

remedia

RED CIENTÍFICA DE MITIGACIÓN DE EMISIONES
DE GASES DE EFECTO INVERNADERO EN EL
SECTOR AGROFORESTAL

WELCOME TO

valencia
10 | 11 abril 2014

remedia
III workshop

Consolidando la red

LIBRO DE RESÚMENES

www.remedia2014.org



Colección Congresos

© Fernando Estellés Barber (editor)

© 2014, de la presente edición: Editorial Universitat Politècnica de València
www.lalibreria.upv.es / Ref.: 6163_01_01_01

Queda prohibida la reproducción, la distribución, la comercialización, la transformación y, en general, cualquier otra forma de explotación, por cualquier procedimiento, de la totalidad o de cualquier parte de esta obra sin autorización expresa y por escrito de los autores.

ÍNDICE DE CONTENIDOS

<i>Mitigación de GEI en Sistemas Agrícolas</i>	1
<i>Mitigación de GEI en Sistemas Ganaderos</i>	75
<i>Mitigación de GEI en Sistemas Forestales</i>	124
<i>Aspectos Socio-Económicos e Inventarios de GEI</i>	146

COMITÉ CIENTÍFICO

Agustín del Prado. *BC3-Basque Centre For Climate Change*

Alberto Sanz-Cobeña. *Universidad Politécnica de Madrid*

Ana Iglesias. *Universidad Politécnica de Madrid*

David Yañez-Ruiz. *EEZ-CSIC*

Domingo Iglesias. *Instituto Valenciano de Investigaciones Agrarias*

María José Sanz. *FAO*

Miguel Ángel de Zavala. *Universidad de Alcalá*

Pilar Merino. *NEIKER*

Raúl Moral. *Universidad de Miguel Hernández*

Sergio Menéndez. *Universidad del País Vasco*

Yolanda Lechón. *CIEMAT*

Salvador Calvet Sanz. *Universitat Politècnica de València*

José Luis Rubio Delgado. *CIDE*

Jorge Álvaro Fuentes. *Estación Experimental de Aula Dei (CSIC)*

MITIGACIÓN DE GEI EN SISTEMAS AGRÍCOLAS

SECUESTRO DE CARBONO EN EL OLIVAR ANDALUZ CON MANEJO CONTRASTADO DE LA CUBIERTA VEGETAL: APLICACIÓN DEL MODELO ROTHC

Vicente-Vicente, J.L.^a, Viñeola, B.^a, Serrano-Ortiz, P.^b, Pérez-Priego, O.^b, Castro, J.^c, Kowalsky, A.S.^b, García-Ruiz, R.^a

^a Universidad de Jaén. Departamento de Biología Animal, Biología Vegetal y Ecología. Campus Lagunillas s/n. Edificio B3, Jaén, 23071

^b Universidad de Granada. Dpt. Física Aplicada, 18071 Granada, Spain

^c Universidad de Granada. Dpt. Ecología Terrestre, 18071 Granada, Spain

1. Introducción

Actualmente, la agricultura constituye una fuente neta de emisiones de CO₂ a la atmósfera, y por ello, existe una tendencia clara de fomentar prácticas agrícolas que, sin mermar la producción, puedan acumular carbono orgánico (Corg) en el suelo. La cubierta verde en el caso del olivar y en otros cultivos leñosos tipo frutal puede incidir en este objetivo. Sin embargo, apenas existen estudios cuantitativos que pongan cifras a la cantidad de Corg que se puede acumular en el suelo con esta práctica teniendo en cuenta la variabilidad edafoclimática y la producción de biomasa de cubierta vegetal. En este estudio se ha evaluado el potencial de acumulación de Corg en el suelo hasta el año 2100 utilizando el modelo RothC, teniendo en cuenta un rango amplio de variabilidad de: i) producción de biomasa aérea anual de cubierta vegetal, ii) contenido en Corg en el suelo, iii) contenido en arcilla y iv) temperatura y precipitación media anuales

2. Materiales y Métodos

RothC-26.3 (Coleman & Jenkinson, 1996) es un modelo diseñado para predecir la acumulación y el reciclaje de Corg en suelos no inundados. Este modelo tiene en cuenta los efectos de la textura del suelo (contenido en arcilla), el clima (temperatura, precipitación y evapotranspiración) y las principales prácticas manejo del cultivo en cuestión, principalmente aquellas implicadas en las entradas y salidas de Corg. Se seleccionaron 4 tipos de regímenes de temperaturas y precipitación (tomados de 7 estaciones meteorológicas), 3 niveles de contenido en el suelo de arcilla, 4 niveles de Corg en el suelo inicial y 4 valores de entrada de Corg en forma de biomasa aérea de cubierta vegetal. Los niveles de arcilla, Corg inicial en el suelo y entrada de Corg por cubierta vegetal fueron aquellos mínimos, medios y máximo encontrados experimentalmente en 12 parcelas de olivar. El modelo se ha utilizado en modo "directo" y la proyección se ha realizado para un período de 87 años (desde 2013 hasta 2100). El total de escenarios resultantes de la combinación de los distintos niveles de las 4 variables fue de 192.

3. Resultados y Discusión

Tras 87 años, en el 18% de los escenarios se acumuló Corg (valores de hasta 10 t C ha⁻¹ en aquellos con elevadas entradas de Corg por cubierta vegetal y con contenidos en Corg en el suelo bajos), en el 9% los niveles de Corg permanecieron sin variación, en el 48% el Corg disminuyó progresivamente y en el 25% la disminución fue muy fuerte (con pérdidas de 35 t C ha⁻¹ en aquellos en los que la entrada de Corg fue inexistente y los niveles de Corg inicial fueron elevados) (figura 1). Las variables que explicaron una proporción elevada de la variabilidad en la acumulación/pérdida de Corg fueron la producción de cubierta vegetal y el contenido en Corg del suelo. La tasa anual de acumulación varió ostensiblemente. Durante los diez primeros años se acumuló entre 3 y 4 veces más carbono, mientras que durante los 27 primeros años la tasa fue entre 1,5 y 2,5 veces mayor respecto a la tasa correspondiente a los 87 años. La figura 2 muestra este hecho para los escenarios de clima frío seco (FS) con contenidos en arcilla bajo (B), medio (M) y alto (A), con Corg aportado por la cubierta vegetal medio (M) y alto (A) y con contenido inicial en Corg en el suelo bajo (B) y medio (M) (por este orden en la nomenclatura del escenario). Este resultado es concordante con la hipótesis de saturación de Corg en el suelo (Six et al., 2002).

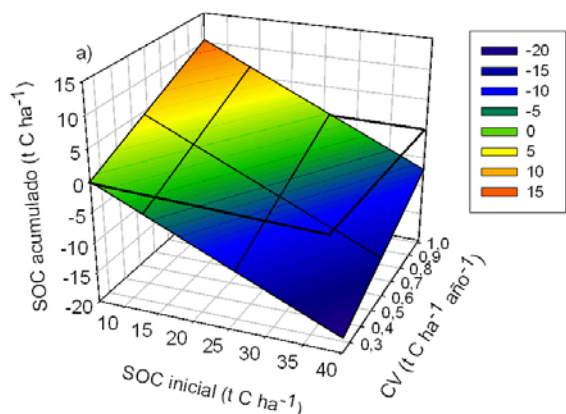


Fig 1. SOC acumulado en función del contenido inicial en SOC y el Corg aportado por la cubierta vegetal.

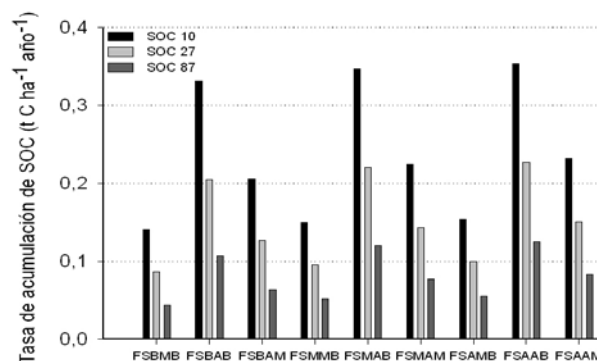


Fig 2. Tasas de acumulación de SOC para los 10 (SOC 10) y 27 (SOC 27) primeros años y para el total del período (SOC 87) en distintos escenarios.

Teniendo en cuenta los generalizados bajos niveles de Corg en el olivar andaluz, se puede establecer un valor medio aproximado de acumulación anual de Corg para un olivar con cubierta vegetal (nivel medio de producción de cubierta vegetal) de alrededor de 80 kg C ha^{-1} durante los 87 años, aunque durante los primeros 10 años esta cifra ascendería a 250 kg ha^{-1} . Estos datos son coherentes con la estimación del IPCC (2000) para la agricultura mundial ($300 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) o el rango proporcionado por Freibauer et al. (2004) para la agricultura ecológica ($0 - 500 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$). Dada la gran extensión de olivar andaluz (1,5 millones de hectáreas) si todo el olivar andaluz permitiese el desarrollo de la cubierta vegetal se podrían acumular (sirva este ejercicio no exento de asunciones arriesgadas para proporcionar una idea cuantitativa) alrededor de 10×10^6 toneladas de C, evitando la emisión de en torno a 37 millones de toneladas de CO_2 durante los primeros 87 años.

4. Conclusión

El mantenimiento de la cubierta vegetal en el olivar andaluz es un manejo que incrementa el contenido en Corg en el suelo, contribuyendo a reducir el CO_2 presente en la atmósfera, especialmente cuando los niveles de Corg en el suelo son bajos y la producción anual de biomasa aérea elevada. La mayoría de los estudios proporcionan tasas de secuestro de carbono constantes e invariables en el tiempo. Este estudio pone de manifiesto la necesidad de incorporar la dimensión temporal en aquellas aproximaciones dirigidas a cuantificar las tasas de acumulación de Corg en el suelo derivadas de distintas prácticas de manejo.

Referencias

- Coleman, k. and Jenkinson, D. 1996. RothC-26.3- A model for the turnover of carbon in soil. In D. Powlson, P. Smith, & J. Smith Eds., Evaluation of Soil Organic Matter Models Using Existing, Long-Term Datasets. Vol. 38, 237-246. NATO ASI Series I.
- IPCC. 2000. Land Use, Land Use Change and Forestry. Special Report. Cambridge, U.K.
- Freibauer, A., Rounsevell, M., Smith, P., and Verhagen, J. 2004. Carbon sequestration in the agricultural soils of Europe. Geoderma 122, 1-23.
- Six, J., Conant, R., Paul, E., and Paustian, K. 2002. Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C-saturation. Plant and Soil 241, 155-176.

APROXIMACIÓN CUANTITATIVA DEL ALMACENAMIENTO DE CARBONO EN CULTIVOS HERBÁCEOS EN ESPAÑA

Funes, I.^{a*}; Savé, R.^a, Aranda, X.^a, Molina, A.^a, Batlles, C.^b, Retana, J.^b, Comas, L.^b, Gracia, M.^b, Vayreda, J.^b, Grau, B.^a, de Herralde, F.^a, Biel, C.^a

^a Programa Horticultura Ambiental. Área de Medio Ambiente y Cambio Global. IRTA. (robert.save@irta.cat)

^b Centre de Recerca Ecològica i Aplicacions Forestals (CREAF).

1. Introducción

Este trabajo se enmarca en el proyecto Consolider Montes y en los proyectos MINECO GRIFO y CARBOSTOCK, proponiendo que el equilibrio entre bosques y cultivos pueden jugar un papel hidrológico y ecológico importantísimo.

En este contexto, según datos del MAGRAMA del 2012, de los 17 millones de ha de superficie agrícola en España, el 53% son cultivos herbáceos (35% son cereales, 6% son cultivos industriales, 6% son forrajeras y el último 6% estaría compuesto por flores, hortalizas y plantas ornamentales), lo cual, hace cuantitativamente importantes los cultivos de cereales y forrajeras más allá de su importancia productiva, por la extensión que ocupan y por tanto por las funciones ecosistémicas que realizan. Entre ellas está la de la fijación de carbono durante la fase de crecimiento y de almacenamiento temporal del mismo.

El presente trabajo se plantea como objetivo valorar el almacenamiento temporal de carbono en cultivos forrajeros y de gramíneas en España.

2. Material y Métodos

El estudio, se ha desarrollado siguiendo la metodología propuesta por Bolinder et al. (2007). Las estimaciones se han basado en el cálculo de la Productividad Primaria Neta (NPP) total anual para algunos de los cultivos herbáceos más comunes en la Península Ibérica española en base a datos de producción y superficie obtenidos en Anuario de Estadística Agraria 2012 del MAGRAMA.

3. Resultados y Discusión

Los resultados (Fig. 1) muestran una importante variabilidad en los almacenamientos temporales de C, tanto relacionados con la especie como a su distribución geográfica, edafo-climática, lo cual es un interesante punto de partida, de referencia, para valorar las condiciones agronómicas en que se han desarrollado los presentes resultados y así generar opciones, en el uso de estos cultivos, en estrategias de mitigación al cambio climático.

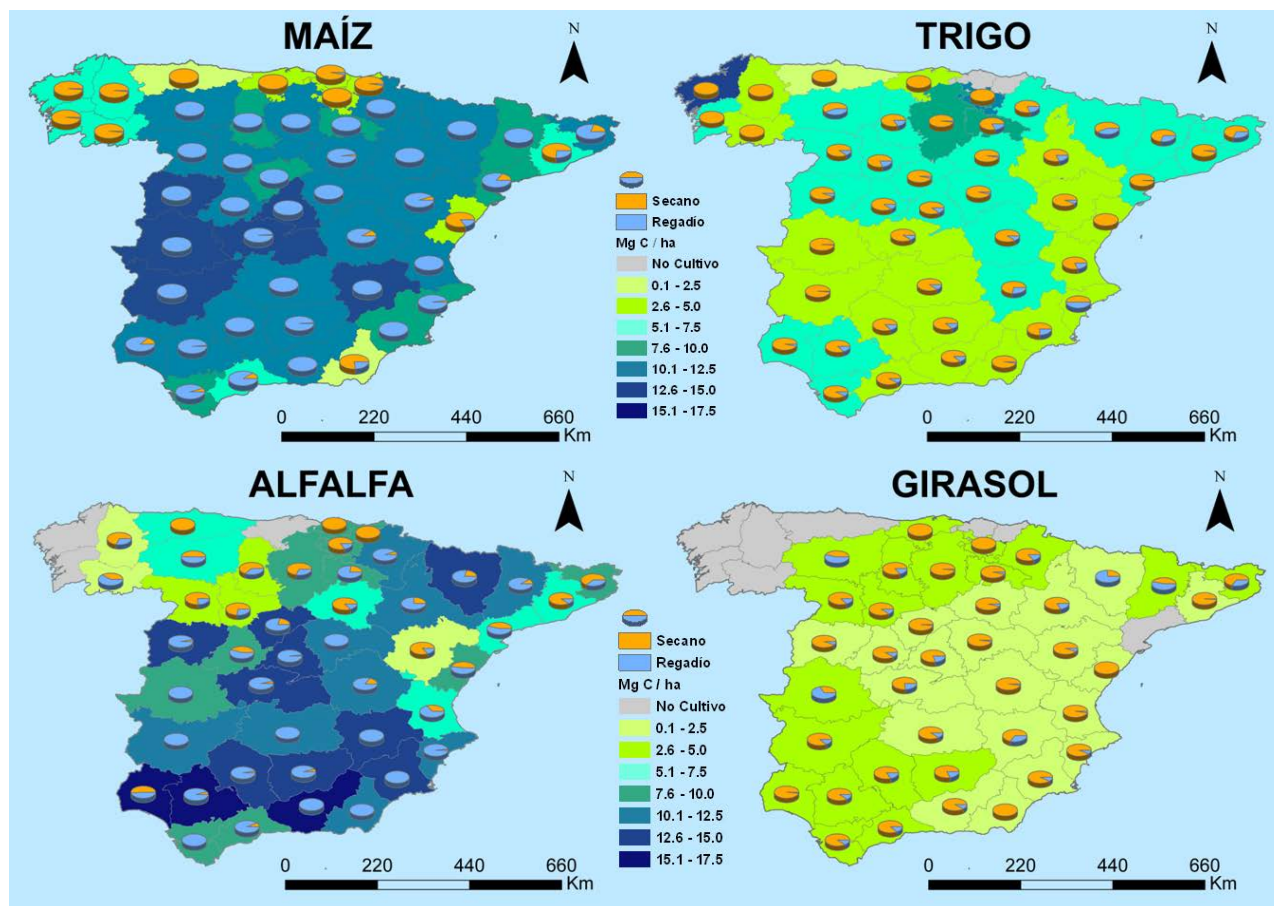


Fig. 1. Análisis provincial de la acumulación temporal de Carbono en algunos cultivos herbáceos en España (Península).

Referencias

- Bolinder M.A., Janzen H.H., Gregorich E.G., Angers D.A. & VandenBygaart A.J. (2007). An approach for estimating net primary productivity and annual carbon inputs to soil for common agricultural crops in Canada. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 118, 29-42.
- Ministerio de Agricultura Alimentación y Medio Ambiente (MAGRAMA). Gobierno de España (2012). *Anuario de Estadística Agraria. Anual desde 1997*

EMISIONES DE ÓXIDO NITROSO EN FUNCIÓN DEL TIPO DE FERTILIZACIÓN NITROGENADA EN UN CULTIVO DE ARROZ INUNDADO

Moreno-García, B., Guillén, M., Quílez, D.

Unidad de Suelos y Riegos (Unidad Asociada EEAD-CSIC), CITA, Avda Montañana 930, 50059, Zaragoza.

1. Introducción

La fertilización en la agricultura es indispensable para aumentar la producción de los cultivos, pero puede originar problemas de contaminación. Uno de ellos es la emisión de N_2O , gas con potente efecto invernadero, que en el caso del arroz se puede ver favorecida por las condiciones de inundación del suelo. En Aragón se cultivaron 8.000 ha de arroz durante el año 2013, y es frecuente la fertilización con purín porcino. El objetivo de este estudio es evaluar la emisión de N_2O del suelo en un cultivo de arroz inundado y comparar la fertilización con purín porcino y la mineral.

2. Materiales y Métodos

El estudio se llevó a cabo en arroz (*Oryza Sativa* sb. japónica) en la localidad de Villanueva de Sigüenza (Huesca) en un ensayo (split-plot con 4 repeticiones) con parcelas fertilizadas con purín porcino y fertilizante mineral. Se seleccionaron 4 tratamientos: Control (0 kg N/ha), M (mineral): 120 kg N/ha en fondo y 60 Kg N/ha en cobertera, P120: purín porcino a 120 kg $N-NH_4^+$ /ha en fondo y 60 kg N/ha en cobertera y P170: purín porcino a 170 kg $N-NH_4^+$ /ha en fondo. Las emisiones de N_2O del suelo se midieron en el periodo Mayo-Noviembre con un intervalo aproximado de 7 días y al mismo tiempo se midió la temperatura de los primeros 5 cm del suelo y se tomaron muestras de suelo (0-0.3 m) donde se analizó el contenido de nitrato. Para medir la emisión de N_2O se utilizaron cámaras estáticas y se tomaron muestras a intervalos de 15 minutos durante 45 minutos. Los flujos de N_2O durante el periodo de muestreo se calcularon por regresión y se integraron para obtener la emisión acumulada durante el periodo analizado.

3. Resultados y Discusión

Se ha observado que en torno al 10 de junio (periodo g, fig 1) hay un aumento muy acusado de nitrato en el suelo para todos los tratamientos que está asociado con un periodo de nivel de agua muy bajo o inexistente; es probable que existieran condiciones que favorecieron el proceso de nitrificación, sin embargo no se observó una respuesta en la emisión de N_2O . Posteriormente, hay dos periodos de seca (periodos h, fig 1) para realizar tratamientos herbicidas, en los que no se observan cambios apreciables en el nitrato del suelo ni en las emisiones de N_2O . Tampoco se observó un efecto al aplicar el abono en cobertera a finales del mes de julio. A partir del inicio de la seca para la cosecha (periodo c) aumenta la concentración de nitrato en el suelo y las emisiones de N_2O , que pasan de ser negativas a positivas. Es decir, mientras el suelo permaneció inundado, las emisiones de N_2O fueron negativas, hubo un consumo de N_2O , y es en el último periodo del cultivo y después de la cosecha cuando las emisiones tomaron valores positivos. Ferré y col. (2012) obtuvieron resultados similares en un cultivo de arroz inundado en Italia, con flujos nulos o negativos de N_2O durante el periodo de inundación y flujos positivos inmediatamente después del drenaje de la parcela, encontrando que el consumo de N_2O estaba relacionado positiva y significativamente con un tipo de ácido graso implicado en el metabolismo de algunas bacterias, incluidas las desnitrificantes; estas bacterias utilizan el N_2O como aceptor de electrones y lo transforman en N_2 al no existir NO_3^- en el suelo.

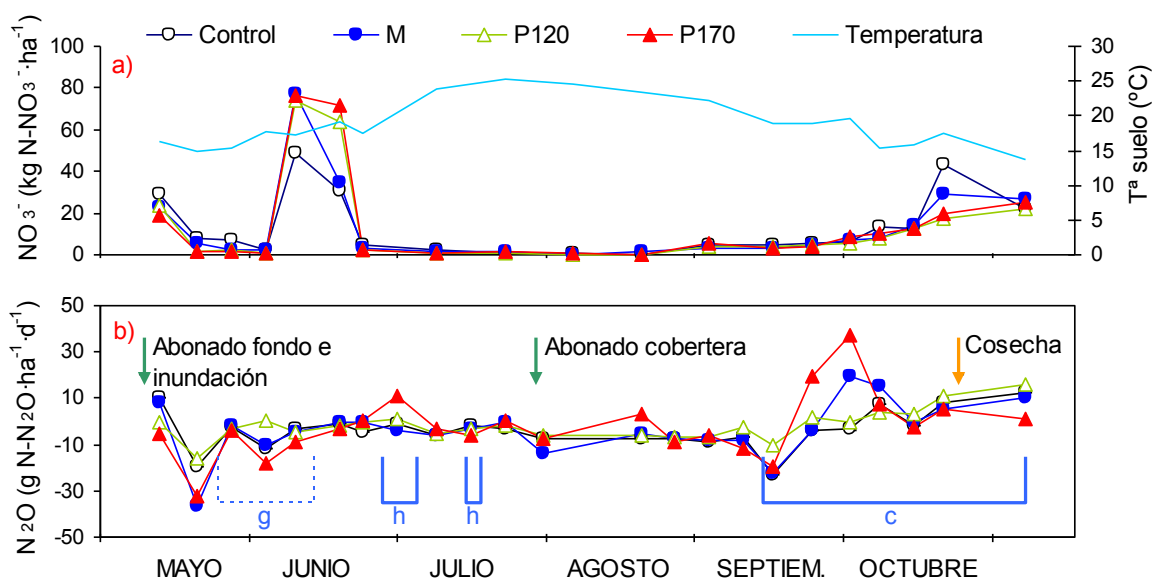


Fig 1 a) Contenido de nitrato y temperatura del suelo, **b)** Emisiones de N_2O ($g\ N-N_2O \cdot ha^{-1} \cdot d^{-1}$) del suelo. En el periodo g, se bajó la lámina de agua para una mejor germinación de la semilla, en los periodos h el agua estuvo cortado para realizar tratamientos herbicidas y el periodo c corresponde al secado final de la parcela.

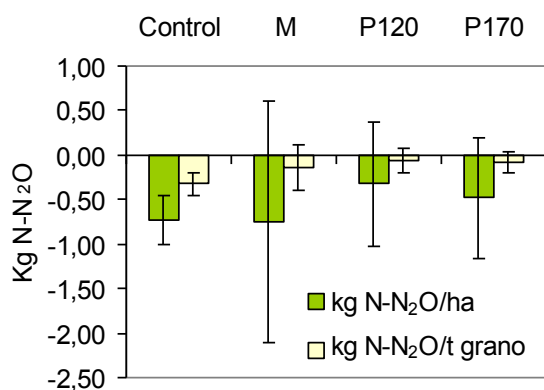


Fig 2. $kg\ N-N_2O \cdot ha^{-1}$ y $kg\ N-N_2O\ t\ grano\ producida^{-1}$ acumulados durante el periodo analizado para los cuatro tratamientos de fertilización estudiados. Las barras verticales indican la desviación estándar.

El aumento de las emisiones de N_2O en la fase final podría estar originado por dos procesos: el proceso de nitrificación que origina como compuesto secundario el N_2O , y el de desnitrificación del NO_3^- que se está formando, ya que en esos momentos pueden existir condiciones aerobias y anaerobias simultáneamente. Otros autores también observaron emisiones más altas de N_2O en los momentos de seca y en el drenaje final de la parcela (Wang y col. 2011).

Las emisiones acumuladas de N_2O para el periodo analizado fueron negativas en todos los tratamientos, no existiendo diferencias significativas en la emisión de N_2O ni en la emisión estandarizada por el rendimiento entre tratamientos ($P < 0.05$) (Fig 2).

4. Conclusión

Mientras que el suelo permanece inundado durante el cultivo del arroz existe un consumo de N_2O que podría ser debido a la ausencia de N en forma de NO_3^- en el suelo, que origina que las bacterias consuman el N_2O para su posterior transformación en N_2 . Cuando se procede al secado de la parcela, es el momento crítico en el que pueden aumentar las emisiones debidas a los procesos de nitrificación y desnitrificación, que están asociados a cambios en las formas de N del suelo. No existieron diferencias significativas en las emisiones acumuladas para el periodo analizado entre los tratamientos, y por tanto, no parece haber un aumento de las emisiones originado por la aplicación de purín porcino como fertilizante.

Referencias

Ferré, C., Zechmeister-Boltenstern, R. C., Comolli, R., Andersson, M. and Seufert, G., 2012. Soil microbial community structure in a rice paddy field and its relationships to CH₄ and N₂O fluxes. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 93, 35-50.

Wang, J. Y., Jia, J. X., Xiong, Z. Q., Khalil, M. A. K. and Xing, G. X., 2011. Water regime-nitrogen fertilizer-straw incorporation interaction: Field study on nitrous oxide emissions from a rice agroecosystem in Nanjing, China. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 141, 437-446.

EVALUACIÓN DE PRÁCTICAS AGRÍCOLAS (LABOREO Y ROTACIÓN) PARA MITIGAR GASES DE EFECTO INVERNADERO EN CLIMA MEDITERRÁNEO

Guardia, G.^a, Tellez-Rio, A.^a, García-Marco, S.^a, Tenorio, J.L.^b, Vallejo, A.^a

^a ETSI Agrónomos, Universidad Politécnica de Madrid, Avda. Complutense s/n, 28040 Madrid, Spain

^b INIA, Departamento de Medio Ambiente. Ctra de La Coruña Km. 7.5, 28040 Madrid, Spain.

1. Introducción

El laboreo de conservación (Mínimo Laboreo, ML; No Laboreo, NL) y la rotación de cultivos están consideradas como Buenas Prácticas Agrícolas, y contribuyen a mejorar las propiedades físicas y la fertilidad del suelo, así como a reducir el empleo de algunos insumos agrarios (Follet y Schimel 1989). Sin embargo, existe gran controversia sobre el efecto de estas prácticas sobre las emisiones de Gases de Efecto Invernadero (GEI), a las que la agricultura contribuye en un 13.5 %, siendo normalmente el óxido nitroso (N₂O) el mayor determinante del Poder de Calentamiento Global derivado de los agrosistemas (IPCC, 2006). La variabilidad de resultados y la escasez de estudios en zonas mediterráneas, especialmente sobre el efecto de la rotación de cultivos, justifican la necesidad de nuevos estudios sobre este tema. El objetivo principal de este ensayo ha sido evaluar la influencia de las prácticas de laboreo de conservación frente al Laboreo Tradicional (LT) mediante vertedera; así como la rotación barbecho- trigo (*Triticum aestivum* L. var. 'Marius') frente a monocultivo de trigo, sobre las emisiones de GEI (N₂O, CH₄ y CO₂) desde el suelo.

2. Materiales y Métodos

El ensayo de campo, con casi 20 años de diferenciación entre tratamientos, se localizó en la finca de La Canaleja (INIA), en Alcalá de Henares (Madrid). El periodo de estudio comprendió desde octubre de 2011 hasta junio de 2012. El diseño experimental consistió en un *split plot* con 3 repeticiones, en el cual el tratamiento principal (plot) era el tipo de laboreo: LT, ML y NL; y el tratamiento secundario (subplot) era la comparación entre barbecho (B), trigo monocultivo (M) y trigo rotación (T). Todas las parcelas sembradas con cereal recibieron una dosis de 27 kg N ha⁻¹año⁻¹. El experimento se llevó a cabo en condiciones de secano.

3. Resultados y Discusión

Los valores de emisiones acumuladas de N₂O estuvieron comprendidos entre 7 y 20 mg N₂O m⁻². Durante el ciclo de cultivo se produjeron flujos puntuales negativos, especialmente durante el invierno, periodo en el cual la baja disponibilidad de NO₃⁻-N en el suelo como consecuencia de su lixiviación por las precipitaciones de otoño e invierno, podría provocar la reducción del N₂O a N₂ por parte de los microorganismos desnitrificantes (Mejjide et al., 2009). Las emisiones acumuladas de N₂O (Tabla 1) fueron significativamente menores (P < 0.05) en NL respecto a los otros dos sistemas; y en las parcelas no fertilizadas de barbecho en relación a las fertilizadas de trigo. La reducción de las emisiones bajo NL en ensayos de larga duración (más de 10 años) ha sido también constatada por Van Kessel et al. (2013).

Todos los tratamientos evaluados actuaron como sumideros de CH₄, con valores comprendidos entre -48.3 y -87.4 mg CH₄ m⁻² (Tabla 1). No se observaron diferencias significativas entre tipos de laboreo en cuanto a la capacidad de oxidación de CH₄, si bien ésta fue significativamente mayor en T que en M, indicando el potencial de la rotación de cultivos como sumidero de CH₄ en zonas semi-áridas (Barton et al., 2013).

Los flujos diarios de CO₂ (respiración total procedente del suelo y la planta) se mantuvieron por debajo de 1 g CO₂ m⁻² d⁻¹ hasta el inicio de la primavera, incrementándose a partir de entonces los flujos hasta valores de 6.4 g CO₂ m⁻² d⁻¹, como consecuencia del incremento de la temperatura del suelo y las precipitaciones, que estimularon la actividad microbiológica de descomposición; así como la fase de mayor crecimiento vegetativo del cultivo. Los flujos acumulados de CO₂ emitidos desde el suelo (Tabla 1) no mostraron diferencias significativas entre tipos de laboreo, por lo que

considerando las emisiones indirectas (consumo de combustible, fabricación y transporte de fertilizantes, etc.) el laboreo de conservación también puede constituir una herramienta adecuada para mitigar las emisiones de este gas (Snyder et al., 2009). El barbecho mostró flujos acumulados de CO₂ significativamente menores que T y M, como consecuencia de la menor respiración radicular (por ausencia de cultivo) y menor actividad microbiana (por ausencia de fertilización nitrogenada) (Reicosky y Archer, 2007).

Tabla 1. Emisiones acumuladas de N₂O, CH₄ y CO₂. Para cada efecto, los valores medios seguidos por la misma letra no son significativamente diferentes según el test LSD de Fisher con un nivel de significación del 5 %.

Effect	Emisión acumulada	Emisión acumulada	Emisión acumulada
	N ₂ O (mg N-N ₂ O m ⁻²)	CH ₄ (mg C-CH ₄ m ⁻²)	CO ₂ (g C-CO ₂ m ⁻²)
Laboreo x cultivo	ns	ns	ns
E.S.	3,9	11,6	22,9
Laboreo	*	ns	ns
LT	14,8 a	-65,3	127,2
ML	12,1 a	-64,6	138,6
NL	6,0 b	-68,6	115,6
E.S.	1,5	3,5	14,9
Crop	*	*	**
M	13,3 a	-54,5 a	132,9 a
T	14,7 a	-79,2 b	167,4 a
B	4,9 b	-64,9 ab	81,1 b
E.S.	2,3	6,7	13,2

4. Conclusión

El no laboreo y las rotaciones de cultivos que incluyan barbecho en la alternativa constituyen prácticas recomendables de cara a mitigar las emisiones de GEI desde el suelo en agrosistemas mediterráneos de secano.

Referencias

- Barton, L., Murphy, D.V. and Butterbach-Bahl, K. 2013. Influence of Crop Rotation and Liming on Greenhouse Gas Emissions from a Semi-Arid Soil. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 167, 23-32.
- Follett, R. F. and Schimel, D. S. 1989. Effect of Tillage Practices on Microbial Biomass Dynamics. *Soil Science Society of America Journal* 53, 1091-1096.
- IPCC. 2006. Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Vol. 4. Agriculture, Forestry y Other Ly Use. Intergovernmental Panel on Climate Change, IGES, Japan.
- Meijide, A., García-Torres, L., Arce, A. and Vallejo, A. 2009. Nitrogen Oxide Emissions Affected by Organic Fertilization in a Non-Irrigated Mediterranean Barley Field. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 132, 106-115.
- Reicosky, D. C. and Archer, D.W. 2007. Moldboard plow tillage depth and short-term carbon dioxide release. *Soil and Tillage Research* 94, 109-121.
- Snyder, C.S., Bruulsema, T.W., Jensen, T.L. and Fixen, P. E. 2009. Review of Greenhouse Gas Emissions from Crop Production Systems and Fertilizer Management Effects. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 133, 247-266.

Van Kessel, C., Venterea, R., Six, J., Adviento-Borbe, M. A., Linnquist, B. and Van Groenigen, J. W. 2013. Climate, Duration, y N Placement Determine N₂O Emissions in Reduced Tillage Systems: A Meta-Analysis. *Global Change Biology* 19, 33-44.

EFFECTOS DEL LABOREO CONVENCIONAL Y NO-LABOREO SOBRE LA DINAMICA DEL CARBONO EN SUELOS ENMENDADOS CON COMPOST Y LODOS

Soler-Rovira, P., García-Gil, J.C., G. Lopez-de-Sa, E., Polo, A.
Instituto de Ciencia Agrarias – CSIC, Serrano 115 bis 28006 Madrid

1. Introducción

El uso del suelo y las prácticas de manejo tienen un impacto significativo sobre la capacidad potencial de estos sistemas para mitigar las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI). El objetivo de este trabajo es estudiar en suelo agrícola semi-árido la influencia del tipo de manejo (vertedera vs no-laboreo) y de la adición de enmiendas orgánicas (compost y lodos de E.R.A.R. secados térmicamente), sobre la evolución temporal de los flujos de CO₂ y del contenido de C hidrosoluble (CH) analizado a distintas profundidades de suelo.

2. Materiales y Métodos

El estudio se ha realizado en un ensayo de campo de larga duración de la Finca “La Higuera” (Toledo). El experimento consta de tres bloques que albergan parcelas sobre las que se realizó un laboreo con vertedera (VT) y otras de no laboreo (NL), y a nivel de subparcela la aplicación en mayo de 2012 de compost de lodo (CL) y de lodo secado térmicamente (LT) a una única dosis de 30 t ha⁻¹ o la no aplicación de enmienda (Control). En octubre de 2012 se realizaron las labores y se sembró un cultivo de cebada. La monitorización de los flujos de CO₂ en suelo se realizó periódicamente con un IRGA EGM-4 (PP Systems). La temperatura y humedad del suelo se registraron a una profundidad de 20 cm. A los 6 y 12 meses de realizar las labores se muestreó el suelo a tres profundidades (0-10, 10-20 y 20-30 cm) y se determinó el contenido de C hidrosoluble sobre un extracto 1:10 (suelo:agua) utilizando un analizador Shimadzu TOC-VCSH.

3. Resultados y Discusión

El CH es considerado una fuente de C biodegradable de la materia orgánica de los suelos y su dinámica va a estar influenciada, además de por factores bióticos y abióticos, por el uso del suelo y las prácticas de manejo. Los resultados obtenidos en este estudio indican que el manejo de NL tiene contenidos de CH significativamente más altos que los suelos sujetos a la labor de VT en los 0-10 cm de profundidad, mientras que este incremento es únicamente significativo a 10-20 cm en los suelos enmendados y en otoño (Tabla 1). Debido a su menor grado de estabilización, el contenido de CH del LT (22.1 g kg⁻¹) es mayor que el del CL (7.3 g kg⁻¹), por lo que su incorporación al suelo significa un mayor aporte de fracciones lábiles de C. Por ello, en ambos muestreos y manejos, el contenido de CH es significativamente mayor en los suelos enmendados con LT, manteniéndose en general este efecto en las tres profundidades.

Tabla 1. Evolución del C hidrosoluble (mg kg⁻¹) en los suelos control y enmendados con compost de lodo (CL) y lodo térmico (LT) y sujetos a no-laboreo (NL) y labor de vertedera (VT)

	Profundidad	NL			VT		
		Control	CL	LT	Control	CL	LT
Abril 2013	0-10	224.1 bA*	419.6 bB*	501.6 cC*	176.0 bA	192.2 aA	262.6 bB
	10-20	150.6 aA	173.8 aA	242.7 bB	151.6 abA	167.7 aA	220.0 aB
	20-30	132.5 aA	145.9 aA	214.0 aB	146.1 aA	176.9 aAB	201.7 aB
Octubre 2013	0-10	337.7 cA*†	434.5 cAB*	499.5 bB*	279.6 bB†	239.4 cA†	272.1 bB
	10-20	238.4 bA†	294.4 bB*†	303.0 aB*†	203.8 aA†	208.9 bA†	224.2 aA
	20-30	186.9 aA†	212.6 aA†	245.9 aB†	205.6 aB†	186.2 aA	218.6 aC

Significancia ($p \leq 0.05$, MDS) de efectos: minúsculas, profundidad (misma enmienda y labor); mayúsculas, enmienda (misma profundidad y labor). * labor (misma profundidad y enmienda). † tiempo (misma profundidad, enmienda y labor)

Las variaciones de los contenidos de CH en el tiempo están muy ligadas a la actividad microbiana de los suelos. En general, el menor contenido de CH en primavera podría ser atribuido a una mayor mineralización de este C lábil por la biota edáfica coincidiendo con unas condiciones óptimas de humedad y temperatura (Madejón et al. 2007), dado que el CH constituye una fuente importante de C y de energía para los microorganismos del suelo, mientras que en otoño habría una recarga de estos pool de C proveniente de los residuos de cosecha y de las enmiendas, que no han sido mineralizados durante el verano. A profundidades de 10-20 y 20-30 cm en el manejo NL se observa un aumento significativo de CH en todos los tratamientos, indicando un transporte de estas fracciones de materia orgánica en el perfil, mientras que a 0-10 cm no hay diferencias significativas en los suelos enmendados con CL y LT.

La evolución del CH en primavera y otoño estaría en concordancia con los resultados obtenidos en la monitorización de los flujos de CO₂ en suelo (Fig. 1). En general, los incrementos en respiración de los suelos son moderados en primavera, disminuyendo drásticamente en verano coincidiendo con un déficit hídrico en los suelos, y se incrementan significativamente en otoño, coincidiendo con los pulsos de precipitación después de la sequía estival y temperaturas por encima de 15°C, que favorecen los procesos de mineralización.

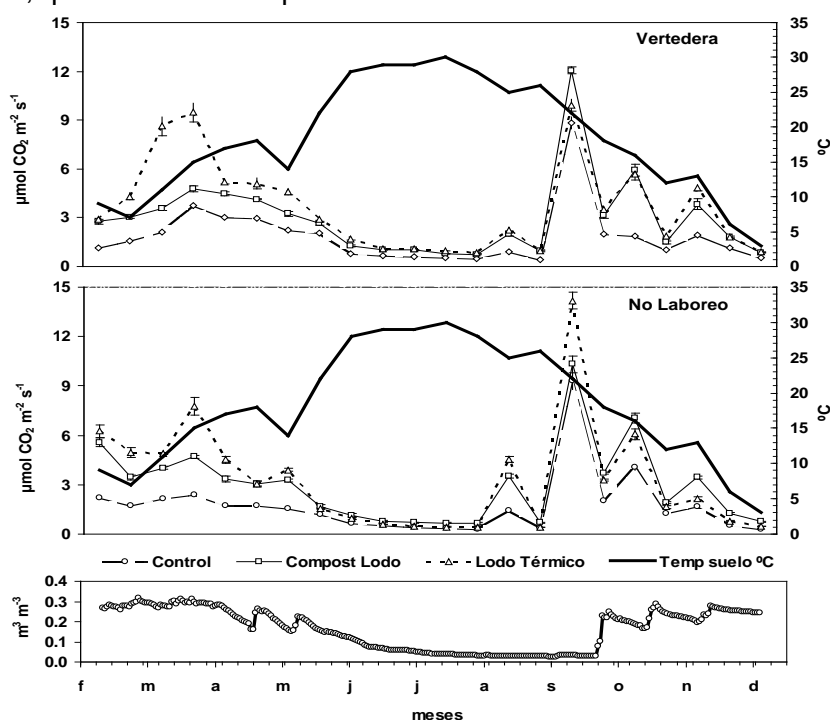


Fig1. Evolución de los flujos de CO₂, temperatura y contenido de humedad en los suelos

4. Conclusión

Los suelos enmendados con LT muestran los flujos de CO₂ más elevados en primavera para ambos manejos, siendo más intensos en VT. La respuesta a los pulsos de precipitación en otoño es similar en NL y VT, registrándose flujos de CO₂ más altos en los suelos enmendados del NL, debido posiblemente a una mayor disponibilidad de CH fácilmente biodegradable y a una biomasa microbiana metabólicamente más activa.

Agradecimientos

A la CICYT por financiar el Proyecto CTM2011-25557.

Referencias

Madejón, E., Moreno, F., Murillo, J. M. and Pelegrín, F. 2007. Soil biochemical response to long-term conservation tillage under semi-arid Mediterranean conditions. *Soil & Tillage Research* 94, 346-352.

SIMULACIÓN DE LA EMISIÓN DE N₂O EN MAÍZ FORRAJERO INFLUENCIADA POR LA FERTILIZACIÓN NITROGENADA Y EL CULTIVO PRECEDENTE

Doltra, J.^a, Báez, D.^b, Louro, A.^b, García, M.I.^b

^a Centro de Investigación y Formación Agrarias, c/ Héroes 2 de Mayo 27 39600 Muriedas, Cantabria, Spain.

^b Centro de Investigaciones Agrarias de Mabegondo, Apdo. 10, 15080 A Coruña, Galicia, Spain

1. Introducción

Un manejo óptimo de la fertilización nitrogenada es uno de los factores más relevantes en la mitigación del impacto del cambio climático consecuencia de la actividad agraria. En este sentido es imprescindible disponer de herramientas que contribuyan a entender y cuantificar las diferencias en la emisión del óxido nitroso (N₂O) producido bajo diferentes estrategias de manejo del nitrógeno (N). La descomposición de los residuos y manejo de los cultivos precedentes son, así mismo, factores determinantes de la dinámica de los flujos de N₂O (Brozyna y col. 2013). En este trabajo se evalúa la simulación de las emisiones de N₂O producidas durante el cultivo del maíz forrajero, con tratamientos de fertilización nitrogenada orgánica y mineral, precedido de maíz (sin forraje de invierno) o de cinco años de parcela en pastoreo, en condiciones del arco atlántico utilizando el modelo de simulación basado en procesos FASSET (Berntsen y col., 2003).

2. Materiales y Métodos

Se establecieron cuatro tratamientos de fertilización nitrogenada en maíz durante dos ciclos de cultivo (2009 y 2010) en parcelas experimentales del CIAM (A Coruña) con suelo de tipo franco limoso. La temperatura y precipitación media del ciclo de cultivo de los dos años (mayo-septiembre) fue de 17.7 °C y de 249 mm, respectivamente. Los tratamientos consistieron en la aplicación de fertilización mineral (MF), la inyección de purín de bovino (CS) o porcino (PS) y la no fertilización (CT). La dosis de N fue de 200 kg N ha⁻¹ aplicada justo antes de la siembra en el caso de los purines o fraccionada en siembra (125) y cobertera (75) en la fertilización mineral. En 2009 el maíz estuvo precedido de otro ciclo de maíz sin cultivo de invierno posterior y en 2010 de cinco años de pradera en pastoreo. En ambos casos hubo incorporación de los residuos vegetales en primavera previo a la siembra del maíz. Los flujos de N₂O se determinaron durante el ciclo de cultivo del maíz utilizando cámaras estáticas y cromatografía de gases. La versión 2.2.4 del modelo FASSET se inicializó con datos de clima y suelo del CIAM considerando, de una banda, el manejo de las parcelas en los años y cultivos precedentes al ensayo y, de otra, el desarrollo del maíz en las condiciones del arco atlántico.

3. Resultados y Discusión

El efecto de la variabilidad de las emisiones entre ciclos de cultivo superó en gran medida al efecto del tipo de fertilización nitrogenada del maíz siendo este resultado bien reproducido en las simulaciones realizadas con FASSET (Tabla 1). Además de las variaciones interanuales, el modelo fue capaz de diferenciar entre los tratamientos con fertilización y sin aplicación de fertilizantes. Se encontró, sin embargo, una divergencia significativa en la similitud de las simulaciones y las determinaciones entre los dos años de estudio. Mientras que en 2009 se observa una clara subestimación de las emisiones, en el ciclo siguiente se obtuvieron datos simulados en el rango del 60-95% de la media de las determinaciones. Las diferencias del comportamiento del modelo entre años se deben en buena medida a la información disponible para la inicialización del modelo: para la representación del sistema suelo al inicio del cultivo se consideraron cinco años de manejo real de la parcela en 2010 y un año en 2009. La Fig. 1 muestra la dinámica de los flujos de N₂O, que estuvo influenciada en mayor medida por la precipitación y el ciclo de cultivo, reflejo del grado de saturación de humedad del suelo y del manejo previo de la parcela respectivamente, y, en menor medida de la fertilización aplicada.

Tabla 1. Emisiones de N₂O (kg N ha⁻¹) simuladas y observadas durante el ciclo de maíz. Valores medios seguidos del error estándar de la media, n=3.

	Simuladas		Observadas	
	2009	2010	2009	2010
CT	1.58	3.26	8.07 (0.67)	5.24 (0.07)
MF	3.35	7.52	11.70 (1.02)	7.83 (0.19)
CS	2.62	4.95	10.91 (0.51)	8.76 (0.17)
CP	2.68	6.58	10.75 (0.25)	8.66 (0.44)

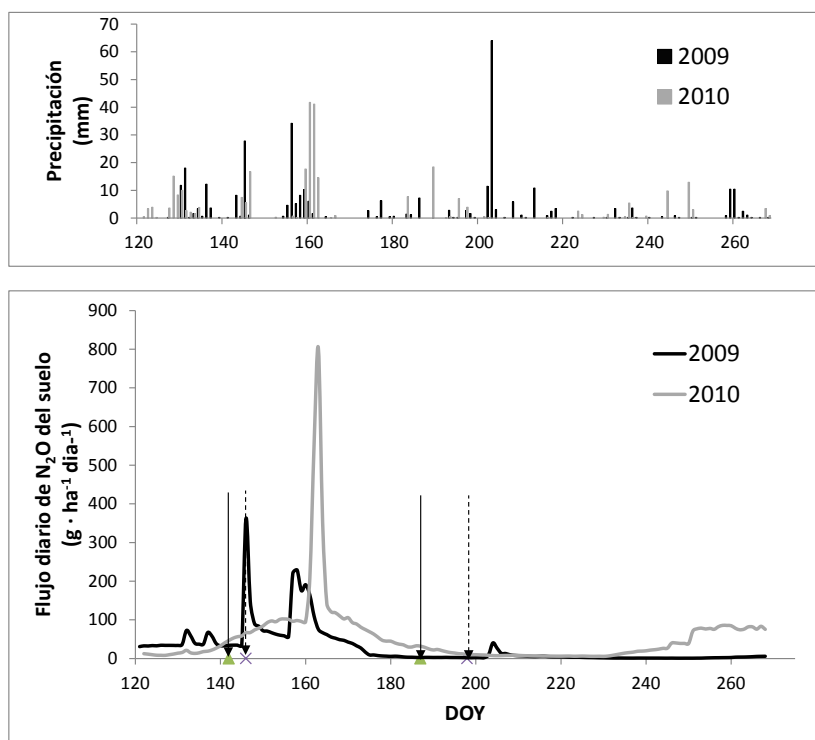


Fig 1. Dinámica del flujo de N₂O simulado en el tratamiento MF y de la precipitación en 2009 y 2010. Las flechas indican las fertilizaciones en 2009 (líneas continuas) y 2010 (discontinuas).

4. Conclusión

El modelo FASSET, con una adecuada inicialización, es capaz de simular de forma razonable la emisión de N₂O en sistemas forrajeros del arco atlántico y, por tanto, servir como herramienta útil en estrategias agronómicas de mitigación de gases de efecto invernadero.

Agradecimientos

El trabajo está financiado en el marco del proyecto RTA2012-00065-C05-03 y 10MRU503001PR (Xunta de Galicia).

Referencias

- Berntsen, J., Petersen, B.M, Jacobsen, B.H., Olesen, J.E. and Hutchings, N.J. 2003. Evaluating nitrogen taxation scenarios using the dynamic whole farm simulation model FASSET. *Agricultural Systems* 76, 817-839.
- Broyzna, M.A., Petersen, S.O., Chirinda, N. and Olesen, J.E. 2013. Effects of grass-clover management and cover crops on nitrogen cycling and nitrous oxide emissions in a stockless organic crop rotation. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 181, 115-126.

INFLUENCIA DE LAS CUBIERTAS VEGETALES Y EL LABOREO CONVENCIONAL EN LA SALIDA DE CARBONO ORGÁNICO EN OLVAR

Márquez-García, F.^{a,c*}, Ordóñez-Fernández, R.^{b,c}, González-Sánchez, E.^{c,a}, Carbonel-Bojollo, R.^b, Gil-Ribes, J. A.^{a,c}

^a Departamento de Ingeniería Rural. Universidad de Córdoba, 14071, Córdoba, España

^b Área de Producción Ecológica y Recursos Naturales, Centro IFAPA Alameda del Obispo, 3092, Córdoba, España.

^c Asociación Española de Agricultura de Conservación. Suelos Vivos, Centro IFAPA Alameda del Obispo, 3092, Córdoba, España.

1. Introducción

Los cultivos leñosos han sufrido un gran desarrollo en el arco mediterráneo, siendo el olivo (*Olea europaea*) el que mayor expansión presenta en estas condiciones. Ees en España donde ha alcanzado su mayor extensión, siendo un elemento vertebrador social y económico en muchas regiones del país, especialmente en el sur. La propia tipología de las plantaciones, la existencia de un clima mediterráneo con frecuentes episodios de lluvia intensos, la escasa cobertura de suelo proporcionada por el cultivo y que el laboreo es el sistema de manejo de suelo más utilizado por los agricultores, ocasionan unas elevadas pérdidas de suelo. Siendo la erosión el mayor problema medioambiental de la olivicultura.

Sin embargo, no sólo se ha de tener en cuenta la pérdida de suelo, ya que asociado al sedimento se transporta una gran cantidad de carbono orgánico (CO), con un elevado potencial contaminante de la atmósfera y las aguas superficiales. Las cubiertas vegetales (CV) reducen las pérdidas de suelo al mantener el suelo protegido (Kassam et al., 2012). Sin embargo, aún existen muchos interrogantes del papel que pueden jugar las CV en la salida de CO en las explotaciones olivareras, debido entre otros factores al incremento en el contenido de CO de los suelos que se produce al descomponerse los restos de la CC (Márquez et al., 2013)). Por consiguiente, mediante este trabajo se persigue evaluar cómo la implantación de CV influye en el control de las salidas de este elemento con respecto al laboreo convencional (LC).

2. Material y Métodos

El estudio se realizó durante cuatro campañas en ocho campos experimentales distribuidos en diferentes comarcas olivareras andaluzas. El conjunto de campos engloba los tipos de suelo y olivar más habituales de la región. El manejo de la CV y del LC labrado fue distinto para cada finca pues el agricultor lo realizó acorde a sus necesidades y tipología de hierbas.

La pérdida de agua, suelo y CO asociado al sedimento se midió mediante microparcels de captura de escorrentía y sedimento de 1 m² (1x1m). La distribución fue en bloques al azar, con 3 pares de microparcels por campo experimental, con los dos tratamientos anteriormente descritos, CV y LC. Tras cada evento de lluvia, se viajó a los distintos campos experimentales, midiendo la escorrentía generada en cada microparcels y tomando dos submuestras de 1,3 mm de volumen del agua y sedimentos contenidos en las mismas que posteriormente fueron analizados en laboratorio. Coincidiendo con los muestreos de escorrentía y erosión se tomaron fotografías del interior de las trampas para evaluar el porcentaje de cobertura de suelo. De manera complementaria también se evaluó la evolución temporal del contenido de CO en los distintos campos experimentales y manejos estudiados.

3. Resultados y Discusión

Tras los cuatro años de estudio las CV de los campos experimentales sufrieron un incremento medio del contenido de CO en los primeros 25 cm de suelo de alrededor del 25%. Sólo uno de ellos presento una pérdida en el contenido de este elemento. Esta mayor riqueza de los sistemas de conservación de suelo ocasionó un incremento en la concentración de CO de sus sedimentos.

Tabla 1. Cobertura, escorrentía, erosión y pérdida de carbono media anual para los distintos campos experimentales y sistemas de manejo de suelo

Campo	Cobertura (%)		Escorrentía (mm ha ⁻¹ a ⁻¹)		Erosión (Mg ha ⁻¹ a ⁻¹)		Pérdida Carbono (kg ha ⁻¹ a ⁻¹)		n
	Laboreo	Cubierta	Laboreo	Cubierta	Laboreo	Cubierta	Laboreo	Cubierta	
1	20,8 b	47,0 a	20,7 a	15,9 b	1,28 a	0,62 a	16,0 a	8,8 a	35
2	20,4 b	71,1 a	49,7 a	18,7 b	2,16 a	0,41 b	47,1 a	11,8 b	35
3	24,8 b	77,9 a	43,2 a	21,5 b	2,80 a	0,23 b	55,9 a	14,8 b	30
4	35,1 b	67,7 a	22,4 a	12,2 b	2,46 a	0,34 a	50,9 a	12,2 a	31
5	13,9 b	64,6 a	17,1 a	18,7 a	2,30 a	0,44 b	33,6 a	9,8 b	31
6	10 b	46,3 a	63,5 a	30,6 b	8,21 a	1,35 b	79,7 a	19,4 b	30
7	29,8 b	74,4 a	46,9 a	33,2 a	8,15 a	0,66 b	76,3 a	12,1 a	29
8	24,2 b	76,5 a	30,3 a	32,5 a	3,66 a	0,30 b	43,8 a	6,2 a	29
Promedio	22,4 b	65,7 a	36,7 a	22,9 b	3,79 a	0,54 b	50,4 a	11,9 b	

Sin embargo, los restos vegetales de las CV originaron un incremento medio de la cobertura del suelo del 66%. Esta mayor protección del terreno frente a los eventos de lluvia ocasionó una reducción media de la escorrentía del 37,6% y de la erosión del 85,6 %, lo que provocó una disminución media de las pérdidas de CO asociado al sedimento del 76,4% a favor de los sistemas de conservación de suelo. Estos valores son ligeramente superiores a los medidos en condiciones similares por Francia et al., 2006 e inferiores a Gómez et al 2009, especialmente para la generación de escorrentía.

4. Conclusiones

Dentro de este estudio los sistemas de cubiertas vegetales, se mostraron como un sistema de manejo de suelo que no sólo incrementó el contenido de OC en el suelo, sino que también redujo su pérdida asociado al sedimento en más de un 75% al reducir la escorrentía y la erosión debido al incremento en la cobertura del suelo.

5. Agradecimientos

Los autores agradecen la financiación aportada por los proyectos: RTA2010-00026-C02 financiado por el INIA y MECAOLIVAR financiado por el Ministerio de Economía y Competitividad.

Referencias

- Francia J.R., Durán V.H. and Martínez A. 2006. Environmental impact from mountainous olive orchards under different soil-management systems (SE Spain). *Sci Total Env.* 358, 46-60.
- Gómez J.A., Guzmán M.G., Giráldez J.V. and Fereres E., 2009. The influence of cover crops and tillage on water and sediment yield, and on nutrient, and organic matter losses in an olive orchard on a sandy loam soil. *Soil Till Res.* 106, 137-144.
- Kassan A., Friedrich T., Derpsch R., Lahmar R., Mrabet R., Basch G., González-Sánchez E.J. and Serraj R. 2012. Conservation agriculture in the dry Mediterranean climate. *Field Crop Res* 132: 7-17.
- Márquez-García F., González-Sánchez E.J. Castro-García S. and Ordóñez-Fernández R. 2013. Improvement of soil carbon sink by cover crops in olive orchards under semiarid conditions. Influence of the type of soil and weed. *Span J Agric Res.* 11, 335-346.

EMPLEO DE RESTOS DE PODA DE OLIVO COMO CUBIERTA Y FUENTE DE CARBONO AL SUELO

Repullo Ruibérriz de Torres, M.A., Ordóñez Fernández, R.M., Carbonell Bojollo, R.M., Márquez García, J., González Fernández, P.

Área de Producción Ecológica y Recursos Naturales. IFAPA, centro Alameda del Obispo. Apdo. 3092, 14080 Córdoba.

1. Introducción

La aplicación de materiales orgánicos al suelo es una práctica habitual en sistemas de agricultura sostenible, sin embargo, en el caso de la poda de olivar, los restos son tradicionalmente quemados emitiendo carbono a la atmósfera. Actualmente se dispone de varios tipos de trituradoras y picadoras en el mercado que han impulsado su utilización como cubierta vegetal, lo que, con su descomposición, supone un aumento del contenido de carbono y materia orgánica que favorece la fertilidad del suelo reduciendo las emisiones. Hay pocos trabajos que proporcionen datos cuantitativos de la aplicación de estos restos sobre el suelo, por esto los objetivos del estudio son analizar la descomposición de los restos y estudiar las dosis más adecuadas para conseguir los beneficios ambientales de fijación de carbono y de mejora de la calidad del suelo.

2. Materiales y Métodos

Los tratamientos del diseño reflejan operaciones que se realizan en explotaciones comerciales. Se diferenciaron en dos tipos de picado, en función del tamaño de los restos, por lo que se tienen dos tratamientos: I (restos finos) y II (restos finos y gruesos). En campo, para reducir el número de pases de maquinaria se suele ocupar la mitad de las calles aplicando en una los restos de dos filas, por ello, los tratamientos III (restos finos) y IV (restos finos y gruesos) tienen el doble de restos que los tratamientos I y II. Las cantidades aplicadas se calcularon a partir del promedio de poda extraída de un árbol, el marco de plantación y una anchura de cubierta de 2 m: I = 2.65 kg m⁻² finos; II = 2.65 kg m⁻² finos + 1.12 kg m⁻² gruesos; III = 5.30 kg m⁻² finos; IV = 5.30 kg m⁻² finos + 2.24 kg m⁻² gruesos y un tratamiento control de hierba espontánea. El suelo fue muestreado en superficie y profundidad al final de los 4 años de estudio para conocer la fijación de Carbono.

Los datos de descomposición de los restos de poda se ajustaron a un modelo doble exponencial:

$$Y_t = L Y_0 \exp(-k_1 t) + (1-L) Y_0 \exp(-k_2 t)$$

donde Y_t (kg ha⁻¹) es la cantidad de restos en un tiempo t (días de descomposición); Y_0 (kg ha⁻¹) la cantidad de restos aplicados al comienzo del experimento; L es la fracción lábil, fácilmente descomponible; $1-L$ la fracción recalcitrante; k_1 y k_2 (días⁻¹) las constantes de descomposición de la fracción lábil y recalcitrante respectivamente.

3. Resultados y Discusión

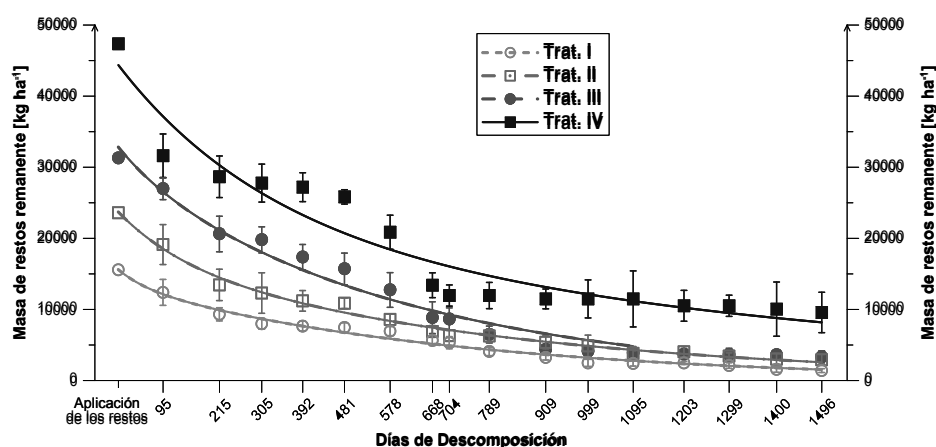


Fig. 1. Evolución de la masa de restos de poda remanente a lo largo de las 4 campañas. Se ha ajustado un modelo doble exponencial a los datos medios. Líneas verticales representan el error estándar de la media.

La descomposición de los restos (Fig. 1) supuso la liberación de C, parte del mismo fue fijado por el suelo aumentando su contenido en C orgánico. Los parámetros del ajuste al modelo doble exponencial se representan en la tabla 1. Las constantes de descomposición k_1 y k_2 , fueron mayores en los tratamientos con sólo restos finos, más fácilmente descomponibles.

Tabla 1. Ajuste de un modelo doble exponencial a la masa remanente de restos de poda (kg ha⁻¹). R²: Coeficiente de determinación. SD: Desviación Estándar. P: nivel de probabilidad.

Tratamiento	L	k_1 [días ⁻¹]	k_2 [días ⁻¹]	R ²	SD	P
I	0.14	$16.5 \cdot 10^{-3}$	$1.41 \cdot 10^{-3}$	0.98	552.10	<0.0001
II	0.28	$7.1 \cdot 10^{-3}$	$1.25 \cdot 10^{-3}$	0.99	602.75	<0.0001
III	0.10	$10.0 \cdot 10^{-3}$	$1.64 \cdot 10^{-3}$	0.98	1508.74	<0.0001
IV	0.50	$3.2 \cdot 10^{-3}$	$0.68 \cdot 10^{-3}$	0.93	3214.51	<0.0001

El carbono orgánico del suelo al final de los 4 años de experimentación se incrementó debido a la materia orgánica aportada por los restos. En la Fig. 2 se representa la diferencia entre el C orgánico del suelo entre cada tratamiento y el tratamiento control de hierba espontánea, ya que es la cubierta más empleada por los agricultores.

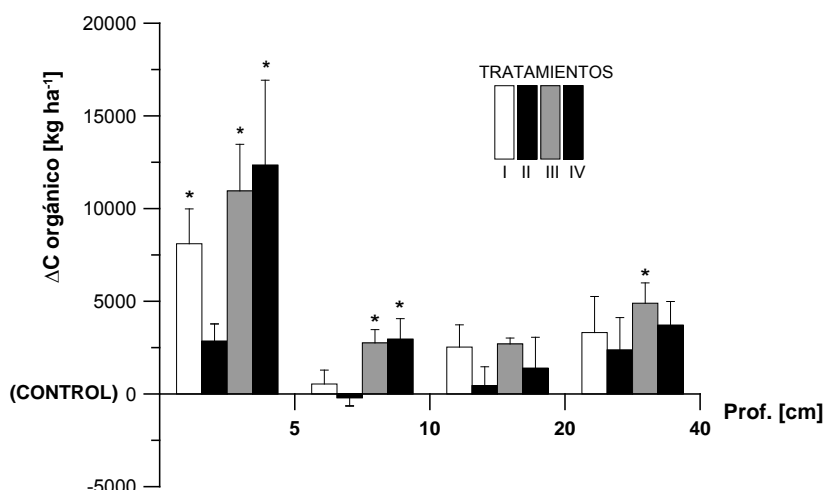


Fig. 2. Incremento de Carbono orgánico en kg ha⁻¹ respecto al tratamiento testigo o control al final de las cuatro campañas de experimentación. Se han considerado cuatro profundidades: 0-5, 5-10, 10-20 y 20-40 cm. Líneas verticales representan el error estándar de la media. (*) Indica diferencias significativas a una determinada profundidad con respecto al tratamiento testigo según test LSD ($P \leq 0.05$).

La aplicación de los restos de poda fue significativamente superior, en tres de los tratamientos, en cuanto al secuestro de C en los primeros 5 cm de suelo respecto al tratamiento testigo. Hasta los 40 cm de profundidad se dan diferencias especialmente en los tratamientos con mayor cantidad de restos (III y IV), siendo significativas entre los 5 y 10 cm y siéndolo sólo para el tratamiento III entre los 20 y 40 cm de profundidad.

4. Conclusión

La aplicación de restos de poda en olivar como cubierta, además de evitar su quema, supone un incremento destacable de la capacidad de secuestro de C atmosférico en comparación con una cubierta de hierba espontánea, llegando a fijar 20-21 Mg ha⁻¹ más de C en los tratamientos III y IV considerando los 40 primeros cm de suelo. La descomposición de los restos tuvo un buen ajuste a un modelo doble exponencial.

EVALUACIÓN DE LAS EMISIONES DE CO₂ RELATIVAS AL CONSUMO DE COMBUSTIBLE DE LAS OPERACIONES MECANIZADAS DEL OLIVAR

Márquez-García, F.^{a*}, Leyva, A.^a, Gil-Ribes, J. A.^a, Blanco, G.L.^a, Agüera-Vega, J.^a

^a Departamento de Ingeniería Rural. Universidad de Córdoba, 14071, Córdoba, España

1. Introducción

España es el mayor productor mundial de aceituna, con una superficie de más de 2,5 millones de hectáreas, de la que más del 60% se encuentra en Andalucía (ESYRCE, 2012). La gran variabilidad en cuanto a tipologías de olivar y manejos utilizados originan que exista gran variación en cuanto al consumo de combustible, y por tanto, de emisiones de dióxido de carbono (CO₂), de las distintas alternativas. Mediante este trabajo se persigue caracterizar las diferentes operaciones mecanizadas realizadas a las distintas tipologías de olivar y sus manejos más comunes, evaluando las emisiones de CO₂ asociadas a cada alternativa.

2. Material y métodos

Durante los años 2012 y 2013 se procedió a caracterizar las tipologías de olivar más comunes: Olivar tradicional (1); Olivar intensivo (2) y Olivar de sierra (3). Dentro de ellas se estudiaron los manejos de suelo más habituales, que fueron: 1) Laboreo tradicional; No laboreo; Cubierta vegetal espontánea. 2) No laboreo; Laboreo mínimo; Cubierta vegetal espontánea. 3) No laboreo; Laboreo mínimo; Cubierta vegetal espontánea y Ecológico. Para ello, se partió de datos previos de otros estudios realizados por nuestro GI AGR-126 "*Mecanización y Tecnología Rural*", que fueron actualizados mediante la realización de encuestas a agricultores sobre las prácticas más comunes llevadas a cabo en los olivares de la zona de estudio, Córdoba y Jaén. De manera complementaria se realizaron seguimientos remotos de las operaciones de cultivo más comunes de la olivicultura. Para ello se recurrió a sistemas remotos de adquisición y transmisión de datos vía GPRS. A modo de esquema este sistema estaba formado por: una antena GPS y móvil y módulo integrado de adquisición de datos y envío de los mismos mediante modem 3G.

3. Resultados y Discusión

Tras el análisis de los datos se constató como las tres tipologías de olivar tenían unos manejos comunes a todas ellas que se caracterizaban por la poda de los árboles y mayoritariamente el picado de los restos vegetales, sucesivos pases con agroquímicos realizados a la copa de los mismos utilizando un atomizador para el olivar tradicional e intensivo y una cuba de mangueras para el de sierra.

En cuanto a los manejos de suelo realizados no se apreciaron grandes diferencias en los mismos para las distintas alternativas de olivar. Así por ejemplo, el laboreo tradicional se caracterizó por sucesivos pases de grada o vibrocultivador para erradicar las hierbas y romper la costra superficial formada tras los eventos de lluvia. En el laboreo mínimo se realizaron dos pases con una grada de púas por el centro de la calle de la plantación en el olivar de sierra y dos pases de vibrocultivador en el olivar intensivo. En el no laboreo se realizaron uno o dos pases de herbicida en función de la meteorología del año y la cantidad de hierba en la finca. El herbicida utilizado fue glifosato mezclado normalmente con oxifluorfen. Las cubiertas vegetales, bien con aplicación de agroquímicos ó ecológicas, se caracterizaron por un desbroce de las hierbas en el periodo primaveral. El olivar ecológico manejado mediante laboreo, se caracterizó por dos pases de grada de púas durante la época lluviosa y un desbroce en la primavera.

Las emisiones medias de CO₂ asociadas al consumo de combustible de las distintas alternativas estudiadas aparecen resumidas en la tabla 1. En ella se aprecia como los sistemas con mayores emisiones son los basados en el laboreo del terreno, laboreo tradicional para el olivar tradicional y olivar ecológico con laboreo para olivar de sierra. Los sistemas de laboreo mínimo y cubiertas vegetales redujeron de manera importante las emisiones de CO₂ al disminuir las operaciones

mecanizadas realizadas al cultivo, presentando una disminución media que ronda el 30% de las emisiones. Aunque cabe reseñar el interés los sistemas de cubiertas vegetales frente al laboreo mínimo, pues aumentan el sumidero de carbono en el suelo y reducen la pérdida de carbono orgánico asociado a los procesos erosivos (Márquez et al., 2013). El sistema que menos CO₂ emitió fue el no laboreo, reducción del 47%. Sin embargo, éste tiene unas elevadas pérdidas de suelo y carbono por erosión (Pastor, 2007) y además, su uso está tremendamente restringido por la condicionalidad.

Tabla 1. Emisiones de CO₂ (kg ha⁻¹) asociadas al consumo de combustible de las distintas tipologías de olivar y sistemas de manejo de suelo empleados

Tipología Olivar	Sistema de Manejo de Suelo				
	Laboreo Tradicional	Laboreo Mínimo	No Laboreo	Cubierta Vegetal Espontánea	Ecológico con Laboreo
Olivar Tradicional	150,5	-	80,3	110,8	-
Olivar de Sierra	-	106,3	80,6	96,8	159,7
Olivar Intensivo	-	116,3	84,8	110,8	-

4. Conclusiones

Dentro de este estudio los sistemas de cubiertas vegetales, a pesar de no ser los que obtuvieron mayores reducciones de las emisiones de CO₂, son los que de manera global pueden llegar a aportar mayores beneficios, al aumentar también el sumidero de carbono en el suelo y reducir las salidas de carbono asociado al sedimento. El sistema de No laboreo es el que mayores reducciones obtuvo. Sin embargo, actualmente es poco utilizado por los agricultores y está muy limitado su uso por la condicionalidad. El sistema de laboreo mínimo arrojó unas reducciones de emisiones similares a las cubiertas, aunque estos sistemas no incrementan de manera tan importante el sumidero de carbono del suelo y aumentan su pérdida por transporte de sedimentos.

Agradecimientos

Los autores agradecen la financiación aportada por los proyectos: *RTA2010-00026-C02* financiado por el INIA y MECAOLIVAR financiado por el Ministerio de Economía y Competitividad.

Referencias

- ESYSRCE 2012. Encuesta sobre superficies y rendimientos de los cultivos. Análisis de las plantaciones de olivar en España. In: MAGRAMA (Eds.), Madrid, Spain.
- Márquez-García F., González-Sánchez E.J., Castro-García S. y Ordóñez-Fernández, R. 2013. Improvement of soil carbon sink by cover crops in olive orchards under semiarid conditions. Influence of the type of soil and weed. Span J Agric Res. 11, 335-346.
- Pastor M. 2007. Sistemas de manejo de suelo. En: Barranco D. Fernández-Escobar R y Rallo L. (eds.), El cultivo del olivo. España, pp 239-296.

CÁLCULO DE LA HUELLA DE CARBONO DE LA PRODUCCIÓN DE CEREAL DE INVIERNO EN CONDICIONES DE SECANO

González-de Inza, A.^a, Plaza-Bonilla, D.^b, Cantero-Martínez, C.^b, Arrúe, J.L.^a, Álvaro-Fuentes, J.^a

^a Departamento de Suelo y Agua. Estación Experimental de Aula Dei (EEAD-CSIC), Avda. Montañana 1005, 50059 Zaragoza

^b Departamento de Producción Vegetal y Ciencia Forestal. Universidad de Lleida (Unidad Asociada EEAD-CSIC), Avda. Rovira Roure 191, 25198 Lleida

1. Introducción

Diversos estudios han demostrado que la agricultura es una importante fuente de emisión de gases de efecto invernadero (GEI) a la atmósfera. En 2005 se estimaron unas emisiones procedentes de diferentes actividades agrarias de entre 5,1 y 6,1 Gt CO₂ eq/ año (Smith y col., 2008). Dicho sector, es responsable del 60% de las emisiones de óxido nitroso (N₂O) y del 50% de las de metano (CH₄) con respecto al total de las emisiones procedentes de la actividad humana. En ese mismo estudio, se observó un aumento de casi un 17% en la emisión de CH₄ y N₂O desde 1990 a 2005 (Smith y col., 2008).

Según el Panel Intergubernamental de Cambio Climático (IPCC), entre 2000 y 2030 se producirá un aumento de las emisiones mundiales de GEI de entre un 25% y un 90% (IPCC, 2007). En España, este aumento de GEI en la atmósfera podría tener consecuencias futuras tales como una mayor frecuencia de temperaturas máximas extremas, una disminución en las precipitaciones, una reducción global de los recursos hídricos y una subida del nivel del mar (Peruga y Castillo, 2011).

Por otro lado, el incesante aumento de la densidad de la población mundial ha estimulado el desarrollo de prácticas de agricultura intensiva con el fin de satisfacer la necesidad de alimentos. El aumento en la superficie agrícola bajo prácticas de manejo intensivo ha generado una serie de impactos medioambientales tales como una mayor erosión, cambios en el uso del suelo, sobreexplotación de recursos, contaminación de aguas subterráneas o aumento de emisiones de GEI a la atmósfera (Mattsson y col., 2000). En los últimos años, se han desarrollado distintas estrategias de manejo agrícola para disminuir o atenuar estos impactos sobre el medioambiente (e.g., Mattsson y col., 2000; Kulak y col., 2013). Para el caso específico de las emisiones de GEI del suelo a la atmósfera en sistemas de cultivo de cereal, diversos estudios han analizado prácticas agrícolas para mitigar estas emisiones en sistemas agrícolas del NE español. Tales prácticas serían la disminución o eliminación de laboreo, el uso racional de fertilizantes nitrogenados (Álvaro-Fuentes y col., 2007; Morell y col., 2010). Sin embargo, estos estudios se han centrado en el análisis de las emisiones suelo-atmósfera sin considerar las emisiones procedentes de todos los procesos que conlleva la producción de cereal (emisiones directas e indirectas) necesarias para el cálculo de la huella de carbono.

En España ya existen estudios previos en los que se ha analizado la huella de carbono de la producción de cereal (e.g., Altuna y col., 2012). No obstante, existe la necesidad de obtener más datos con el fin de determinar el impacto que ocasionan las diferentes técnicas de manejo en los diversos sistemas agrícolas españoles. Por tanto, el presente trabajo propone una metodología específica para el cálculo de la huella de carbono de la producción de cereal en agroecosistemas mediterráneos del NE español bajo diferentes sistemas de manejo agrícola.

2. Enfoque metodológico propuesto

El estudio utilizó un experimento de larga duración ubicado en Senés de Alcubierre (Huesca), en una zona representativa del secano aragonés. Según la Encuesta sobre Superficies y Rendimientos de Cultivos (ESYRCE) (MAGRAMA, 2013), la superficie de secano en Aragón representa el 91,2% del total de la superficie cultivada. La zona de estudio se caracteriza por una precipitación media anual de 327 mm, una temperatura media anual de 13,4 °C y una evapotranspiración media anual de 1197 mm. El sistema de cultivo analizado fue un monocultivo

de cebada. En el estudio se comparó dos sistemas de laboreo (siembra directa, NT, vs. laboreo intensivo, CT) y dos estrategias de fertilización nitrogenada (abonado mineral vs. abonado orgánico). El abonado mineral consistió en la aplicación de sulfato amónico (21% de N) antes de la siembra y nitrato amónico (33,5% de N) en cobertera, mientras que el abonado orgánico consistió en la aplicación de purín de cerdo de engorde, ambos a una dosis de 150 kg N ha⁻¹ (75 kg N ha⁻¹ en pre-siembra y la misma cantidad en cobertera). La maquinaria para aplicar el purín se calibró una vez conocida la composición de éste con el fin de fijar la dosis exacta. Se aplicaron herbicidas antes de la siembra (glifosato (N- fosfometilglicina)) y para control de hoja ancha en invierno (ácido 2,4-diclorofenoxiacético (2,4 D)). En la cosecha, la totalidad de la paja se picó y esparció por la superficie del suelo. El experimento consistió en un diseño de bloques completos al azar, con tres repeticiones.

El cálculo de la huella de carbono se realizó mediante la metodología PAS 2050 según directrices de la Unión Europea (British Standards Institute, 2011). Esta metodología cuenta con cuatro fases principales: desarrollo de un mapa de procesos, definición del alcance del estudio, realización de un inventario y, finalmente, cálculo de la huella de carbono. El mapa de procesos identifica las actividades que generan emisiones. En la definición del alcance se recogen las entradas, salidas y procesos que deben considerarse en el análisis. En nuestro caso se tienen en cuenta las entradas y salidas que van “de la cuna a la puerta”. En el inventario quedan recogidas las cantidades de materia y energía implicadas en cada proceso y, finalmente, el cálculo de la huella de carbono que se realiza multiplicando los datos de actividad por los factores de emisión. A su vez, en el periodo 2011-2013, se determinaron las emisiones de CH₄, N₂O y el balance del carbono orgánico del suelo (COS) de cada tratamiento para incluirlas en el cálculo de la huella de carbono. Para las mediciones de estos dos GEI se utilizaron cámaras cerradas de PVC de 20 cm de altura y 31,5 cm de diámetro y se tomaron muestras de gas cada 15 días para posterior análisis por cromatografía de gases.

Referencias

- Altuna A., Lafarga A., Del Hierro O., Unamunzaga O., Besga G., Doménech F. and Sopelana A. 2012. Huella de carbono de los cereales. Análisis de la emisión de gases de efecto invernadero en el sector agroalimentario. Navarra Agraria, núm. 194, 31-38.
- Álvaro-Fuentes J., Cantero- Martínez C., López M.V. and Arrué J.L. 2007. Soil carbon dioxide fluxes following tillage in semiarid Mediterranean agroecosystems. Soil & Tillage Research 96, 331-341.
- British Standards Institute. 2011. PAS 2050: 2011. Specification for the assessment of the life cycle greenhouse emissions of goods and services.
- MAGRAMA. 2013. Encuesta sobre superficies y rendimientos de cultivos. Resultados Nacionales y Autonómicos. ESYRCE. Secretaría General Técnica, Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, Madrid, 44 p.
- IPCC. 2007. Cambio climático 2007: Informe de síntesis. Contribución de los Grupos de trabajo I, II, y III al Cuarto Informe de evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático, IPCC, Ginebra, Suiza.
- Kulak M., Graves A., and Chatterton J. 2013. Reducing greenhouse gas emissions with urban agriculture: A Life Cycle Assessment perspective. Landscape and Urban Planning 11, 68-78.
- Mattsson B., Cederberg C. and Blix L. 2000. Agricultural land use in life cycle assessment (LCA): case studies of three vegetable oil crops. Journal of Cleaner Production 8, 283-292.
- Morell F.J., Álvaro-Fuentes J., Lampurlanés J. and Cantero-Martínez C. 2010. Soil CO₂ fluxes following tillage and rainfall events in a semiarid Mediterranean agroecosystem: Effects of tillage systems and nitrogen fertilization. Agriculture, Ecosystems and Environment 139, 167-173.

Peruga C. and Castillo M. 2011. Estudio sobre la huella de carbono en Aragón como herramienta para la mejora de la eficiencia energética y reducción de las emisiones de gases de efecto invernadero. Dirección General de Calidad Ambiental, Gobierno de Aragón, 189 p.

Smith P. et al. 2008. Greenhouse gas mitigation in agriculture. Philosophical transactions of the Royal Society. Biological Sciences 363, 789-813.

MANTENIMIENTO DE LA SIEMBRA DIRECTA EN AGROECOSISTEMAS DE SECANO MEDITERRÁNEO: EFECTOS SOBRE LOS FLUJOS DE METANO Y ÓXIDO NITROSO

Plaza-Bonilla, D.¹, Cantero-Martínez, C.¹, Arrúe, J.L.², Álvaro-Fuentes, J.²

¹Departamento de Producción Vegetal y Ciencia Forestal, Universidad de Lleida; Unidad Asociada de Sistemas Integrados de Producción Agrícola Extensiva en Zonas Mediterráneas (UA-CSIC). ²Departamento de Suelo y Agua. Estación Experimental de Aula Dei (EEAD-CSIC), Zaragoza, Spain.

1. Introducción

Diferentes estudios han mostrado los beneficios del uso de la siembra directa (SD) sobre el secuestro de carbono en amplios rangos de condiciones edafoclimáticas (Follett, 2001). No obstante, dichos beneficios podrían verse contrarrestados con un incremento en las emisiones de óxido nitroso (N₂O). En cambio, para el caso del metano (CH₄) diferentes autores han observado unas mayores tasas de absorción de ese gas al utilizar la siembra directa (SD) en comparación con el laboreo (Hütsch, 1998). El presente estudio tiene como principal objetivo analizar el efecto del mantenimiento de la siembra directa a lo largo del tiempo sobre los flujos de metano y óxido nitroso a la atmósfera en agroecosistemas de secano mediterráneo.

2. Materiales y Métodos

Dos campos experimentales de diferente duración han sido utilizados para el presente estudio. El experimento de larga duración se estableció en 1996 en Agramunt (Lleida) (41°48'36"N, 1°07'06"E, 330 msnm) y el de corta duración en 2010 en Senés de Alcubierre (Huesca) (41° 54' 12" N, 0° 30' 15" O, 395 msnm). En ambos experimentos se compararon dos sistemas de laboreo (laboreo intensivo mediante arado de vertedera en Agramunt y grada de discos en Senés, LI y siembra directa, SD) en un diseño experimental de bloques completos al azar con tres repeticiones. El sistema de cultivo en ambos experimentos fue el monocultivo de cebada (*Hordeum vulgare* L.). Las emisiones de CH₄ y N₂O fueron medidas en 2011 y 2012 en Agramunt, 15 años después del establecimiento del experimento y en Senés, un año después del establecimiento del experimento cada dos o tres semanas y de forma más intensiva durante las aplicaciones de fertilizantes mediante cámaras estáticas (Hutchinson y Mosier, 1981) analizando las muestras de gas mediante cromatografía de gases y calculando los flujos con el incremento lineal de su concentración en el interior de las cámaras durante el tiempo de muestreo (60 minutos). A su vez, para cada observación, se determinó, en los primeros 5 cm, el espacio poroso lleno de agua.

3. Resultados y Discusión

El tipo de laboreo afectó de forma significativa al espacio poroso lleno de agua (WFPS) y a los flujos medios de CH₄ para ambos experimentos (Senés y Agramunt). En cambio, los flujos de N₂O solo se vieron afectados significativamente por el laboreo en el experimento de corta duración de Senés (Tabla 1). La SD presentó unos mayores valores de espacio lleno de agua en comparación con el laboreo intensivo. Para el gas CH₄ se observaron resultados contrarios al comparar ambos experimentos. Así, mientras en el campo de corta duración se observó una mayor absorción de ese gas en el suelo en el tratamiento de laboreo intensivo, en el de larga duración se observó una mayor absorción al utilizar la SD (Tabla 1). Por otro lado, en el caso del N₂O, mientras en el experimento de corta duración la SD presentó unas mayores emisiones de dicho gas, en el experimento de larga duración no se observaron diferencias significativas entre tipos de laboreo (Tabla 1).

Tabla 1. Análisis de varianza del espacio poroso lleno de agua (%) y de los flujos de CH₄ y N₂O (mg C-CH₄ m⁻² d⁻¹ y mg N-N₂O m⁻² d⁻¹, respectivamente) como promedio de los años 2011 y 2012 según el tipo de laboreo (LI, laboreo intensivo; SD, siembra directa), la fecha de muestreo y su interacción.

Fuente de variación	Senés (corta duración)			Agramunt (larga duración)		
	WFPS	CH ₄	N ₂ O	WFPS	CH ₄	N ₂ O
Laboreo	<0.001	0.009	0.050	<0.001	0.009	0.817
LI	19.8 b	-0.226 b	0.144 b	18.5 b	-0.249 a	0.137
SD	44.1 a	-0.015 a	0.198 a	32.1 a	-0.424 b	0.141
Fecha	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	0.011	<0.001
Laboreo x Fecha	<0.001	0.329	0.001	<0.001	0.488	<0.001

Para cada variable, letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos de laboreo con $P < 0,05$.

La oxidación del CH₄ puede reducirse al utilizar el laboreo debido a sus efectos sobre la difusión de los gases o a efectos deletéreos sobre la comunidad metanotrófica (Hütsch, 2001). En una cronosecuencia bajo SD, Plaza-Bonilla et al. (2013) observaron una mejora en la estructura del suelo al aumentar el número de años en los que se utilizaba la SD. Como consecuencia, la mayor actividad metanotrófica observada en el experimento de larga duración bajo SD y la falta de diferencias entre ambos tipos de laboreo sobre las emisiones de N₂O del suelo a la atmosfera estarían relacionadas con la mejoría en las condiciones de porosidad del suelo, asociadas al uso de la SD, que reducirían el número de micrositios anaerobios en los que se genera N₂O por desnitrificación y dónde se anula la capacidad oxidativa del metano del suelo.

4. Conclusiones

El mantenimiento de la siembra directa a lo largo del tiempo se muestra como una estrategia adecuada para la mitigación de las emisiones de metano y óxido nitroso en los secanos mediterráneos.

Referencias

- Follett, R.F., 2001. Soil management concepts and carbon sequestration in cropland soils. *Soil & Tillage Research* 61, 77-92.
- Hütsch, B.W., 1998. Tillage and land use effects on methane oxidation rates and their vertical profiles in soil. *Biology and Fertility of Soils* 27, 284-292.
- Hütsch, B.W. 2001. Methane oxidation in non-flooded soils as affected by crop production – invited paper. *European Journal of Agronomy* 14, 237-260.
- Plaza-Bonilla, D., Cantero-Martínez, C. and Álvaro-Fuentes, J. 2013. Soil aggregation and organic carbon protection in a no-tillage chronosequence under Mediterranean conditions. *Geoderma* 193-194, 76-82.

PRODUCCION ECOLÓGICA DE OLIVO EN ESPALDERA: INFLUENCIA DEL TIPO DE ENMIENDA ORGÁNICA SOBRE LA DINÁMICA DE CARBONO EN EL SISTEMA

Moral, R., Agulló, E., Bustamante, M.A., Paredes, C., Pérez-Murcia, M.A., Pérez-Espinosa, A.
Grupo GIAAMA, Dpto. Agroquímica y Medio Ambiente. Escuela Politécnica Superior de Orihuela, Universidad Miguel Hernández, Ctra. Beniel Km 3,2, 03312- Orihuela (Alicante)

1. Introducción

El manejo de cultivos típicamente mediterráneos como el olivo, el almendro y la vid en condiciones de Agricultura Ecológica (AE) exige de fuentes específicas de fertilización, en un escenario de insuficiencia de estiércoles extensivos. El compost derivado de residuos de las actividades agroindustriales puede constituirse en un recurso a utilizar en AE siempre y cuando esos residuos tengan un origen y unos requisitos de composición dentro de los establecidos por la legislación (DOUE, 2008). El comportamiento de los insumos orgánicos en el sistema no solo puede influir a nivel de producción y de dinámica en el suelo sino que puede generar eficiencias distintas en lo que respecta a secuestro de C en sistemas tan significativos como el oleícola. Bustamante y col. (2010) observaron variaciones importantes en la tasa de mineralización en ensayos de incubación en laboratorio en función del tipo de compost agroalimentario, así como de la composición mineralógica del suelo receptor. Por ello, el objetivo del presente trabajo se centra en la respuesta a la aplicación de diferentes recursos orgánicos (compost agroalimentarios y estiércol ovino) en la producción ecológica de olivo en espaldera, estudiándose la dinámica del carbono en este sistema a través de la evolución del C exportado al fruto así como la evolución del C orgánico del suelo.

2. Materiales y Métodos

Los ensayos se realizaron en el municipio de Pinoso (Alicante) con olivos, var. Arbequina manejados en espaldera (marco 3,75x1,35 m), manejo de no laboreo y riego localizado durante dos campañas consecutivas (2008 y 2009). Se ensayaron 4 compost (Tabla 1) elaborados mayoritariamente con orujo desalcoholizado, residuo generado en la industria alcohólica y procedente de la obtención de alcohol y tartratos a partir del orujo de bodega (OD), y otros materiales residuales (restos de la elaboración de zumo de naranja, RN; restos de la elaboración de gazpacho, RG; estiércol ovino, EO; estiércol vacuno, EV). Se utilizaron dos tratamientos de referencia, uno a base de estiércol ovino tradicionalmente empleado en las zonas de ensayo y un tratamiento control en el que no se usó enmienda orgánica alguna. La aplicación de la enmienda fue única al inicio del experimento y la dosis de enmienda se ajustó en todos los casos a un aporte por hectárea de 170 kg de nitrógeno total, de acuerdo a la normativa de Agricultura Ecológica para estiércoles.

Tabla 1. Características de los materiales orgánicos.

	C1	C2	C3	C4	Estiércol ovino
Ingredientes iniciales	OD+RN	OD+RG	OD+EV	ED+EO	FeSO ₄ *
pH	7,28	7,25	7,88	7,61	7,46
CE (dS m ⁻¹)	2,75	2,62	6,15	5,64	6,99
MOT (%)	83,4	86,2	74,2	61,3	34,9
Cot (%)	47,5	49,5	42,2	33,9	17,9
Nt (%)	2,86	2,95	2,92	2,34	1,73
C/N	16,6	16,8	14,5	14,5	10,3
P (mg kg ⁻¹)	3089	4848	6457	5120	2532
K (mg kg ⁻¹)	10170	14022	18622	15283	8110

*Aditivo añadido al estiércol; OD: orujo desalcoholizado; RN: restos de la elaboración de zumo de naranja; RG: restos de la elaboración de gazpacho; EV: estiércol vacuno, EO; estiércol ovino. CE: conductividad eléctrica; MOT: materia orgánica total; Cot: carbono orgánico total; Nt: nitrógeno total.

3. Resultados y Discusión

El carbono presente en fruto se situó en un rango de 1618 a 2030 kg C/ha para este tipo de manejo en espaldera y esta variedad. La aplicación de las enmiendas orgánicas no generó una mayor presencia de C en fruto salvo para el material orgánico fresco (estiércol) y el compost C2 elaborado con orujo desalcoholizado y restos de gazpacho.

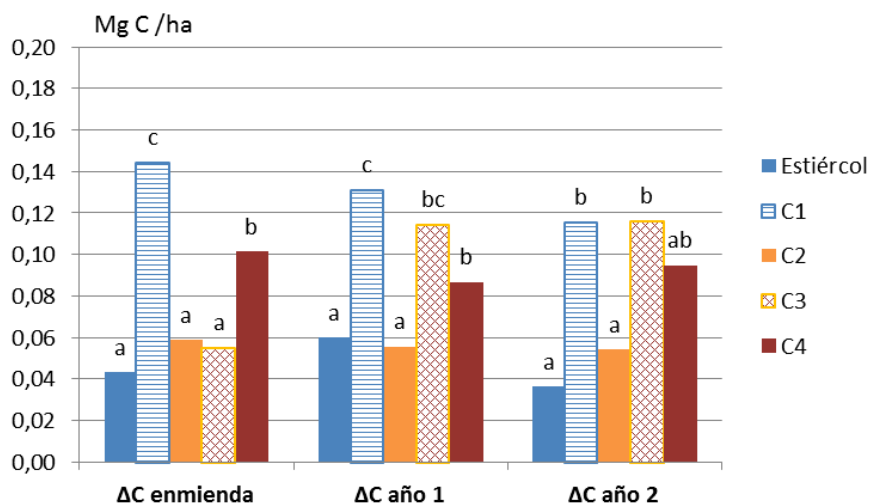


Fig 1. Incremento específico en el stock de carbono edáfico asociado a las enmiendas orgánicas en el momento de la enmienda y al cabo de los primeros dos años de aplicación

El contenido en C orgánico en estos suelos manejados en AE y sometidos a no laboreo es ya importante de forma basal y la enmienda induce importantes aumentos adicionales del C orgánico oxidable en el suelo. El uso de enmiendas tipo compost favorece el almacenamiento a largo plazo en el suelo (figura 1), donde los compost C1 y C3 fueron los materiales que produjeron un mayor incremento de dicho stock. Como podemos ver, los materiales estabilizados mediante compostaje presentan grandes diferencias entre sí aun siendo parecidos en sus materiales de partida. El carbono del suelo asociado a la biomasa microbiana fue también analizado y supuso entre el 2,22 y el 2,79% del carbono del suelo, teniendo el suelo control sin enmendar y el enmendado con estiércol el menor porcentaje promedio para el periodo del experimento.

4. Conclusión

En nuestro experimento, las prácticas de enmienda desarrolladas en un modelo de manejo ecológico sin laboreo de olivo en espaldera han permitido aumentar el stock de C orgánico del suelo, siendo el uso de compost a base de OD y RN o EV una práctica más eficiente en este aspecto frente al estercolado, aumentando además la fracción de C asociado a la biomasa edáfica. Se han constatado incrementos superiores al 100% en el stock específico de C asociado a la enmienda dependiendo del tipo de compost utilizado.

Referencias

- Bustamante M.A., Said-Pullicino D., Paredes C., Cecilia J.A. and Moral R. 2010. Influences of winery–distillery waste compost stability and soil type on soil carbon dynamics in amended soils. *Waste Management* 30, 1966-1975.
- DOUE, 2008. Reglamento (CE) no 889/2008 de la Comisión, de 5 de septiembre de 2008, por el que se establecen disposiciones de aplicación del Reglamento (CE) no 834/2007 del Consejo sobre producción y etiquetado de los productos ecológicos, con respecto a la producción ecológica, su etiquetado y su control.

DINÁMICA DEL CARBONO EDAFICO EN PRODUCCION ECOLÓGICA DE VIÑEDO EN AMBIENTE MEDITERRANEO

Moral, R.^a, Agulló, E.^a, Bustamante, M.A.^a, Marin, A.^a, Jara-Samaniego J.^b, Paredes, C.^a, Pérez-Murcia, M.A.^a, Pérez-Espinosa, A.^a

^aGrupo GIAAMA, Dpto. Agroquímica y Medio Ambiente. Escuela Politécnica Superior de Orihuela, Universidad Miguel Hernández, Ctra. Beniel Km 3,2, 03312- Orihuela (Alicante)

^bFacultad de Ciencias, Escuela Politécnica de Chimborazo, EC060155-Riobamba (Chimborazo), Ecuador

1. Introducción

El viñedo es un cultivo de máxima extensión en España, por lo que su manejo puede influir decisivamente en las capacidades de almacenamiento de C en el suelo agrícola y por tanto en la mitigación en ambientes mediterráneos. El entorno de producción de la Agricultura Ecológica (AE) favorece dichos objetivos al fomentar el uso de insumos orgánicos donde el compost constituye una de las pocas fuentes viables en cantidad y disponibilidad temporal. El efecto diferencial de estiércoles tradicionales usados comúnmente en la producción de viñedo en extensivo como el de ovino frente a materiales compostados es un tema que debe ser investigado en experimentos a largo plazo en condiciones reales que permitan conocer las necesidades de reposición y la resistencia a la degradación de las enmiendas usadas (De Neve y col. 2003). Por ello, el objetivo del presente trabajo se centra en la respuesta a la aplicación de compost agroalimentarios frente a estiércol ovino en la producción ecológica de viñedo, estudiándose su rendimiento así como la dinámica del carbono en este sistema a través de la evolución del C transferido al fruto así como la evolución del C orgánico del suelo.

2. Materiales y Métodos

Los ensayos se realizaron en el municipio de Fontanars (Valencia) con viñedos, var. Tintoreta manejados en espaldera (marco 3x1,5 m), durante dos campañas consecutivas (2008 y 2009) en condiciones de secano. Se ensayaron 4 compost (Tabla 1) elaborados mayoritariamente con orujo desalcoholizado, residuo de alcoholera que se obtiene tras la obtención de alcohol y tartratos a partir del orujo de bodega (OD), y otros materiales residuales (restos de la elaboración de zumo de naranja, RN; restos de la elaboración de gazpacho, RG; estiércol ovino, EO; estiércol vacuno, EV). Se utilizaron dos tratamientos de referencia, uno a base de estiércol ovino tradicionalmente empleado en las zonas de ensayo y un tratamiento control en el que no se usó enmienda orgánica alguna. La aplicación de la enmienda fue única al inicio del experimento y la dosis de enmienda se ajustó en todos los casos a un aporte por hectárea de 170 kg de nitrógeno total, de acuerdo a la normativa de Agricultura Ecológica para estiércoles.

Tabla 1. Principales características de los materiales orgánicos utilizados.

	Estiércol ovino	C1	C2	C3	C4
Ingredientes iniciales	FeSO ₄ *	OD+RN	OD+RG	OD+EV	OD+EO
pH	7,46	7,28	7,25	7,88	7,61
CE (dS m ⁻¹)	6,99	2,75	2,62	6,15	5,64
MOT (%)	34,9	83,4	86,2	74,2	61,3
Cot (%)	17,9	47,5	49,5	42,2	33,9
Nt (%)	1,73	2,86	2,95	2,92	2,34
C/N	10,3	16,6	16,8	14,5	14,5

*Aditivo añadido al estiércol; OD: orujo desalcoholizado; RN: restos de la elaboración de zumo de naranja; RG: restos de la elaboración de gazpacho; EV: estiércol vacuno, EO; estiércol ovino. CE: conductividad eléctrica; MOT: materia orgánica total; Cot: carbono orgánico total; Nt: nitrógeno total.

3. Resultados y Discusión

El rendimiento promedio al cabo de tres ciclos de cultivo se situó en 4,96 t/ha para el tratamiento control sin fertilizar, que es estadísticamente similar al alcanzado por el estiércol ovino (5,11 t/ha). Sin embargo, para los suelos enmendados con compost se obtuvieron incrementos promedios del rendimiento respecto al estiércol desde el 7% (compost C3) al 30% (compost C2). Por otro lado, la concentración de C en fruto no se vió alterada estadísticamente por el tipo de enmienda usada, con valores que oscilan entre los 566 kg C/ha para el tratamiento control y el tratamiento con el compost C4 que alcanza los 736 kg C fruto/ha en promedio para todas las cosechas.

La enmienda orgánica induce importantes aumentos del C orgánico en el suelo. El uso de enmiendas frescas o compostadas no ejerce una influencia significativa en el momento de la aplicación. Sin embargo, al cabo de un ciclo completo de cultivo, la permanencia de C edáfico asociado a la enmienda es muy superior en los escenarios enmendados con compost frente al estiércol, sin existir diferencias entre ellos. El porcentaje de carbono del suelo asociado a la biomasa microbiana fue superior en los suelos enmendados con compost (1,89-2,35% del C orgánico edáfico) también frente al 1,4% del suelo control o al 0,98% de la enmienda a base de estiércol.

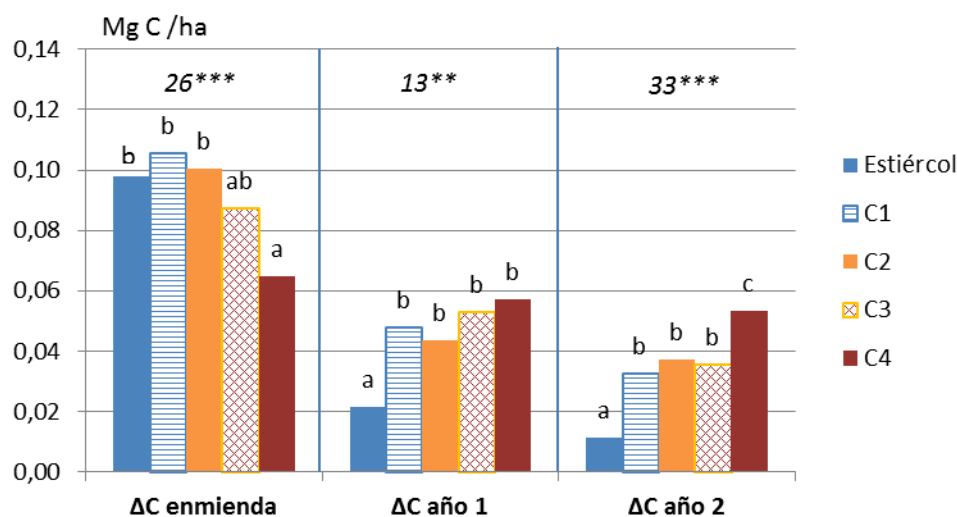


Fig 1. Incremento específico en el stock de carbono edáfico asociado a las enmiendas orgánicas en el momento de la enmienda y al cabo de los primeros dos años de aplicación (D = 0,30 m).

4. Conclusión

En nuestro experimento, el uso de composts agroindustriales parece favorecer una mayor producción de uva frente al estiércol ovino en un modelo de manejo ecológico de secano. La estabilidad y resistencia a la degradación de la materia orgánica de los compost permite además generar un mayor almacenamiento de C orgánico del suelo, situado en unos 0,02-0,04 Mg/ha frente al estiércol.

Referencias

De Neve, S., Sleutel, S. y Hofman, G. 2003. Carbon mineralization from composts and food industry wastes added to soil. *Nutr. Cycl. Agroecosys.* 67, 13-20.

ESTUDIO CUANTITATIVO DEL EFECTO DE LOS INHIBIDORES DE LA NITRIFICACIÓN Y DE LA ACTIVIDAD UREASA SOBRE EL RENDIMIENTO DE LOS CULTIVOS

Abalos, D.^a, Sanz-Cobena, A.^a, Guardia, G.^a, Jeffery, S.^b, Vallejo, A.^a

^a ETSI Agronomos, Technical University of Madrid, Ciudad Universitaria, 28040 Madrid, Spain

^b Department of Soil Quality, Wageningen University, Wageningen 6700 AA, The Netherlands

1. Introducción

Los inhibidores de la nitrificación y de la actividad ureasa se proponen habitualmente como estrategias para reducir pérdidas nitrogenadas y por tanto, aumentar la eficiencia en el uso del nitrógeno por parte de los cultivos (Abalos y col. 2012). Sin embargo, este efecto positivo solo ocasionalmente parece reportar mayores rendimientos, a pesar del mayor coste para el agricultor que supone el uso de estos productos (Akiyama y col. 2010). El objetivo de este estudio es integrar los resultados disponibles a nivel mundial para evaluar cuantitativamente el efecto de dos inhibidores de la nitrificación (dicyandiamide (DCD) y 3,4-dimethylepyrazole phosphate (DMPP)) y del inhibidor de la actividad ureasa N-(n-butyl) thiophosphoric triamide (NBPT) sobre la productividad de los cultivos. Estos inhibidores fueron seleccionados para el estudio dado que generalmente se consideran las mejores opciones disponibles.

2. Materiales y Métodos

El objetivo del experimento se trató de conseguir mediante un meta-análisis estadístico. Se evaluaron a su vez los principales factores experimentales, medioambientales y de manejo que afectan a la respuesta de los inhibidores. Los datos se obtuvieron de estudios en los que un fertilizante sin inhibidor (control) se comparaba con otro tratamiento equivalente con inhibidor sin que ningún otro factor fuera alterado. Como medida del tamaño del efecto, usamos los ratios de respuesta logarítmicamente transformados (Hedges y col. 1999):

$$\ln R = \ln \left(\frac{\bar{x}^E}{\bar{x}^C} \right)$$

Donde \bar{x}^E es la media del grupo experimental (con inhibidor), y \bar{x}^C es la media del grupo control (sin inhibidor).

Para el cálculo del tamaño del efecto se empleó el programa MetaWin 2.1. Los efectos medios se consideraron significativamente distintos de cero si el intervalo de confianza al 95% no se solapa con el valor cero, y diferentes entre uno y otro si su intervalo de confianza al 95% no se solapa entre sí.

3. Resultados y Discusión

Los inhibidores evaluados aumentaron los rendimientos de manera consistente (c. 8%) y estadísticamente significativa. El inhibidor de la ureasa (NBPT) produjo un aumento significativamente mayor al del resto de inhibidores. Los inhibidores mostraron mayor efecto en suelos de textura gruesa, posiblemente debido a la reducción en la lixiviación de nitratos inducida por estos productos. En sistemas cuyo manejo es susceptible de generar mayores pérdidas nitrogenadas (altas tasas de aplicación de fertilizantes, regadío en exceso) los inhibidores generaron mayores efectos sobre el rendimiento, dado que su capacidad para reducir pérdidas de nitrógeno es mayor en este tipo de agroecosistemas. Es necesario incluir más estudios en la base de datos para evaluar el efecto de factores de manejo como “método de aplicación”, y de factores medioambientales como el contenido de materia orgánica, temperatura y capacidad de intercambio catiónico del suelo, así como la velocidad del viento.

4. Conclusión

En base a los resultados obtenidos, los inhibidores pueden recomendarse como estrategias efectivas para aumentar el rendimiento de los cultivos. Sin embargo, dado su coste, son necesarios más estudios que permitan entender las condiciones bajo las cuales su efecto es mayor. Ese trabajo permitirá realizar comparaciones con otras prácticas que también suponen aumentos de rendimiento sin incurrir en costes adicionales (e.g. manejo adecuado de la fertilización y el riego).

Referencias

Abalos, D., Sanz-Cobena, A., Misselbrook, T. and Vallejo, A. 2012. Effectiveness of urease inhibition on the abatement of ammonia, nitrous oxide and nitric oxide emissions in a non-irrigated Mediterranean barley field. *Chemosphere* 89, 310-318.

Akiyama, H., Yan, X. and Yagi, K. 2010. Evaluation of effectiveness of enhanced-efficiency fertilizers as mitigation options for N₂O and NO emissions from agricultural soils: meta-analysis. *Glob. Chang. Biol.* 16, 1837-1846.

Hedges, L.V., Gurevitch, J. and Curtis, P.S. 1999. The meta-analysis of response ratios in experimental ecology. *Ecology* 80, 1150-1156.

REMSAE: MODELING GHG EMISSIONS, N AND C DYNAMICS IN SPANISH AGRICULTURAL SOILS

Sanz-Cobena, A.^a; Alvaro-Fuentes, J.^b, Del Prado, A.^c, Doltra, J.^d, Tellez, A.^a, Plaza, D.^b, Gallejones, P.^c, Pardo, G.^c, Ortiz, R.^d

^aTechnical University of Madrid, UPM

^b Consejo Superior de Investigaciones Científicas, CSIC

^cBasque Centre for Climate Change, BC3

^dCentro de Investigación y Formación Agrarias, CIFA.

1. Introduction

To date, only few initiatives have been carried out in Spain in order to use mathematical models (e.g. DNDC, DayCent, FASSET y SIMS_{NIC}) to estimate nitrogen (N) and carbon (C) dynamics as well as greenhouse gases (GHG) in Spanish agrosystems. Modeling at this level may allow to gain insight on both the complex relationships between biological and physicochemical processes, controlling the mechanisms leading to GHG production and consumption in soils (e.g. nitrification, denitrification, decomposing, etc.), and the interactions between C and N cycles within the different components of the continuum plant-soil-environment. Additionally, these models can simulate the processes behind production, consumption and transport of GHG (e.g. nitrous oxide, N₂O, and carbon dioxide, CO₂) in the short and medium term and at different scales. Other sources of potential pollution from soils can be identified and quantified using these process-based models (e.g. NO₃ y NH₃).

2. Materials and methods

2.1. Aim of the group

In December 2013, the Spanish Group on Agrosystems Modelling (ReMSAE) was created in the framework of the Spanish Network on GHG Mitigation in Agriculture (REMEDIA). The aim of ReMSAE is to modeling GHG, N and C dynamics in agricultural systems using four different process-based models (DNDC, DayCent/CENTURY, FASSET and SIMS_{NIC}) in three contrasting Spanish agrosystems: irrigated crops in Central Spain, rainfed crops in the Northeast and grasslands and forage systems in the North.

2.2. Process-based models

DNDC (DeNitrificationDeComposition) (Li, 2000) model is a mechanistic process-based model largely used by the scientific community (i.e. more than 2000 research paper published based on it). Added to the spread use in all continents, and in different ecosystems and conditions, DNDC modelers have produced emission estimates rather similar than the measured ones. On the other hand, the DayCent model (Parton et al., 1998) was developed in the Natural Resource Ecology Laboratory (NREL) (Colorado, EEUU) in the middle 90's. It is a dynamic biogeochemical model that allows the simulation of GHG emissions from agricultural soils. DayCent is the daily version of Century model used to simulate changes in organic matter dynamics at monthly basis. FASSET (FarmASSEsmentTool) is a dynamic model at farm level useful to simulate soil processes in a daily basis by using information on the crop growth, cattle management, production and management of farm goods. It was developed in the Agroecology Institute of the Aarhus University (Denmark) (Berntsen et al., 2003). Finally, N and C balances at plot and/or farm scale can be simulated by the mechanistic model SIMS_{NIC} (Nitrogen Simulation in Cropping Systems) (Gallejones et al., en rev.). Of recent creation and focused on crop rotations, this model will be also used by ReMSAE. It was developed, using a mass-balance approach, based on N data from field campaigns (i.e. winter wheat crops) in contrasting Spanish areas, and the effect of weather, soil and crop management are among its outputs.

3. Conclusions

The outcomes of this modeling activity will be focused on validating the mentioned models by comparing the generated estimates with experimental data from field campaigns, already carried out in the framework of national and international projects. Additionally, this work will support the process of calculating emission factors for Spanish agriculture.

4. References

- Berntsen, J., Petersen, B.M., Jacobsen, B.H., Olesen, J.E. and Hutchings, N.J. 2003. Evaluating nitrogen taxation scenarios using the dynamic whole farm simulation model FASSET. *Agricultural Systems*. 76, 817–839.
- Gallejones, P., Ortuzar, M.A., Aizpurua, A. and A. del Prado (in rev.). Development of a new model for the simulation of N₂O emissions: A case-study on wheat cropping systems under humid Mediterranean climate. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*.
- Li, C. Modeling trace gas emissions from agricultural ecosystems, *Nutrient Cycling Agroecosystems*. 58, 259–276, 2000.
- Parton, W.J., Hartman, M., Ojima, D. and Schimel D. 1998. DAYCENT and its land surface submodel: description and testing. 19, 35-48.

SECUESTRO DE CARBONO EN SUELOS DE LA ALBUFERA DE VALENCIA

Ibáñez-Asensio, S.^a, Moreno-Ramón, H.^a Marqués-Mateu, Á.^a

^a Centro Valenciano de Estudios del riego (CVER). Universitat Politècnica de Valencia, Camino de Vera s/n, Valencia.

1. Introducción

Los suelos de los humedales tienen una capacidad de secuestro de carbono superior a sus homólogos en condiciones de aeración, habiéndose estimado que a nivel mundial inmovilizan entre 3,0-5,35 Gt de Carbono orgánico (Mitra et al. 2005). Si no son bien manejados son por tanto potencialmente susceptibles de convertirse en importantes fuentes de emisión de GEI.

La Albufera de Valencia es un humedal tradicionalmente destinado al cultivo del arroz, lo que ha transformado su funcionamiento y disposición natural. Tras años de una intensa antropización, en la actualidad se investiga sobre la posibilidad de renaturalizar las antiguas tierras ganadas por aterramiento, habiéndose instalado filtros verdes para fijar nutrientes. En estas zonas con vegetación natural la lámina de agua es permanente y no se realiza laboreo, por lo que la tasa de mineralización de la materia orgánica (MO) es mínima. Por otra parte, tras la prohibición de su quema, desde hace unos 7 años se está incorporando la paja en el arrozal. Nuestro objetivo es conocer la capacidad de fijación de carbono de los suelos bajo estos nuevos usos y manejos.

2. Materiales y Métodos

En el año 2010 tomamos 132 muestras de suelos (0-80 cm) distribuidas radialmente al lago en los campos de arroz (Arr), en 2 filtros verdes (FV) y en una zona de reserva de aves con vegetación natural anualmente desbrozada (TRa), determinándose su contenido en carbono orgánico (SOC) por el método de Walkey-Black y su densidad aparente mediante el picnómetro de agua. Con estos datos se estimó el carbono orgánico total (SCD) (Stolbovoy et al., 2006):

$$\text{SCD (Mg/ha)} = \text{SOC (\%)} * \text{densidad aparente (g/cm}^3\text{)} * \text{espesor (cm)} * (1\text{-elementos gruesos})$$

Los valores así obtenidos se utilizaron para representar geoestadísticaente el contenido en SCD mediante simulación gaussiana y posterior krigado.

3. Resultados y Discusión

El efecto del manejo queda reflejado en la distribución del SOC. En Arr y en FV aumenta en profundidad, mientras que en TRa la tendencia es la contraria (tabla. 1). Los valores medios de 20 a 40 cm son de 2,7 y 3,4 % para Arr, y FV, mientras que en TRa encontramos 3,2% de SOC en los primeros 20 cm de suelo y 2,6 % a 20-40 cm, lo que nos indica un 22% más de acumulación media en las zonas con vegetación natural que en el arrozal. No obstante los máximos valores de SOC (tabla 1) en el arrozal duplicaron los máximos registrados en las zonas de vegetación natural (7,6% y 3,2 % de media), y se registraron a una profundidad de 20-40 cm en los alrededores del barranco del Poyo y en los campos de menor cota, lo que nos indica el gran aporte de materia orgánica que supone el sistema radicular del arrozal. En el topsoil las diferencias entre zonas fueron <6%.

Tabla 1: Valores medios de SOC (%) de 0-20 y de 20-40cm

USOS	0-20					20-40				
	Media	Mediana	Des. Est.	máx	min	Media	Mediana	Des. Est.	máx	min
Arrozal	2,63	2,63	0,80	4,80	0,9	2,67	2,65	1,16	7,59	0,46
Filtro verde	3,21	2,92	1,07	5,13	1,88	3,40	3,36	0,35	4,00	2,80
Zona natural	3,18	3,71	0,87	3,90	1,95	2,65	2,93	3,33	3,33	1,68

En cuanto a la distribución del SCD (Fig. 1) en el perfil los valores medios para Arr, FV y TRa señalan una mayor acumulación en superficie en todos los usos, casi duplicando la vegetación natural al arrozal a cualquier profundidad. Los máximos puntuales fueron de 152,3, 159,9 y 104,9 Mg/ha para Arr, FV y TRa. La representación cartográfica del SCD revela que el 85,7% del área supera los 80 Mg/ha, mientras que en el 5,8% es mayor a 140 Mg/ha, lo que equipara al arrozal de la Albufera con la vegetación acuática de zonas encharcadas en otros ambientes húmedos (Yu et al., 2012). La vegetación natural (FV y TRa) registró niveles similares a los de plantas herbáceas autóctonas y álamos de repoblación en humedales del río Paraná (Ceballos et al., 2013). Todos los valores superaron en cualquier caso a los datos registrados para pratenses, bosque o cultivos en suelos sin hidromorfismo (Xu et al., 2013).

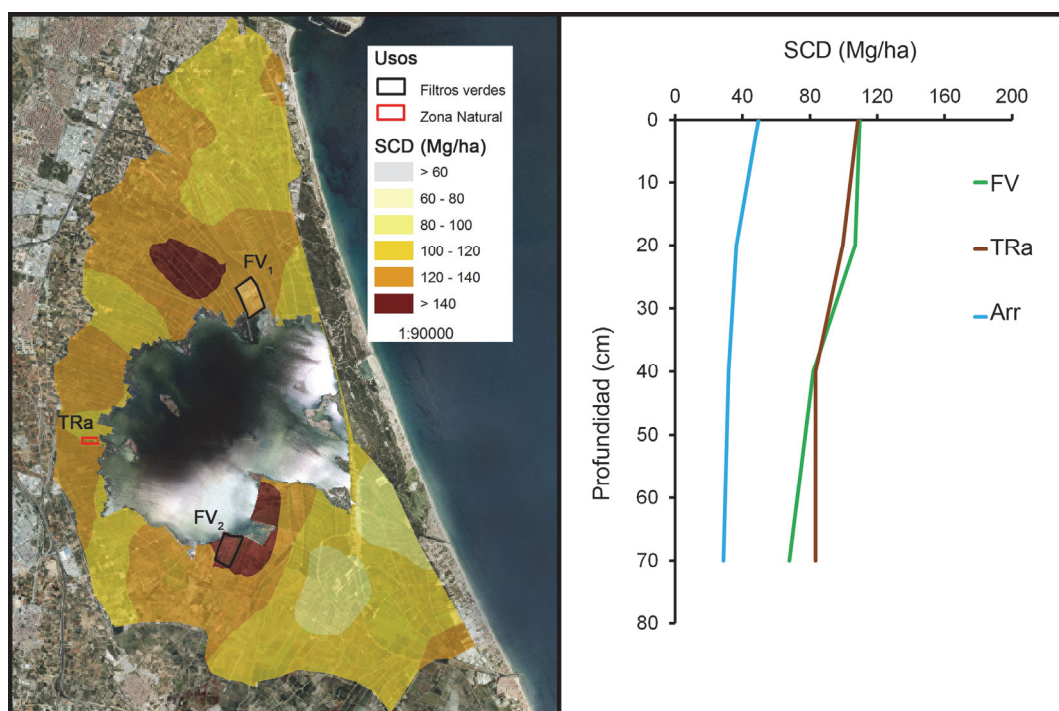


Fig 1. Distribución del carbono orgánico acumulado (0-30 cm) en la zona y en el perfil del suelo

4. Conclusión

Los suelos del arrozal de la Albufera de Valencia son capaces de inmovilizar cantidades similares o incluso superiores de SOC a los de otras zonas húmedas con vegetación natural. El manejo agrícola reduce sin embargo casi a la mitad la capacidad de almacenamiento en el perfil, por lo que se debería estudiar en profundidad el balance emisión-inmovilización antes de tomar cualquier tipo de decisión de cambio de uso o gestión como los realizados recientemente.

Referencias

- Ceballos, D; Frangoi, J; Jobbágy, E. 2013. Soil volume and carbon storage shifts in drained and afforested wetlands of the Paraná River Delta . *Biogeochemistry*, 112: 359-372.
- Mitra, S; Wassmann, R; Vlek, P. 2005 An appraisal of global wetland area and its organic carbon stock. *Current science*, 88: 25-35
- Stolbovoy, V; Filippi, N; Montabarekka, L; Piazzzi, M; Petrella, F; Gallego, J; Selvaradjou, S. 2006. Validation of the EU soil sampling protocol to verify the changes of organic carbon stock in mineral soil (Piemonte region, Italy). Pp. 46.
- Yu, J; Wang, Y; Li, Y; Dong, H; Zhou, D; Han, G; Wu, H; Wang, G; Mao, P; Gao, Y. 2012. Soil organic carbon storage changes in coastal wetlands of the modern Yellow River delta from 2000 to 2009. *Biogeosciences discuss*, 9: 1759-1779.
- Xu, G; Li, Z; Li, P; Lu, X; Wang, Y. 2013. Spatial variability of soil organic carbon in a typical watershed in the source area of the middle Dan River, China. *Soil Research*, 51: 41-49.

ESTUDIO DE ESTRATEGIAS DE MANEJO AGRÍCOLA PARA LA REDUCCIÓN DE LA EMISIÓN DE GASES DE EFECTO INVERNADERO EN SISTEMAS VITIVINÍCOLAS MEDITERRÁNEOS

Marín-Martínez, A.¹, Paredes, C.¹, Moral, R.¹, García-González, A.¹, Pérez-Murcia, M.D.¹, Pérez-Espinosa, A.¹, Bustamante, M.A.¹, Agulló, E.¹, Gavilanes-Terán, I.²,

¹Grupo de Investigación Aplicada en Agroquímica y Medio Ambiente. Dpto. Agroquímica y Medio Ambiente, Universidad Miguel Hernández. Ctra. Beniel, km 3,2, 03312, Orihuela (Alicante), ESPAÑA

²Facultad de Ciencias, Escuela Politécnica de Chimborazo, EC060155-Riobamba (Chimborazo), Ecuador

1. Introducción

El sector vitivinícola español es uno de los más importantes a nivel internacional, debido a la gran extensión de terreno dedicada al cultivo de la vid y a su alta producción de vino. Los efectos del cambio climático están afectando en gran medida a los sistemas vitivinícolas mediterráneos, debido a los ambientes semiáridos que presenta. La aplicación de enmiendas orgánicas ha sido utilizada ampliamente en estos sistemas, como herramienta de conservación de suelos degradados, consiguiéndose una mejora de las propiedades del suelo, así como favorecer el secuestro de C orgánico (Bustamante y col., 2011). Sin embargo, todas estas estrategias deben de orientarse a un aumento de la producción del sector para que puedan ser aceptadas desde el punto de vista socio-económico. Por lo tanto, la finalidad de este trabajo fue determinar en los sistemas vitivinícolas mediterráneos las condiciones de cultivo de la vid (fertilización y sistema de riego y de conducción de la planta) que conlleven una menor emisión de gases de efecto invernadero (GEI) y una mayor reserva de C orgánico en el suelo, así como, a una mayor producción y calidad de la uva.

2. Materiales y Métodos

El experimento se realizó en el municipio de Monóvar (Alicante) en tres parcelas con viñedos de dos variedades, Monastrell (autóctona) y Cabernet Sauvignon (importada), con dos sistemas de conducción de la planta (espaldera y vaso), durante la campaña 2012-2013, en condiciones de secano y con riego. Todas las parcelas fueron roturadas dos veces a lo largo del experimento, en los días 30 y 70, y se emplearon diferentes tratamientos con plaguicidas y fungicidas cuando fueron necesarios. Los tratamientos ensayados fueron: un control sin fertilización (C), fertilización orgánica tradicional con estiércol de cabra+oveja (EST) (% Corg = 22,2; %Nt = 3,08; dosis = 5,5 t/ha); compost comercial (CCOM) (% Corg = 24,6; %Nt = 1; dosis = 17 t/ha) y compost a base de residuos vitivinícolas (CVIT) (% Corg = 42,5; %Nt = 3,04; dosis = 5,6 t/ha). La aplicación de la enmienda fue única al inicio del experimento y las dosis de enmienda se ajustaron en todos los casos a un aporte por hectárea de 170 kg de nitrógeno total, de acuerdo a la Directiva CEE/676/91 para zonas vulnerables a la contaminación por nitratos procedentes de la agricultura.

3. Resultados y Discusión

La aplicación de las enmiendas orgánicas indujo la máxima emisión de C-CO₂ (Figura 1). Este parámetro asociado a la respiración edáfica basal disminuyó a lo largo del experimento en todas las parcelas enmendadas, alcanzándose valores al final del experimento muy similares a los del tratamiento control. Esta pérdida inicial de C, podría ser debida a la descomposición de compuestos fácilmente degradables, disminuyendo posteriormente cuando sólo quedan compuestos recalcitrantes tales como, lignina, celulosa y otras macromoléculas (Duong y col., 2009). Los suelos con CCOM tuvieron las mayores tasas de emisión de CO₂, como consecuencia posiblemente de la mayor aplicación de este tipo de enmienda (17 t/ha), debido a su menor contenido en N. Por otra parte, se observó que las parcelas con sistema de conducción en espaldera presentaron mayores pérdidas de C, siendo estas parcelas las que tuvieron riego mediante un sistema por goteo. El aumento de la humedad del suelo puede conllevar a un incremento de las emisiones de CO₂ debido a la activación de la respiración heterotrófica,

producida al recuperarse la actividad microbiana (Inglima y col., 2009). La evolución del contenido de carbono orgánico fácilmente oxidable (C_{oox}) mostró que la adición de las enmiendas orgánicas estudiadas aumentó el contenido de C orgánico del suelo, especialmente en el caso del tratamiento CCOM (Figura 1). En todos los casos, la enmienda CVIT produjo un menor aumento de este parámetro. También, se observó que en las parcelas con sistema de conducción en espaldera y riego se obtuvo un mayor aumento del C_{oox} mediante los fertilizante orgánicos estudiados. Al final del experimento, el aumento del stock de carbono edáfico asociado a las enmiendas orgánicas fue CCOM>EST>CVIT en todas las parcelas, siendo siempre mayor el C orgánico secuestrado en el caso de las parcelas con sistema de conducción en espaldera y con riego en comparación con la de vaso y secano (datos no mostrados).

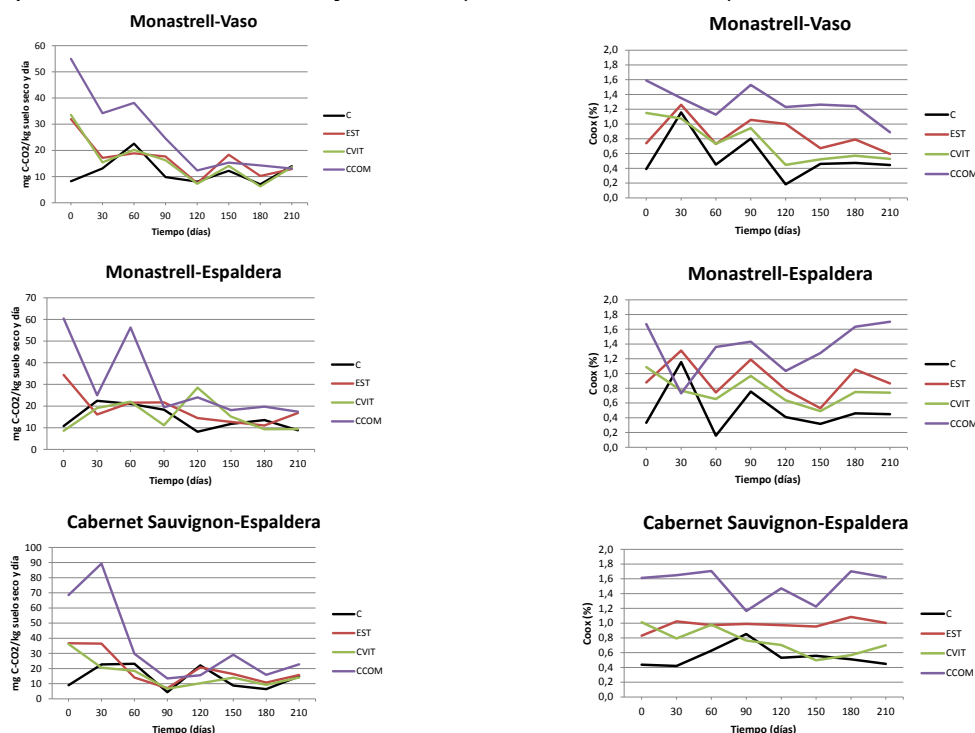


Fig. 1. Evolución de las pérdidas de C como CO₂ y del contenido de C orgánico fácilmente oxidable (C_{oox}), en las diferentes parcelas con los tratamientos estudiados.

Finalmente, respecto a la producción y calidad de la uva se estudió los kilogramos obtenidos en cada una de las parcelas con los tratamientos estudiados. El kilogramo es un parámetro que se obtiene de multiplicar la producción de uvas en kilos con el grado Baumé (°Be) de la misma. El °Be está directamente relacionado con el contenido de azúcar y la potencial producción de alcohol de la uva de vinificación. Los datos obtenidos mostraron que las parcelas con el tratamiento EST produjo uvas con mayor kilogramo que los otros tratamientos, en las parcelas con variedad Monastrell-Vaso y Cabernet Sauvignon-Espaldera (datos no mostrados). Sin embargo, en el caso de la parcela Monastrell-Espaldera las uvas procedentes de los suelos con CCOM tuvieron mayor valor de este parámetro. También, este parámetro fue mayor en las uvas procedentes de las parcelas con sistema de conducción en espaldera y riego que en aquellas en vaso y secano, posiblemente debido al menor marco de plantación de estas últimas (Vaso=2000 cepas/ha; Espaldera=2300 cepas/ha).

4. Conclusión

En este experimento se ha observado que las estrategias de manejo de la viña, respecto al sistema de riego y de conducción de la planta, así como el tipo enmienda orgánica, influyen tanto en las emisiones de C-CO₂ como en el secuestro del C orgánico en el suelo. También, todos estos factores afectan a la producción y calidad de la uva, observándose que en esta primera campaña el empleo de la enmienda EST y el sistema de conducción en espaldera con riego fueron las estrategias que favorecieron un mayor rendimiento del sector. Sin embargo, más estudios a largo plazo deben de realizarse para poder establecer unas conclusiones finales.

Referencias

- Bustamante M.A., Said-Pullicino D., Agulló E., Andreu J., Paredes C. y Moral, R. 2011. Application of winery and distillery waste composts to a Jumilla (SE Spain) vineyard: Effects on the characteristics of a calcareous sandy-loam soil. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 140, 80-87.
- Duong T.T.T., Bauman K. y Marschner P. 2009. Frequent addition of wheat straw residues to soil enhances carbon mineralization rate. *Soil Biology and Biochemistry* 41, 1475-1482.
- Inglima I., Alberti G., Bertolini T., Vaccaris F.P., Giolis B., Miglietta F., Cotrufo M.F. y Peressotti A. 2009. Precipitation pulses enhance respiration of Mediterranean ecosystems: The balance between organic and inorganic components of increased soil CO₂ efflux. *Global Change Biology* 15, 1289-1301.

GHG EMISSIONS CONTRIBUTION ALONG AGRICULTURAL LIFE CYCLE FOR SEVERAL ENERGY CROPS

Lago, C.; Herrera, I.; Lechón, Y

CIEMAT, Avda. Complutense 40. 28040. Madrid

1. Introduction

The European Strategy 20-20-20 aims the greenhouse gas emissions (GHG) reduction by 20 %, the increase of 20% in energy efficiency and the 20% of final energy consumption is provided by renewable energy, to the year 2020. In this context, biomass for heat and electricity can play an important role in the Strategy implementation, since emissions associated to energy crops, are significantly lower than those of fossil fuels. To do that, we must assure that sustainability criteria, in the framework of climate change, are accomplished in the use of biomass to energy purposes. Life Cycle Assessment (LCA) has been conducted, using data from demonstration parcels in several regions in Spain, to evaluate greenhouse gases emissions of several energy crops (triticale, sorghum, *Brassica carinata* and *B. napus*).

2. Materials and Methods

The objective of this study is to evaluate the environmental impacts of the GHG emissions during the cultivation of energy crops in Spain, in order to be able to mitigate the climate change from agriculture sector. The methodology used to evaluate the environmental burdens of agricultural phase of energy crops has been an attributional Life Cycle Assessment (LCA) described in the international standardization ISO 14040-14044. Agricultural data has been obtained from demonstration parcels during several years. Triticale has been cultivated in Soria, Navarra and Cáceres provinces, Sorghum has been planted in Girona and Brassicas have been cultivated in Soria and Navarra. The characteristics of agricultural profile is showed in Table 1.

Table 1. Data from demonstration plots

	Unit	Triticale	Sorghum	<i>B. carinata</i>	<i>B. napus</i>
Area	Ha	58.19	3.92	231.93	6.67
LHV	MJ/kg	16.6	15.8	17.4	17.4
Yield	Kg/ha	7397	13975	4305	6714
Seed dose	Kg/ha	189	28	8	3
N Fertilization	Kg/ha	186		364	530
NPK Fertilization	Kg/ha	251	22	154	
P Fertilization	Kg/ha			43	155
K Fertilization	Kg/ha			10	222
Organic fertilization	Kg/ha	886	30500	1862	1500
Biocides	l/ha	0.1	1.1	0.8	2.5
Fuel consumption	l/ha	97	262	100	106

3. Results and Discussion

Results from LCA for different energy crops are presented in Figure 1. The most relevant contribution to the environmental impact comes from fertilization phase (green bars). In case of Triticale, the impact from fertilization stage represents about 75% of the total impact; the percentages of both types of Brassicas are close to 81%; while the impact of sorghum is reduced to 30%, mainly because the majority of fertilizers are of organic nature.

An analysis more in depth about the sub-stages included in fertilization phase shows how in most of the cases (*Triticale*, *Brassica carinata* and *Brassica napus*) the highest impacts are related to nitrogen oxides emissions from fertilizer application on field as well as emissions from fertilizers production in factories. Emissions from manufacture of fertilizers and N₂O emissions from field in sorghum cultivar are significantly lower because of majority of organic fertilization applied. Methane emissions are irrelevant in agricultural stages of energy crops.

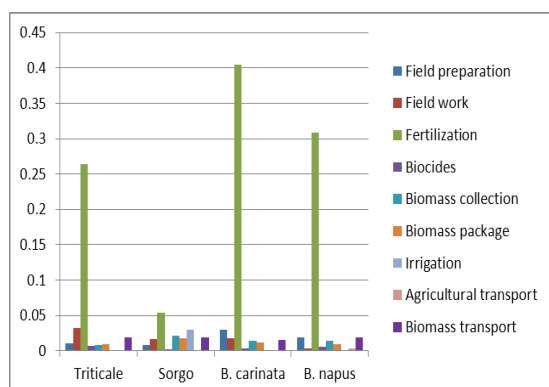


Fig. 1. GHG emissions by agricultural stages (kg CO₂ eq/kg biomass)

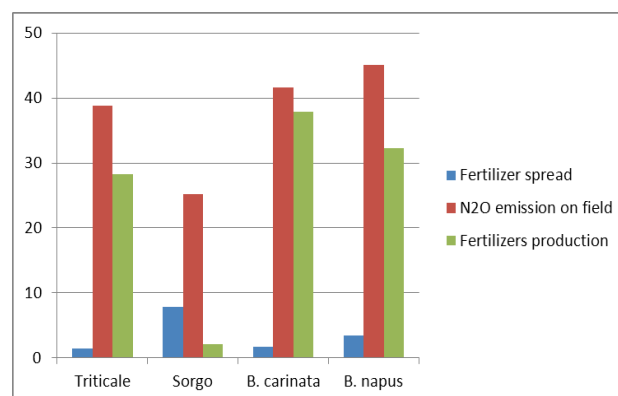


Fig. 2. GHG emissions by disaggregated fertilization phase (%)

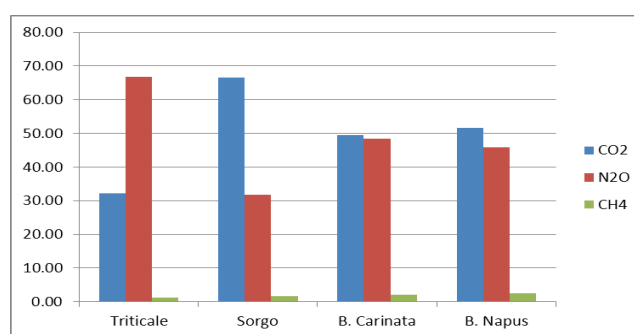


Fig. 3. GHG emissions by gases (%)

4. Conclusions

Mitigation strategies of energy crops in agriculture phase should be aimed at the reduction of nitrous oxide emissions on field and the implementation of the best available techniques at every fertilizers production factories.

References

- Lago, C.; Herrera, I; Santamaría, M.; Garraín, D.; Caldés, N.; Lechón, Y. Final results of *Brassica carinata* experience in Spain. Environmental and economic performance of heat production. 19th European Biomass Conference & Exhibition 2011. Berlin, Germany
- Lago, C.; Herrera, I; Santamaría, M.; Garraín, D.; Caldés, N.; Lechón, Y Life cycle assessment and economic analysis of Sorghum bicolor cultivation as feedstock for bioenergy with organic fertilization in the northeast corner of Spain. 20th European Biomass Conference & Exhibition, Milan, Italy
- Lago, C.; Herrera, I; Santamaría, M.; Caldés, N.; Lechón, Y May energy crops help to mitigate climate change? Environmental and economic assessment of triticale cultivation as energy crop in Spain. . 21th European Biomass Conference & Exhibition, 3-7 June 2013, Copenhagen, Denmark
- Nemecek, T. & Kagı, T. Life cycle inventories of Swiss and European Agriculture production Systems. Final Report. Ecoinvent V2.0 No 15a. 2007.
- UNE-EN-ISO 14040:2006 – Gestión ambiental – Análisis del ciclo de vida – Principios y marco de referencia
- UNE-EN-ISO 14044:2006 – Gestión ambiental – Análisis del ciclo de vida – Requisitos y directrices.

EFFECT OF IRRIGATION AND FERTILIZATION ON METHANE AND CARBON DIOXIDE EMISSIONS FROM PADDY SOIL DURING THE SEEDLING STAGE IN NE SPAIN

Maris, S.C.^a, Teira-Esmatges, M.R.^a, Bosch-Serra A.D.^a, Quílez D.^b, Català Forner M.M.^c

^a University of Lleida (UdL), Environment and Soil Science Department, Av. Alcalde Rovira Roure 191, E-25198 Lleida, Spain stefania@macs.udl.cat

^b Research Center and Food Technology, Soils and Irrigation Unit, Av. Montañana 930, E-50059 Zaragoza, Spain

^c IRTA, Ctra. de Baladà, km 1, E-43870 Amposta, Spain

1. Introduction

Methane (CH₄) and carbon dioxide (CO₂) are the most important greenhouse gases (GHGs), respectively contributing 15% and 60% to the anthropogenic greenhouse effect. Rice paddy is an important source of atmospheric CH₄, about 50 to 100 Tg yr⁻¹, accounting for 10%-20% of the total CH₄ emissions (IPCC 2007). Many measurements and models have focused on CH₄ and CO₂ emissions from rice paddies (Sampanpanish 2012; Li et al. 2013), but information from Spanish environments has lacked behind. The rice seedling stage (the first 35 days after sowing) significantly contributes to CH₄ and CO₂ emissions from rice paddies (Sampanpanish 2012). In China rice seedlings are cultivated in a separate paddy nursery under intensive management for approximately 1 month and transplanted to a paddy field, while in Spain rice is sown directly on site and flooded. Environmental factors, irrigation regime and fertilizer management are determinant factors of CH₄ and CO₂ emissions (Li et al. 2013). The main objectives of this study are to evaluate the effect of different irrigation regimes and different rates of mineral and organic fertilizers on CH₄ and CO₂ emissions during the seedling stage.

2. Materials and methods

Field trials were carried out in 2011 and 2012 on 3 experimental fields at 2 different sites. Treatments were (Table 1): (I) irrigation frequency (continuous irrigation –CI– and intermittent irrigation –II–) in 2011 at Amposta-1; (II) 4 doses of chicken manure (9.5, 19.1, 15.2, and 28.7 t ha⁻¹), mineral fertilizer (150 kg N ha⁻¹) and control in 2011 and 2012 at Amposta-2; (III) 2 doses of pig slurry (30 and 50 m³ ha⁻¹), mineral fertilizer (120 kg N ha⁻¹) and control, in 2012 at Alcolea de Cinca. Rice (*Oryza sativa* L.), cv. *Gleva* at Amposta-1 and -2 (150 kg seed ha⁻¹) and cv. *Guadiamar* at Alcolea (170 kg seed ha⁻¹) was sown directly on site and flooded. The fluxes of CH₄ and CO₂ were sampled weekly from sowing to harvest using the semi-static closed chamber method. Samples of air inside the chambers were withdrawn in duplicate by adapted plastic 100 ml syringes. CH₄ and CO₂ were quantified using the photoacoustic technique (Innova Multi-gas Photoacoustic Monitor 1412). Soil temperature and soil Eh were recorded on site. Soil water content was used to estimate water filled pore space (WFPS).

3. Results and discussion

At Amposta-1, the dynamics of CH₄ emission for both treatments was similar during the seedling stage of rice. CH₄ emissions were not significantly affected by irrigation type nor by soil temperature. The negative cumulative emissions of CH₄ (soil acts as a sink) (Table 1) in both treatments may be due to soil salinity (measured in the soil saturated paste extract) and to a high soil SO₄⁻² content (not measured) according to Datta et al. (2013).

Intermittent irrigation during the rice seedling stage significantly increased CO₂ emission compared to CI. The cumulative CO₂ emissions in the II treatment during the rice seedling stage represent more than 45% of the cumulative CO₂ emissions of the whole crop season, while in CI only the 23% (Table 1). The present study made it clear how flooding and drainage affect CO₂ emissions at rice paddies in the short term.

At Amposta-2, the fertilizer treatments had a significant effect on CH₄ emissions in both years. In the control and mineral fertilizer treatment the soil acts as a sink for CH₄ (Table 1). In the same

way as in Amposta-1, soil salinity and the high SO_4^{2-} content of soil explain CH_4 emission inhibition. The SO_4^{2-} reducing bacteria and the methanogenic bacteria compete for the same substrate, since C mineralization through SO_4^{2-} reduction is higher than that of CH_4 production (Datta et al. 2013). In both years, CH_4 emissions were significantly ($P < 0.05$) affected by the amount and type of fertilizer applied (Table 1). In 2011, CH_4 emission increased when increasing the rate of chicken manure applied, while in 2012 decreased (Table 1). Probably the highest dose applied (29 t ha^{-1}) might have caused a saturation effect for the production and release of CH_4 , so that this increase in organic fertilizer rate has not further increased CH_4 emission.

In 2011, though not significant, the addition of fertilizer increased CO_2 emission rates. This may need further study. The plots with chemical fertilizer emitted more CO_2 than the plots with organic fertilizer, because applying mineral fertilizer increases soil density (Sampanpanish, 2012), while the application of organic one decreases it (Karami et al. 2012).

In 2012, the effect of fertilization was not significant (Table 1). Both years, the same effect as with CH_4 was observed: increasing chicken manure dose increased CO_2 emission up to a point; at the highest tested dose emission remained constant or decreased. The organic compounds applied with the fertilizer react with soil particles to form complexes that are hardly decomposed into CO_2 (Sampanpanish, 2012). The slow decomposition of organic compounds may be inhibiting enzymatic microbial activity (Cheng, 1999). The highest dose of manure may also have temporarily disrupted microbial activity.

Table 1. Average cumulative CH_4 and CO_2 emissions from paddy soil during the seedling stage per site, year, and treatment plus minus the standard error. Percentage from the CO_2 emitted during the whole rice growth that the cumulative losses of CO_2 during the seedling stage represent. Different letters in a column mean significant differences at $\alpha = 0.05$ level. Negative values of CH_4 mean that soil acts as a sink.

Site and year	Irrigation type/ N applied (kg ha^{-1})	CH_4 (kg ha^{-1})	CO_2 (kg ha^{-1})	% CO_2 of the whole crop season emission
Amposta-1 (2011)	CI	$-2.07 \pm 0.2a$	$1167.49 \pm 233.08b$	23
	II	$-5.29 \pm 0.38a$	$4077.24 \pm 310.61a$	49
Amposta-2 (2011)	0 kg N ha^{-1}	$-2.37 \pm 0.51c$	$167.67 \pm 8.36b$	20
	150 kg N ha^{-1} (urea)	$-0.64 \pm 0.04c$	$418.88 \pm 36.18a$	39
	170 kg N ha^{-1} (9.5 t chicken manure)	$9.35 \pm 0.24ab$	$238.71 \pm 31.02b$	23
	340 kg N ha^{-1} (19.1 t chicken manure)	$29.62 \pm 0.71a$	$257.11 \pm 8.6b$	18
Amposta-2 (2012)	0 kg N ha^{-1}	$-44.82 \pm 7.98c$	$871.23 \pm 158.33a$	8
	150 kg N ha^{-1} (urea)	$-19.91 \pm 0.76c$	$1290.72 \pm 253.23a$	13
	425 kg N ha^{-1} (15.2 t chicken manure)	$169.91 \pm 31.14a$	$1257.76 \pm 81.24a$	25
	803 kg N ha^{-1} (28.7 t chicken manure)	$48.16 \pm 4.66b$	$1492.35 \pm 37.36a$	16
Alcolea (2012)	0 kg N ha^{-1}	$60.71 \pm 3.47a$	$122.34 \pm 4.96a$	2
	$120 \text{ kg (NH}_4)_2\text{SO}_4\text{-N ha}^{-1}$	$73.65 \pm 5.61a$	$114.30 \pm 37.78a$	1.1
	120 kg N ha^{-1} (30 t pig slurry)	$39.81 \pm 2.33b$	$190.14 \pm 18.87a$	2.3
	170 kg N ha^{-1} (50 t pig slurry)	$65.04 \pm 6.77a$	$197.14 \pm 54.87a$	2.3

At Alcolea de Cinca, CH_4 emission appeared shortly after sowing in all the treatments, probably due to mineralization of native or added organic matter. There was no significant difference between CH_4 emission from the mineral fertilizer treatment and $50 \text{ t pig slurry ha}^{-1}$ (Table 1). This result can be explained because the dry matter content of slurry was low and consequently, this very liquid slurry was able to infiltrate and interact with soil microorganisms and be affected by soil conditions, e.g. aeration/moisture status (Chadwick and Pain, 1997).

The highest CO₂ emission occurred with pig slurry addition. Increasing the dose of pig slurry increased emission, due to the input of additional available C substrates to the soil. Mineral fertilizer did not increase emission with respect to the control (Table 1) probably because fertilizer was applied as a sulphate.

There was CH₄ emission during the seedling stage of rice (35 days) in all the experimental fields, though in most of them the whole rice crop resulted in soil acting as a sink of CH₄ (negative cumulative whole crop emission). This result is in accordance with Chinese results, where approximately 75% of the CH₄ emissions of the whole crop occurred during the rice seedling stage (40 days) (Ma et al. 2011; Wang et al. 2013).

4. Conclusions

Intermittent irrigation significantly increases CO₂ emissions compared with CI, but has no effect on CH₄ emissions. Soil salinity and high soil SO₄⁻² inhibit CH₄ flux (soil acts as a sink). Mineral fertilization may increase soil density and therefore increase CO₂ emission with respect to no fertilization or organic fertilization. High doses of chicken manure do not increase CH₄ or CO₂ emission. CO₂ emissions tend to increase with increasing doses of pig slurry

Acknowledgements

This research was funded by project RTA 2010-00126-C02-00 from the National Institute for Agricultural and Food Scientific Research and Technology of Spain (INIA) and by the IRTA-UdL project "Quantification of ammonia emissions and greenhouse gases (GHGs: CO₂, CH₄ and N₂O) on rice". The owner of the results on CI and II is Huntsman International Llc. We thank S. Porras (UdL) for her assistance with sampling.

References

- Chadwick D.R., Pain B.F. 1997. Methane fluxes following slurry applications to grassland soils: laboratory experiments. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 63, 51-60.
- Cheng W. 1999. Rhizosphere feedbacks in elevated CO₂. *Tree Physiology* 19, 313-320.
- Datta A., Yeluripati J.B., Nayak D.R., Mahata K.R., Santra S.C, Adhya T.K. 2013. Seasonal variation of methane flux from coastal saline rice field with the application of different organic manures. *Atmospheric Environment* 66, 114-122.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). 2007. Changes in atmospheric constituents and in radiative forcing. In: *Climate Change 2007: The Physical Science Basis, Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* (Eds Solomon S, Qin D, Manning M et al.). Cambridge, United Kingdom and New York, USA, Cambridge University Press.
- Karami A., Homae M., Afzalnia S., Ruhipour H., Basirat S. 2012. Organic resource management: impacts on soil aggregate stability and other soil physico-chemical properties. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 148, 22-28.
- Li C., Zhang Z., Guo L., Cai M., Cao C. 2013. Emissions of CH₄ and CO₂ from double rice cropping systems under varying tillage and seeding methods. *Atmospheric Environment* 80, 438-444.
- Ma Y., Wang J., Zhou W., Yan X., Xiong Z. 2012. Greenhouse gas emissions during the seedling stage of rice agriculture as affected by cultivar type and crop density. *Biology and Fertility of Soils* 48,589-595.
- Sampanpanish P. 2012. Use of organic fertilizer on paddy fields to reduce greenhouse gases. *Science Asia* 38,323-330.
- Wang J., Chen Z., Ma Y., Sun L., Xiong Z., Huang Q., Sheng Q. 2013. Methane and nitrous oxide emissions as affected by organic-inorganic mixed fertilizer from a rice paddy in southeast China. *Journal of Soils Sediments* 13, 1408-1417.

FLUJOS DE CO₂ EN UNA PLANTACIÓN DE PALMA EN SUMATRA, INDONESIA

Meijide, A.^a, Herbst, M.^a, Knohl, A.^a

^a Chair of Bioclimatology, University of Göttingen. Büsgenweg, 2, 37077, Göttingen, Alemania

1. Introducción

En la actualidad, casi la mitad de la producción mundial de aceite de palma procede de Indonesia, donde la superficie dedicada a su cultivo ha aumentado exponencialmente en los últimos 20 años (FAO, 2011). Aproximadamente la mitad de las plantaciones han sido establecidas en antiguos terrenos forestales, lo que tiene grandes implicaciones en los inventarios de gases de efecto invernadero del país. Se han realizado algunos estudios sobre balances de CO₂ y otros gases de efecto invernadero (GEI) en plantaciones de palma principalmente situadas en turberas. Sin embargo, la mayoría de las plantaciones en Sumatra y Kalimantan se localizan en suelos minerales, y en la actualidad hay muy poca información disponible sobre medidas reales de GEI en este tipo de plantaciones. Ishizuka et al. (2005) estudiaron las emisiones de GEI en Sumatra y observaron una significativa reducción de las emisiones de CO₂ en cultivos de palma en comparación con bosques. Sin embargo, estos datos proceden de medidas puntuales y no se han encontrado estudios donde se haya realizado un estudio de los flujos de CO₂ que permita realizar balances de GEI y entender los factores responsables de dichos flujos.

2. Materiales y Métodos

En el marco del proyecto Efforts (Ecological and Socioeconomic Functions of Tropical Lowland Rainforest Transformation Systems (Sumatra, Indonesia), de la Universidad de Göttingen (Alemania), en colaboración con diferentes grupos indonesios, se están investigando los efectos de los cambios de uso del suelo en las funciones ecológicas y socioeconómicas en la provincia de Jambi, en Sumatra. Se estudian aspectos ecológicos como biodiversidad, fertilidad del suelo, agua, y flujos de GEI en plantaciones de palma y caucho ubicadas sobre antiguos terrenos forestales. El presente estudio se encuadra en este proyecto. El grupo de Bioclimatología está realizando medidas de flujos de CO₂ y H₂O en una plantación de palma utilizando la técnica de Eddy covariance. Estas medidas serán complementadas con medidas de las emisiones de GEI del suelo utilizando cámaras.

Se ha construido una torre de Eddy covariance (Knohl et al, 2003) de 7 m de altura en una plantación de palma en fase de crecimiento, de 2 años de edad (S1° 50.127' E103° 17.737'). En lo alto de la torre se ha instalado un analizador de gases por infrarrojos para medir CO₂ y H₂O (Licor 7500A), y un anemómetro sónico (Metek Ultrasonic Anemometer). Ambos instrumentos miden con una frecuencia de 10Hz, y los datos son recogidos en un ordenador situado en el terreno, y posteriormente son sincronizados.

En la torre se miden adicionalmente otros parámetros meteorológicos, como radiación (PAR, onda corta y onda larga incidente y reflejadas), perfiles de temperatura y humedad del aire, así como velocidad y dirección del viento, precipitación, temperatura y humedad del suelo y flujos de calor del suelo.

Las medidas se iniciaron en 1 de Julio de 2013, y se realizarán hasta el 31 de Enero de 2014, con el fin de obtener datos tanto de la estación seca (Julio-Septiembre) como de la estación de lluvias (Octubre-Enero).

Los flujos de CO₂ se han calculado utilizando el programa EddyPro v. 4.2 (Licor).

3. Resultados y Discusión

En la Figura 1 se puede observar la variación de las emisiones de CO₂ a lo largo del día. El cultivo, que se encuentra en fase de crecimiento, actúa como sumidero de CO₂ durante el día y emite CO₂ por la noche y de madrugada. Estos resultados corroboran la relación encontrada entre

los flujos de CO₂ y la radiación fotosintéticamente activa (PAR), que muestran un incremento de la absorción de CO₂ con aumentos de la PAR.

El análisis de datos es todavía preliminar, pero estas medidas permitirán analizar si la plantación de palma en fase de crecimiento es un sumidero o una fuente de CO₂. El período de medidas permitirá analizar si existen diferencias en los flujos durante la estación seca (Julio-Octubre) y la estación de lluvias (Noviembre-Enero).

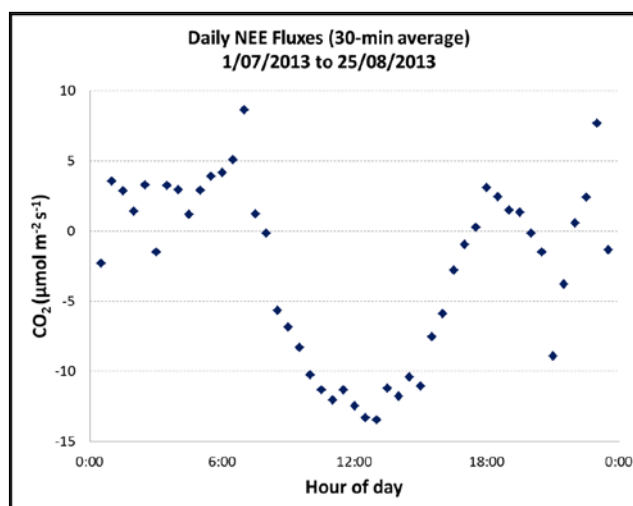


Fig 1. Ciclo diario de las emisiones de CO₂ en un cultivo de palma en Sumatra, Indonesia (resultados preliminares)

4. Conclusión

Este tipo de estudios son de gran relevancia a la hora de estudiar el efecto que los cambios en el uso del suelo generan en el balance de GEI. El consumo de aceite de palma está aumentando de forma exponencial a nivel global, por lo que es necesario realizar medidas que permitan estimar su efecto global en las emisiones de GEI. Estos resultados, junto con los que se espera obtener en los próximos meses de una plantación de palma en fase productiva, pueden ser de gran relevancia para el cálculo de un balance de GEI completo que incluya todas las fases de la producción del aceite de palma, y como base para estudios de análisis de ciclo de vida de este producto.

Referencias

- FAO ,2011: FAOSTAT online statistical service. Food and Agricultural Organization of the United Nations (FAO), Rome, Italy, retrieved from <http://faostat.fao.org>, date of access: April 2011.
- Ishizuka S., Iswandi A., Nakajima Y., Yonemura S., Sudo S., Tsuruta H., Murdiyarso D., 2005. The variation of greenhouse gas emissions from soils of various land-use/cover types in Jambi province, Indonesia. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 71(1), 17-32.
- Knohl A., Schulze E.-D., Kolle O., Buchmann N., 2003. Large carbon uptake by an unmanaged 250-year-old deciduous forest in Central Germany. *Agricultural and Forest Meteorology* 118, 15-167.

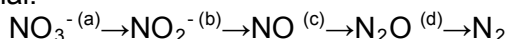
LA ENZIMA ÓXIDO NITROSO REDUCTASA DE *B. JAPONICUM* ES CLAVE EN LA MITIGACIÓN DE LA EMISIÓN DE N₂O POR NÓDULOS DE PLANTAS DE SOJA

Tortosa, G.^{a*}, Jimena-Bonillo, J.D.^a, Hidalgo-García, A.^a, Bedmar, E.J.^a, Mesa, S.^a y Delgado, M.J.^a

^aDepartamento de Microbiología del Suelo y Sistemas Simbióticos. Estación Experimental del Zaidín (EEZ), CSIC. Apartado Postal 419, 18080-Granada. *email: german.tortosa@eez.csic.es

1. Introducción

La reducción de la emisión de N₂O en la agricultura pasa por varias aproximaciones conjuntas que incluyen reducir la dependencia de los fertilizantes nitrogenados sintéticos y desarrollar una agricultura sostenible, eficaz y competitiva con menor coste medioambiental. Un ejemplo lo encontramos en la fijación biológica de nitrógeno (FBN) por la simbiosis rizobio-leguminosa, una práctica agrícola que permite incrementar la fertilidad de los suelos sin perjudicar el medio ambiente. Sin embargo, el cultivo de leguminosas puede también contribuir a la emisión de N₂O. Los rizobios son bacterias del suelo gram-negativas capaces de fijar nitrógeno por simbiosis con plantas leguminosas mediante la formación de nódulos en las raíces. Se ha descrito que algunas especies, además de realizar la FBN, también poseen la ruta metabólica necesaria para llevar a cabo la desnitrificación. Este proceso se produce en condiciones limitantes de oxígeno a través de la siguiente reacción secuencial:



El simbiote natural de la soja (*Glycine max* L.) *Bradyrhizobium japonicum* es considerado como un modelo para el estudio de la desnitrificación en rizobios y este proceso depende de los genes *napEDABC*, *nirK*, *norCBQD* y *nosRZDYFLX* que codifican las enzimas nitrato-^(a), nitrito-^(b), óxido nítrico^(c) y óxido nitroso reductasa^(d) (Bedmar *et al.*, 2005), siendo esta última enzima la clave en el proceso de reducción de la emisión de N₂O.

Con este estudio, pretendemos conocer mejor los factores ambientales que afectan a la emisión de N₂O por nódulos de soja, así como la contribución del proceso de desnitrificación del microsimbionte a dicha emisión.

2. Materiales y Métodos

Para este estudio se han utilizado varias cepas de *B. japonicum*, la cepa parental USDA110 y las cepas GRPA1, GRK308, GRC301 y la cepa GR3035, mutantes en los genes *napA*, *nirK*, *norC* y *nosZ* respectivamente (Delgado *et al.*, 2003; Mesa *et al.*, 2002; Velasco *et al.*, 2001, 2004). Las plantas de soja (*Glycine max* L. Merr., cv. Williams) se inocularon con las correspondientes cepas de *B. japonicum* en las condiciones descritas por Sánchez *et al.*, (2011) y se ensayaron dos tratamientos: la concentración de nitrato (0 y 4 mM) y las condiciones de encharcamiento radicular (Control e Hipoxia). Al final del experimento (35 días), se realizaron algunos análisis fisiológicos como el peso seco de la parte aérea (PSPA), de la parte radicular (PSR), el número de nódulos (NN) y el peso seco de nódulos (PSN). La emisión de N₂O por los nódulos se determinó en el headspace de los botes que contenían las raíces (100 ml) utilizando un cromatógrafo de gases Hewlett-Packard modelo 6890 equipado con un detector de captura de electrones y una columna Porapak Q. Se analizó la cinética de emisión de N₂O midiendo a las 0, 4 y 6 horas para determinar el rango lineal necesario para el cálculo de la tasa de emisión, expresada en nmoles de N₂O emitido por biomasa nodular y unidad de tiempo.

3. Resultados y Discusión

La presencia de nitrato (4 mM) no afectó al desarrollo vegetal de las plantas inoculadas con *B. japonicum* al no obtenerse diferencias en los parámetros fisiológicos analizados (PSPA, PSR, NN y PSN) con respecto a las plantas crecidas con 0 mM de nitrato (datos no mostrados). Esto indicó que el proceso de adquisición de nitrógeno de la planta fue a través de la FBN y no del nitrato presente en el medio.

La presencia de nitrato en la solución nutritiva de las plantas produjo un incremento en la emisión de N₂O en comparación con las plantas que crecieron en ausencia de nitrato. Al someter la parte radicular de las plantas crecidas con 4 mM de nitrato a encharcamiento (hipoxia), se observó un incremento de casi el doble en la tasa de emisión por los nódulos producidos por la cepa parental USDA110 pasando de 813 a 1486 nmoles N₂O/PSN(g)/h respectivamente. En estas condiciones, los nódulos producidos por la cepa mutada en la enzima óxido nitroso reductasa (*nosZ*) presentaron el mayor valor de tasa de emisión de N₂O (4630 nmoles N₂O/PSN(g)/h), lo que confirmó la importancia de esta enzima en la reducción de N₂O (Tabla 1).

Tabla 1. Tasa de emisión de N₂O por los nódulos de soja.

Cepa <i>B. japonicum</i>	mM de nitrato	Tratamiento	
		Control	Hipoxia radicular
Parental (USDA110)	0	0	0
	4	813bA	1486cB
<i>napA</i> (GRPA1)	0	0	0
	4	0	136a
<i>nirK</i> (GRK308)	0	0	0
	4	0	23a
<i>norC</i> (GRC301)	0	0	0
	4	108aA	792bB
<i>nosZ</i> (GR3035)	0	0	0
	4	340aA	4630dB

Nota: La tasa de emisión de N₂O se expresa en nmoles de N₂O/g de peso seco nódulos (PSN)/hora, y se corrigió con el coeficiente Bunsen para la solubilidad del N₂O. Esta tasa se calculó en el rango lineal de emisión entre las primeras 4 y 6 horas de la cinética de emisión. Valores con letras minúsculas iguales en la misma columna y con letras mayúsculas iguales en la misma fila no son estadísticamente diferentes según el test de Tukey HSD ($p \leq 0,05$).

4. Conclusión

La FBN del sistema *B. japonicum*-Soja es una estrategia eficaz para reducir la dependencia de fertilizantes nitrogenados sintéticos. El nitrato es la principal causa de emisión de N₂O por los nódulos de *B. japonicum* y lo hace a través del proceso de desnitrificación del bacteroide, especialmente cuando las raíces sufren encharcamiento (hipoxia). En estas condiciones, la enzima óxido nitroso reductasa tiene un papel fundamental en la reducción de la emisión de N₂O, por lo que estudiar los factores que influyen en su actividad es primordial para reducir la emisión de este gas por cultivos de leguminosas.

Agradecimientos

Este trabajo ha sido subvencionado por el proyecto AGL2010-18607 del Ministerio de Economía y Competitividad cofinanciado con fondos FEDER, así como por la ayuda de la Junta de Andalucía al Grupo de Investigación (BIO-275).

Referencias

Velasco, L., Mesa, S., Delgado, M.J., Bedmar, E.J. (2001). Characterization of the *nirK* gene encoding the respiratory, Cu-containing nitrite reductase of *Bradyrhizobium japonicum*. *Biochimica et Biophysica Acta - Gene Structure and Expression*. Volume 1521, Issue 1-3, 31 October 2001, Pages 130-134

- Mesa, S., Velasco, L., Manzanera, M.E., Delgado, M.J., Bedmar, E.J. (2002). Characterization of the norCBQD genes, encoding nitric oxide reductase, in the nitrogen fixing bacterium *Bradyrhizobium japonicum*. *Microbiology*. Volume 148, Issue 11, November 2002, Pages 3553-3560.
- Delgado, M.J., Bonnard, N., Tresierra-Ayala, A., Bedmar, E.J., Müller, P. (2003). The *Bradyrhizobium japonicum* napEDABC genes encoding the periplasmic nitrate reductase are essential for nitrate respiration. *Microbiology*. Volume 149, Issue 12, December 2003, Pages 3395-3403
- Velasco, L., Mesa, S., Xu, C. A., Delgado, M.J., Bedmar, E.J. (2004). Molecular characterization of nosRZDFYLX genes coding for denitrifying nitrous oxide reductase of *Bradyrhizobium japonicum*. *Antonie van Leeuwenhoek, International Journal of General and Molecular Microbiology*. Volume 85, Issue 3, April 2004, Pages 229-235
- Bedmar, E.J. , Robles, E.F., Delgado, M.J. (2005). The complete denitrification pathway of the symbiotic, nitrogen-fixing bacterium *Bradyrhizobium japonicum*. *Biochemical Society Transactions*. Volume 33, Issue 1 Pages 141-144
- Sánchez, C., Tortosa, G., Granados, A., Delgado, A., Bedmar, E.J., Delgado, M.J. (2011). Involvement of *Bradyrhizobium japonicum* denitrification in symbiotic nitrogen fixation by soybean plants subjected to flooding. *Soil Biology and Biochemistry*. Volume 43, Issue 1, January 2011, Pages 212-217

POTENCIAL DEL SISTEMA AGROFORESTAL QUESUNGUAL (SAQ) EN TIERRAS DE LADERA EN EL SUDESTE DE HONDURAS: REDUCIENDO LA VULNERABILIDAD AL CAMBIO CLIMÁTICO DE PEQUEÑOS AGRICULTORES DE SUBSISTENCIA

Mendoza, A.A., Manrique, E., Mora J.L.

Departamento de Ciencias Agrarias y del Medio Natural (CAMENA). Universidad de Zaragoza. Miguel Servet 177, 50013 Zaragoza (España). amendoza@earth.ac.cr

1. Introducción

Las laderas (pendiente >12%) representan aproximadamente el 80 % de la superficie de Honduras, siendo la principal actividad económica en ellas la pequeña agricultura, tradicionalmente basada en un sistema de tala y quema (STQ), ésta contribuye al calentamiento global al actuar como fuente importante de gases de efecto invernadero y al agotar las reservas de carbono, tanto sobre el suelo como en el mismo. Los pequeños agricultores se encuentran entre las personas más vulnerables a la variabilidad climática actual, debido a que no tienen los recursos necesarios para adaptarse al cambio climático. La Agroforestería, o el uso deliberado de los árboles en los sistemas de cultivo, ha sido propuesto por muchos profesionales del desarrollo como una estrategia potencial para ayudar a los agricultores a reducir su vulnerabilidad hacia el cambio climático y con alto potencial de mitigación; además, de generar co-beneficios para la adaptación, seguridad alimentaria y el desarrollo rural. En este estudio exploramos cómo el Sistema Agroforestal Quesungual (SAQ) puede ayudar a los agricultores de subsistencia y que trabajan en tierras de ladera, a reducir su vulnerabilidad al cambio climático. La investigación de campo ha sido realizada en el sudeste de Honduras, donde un grupo de agricultores está haciendo frente a los riesgos relacionados con el clima de una manera sostenible, a través de la incorporación del SAQ. Su implantación constituye un factor de reducción del riesgo y de la vulnerabilidad de las familias rurales.

2. Materiales y Métodos

El estudio se efectuó en siete comunidades de la región de San Lucas (entre 13° 41' y 13° 42' de latitud norte y 86° 55' y 83°56' de longitud oeste), durante los meses de julio-octubre de 2013. La localidad presenta una altitud promedio de 900 ±200 msnm. La zona de estudio pertenece a la zona de vida "bosque húmedo subtropical (cálido)" con más de 6 meses secos. La temperatura promedio anual es de 26,4 °C y las precipitaciones anuales oscilan entre 900-1200 mm año⁻¹, con una distribución bastante errática. Se seleccionaron 25 explotaciones que han adoptado el SAQ y otras 25 de comunidades vecinas que todavía continúan con el STQ, escogidas mediante muestreo de cuotas de tipo geográfico (método de rutas). En el caso del estudio florístico, se establecieron 25 parcelas para el SAQ y 25 para STQ de una dimensión de 20 m x 50 m (0,1 ha), en las que se identificaron y contabilizaron los individuos de las distintas especies de la vegetación ≥ 10 cm. Estimamos el carbono almacenado en la biomasa (principalmente arbórea) a partir de los datos de densidad de los árboles por regresión a partir de los resultados obtenidos por Ferreira (2008). Analizamos la composición florística del estrato arbóreo por medio de un Análisis de Correspondencias Corregido (DCA). Además, analizamos la composición florística en relación a las variables de manejo del cultivo, mediante un Análisis de Correspondencias Canónicas (CCA). Llevamos a cabo el DCA y CCA mediante el *software Canoco for Windows v. 4.5*.

3. Resultados y Discusión

Se compararon las densidades de árboles entre los dos usos de suelo estudiados. La densidad fue muy superior ($P < 0,0001$) para el SAQ (216 árboles ha⁻¹) que para el STQ (31 árboles ha⁻¹ concentrados en los linderos de las parcelas). Las densidades de árboles son similares a las encontradas por Pauli (2008), quien hace énfasis que la densidad de árboles es la única variable que difiere significativamente entre los usos de suelo. A partir de las densidades obtenidas,

estimamos la acumulación de C en la parte aérea (biomasa arbórea) es de aproximadamente de 8 t C ha⁻¹ en el SAQ y 1 t C ha⁻¹ en el STQ. El SAQ produjo rendimientos significativamente superiores que el STQ para el cultivo de maíz (1,14 t ha⁻¹ vs. 0,68 t ha⁻¹, $P < 0,001$) y de frijol (0,57 t ha⁻¹ vs. 0,35 t ha⁻¹, $P < 0,01$). No observamos diferencias estadísticamente significativas en los rendimientos del cultivo de sorgo (maicillo). Los rendimientos de maíz obtenidos del STQ no son suficientes para asegurar la seguridad alimentaria, una familia rural de Honduras necesita en torno a 1 t maíz año⁻¹. Como se observa en el diagrama del DCA (Figura 1), observamos diferencias en la composición florística del estrato arbóreo entre los sistemas SAQ y STQ, junto a los mayores rendimientos de cultivo y almacenamiento de carbono en el SAQ que en el STQ. Del CCA obtuvimos un modelo de ordenación altamente significativo ($P=0,0001$, test de Montecarlo, 9999 permutaciones) que relaciona la composición florística del estrato arbóreo con las prácticas de manejo SAQ y de rotación de cultivos (asociadas entre sí) y de laboreo mínimo (independiente de las anteriores). Los resultados revelan una asociación de la densidad de las especies arbóreas con un aumento de los rendimientos, que se sumaría a la reducción del riesgo ligado a la variabilidad climática. La combinación de cultivos y árboles en SAQ aumenta los rendimientos agrícolas al tiempo que promueve la resiliencia ecológica y social. El SAQ se confirma como un componente importante en un enfoque agricultura climáticamente inteligente (CSA) Además, de su papel en la adaptación y mitigación (McCarthy *et al.*, 2011).

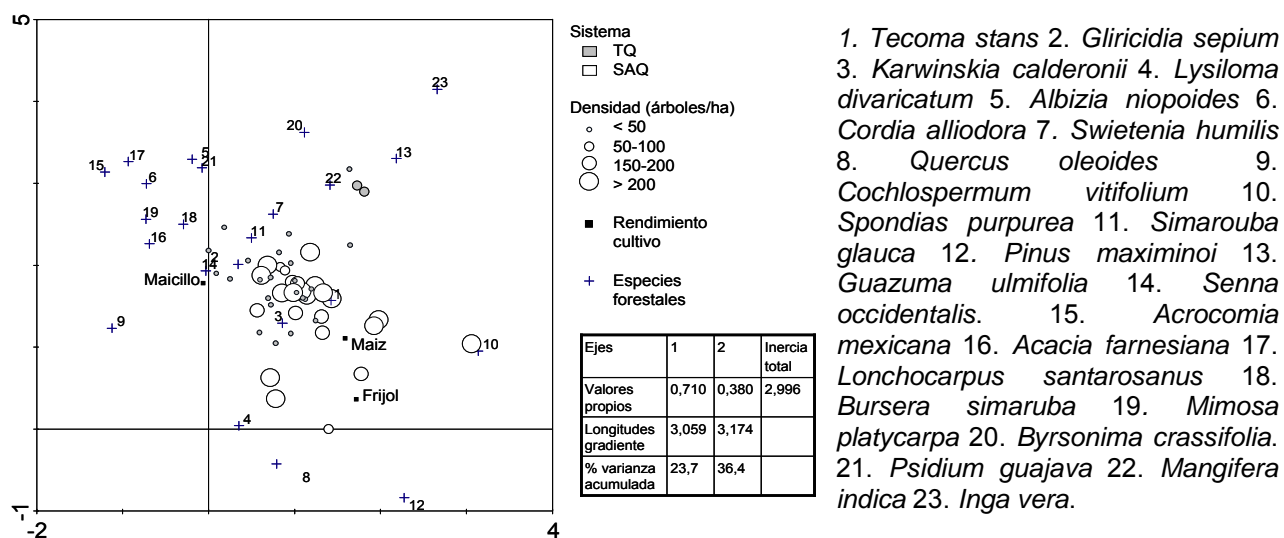


Fig. 1. DCA de la composición florística del estrato arbóreo en explotaciones bajo SAQ y STQ

4. Conclusión

El SAQ tiene gran potencial para mejorar los medios de vida y ayudar a la adaptación al cambio climático en laderas tropicales y es una buena opción para mitigar gases efecto de invernadero, a la par que desempeña otros servicios ecosistémicos. Verosíblemente, los principios de producción que rigen al SAQ no sólo contribuyen al secuestro de carbono en el estrato arbóreo, sino también en el suelo a través de la adición de biomasa, árboles dispersos y el manejo de rastrojos. Se hace necesario evaluar los factores de índole sociocultural y socioeconómica que afectan a la adopción del SAQ por los agricultores que continúan con el STQ para lograr su implantación efectiva en zonas de ladera tropical.

Referencias

Ferreira O. 2008. Flujos de gases de efecto invernadero, potencial de calentamiento global y evaluación de emergía del Sistema Agroforestal Quesungual en el sur de Lempira, Honduras. Tesis MSc, UNAL-Palmira. 81 p.

McCarthy N., Lipper, L., y Branca G. 2011. Climate Smart Agriculture: Smallholder adoption and implications for climate change adaptation and mitigation. Mitigation of Climate Change in Agriculture Working Paper nº 3. **(3)** Pauli N. 2008. Environmental influences on the spatial and temporal distribution of soil macrofauna in a smallholder agroforestry system of western Honduras. PhD thesis, University of Western Australia, Perth, 338 p.

HUELLA DE CARBONO DEL TRIGO EN UNA PARCELA DE REGADÍO CON DIFERENTE LABOREO Y FERTILIZACIÓN NITROGENADA

Arias, N.^a, Bescansa, P.^b, Lafarga, A.^a, Orcaray, L.^a, Pérez de Ciriza, J.J.,^a Virto, I.^b

^a Instituto Navarro de Tecnologías e Infraestructuras Agroalimentarias S.A., 31610, Villava. Navarra

^b Universidad Pública de Navarra, Campus Arrosadía 31006, Pamplona. Navarra

1. Introducción

La agricultura juega un papel importante dentro de la emisión de gases de efecto invernadero ya que es una fuente importante de emisión de NO₂ y CH₄ (IPCC, 2007). Tanto la fertilización nitrogenada como el laboreo son dos de las actividades que más repercuten en la cantidad de emisiones liberadas a la atmósfera (Menéndez et al., 2008). La optimización de estas dos prácticas puede llegar a incrementar el carbono secuestrado en el suelo además de disminuir las emisiones, tanto directas como indirectas, de GEI asociadas a la utilización de los insumos dentro de la explotación (West y Marland, 2002).

Existe una pequeña cantidad de estudios acerca de la emisión de GEI de cultivos extensivos en regadío. Es por ello que el objetivo de este estudio es por un lado evaluar el efecto de la Agricultura de Conservación y de la fertilización nitrogenada en la huella de carbono de un cultivo de trigo en regadío y por otro analizar si estos manejos inducen cambios en el secuestro de carbono del suelo.

2. Materiales y Métodos

Este estudio se ha llevado a cabo en una parcela situada en Navarra sometida a una rotación de cultivo de maíz-sorgo-trigo y con un sistema de riego por aspersión. El diseño experimental de la parcela fue de bloques al azar con tres repeticiones. El factor principal fue el sistema de laboreo, con dos sistemas diferenciados, laboreo convencional (LC) y no laboreo (NL). A estas parcelas se les aplicaron dos dosis diferenciadas de fertilización nitrogenada, la convencional de la zona, 150 UFN (F1) y la dosis recomendada según las prácticas de producción integrada, 120 UFN (F2). La aplicación del nitrógeno se hizo en dos veces, en la etapa de ahijado y de espigado del trigo.

Se ha realizado un balance teórico de la emisión de gases de efecto invernadero teniendo en consideración tanto las emisiones directas (alcance 1 y 2) como las indirectas (alcance 3). La metodología de cálculo se basa en las Directrices del IPCC (IPCC, 2006). Además, para las emisiones producidas fuera de la explotación, se ha multiplicado la materia prima consumida por su factor de emisión según la bibliografía.

Para el análisis del contenido de carbono en el suelo se realizaron muestreos a diferentes profundidades. El análisis de la concentración de carbono orgánico total (COT) así como de la fracción de materia orgánica particulada (C-POM) se realizó mediante el método Walkey-Black.

3. Resultados y Discusión

En la Figura 1 se puede observar que existen diferencias significativas en las emisiones de GEI por hectárea entre los distintos tratamientos. Las mayores emisiones de GEI se deben a una mayor aplicación de fertilización nitrogenada. En las emisiones de GEI por kilogramo de trigo existen diferencias significativas entre los tratamientos F1LC y F2NL.

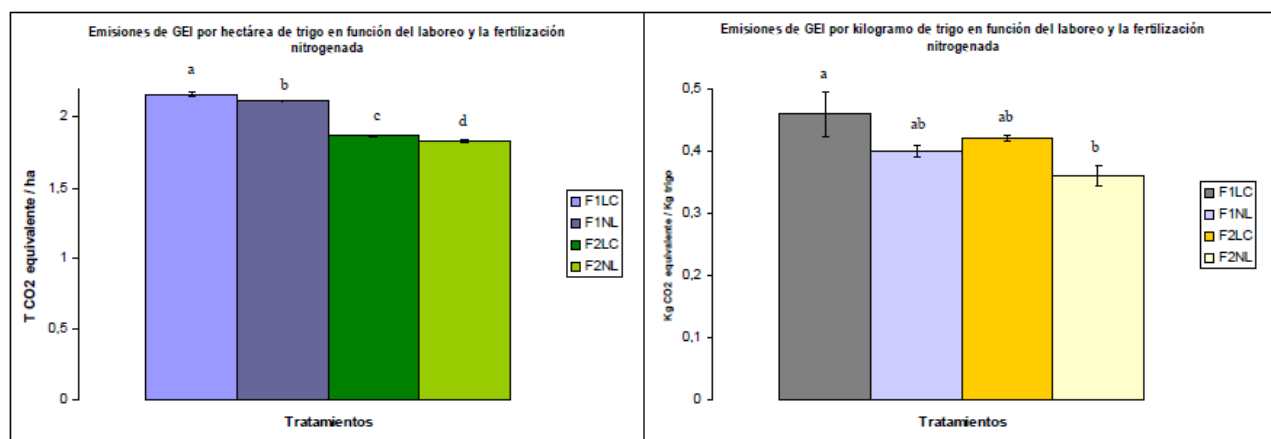


Fig 1. Emisiones de gases de efecto invernadero del trigo en función de los distintos tratamientos

Esto se ha podido deber a que la utilización de Agricultura de Conservación y las prácticas de producción integrada no han repercutido en la producción de trigo por lo que al utilizar menos combustible y menos fertilización nitrogenada se han emitido menos kilogramos de CO₂ equivalente por kilogramo de trigo. Estos resultados están en consonancia con lo expresado por Gan et al. (2012) que indican que las emisiones debidas a los fertilizantes inorgánicos nitrogenados suponen aproximadamente entre un 35-50% de las emisiones totales del cultivo

No se encontraron diferencias significativas en la concentración de COT entre los distintos tratamientos para ninguna de las profundidades aunque hay una tendencia hacia un mayor contenido en los tratamientos con no laboreo. La concentración de C-POM en los primeros 5 cm del suelo (Tabla 1), mostró diferencias significativas entre los tratamientos de laboreo convencional con respecto a los tratamientos de no laboreo. Además se puede observar que los tratamientos de no laboreo presentan un contenido de C-POM mayor en los primeros 5 centímetros que los tratamientos con laboreo convencional. Tal y como indica el IPCC (2006), se necesitan periodos de tiempo largos para apreciar cambios en el contenido de materia orgánica debido a diferentes manejos del suelo. Pero atendiendo al estudio de Six et al. (2002) la materia orgánica particulada del suelo, al ser la fracción más lábil y susceptible a cambios, se puede usar como un indicador precoz de los cambios del suelo bajo distintos manejos. Este resultado por tanto concuerda con el estudio de Blanco-Moure et al. (2013) en el que vieron que el contenido de materia orgánica del suelo se ve incrementado cuando se sigue un manejo de no laboreo, aunque principalmente en los primeros 5 centímetros. El contenido de C-POM ha disminuido con la profundidad y no se han encontrado diferencias significativas entre los laboreos para las profundidades de 5-15 cm y 15-30 cm. Para ésta última profundidad el contenido de C-POM sí que ha resultado significativamente mayor para la dosis de fertilización nitrogenada.

Tabla 1. Contenido de C-POM referido a la tierra fina para los distintos tratamientos y a distintas profundidades.

		0-5 cm		5-15 cm		15-30 cm	
		Media	Error típico	Media	Error típico	Media	Error típico
C-POM (g/ kg suelo)	F1LC	3,997a*	0,207	2,349a	0,555	1,513a	0,268
	F1NL	4,694b	0,286	2,850a	0,612	1,555a	0,176
	F2LC	3,192a	0,336	2,867a	0,249	2,003b	0,237
	F2NL	5,005b	0,464	3,417a	0,384	2,033b	0,183

* Dentro de una columna, filas con diferente letra indican diferencias significativas ($P \leq 0,05$) entre tratamientos (n=3)

4. Conclusión

En este estudio se puede comprobar la importancia de la racionalización de la fertilización nitrogenada y del laboreo a la hora de disminuir las emisiones de gases de efecto invernadero. Es importante destacar que tanto la Agricultura de Conservación como la Producción Integrada permite a los agricultores obtener producciones rentables de manera más sostenible para el medio ambiente.

La Agricultura de Conservación permite aumentar el contenido de carbono orgánico particulado de los primeros centímetros del suelo en esta parcela de regadío aumentando el stock de carbono del suelo además de mejorar las propiedades del mismo. Hay que seguir realizando estudios que confirmen la tendencia que se ha podido observar en este trabajo.

Referencias

- Blanco-Moure N., Gracia R., Bielsa A.C. y López V. 2013. Long-term no-tillage effects on particulate and mineral-associated soil organic matter under rainfed Mediterranean conditions. *Soil Use and Management*. 29, 250-259.
- Gan Y., Liang C., Campbell C.A., Zentner R.P., Lemke R.L., Wang H. y Yang C. 2012. Carbon footprint of spring wheat in response to fallow frequency and soil carbon changes over 25 years on the semiarid Canadian prairie. *European Journal of Agronomy*. 43, 175-184.
- Menéndez S., López-Bellido R.J., Benítez-Vega J., González-Murua C., López-Bellido L. y Estavillo J.M. 2008. Long-term effect of tillage, crop rotation and N fertilization to wheat on gaseous emissions under rainfed Mediterranean conditions. *European Journal of Agronomy*. 28, 559-569.
- International Panel on Climate Change. 2007. Informe de síntesis. Contribución de los Grupos de trabajo I, II y III al 4º Informe de evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático.
- IPCC. 2006. Directrices del IPCC de 2006 para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero.
- Six J., Callewaert P., Lenders S., De Gryze S., Morris S.J., Gregorich E.G., Paul E.A. y Paustian K. 2002. Measuring and Understanding Carbon Storage in Aforested Soils by Physical Fractionation. *The Soil Science Society of America Journal*. 66, 1981-1987.
- West T.O. y Marlands G. 2002. Net carbon flux from agricultural ecosystems: methodology for full carbon cycle analyses. *Environmental Pollution*. 116, 439-444.

PROTECCIÓN FÍSICO-QUÍMICA DEL CARBONO EN LOS AGREGADOS DEL SUELO BAJO DIFERENTES PRÁCTICAS DE MANEJO SOSTENIBLE EN ECOSISTEMAS AGRÍCOLAS DE SECANO MEDITERRÁNEOS.

García-Franco, N., Albaladejo, J., Almagro, M., Martínez-Mena, M.
CEBAS-CSIC, Campus de Espinardo, Murcia

1. Introducción

La distribución de los diferentes pools de carbono orgánico dentro de los agregados es un elemento clave en la capacidad potencial de un suelo para secuestrar carbono. La fracción de carbono orgánico (CO) almacenado en los microagregados dentro de los macroagregados se considera una fracción de diagnóstico para determinar cambios en el contenido total de CO del suelo en respuesta a los cambios en las prácticas de manejo (Deneff et al., 2007). En este estudio, presentamos los cambios observados en la distribución del tamaño de los agregados del suelo y en diferentes pools de CO a tres profundidades (0-5, 5-15 y 15-30 cm) después de cuatro años de labranza reducida e incorporación de abono verde (RTG) así como de no labranza (NT) comparados con el laboreo reducido (RT) que es la práctica habitual que se utiliza en la zona de estudio bajo cultivos de almendro de secano (*Prunus dulcis Mill*).

2. Material y Métodos

El área experimental se estableció en octubre de 2008 en almendros de secano bajo agricultura ecológica ubicada en la Región de Murcia. Las prácticas de manejo evaluadas fueron: labranza reducida (RT), labranza reducida más abono verde (RTG) y labranza cero (NT). El abono verde se compone de *Avena sativa L.* y *Vicia sativa L.* en proporción 1:03 con una dosis de 150 kg ha^{-1} , que se siembran anualmente a principios del otoño y siegan en mayo. Tras la siega el abono verde se incorpora al suelo mediante una labor con un cultivador. En el tratamiento NT no se adiciona ningún tipo de abono y las malas hierbas se siegan manualmente en mayo y se dejan en la superficie del suelo. El diseño experimental consistió en bloques al azar con tres repeticiones para cada tratamiento. Se han estudiado los siguientes aspectos: i) Distribución de agregados estables y CO asociado a los agregados, y ii) fraccionamiento de la materia orgánica (usando sodio polytungstato de densidad = 1.6 g cm^{-3}) de acuerdo con los mecanismos de protección del carbono: i) CO libre y ligero (free LF-C), ii) CO particulado intra-agregado (iPOM-C grueso e iPOM-C fino) y iii) CO asociado a las partículas minerales de limo y arcilla (mSOC); tanto dentro de los macroagregados (2000-250 μm) como de los microagregados (250-63 μm) (Six et al., 1998).

3. Resultados y Discusión

Los resultados obtenidos en este experimento indican que la labranza favoreció la ruptura de los macroagregados ($>250 \mu\text{m}$) en las capas más superficiales del suelo (0-5 y 5-15 cm) y la reducción (de aproximadamente el 24%) en la formación de microagregados estables (250-63 μm) en el interior de dichos macroagregados comparado con el tratamiento de no laboreo. La adición de abono verde compensó la ruptura de dichos macroagregados (250-2000 μm) y favoreció la formación de microagregados (63-250 μm), así como el contenido de CO ocluido dentro de estos. La concentración total de CO en macro y microagregados siguió el orden: RTG > NT > RT en los 0-5 cm de profundidad. El contenido de CO en la fracción ligera y libre de la materia orgánica (libre-LF-C) fue también mayor en RTG respecto NT y RT en la superficie del suelo. En lo que respecta al CO de la materia orgánica particulada e intra-agregada (iPOM-C) contenida en los macroagregados se encontraron diferencias entre tratamientos en el iPOM-C grueso a 5-15 cm donde: NT \geq RTG \geq RT. Sin embargo, el contenido del iPOM-C fino localizado dentro de los microagregados fué mayor en RTG, seguido de NT y RT hasta los 15 cm de profundidad. El CO de la fracción mineral (mSOC) localizado dentro de los macroagregados y microagregados, representó

un alto porcentaje del carbono total asociado a dichos agregados (37-56% en macro y 50-71% en microagregados) en todos los tratamientos, lo que indica la importancia de esta fracción en la acumulación y permanencia del CO en este tipo de suelos (Figura 1).

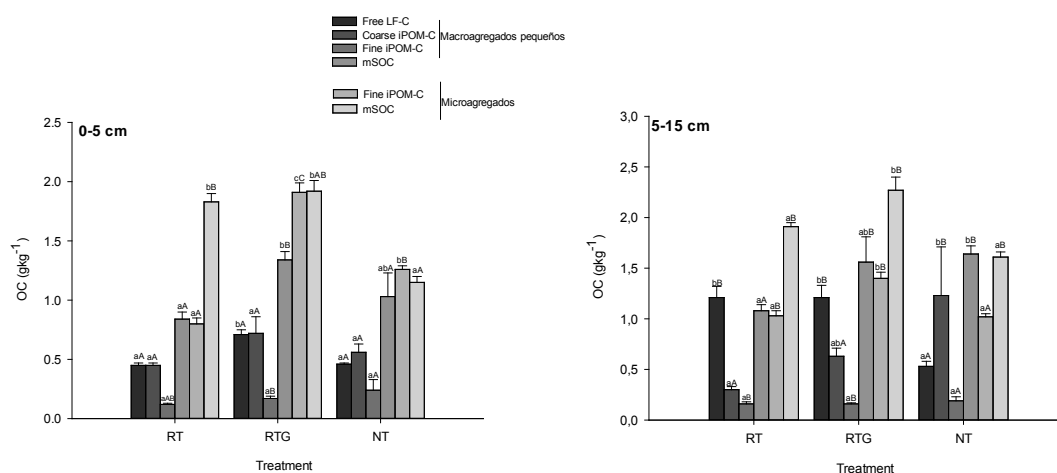


Fig. 1. Pools de CO dentro de los macro-agregados y micro-agregados del suelo en cada tratamiento y profundidad.

4. Conclusiones

La incorporación de abono verde y el no laboreo favorecen la formación de agregados y la estabilización físico-química del CO en el suelo (protegido dentro de los agregados y CO adsorbido a la fracción mineral) en los primeros 15 cm del suelo (capa del arado) comparado con la labranza reducida donde la ruptura de macroagregados conduce a un descenso de la mayor parte de los pools de carbono considerados en este estudio. Sin embargo, aunque cuatros años es un periodo de tiempo muy corto para comenzar a observar claras diferencias entre tratamientos, un fraccionamiento por densidad como el que se ha llevado a cabo en este experimento nos proporciona información a corto plazo de la dinámica y protección del secuestro de carbono dentro de los agregados más estables en este tipo de suelos.

References

Denef, K., Zotarelli L., Boddey, RM., Six J. 2007. Microaggregate-associated carbon as a diagnostic fraction for management-induced changes in soil organic carbon in two Oxisols. *Soil Biology & Biochemistry* 39, 1165–1172.

Six, J., Elliot, E.T., Paustian, K. and Doran, J.W. 1998. Aggregation and soil organic matter accumulation in cultivated and native grassland soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 62: 1367-1377

EMISIONES DE DIOXIDO DE CARBONO TRAS 20 AÑOS DE APLICACIÓN DE LODOS DE DEPURADORA COMPOSTADOS EN UN SUELO AGRICOLA

Calleja-Cervantes, M.E.^a, Irigoyen, I.^b, Irañeta, J.^c, Amorena, A.^d, Aparicio-Tejo, PM.^a, Menéndez, S.^e

^a Institute of Agro-biotechnology (IdAB). UPNa-CSIC-GN, 31192 Mutilva Baja, Navarre, Spain

^b Dept. of Agrarian Production, Public University of Navarre. Navarre. Spain.

^c INTIA. ITG division. Avda Serapio Huici, 20-22. 31610 Villava. Navarre. Spain.

^d Servicios Comarca de Pamplona. Pamplona-Iruñea, Navarre, Spain.

^e Dept. of Plant Biology and Ecology, University of the Basque Country (UPV/EHU), Apdo. 644, E-48080 Bilbao, Spain

1. Introducción

El aumento del número de depuradoras de aguas urbanas, lleva asociado un importante aumento del volumen de los residuos que se generan. Dependiendo del manejo que se les aplique estos residuos pueden suponer un importante problema medioambiental o por el contrario ser una fuente importante de nutrientes en la agricultura. El desarrollo tecnológico ha permitido importantes mejoras en el tratamiento de aguas residuales. Tratamientos adicionales, como digestión anaeróbica termofílica, son aplicados a los lodos para reducir o minimizar los riesgos potenciales. Estos lodos ya estabilizados pueden ser aplicados como enmiendas o fertilizantes en suelos agrícolas por su alto contenido intrínseco de materia orgánica. Sin embargo, la adición de materia orgánica y debido a las importantes funciones que desempeña, la modificación de la dinámica del C podría aumentar las emisiones de CO₂ del suelo (Scott et al., 2000). El objetivo de este estudio fue determinar el efecto de la aplicación continuada de lodos de depuradora en las emisiones de CO₂ del suelo y la producción del cultivo.

2. Materiales y Métodos

El ensayo se estableció en 1992 en la estación experimental de Arazuri (Navarra) adyacente a la estación de depuración de aguas residuales de la Mancomunidad de la Comarca de Pamplona, en la provincia de Navarra. El suelo está clasificado como un Calcixerollic Xerochrept, con suelos arcillosos y profundos. El clima según Papadakis (1961) es mediterráneo templado húmedo.

El diseño es de bloques aleatorio con cuatro repeticiones por cada tratamiento, con parcelas elementales de 10 m x 3.5 m cada una. En Octubre de 2011 se sembró avena (*Avena sativa* L. var. Antree). Anualmente se aplicaban 5 tratamientos: un control sin fertilizar, un segundo tratamiento con fertilizante mineral (nitrosulfato amónico), dos tratamientos con distintas dosis de lodos de depuradora (40 t ha⁻¹ año⁻¹ y 80 t ha⁻¹ año⁻¹) y un tratamiento con aplicación de lodos cada tres años (80 t ha⁻¹ 3años⁻¹). Los tratamientos con lodos se aplicaron en el momento de la siembra, mientras que el fertilizante mineral se fraccionó en dos aportes: 60 kg N ha⁻¹ en ahijado y 40 kg N ha⁻¹ en encañado.

Las emisiones de CO₂ se midieron utilizando la técnica de cámaras cerradas (Menéndez et al., 2008) desde el momento de siembra hasta la cosecha cada dos semanas, aumentando la frecuencia tras la aplicación de los tratamientos. En el momento de cosecha se determinó la producción de grano en un área de 150m² en cada parcela.

3. Resultados y Discusión

La aplicación de lodos provocó un aumento de las emisiones diarias de CO₂ (datos no mostrados) con respecto al testigo sin fertilizar, que se reflejó en unas emisiones acumuladas superiores (Tabla 1). La aplicación anual de lodos no aumentó significativamente las pérdidas con respecto a la aplicación cada 3 años. La aplicación de fertilizante mineral no aumentó las emisiones con respecto al tratamiento sin fertilizar, aunque si presentó menores pérdidas que el tratamiento con la mayor dosis de lodos. Los tratamientos con lodos emitieron entre 2.2 y 3.3 tn más de C en forma de CO₂ que el testigo. Lo que implica que más del 50% de la materia orgánica aplicada se incorporó al suelo.

Tabla 1. Cantidad de materia orgánica aplicada, emisiones acumuladas de CO₂ durante 261 días, producción de grano (expresado como materia seca) e índice de intensidad de gas de efecto invernadero (GHGI).

	t M.O. ha ⁻¹	t CO ₂ -C ha ⁻¹	Kg grano ha ⁻¹	GHGI
Control	-	7.17 c	3105 c	8.48 ab
Mineral	-	8.21 bc	6069 a	4.96 c
40 t ha ⁻¹ año ⁻¹	5.6	9.63 ab	4883 b	7.34 bc
80 t ha ⁻¹ año ⁻¹	11.2	10.5 a	3563 c	11.03 a
40 t ha ⁻¹ 3año ⁻¹	5.6	9.33 ab	4491 b	7.32 bc

La diferentes letras en cada columna indican las diferencias significativas (P < 0.05; n = 4).

Como era de esperar, la fertilización mineral aumentó significativamente la producción de avena por hectárea. En el caso de los lodos, la máxima dosis (80 t ha⁻¹ año⁻¹) provocó un exceso de nitrógeno en el suelo, provocando el encamado y por tanto la reducción de la producción de grano con respecto del resto de tratamientos fertilizados. La aplicación de 40 t ha⁻¹ anualmente o cada 3 años también resultó excesiva por lo que también redujo la producción con respecto al fertilizante mineral. Al calcular el índice de intensidad de gas de efecto invernadero (GHGI) (Mosier et al., 2006) se observa que la aplicación de 80 t ha⁻¹ año⁻¹ aumenta significativamente el potencial de calentamiento por cada kg de grano producido con respecto al resto de tratamientos con lodos o fertilizante mineral.

4. Conclusión

La adición de 40t ha⁻¹año cada tres años de lodo de depuradora tiene los mismos efectos en la emisión de CO₂ que aplicaciones más masivas y continuas, aunque las dosis aplicadas resultaron excesivas lo que conllevó una disminución en el rendimiento.

Un aporte de materia orgánica más equilibrado podría converger en el triple objetivo de cubrir las necesidades de fertilización de los cultivos, la reutilización de residuos a la vez que restituir los niveles de C en suelo.

Agradecimientos

Este trabajo está financiado por el Ministerio de Economía y Competitividad (AGL2012-37815-C05). M.E. Calleja-Cervantes disfruta de una beca predoctoral de la Universidad Pública de Navarra. Este trabajo es fruto de una colaboración entre la Universidad Pública de Navarra (UPNA), la Mancomunidad de la Comarca de Pamplona, el Instituto Navarro de Tecnologías e Infraestructuras Agroalimentarias del Gobierno de Navarra. Los autores agradecen el apoyo brindado por Sandra Blázquez Moreno.

Referencias

- Menéndez S., López-Bellido R.J., Benítez-Vega J., González-Murua C., López-Bellido L., y Estavillo J.M. 2008. Long-term effect of tillage, crop rotation and N fertilization to wheat on gaseous emissions under rainfed Mediterranean conditions. *European Journal of Agronomy* 28, 559-569.
- Mosier A.R., Halvorson A.D., Reule, C.A. y Liu X.J. 2006. Net Global Warming Potential and Greenhouse Gas Intensity in Irrigated Cropping Systems in Northeastern Colorado. *Journal of Environmental Quality* 35, 1584-1598.
- Papadakis J. 1960. Geografía agrícola mundial. Ed. Salvat. Barcelona, 246 pp.
- Scott A., Ball B.C., Chrichton I.J. y Aitken M.N. 2000. Nitrous oxide and carbon dioxide emissions from grassland amended with sewage sludge. *Soil Use Management* 16, 36-41.

EL BIOCHAR COMO ESTRATEGIA PARA DISMINUIR LAS EMISIONES DE N₂O EN SUELOS AGRÍCOLAS: REVISIÓN Y META-ANÁLISIS DE LOS ESTUDIOS PUBLICADOS

Cayuela, M.L., Roig, A., Sánchez-Monedero, M.A.

Centro de Edafología y Biología Aplicada del Segura, CEBAS-CSIC, Campus Universitario de Espinardo, 30100, Murcia

1. Introducción

El carbón de origen pirogénico (charcoal) aparece en todos los suelos fértiles de origen antropogénico (anthrosols). Por ejemplo, llega a constituir entre el 25 y el 35% del C orgánico en *Terra Preta* (Solomon *et al.*, 2007), lo que da lugar a su color oscuro característico. Estos suelos, incluso hoy, presentan una productividad tres veces superior a los suelos adyacentes (oxisols) pudiendo ser cultivados de forma continuada con excelentes rendimientos sin necesidad de fertilizantes (Lima *et al.*, 2002). El estudio de la *Terra Preta* ha servido de base para desarrollar nuevos modelos de agricultura sostenible que intentan reproducir la formación de este suelo a partir de técnicas actuales. De este modo, se ha propuesto la utilización de biochar, un subproducto de la pirólisis de biomasa, como enmendante en suelos agrícolas. Diversos estudios han demostrado un incremento en el rendimiento del cultivo tras la aplicación de biochar (Jeffery *et al.*, 2011), una disminución de las pérdidas de nitratos por lixiviación (Singh *et al.*, 2010) y un incremento en la fijación de N atmosférico (Rondon *et al.*, 2007).

Uno de los beneficios más importantes atribuidos al biochar es su potencial para disminuir las emisiones de gases de efecto invernadero del suelo y mitigar el cambio climático (Woolf *et al.*, 2010). Se estima que la conversión de suelos forestales a agrícolas disminuye una media de un 30% la concentración de C en el suelo (Murty *et al.*, 2002). Además, el sector agrícola debido a la masiva utilización de fertilizantes nitrogenados de síntesis, es el principal causante de las emisiones de N₂O a la atmósfera. La utilización de biochar como enmienda en suelos agrícolas, podría por un lado (i) incrementar el secuestro de C (debido a su elevada resistencia a la degradación microbiana) y (ii) disminuir las emisiones de N₂O a la atmósfera (Cayuela *et al.*, 2010), con lo que reduciría el impacto de la agricultura en el cambio climático.

2. Biochar y N₂O

El primer estudio donde se demostró una disminución en las emisiones N₂O tras la aplicación de biochar al suelo fue realizado por Rondon *et al.* (2005). Desde entonces, el número de publicaciones científicas en este tema se ha incrementado de forma exponencial (Fig 1).

La mayoría de los estudios publicados hasta el momento muestran una clara y significativa disminución en las emisiones de N₂O tras la aplicación de biochar. Sin embargo, algunos estudios también han observado aumento en las emisiones y las causas y mecanismos por los cuales se producen estos cambios son todavía tema de debate.

Numerosos procesos microbiológicos dan lugar a la formación y emisión de N₂O en el suelo. La complejidad de estas reacciones, así como su elevada variabilidad espacio-temporal han dificultado hasta el momento la interpretación de los resultados obtenidos. Tanto las características del suelo (textura, pH, comunidad microbiana, materia orgánica) como

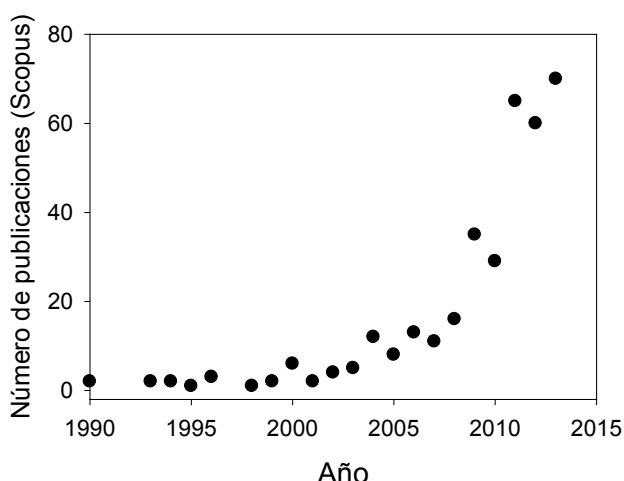


Fig 1. Evolución del número de publicaciones científicas en el periodo 1990-2013 encontradas en Scopus al introducir las palabras clave "Biochar" or "charcoal" or "black carbón" AND "greenhouse gases".

el tipo de fertilizante utilizado influyen decisivamente en los mecanismos de formación y emisión de N₂O.

3. Meta-análisis de estudios publicados

Se realizó una revisión bibliográfica y un meta-análisis (treinta artículos publicados entre 2007 y 2013) con el objetivo de evaluar los cambios que la adición de biochar produce en las emisiones de N₂O de suelos (Cayuela *et al.*, 2014). Los resultados mostraron una reducción del 54% (con un 95% intervalo de confianza de: 48-60%). El mayor potencial para la reducción de emisiones se observó con biochars producidos a partir de madera o residuos lignocelulósicos. Para biochars obtenidos de estiércoles o lodos de depuradora (residuos ricos en N) no se observaron cambios significativos respecto al control. No se observaron diferencias significativas entre biochars obtenidos bajo distintas temperaturas de pirolisis (entre 200 y 900 °C), aunque probablemente esto se deba a que los mecanismos de actuación sean distintos (por ejemplo, los biochars a baja temperatura pueden inmovilizar parcialmente el N del suelo, o pueden contener compuestos tóxicos para la biomasa microbiana como PAHs o dioxinas, mientras que los biochars obtenidos a elevadas temperaturas pueden favorecer el intercambio de electrones a los microorganismos del suelo y facilitar el último paso de la desnitrificación (Cayuela *et al.*, 2013)).

Se observó un incremento en la efectividad al incrementar las dosis de aplicación de biochar. El efecto fue significativo a partir de una dosis del 1% (peso seco), incrementando paulatinamente hasta dosis de aplicación superiores al 10% en que la reducción media observada fue del 87%. La reducción de emisiones de N₂O fue significativa en todo tipo de suelos, independientemente de su textura y pH. El estudio muestra las certezas e incertidumbres en torno a este tema de investigación e insiste en la necesidad de indagar en los mecanismos de interacción biochar-suelo-microorganismos para poder establecer estrategias que disminuyan el impacto de la agricultura en el cambio climático.

Referencias

- Cayuela, M.L., Oenema, O., Kuikman, P.J., Bakker, R.R., van Groenigen, J.W., 2010. Bioenergy by-products as soil amendments? Implications for carbon sequestration and greenhouse gas emissions. *GCB Bioenergy* 2, 201-213.
- Cayuela, M.L., Sánchez-Monedero, M.A., Roig, A., Hanley, K., Enders, A., Lehmann, J., 2013. Biochar and denitrification in soils: when, how much and why does biochar reduce N₂O emissions? *Sci. Rep.* 3, 1732.
- Cayuela, M.L., van Zwieten, L., Singh, B.P., Jeffery, S., Roig, A., Sánchez-Monedero, M.A., 2014. Biochar's role in mitigating soil nitrous oxide emissions: A review and meta-analysis. *Agr. Ecosyst. Environ.* (in press).
- Jeffery, S., Verheijen, F.G.A., van der Velde, M., Bastos, A.C., 2011. A quantitative review of the effects of biochar application to soils on crop productivity using meta-analysis. *Agr. Ecosyst. Environ.* 144, 175-187.
- Lima, H.N., Schaefer, C.E.R., Mello, J.W.V., Gilkes, R.J., Ker, J.C., 2002. Pedogenesis and pre-Colombian land use of "Terra Preta Anthrosols" ("Indian black earth") of Western Amazonia. *Geoderma* 110, 1-17.
- Murty, D., Kirschbaum, M.U.F., McMurtrie, R.E., McGilvray, H., 2002. Does conversion of forest to agricultural land change soil carbon and nitrogen? a review of the literature. *Global Change Biology* 8, 105-123.
- Rondon, M., Lehmann, J., Ramírez, J., Hurtado, M., 2007. Biological nitrogen fixation by common beans (*Phaseolus vulgaris* L.) increases with bio-char additions. *Biol. Fert. Soils* 43, 699-708.
- Rondon, M.A., Ramirez, J.A., Lehmann, J., 2005. Greenhouse Gas Emissions Decrease with Charcoal Additions to Tropical Soils. *Proceedings of the 3rd USDA Symposium on Greenhouse Gases & Carbon Sequestration in Agriculture and Forestry*, p. 208.
- Singh, B.P., Hatton, B.J., Singh, B., Cowie, A.L., Kathuria, A., 2010. Influence of biochars on nitrous oxide emission and nitrogen leaching from two contrasting soils. *J. Environ. Qual.* 39, 1224-1235.
- Solomon, D., Lehmann, J., Thies, J., Schäfer, T., Liang, B., Kinyangi, J., Neves, E., Petersen, J., Luizão, F., Skjemstad, J., 2007. Molecular signature and sources of biochemical recalcitrance of organic C in Amazonian Dark Earths. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 71, 2285-2298.
- Woolf, D., Amonette, J.E., Street-Perrott, F.A., Lehmann, J., Joseph, S., 2010. Sustainable biochar to mitigate global climate change. *Nat. Commun.* 1, 56.

EFFECTO DEL TIPO DE FERTILIZACIÓN Y EL USO DEL INHIBIDOR DE LA NITRIFICACIÓN DMPP EN LAS EMISIONES DE N₂O DURANTE UN CULTIVO DE RAIGRÁS ITALIANO

Gilsanz, C., Báez, D., García, M.I., Castro J.

INGACAL-Centro de Investigaciones Agrarias de Mabegondo, Apdo. 10, 15080 A Coruña, Galicia, Spain

1. Introducción

En sistemas agrícolas intensivos en los que son aplicados al suelo elevadas cantidades de fertilizantes orgánicos y minerales una posible solución a parte de los problemas ambientales puede ser la aplicación conjunta de los fertilizantes con inhibidores de la nitrificación (IN). Entre las ventajas prácticas del uso de IN puede encontrarse la disminución de emisión de óxidos de nitrógeno (N). La molécula de 3,4 dimetilpirazol ha sido formulada en fertilizantes granulados nitrogenados o complejos, y también puede ser incorporada a fertilizantes líquidos y orgánicos como purines. El objetivo del trabajo es determinar el efecto del tipo de fertilizante en la emisión de N₂O durante el periodo de crecimiento de un cultivo de invierno: raigrás italiano en condiciones de clima atlántico.

2. Materiales y Métodos

El experimento de campo se llevó a cabo entre los meses de octubre de 2012 y mayo de 2013 en la finca experimental del Centro de Investigaciones Agrarias de Mabegondo (A Coruña), zona costera de Galicia en un suelo franco limoso caracterizado por unos contenidos de materia orgánica: 8,03%, contenido de C: 3,43%, N total: 0,31%, y pH: 6 (1:2,5 H₂O). La precipitación media en el lugar es de 13.3 °C y la precipitación media anual de 1128 mm (media de 10 años anteriores al experimento). El 16 de noviembre se sembró raigrás italiano como cultivo de invierno con una densidad de siembra de 40 kg ha⁻¹. El diseño experimental fue de bloques completos al azar con tres réplicas y siete tratamientos de fertilización combinación de aportes de purín de vacuno (PV) inyectado y mineral con nitrato amónico cálcico (NAC 27%) y, la incorporación de los inhibidores 3,4 dimetilpirazol fosfato (DMPP) y 3,4 dimetilpirazol ácido succínico (DMPSA) (Tabla 1). La aplicación de los fertilizantes se realizó en dos fechas (15 de noviembre y 18 de abril). Una vez aplicados los fertilizantes se instalaron dos cámaras estáticas en cada parcela y se realizaron muestreos de gases desde el 15 de noviembre al 20 de mayo. En cada muestreo las cámaras se mantuvieron cerradas 40 minutos, periodo tras el cual se recogieron muestras de gases para analizar la concentración de N₂O por cromatografía gaseosa. Las emisiones de N₂O acumuladas para el ciclo de cultivo se calcularon utilizando el método trapezoidal.

Tabla 1. Tratamientos de fertilización.

Tratamiento	Fertilizantes		Dosis de N (kg N ha ⁻¹)		
	1 ^a Aplicación 15 noviembre	2 ^a Aplicación 18 abril	1 ^a Aplicación 15 noviembre	2 ^a Aplicación 18 abril	Total
T1	-	-	0	0	0
T2	^a PV	PV	59	93	152
T3	PV+ ^b DMPP	PV+DMPP	62	82	144
T4	PV	^c NAC 27%	61	70	131
T5	PV	NAC 27%+ ^d DMPSA	62	70	132
T6	PV+DMPP	NAC 27%	81	70	151
T7	PV+DMPP	NAC 27%+DMPSA	58	70	128

^aPV: Purín de vacuno; ^bDMPP: 3,4-dimetil pirazol fosfato; ^cNAC: Nitrato amónico cálcico; ^dDMPSA: 3,4-dimetil pirazol ácido succínico.

3. Resultados y Discusión

Los picos de emisión de N_2O más elevados se observaron tras la primera fertilización (Figura 1A).

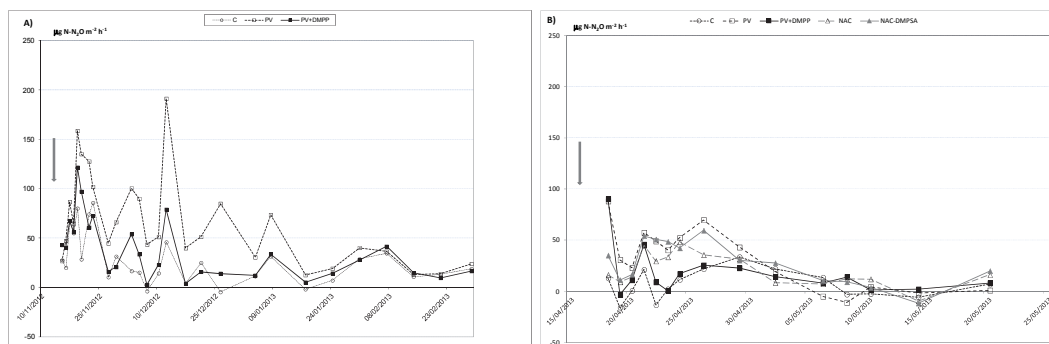


Fig. 1. Emisiones de N_2O ($\mu g N-N_2O m^{-2} h^{-1}$), A) Periodo I: desde el 15 noviembre al 8 de marzo y B) Periodo II: desde el 18 abril al 20 de mayo. Las flechas indican la aplicación de fertilizantes.

El periodo de cultivo fue muy húmedo y las precipitaciones entre noviembre y mayo superaron en un 34% la media de precipitaciones obtenidas en los 10 años anteriores. Como consecuencia, los porcentajes de WFPS se mantuvieron elevados durante todo el experimento, con valores superiores al 90% durante el periodo I (15 de noviembre al 8 de marzo), y al 70 %WFPS durante el periodo II (18 de abril al 20 de mayo). En estas condiciones probablemente la desnitrificación fue el proceso responsable en la emisión de N_2O , y el N_2 el producto final mayoritario en la relación N_2/N_2O . La incorporación del inhibidor DMPP con el purín, disminuyó, aunque no de forma significativa, debido a la gran variabilidad espacial y temporal asociada a las emisiones de N_2O , en 50% y 35% la emisión de N_2O en el primer (Figura 2A) y segundo periodo respectivamente (Figura 2B). La eficiencia del inhibidor tras el segundo aporte probablemente fue reducida por la baja emisión de N_2O detectada debido a altos contenidos de humedad en suelo (Menéndez et al., 2012) y la menor duración del periodo monitorizado, 32 días, respecto a los 113 días del primer periodo.

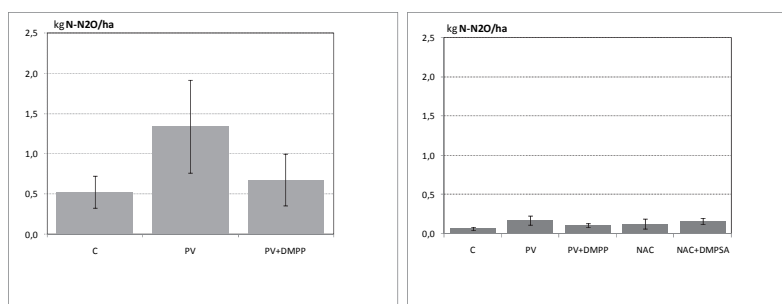


Fig. 2. Emisiones acumuladas de N_2O ($kg N-N_2O ha^{-1}$), A) Periodo I: desde el 15 noviembre al 8 de marzo y B) Periodo II: desde el 18 abril al 20 de mayo.

4. Conclusión

La incorporación del inhibidor DMPP en las fertilizaciones con purín de vacuno inyectado en el terreno ayuda a reducir la emisión de N_2O . A la vista de los resultados obtenidos, es necesario seguir investigando la capacidad de reducción del inhibidor junto a fertilizantes minerales como NAC en aportes de primavera cuando se den condiciones más favorables para la emisión de N_2O .

Agradecimientos

El trabajo ha sido financiado por la Xunta de Galicia "Conselleria de Medio Rural y del Mar" (Proyecto: FEADER 2012/23). Expresamos nuestro agradecimiento a EuroChem Agro y Progando S. L. por su participación en el proyecto y facilitar los inhibidores DMPP y DMPSA.

Referencias

Menéndez S., Barrena I., Setien I., González-Murua C., Estavillo J.M. 2012. Efficiency of nitrification inhibitor DMPP to reduce nitrous oxide emissions under different temperature and moisture conditions, *Soil Biology Biochemistry* 53, 82-89.

MEDICIÓN DE EMISIONES DE GASES DE EFECTO INVERNADERO EN SUELOS: RETOS Y ESTRATEGIAS

Díaz-Pinés, E.

Institute of Atmospheric and Climate Research, Karlsruhe Institute of Technology (IMK-IFU/KIT). Garmisch-Partenkirchen, Alemania.

1. Introducción y motivación

El cambio climático, debido al incremento de la concentración atmosférica de gases de efecto invernadero (GHG), ha hecho que la búsqueda de medidas efectivas de mitigación en diferentes sectores sea una prioridad mundial, en el plano político y social. El suelo, y los ecosistemas terrestres que sustentan, juegan un papel fundamental en el balance global de GHG. A modo de ejemplo, cerca del 50 % del óxido nitroso (N_2O) emitido a escala mundial proviene de actividades agrícolas; la emisión de dióxido de carbono (CO_2) por parte de los suelos (compensada por la fotosíntesis) es un orden de magnitud mayor que la debida a las emisiones por combustibles de origen fósil.

Medidas efectivas de mitigación al cambio climático deben implicar una reducción neta de la tasa de emisión de GHG respecto a la situación actual, o de referencia. Por tanto, para determinar el poder de mitigación de una medida concreta, es necesario conocer de forma precisa la tasa de emisiones de GHG tanto en la situación de referencia como en el caso de la aplicación de la medida considerada. Sólo de ese modo se podrán proponer medidas efectivas de mitigación.

A efectos prácticos, la dificultad radica en que las emisiones de GHG del suelo son altamente variables y, por tanto, difíciles de cuantificar de una forma fiable. Las emisiones de GHG del suelo son debidas a procesos bio-geo-químicos, altamente condicionados por las condiciones del medio. Multitud de factores influyen en la tasa de actividad de dichos procesos: temperatura y humedad del suelo, disponibilidad de oxígeno, difusión de los gases a lo largo del perfil el suelo, disponibilidad de sustrato, tipología y funcionalidad de las comunidades microbianas del suelo. Y, a su vez, todos esos factores son altamente variables tanto en el espacio como en el tiempo.

Por otro lado, la medición de emisiones de GHG en sí plantea problemas de tipo técnico y metodológico. Un método ampliamente usado es a través de cámaras estáticas: un volumen estanco de aire en contacto con la superficie del suelo es muestreado periódicamente, y la tasa de cambio de las concentraciones de los GHG permiten calcular una tasa de emisión (o captación) por unidad de superficie de suelo y tiempo. Sin embargo, existen multitud de variaciones dentro de la medición con cámaras estáticas cada una de ellas con ventajas e inconvenientes. Por último, el N_2O tiene una concentración muy baja en la atmósfera, su detección analítica es difícil y está sujeta a interferencias con otros compuestos. En el mercado existen una serie de instrumentos para su determinación, y que varían ampliamente en su aplicación práctica, sensibilidad y precio.

En esta contribución, se pretende profundizar en aspectos relacionados con la cuantificación de emisiones de GHG del suelo, más específicamente, en (1) problemas metodológicos, asociados a la medición de GHG con cámaras estáticas, incluyendo aspectos técnicos de la instrumentación analítica comúnmente usada para la determinación de concentraciones de GHG. Por otro lado, se abordará la problemática de (2) la variabilidad temporal y espacial del intercambio de GHG en la interfaz suelo-atmósfera y su implicación a la hora de definir una estrategia de monitorización. Se tratará de ofrecer una visión amplia de los aspectos clave a tener en cuenta para evitar sesgos en los resultados obtenidos, y se hará una breve revisión de los últimos avances y recomendaciones para llevar a cabo de forma realista en función de objetivos específicos y recursos disponibles.

2. Aspectos metodológicos en mediciones con cámaras estáticas y problemática asociada a la instrumentación analítica

Se ha argumentado que hasta un 60 % de las mediciones de emisiones de N_2O del suelo con cámaras estáticas publicadas en revistas internacionales no son fiables debido a una metodología

deficiente o no reproducible (Rochette y Eriksen-Hamel 2008). De cara a que los esfuerzos invertidos en mediciones den los frutos esperados –una cuantificación lo más exacta y precisa posible-, hay una serie de aspectos que son necesarios tener en cuenta. De forma sucinta, se evaluarán problemas asociados al uso de cámaras, incluyendo aquellos debidos a cambios de presiones y la porosidad del suelo, alteraciones en la difusión gaseosa y su influencia en la elección de distintos métodos de cálculo de flujo, etc.

Por otro lado, ser capaces de determinar la concentración de los GHG objeto de estudio es un requisito fundamental –y evidente– para poder estimar tasas de emisión y/o captación de GHG. Tradicionalmente, se ha usado la cromatografía de gases; en los últimos años se han popularizado otras técnicas, fundamentalmente basadas en espectroscopía (p.e fotoacústica, o basada en distintos láser, cascada cuántica, *ringdown*), debido a su teórica mayor sensibilidad y capacidad de respuesta, que permiten acortar los tiempos de medición por cámara, disminuyendo así las perturbaciones asociadas al cierre en sí de la cámara. Algunos de estos aparatos ofrecen la posibilidad de determinar simultáneamente un gran número de moléculas (N_2O ; CO_2 , CH_4 , H_2O y NH_3). Específicamente para espectroscopía fotoacústica, se han detectado interferencias cruzadas con CO_2 , H_2O y temperatura (Flechard y col. 2005; Rosenstock y col. 2013).

3. Variabilidad temporal y espacial de los flujos de gases de efecto invernadero del suelo. ¿Cómo de representativos son los datos obtenidos?

La intrínseca heterogeneidad del suelo provoca que las condiciones para que se lleven a cabo procesos bio-geo-químicos cambien de forma espacial, y que esa distribución espacial también cambie dinámicamente con el tiempo. Esto da lugar a los llamados “hotspots” y “hot moments”. Una recomendación a veces empleada para solventar este hecho es combinar mediciones con alta resolución temporal con un gran número de réplicas (p.e. Savage y col. 2013) algo, que lamentablemente, pocas veces es posible, debido a la limitación en recursos humanos y materiales. Ser capaz de identificar los momentos críticos en los que un mayor porcentaje de emisiones se producen puede ayudar a aumentar la eficiencia de los esfuerzos empleados; p.e. en situaciones de hielo-deshielo, hasta el 80% de las emisiones anuales de N_2O se producen en un intervalo de tiempo muy corto (Wolf y col. 2010), en el que es crítico hacer un buen seguimiento de la evolución temporal. Respecto a la variabilidad espacial, recientemente se ha demostrado la utilidad de una nueva técnica, basada en el concepto de obtención de una muestra compuesta como resultado de la homogeneización de varias submuestras (*pooling*); la novedad consiste en aplicarla a muestras en fase gaseosa. De esta forma, a muy bajo coste, se puede reducir drásticamente el número de muestras necesarias para obtener un valor fiable de emisiones de GHG (Arias-Navarro y col. 2013).

4. Conclusiones

Los recientes avances analíticos suponen una mejora en las determinaciones de concentraciones de GHG, pero no eliminan la necesidad por parte del investigador de realizar comprobaciones independientes de la eficacia de los instrumentos utilizados. A falta de un protocolo “universal” de medición y a pesar de la complejidad del suelo como objeto de investigación, en los últimos años se ha avanzado en el ámbito de las mediciones con cámaras estáticas. En resumen, aunque llegar a un nivel de incertidumbre muy bajo en la estimación de mediciones puede llegar a ser muy costoso e inabordable a gran escala, alcanzar niveles aceptables es factible con una inversión razonable de recursos.

Referencias

Arias-Navarro C., Díaz-Pinés E., Kiese R., Rosenstock T.S, Rufino M.C., Stern D., Neufeldt H., Verchot L.V. y Butterbach-Bahl K. 2013. Gas pooling: A sampling technique to overcome spatial heterogeneity of soil greenhouse gas fluxes. *Soil Biology and Biochemistry* 67, 20-23

- Flechard C.F., Neftel A., Jocher M., Ammann C. y Furer J. 2005. Bi-directional soil/atmosphere N₂O exchange over two mown grassland systems with contrasting management practices. *Global Change Biology* 11, 2114-2127
- Rochete P. y Eriksen-Hamel N.S. 2008. Chamber Measurements of soil nitrous oxide flux: Are absolute values reliable? *Soil Science Society of America Journal* 72, 331-342
- Rosenstock T.S., Díaz-Pinés E., Zuazo P., Jordan G., Predotova M., Mutuo P., Abwanda S., Thiong'o M., Buerkert A., Rufino M.C., Kiese R., Neufeldt H. y Butterbach-Bahl K. 2013. Accuracy and precision of photoacoustic spectroscopy not guaranteed. *Global Change Biology* 19, 3565-3567
- Savage K., Phillips R. y Davidson E. 2013. High temporal frequency measurements of greenhouse gas emissions from soils. *Biogeosciences Discussions* 10, 18277-18308

CUBIERTAS VEGETALES EN SUELOS DE OLIVAR. TECNOLOGÍAS ÓMICAS PARA EVALUAR SU EFECTO SOBRE LA FIJACIÓN DE CARBONO.

Benítez, E.^a, Moreno, B.^a, Doni, S.^b, Masciandaro, G.^b

^a Estación Experimental del Zaidín (EEZ), CSIC. C/Profesor Albareda 1, 18008 Granada, Spain

^b Institute of Ecosystem Study (ISE), CNR. Via Moruzzi 1, Pisa 56124, Italy

1. Introducción

El uso de cubiertas vegetales ha sido propuesto como una forma de incrementar las posibilidades de algunos suelos para ser utilizados como sumidero de C atmosférico. Son abundantes los estudios sobre dinámica del carbono en suelos afrontados desde metodologías fisicoquímicas, bioquímicas y biológicas. Sin embargo, existe muy poca información acerca del control de la descomposición y humificación de la materia orgánica a nivel molecular, estudios que contemplen las interacciones entre comunidades microbianas, su potencial genético, los genes funcionales, la síntesis de enzimas y las transformaciones de la materia orgánica. El objetivo global del presente trabajo fue el establecer relaciones entre manejo agrícola y estabilización de carbono en el suelo mediante el uso de tecnologías denominadas "ómicas" -genómica, transcriptómica y proteómica-, utilizando como modelo suelos de olivar andaluces bajo diferentes prácticas agrícolas.

2. Materiales y Métodos

El experimento de campo se localiza en el término municipal de Arquillos (Jaén). En dicha finca se realizan ensayos controlados en olivares bajo diferentes sistemas de cultivo desde el año 1976. La finca (38°12'36"N 03°23'01"W) está dividida en 7 bloques, cada uno con 5 parcelas distribuidas al azar y bajo 4 tratamientos diferentes:

- Laboreo (**L**): tres o cuatro pases anuales con una grada de disco (30 cm de profundidad) y cultivador en primavera, seguida de una grada de púas en verano.
- No laboreo y no cubierta (**NC**): la vegetación espontánea fue eliminada mediante la aplicación de los herbicidas de pre-emergencia simazina y diurón en otoño. En primavera se aplicó glifosato localmente.
- Cubierta vegetal controlada por herbicidas (**CH**): la cubierta vegetal de vegetación espontánea fue eliminada mediante la aplicación de glifosato en primavera.
- Cubierta vegetal controlada por medios mecánicos (**CM**): la cubierta vegetal de vegetación espontánea fue eliminada mediante la aplicación de varios pases de desbrozadora al final de la primavera.

En ellos se determinó la biomasa bacteriana total (ADN) y metabólicamente activa (ARN) según Moreno et al. (2013), C húmico bioquímicamente activo, separación de proteínas unidas al complejo húmico mediante isoelectroenfoco (IEF) y actividad β -glucosidasa en bandas IEF (Doni et al. 2012).

3. Resultados y Discusión

Los tratamientos de laboreo y cubierta vegetal manejada mediante medios mecánicos o químicos incorporaron niveles equivalentes de carbono en el suelo ($\approx 2,500 \text{ kgC ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, mientras que hojas y exudados radiculares fueron las únicas fuentes de entrada de C en el tratamiento NC). Por tanto, la presencia de cubiertas vegetales no significó una ventaja con respecto a los suelos labrados después de 30 años de cultivo. Sin embargo, en el C incorporado en suelos bajo cubierta vegetal predominó la fracción de C húmico de mayor peso molecular ($C > 10^4$ daltons), caracterizada por mostrar mayor estabilidad y recalcitrancia (Tabla 1).

Tabla 1. C húmico ($C > 10^4 \text{ Da}$) en las bandas generadas por IEF (mgC kg^{-1})

L	NC	CH	CM
305	393	443	914

Esta fracción húmica no solo fue más abundante en los suelos bajo cubierta, especialmente en aquellos cuyo manejo no incluyó uso de herbicidas (Fig. 1), sino que además presentó una mayor actividad catalítica, evidenciando la estabilidad y actividad de las proteínas estudiadas que se encontraron unidas al complejo húmico (Fig. 2).

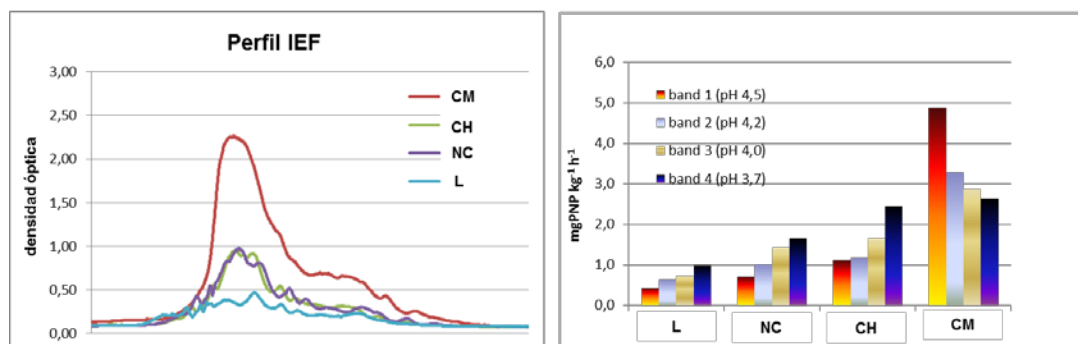


Fig. 1. Perfil electroforético de ácidos húmicos (C > 10⁴ Da) Fig. 2. Actividad β-glucosidasa en bandas IEF

Asimismo, el número total de bacterias fue netamente superior en los tratamientos con cubierta, mientras que la actividad transcripcional de los genes del rRNA 16S bacterianos aumentó en suelos sin cubierta, indicando mayores requisitos de mantenimiento microbiano para prosperar en condiciones ambientales menos favorables (Fig. 3 y 4).

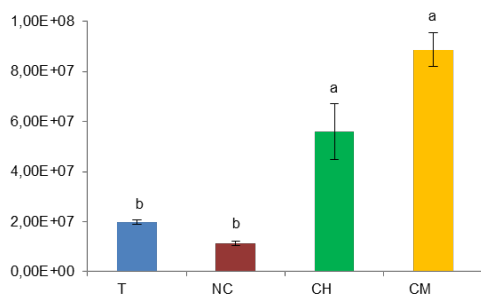


Fig. 3. Número de copias de genes 16SrRNA g⁻¹

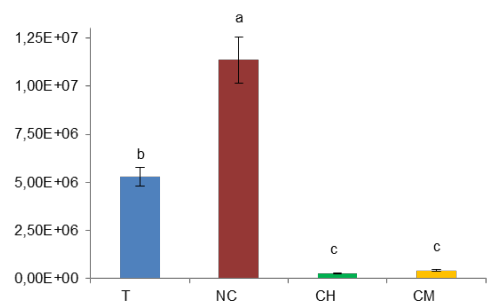


Fig. 4. Número de transcritos de genes 16SrRNA g⁻¹

4. Conclusión

La mayor expresión constitutiva de operones rRNA en suelos sin cubierta, a niveles aún más altos de expresión cuando la vegetación espontánea fue eliminada químicamente, indica una sobreexpresión de genes constitutivos cuando las condiciones son menos favorables, con el consiguiente gasto energético y peligro de insostenibilidad.

Los suelos bajo cubierta, especialmente aquellos en los que el manejo se produjo sin medios de lucha químicos, presentaron, después de 30 años de cultivo, mayor componente húmico estabilizado y bioquímicamente activo, lo que indica su potencial como sumidero de C atmosférico en agroecosistemas de olivar mediterráneo.

Referencias

- Doni S., Macci C., Chen H., Masciandaro G. y Ceccanti B. (2012). Isoelectric focusing of β-glucosidase humic-bound activity in semi-arid Mediterranean soils under management practices. *Biology and Fertility of Soils*, 48, 183-190.
- Moreno B., Cañizares R., Nuñez R. y Benítez E. (2013). Genetic diversity of bacterial β-glucosidase-encoding genes as a function of soil management. *Biology and Fertility of Soils*, 49, 735-745.

COST-EFFECTIVE MITIGATION OF AMMONIA EMISSIONS FROM FERTILIZER USE IN SPANISH AGRO-ECOSYSTEMS

Sanz-Cobena, A.¹, Lasalette, L.², Estellés, F.³, Del Prado, A.⁴, Aguilera, E.⁵, Abalos, D.¹, Pardo, G.⁴, Guardia, G.¹, Vallejo, A.¹, Sutton, M.A.⁶, Billen, G.², Garnier, J.²

¹ ETSI Agrónomos. Universidad Politécnica de Madrid. Av. Complutense s/n, 28040. Madrid.

² CNRS/Université Pierre et Marie Curie, 4, Place Jussieu, 75005, Paris. France

³ ICTA, Universitat Politècnica de València, Camino de Vera s/n 46022, Valencia

⁴ Basque Centre For Climate Change (BC3), Alameda Urquijo, 4, 4^o-1^a/48008 Bilbao

⁵ Universidad Pablo de Olavide, Ctra Utrera km. 1 41013, Sevilla

⁶ Centre for Ecology & Hydrology, Bush Estate, Penicuik, Midlothian, EH26 0QB, Edinburgh

1. Introduction

Agriculture is the main sector responsible for ammonia (NH₃) emission to the atmosphere, accounting for c. 94% of the total emission in 2011 (EEA, 2014). Of this, nitrogen (N) fertilization accounts for c. 35% of NH₃ volatilization. These losses and subsequent deposition, together with associated increase in particulate matter concentrations, are of environmental and socioeconomic concern. A significant abatement effort has been made in the last 20 years in some EU countries (Bittman et al., 2014). Unfortunately this has not been the case in Spain where NH₃ emissions increased by 14% in the 1990-2011 period, situating the country in the last place in terms of target achievement (EEA, 2014). Due to the recent revision of the UNECE Gothenburg protocol, the targets are now much more restrictive, with requirement for Spain to achieve a NH₃ reduction of 10% by 2020. Further more ambitious requirements (i.e. up to 30%) might be expected for 2030. Mitigation strategies for emissions from fertilizer use focus on: 1) the type of fertilizer applied (e.g. urea (U) vs organic fertilizers or other synthetic fertilizer); 2) the method of fertilizer application (i.e. incorporation into soil); and 3) the use of additives to modify soil processes leading to NH₃ volatilization (e.g. urease inhibitors) (Bittman et al., 2014). The objective of the present work is to assess the cost-effectiveness of these strategies as a basis to develop achievable mitigation scenarios.

2. Materials and methods

We firstly developed a baseline-scenario representing the current situation of the country in terms of N application rates to agro-ecosystems. Secondly, emission maps (EM) were produced using CORINAIR emission factors (EFs). Abatement EFs and scenarios of application were used to construct abatement EM. Then, to relate the abating effect of each measure with their cost of implementing, a cost-benefit analysis was carried out by considering the cost of implementing the mitigation and the revenue of the potential increase in crop yield associated to that implementation. Different scenarios of mitigation were finally proposed based on the previous analysis. The technical mitigation strategies evaluated were: (i) U management (i.e. incorporation, washing and urease inhibitors), (ii) U substitution by a different synthetic/organic N source, (iii) better distribution of slurries to avoid U inputs, (iv) improved slurry application (e.g. trailing shoe). The scale of the study was sub-regional (provinces; NUTS3 in Eurostat). The main sources of information on N fertilizers are shown in Table 1. The calculation of N excess in each province was estimated as a preliminary step for the development of the baseline-scenario. For this calculation, information on N crop harvested, N in the straw harvested and biologically fixed N was used as external N needed by the crop under optimal conditions. This was subtracted to the total N applied in agricultural soils. Also, aiming to calculate the excess of organic N to be relocated; only organic N from animal systems was considered. The main crops cultivated in Spain, in terms of surface and productivity, were included in the analysis.

N pool	Information source
Urea-N application	Balance del nitrógeno en la agricultura española (2008)
Organic N from animal sources	National GHG Inventory Report 2013
N harvested by crop	Year book of N statistics (N contents Lassaletta et al. 2014)
N straw	Year book of N statistics
N biologically fixed	Calculated following Lassaletta et al. (2014)
N in composted urban wastes	Balance del nitrógeno en la agricultura española (2012); National GHG Inventory Report 2013
N in composted sewage sludge	Balance del nitrógeno en la agricultura española (2012)); National GHG Inventory Report 2013

3. Results and Discussion

Urea application in Spain is heterogenous (Figure 1a), requiring a different implementation of technical strategies between provinces. Knowing the location and application rate of U facilitates the assessment of the effectiveness of mitigation options over volatilized NH_3 .

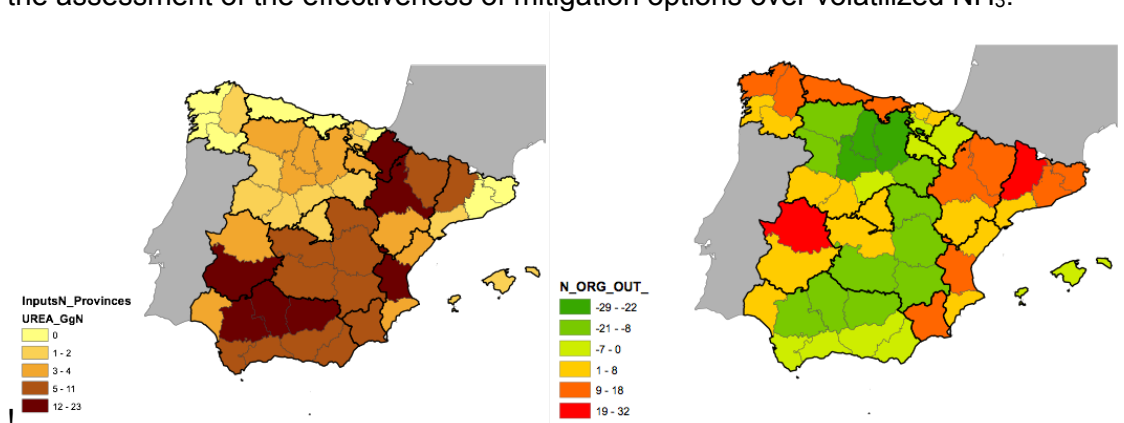


Fig. 1. a) Urea-N application rate (GgN/yr) and b) excess of organic-N applied (GgN/yr) at sub-regional (province) scale for the present years.

The N application-baseline scenario showed that there is an excess of organic N applied in certain provinces with high concentration of animals (Figure 1b). This picture could be the starting point for policies inclined to the recirculation of animal wastes when possible, from N exceeding areas to poorly N ones, also taking into account applicability and costs associated to transport of animal wastes. Other structural changes (e.g. a policy of livestock redistribution) aiming to increase the N efficiency of the entire Spanish agro-food sector are matter of discussion within this research initiative.

4. References

- Bittman, S., Dedina, M., Howard C.M., Oenema, O., Sutton, M.A., (eds), 2014, Options for ammonia mitigation: Guidance from the UNECE TFRN, CEH, Edinburgh, UK
- EEA, 2014. Ammonia (NH_3) emissions (APE 003) Assessment . European Environmental Agency.
- Lassaletta, L., Billen, G., Grizzetti, B., Garnier, J., Leach, A.M., Galloway, J.N., 2014. Food and feed trade as a driver in the global nitrogen cycle: 50-year trends. *Biogeochemistry* 118, 225-241

MITIGACIÓN DE GEI EN SISTEMAS GANADEROS

ULTIMATE METHANE YIELD OF COMPOSTED CATTLE MANURE

Viguria, M., López, D.M., Arriaga, H., Merino, P.

NEIKER-Tecnalia. Basque Institute for Agricultural Research and Development 1, 48160, Derio, Bizkaia

1. Introduction

Methane (CH₄) is one of the greenhouse gases (GHG) that can be emitted as a by-product of microbial respiration in the anaerobic environments existing in composted piles (Brown et al., 2008). Composting is applicable for a range of solid organic wastes, such as farmyard manure and solid fractions removed from slurries in the case of livestock farm operations (Burton and Turner, 2003). The objective of the present study was to estimate the ultimate methane yield (B₀) of different types of composted cattle manure: beef cattle manure coming from straw-bedded shed and dairy cattle manure from straw-bedded shed and mechanical manure separation.

2. Materials and Methods

In December 2011, straw-bedded manure from beef cattle (B) and dairy cattle (D) farms was removed from pens and formed into two heaps on land (Bd and Dd). For dairy cattle, effect of heap maturity was considered, including recently heaped manure in March 2012 (Dm). Each heap covered an area of about 345 m² (3 m by 115 m) and was about 1.6 m high. All heaps were turned twice in spring 2012 with a self-propelled turning equipment. Manure from Bd, Dd and Dm was sampled and mixed from three different points of each heap after the second turning and transferred to 25 l containers to be stored in a chamber at 4°C until incubation study (Table 1). In March 2012, in another dairy cattle farm, solid fraction of separated dairy cattle manure (screw press) was formed into a heap (3 m wide, 30 m length, 1 m high) on land (DSm). After being turned on a third time in August, composted manure from DSm was collected from three different points of the heap and transferred to a 25 l container to be stored in a chamber at 4°C until incubation study (Table 1). Four replicates per treatment were incubated in 250 ml batch assays using glass bottles at 38°C during 118 days. Manure was diluted (1:9) and mixed with digested inoculum (sludge of domestic wastewater treatment), which was 10% of the substrate incubated on a wet weight basis (Vedrenne et al., 2008). The ratio between substrate and headspace was 1.6. The bottles were capped with a thick rubber septum and flushed with pure N₂ gas during 1 minute to prevent O₂ inhibition. Biogas production was monitored every week by pressure measurement of the headspace (range 0-29 psi, Vegabar 14, Vega, Spain). When the headspace absolute pressure exceeded 28 psi, a gas sample was collected in a 9 ml GC vial for later CH₄ concentration determination by gas chromatography (GC-7890A, Agilent) and overpressure was removed from bottle to restore the atmospheric pressure. Pressure monitoring and gas concentration allowed for the estimation of the accumulated amount of CH₄. The B₀ value was the ratio between cumulative CH₄ production throughout incubation and OM content added to bottles for incubation. Statistical analyses were carried out with Statistical Package for the Social Sciences 15.0 (SPSS Inc.).

3. Results and discussion

Although cumulative CH₄ amounts produced in Bd, Dm and DSm treatments were similar after 118 days incubation (P>0.05) (Table 1), in terms of OM added to bottles DSm presented significantly lower CH₄ production (Figure 1). The B₀ value in Dd was close to those reported by the Intergovernmental Panel on Climate Change guidelines (IPCC, 2006) for dairy cattle in western Europe (240 l CH₄ kg OM⁻¹), while the B₀ from Bd was considerably higher than the default value proposed by the IPCC (2006) for other cattle (180 l CH₄ kg OM⁻¹).

Table 1. Initial dry matter (DM), total organic matter (OM), total carbon and nitrogen ratio (C/N), OM amount added to bottles and cumulative CH₄ after 118 days incubation from Bd, Dd, Dm and DSm treatments; Mean (standard deviation).

Treatment	DM (%)	OM (%DM)	C/N	OM _{added} (g)	CH ₄ accumulated (l)
Bd	18 (0.3)	67 (5.1)	12.5 (2.6)	1.5	0.42 (0.03) ^{ab}
Dd	24 (1.0)	65 (2.9)	10.4 (0.4)	2.2	0.48 (0.04) ^b
Dm	18 (0.4)	69 (1.8)	12.8 (0.4)	1.3	0.38 (0.02) ^a
DSm	25 (0.4)	62 (0.4)	10.2 (2.9)	2.2	0.36 (0.01) ^a

*Three replicates (1 litre) from each treatment analyzed for DM and OM (AFNOR procedures, 1976) and total N (official methodologies for soil and water analysis, Spanish Ministry of Agriculture, 1974). Data followed by the same letter are not significantly different at the 95% level between treatments.

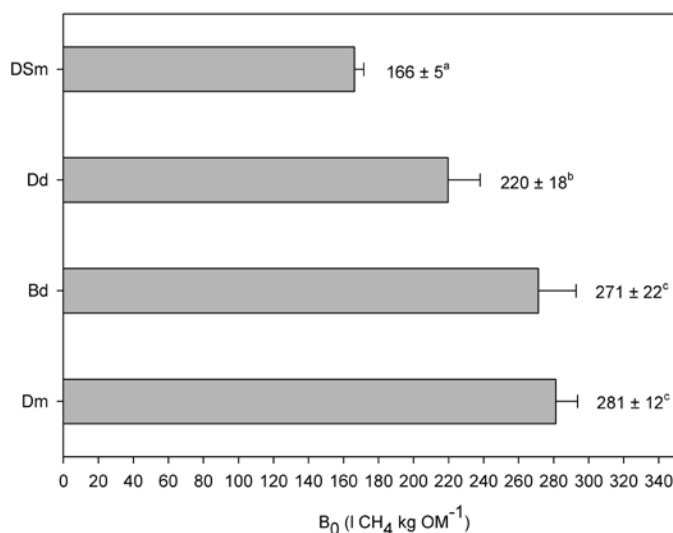


Fig 1. B₀ values (l CH₄ kg OM⁻¹) from DSm, Dd, Bd and Dm composted manures. Standard deviation of each treatment is shown by error bars. The value outside the bars is the average B₀ with the standard deviation. Data followed by the same letter are not significantly different at the 95% probability level between treatments.

4. Conclusion

Results from the current study indicated that differences in B₀ values of different manure managements within the same animal could be greater than between manures of different animals. It is important to take into account region's specific manure management systems when allocating CH₄ potential values in regional GHG inventory.

References

- Brown, S., Kruger, C. and Subler, S., 2008. Greenhouse gas balance for composting operations. *Journal of Environmental Quality* 37, 1396-1410.
- Burton, C.H. and Turner, C. 2003. *Manure management: Treatment strategies for sustainable agriculture*. 2nd edition, Silsoe Research Inst., Silsoe, Bedford, UK.
- IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, 2006. *Agriculture, Forestry and Other Land Use*, vol. 4. 10.77-10.81. Available from: http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/pdf/4_Volume4/V4_10_Ch10_Livestock.pdf. Last access: November 2013.
- Statistical Package for the Social Sciences 15.0 (SPSS Inc.). IBM, Armonk, New York, USA.
- Vedrenne, F., Beline, F., Dabert, P. and Bernet, N., 2008. The effect of incubation conditions on the laboratory measurement of the methane producing capacity of livestock measurement wastes. *Bioresource Technology* 99, 146-155.

DAIRYCant, UNA HERRAMIENTA ORIENTADA A MITIGAR LOS GASES DE EFECTO INVERNADERO EN LAS EXPLOTACIONES LECHERAS

Salcedo^a, G.; Pérez^b, F.

^aDpto. Tecnología Agraria, I.E.S. "La Granja", 39792 Heras, Cantabria

^bGrupo de Tecnologías de la Información. Dpto. de Matemática Aplicada y Ciencias de la Computación. Universidad de Cantabria

1. Introducción

El manejo de la alimentación y las deyecciones ganaderas son entre otros, la causa del aumento de los gases efecto invernadero (GEI) en las explotaciones lecheras del norte de España. Diferentes modelos (SMS_{DAIRY}, del Prado y Scholefield 2008; DairyGEM, Rotz *et al.*, 2010; Nutgranja, del Prado *et al.*, 2013) contribuyen dirigir el manejo y minimizar los riesgos ambientales. El DAIRYCant se presenta como una herramienta que secunde la toma de decisiones en el sistema ganado/planta/suelo en las explotaciones lecheras del arco atlántico. Su contribución principal es la diferenciación entre sistemas productivos [Pastoreo (P), Extensivo (Ex) e Intensivo (I)] a partir del *manejo alimenticio*. Los *outputs* son referidos a escala de hectárea y mes en P y Ex y hectárea año los intensivos.

2. Descripción y componentes del modelo

El "DAIRYCant" es un modelo empírico basado en la investigación y el análisis estadístico que simula aspectos de *manejo* relacionados con la *producción de leche y la salud ambiental de las explotaciones lecheras*. Desarrollado en la Unidad de Producción de Leche del I.E.S. "La Granja" (Cantabria) en régimen de pastoreo experimental (Salcedo, 2006) y en explotaciones comerciales intensivas (Salcedo, 2011). Las ecuaciones del pastoreo experimental (**Pas_{exp}**) a escala de ha⁻¹ y mes son extrapoladas a los sistemas Extensivos (**Ex**) a partir de **inputs** como superficie, animales, abonado, cuota, energía, alimentación, climatología y suelo, procedentes del proyecto INIA RTA2006-00132-CO2-1. Mientras, la de los Intensivos (**I**) y Semi-intensivos (**S**) del proyecto 05-640-02.2174 financiado por la Consejería de Medio Ambiente del Gobierno de Cantabria. Así, el DAIRYCant agrupa cuatro sistemas de alimentación en función del aprovechamiento de la hierba (Fig 1).

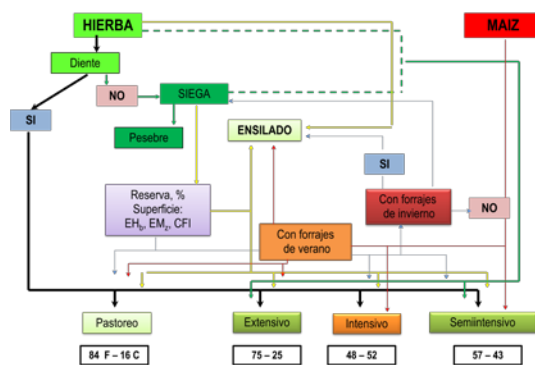


Fig 1. Sistemas de producción de leche

Los **outputs** son obtenidos por regresión lineal múltiple paso a paso, diagnosticándose la colinealidad con el factor inflado de la varianza (FIV), asumiendo un valor de corte inferior a 10. Aquellos se agrupan en diferentes módulos de simulación: i) *Producción de hierba y manejo del pastoreo*; ii) *Alimentación, producción y composición química de la leche*; iii) *Balance de N y P*; iv) *Emisión de gases efecto invernadero* y vi) *Fertilización*.

La producción de hierba (incluida el ensilado, EH) en los **Ex** se estima a partir variables *climáticas*: radiación solar, temperatura, precipitaciones, ETP; *pradera*: altura, carga ganadera, días y número de pastoreos, *fertilización inorgánica* y *suplementación*. El aumento de días por pastoreo y número de aprovechamientos cuando las vacas reciben forraje extra también es analizado. Los rendimientos de hierba estimados en los **I** y **S** son de 7,5 t de MS ha⁻¹, conservándose para EH el 100% y 60% respectivamente y, el 40% restante de los segundos se consume en verde. La biomasa de maíz para ensilado se estima a partir del aporte de fertilizante

nitrogenado inorgánico (kg ha^{-1}), su contenido en N (g N kg^{-1} MS) y los días de cultivo. Los cultivos forrajeros de invierno se asumen producciones de $6\text{-}8 \text{ t de MS ha}^{-1}$.

La ingestión de pasto en los **E** se estima a partir de la hierba ofertada, días de pastoreo y consumo de pienso. El ensilado de hierba o maíz que potencialmente puede suplementarse durante el pastoreo (marzo a noviembre) es calculado. El suministro y cantidad de alimentos en los **I** y **S** es decisión del ganadero. El aporte de **nutrientes** se compara con el NRC (2001) y CNCPS (6.1) considerando litros, días en leche, peso vivo, variación de peso, número de lactación, distancia recorrida, porcentaje de grasa y proteína. El modelo incluye una base de alimentos forrajeros y mezclas propia y, los concentrados proceden de FEDNA.

El **potencial de leche** ($\text{kg VL día y kg ha}^{-1}$ y mes) atribuido a la dieta y al forraje durante el pastoreo en los **Ex** se predice por diferencia entre la energía ingerida y el mantenimiento, dividido por $0,74$ (Mcal ENI L^{-1} leche al 4% grasa). La valoración en los **I** a partir del consumo de EM, kg pienso, g N kg MS dieta y kg de FND; mientras en los **S** son los kg de pienso y semana de lactación. Las concentraciones de urea, el coste energético del exceso de urea y su equivalencia en litros de leche, NUE y PUE, así como el perfil de ácidos grasos son también valorados.

Las **heces** son cuantificadas a partir de la materia seca y nutrientes ingeridos y la orina a partir del consumo de proteína bruta (Salcedo, 2006) y el P de las heces (Salcedo, 2007). La **excreción de N y P** (kg ha^{-1}), tiempo de almacenamiento del purín y el número de veces que puede vaciarse la fosa son utilizados para el módulo de fertilización.

Los **gases de efecto invernadero** evaluados son CH_4 , N_2O y CO_2 . El CH_4 del estiércol (IPCC, 1987), el entérico (Salcedo, 2012). Las emisiones de N_2O se dividen en *directas*: del establo; estercolero; pastoreo; aplicación de fertilizante; volatilización; lixiviados; aporte de purín; fijación biológica; rumen; energía y restos de cosecha. Las *indirectas*: compra de fertilizantes, forrajes y concentrados. El DAIRYcant asume un consumo de gasoil equivalente a 50 en **Past_{exp}** y **Ex**, 80 **Se** y 100 litros de gasoil UGM^{-1} los **I** y, $0,0562 \text{ KWh kg}^{-1}$ leche. Dos impactos ambientales son estimados: **potencial de acidificación** expresado en $\text{SO}_2\text{-eq}$ y el **de eutrofización** en $\text{NO}_3\text{-eq}$.

El **balance global** del N del suelo es estimado por diferencia entre las entradas y salidas: [entradas ($\text{orgánico} + \text{inorgánico} + \text{atmosférico} + \text{simbiótico} + \text{reciclado} + \text{pérdidas mecánicas}$)] – [salidas ($\text{NH}_3 + \text{NO} + \text{N}_2\text{O} + \text{NO}_3$) + extracciones]. El balance de P como: [entradas ($\text{orgánico} + \text{inorgánico} + \text{reciclado} + \text{pérdidas mecánicas}$)] – [salidas (extracciones)]. La **fertilización** es evaluada a partir de las normas de fertilización, considerando el análisis de suelo, reciclaje, aportaciones y extracciones.

Referencias

- IPCC, 1996. Revised 1996 Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Reference Manual. Chapter 4, Agriculture.
- Salcedo, G. 2006. Uso sostenible del nitrógeno en la alimentación de vacas lecheras. Documentos técnicos de Medio Ambiente, 263 pág.
- Salcedo, G. 2011. Minimización y aprovechamiento del purín en origen de las explotaciones lecheras de Cantabria. Consejería de Medio Ambiente, 681 pág.
- Weidema, B.P.; Mortensen, B.; Nielsen, P.; Hauschild, M. 1996. Elements of an Impact Assessment of Wheat Production. Institute for Product Development, Technical University of Denmark, pp. 1–12.
- Del Prado, A.; Scholefield, D. 2008. Use of SIMSDAIRY modelling framework system to compare the scope on the sustainability of a dairy farm of animal and plant genetic-based improvements with management-based changes. J. Agri. Sci. 146, 195-211.
- Del Prado, A.; Corré, W.; Pinto, M.; del Hierro, O.; Oenema, O. 2013. Nutgranja 2.0: development and test of a simple farm model to simulate GHG emissions, N losses, and P emissions from dairy farms. II Workshop on mitigation of greenhouse gasses from the Spanish agroforestry sector. Zaragoza, 47-49.
- Rotz, C.A., F. Montes, and D.S. Chianese. 2010. The carbon footprint of dairy production systems through partial life cycle assessment. J. Dairy Sci. 93(3):1 266-1 282.

USO DEL DAIRYCant EN LA ESTIMACION DE GASES EFECTO INVERNADERO DE LOS SISTEMAS LECHEROS DE CANTABRIA

Salcedo^a, G.; Pérez^b, F.

^aDpto. Tecnología Agraria, I.E.S. "La Granja", 39792 Heras, Cantabria

^bGrupo de Tecnologías de la Información. Dpto. de Matemática Aplicada y Ciencias de la Computación. Universidad de Cantabria

1. Introducción

El sistema de cuotas en la Unión Europea modificó el manejo de las explotaciones hacia la intensificación, con el consiguiente aumento de insumos (Raison *et al.*, 2006) y emisiones de CO₂-e por litro de leche diferente (Del Prado *et al.*, 2013). La producción de leche en Cantabria representa el 60% de la producción agrícola de la región (Fernández *et al.*, 2007). En este nuevo escenario, herramientas como el DAIRYCant (Salcedo, 2014), pueden contribuir a la toma de decisiones orientadas a reducir o mitigar las emisiones de gases efecto invernadero. El objetivo del presente trabajo se centra en estimar las emisiones de CO₂, CH₄ y N₂O por kilo de leche corregido al 4% graso en los diferentes sistemas lecheros de Cantabria mediante el DAIRYCant.

2. Material y Métodos

Los sistemas lecheros se clasifican en cuatro grupos: 1) Pastoreo experimental (**Past_{exp}**); 2) Extensivos (**Ex**), 3) Intensivos (**I**) y 4) Semiintensivos (**S**). El **Past_{exp}** se subdivide en: *i*) exclusivamente pasto; *ii*) reserva de superficie pastable para maíz; *iii*) reserva de superficie pastable para maíz más siembra de cultivos forrajeros de invierno. Los **Ex** clasificados en: *i*) Extensivos sin cultivos de verano (*Ex*) y *ii*) con reserva de superficie para maíz (*Ex+Mz*). Los **I** y **S** definidos en: *i*) Intensivos con carro mezclador y *ii*) Semi-intensivos sin carro mezclador. Las características de estas explotaciones vienen indicadas en la Tabla 1.

Tabla 1. Características de los sistemas lecheros analizados

Sistema	Past _{exp}	Extensivos (Ex)	Intensivos (I)	Semiintensivos (S)
Superficie Total, ha	8,2	34,4	35,5	20,7
Superficie Pradera, ha	8,2	34,4	21,7	16,5
Superficie Maíz, ha	0	0	13,8	4,2
Vacas Lecheras ha ⁻¹	2,44	0,64	2,56	2,56
UGM ha ⁻¹	2,44	0,93	4,28	4,13
Cuota, t	140	183	901	377
Fertilizante, kg N ha ⁻¹	202 ^P	25 ^P	0 ^P 90 ^M	0 ^P 90 ^M
Fertilizante, kg N ha ⁻¹	52 ^P	25 ^P	0 ^P 90 ^M	0 ^P 90 ^M
Fertilizante, kg K ha ⁻¹	71 ^P	25 ^P	0 ^P 90 ^M	0 ^P 90 ^M
Concentrado, t ha ⁻¹	1,9	1,0	11,7	5,1
Concentrado, vaca año ⁻¹	778	1562	4095	3270
Forraje, t ha ⁻¹	0	0	3,8	2,4

P: pradera; M: maíz

3. Resultados y Discusión

La Figura 1 representa las emisiones de N₂O, CH₄ y CO₂-eq por kilo de leche corregido al 4% graso en los diferentes sistemas lecheros de Cantabria. Las emisiones medias y su desviación estándar en el conjunto de regímenes analizados son 0,59±0,069 g de N₂O; 21,4±4,5 g de CH₄ y 0,78±0,08 kg de CO₂-eq kg⁻¹ leche, inferiores en éste último a 1,2±0,3 kg de CO₂-eq señalado por del Prado *et al.* (2013) en explotaciones lecheras de Vizcaya. Los GEI se ven reducidos al incrementar la producción de leche por vaca en los intensivos, estimados por el DAIRyCant en 0,50±0,005, 15,1±0,05 y 0,708±0,004 para N₂O, CH₄ y CO₂-eq kg⁻¹ respectivamente. Mientras, en los extensivos los valores medios son de 0,58±0,005 g de N₂O; 20,6±0,35 g de CH₄ y 0,75±0,004 kg de CO₂-eq kg⁻¹ leche. El CO₂-eq en los extensivos disminuye 0,05 kg por kilo de leche (Figura

2). Dentro de los extensivos el Past_{exp} exhibe mayores emisiones, atribuido al superior aporte de fertilizante nitrogenado e inferior consumo de concentrado por vaca lechera (Tabla 1), dando lugar a una menor producción de leche. Los GEI estimados por el DAIRYCant en este sistema son similares a 0,65 g el N₂O, 26,1 g el CH₄ y 0,90 kg el CO₂-eq, superior este último a 0,76 kg el CO₂-eq en explotaciones del sur oeste de Inglaterra con similar producción de leche por vaca y año suplementadas con ensilado de maíz (del Prado y Scholefield, 2008). La reserva de superficie pastable para maíz (datos no presentados) contribuye a la reducción del 5,5% el CO₂-eq kg leche, respecto aquellas explotaciones que no lo siembran, imputable a una menor excreción de N, mayor producción de propiónico en panza, entre otros. Hacala et al., (2006), señala mejoras del 10,7% de CO₂-eq kg⁻¹ leche cuando la explotación cultiva más del 30% de la superficie para maíz respecto al 100% de pradera.

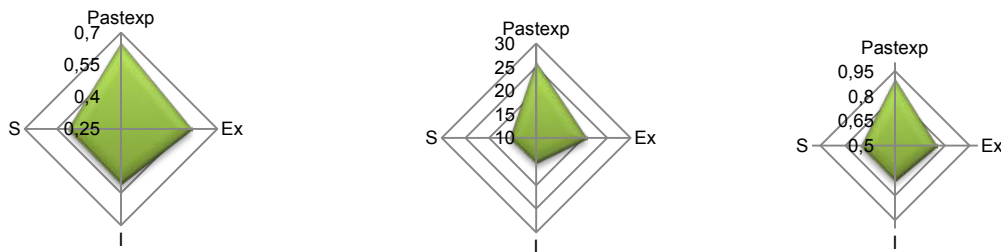


Fig. 1. N₂O (g), CH₄ (g) y CO₂-eq (kg) por kilo de leche corregido al 4% graso

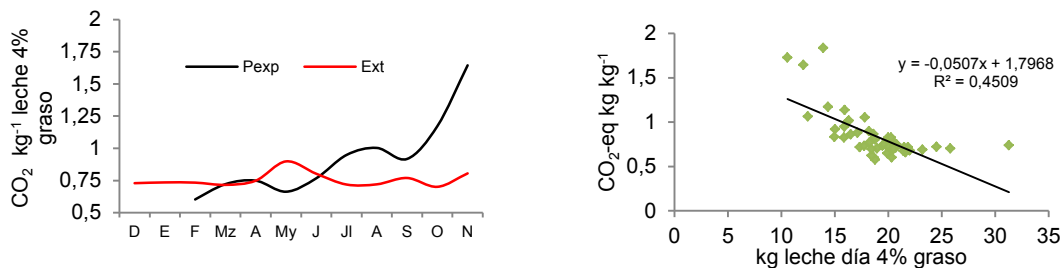


Fig. 2. Evolución en el tiempo del CO₂-eq por kilo de leche entre los sistemas a Pastoreo y Extensivos y su relación con la producción de leche en ambos

4. Conclusión

Las estimaciones del DAIRYCant reflejan menos emisiones por kilo de leche en los intensivos. La siembra de maíz en los extensivos, se presenta como una alternativa de mitigación.

Referencias

- Del Prado, A., Scholefield, D. 2008. Use of SIMS_{DAIRY} modelling framework system to compare the scope on the sustainability of a dairy farm of animal and plant genetic-based improvements with management-based changes. *Journal of Agricultural Science*, 1-17.
- Del Prado, A., Mas, K., Pardo, G., Gallejones, P. 2013. Modelling the interactions between C y N farm balances and CHG emissions from confinement dairy farms in northern Spain. *Sci. Total Environment*.

Fernández, B., Salcedo, G., Cimadevilla, C., Azucena, B., Méndez, S., Manrique, F., 2007. Los pastos en Cantabria y su aprovechamiento. Centro de Investigación y Formación Agraria de Cantabria.

Hacala, S., d'Elevege, R., Le Gall, A. 2006. Evaluation des émissions de gaz à effet de serre en élevage bovin et perspectives d'atténuation. *Fourrages*, 186, 215-227.

Raison, C., Pflimlin, A., Le Gall, A., 2006. Optimisation of environmental practices in a network of dairy farms of the Atlantic Area. Dairy Systems and Environment in the Atlantic Area. Proceedings of the Final Seminar of the Green Dairy Project, Institute of de l'Elevege, Rennes, France, pp. 43-67.

Salcedo, G. 2014. DAIRYCant una herramienta orientada a mitigar la emisión de gases de efecto invernadero. Proceedings of the III Workshop on mitigation of greenhouse gasses from the Spanish agroforestry sector. Valencia.

COMPARISON OF BIOMASS AND GASOIL BOILERS IN A SWINE FARM IN SPAIN: EFFECTS ON EMISSIONS AND COSTS

Aguilar, M.^a, Irujo E.^a, Cenoz I.^a, Abaigar A.^a

^a INTIA, Villava (Navarra), ES

*Corresponding author: maguilar@intiasa.es

1. Introduction

In the present situation, with energy increasing prices and growing environmental concern, techniques that reduce pollution and improve economic returns are of great interest, as they involve the farmers in a “win-win strategy”. In swine production, direct energy consumed at buildings represent around the 2,2% of the total production cost, but it has increased a 12% during the last five years (IFIP et al., 2006). The energy consumption is remarkable in lactating and prefattening buildings, where the 80% is consumed by heating systems. The aim of this work is to compare the performance of a biomass boiler with a gasoil boiler in terms of costs and greenhouse gas (GHG) emissions during combustion, in a swine farm for weaner pigs.

2. Material and Methods

The study was conducted in farm for weaner pigs (5-20 kg) and 8.064 animal places, equipped with two types of boilers: a biomass boiler of 150.000 Kcal/h and two gasoil boilers of 80.000 kcal/h each. The farm is located in Olló (Navarra-Spain): annual mean temperature, 10,6°C; annual rainfall, 1.430 mm.

These boilers provide the heat required by two buildings of 3.456 and 4.608 animal places. The boilers increase water temperature up to 80°C, to be pumped to the pig houses and heat the floor. Both buildings have the same isolation and climate management with a heating surface of 0,054 m²/pig, a volume of 11 m³/pig and a maximum ventilation rate installed of 36 m³/h pig.

During 4 production cycles of 9 weeks (259 days), one building was heated with the biomass boiler using wood pellets as combustible and the other building was heated with the gasoil boiler. During this period, several parameters were registered: temperature of the heating floor, animal production, combustible consumption and boilers maintenance costs. Heating value for biomass and gasoil considered are 18,3 and 43 GJ/t, respectively, gasoil density 0,832 kg/l and GHG emission factors are taken from 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, except the CO₂ emission factor for the biomass combustion which has been considered equal to 0. Emissions of CH₄ and N₂O were converted to kg CO₂ eq using the global warming potentials from the IPCC's second assessment report, 21 and 310, respectively.

3. Results

No significant differences were found between the temperatures measured in the heating floor (33,3 ±1,5°C building heated with gasoil boiler and 33,02±1,63°C building with biomass boiler). Average production data seems to indicate more favorable conditions in the building heated by the biomass boiler, with higher Daily Weight Gain (316 vs 277 g/pig day) and lower mortality (3,16 vs 4,04%).

Table 1 compares the resulting costs of the two types of boilers extrapolating the information registered during the four production cycles studied to annual base and considering that each boiler would provide the heat required by the whole farm. The combustible costs are lower in the case of the biomass (60% of gasoil costs), but this type of boiler demands higher maintenance costs (64 hours of labour per year) and major initial capital invested. Nevertheless, total annual cost is lower in the case of biomass, saving 0,90 eur/place year, so the biomass boiler's investment could be recovered in 5 years.

Table 1. Costs of the two types of boilers in annual base

Type of boiler	Biomass	Gasoil
Combustible total cost (eur/year) ¹	18.670	30.669
Maintenance cost (eur/year)	962	338
Total Capital Investment Cost (eur)	34.239	2.344
Life of Investment (years)	10	10
Interest Rate (decimal of 1)	0,05	0,05
Annual Cost of Capital (eur/year)	4.434	303
Total Annual Cost (eur/year)	24.066	31.310
Total Annual Cost (eur/place year)	2,98	3,88

¹Pellet price:0,155 eur/kg, Gasoil price:0,715 eur/l

Considering the heating value of the fuels, yearly energy consumption per animal place is higher in the case of biomass boiler (76 kwh vs 53 kwh) but this type of boiler, reduces GHG emission by 13,64 kg of CO₂ eq per animal place and year (Table 2).

Table 2. Energy consumption and GHGs emissions of the two types of boilers in annual base

Type of boiler	Biomass	Gasoil
Pellet consumption (kg/year)	120.674	***
Gasoil consumption (l/year)	***	42.918
Emission_CO ₂ (t)	0	114
Emission_CH ₄ (kg)	66	5
Emission_N ₂ O (kg)	9	1
t eqCO ₂ /year	4	114

4. Conclusion

The use of biomass boilers can be an interesting option for the swine farms with high energy requirements of heating systems, as they enable the use of lower price combustibles reducing at the same time the environmental impact. Nevertheless, there are some aspects that have to be considered before their implementation. Biomass benefits highly depend on the type of fuels used, at this regard is important to ensure material quality, standardization and provision. This system can be of great interest when there are nearby resources that can be used as biomass. Additionally the time required for maintenance and combustible searching is higher than in other types of boilers. The initial capital invested is also higher but there are many possibilities of recover the investment in the medium term, if differences in fuel prices continue.

Acknowledgements

This work has been co-financed by BATFARM Interreg-Atlantic Area Project. The authors also acknowledge the collaboration of the farm Silvestre Ollacarizqueta (Ollo-Navarra).

References

IFIP, ADEME, Chambres d'agriculture de Bretagne and Chambres d'agriculture des Pays de la Loire 2006. Les consommations énergétiques dans les bâtiments porcins, 6 pp.
 IPCC 2006. Stationary combustion in the residential and agriculture/forestry/fishing/fishing farms

BATFARM SOFTWARE: A SUPPORT TOOL IN THE SELECTION OF ENVIRONMENTAL STRATEGIES IN LIVESTOCK OPERATIONS

Aguilar, M.^a, Arriaga, H.^b, Dupard P.^c, Lalor S.^d, Fragoso R.^e, Pahl O.^f, Abaigar A.^a, Cordovín L.^a, Boyle M.^f, Lanigan G.^d, Loyon L.^c, Merino P.^b

^a INTIA, Villava (Navarra), ES

^b NEIKER-Tecnalia, Derio (Bizkaia), ES

^c IRSTEA, Rennes, FR

^d TEAGASC, Crops Environment and Land Use Programme, Johnstown Castle, Wexford, IE

^e INSTITUTO SUPERIOR DE AGRONOMIA, Lisboa, PT

^f GLASGOW CALEDONIAN UNIVERSITY, Glasgow, UK

*Corresponding author: maguilar@intiasa.es

1. Introduction

To successfully and efficiently reduce pollution from agriculture, it is necessary to determine appropriate mitigation options for particular farms, and to select among these options on the basis of their cost-effectiveness along the entire production process. Currently, limited decision support and knowledge transfer tools designed for farm-scale use are available that combine empirical and mechanistic models, and at the same time use inputs typically well known by the farmer (Hillier *et al.*, 2011). In addition, a specific environmental technique (or a combination of several of them) may have different effects depending on the study case and the different components and interactions along the animal production process. This task gets further complicated because of the availability of many different techniques and management options. Therefore, a support tool could assist producers in simple and quick identification of the most suitable environmental strategy for a particular farm situation. We present a novel tool (Batfarm software) to assess the mitigation potential of nitrous oxide (N₂O), methane (CH₄) and ammonia (NH₃) losses as a consequence of different strategies and techniques implemented on intensive cattle, pig and poultry farms.

2. Material and Methods

We have reviewed emissions and consumptions from different environmental strategies implemented on farms to be incorporated in the software data base (European Commission, 2003; Guingand *et al.*, 2010). Some of these data came from on-farm measurements obtained at regional scale. Default values, modifiable by the user, have been included to develop versatile and user-friendly software. Regionalizable input values for zootechnical data, climatic information and emission factors have been defined in order to reflect different climatic and production conditions within Portugal, Spain, France, UK and Ireland. As a result, both nutrient balance and gaseous emissions were calculated throughout the different stages of the animal production system (housing, storage, treatment and landspreading) based on particular farm management criteria as defined by the user. All calculations were performed on a cumulative monthly and annual basis. With regard to information related to economical feasibility of implementing the techniques selected, users have the option of introducing parameters to calculate the cost and they also can compare between two different scenarios.

We present a case study for a farrow to finish swine farm, with production weaner pigs and fattening pigs. This farm is located in Spain under Continental Mediterranean conditions (annual mean temperature, 14°C; annual rainfall, 354 mm, annual average wind speed 0.7 ms⁻¹ and annual average relative humidity 63.4%). The number of sows housed (including gilts) is 270, and there are 1050 weaner places (from 5 to 22 kg) and 1200 places for grower-finishing pigs (from 22 to 110 kg) as some of the weaner pigs are sold to be fattened in other farms. In this case study, two scenarios are compared: standard situation vs a situation where some BATs have been implemented (Biphase feeding with synthetic aminoacids in grower-finishing pigs, frequent slurry removal every 2 weeks in grower-finishing pigs' houses and landspreading using trailing hose). In

both scenarios all the slurry produced in the farm is landspread in the same type of crops after being stored in a single tank.

3. Results

The main outputs of the model are: (i) whole farm feed and water consumption; (ii) whole farm animal production; (iii) whole farm NH_3 , N_2O , CH_4 emissions; (iv) whole farm solid and liquid manure production and composition; (v) farm effects on FIOs; and (vi) farm scoring (when two scenarios are compared).

Figure 1 shows the gaseous emission for the case study described. There is a reduction in both nutrients excreted and gaseous emissions in the scenario where the BATs have been implemented. The gas emission per kg of live weight (LW) produced in the farm is lower in the scenario with BATs (1.2 g N_2O /kg LW and 59.1 g CH_4 /kg LW) compared to the standard scenario (1.5 g N_2O /kg LW and 74.6 g CH_4 /kg LW).

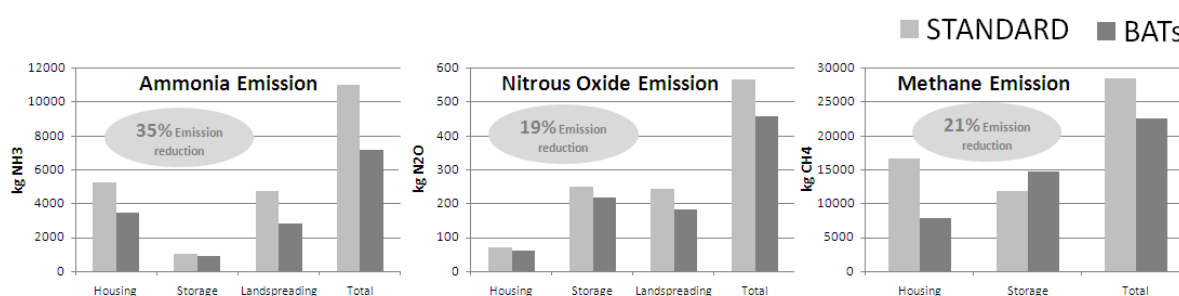


Fig 1. Gaseous emission (NH_3 , N_2O and CH_4) in the different farm stages for the two scenarios

As the frequent slurry removal in fattening houses reduced the methane emission in buildings, the concentration of organic matter in the slurry removed from buildings is higher in this case (3.43% compared to 2.98% in the standard scenario). This major concentration in organic matter produces a higher methane emission during storage for the scenario with BATs even though the net total methane emission for the whole farm is reduced. In the case of nitrous oxide a 15% is produced at housing, while the rest is approximately equally emitted during storage and landspreading for both situations.

4. Conclusion

This work integrates existing information on the potential of different strategies and environmental techniques implemented to reduce gaseous and nutrient losses in livestock farms. The software enables simulation and comparison of the combined effects of different environmental techniques throughout all the farm process, and takes account of specific management and climatic conditions, with the aim of facilitating the selection of the most suitable techniques for a particular situation. Further test will be necessary to validate the results provided by this tool.

Acknowledgements

This work has been co-financed by BATFARM Interreg-Atlantic Area Project (2009-1/071) entitled "Evaluation of best available techniques to decrease air and water pollution in animal farms". This project is supported by the European Union ERDF – Atlantic Area Programme – Investing in our common future.

References

European Commission 2003. Reference Document on Best Available Techniques for Intensive Rearing of Poultry and Pigs. Integrated Pollution Prevention and Control (IPPC), July 2003, 341 pp.

Guingand N., Aubert C. and Dolle J.B. 2010. Guide des bonnes pratiques environnementales d'élevage. Guide designed within the framework of the Joint Technology Network "Livestock and Environment" and co-written by IFIP, ITAVI and the Institut de l'Élevage, 305 pp.

Hillier J., Walter C., Malin D., García-Suarez T., Mila-i-Canals Ll. and Smith P. 2011. A farm-focused calculator for emissions from crop and livestock production. *Environmental Modelling & Software* 26, 1070-1078.

BATFARM SOFTWARE: A SUPPORT TOOL TO MITIGATE GASEOUS LOSSES AT DAIRY HOUSING FROM EU-ATLANTIC REGION

Arriaga, H.^a, Aguilar, M.^b, Abaigar, A.^b, Cordovín, L.^b, Merino, P.^a

^aNEIKER A.B., Dept. of Environment Quality, 48160, Derio, Bizkaia

^bINTIA, Dept. of Sustainable Systems Department, 31610, Villava, Navarra

1. Introduction

BREF documents, in which environmentally friendly best available techniques (BAT) are reported, have been published on intensive rearing of poultry and pigs (BREF, 2003). However, there is not official BREF document for dairy farming despite scientific and political interest are increasing. Within the BATFARM EU-Interreg Project (<http://www.batfarm.eu/>), it is aimed to set-up a model in which the application of different strategies will be assessed on dairy farms. This contribution is focused on the effect of such strategies on gaseous losses (NH₃, N₂O, CH₄) at dairy facilities.

2. Materials and Methods

Model description

The model has been set-up by intermediary approaches between empirical and mechanistic models. Data from national inventories have preferably been considered. When necessary, literature values from scientifically tested commercial/experimental farms have been included. Cattle herd is classified into 4 groups: milking cows, dry cows, calves < 12 months and heifers 12-26 months. Herd may be managed either in confinement or grazing. If herds are confined, the type of stall (freestall or tie-stall, solid or slatted floor, deep-litter or cubicle system) will be assessed by users. Strategies related to NH₃ and GHG mitigation have been classified as:

- a) Nutritional: crude protein fitting in TMR, phase feeding and electronic collars.
- b) Manure Management: manure removal system and removal frequency.
- c) Technological: deep pit aeration, curved slat mats and slatted floors with valves.

Ammonia losses have been assessed including the type of facility, type of floor, type of manure, herd management and slurry temperature. Enteric CH₄ emissions from confined and grazing animals have been obtained from literature review and national inventories. IPCC default values (IPCC, 2006) have been used to estimate CH₄ and N₂O emissions. Each country has been divided in different climatic areas for monthly temperature values.

Case study

A typical dairy farm from the Basque Country (75 dairy cows, 9,000 l/cow/year, TMR diet) has been simulated under two scenarios (Table 1). Scenario A considered usual on-farm management practices in the Basque Country while Scenario B simulated a feasible alternative situation. The climate in the region is defined as Maritime Oceanic (annual mean temperature, 15°C; annual mean rainfall, 1029 mm).

Table 1. Description of Scenarios A and B in the case study

Parameters	Scenario A	Scenario B
Nutrition Milking Cows	16.5% CP	17.0% CP
Type of Facility	Deep Litter and Concrete Floor	Deep Litter and Slatted Floor
Slurry Removal System	Mechanical	Flushing Water
Slurry Removal Frequency	Daily	Monthly

3. Results and Discussion

Ammonia emission decreased throughout the year for Scenario B despite dietary CP content and slurry removal frequency were higher. The model estimated that default Scenario A would yearly produce 1,748 kg NH₃-N while emission would be reduced by 14.7 % on Scenario B. The type of floor (slatted floor) and the use of hose water for slurry cleaning reduced significantly NH₃ emission. On the contrary, CH₄ emissions were significantly lower on Scenario A (Figure 1). Methane emission increased on Scenario B because of the longer storage time. The highest CH₄ emission peaks were detected in summer period. Nitrous oxide losses did not show a seasonal pattern as its emission is defined as low and is not temperature dependant at animal facilities. Therefore, the annual N₂O emission was 66.3 and 84.7 kg N₂O-N on Scenario A and B, respectively. This difference was attributed to the higher animal N excretion on Scenario B.

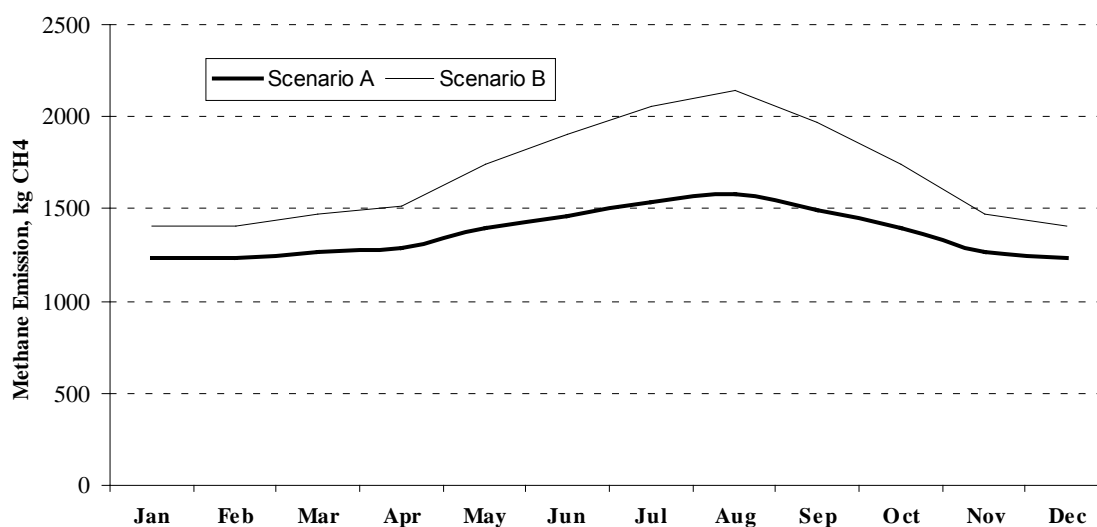


Fig. 1. Methane emission pattern throughout the year under Scenario A and B

4. Conclusion

This work integrates existing information on the potential of different environmental strategies to gaseous losses (NH₃, N₂O, CH₄) at dairy facilities. The case study simulation highlighted the importance of selecting the best available technique regarding to a particular environmental pollution source. Further test will be necessary to validate the results provided by this tool.

References

- BREF, 2003. Reference Document on Best Available Techniques for Intensive Rearing of Poultry and Pigs. Integrated Pollution Prevention and Control (IPPC), July 2003, 341 pp.
- IPCC, 2006. IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories, prepared by the national greenhouse gas inventories programme (eds H. S. Eggleston, L. Buendia, K. Miwa, T. Ngara, K. Tanabe). Hayama, Japan: IGES.

CO₂ EMISSIONS DURING CO-COMPOSTING OF THE SOLID FRACTION OF PIG SLURRY WITH COTTON GIN

Santos, A.^a, Bustamante, M.A.^b, Bernal, M.P.^a

^aCentro de Edafología y Biología Aplicada del Segura, CSIC, Campus Universitario de Espinardo, 30100, Murcia.

^bUniversidad Miguel Hernández, EPSO Orihuela, Alicante.

1. Introduction

Greenhouse Gases (GHG) from animal manure are formed during the degradation of the organic matter present in this residues, representing an important impact to the atmosphere and contributing with 37% and 65% of global CH₄ and N₂O emissions, respectively. Such source of contamination needs to be mitigated and the composting of animal manure with a bulking agent is a feasible technology (Maeda et al., 2013). Composting of organic wastes is a biooxidative process involving the mineralisation and partial humification of the organic matter, leading to a stabilised final product, free of phytotoxicity and pathogens and with certain humic properties. During the OM degradation by microorganisms during composting CO₂ is produced. The aim of this study is to reduce the CO₂ emissions from pig slurry through composting technology by the application of cotton gin as bulking agent.

2. Materials and methods

Solid phase of pig slurry (SPS) was obtained from a pig farms after the separation with a screw-press. Cotton gin was used as a bulking agent for the co-composting of the SPS. Two piles were prepared: pile A was elaborated with ratio of 4:3 (v/v) (SPS/cotton gin), pile B was elaborated with a ratio of 3:4 (v/v). The composting system used was a static pile with forced aeration on temperature demand, settled at 65°C, the Rutgers system. The composting experiment lasted for approximately 4 months and both external and internal temperatures were recorded using temperature probes. Along the composting period, 10 samples from the piles were taken to monitor the process. All the materials were fully characterised. Gas samples were taken during the active phase, using a static chamber device, at two different points of the pile, six samples were collected within a period of 60 minutes after the chamber was placed. CO₂ emissions were determined using NaOH traps.

3. Results and discussion

Analysing the thermal profile of the piles (Fig.1), it can be observed that both mixtures were easily degradable, due to the high temperatures observed, around 65°C, and a quick temperature development at the beginning, indicating a high microbial activity. The reduction of the CO₂ emission was more significant in Pile B, with a global reduction of 42% with respect to pile A. As observed in the C-CO₂ values (Fig.2), the pile with lower amount of cotton gin waste had the highest values of C-CO₂ emissions. The lower values for C-CO₂ production in Pile B may indicate that this mixture is more difficult to be degraded due to the lignocellulosic character of the cotton gin. The first 15 days emissions seems to be similar for both piles, indicating that CO₂ emissions produced during this period comes mainly from SPS, since after day 15, Pile B starts to show lower values in terms of emissions. In Pile A a huge pick of CO₂ production was observed at day 36, when the temperature was at the maximum. The greater amount of SPS used in pile A, which is an easily degradable material by microorganisms, and its small particle size and lower proportion of lignocellulosic material in its composition may affect the great CO₂ production.

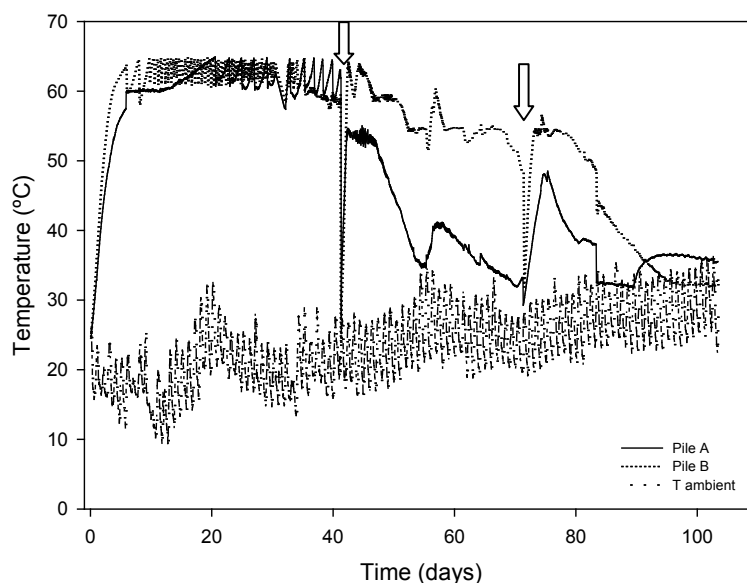


Fig 1. Temperature evolution of the composting piles during the active phase. Arrows indicated turnings.

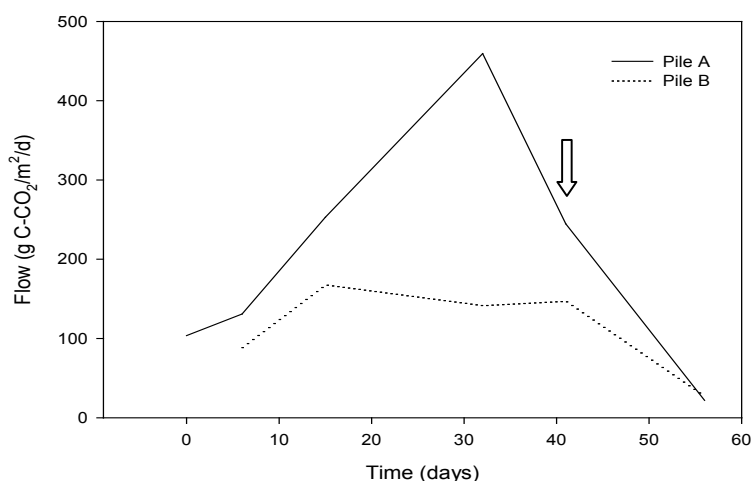


Fig 2. Flow rate of C-CO₂ emissions during the active phase.

4. Conclusions

From the results obtained, applying higher amount of bulking agent when co-composting the SPS with cotton gin, reduces CO₂ emissions, when compared with the same technic where a smaller amount of bulking agent was used. The reduction is more pronounced in the thermophilic phase, where the highest microbial activity occurs.

References

- Maeda, K., Hanajima, D., Morioka, R., Toyoda, S., Yoshida, N., Osada, T., 2013. Mitigation of greenhouse gas emission from cattle manure composting process by use of a bulking agent. *Soil Science and Plant Nutrition*, 59, 96-106.
- Zucconi, F., de Bertoldi, M., 1987. Compost specifications for the production and characterization of compost from municipal solid waste. In: de Bertoldi, M., Ferranti, M.P., L'Hermitte, P., Zucconi, F. (Eds.), *Compost: Production, Quality and Use*. Elsevier, Barking, pp. 30–50.

EMISIÓN DE GASES DE EFECTO INVERNADERO EN EL ALOJAMIENTO DE GALLINAS PONEDORAS

Alberdi, O.^a, Estelles, F.^c, Arriaga, H.^b, Calvet, S.^c, Merino, P.^b

^a Larrabe Oilotegia S.A.T., c/ Elexalde s/n, 48113, Gamiz-Fika, Bizkaia

^b NEIKER-Tecnalia, Environment Quality Department, c/ Berreaga, 1, 48160, Derio, Bizkaia

^c Universitat Politècnica de Valencia, Institute of Animal Science and Technology, c/Camino de Vera, s/n 46022 Valencia

1. Introducción

La ganadería contribuye en un 18% a las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) calculadas en equivalentes de CO₂ (FAO, 2006). Esta contribución varía, entre otros factores, en función de la categoría animal que se considere, de la diversidad de los sistemas productivos, sus manejos asociados y su interacción con el medio. Hasta la fecha, son escasos los trabajos realizados sobre explotaciones avícolas en cuanto a su contribución a la emisión de gases invernadero debido principalmente a su menor importancia en comparación con otros sistemas productivos, dado que carecen generalmente de almacenamiento y tratamiento de las excretas producidas, centrándose en el alojamiento la fuente de producción de excretas y por tanto, la emisión de gases. En este sentido, la mayoría de publicaciones se basa en cortos periodos de medida, no pudiendo cubrir adecuadamente la variación estacional de las emisiones tanto desde el punto de vista temporal como de manejo.

El propósito de este estudio es cuantificar y caracterizar a lo largo del ciclo productivo de una granja comercial de gallinas ponedoras la emisión de los GEI con el fin de proponer estrategias de mitigación que puedan ser implantadas por la propia explotación avícola.

2. Materiales y Métodos

El estudio ha sido llevado a cabo en una explotación comercial del País Vasco con unas 250.000 gallinas repartidas en 5 naves. El estudio se ha realizado en una nave que alberga aproximadamente 53.000 gallinas Lohmann-Brown alojadas en un sistema de jaulas en batería adaptado a la Directiva 1999/74/CE. Durante el estudio las gallinas han tenido una alimentación por fases a base de tres piensos comerciales adaptados a su edad y fase productiva. La temperatura y humedad relativa del aire ha sido monitorizada y registrada en las entradas y salidas. La extracción de la gallinaza se realiza 3 veces a la semana y tanto esta como otros manejos puntuales han sido registrados.

El flujo de ventilación se ha medido en las condiciones habituales de producción siguiendo la metodología de Calvet y col. (2010).

La concentración de dióxido de carbono (CO₂), metano (CH₄) y óxido nitroso (N₂O) se ha medido continuamente desde abril del 2012 a septiembre del 2013 mediante el analizador de gases (INNOVA 1412). Para el cálculo de CO₂ equivalentes se utilizaron los potenciales de calentamiento CO₂= 1, CH₄= 21 y N₂O= 310.

3. Resultados y Discusión

Los resultados muestran una gran diferencia en la emisión de CO₂, CH₄ y N₂O (tabla 1).

La emisión media de CO₂ y de CH₄ ha sido de $2,8 \pm 0,9 \text{ g h}^{-1} \text{ ave}^{-1}$ y de $3,0 \pm 1,3 \text{ mg h}^{-1} \text{ ave}^{-1}$, muy similar a lo registrado por Fournel y col. (2011), con $3,2 \pm 2,1 \text{ g h}^{-1} \text{ ave}^{-1}$ y $2,9 \pm 2,2 \text{ mg h}^{-1} \text{ ave}^{-1}$ respectivamente.

La emisión media de N₂O es de $0,15 \pm 0,09 \text{ mg h}^{-1} \text{ ave}^{-1}$, una emisión baja tal y como ha sido previamente descrito por otros autores (Dekker y col., 2011; Fabbri y col., 2007). Sin embargo, podemos ver que los valores de emisión de N₂O son similares a los del CH₄ si lo analizamos la emisión como CO₂ equivalente (Fig 1) como consecuencia de su mayor poder de calentamiento.

Tabla 1. Emisión media del ciclo productivo de los GEI.

Emisión		Media	C.V.
N ₂ O	(mg h ⁻¹ ave ⁻¹)	0,15	60,6%
CH ₄		3,00	44,1%
CO ₂	(g h ⁻¹ ave ⁻¹)	2,80	32,1%
CO ₂ eq total		2,84	33,6%

Se observa que las emisiones de CO₂, CH₄ son algo menores en los meses más fríos, a la inversa de lo que sucede con el N₂O.

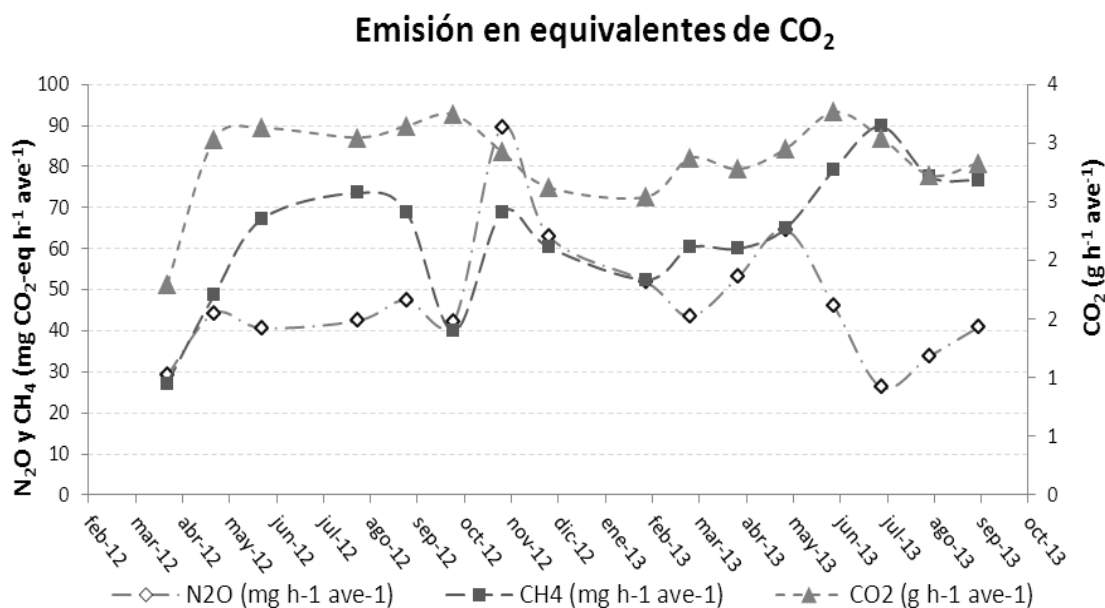


Fig 1. Tasa de emisión de GEI en forma de CO₂ equivalente.

4. Conclusión

Las menores emisiones de GHG en avicultura de puesta son en forma de N₂O. La emisión de N₂O es cercana a la de CH₄, si se analizan los datos como CO₂ equivalente. La emisión de GEI está influenciada por la estacionalidad.

Referencias

- Calvet S., Cambra-López M., Blanes-Vidal V., Estellés F., Torres A.G. 2010. Ventilation rates in mechanically ventilated commercial poultry buildings in Southern Europe: Measurement system development and uncertainty analysis. *Biosystems Engineering*. 106, 423–432.
- Dekker S., Aarnink A., de Boer I., Koerkamp G., 2011. Emissions of ammonia, nitrous oxide, and methane from aviaries with organic laying hen husbandry. *Biosystems engineering*. 110, 123–133.
- Fabbri C., Valli L., Guarino M., Costa A., Mazzotta V., 2007. Ammonia, methane, nitrous oxide and particulate matter emissions from two different buildings for laying hens. *Biosystems Engineering*. 97, 441–455.
- Fournel S., Pelletier F., Godbout S., Lagacé R., Feddes J., 2011. Greenhouse Gas Emissions from Three Cage Layer Housing Systems. *Animals*. 2, 1-15.
- Steinfeld H., Gerber P., Wassenaar T., Castel V., Rosales M., & de Haan C., 2006. *Livestock's long shadow, environmental issues and options*. Rome: Food and agricultural organization (FAO) of the united nations (UN).

EFFECTO DE LA VARIACIÓN EN LA CANTIDAD DE NITRÓGENO LIGADO A LA FIBRA EN PIENSOS DE CERDOS SOBRE LAS CARACTERÍSTICAS DEL PURIN RESULTANTE Y SU POTENCIAL DE PRODUCCION DE NH₃, BIOGAS Y CH₄: RESULTADOS PRELIMINARES

Antezana, W.^a, Cerisuelo, A.^b, Ferrer, P.^a, Estellés, F.^a, Moset, V.^{a,b}, García-Rebollar, P.^c, De Blas, C.^c, Calvet, S.^a

^a Instituto de Ciencia y Tecnología Animal, Universitat Politècnica de València. Camino de Vera s.n. 46022 Valencia.

^b Centro de Investigación y Tecnología Animal, Instituto Valenciano de Investigaciones Agrarias. Pol. La Esperanza, 100. 12400 Segorbe, Castellón.

^c Departamento de Producción Animal, Universidad Politécnica de Madrid. Ciudad Universitaria s.n. 28040 Madrid.

1. Introducción

La composición del purín varía en función de la dieta, los procesos fisiológicos y bioquímicos en el animal y el manejo, entre otros. La composición del purín es determinante en las emisiones de metano (CH₄) y amoniaco (NH₃) (Moset y col., 2012) y condiciona su aptitud para ser usado como fertilizante o como sustrato para la producción de biogás. Las materias primas comúnmente utilizadas en la fabricación de piensos poseen valores variables de nitrógeno ligado a fibra (N-FND) y determinadas combinaciones de ingredientes modifican de manera considerable la concentración de N-FND en los piensos. La ingesta de diferentes cantidades de N-FND puede dar lugar a cambios en la composición del purín y en su potencial de producción de NH₃, CH₄ y biogás.

El objetivo del presente estudio fue evaluar los efectos de la modificación de la calidad del nitrógeno (N) en piensos de cebo en cerdos y sus implicancias en la producción de NH₃, CH₄ y biogás a partir del purín. Este ensayo es parte del proyecto GasPorc (AGL2011-30023-C03) que evalúa la relación que existe entre la composición de la dieta, características del purín y su potencial de producción de gases y valor fertilizante.

2. Materiales y Métodos

Se formularon tres dietas que diferían principalmente en la fuente de proteína (DDGs, Girasol y Soja) y el contenido de N-FND (14.55, 9.16 y 6.44 % de N-FND en la fracción de PB, respectivamente). Se utilizaron 24 cerdos de cebo de 42.4 ± 3.9 kg de peso vivo (8 animales por tratamiento), en dos tandas de 12 animales. El periodo experimental consistió en 14 días de adaptación a la dieta y 7 días de recogida de heces y orina. Cinco días antes de iniciar el periodo de recogida, los animales se alojaron en corrales individuales de digestibilidad. Se registró, el consumo de pienso y agua y la producción individual de heces y orina. Las heces y la orina fueron almacenadas y conservadas a 4°C hasta el final de dicho periodo, luego se reconstituyeron artificialmente los purines según la ratio original de excreción de cada animal. De los purines resultantes se determinaron los sólidos totales (ST), sólidos volátiles (SV), el pH, el nitrógeno total Kjeldahl (NTK), el nitrógeno amoniacal (N-NH₃) y ácidos grasos volátiles (AGV). Del purín fresco se determinó el potencial de emisión de NH₃ (mg/ L de purín y día y mg /kg de PB ingerida y día) mediante el método de la cámara dinámica (Pereira y col; 2012). A partir de una muestra de purín congelado se determinó el potencial de emisión de CH₄ (B₀, mL CH₄/g de SV) hasta los 55 días, según la metodología descrita por Verdenne y col. (2007). El contenido de CH₄ del biogás fue determinado por cromatografía de gases con detector FID.

3. Resultados y Discusión

No se observaron diferencias en los pesos de los animales al final del ensayo ni en el consumo de pienso y agua. La Tabla 1 muestra los resultados de las principales variables evaluadas en los purines y las emisiones de NH₃, CH₄ y biogás asociadas.

Los tratamientos en evaluación no influyeron significativamente en la cantidad de purín excretado ni en el contenido de ST y SV, pH, NTK, N-NH₃ y AGV de los purines.

Tabla 1. Resultados de la producción de purines y emisiones de gases resultantes de dietas diferenciadas en su contenido de nitrógeno ligado a la fibra N-FND en cerdos de cebo.

Variables	Tratamiento				P-VALOR	
	DDGS	GIRASOL	SOJA	SEM	TRAT	TRAT*TANDA
Producción de purín, g/d	802,5	736,7	831,3	58,8	0,486	0,927
Sólidos totales %	11,9	14,6	12,1	1,6	0,398	0,566
Sólidos volátiles %	9,7	11,4	9,8	1,2	0,557	0,720
pH purín	6,28	6,46	6,48	0,11	0,328	0,074
Nitrógeno total Kjeldahl, mg/L	7901,0	8660,7	7185,0	792,4	0,419	0,656
N-NH ₃ , mg/L	2018,8	2427,7	1518,5	333,1	0,171	0,893
Acidos grasos volátiles, mmol/L	64,4	75,7	90,9	9,9	0,164	0,039
Emisiones NH ₃ , mg/L purín, día	150,3	175,9	104,1	21,89	0,083	0,297
Emisiones N-NH₃, mg/kg PB ingerida, día	190,1ab	240,3a	133,3b	26,6	0,034	0,267
Biogás, mL/g SV	445,3b	398,3b	558,5a	20,7	<0,001	0,245
Metano, ml/g SV	239,5b	234,3b	292,7a	9,3	<0,001	0,181

Las diferencias de las emisiones de NH₃ expresadas en mg/L de purín y día de los purines no fueron estadísticamente significativas entre tratamientos; sin embargo, al expresar las emisiones de NH₃ por kilogramo de PB ingerida al día, se evidencian diferencias estadísticas significativas, siendo mayores en purines derivados de dietas con mayores contenidos en N-FND (190,1 y 240,3 mg N-NH₃, mg/kg de PB ingerida, DDGS y Girasol, respectivamente). Esta mayor emisión de N-NH₃ coincide con un mayor, aunque no significativo, contenido de NTK y N-NH₃ de los purines.

Por otro lado, los resultados de la producción potencial de biogás y CH₄ muestran diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos. Las producciones de biogás y CH₄ fueron mayores en purines procedentes de dietas con menores contenidos en N-FND (558,5 ml de biogás/g de SV y 292,7 ml de CH₄/g de SV, tratamiento Soja). Este mismo tratamiento presentó un mayor, aunque no significativo, contenido en AGV.

4. Conclusión

El contenido de N-FND en dietas de cerdos de cebo no afectó al volumen de purín producido ni a su composición. Sin embargo, los piensos con menores contenidos en N-FND presentaron menores emisiones de NH₃ por kilogramo de PB ingerida y un mayor potencial de producción de CH₄ y biogás.

Agradecimientos

Este trabajo se ha desarrollado con la financiación del Ministerio de Ciencia e Innovación, mediante el Proyecto de Investigación AGL2011-30023-C03 y de la Generalitat Valenciana a través de las Ayudas Complementarias para proyectos de I+D (ACOMP/2013/118).

Referencias

- Moset, V., Cambra-López, M., Estellés, F., Torres, A.G., Cerisuelo, A. 2012. Evolution of chemical composition and gas emission from aged pig slurry during outdoor storage with and without prior solid separation. *Biosyst. Eng.* 111, 2-10.
- Pereira, J., Misselbrook, T.H., Chadwick, D.R., Coutinho, J., Trinidad, H. 2012. Effects of temperature and dairy cattle excreta characteristics on potential ammonia and greenhouse gas emissions from housing: A laboratory study. *Biosyst. Eng.* 112, 138-150.
- Vedrenne, F., Béline, F., Dabert, P., Bernet, N. 2007. The effect of incubation conditions on the laboratory measurement of methane producing capacity of livestock wastes. *Biores. Techn.* 99: 146–155.

EVALUACIÓN DEL PROCESO DE COMPOSTAJE DE PURÍN DE CERDO CON RESIDUO DE ALGODÓN Y EMISIÓN DE GASES DE EFECTO INVERNADERO

Sáez J.A.^a, Tortosa, G.^b, Clemente R.^a, Bernal M.P.^a

^a *Depto Conservación de Suelo y Agua y Manejo de Residuos Orgánicos, CEBAS-CSIC 30100 Murcia, ES.*

^b *Estación Experimental del Zaidín, EEZ-CSIC, Granada, ES*

1. Introducción

La intensificación y especialización que ha sufrido en los últimos años el sector ganadero lleva asociada la producción focalizada de grandes cantidades de residuos, lo que a su vez, conlleva una serie de impactos negativos sobre el medio ambiente, derivados principalmente del almacenaje y manejo de los mismos. Uno de los impactos que más interés genera es la emisión de gases de efecto invernadero (GEI) (CO_2 , CH_4 , N_2O) unido a las emisiones por volatilización de NH_3 , por dos razones principalmente: 1) El potencial efecto de estos gases sobre el calentamiento global, 2) La pérdida de valor agronómico del residuo, causada principalmente por las pérdidas de nitrógeno (N_2O y NH_3). En concreto la FAO (2010) estima que la cría de porcino emite el 25% de los GEI que produce el sector ganadero en la UE, pero el uso de mejores tecnologías y prácticas de manejo podría reducir las emisiones hasta en un 30%. El problema es que la gran diversidad de sistemas de producción y manejo, así como las diferencias en cuanto a composición del residuo y condiciones climáticas, dificultan tanto la evaluación de la emisión de GEIs como la predicción del efecto de cambios para la mitigación de los mismos. Este trabajo pretende realizar un seguimiento y evaluación para un escenario concreto en el que se usa el compostaje como tecnología de tratamiento para el purín de cerdo.

2. Materiales y Métodos

El estudio del compostaje de purín de cerdo se llevó a cabo en una granja de cría (madres y lechones hasta 20 kg) localizada en Guazamara (Almería), la cual está equipada con un separador sólido-líquido de tipo tornillo-prensa (separador mecánico sin floculantes). La mezcla a compostar se preparó con la fracción sólida proveniente del purín, usando residuo de desmote de algodón como agente estructurante (relación 3:1 en peso). La pila de compostaje se colocó sobre una superficie sólida cercana al separador y se construyó en forma trapezoidal (19 m^3). El experimento se llevó a cabo entre los meses de mayo y octubre de 2013, y tanto la formación de la pila, como los volteos periódicos (5 en total) se realizaron con la maquinaria de la granja (Tractor: John Deere 3040SDT). Durante el proceso se determinó la reducción de volumen de la pila, y periódicamente se tomaron muestras del material compuestas de submuestras de siete puntos representativos de la pila. Los muestreos de GEI (CO_2 , CH_4 , N_2O) se realizaron con la técnica de cámara estática y cerrada (Sommer y col., 2004; Sánchez-Monedero y col., 2010), con la cual se miden los flujos de emisión desde la superficie de la pila. Para ello se usaron dos cámaras iguales ($0,055 \text{ m}^2$ y $0,010 \text{ m}^3$) colocadas en la parte superior de la pila, se tomaba muestra del gas con una jeringa cada 5 min hasta transcurrida media hora. Posteriormente se inyectaban 30 ml de cada muestra en un vial con NaOH 0,1M para la determinación del CO_2 , y 10 ml en un tubo de vacío Vacutainer[®] para la determinación del CH_4 y N_2O en un Cromatógrafo HP4840 D. Una vez obtenidos los datos de concentración de los diferentes gases, se calculó el flujo de emisión ($\text{g m}^{-2} \text{ día}^{-1}$) según el método descrito por Hao y col. (2001). Del mismo modo se midieron los flujos de emisión de la pila tras el volteo y de la balsa de almacenaje de purín previa al separador sólido-líquido, con el material fresco y transcurrido un mes desde el inicio del almacenaje.

3. Resultados y Discusión

La pila alcanzó los 60°C a los cuatro días de su formación y se mantuvo a esta temperatura durante al menos 70 días, transcurridos los cuales, y una vez la temperatura descendió de valores

termófilos, se dejó otro mes y medio de maduración. Durante el proceso de compostaje se produjo una importante reducción en el contenido de humedad de la pila, que fue acompañada de una reducción en el tamaño de la misma, pasando de 19,6 m³ de volumen y 31,8 m² de superficie a 7,2 m³ y 18,7 m² respectivamente al final del ensayo. En cuanto a la dinámica de emisión de los gases, el flujo de emisión de CO₂ al inicio del ensayo era de 88 g C-CO₂ m⁻² día⁻¹ y alcanzó su pico máximo de emisión 310 g C-CO₂ m⁻² día⁻¹ a los 21 días del inicio del proceso, coincidiendo con el momento de mayor degradación de la materia orgánica. Comparando con las emisiones de CO₂ que suceden durante el almacenamiento del purín en balsa, es de destacar las grandes diferencias encontradas en la emisión de entre los valores que suceden inmediatamente tras el aporte de purín a la balsa (24,3 g C-CO₂ m⁻² día⁻¹) y los observados tras un mes de almacenamiento (9,5 g C-CO₂ m⁻² día⁻¹), debido a la formación de una costra sólida superficial.

En cuanto al CH₄, para el que se midió un flujo de emisión de 7,6 g C-CH₄ m⁻² día⁻¹ al inicio, alcanzó su máximo valor (37,9 g C-CH₄ m⁻² día⁻¹) hacia el día 7 del proceso, esto pudo ser debido al alto contenido en humedad (72,5 %), a la alta degradación y alta temperatura alcanzada en la pila e incluso al tamaño de la misma, ya que estos son factores que se ha demostrado, pueden facilitar el desarrollo de nichos anóxicos, directamente relacionados con la formación de metano (Beck-Friis y col., 2000). En los muestreos realizados tras volteo se midieron concentraciones de CH₄ casi seis veces superiores que las encontradas en superficie, lo que parece sugerir que la emisión de metano sucede principalmente durante y tras los volteos, ya que su formación ocurre en los micro-lugares anaerobios que se producen en el interior del material, que se ven expuestos rápidamente al aire durante los volteos periódicos (Petersen y col., 2013; Jäckel y col., 2005). En los periodos entre volteos, el metano emitido por la superficie de la pila proviene del generado en el interior, pero que durante su difusión del interior al exterior de la pila se oxida parcialmente a CO₂. Así Jäckel y col. (2005) demostró que entre el 46-98 % del metano producido en una pila de compostaje era oxidado antes de su emisión.

La formación de N₂O siguió un patrón muy diferente, ya que tanto los valores de concentración tras volteo (0,012%), como los de flujo de emisión en superficie (3,8 g N-N₂O m⁻² día⁻¹) más altos se dieron al final del compostaje, durante la fase de maduración cuando el proceso de nitrificación se hace más intenso. Esto también parece coincidir con otros estudios sobre compostaje (Sánchez-Monedero y col., 2010), que relacionan la formación de N₂O con la nitrificación.

4. Conclusión

El compostaje se perfila como una tecnología viable para el tratamiento y valorización del purín de cerdo, que permita mitigar las emisiones de gases de efecto invernadero. Las mayores emisiones de C suceden como CO₂, que se considera antropogénico. Sin embargo las emisiones de CH₄ pueden ser muy elevadas durante y tras los volteos mecánicos. Así, la mitigación de GEI durante el compostaje de purín de cerdo pasa por controlar los volteos del material.

Referencias

- Beck-Friis B., Pell M., Sonesson U. y Jonshon H., 2000. Formation and emissions of N₂O and CH₄ from compost heaps of organic household waste. *Environ. Monit.* 62, 317-331.
- Hao X., Chang C., Larney F.J. y Travis R. 2001. Greenhouse Gas Emissions during cattle feedlot manure composting. *J. Environ. Qual.* 30, 376-386.
- Jäckel U., Thummes K. y Kämpfer P. 2005 Thermophilic methane production and oxidation in compost. *FEMS Micro. Ecol.* 52 175-18.
- Sanchez-Monedero M.A., Serramiá N., García-Ortiz C., Fernández-Hernández A., Roig A. 2010. Greenhouse gas emissions during composting of two-phase olive mill wastes with different agroindustrial by-products. *Chemosphere.* 81, 18-25.
- Sommer S.G., McGinn S.M., Hao X., Larney F.J. 2004. Techniques for measuring gas emissions from composting stockpile of cattle manure. *Atmos. Environ.* 38. 4643-4652

MODIFICACIÓN DEL NIVEL Y TIPO DE FIBRA EN PIENSOS DE CERDOS MEDIANTE LA INCLUSIÓN DE SUBPRODUCTOS AGROINDUSTRIALES SOBRE LAS CARACTERÍSTICAS DEL PURÍN Y SU POTENCIAL DE PRODUCCIÓN DE AMONÍACO, BIOGÁS Y METANO (RESULTADOS PRELIMINARES).

Antezana, W.^a, Calvet, S.^a, Ferrer, P.^a, Estellés, F.^a, A.^b, Cambra-López, M.^a, Beccaccia, A.F.^c García-Rebollar, P.^c, De Blas, C.^c Cerisuelo, A.^b,

^a Instituto de Ciencia y Tecnología Animal, Universitat Politècnica de València. Camino de Vera s.n. 46022 Valencia.

^b Centro de Investigación y Tecnología Animal, Instituto Valenciano de Investigaciones Agrarias. Pol. La Esperanza, 100. 12400 Segorbe, Castellón.

^c Departamento de Producción Animal, Universidad Politécnica de Madrid. Ciudad Universitaria s.n. 28040 Madrid.

1. Introducción

La alimentación de los animales se considera una vía importante de mitigación de la emisión de gases contaminantes a la atmósfera, principalmente amoníaco (NH₃) y metano (CH₄), (BREF, 2006). La incorporación de fuentes de fibra fácilmente fermentable poco lignificada en piensos es capaz de modificar el comportamiento fermentativo de las bacterias en el intestino grueso y el balance entre el nitrógeno (N) orgánico e inorgánico y el pH de las deyecciones (Portejoie y col., 2004; Jarret y col., 2011). Este efecto, que no altera la excreción total de N puede condicionar considerablemente a la emisión de NH₃. Por otro lado, el efecto de la inclusión de fuentes de fibra en la dieta sobre las emisiones de CH₄ ha sido menos estudiado. Algunos estudios sugieren que un incremento de la cantidad de fibra en los piensos puede aumentar la producción de CH₄ por cerdo y día (Jarret y col., 2011) al reducir la digestibilidad de los nutrientes e incrementar la cantidad de materia orgánica no digerida en las heces.

El objetivo del presente estudio es evaluar los efectos de las variaciones en el nivel y tipo de fibra (fermentable y no fermentable) de los piensos sobre las características del purín y las emisiones de NH₃, CH₄ y Biogás.

2. Materiales y Métodos

Se formularon cinco piensos, un pienso control (C, similar a una dieta comercial), dos piensos con pulpa de naranja como fuente de fibra fermentable con dos niveles de inclusión (7,5%, PN7,5 y 15%, PN15) y dos con garrofa como fuente de fibra no fermentable con dos niveles de inclusión (7,5%, GA7,5 y 15%, GA15). Se utilizaron 30 cerdos de cebo (6 animales/tratamiento) de 85,4 ± 12,3 kg de peso vivo repartidos en tres tandas de 10 animales cada una. El periodo experimental consistió en 14 días de adaptación a la dieta y 7 días de recogida de heces y orina. Cinco días antes de iniciar el periodo de recogida, los animales fueron alojados en corrales de digestibilidad individuales. Se registró los consumos de pienso y agua y la producción individual de heces y orina. Las heces y la orina fueron almacenadas y conservadas a 4°C hasta el final de dicho periodo, luego se reconstituyeron los purines según la ratio original de excreción de cada animal. De los purines resultantes se determinaron los sólidos totales (ST), sólidos volátiles (SV), el pH, el nitrógeno total Kjeldahl (NTK), el nitrógeno amoniacal (N-NH₃) y ácidos grasos volátiles (AGV). Del purín fresco se determinó el potencial de emisión de NH₃ (mg/ L de purín y día y mg/g N-NH₃/día) mediante el método de la cámara dinámica (Pereira y col, 2012). A partir de una muestra de purín congelado se determinó el potencial de emisión de CH₄ (mL CH₄/g de SV) a los 30 días, según la metodología descrita por Vedrenne y col. (2008). El contenido de CH₄ del biogás fue determinado por cromatografía de gases con detector FID.

3. Resultados y Discusión

Los tratamientos en evaluación influyeron significativamente sobre la excreción de heces siendo mayor para el tratamiento GA15 (+42,91%) con respecto al C, para las otras variables las diferencias no fueron estadísticamente significativas. Sin embargo, al comparar porcentualmente los resultados de los tratamientos con los de la dieta C se evidencia que, la producción de purines se incrementó en un 13% (PN7,5), 5% (PN15), 28% (GA7,5) y un 17% (GA15) con respecto a la dieta C. Al contrario, el contenido de ST y SV fue menor en prácticamente todos los tratamientos con respecto al C. La concentración de AGV de los purines se incrementó en los resultantes de la dieta con un contenido de fibra fermentable intermedio (PN7,5) y se redujo en los purines derivados de la dieta con un contenido intermedio de fibra no fermentable (GA7,5). El contenido de NTK se redujo en los purines de todas las dietas respecto al C.

Tabla 1. Resultados de la producción de deyecciones y emisiones de gases resultantes de dietas diferentes niveles y tipo de fibra en cerdos de cebo.

Variables	TRATAMIENTOS					SEM	P-VALOR TRAT
	CONTROL	PN 7,5	PN 15	GA 7,5	GA 15		
Purín total, g/d	3713,30	4186,70	3895,00	4770,00	4356,70	682,00	0,830
Heces, g/d	998,3b	1228,3ab	1093,0ab	1375,0ab	1426,7a	86,80	0,015
pH del purín	7,17	8,01	7,41	7,49	8,17	0,26	0,263
Sólidos Totales, %	12,40	10,90	11,50	10,10	12,20	1,42	0,777
Sólidos Volátiles, %	9,83	8,73	9,19	8,20	9,99	1,16	0,791
Ácidos Grasos Volátiles, mmol/L	77,30	84,76	78,10	67,12	77,50	9,88	0,800
NTK, mg/L	9885,80	8270,00	7734,00	7262,60	8696,00	1053,35	0,482
Emisión NH ₃ , mg/d	119,90	99,20	81,00	86,80	98,20	9,60	0,096
Emisión N-NH ₃ , mg/g N-NH ₃ /día	88,31	46,53	49,48	52,48	47,98	9,88	0,044
Biogás, mL/g SV	446,82	467,51	407,57	436,23	399,41	24,90	0,326
Metano, CH ₄ , mL/g SV	271,03	312,28	271,74	298,97	269,81	19,70	0,444

El efecto de las dietas sobre las emisiones de NH₃ expresadas en mg de N-NH₃/g N-NH₃ inicial y día fue significativo (P = 0,044). Los purines que menos NH₃ parecen emitir son los derivados de PN15. La fibra fermentable podría incrementar la proliferación bacteriana en el ciego y consecuentemente dar lugar a una mayor cantidad de proteína microbiana en las heces y menor cantidad de N inorgánico en la orina, disminuyendo así las emisiones de NH₃ a partir del purín, tal y como se ha sugerido en la bibliografía (Portejoie y col., 2004; Jarret y col., 2011). En cuanto a la producción de biogás y CH₄, las diferencias entre tratamientos no fueron significativas.

4. Conclusiones

El nivel y tipo de fibra en dietas de cerdos de cebo no afectó significativamente al volumen de purín producido ni a su composición y emisiones potenciales de CH₄/g SV. Sin embargo la presencia de una mayor cantidad de fibra (fermentable y no fermentable) en las dietas parece reducir las emisiones de NH₃ con respecto a las producidas con dietas tradicionales. La fibra fermentable parece ser la más efectiva en la reducción de las emisiones de NH₃.

Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado por el Ministerio de Ciencia e Innovación (Proyecto AGL2011-30023-C03) y por la Generalitat Valenciana (ACOMP/2013/118). Igualmente, los autores expresan su agradecimiento al Grupo Vall Companys por su participación y útiles consejos.

Referencias

- BREF. 2003. Integrated Pollution Prevention and Control (IPPC). Reference Document on Best Available Techniques for Intensive Rearing of Poultry and Pigs.
- Jarret G., Martinez J., Dourmad J-Y. 2011. *Animal* 5: 622-631.
- Pereira, J., Misselbrook, T.H., Chadwick, D.R., Coutinho, J., Trinidad, H. 2012. *Biosyst Eng.* 112, 138-150.
- Portejoie, S., Dourmad, J.Y., Martinez, J., Lebreton, Y. 2004. *Livest. Sci.* 91:45-55.
- Vedrenne, F., Béline, F., Dabert, P., Bernet, N. 2008. *Biores. Techn.* 99: 146–155.

ANÁLISIS ENERGÉTICO DE EXPLOTACIONES DE RUMIANTES EN ANDALUCÍA

Gutiérrez-Peña, R.^a, Pérez-Neira, D.^b, Mena Y.^a

^a Universidad de Sevilla. Ctra. de Utrera, km. 1 41013, Sevilla

^b Universidad Pablo de Olavide. Ctra. de Utrera, km. 1 41013, Sevilla.

1. Introducción

El desarrollo de metodologías para evaluar el impacto ambiental y social de las actividades humanas es uno de los grandes campos de la investigación. En el caso de la actividad agropecuaria, a la hora de entender, clasificar y proponer las diferentes metodologías/indicadores a aplicar, es necesario tener presente la complejidad ambiental de los sistemas, para poder escoger metodologías/indicadores que aporten “una solución de compromiso entre la productividad, la diversidad y la capacidad de autosostenimiento” (Gliessman, 2000). El análisis energético (AE) constituye la metodología más apropiada para estudiar y comprender cuál es el funcionamiento de los sistemas agropecuarios en base al uso de energía, tanto renovable, como no renovable (Pimentel y Pimentel, 2006). Así mismo, existe una clara relación entre el consumo de energía y la emisión de gases efecto invernadero, siendo dicha emisión consecuencia (a excepción de los gases emitidos por el propio ganado), del uso de energía no renovable. El objetivo de este trabajo es cuantificar el secuestro de energía necesario para producir carne y leche en ganaderías basadas en el pastoreo.

2. Materiales y Métodos

Se recopilaron datos, con carácter retrospectivo, durante los años 2011 y 2012, de 3 explotaciones de sierra en Andalucía, una de ganado vacuno, otra de caprino y otra de ovino, todas ellas ecológicas. Los límites del sistema se definieron siguiendo las recomendaciones del IFIAS (1978), estructurándose en 4 niveles: en el Nivel 1 se cuantificó el consumo de Energía Directa (ED) de la explotación; en el Nivel 2 el consumo de Energía Indirecta (EI), es decir, el coste de producción de los Inputs utilizados durante el proceso productivo; en los Niveles 3 y 4 se cuantificó la Energía proporcional consumida por el Capital Fijo (EC). Para el caso de los sistemas agroganaderos, a estos niveles es necesario añadir un nivel más, el Nivel 0, donde se recogieron las salidas de energía en forma de productos agroganaderos (OE). Una vez definidos los límites, se analizaron, uno por uno, los diferentes “ítems” que se encuentran dentro de las partidas generales de costes energéticos. Por ejemplo, el uso de diesel, fertilizantes, herramientas, electricidad, etc. Para el AE se utilizaron los siguientes indicadores vinculados al output, input y eficiencia energética: *Consumo Total de Energía* ($CTE = ED + EI + EC$); *Consumo total de Energía no Renovable* ($CTEnr = EDnr + EInr + ECnr$); *Intensidad Energética* ($IE = CTE \times UGM^{-1}$); *Balance de Energía* ($BE = OE \times CTE^{-1}$); *Balance de Energía no Renovable* ($BEEnr = OE \times CTEnr^{-1}$). El reemplazo de estiércol constituye el output más importante en ganadería, por ello, se ha optado por hacer dos estimaciones del output: una utilizando sólo los productos para consumo humano, leche y carne, (OE1) y otra teniendo en cuenta el output total (OE2 = OE1 + Estiércol). Los coeficientes utilizados para la valoración del output e input energéticos se han tomado de Pérez Neira et al. (2013a y 2013b).

3. Resultados y Discusión

El gasto total de energía se estimó en 18,8 GJ/UGM para el vacuno, 29,9 GJ/UGM para el caprino y 11,6 GJ/UGM para el ovino. El input energético más importante en todas las especies estaba relacionado con la alimentación (78%, 77% y 68% del total de energía para el vacuno, caprino y ovino, respectivamente). Los siguientes inputs energéticos fueron el consumo de gasoil para maquinaria, el gasto en maquinaria en sí y la electricidad, siendo este último importante sólo para el ganado caprino debido al ordeño. El resto de inputs energéticos tuvieron poca importancia. Si analizamos el gasto energético en base al uso de energía no renovable, ésta no supuso un gasto mayoritario en ninguna de las especies (36%, 37% y 30% para el vacuno, caprino y ovino,

respectivamente). En el caso del vacuno y del caprino, la alimentación animal siguió siendo la partida más importante, pero con un peso relativamente menor (45 y 51% del total, respectivamente). Este gasto está relacionado con el consumo de combustibles fósiles asociados a la producción de los alimentos consumidos por la ganadería. Sin embargo, para el ovino el gasto en energía no renovable más importante vino dado por el gasoil (81%) y el gasto en maquinaria (13%), debido a que en este caso la mayoría de la alimentación suministrada fue producida en la propia explotación.

El vacuno y el ovino tienen una clara orientación cárnica, correspondiendo el 58% del OE1 a la carne en el caso del vacuno, y el 99% en el caso del ovino. Sin embargo, la explotación caprina tiene una clara orientación lechera, correspondiendo el 80% del OE1 a la leche.

Tabla 1. Eficiencia energética no considerando (1) y considerando (2) el estiércol, de las tres explotaciones de rumiantes estudiadas (media para los años 2011 y 2012)

Indicadores*	Vacuno	Caprino	Ovino
OE1 (GJ/UGM)	0,81		0,29
OE2 (GJ/UGM)	9,2	9,2	6,3
BE1	0,04	0,10	0,03
BE2	0,49	0,31	0,55
BE nr1	0,12	0,24	0,08
BE nr2	1,36	0,84	1,81

*BE=Output energético/Consumo total de energía; BEnr=Output energético/Consumo total de energía no renovable

En la Tabla 1 se muestran los resultados en relación al Balance energético. Se observa como los resultados mejoran sustancialmente cuando se considera el estiércol como output energético (una diferencia del 92% para vacuno, 68% para caprino y 94% para ovino del BE1 con respecto al BE2). Así mismo, los resultados mejoraron al estimar los resultados en términos de energía no renovable.

4. Conclusión

El gasto energético más importante de la ganadería es el de la alimentación, por lo que un aspecto positivo de la ganadería pastoral en relación a la intensiva, es la disminución de la dependencia energética mediante la sustitución de los alimentos aportados en el pesebre (fundamentalmente concentrados) por los alimentos que los animales obtienen directamente del pastoreo. Se observó una gran diferencia en los resultados del AE al incluir o no el estiércol como output energético. En este sentido, otro aspecto positivo de la ganadería ligada a la agricultura o al aprovechamiento de zonas pastables cercanas, es el poder hacer un aprovechamiento del estiércol sin necesidad de realizar un gasto extra de energía, por ejemplo, con el transporte. Para poder entender el funcionamiento energético de la ganadería ecológica extensiva, el análisis no puede quedar en la mera producción de alimentos para el consumo humano, sino que se deben incorporar a los outputs energéticos los beneficios ambientales derivados de esta ganadería, como es el aprovechamiento del estiércol como fertilizante en agricultura y/o la fertilización natural de nuestros sistemas forestales o pastoriles.

Referencias

- Gliessman S. 2000. Agroecology: Ecological process in Sustainable agriculture. Lewis Publishers.
 Pérez-Neira D., Soler-Montiel M. Simón-Fernández X., 2013a. Energy Analysis of Organic Agriculture in Andalusia (Spain). J. Agroecol Sustain. Food Syst. 37, 231-256.
 Pérez-Neira D., Soler-Montiel M. Simón-Fernández X., 2013b. Energy indicators for organic livestock production: a case study from Andalusia. J. Agroecol Sustain. Food Syst. Aceptado.
 Pimentel D. Pimentel, M. 1996. Food, Energy and Society. (2ª edición), Colorado. USA. pss 849.

PROPUESTA METODOLOGICA PARA EL ANÁLISIS DEL COMPORTAMIENTO ENERGÉTICO DE LOS SISTEMAS CAPRINOS

Gutiérrez-Peña R.^a, Pérez-Neira D.^b, Mena Y.^a, Soler Montiel M.^a

^a Universidad de Sevilla. Ctra. de Utrera, km. 1 41013, Sevilla

^b Universidad Pablo de Olavide. Ctra. de Utrera, km. 1 41013, Sevilla.

1. Introducción

En el contexto actual de cambio climático y escasez energética, los estudios energéticos toman gran importancia en la toma de decisiones en agricultura y ganadería, como indicadores de sostenibilidad ambiental, eficiencia y viabilidad técnico-productiva. Estos análisis energéticos (AE) se han centrado en el estudio del comportamiento de la agricultura y en escasa medida de la ganadería. Sin embargo, los indicadores energéticos derivados del análisis de la agricultura esconden la complejidad del comportamiento energético de la ganadería pastoral entendida como una actividad integrada en los espacios naturales y en coexistencia con la agricultura. Además, la metodológica utilizada puede hacer variar enormemente los resultados, especialmente aquellos que están relacionados con la alimentación animal y la producción de estiércol. Por tanto, es necesario un enfoque multidisciplinar capaz de adaptar indicadores específicos que den cuenta de la complejidad energética de la ganadería, y particularmente, de los sistemas pastorales.

2. Materiales y Métodos

La propuesta metodológica presentada en este trabajo tiene carácter general para el estudio y análisis del comportamiento energético de los sistemas ganaderos. Con el objetivo de ilustrar los resultados obtenidos, se realizó un estudio de caso una explotación caprina pastoral.

Los límites del sistema fueron definidos mediante cinco niveles analíticos: el nivel 0 se correspondió al output energético medido por la producción bruta ganadera; el nivel 1 cuantificó el consumo de Energía Directa dentro de la explotación; el nivel 2 el consumo de Energía Indirecta, es decir, el coste energético de producir los inputs empleados durante el proceso productivo; en los niveles 3 y 4 se cuantificó la Energía proporcional consumida por el Capital Fijo, en concreto, el consumo de energía asociado a la amortización de la maquinaria (nivel 3) y el mantenimiento y reparaciones del capital fijo (nivel 4).

Para representar el output energético (EO) de la ganadería caprina, se seleccionaron tres indicadores: 1) EO_a = leche+ carne; 2) EO_b = EO_a + Reempleo de Estiércol y 3) EO_c = EO_a + Estiércol total. En el primero se contabilizó solamente el output energético comestible en forma de leche y carne, en el segundo se tuvo en cuenta además la energía del estiércol que puede ser recolectado y reutilizado en la propia explotación o fuera y en el tercero se recogió la producción energética ganadera en su totalidad.

Se han propuesto una serie de indicadores relacionados con la alimentación animal, adicionales a los utilizados convencionalmente en agricultura (Daalgard, 2001; Pimentel, 2006: **1**) Eficiencia Energética de la Alimentación (EEA) = Output /Energía Bruta de la Alimentación con Coste de Oportunidad; **2**) Dependencia Energética de la Alimentación (DEA) = EB Alimento/Necesidades de EB del rebaño x 100; **3**) Aporte Energético del Pastoreo (AEP) = (Necesidades – EB alimento)/Necesidades*100; **4**) Coste Energético Evitado Pastoreo (CEE_p) = AEP + Energía Indirecta del AEP. El indicador EEA se calculó en base a las tres definiciones de output energético: EEAA, mide la eficiencia de transformación en carne y leche; EEAB mide la eficiencia de transformación en energía utilizada directamente; y EEAC mide la eficiencia en términos de energía potencialmente utilizable. El indicador DEA mide la dependencia energética causada por la compra de alimentos para el ganado en relación con las necesidades de energía de los animales. El indicador AEP permite estimar las necesidades energéticas de la ganadería que han sido cubiertas por el pastoreo. Esto resulta de gran interés para el análisis de la sostenibilidad de la ganadería con diferentes grados de intensificación ya que, en ausencia del pastoreo, el aporte energético de este debe ser cubierto en base a aportes externos a la explotación dando, por tanto, un coste

energético “evitado” (CEEP) que estará constituido tanto por la energía directa (ED) que habría que aportar en el alimento, como por la energía indirecta (EI) necesaria para generar dicho alimento. Para poder estimar esta EI es necesario establecer ciertos supuestos de sustitución, es decir, lo que implica que la estimación de este coste energético evitado será específica en función del contexto y el grado de intensificación de la explotación. En el caso de estudio, gracias a estudios previos en la zona, se sabe que los ganaderos menos pastorales aportan la misma cantidad de concentrado y más forraje, por lo que la sustitución se ha realizado en base a forraje de acuerdo a las frecuencias obtenidas en la zona (35% heno, 15% paja, 40% alfalfa deshidratada y 9% otros subproductos) obteniéndose que por cada MJ de ED son necesarios 0,5 MJ de EI.

3. Resultados y Discusión

Podemos observar (Tabla 1) cómo la eficiencia energética de la alimentación animal con coste de oportunidad para la alimentación humana, es de 0,23, es decir, por cada MJ de alimentación que entra en el sistema, éste produce 0,23 MJ de producto animal. Sin embargo, al tener en cuenta el estiércol este ratio se incrementa hasta alcanzar 0,76.

Tabla 1. Principales indicadores de eficiencia y productividad energética

Indicadores	Unidad	Resultados
Total Inputs*	MJ UGM ⁻¹	55.561
OEa	MJ UGM ⁻¹	7.658
OEb	MJ UGM ⁻¹	10.385
OEc	MJ UGM ⁻¹	25.362
EEAa	-	0,23
EEAb	-	0,31
EEAc	-	0,76
DEA	%	56,6
AEP	MJ UGM ⁻¹	25.628
	MJ litro ⁻¹	10,7
CEEp	MJ UGM ⁻¹	38.555
	MJ litro ⁻¹	16,1

*Principales inputs (%): ED Alimentación Animal, 60,1; EI Alimentación Animal, 19,7; Maquinaria, 12,9.

El DEA mide el grado de autonomía alimentaria del ganadero expresando el % de necesidades de las cabras que son cubiertas con recursos externos a la explotación y con un coste económico alto y de escasa estabilidad, disminuyendo la capacidad de resiliencia de la explotación conforme este indicador aumenta. El 43% de estas necesidades son cubiertas por el pastoreo e implican un total de 38,5 GJ/UGM lo que, en esta explotación, equivale al 70% del total de la energía consumida.

4. Conclusión

La ganadería basada en pastoreo implica un importante ahorro energético asociado a la alimentación, suponiendo el pastoreo, en el caso de estudio, un coste energético evitado equivalente al 70% de la energía total consumida. Para poder realizar un análisis energético completo de la ganadería pastoral hay que optar por metodologías permitan captar las especificidades ambientales y económicas derivadas de este pastoreo. Para ello, es necesario disponer de indicadores adecuados en los que tome importancia el modo de alimentación animal, así como la producción de estiércol como output energético.

Referencias

Dalgaard T., Halberg N. and Porter J. 2001. A model for fossil energy use in Danish agriculture used to compare organic and conventional farming. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 87, 51-65.

Pimentel D. 2006. Impacts of Organic Farming on the Efficiency of Energy Use in Agriculture. In: *Efficiency of Energy Use SSR, The Organic Center State of Science Review*.

IN VITRO-IN VIVO COMPARISON OF THE EFFECTS OF ETHYL-3-NITROOXY PROPIONATE AND 3-NITROOXYPROPANOL ON METHANE EMISSIONS BY SHEEP

Martínez-Fernández, G.^a Abecia, L.^a, Arco-Pérez A.^a, Martín-García A.I.^a, Yáñez-Ruiz, D.R.^a

^a Estación Experimental del Zaidín, CSIC, Profesor Albareda, 1, 18808, Granada

1. Introduction

The production of CH₄ represents an energy loss comprised between 2 and 12 % of the dietary gross energy and contributes significantly to the total anthropogenic greenhouse gases emissions (Hristov et al., 2013). The development of new feed additives (mainly based on plant extracts) to decrease methane production within the rumen has attracted research efforts over the last 20 years. The results remain variable and contradictory (Benchaar and Greathead, 2011), hereby restricting the uptake and use of these new compounds in the animal feeding market. The reasons behind such restriction may be related to a number of factors amongst which the lack of persistency of the effects when they are tested in vivo due to the adaptation of the microbial ecosystem, the variability in concentration of active compounds in plant extracts, the stability of the active compound within the rumen and the side effects compromising overall ruminal fermentation. The development of synthetic compounds with activity specific to metabolic pathways essential to ruminal archaea has recently shown promising results. This may overcome the restrictions associated to the use plant derived compounds. The methyl-CoM reductase catalyzes the last step of reduction of CO₂ to CH₄ by hydrogenotrophic methanogenic archaea. Preliminary observations, using an in silico screening approach (Halgren et al., 2004) identified some nitrooxy carboxylic acids with a potential to dock into the active site of methyl-CoM reductase.

Therefore, the present study was designed to investigate the effects of ethyl-3-nitrooxy propionate (**E3NP**) and 3-nitrooxypropanol (**3NP**), on antimethanogenic activity in vitro and in vivo,

2. Material and Methods

Two experiments were conducted, one in vitro and one in vivo. The in vitro batch culture trial tested two doses of E3NP (25 and 50 µM) and ENP (33 and 66 µM) as described by Martínez-Fernández et al. (2013). Bromochloromethane (BCM) was used as positive control. In the in vivo trial, nine adult non-pregnant sheep with permanent rumen cannula and fed with alfalfa hay and oats (60:40), were treated with ethyl-3-nitrooxy propionate and 3-nitrooxypropanol at one dose (100 mg/animal per day) over 30 days. On day 14 and from 29 to 30 methane emissions were recorded in respiration chambers as described by Abecia et al. (2012).

3. Results and Discussion

The results obtained in the in vitro trial showed a potent antimethanogenic activity of E3NP and 3NP. The extent of inhibition of CH₄ production by BCM, E3NP and 3NP (86-96 %) is equivalent to that reported by Goel et al. (2009) in batch culture using BCM (89-94 %). Both compounds decreased methane production per kg of DMI, with similar VFA profile to that obtained in experiment 2 at dose 50. The reduction on methane production observed at d 14 persisted on d 29 and 30, which suggests no rapid adaptation of the microbial ecosystem to revert the antimethanogenic activity. A standard 14 d period is used in most of in vivo studies to allow the rumen ecosystem to adapt to the tested treatment. However, recent observations suggest that methanogenic archaea community in the rumen needs a period of around one month to fully adapt to changes in the rumen environment (Williams et al., 2009). In this study both compounds showed effect over a month treatment in methane emissions that was further confirmed by a shift in the fermentation pattern. Indeed the effectiveness in the persistency of synthetic compounds to decrease methane emissions vary in the literature when in vitro results are further tested in vivo. The reduction in methane production observed in vivo (29 %) was not as high as that obtained in vitro (95%). It was however similar to the decrease (30 %) achieved in our group with dairy goats

treated over 2 months using BCM supplied at 247 μM in the rumen (Abecia et al., 2012). Similar differences between *in vitro* and *in vivo* studies have been observed by Mohammed et al. (2004) using Japanese horseradish oil, who reported substantially greater inhibitions of methane production *in vitro* (89%) than *in vivo* (18.7%). The discrepancy in the extent of effectiveness with similar doses may be explained by a number of factors: i) the compounds were provided in two pulses through ruminal cannula coinciding with feeding times and not mixed with the ration; ii) the degradation rate of the active compounds, if a degradation takes place, may differ *in vitro* and *in vivo*; iii) there is a decrease in microbial densities and changes in bacterial community structure when rumen content is processed prior inoculation *in vitro*, iv) potential wash out of the rumen and/or absorption through the rumen wall of the compounds.

Table 1. Effect of the inclusion of two doses of BCM, E3NP and 3NP on gas production, total volatile fatty acids, acetate:propionate and methane production after 24 hour *in vitro* fermentation in batch culture

	Control	SEM	P-value	E3NP		SEM	P-value	3NP		SEM	P-value
				25	50			33	66		
Gas production, ml	83.9	4.56	0.862	85.3	82.0	5.12	0.801	84.5	85.3	3.98	0.679
Total VFA, mM	30.7	1.6	0.952	29.0	27.5	0.7	0.210	28.6	29.6	0.7	0.479
C2/C3	3.47 ^a	0.07	0.002	2.34 ^b	2.28 ^b	0.06	0.001	2.32 ^b	2.40 ^b	0.08	0.002
Methane, μmol	389 ^a	13	0.001	36 ^b	19 ^b	14	0.001	54 ^b	18 ^b	15	0.001

Table 2. Effect of the addition of E3NP and 3NP (100 mg/animal/d) on body weight, DMI and methane emissions by sheep measured after 14 and 29-30 d of treatment

Item	d 14			d 29-30			SEM	P-value		
	Control	E3NP	3NP	Control	E3NP	3NP		Additive	Time	AxT
BW, kg	44.6	44.1	43.9	44.3	44.0	43.6	1.7	0.280	0.723	0.700
DMI, kg	0.819	0.848	0.870	0.840	0.938	0.899	0.041	0.172	0.120	0.375
CH ₄ L/d	24.3	21.8	19.7	22.3	20.6	18.8	1.7	0.137	0.323	0.876
CH ₄ L/DMI	30.0	25.6	22.3	27.4	21.5	20.9	1.8	0.003	0.043	0.618

4. Conclusion

Both molecules tested in this study, E3NP and 3NP, showed potential to be used as antimethanogenic additives in the diet of ruminants. The decrease in methane emissions observed *in vivo* was lower than that *in vitro*, but persisted over the entire experimental period (one month) and was not associated to a reduction of archaeal biomass. It also did not appear to compromise rumen fermentation and intake. This would need to be confirmed in producing animals. A more sustained supply of the compound to the rumen (i.e. mixed with diet) and longer-term studies deserve further investigation.

References

- Abecia, L., et al. 2012. J. Dairy Sci. 95:2027-2036.
 Benchaar, C. and H. Greathead. 2011. Anim. Feed Sci. Technol. 166-167:338-355.
 Halgren, T. A., et al. 2004. J. Medic. Chem. 47:1750-1759.
 Hristov, A. N., et al. 2013. J. Anim. Sci. 91:5045-5069.
 Mohammed, N., et al. 2004. Effect of Japanese horseradish oil on methane production and ruminal fermentation *in vitro* and *in steers*. J. Animal Sci. 82:1839-1846.
 Williams, Y. J., S. et al. 2009. A vaccine against rumen methanogens can alter the composition of archaeal populations. Appl. Environm. Microbiol. 75:1860-1866.

AN OVERVIEW OF FP7-SOLID PROJECT (SUSTAINABLE AND LOW INPUT DAIRYING). A RAPID SUSTAINABILITY ASSESSMENT.

Abecia, L.^a, Rufino, P.^a, Martín-García A.I.^a, Yáñez-Ruiz, D.R.^a

^a Estación Experimental del Zaidín, CSIC, Profesor Albareda, 1, 18008, Granada

1. Introduction

Organic and low-input dairy farming systems are increasingly noted as delivering multifunctional benefits to the agricultural industry and society but technical and economic constraints prevent widespread adoption. SOLID (www.solidairy.eu) will deliver an innovative toolbox of novel methodologies that will contribute to the competitiveness of the dairy industry and increase the effectiveness with which these benefits are delivered. SOLID facilitates the use of breeds and feeding strategies to maintain productivity, improve animal health and welfare while meeting the market requirement for high quality milk. Innovative science and models, combined with a participatory approach, will tackle practical issues, and assess competitive sustainability and integration across a range of scales and geographical contexts. A participatory research and development (PRD) approach is ideally suited to take full account of producers' knowledge and creative potential to develop innovative solutions to the most important problems in the context of the specific farming system. The objective of this report is to present preliminary information on research needs to support improvement of sustainability of organic and low input dairy farms in the EU, which could be addressed with on-farm projects. The report describes the execution and findings of case studies using a rapid sustainability assessment on a total of 10 organic/low input dairy goats farms in Spain.

2. Material and Methods

Sustainability was assessed using the PG (public goods) tool developed at the Organic Research Centre, after some modifications to make it more suitable for use in this task. The PG tool assesses each individual farm across 11 "spurs": Soil Management, Biodiversity, Landscape and Heritage, Water Management, Nutrient Management, Energy and Carbon, Food Security, Agricultural Systems Diversity, Social Capital, Farm Business Resilience, and Animal Health and Welfare. The tool is constructed as an excel workbook with a worksheet for each spur. It makes use of information which the farmer will already have available (e.g. farm accounts, cropping records, animal health plan) resulting in a radar diagram giving a visual impression of the stronger and weaker activities contributing to the sustainability of a farm and can be completed in approximately four hours. The 10 farms were chosen to cover the whole range of systems existing in southern Spain: production in mountains and valleys; more and less selected breeds; purely extensive and semi-extensive; cheese making and milk selling; organic and non-organic.

3. Results and Discussion

The scores obtained from the rapid sustainability assessment in Spain show a high variation, especially for "Food Security", "Fertilizer management" and "Water Management" (Figure 1). The highest scores were obtained for "Animal Health and Welfare", "Farm business resilience" and "Soil Management". The lowest were observed for "Agricultural Systems Diversity" and "Biodiversity".

It is important to point out that the farms selected are based in different areas of south Spain, which include mountains and valleys, arid, semi-arid and temperate weather as well as different marketing strategies. Therefore, it was expected that there would be a range of scores for those spurs strongly linked to the ecosystem where the farm is located.

"Fertiliser Management" also showed a wide range. There were some very high N balance figures (mean 221 kg N/ha) influenced by the relatively small land base of some farms. Some farms exported manure because of their small land area. N fixation rate was low (mean 23.2 kg N/ha) since legumes and clover were not commonly grown. Interestingly, there were also some farms

which imported manure.

Overall, the level of management and planning in feeding and nutrition was very poor and this was discussed at both farmers' workshops. Farmers have become more aware of this weakness as feeds have risen in price over the last few years. As a general observation, the grazing management with regard to maximizing the potential of shrub land, especially in mountain areas was rather good. However, one particular area, which shows great potential for improvement is the supplementation of animals after or during grazing.

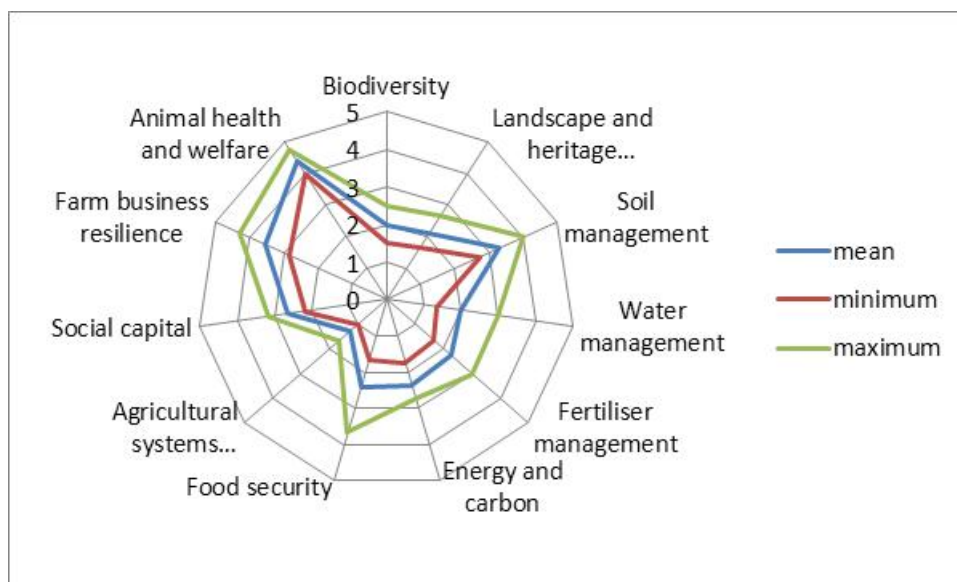


Fig 1. Results of Rapid Assessment of Sustainability of 10 dairy goats farms using the Rapid Assessment Tool

4. Conclusion

The case studies were intended to “set the scene” for organic or low input farms in south Spain and encourage farmers to consider sustainability in its broadest sense, by discussing relative scores, rather than to obtain an “absolute value” for sustainability, or fully representative information for a country. The results were used to help to instigate focussed discussions in farmer workshops. Research needs identified through both steps will form the basis of plans for Participatory Research projects relevant to improving the sustainability of Low Input and Organic dairy farms in the next phase of the SOLID project in seven countries.

EMISIONES DE METANO ENTÉRICO EN CABRAS LECHERAS ALOJADAS EN GRUPO: EFECTO DE LA FUENTE DE CARBOHIDRATOS DE LA DIETA

Estellés, F.^a, Martí, J.V.^a, López, M.C.^a, Fernández, N.^a, Merino, P.^b, Fernández, C.^a

^a Instituto de Ciencia y Tecnología Animal, Universitat Politècnica de València. Camino de Vera s.n. 46022 Valencia.

^b NEIKER-Tecnalia, Instituto Vasco de Investigación y Desarrollo Agrario. Bizkaiko Parke Teknologikoa, 812, 48160 Derio (Bizkaia)

1. Introducción

La contribución de la ganadería a las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) se encuentra entre el 7 y el 18% sobre el total de emisiones dependiendo de la fuente consultada (IPCC, FAO, EPA, etc.). De estas emisiones, los animales rumiantes contribuyen de una forma notable a través de la fermentación entérica. Durante los últimos años la mitigación de estas emisiones de CH₄ se ha convertido en una prioridad científica, traduciéndose en un abanico de técnicas disponibles a día de hoy (Hristov et al., 2013). Uno de pilares que influyen directamente en la reducción de las emisiones de CH₄ entérico en rumiantes es el manejo de la dieta de los animales (Beauchemin et al., 2008). Entre los factores más importantes dentro de la dieta está el tipo de carbohidrato utilizado (cereales, forrajes o subproductos fibrosos). Aunque el empleo de granos de cereales es una estrategia de reducción de las emisiones de CH₄, la inclusión de subproductos fibrosos locales en las dietas en sustitución de cereales, puede llevar a una reducción de costes económicos y ambientales.

Así, el objetivo de este estudio es la determinación de emisiones de CH₄ en cabras lactantes alojadas en grupo y alimentadas utilizando diferentes fuentes de carbohidratos.

2. Materiales y Métodos

Se utilizaron 15 cabras lactantes procedentes de la granja experimental de pequeños rumiantes de la Universitat Politècnica de València, que se distribuyeron en 5 grupos de tres animales homogéneos en peso, edad y producción de leche. Los animales fueron alimentados con tres raciones mixtas compuestas por tres concentrados diferentes y alfalfa en rama (con una relación forraje-concentrado de 33:66) siendo la oferta total diaria por cabra de 2,15 kg de MS/d. Los piensos fueron isoenergéticos, variando fundamentalmente su fuente de carbohidratos. Uno de ellos utilizaba como fuente de carbohidratos la cebada (CEB), mientras que en los otros dos se sustituyó toda la cebada por pulpa cítrica (PCI) y cascarilla de soja (CSO). La sustitución fue total, es decir, un 60% de la cebada se sustituyó por pulpa cítrica, y en la dieta CSO el 60% de la cebada se sustituyó por cascarilla de soja. Se siguió un diseño cruzado en el que todos los grupos pasaron por los tres tratamientos dos veces. La composición química de las raciones se resume en la Tabla 1.

Tabla 1. Composición química de las raciones estudiadas (valores en % sobre MS)

Parámetro	Dieta		
	CEB	PCI	CSO
Materia seca (MS)	90,28	89,56	89,65
Proteína bruta (PB)	14,53	12,00	14,52
Extracto etéreo (EE)	2,53	2,17	4,06
Fibra neutro detergente (FND)	23,31	27,95	47,23
Fibra ácido detergente (FAD)	13,59	20,89	35,47
Lignina ácido detergente (LAD)	3,20	3,68	3,62
Almidón (ALM)	30,40	0,49	0,19
Azúcares+Pectinas (AZU)	2,41	15,01	2,30
UFL (UF/kg)	0,87	0,87	0,87

Se midió la producción de CH₄ y CO₂ de los animales con una cámara dinámica de flujo controlado. Se estableció un caudal de ventilación fijo durante el experimento (85,49±8,68 m³/h). Se midieron las concentraciones de gases a la salida de la cámara cada 5 minutos con un

anizador fotoacústico (INNOVA 1412, Lumasense, Dinamarca). El aire de entrada a la cámara se canalizó desde el exterior de la instalación y se realizaron medidas semanales para determinar su concentración de CO₂ y CH₄.

Se realizó un análisis de la varianza (ANOVA) en el que se analizó el efecto del pienso y el grupo sobre las emisiones de gases utilizando el paquete estadístico STATGRAPHICS 5.1.

3. Resultados y Discusión

La Tabla 2 recoge el resumen de resultados preliminares de las emisiones de CO₂, CH₄ y la relación entre ambos gases obtenidas.

Tabla 2. Producción de GEI (L·d⁻¹·kg^{-0.75}) y error estándar para cada una de las dietas.

Parámetro	Dieta			p-Value	
	CEB	PCI	CSO	DIETA	GRUPO
CH ₄ (L·d ⁻¹ ·kg ^{-0.75})	1,12±0,064 ^a	1,39±0,072 ^b	1,40±0,068 ^b	0,0076	0,1817
CO ₂ (L·d ⁻¹ ·kg ^{-0.75})	15,33±0,825	16,61±0,918	15,26±0,869	0,4728	0,1407
CH ₄ /CO ₂	0,072±0,0026 ^a	0,084±0,0029 ^b	0,091±0,003 ^b	0,0002	0,2650

^{a,b} Superíndices distintos en la misma fila indican diferencias estadísticamente significativas (p<0.05)

De acuerdo a estos resultados, las emisiones de CH₄ se incrementaron aproximadamente un 25% en las dietas en las que se sustituyó el cereal por subproductos fibrosos como fuente de carbohidratos. No se observaron diferencias entre las dos dietas basadas en subproductos. La producción de dióxido de carbono no se vio afectada por la dieta. También se observaron diferencias significativas entre la dieta de cebada y las dietas con subproductos en la relación CH₄/CO₂, siendo más bajo este valor en la dieta CEB. El mayor contenido en almidón de la dieta CEB puede ser la causa de la reducción de las emisiones de CH₄ observada respecto a las otras dos dietas. Pese a las diferencias en el contenido y tipo de fibra observadas entre las dietas PCI y CSO, no se observaron diferencias significativas entre ellas en ninguno de los gases medidos. Es posible que se confundan los efectos relativos al tipo de fibra con la presencia de más azúcares en la dieta PCI (Hristov et al., 2013)

4. Conclusión

Se observó un efecto claro de la dieta sobre las emisiones de metano, siendo éstas un 25% más bajas cuando los animales se alimentaron con la dieta rica en cebada. La diferencia en el contenido de almidón de las dietas pudo ser la causa principal de esta variación.

Agradecimientos

Este trabajo se ha realizado gracias a los fondos pertenecientes al Proyecto INIA RTA2011-00107-C02-02.

Referencias

- Beauchemin, K. A., M. Kreuzer, F. O'Mara, y T. A. McAllister. (2008). Nutritional management for enteric methane abatement: a review. *Australian Journal of Experimental Agriculture* 48, 21–27
- Grainger, C. and Beauchemin, K. A. (2011). Can enteric CH₄ emissions from ruminants be lowered without lowering their production? *Animal Feed Science and Technology* 166-167(0), 308-320.
- Hristov, A.N., Oh, J., Lee, C., Meinen, R., Montes, F., Ott, T., Firkins, J., Rotz, A., Dell, C., Adesogan, A., Yang, W., Tricarico, J., Kebreab, E., Waghorn, G., Dijkstra, J. & Oosting, S. (2013). Mitigation of greenhouse gas emissions in livestock production – A review of technical options for non-CO₂ emissions. Edited by Pierre J. Gerber, Benjamin Henderson and Harinder P.S. Makkar. FAO Animal Production and Health Paper No. 177. FAO, Rome, Italy.

EFFECT OF SOURCE OF DIETARY CARBOHYDRATE ON THE CARBON AND NITROGEN BALANCES OF MANCHEGA EWES

López, M.C.^a, Criscioni, P.^a, Palomares, J.L.^a, Cervera, C.^a, Fernández, N.^a, Merino, P.^b, Fernández, C.^a

^a Instituto de Ciencia y Tecnología Animal. Universidad Politécnica de Valencia, C/ Camino de Vera s/n, 46022, Valencia

^b NEIKER-Tecnalia, Basque Institute for Agricultural Research and Development. Bizkaiko Parke Teknologikoa, 812, 48160, Derio (Bizkaia)

1. Introduction

Worldwide the emission of greenhouse gases (GHGs) from livestock and their impact on global warming are of major concern (Steinfeld et al., 2006). A percentage of substances consumed in the feed are excreted through respiration, feces and urine. Part of these substances lead to increase the concentrations of greenhouse gases (GHGs) in the atmosphere. The principal GHGs involved in this process include carbon dioxide (CO₂), methane (CH₄) and nitrous oxide (N₂O), and among animals, ruminants are the most important emitters of GHGs. Apart from their contribution to anthropogenic GHGs, energy and N losses are two of the most significant inefficiencies in ruminant production systems. CH₄ represents a loss of energy to the animal and varies between 2 to 12% of gross energy (GE) intake (Johnson and Johnson, 1995). Feeding strategies can reduce these losses of nutrients. Besides, the principal driver of N losses from ruminants is N intake. The objective of the present study was to assess the effect of three diets with different carbohydrate sources on C and N balances of ewes.

2. Material and Methods

The study was carried out at experimental farm of Polytechnic University of Valencia. Twelve dry and non-pregnant adult Manchega breed ewes, with similar body weight (57.7 ± 4.0 kg), were used and divided randomly in three groups. Ewes were fed with two different mixed rations which were 30 forage (cereal straw)/70 concentrate. The concentrate of one of them (BRL) was based on barley grain (60% of the concentrate) and the other (SHGF) replaced barley grain with fibrous carbohydrates (soy hulls and gluten feed). Sheep of both groups were offered 1 kg of each mixed ration per day. The third diet was alfalfa hay (ALF diet) and was offered at 1.5 kg per sheep and day. Chemical composition of the diets is shown in Table 1. Diets differed mainly in content of starch. Half of the daily ration was offered at 08:00 and another half at 16:00 h, respectively.

Table 1. Chemical composition (% DM) of diets.

% DM	Diets		
	BRL	SHGF	ALF
Dry matter	89.1	90.1	89.4
Organic matter	93.6	93.3	90.5
Crude protein	16.9	15.8	15.2
Neutral detergent fiber	43.7	50.8	56.5
Starch	26.6	8.6	1.1

Sheep were allocated on individual metabolism cages throughout the experience. After 12 d of adaptation to cages and experimental diets, offered feed, orts and total feces and urine output were recorded daily for each ewe over a period of 5 consecutive days, and samples were collected for chemical analysis. Then, gas exchange was measured individually during 24 h by a head hood designed for small ruminants based on the study of Fernández et al. (2012). At the end, C and N balances were determined for each animal.

3. Results and Discussion

The daily CN balances are shown in Table 2. Both C and N ingested were greater and significant for ALF compared with BRL and SHGF that were similar. Related differences among diets were

obtained in C and N loss in feces, losses due to ALF were higher than losses of BRL and SHGF diets that were close to each other. These greatest losses are due to lower utilization of nutrients of ALF diet, since it is more fibrous and less digestible. There were not significant differences among treatments for N lost in urine, however ALF diet significantly increased C excreted in urine more than other two diets. Furthermore, in the case of C there are other additional losses as CO₂ and CH₄. The CO₂ losses did not show clear differences among forage and concentrate based diets. However, the CH₄ losses increased with higher level of fiber. Regards to C and N retained, no significant differences were observed among treatments, although the C balance with ALF diet was slightly negative.

Table 2. Daily carbon and nitrogen balances (g/kg BW^{0.75}) in Manchega sheep (n=12) according to the type of diet.

g/kg BW ^{0.75}	Diets			SEM	P-value
	BRL	SHGF	ALF		
C balance					
C intake	18.07 ^a	18.16 ^a	25.56 ^b	1.132	0.0004
C feces	4.15 ^a	4.39 ^a	12.26 ^b	1.146	<0.0001
C urine	0.53 ^a	0.50 ^a	0.92 ^b	0.066	0.0054
C CO ₂	10.32 ^{ab}	9.63 ^a	11.42 ^b	0.275	0.0128
C CH ₄	0.72 ^a	0.92 ^{ab}	1.05 ^b	0.051	0.0111
C retained	2.35	2.71	-0.09	0.524	0.0599
N balance					
N intake	1.14 ^a	1.08 ^a	1.39 ^b	0.046	0.0052
N feces	0.29 ^a	0.33 ^a	0.50 ^b	0.031	0.0030
N urine	0.28	0.32	0.33	0.030	0.7960
N retained	0.57	0.43	0.56	0.056	0.5652

The N efficiency ($N_{\text{retained}} / N_{\text{intake}}$) and N losses in urine ($N_{\text{urine}} / N_{\text{intake}}$) were similar among diets (0.4 and 0.3, respectively). However $N_{\text{feces}} / N_{\text{intake}}$ was greater for ALF (0.36) than BRL (0.25) following the same tendency for $C_{\text{feces}} / C_{\text{intake}}$ (0.48 vs. 0.23 in ALF and BRL, respectively). Urinary N is more susceptible to losses than fecal N (Dijkstra et al., 2013), although in our study feces were more affected by the type of diet than urine, probably due to the type of carbohydrate (forage vs. mixed diets) and the physiological stage of ewes (dry and not pregnant).

4. Conclusion

A forage-only diet increases the amount of C and N excreted in feces and urine, compared to the use of concentrated mixed diets. Large variation in C and N utilization present an opportunity to manipulate diets to improve CN efficiency.

Acknowledgements

This study was supported by INIA Project (ref. RTA2011-00107-C02-02).

References

- Dijkstra J., Oenema O., van Groenigen J.W., Spek J.W., van Vuuren A.M. and Bannink A. 2013. Diet effects on urine composition of cattle and N₂O emissions. *Animal*. 7, 292-302.
- Fernández C., López M.C. and Lachica M. 2012. Description and function of a mobile open-circuit respirometry system to measure gas exchange in small ruminants. *Animal Feed Science and Technology*. 172, 242-246.
- Johnson K.A. and Johnson D.E. 1995. Methane emissions from cattle. *Journal of Animal Science*. 73, 2483-2492.
- Steinfeld H., Gerber P., Wassenaar T., Castel V., Rosales M. and de Haan C. 2006. *Livestock's long shadow: environmental issues and options*. FAO, Rome, Italy.

EFFECT OF SOURCE OF DIETARY CARBOHYDRATE ON THE ENERGY BALANCE AND METHANE PRODUCTION OF MANCHEGA EWES

López, M.C.^a, Criscioni, P.^a, Moya, V.J.^a, Cervera, C.^a, Estellés, F.^a, Pérez-Baena, I.^a, Piquer, O.^b, Fernández, C.^a

^aInstitute for Animal Science and Technology. Universidad Politécnica de Valencia, Camino de Vera s/n, 46022, Valencia

^bDepartment of Animal Production. Universidad Cardenal Herrera CEU, Avd. Seminario s/n, 46113, Moncada (Valencia)

1. Introduction

Among animals, ruminants are the primary emitters the CH₄. Methane is an end product of rumen fermentation during the digestion of feed. Methane represents a significant energy loss to the animal ranging from 2% (concentrate diet) to 12% (grazing diet) of gross energy (GE) intake (Johnson and Johnson, 1995). Many factors influence CH₄ emissions from ruminants such as the level of feed intake, the type of carbohydrate on the diet or feed processing. It is claimed that forage-based diets generally result in considerably higher enteric CH₄ formation than mixed or concentrate-based diets. The objective of the present study was to assess the effect of three diets with different carbohydrate sources on energy (E) balance and CH₄ production of ewes.

2. Material and Methods

The study was carried out at experimental farm of Polytechnic University of Valencia. Twelve dry and non-pregnant adult Manchega breed ewes were used and divided randomly in three groups. The diets used (BRL, SHGF and ALF) and the experimental procedures were previously described by López et al. (2014). E balance was determined for each sheep. Furthermore, ruminal fluid samples were collected by stomach tube before the morning feeding. A sample of each diet was obtained from the mixture of rumen fluid of sheep in each group.

3. Results and Discussion

Table 1 shows the daily energy balance and CH₄ production of the ewes. Sheep fed with ALF diet had greater ($P < 0.05$) energy intake because of the higher DMI. Higher energy intake and dietary fiber of ALF diet were concomitantly accompanied with higher fecal energy losses ($P < 0.05$). Urine energy losses were not significant among diets, but increased with increasing the amount of fibrous carbohydrates of the diet. The energy loss in methane was statistically different ($P < 0.05$) between BRL and ALF (39.7 and 58.0 kJ/kg BW^{0.75}, respectively). SHGF presented an intermediate value to the other diets. The ME intake was not different among three groups, with an average value of 499.3 kJ/kg BW^{0.75}.

Table 1. Daily energy balance and methane production of Manchega sheep (n=12) according to the diet.

	Diets			SEM	P-value
	BRL	SHGF	ALF		
Energy balance, kJ/kg BW ^{0.75}					
GE _{intake}	785.5 ^a	801.0 ^a	1009.9 ^b	35.13	0.0035
E _{feces}	212.1 ^a	213.6 ^a	444.6 ^b	34.00	<0.0001
E _{urine}	19.9	25.8	33.8	4.17	0.4673
E _{methane}	39.7 ^a	50.8 ^{ab}	58.0 ^b	2.84	0.0111
ME _{intake}	513.8	510.7	473.5	14.32	0.5301
Methane index					
g CH ₄ /d	14.93 ^a	19.22 ^b	21.30 ^b	0.928	0.0016
g CH ₄ /kg OM _{digested}	24.09 ^a	30.62 ^{ab}	34.06 ^b	1.701	0.0325
kJ CH ₄ /kJ GE _{intake} , %	5.04	6.35	5.80	0.264	0.0950

GE: gross energy; ME: metabolizable energy; OM: organic matter.

The CH₄ emission from the sheep enteric fermentation is shown in Table 1. Significant differences ($P < 0.05$) were found for daily CH₄ production; greater for ALF and SHGF (20.3 g/d, on average)

than BRL (14.9 g/d). Crutzen et al. (1986) mentioned methane emission rates per sheep and day range between 13.7 and 21.9 g/day. CH₄ production declines if starch or digestible nutrients escaping rumen fermentation replace protein in the diet, but rise if dietary fiber levels increase. When CH₄ was related to OM digested, ALF diet also had a higher value than BRL diet (about 10 g CH₄/kg OM digested higher), indicating more fermentative activity is taking place in diet ALF. However, no significant differences ($P < 0.10$) were observed when CH₄ was expressed over GE intake (Y_m), obtaining an average value of 5.7%. So, Y_m is not taking into account rumen fermentation activity.

Rumen fermentation parameters obtained are shown in Table 2. The average rumen pH never fell below 6.2, so the values obtained can be considered sufficiently high to maintain normal rumen fermentation.

Table 2. Ruminal parameters of Manchega sheep (n=12) according to the type of diet.

	Diets		
	BRL	SHGF	ALF
pH	7.30	7.22	7.75
Ammonia N, mg/dL	22.80	17.81	14.67
Total VFA, mmol/L	36.49	37.46	37.19
VFA, mmol/L			
Acetic	23.47	26.43	27.49
Propionic	6.70	5.80	4.81
Butyric	3.55	3.15	2.71

VFA: volatile fatty acids.

The forage type diet (ALF) was the cause of the greater pH than in BRL and SHGF diets. Sheep fed BRL diet showed higher ammonia N production than fed SHGF diet. Differences were found in major volatile fatty acids (VFA). Acetic acid increased 4.0 mmol/L to increase the level of dietary fiber (from BRL to ALF diet), but propionic and butyric acids decreased in 1.9 and 0.8 mmol/L, respectively. According to Bannink et al. (2010), types and dietary proportions of carbohydrates are largely affecting ruminal fermentation conditions (especially pH), VFA profile and, alongside CH₄ formation, as is demonstrated in this work.

4. Conclusion

The different carbohydrate sources and type of diet (alfalfa vs. mixed diets) affected the energy balance. So, E losses in feces and CH₄ were greater with the more fibrous diet. Increasing the fiber content of the diet increases the production of acetic acid in the rumen and, consequently, the production of enteric CH₄ (5 g/d in ALF vs. BRL diet).

Acknowledgements

This study was supported by INIA Project (ref. RTA2011-00107-C02-02).

References

- Bannink A., Smits M.C.J., Kebreab E., Mills J.A.N., Ellis J.L., Klop A., France J. and Dijkstra J. 2010. Simulating the effect of grassland management and grass ensiling on methane emission from lactating cows. *Journal of Agriculture Science*. 148, 55-72.
- Crutzen P.J., Aselmann I., and Seiler W. 1986. Methane production by domestic animals, wild ruminants, other herbivorous fauna, and humans. *Tellus*. 38B, 271-284.
- Johnson K.A. and Johnson D.E. 1995. Methane emissions from cattle. *Journal of Animal Science*. 73, 2483-2492.
- López M.C., Criscioni P., Cervera C., Fernández N., Merino P., Fernández C. 2014. Effect of source of dietary carbohydrate on the carbon and nitrogen balances of Manchega ewes. *Proceedings of the III Workshop. REMEDIA*. 10th-11st April. Valencia, Spain.

CUANTIFICACIÓN DE NIVELES DIARIOS DE METANO Y POST INGESTIÓN EN OVEJAS MANCHEGAS CON TRES TIPOS DE DIETA

Criscioni, P.^a; López, M.C.^a; Ibáñez, C.^a; Martí, J.V.^a; Estellés, F.^a; García-Diego, F.^b; Fernández, C.^a

^a Instituto de Ciencia y Tecnología Animal, Universitat Politècnica de València. Camino de Vera s/n. 46022 Valencia.

^b Departamento de Física Aplicada, Universitat Politècnica de València. Camino de Vera s/n. 46022 Valencia

1. Introducción

La producción de Metano (CH₄) entérico constituye una pérdida energética para el rumiante que representa entre el 2 y el 12% de la energía bruta consumida (Johnson y Johnson, 1995). La producción de CH₄ por los rumiantes se deriva de manera natural del proceso digestivo en éstos, pero constituye una pérdida de energía y contribuye a las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI), por lo que ha aumentado el número de investigaciones a fin de reducir la metanogénesis ruminal. La reducción de las emisiones de CH₄ entérico en rumiantes está basada principalmente en la manipulación de la dieta de los animales (Beauchemin *et al.*, 2008). Uno de los factores más importantes dentro de la dieta es el tipo de carbohidrato; grano de cereal, forraje o subproducto fibroso. El objetivo de este trabajo es cuantificar *in vivo* la evolución diaria de la producción de CH₄: litros de CH₄/animal/día, y Post Ingestión, con diferentes tipos de dietas.

2. Materiales y Métodos

Se utilizaron datos de ovejas Manchegas alimentadas con tres tipos de dietas según describe López *et al.* (2014); BRL, SHGF y ALF. Se midió la producción de CH₄ y CO₂ por calorimetría indirecta de circuito abierto. Los registros de los gases se obtenían cada minuto. Para calcular la cantidad de Metano-día se realizó la integral de la curva de Metano en periodos determinados para cada animal. La integral de la curva está basada en el método de los trapecios. La sumatoria de estas áreas de trapecios se puede aproximar a la integral que representa el área bajo la curva, según la siguiente ecuación:

$$MET\alpha_{día} = \frac{1}{60} \cdot \sum_{i=h_{\alpha}}^{n_{\alpha}} meta_i \cdot \Delta t\alpha_i$$

Donde $MET\alpha_{día}$ representa la cantidad de Metano-día expedido por el animal de código α ; $meta_i$ es una serie temporal de cada animal de valores de Metano medidos a intervalos $\Delta t\alpha_i$ de un minuto, durante 24 horas (h). Para el caso de medir Metano en un intervalo de tiempo dado, h_{α} representará el minuto de inicio de la hora determinada, y n_{α} el minuto final. Para este caso la diferencia ($h_{\alpha} - n_{\alpha}$) fue de aprox. 3 h.

3. Resultados y Discusión

Tabla 1. Cantidad de Metano producido por día y en el periodo de Post Ingestión con tres tipos de dieta.

α	kg PV	Tiempo Post Ingestión (h)	Met Post Ingestion	MET día
547(BRL)	51,0	15:47 - 18:47	2,70 L/d	23,97 L/d
559(BRL)	55,0	15:43 - 18:43	3,68 L/d	18,26 L/d
557(SHGF)	50,5	15:47 - 18:47	4,30 L/d	25,50 L/d
561(SHGF)	58,5	15:39 - 18:00	4,15 L/d	12,5 L/d *
560 (ALF)	49,0	15:44 - 18:44	4,89 L/d	30,25 L/d
545(ALF)	63,0	15:39 - 18:39	4,37 L/d	27,31 L/d

*La medición se realizó solo durante 10 h. Aprox. (hasta las 18:00h)

Como se puede observar en la Tabla 1 la producción de CH₄ es mayor en la dieta ALF, seguido de la dieta SHGF y menor en BRL, la misma tendencia se observa en el periodo de Post Ingestión

(Figura 1). Es decir, cuanto más fibrosa es la dieta mayor es la producción de CH₄. Existen diferencias en la producción de CH₄ entre animales de la misma dieta (a excepción de 561 de SHGF cuyo periodo de medición fue menor). Blaxter en 1964, encontró que un incremento en el nivel de alimentación implica un descenso en la producción de Metano.

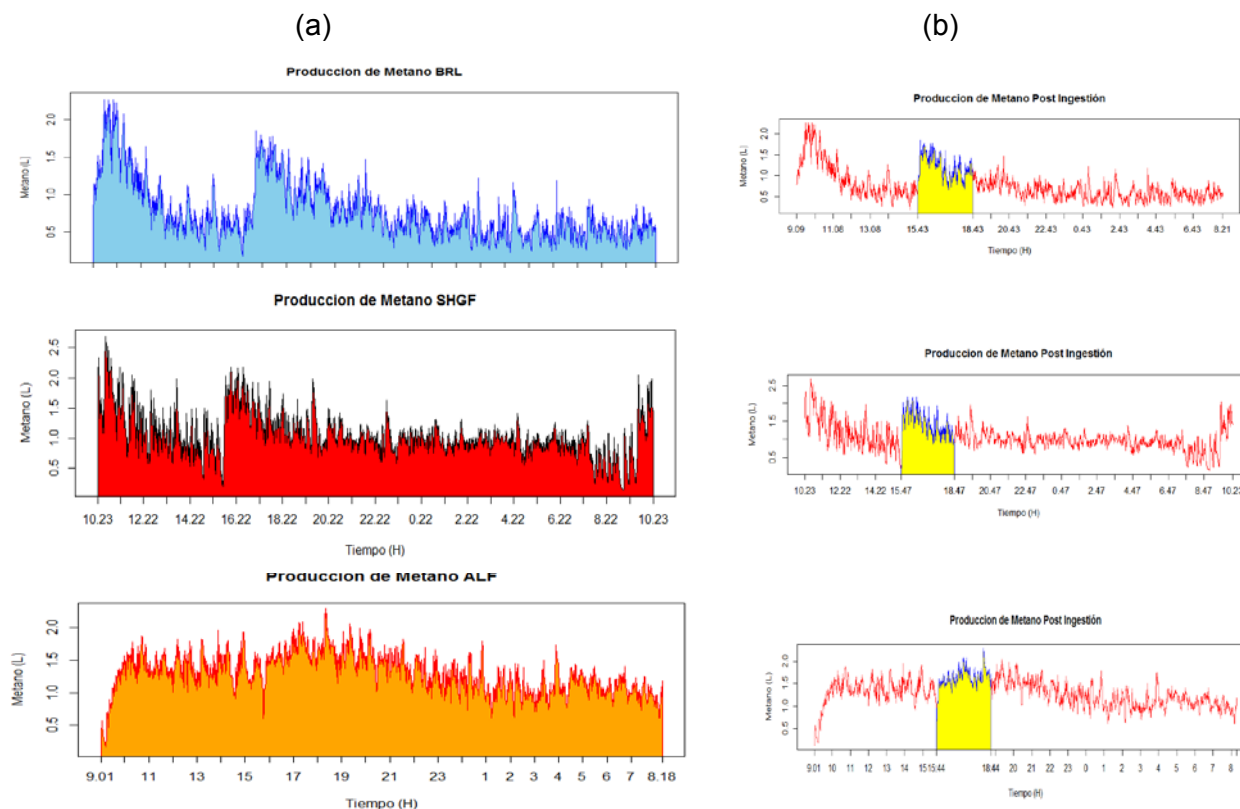


Fig 1. Producción total de Metano por día (a) y en el periodo de Post Ingestión (b) con tres tipos de dietas.

4. Conclusión

El tipo de carbohidrato ha afectado a la producción de CH₄ en ovejas en mantenimiento. Hemos observado claras diferencias cuando la dieta es solo forraje frente a raciones mixtas, y dentro de ellas diferencias también cuando la principal fuente energética es un grano de cereal o una mezcla de subproductos fibrosos.

Referencias

- Beauchemin, K. A., Kreuzer, M., O'Mara, F. and McAllister, T. A. 2008. Nutritional management for enteric methane abatement: a review. *Australian Journal of Experimental Agriculture* 48, 21–27.
- Blaxter, K.L. and Clapperton, J.L. 1965. Prediction of the amount of methane produced by ruminants. *British Journal of Nutrition*, 19: 511-522.
- López, M.C., Criscioni, P., Palomares, J.L., Cervera, C., Fernández, N., Merino, P., Fernández, C. 2014a. Effect of source of dietary carbohydrate on the carbon and nitrogen balances of Manchega ewes. III WorkShop. Remedía. Valencia. España. 10-11 de Abril.

ANIMAL FEEDING STRATEGIES TO REDUCE N₂O AND NH₃ EMISSION FROM SURFACE-APPLIED PIG SLURRY TO A GRASSLAND SOIL

Amanda Beccaccia^a, Laura Sánchez-Martín^b, Carlos de Blas^a, Paloma García Rebollar^a, Mark Theobald^b, Fernando Estellés^c, Antonio Vallejo^b, Alberto Sanz-Cobeña^b

^aDepartamento de Producción Animal. ETSI Agrónomos. UPM

^bDepartamento de Química y Análisis Agrícola. ETSI Agrónomos. UPM

^cDepartamento de Ciencia Animal. Universidad Politécnica de Valencia.

1. Introduction

It is estimated that N losses from fertilized crops range between 50-70%, depending on management practices, climate and soil conditions. Ammonia (NH₃) emissions following land application of animal manures give rise to a significant proportion of the total NH₃ emissions from agricultural sources (Misselbrook et al., 2002). Additionally, the increased amount of N and soluble organic carbon (SOC), associated with the application of slurries, may favour the emission of nitrous oxide (N₂O) and also affect the balance of other greenhouse gases (GHG) such as carbon dioxide (CO₂) (e.g. Amon et al., 2006). A large effort has been made in order to achieve a cost-effective reduction of N losses trying to minimize pollution swapping. In recent years, animal feeding strategies have been developed aiming to increase the N use efficiency of agrosystems (Arriaga et al., 2010). Most of this research has focused on NH₃ abatement but little is known about the combined effect of animal feeding on NH₃ and GHG emissions following slurry application. The main objective of this study was to evaluate the effect of five different feeds on the emissions of NH₃, N₂O and CO₂ from a grassland soil fertilized with pig slurries.

2. Materials and methods

A greenhouse experiment was carried out in the ETSI Agrónomos of the Technical University of Madrid between 29th November and 8th January. Five types of pig slurry (Table 1) were surface-applied in a randomized complete plot design with three replicates to a grassland (*Lolium perenne*) soil (*Calcic Haploxerepts*), previously collected from the field, air dried and sieved (2 mm). This soil has a clayey loam texture (28% clay, 17% silt, and 55% sand) in the upper horizon (0-28 cm). A soil with no fertilizer applied was used as a control. Samples of GHG were taken following the procedure of Abalos et al. (2013) from a closed static chamber (7.96 l). Concentrations of GHG were determined by gas chromatography. Ammonia emissions were measured by a dynamic chamber connected to a chemiluminescence analyser.

Table 1. N applied, N content and pH of applied slurries.

Treatment	N applied (kg N ha ⁻¹)	Total N (g kg ⁻¹)	Ammonium N (g kg ⁻¹)	pH
PSControl	100	9.91	5.32	8.89
Ga 7.5	100	7.97	3.75	8.38
Ga 15	100	9.72	4.35	8.2
Pn 7.5	100	8.71	4.53	7.93
Pn 15	100	7.84	3.41	8.08

"PSControl" refers to a slurry coming from pigs fed with barley (40%), wheat (45%) and soybean (10.30%); "Ga" refers to slurries produced by pigs fed with a mixture of "Garrofa" a by-product of the Carob tree (*Ceratonia siliqua*) (7.5 and 15% for Ga7.5 and Ga15, respectively); wheat (45%); barley (28.17 and 16.34% for Ga7.5 and Ga15, respectively) and soybean (13.21 and 16.12% for Ga7.5 and Ga15, respectively). "Pn" refers to slurries produced by pigs fed with a mixture of orange pulp (7.5 and 15% for Pn7.5 and Pn15, respectively); wheat (45%); barley (30.09 and 20.19%, respectively) and soybean (12.18 and 14.06% for Pn7.5 and Pn15, respectively).

3. Results and discussion

Application of slurries increased N₂O emission in all cases compared to the control (from 98.2% to 96% for PSControl and Pn7.5, respectively). The type of pig slurry had an effect on these emissions. Incorporation of by-products in the animals' diet decreased N₂O emissions from applied

slurry by 36.6 and 55.6% for Ga and Pn, respectively (Fig 1). This was probably related to the higher $\text{NH}_4^+\text{-N}$ of PSControl (Table 1). Application of slurries enhanced soil respiration (i.e. CO_2 fluxes) in all cases (64% on average), being this increase lower for PSControl (34.6%) (data not shown), possibly due to a reduction of plant biomass as a result of foliar damage following slurry application.

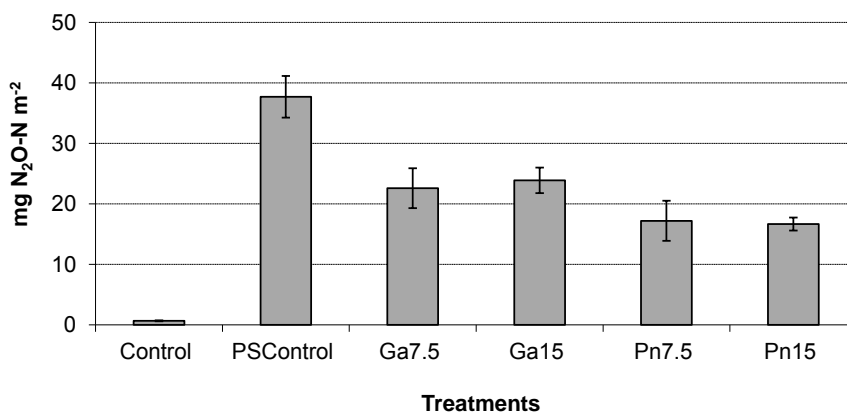


Fig 1. Cumulative N_2O emissions ($\text{mg N}_2\text{O-N m}^{-2}$).

Ammonia emissions were also enhanced by slurry application. Similarly, PSControl produced the highest emissions (50.6 and 9.2% higher than Ga and Pn, respectively) (data not shown).

4. Conclusions

Partial substitution of soybean and barley by “garrofa” and orange pulp in the diet of pigs reduced NH_3 and N_2O from slurry application under controlled conditions. These preliminary results may show the potential of alternative feeding strategies for the reduction of environmental problems associated with agriculture and for decreasing the external dependency of N imports for feeding animals in Spain. Further research under real conditions is needed to confirm these results.

References

- Abalos D., Sanz-Cobena A., Garcia-Torres L., van Groenigen J.W., Vallejo A., 2013. Role of maize stover incorporation on nitrogen oxide emissions in a non-irrigated Mediterranean barley field. *Plant and Soil* 364, 357–371.
- Amon B., Kryvoruchko V., Amon T., Zechmeister-Boltenstern S., 2006. Methane, nitrous oxide and ammonia emissions during storage and after application of dairy cattle slurry and influence of slurry treatment. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 112, 153-162.
- Arriaga H., Salcedo G., Calsamiglia S., Merino P., 2010. Effect of diet manipulation in dairy cow N balance and nitrogen oxides emissions from grasslands in northern Spain. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 135, 132-139.
- Misselbrook, T.H., Smith, K.A., Johnson, R.A., Pain, B. F., 2002. Slurry application techniques to reduce ammonia emissions: Results of some UK field-scale experiments. *Biosystems Engineering* 81, 313-321.

IMPORTANCIA DEL TIPO DE FORRAJE Y DE LA ADICIÓN DE CONCENTRADO EN LAS DIETAS DE OVEJAS SOBRE LA PRODUCCIÓN DE GAS Y METANO

Lobón, S., Molino, F., Joy, M.

Centro de tecnología en producción animal. CITA. Avda. Montañana, 930. 50059-Zaragoza.

1. Introducción

En los últimos años ha cobrado especial relevancia el debate sobre la contribución de la ganadería al cambio climático, estimándose que el 18% del total de emisiones de gases de efecto invernadero proceden de la ganadería. Por ello, actualmente numerosos estudios han centrado su atención en la reducción de las emisiones de metano procedentes de la fermentación ruminal (Newbold y Rode, 2006; Calsamiglia et al, 2007; Bodas et al, 2008; Eckard et al, 2010). Numerosos estudios muestran que los taninos pueden reducir las emisión de metano por los rumiantes (Kamra et al., 2006; Waghorn et al., 2002; Woodward et al., 2001). El objetivo principal de este estudio es evaluar la producción de gas y de metano de dos leguminosas forrajeras, esparceta y alfalfa (con y sin taninos, respectivamente (Theodoridou et al., 2011), así como el efecto de la adición de cebada en la dieta forrajera.

2. Materiales y Métodos

Utilizamos dos forrajes, alfalfa (*Medicago sativa* cv Aragon) y esparceta (*Onobrichis sativa*, cv Reznos) y como concentrado cebada, el cual era incluido en la dieta en una proporción de 20 o 40%, quedando las mezclas como 60:40 y 80:20 forraje:concentrado. La producción de gas se determino mediante el sistema Ankom (Ankom Technology, Ankom 2011). Dicho sistema consiste en botes de 310 ml de capacidad, dotados de un sensor de presión y de temperatura. 0.5 g de muestra se incubaron con 120 ml de la solución tamponada de saliva:líquido ruminal (2:1 v/v) durante 24 y 48 h.

El líquido ruminal procedía de 4 moruecos fistulizados en rumen y alimentados con una dieta constituida por heno de alfalfa y cebada en una proporción de 70:30. Los animales tenían libre acceso a agua y minerales. El manejo de los animales siempre se realizó bajo las directrices de la normativa vigente referente a experimentación animal de la UE. El líquido ruminal se obtuvo antes de la ingestión de la dieta por la mañana y se traslado inmediatamente al laboratorio. Tras ser filtrado a través de cuatro capas de gasa, el líquido ruminal se mezcló con la solución tampón, basado en el protocolo de Menkle y Steingass, en una proporción 1:2. La solución final se coloca en un baño a 39° con un flujo continuo de CO₂.

Cada muestra se repitió tres veces tanto en las muestras valoradas a 24 y 48h de incubación. En cada tanda se añadían tres blancos y tres patrones para evaluar la variación entre tandas de incubación. A las 24h y 48h se tomaban muestras de metano y gas para su posterior determinación en el CG.

3. Resultados y Discusión

Las producciones de gas a 24 y 48h fueron de 246 y 287 ml/g MS en la alfalfa y de 189 y 187 ml/g MS en la esparceta, siendo significativamente diferentes entre ellas ($P < 0.01$), independientemente del periodo de incubación estudiado. Paralelamente la producción de metano se comportó de manera similar, aunque las diferencias entre tiempos y tipo de forraje no fueron tan claras. La alfalfa presentó la mayor producción de metano, aunque solo su producción a 48h fue significativamente superior que la de 24h ($P < 0.05$) y que la de esparceta independientemente del tiempo de incubación ($P < 0.05$; Figura 1). La menor producción de gas y metano en la esparceta está ligado al mayor contenido en taninos condensados que presenta frente a la alfalfa (Theodoridou et al., 2011). En relación a la mayor producción de metano registrada a las 48h, es consecuencia de la degradación más lenta que presenta el forraje frente al concentrado.

La inclusión de cebada en las dietas forrajeras estudiadas en una proporción de 60:40 y 80: 20 de F:C provocó siempre un incremento de la producción de gas y de metano con respecto a la muestra de forraje puro. En este caso se observó que el efecto más importante era el del tiempo de incubación ($P<0.01$), no registrándose ningún efecto de la proporción de cebada incluida en la dieta ($P>0.05$) ni del tipo de forraje, aunque se observó una tendencia en el incremento de la producción de metano ($P=0.07$). La inclusión de 20 o 40% de cebada en la dieta de alfalfa provocó un incremento de más de 30 ml de gas/g MS a las 24 h y de más de 70 ml de gas/g MS a las 48 h. En cuanto al esparceta la inclusión de cebada provocó un incremento mayor de 40 y de 50 ml de gas/ g MS a las 24 h y 48 h, respectivamente.

Respecto a la producción de metano también hay un incremento de la producción debido a la inclusión de la cebada. En ambos forrajes se observaron un incremento mayor de 7 y de 18 ml $\text{CH}_4/\text{g MS}$ a las 24 y 48h respectivamente.

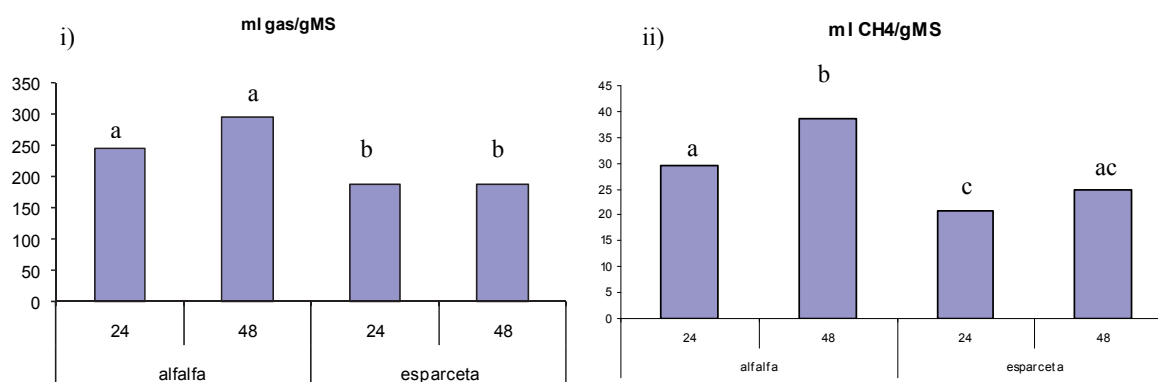


Fig 1. Producción de gas (i) y de metano (ii) en los forrajes de alfalfa y esparceta a las 24 h y 48 h de incubación expresado en ml/g de materia seca (MS)
a,b,c : $p<0.05$

4. Conclusión

La producción de gas y metano es significativamente inferior en la esparceta frente a la alfalfa. La inclusión de cebada en un porcentaje entre 20-40% de la dieta forrajera produce siempre un incremento de dichas producciones siendo a las 48h el momento en el que se registra un mayor incremento. Futuros estudios sobre la digestibilidad y su uso en animales permitirán un mejor conocimiento del comportamiento de la esparceta fresca para la alimentación animal, así como un mejor conocimiento del efecto de los taninos sobre dichos parámetros.

Referencias

- Bodas, R., López, S., Fernández, M., Carcia-González, R., Rodríguez, A.B., Wallace, R.J., González, J.S., 2008. In vitro screening of the potential of numerous plant species as antimethanogenic feed additives for ruminants. *Anim. Feed Sci. Technol.* 145, 245–258.
- Calsamiglia, S., Busquet, M., Cardozo, P.W., Castillejos, L., Ferret, A., 2007. Invited review: essential oils as modifiers of rumen microbial fermentation. *J. Dairy Sci.* 90, 2580–2595.
- Crutzen, P.J., 1995. The role of methane in atmospheric chemistry and climate. In: von Engelhardt, W., Leonhard-Marek, S., Breves, G., Giesecke, D. (Eds.), *Ruminant Physiology: Digestion, Metabolism, Growth and Reproduction*. Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart, Germany, pp.291–315.
- Eckard, R.J., Grainger, C., De Klein, C.A.M., 2010. Options for the abatement of methane and nitrous oxide from ruminant production: a review. *Livest. Sci.* 130, 47–56.
- Kamra, D.N., Agarwal, N., Chaudhary, L.C., 2006. Inhibition of ruminal methanogenesis by tropical plants containing secondary compounds. *Int. Congress Ser.* 1293, 156–163.
- Newbold, C.J., Rode, L.M., 2006. Dietary additives to control methanogenesis in the rumen. *Int. Congr. Ser.* 1293, 138–147.

EXPLORATORY ANALYSIS RELATED TO DAIRY GOATS, MIXED DIETS AND METHANE USING ARTIFICIAL NEURAL NETWORKS: SELF-ORGANIZING MAPS.

Fernández, C., López, M.C., Criscioni, P., Ibáñez, C., Estellés, F., Cervera, C.

Instituto de Ciencia y Tecnología Animal. Universidad Politécnica de Valencia, C/ Camino de Vera s/n, 46022, Valencia

1. Introduction

Ruminants play a key role in human food production by converting fiber-rich plant resources that human can not consume into high quality food that human can eat. However this conversion causes unavoidable losses of nitrogen (N) in feces and urine, losses in methane (CH_4) that may become an environmental burden (Dijkstra et al., 2013). Nutritional and management factor influence these inefficiencies and therefore, environmental emissions. Due to the difficulties to evaluate what nutritional component affect CH_4 emissions, an exploratory analysis was selected. Self-organizing maps (SOM) is a neural network proposed by Kohonen (2000) and chosen in our study. SOM is a visualization tool in two-dimensional map that provide qualitative information about how the input variables are related each other.

2. Material and Methods

The study was carried out at experimental farm of Polytechnic University of Valencia. Fifty-seven lactating Murciano-Granadina goats were used. Goats were homogenous and experiments were run at mid lactation. Animals were fed mixed diets based on cereal or fibrous by products (starch range from 2% to 40% and NDF from 30% to 50%). The variables used as input to the model were: gross energy intake (GEI, MJ/d), milk nitrogen efficiency (MNE, %), N absorption to metabolizable energy intake (NMEI, g/MJ) and CH_4 (g/d). The package SOM from R was used develops to the map.

3. Results and Discussion

The main objective about the work was to obtain qualitative information about the data. Note that, instead of obtaining clusters, we visualize the current situation of all the variables studied and the relationship and interaction among them, at the same time. Nine neurons were obtained in a 3 x 3 map. Figure 1 left shows that greater CH_4 (41 g/d) is obtained at the bottom left part of the map that is related with the map on the right, where circles represent goats eating diets with high NDF (50%). Rest of neurons shows different possibilities or interactions.

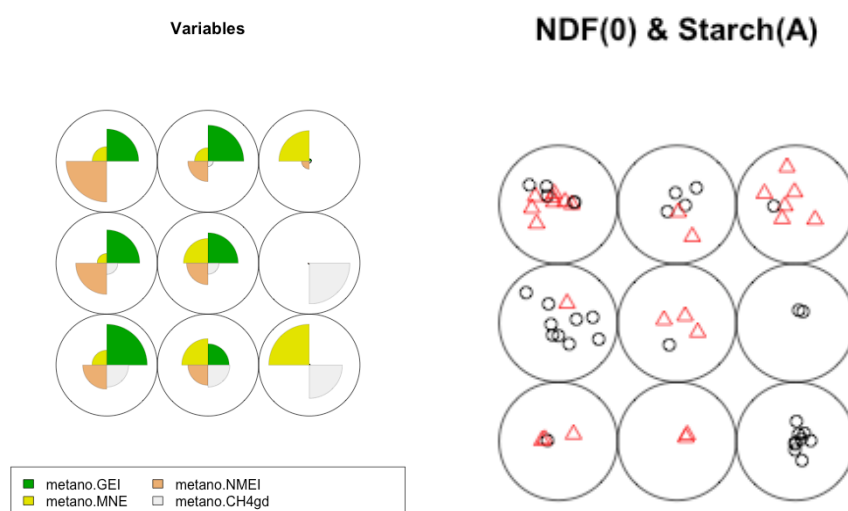


Fig 1. SOM representation of the inputs variables and the 57 goats.

So, in Figure 2 we can see the neural map for the 4 variables. In general, with GEI around 40 MJ/d (yellow color, 4 neurons) we obtain the greater N absorption by MEI (2-2.3 g/MJ) and lower CH₄ (20-23 g/d). Regards to milk N efficiency the values were intermediate (23%) for these 4 neurons. Seems that CH₄ production is not only associate with high NDF of the diet. N absorption and ME supply could be reduced the N losses and optimize fiber diets for high MNE avoiding increases in enteric CH₄. So, we observed a tendency to reduced CH₄ when milk N efficiency increase.

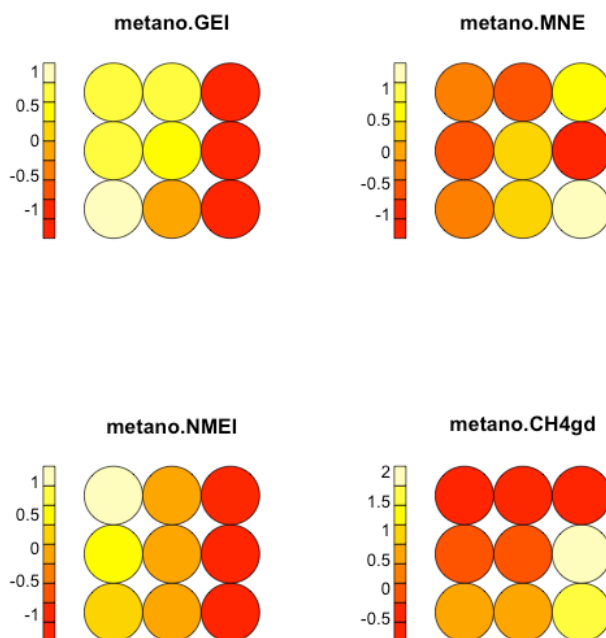


Fig 2. SOM representation of each variable.

4. Conclusion

Many nutritional factor influence CH₄ emissions and seems that the integration between protein and energy metabolism is essential rather than two distinct entities. SOM seems to be an interesting tool to visualize data with no linear relationship.

5. Acknowledgements

This study was supported by INIA Project (ref. RTA2011-00107-C02-02).

References

- Dijkstra J., Oenema O., van Groenigen J.W., Spek J.W., van Vuuren A.M. and Bannink A. 2013. Diet effects on urine composition of cattle and N₂O emissions. *Animal*. 7, 292-302.
- Kohonen T., 2000. Self Organizing maps. New York, Springer.

MITIGACIÓN DE GEI EN SISTEMAS FORESTALES

MODELIZACIÓN DEL SECUESTRO DE CARBONO EN MONTE BAJO DE CASTAÑO: EFECTO DE LA GESTIÓN FORESTAL

Prada M.^{a,b}, Canga E.^b, Menéndez-Miguélez M.^b, Bravo F.^a, Martínez-Alonso C.^b

^a Instituto de gestión forestal sostenible, Universidad de Valladolid-INIA, Avda. Madrid s/n, 34004 Palencia, Spain.

^b Centro tecnológico forestal y de la madera (CETEMAS), Finca "La Mata" s/n, Grado, Asturias, Spain.

1. Introducción

Las masas forestales juegan un papel importante en la fijación de carbono, por lo que el desarrollo de modelos predictivos que permitan conocer la evolución de su almacenamiento bajo diferentes escenarios de manejo supone una herramienta esencial para evaluar sus efectos de mitigación frente al cambio climático. El modelo CO2FIX v 3.1, es una herramienta aplicable a una amplia tipología de bosques (Maser *et al.*, 2003, Schelhaas *et al.*, 2004) que permite realizar una estimación de las existencias y flujos carbono de una masa forestal en distintas condiciones, como pueden ser las actividades silvícolas, suelo o clima. Los objetivos de este estudio son: 1) determinar la línea base de almacenamiento de carbono en monte bajo de castaño (*Castanea sativa* Mill.) en Asturias; 2), evaluar el efecto de la gestión forestal (claras) en el almacenamiento de carbono mediante el uso del modelo CO2FIX; 3) y validar los resultados del modelo mediante una red de parcelas permanentes.

2. Materiales y Métodos

La zona de estudio se localiza en la provincia de Asturias (España), en masas de monte bajo de *C. sativa*. Mediante la utilización del modelo CO2FIX se evaluó el contenido de C en las distintas fracciones del bosque: biomasa aérea y subterránea, suelo y productos maderables por un periodo de simulación de 200 años. El modelo se parametrizó en función de la edad de la masa, a partir del crecimiento del fuste, ramas, hojas y raíces, datos climáticos de la zona de estudio, aporte de materia orgánica anual, datos de procesado de la madera en aserradero, vida media de los productos (corta, media y larga) y su destino final. El crecimiento del fuste se obtuvo de tablas de producción de la especie, mientras que el crecimiento de hojas, ramas y raíces se calculó como fracciones relativas al ratio de crecimiento de la biomasa del fuste, para las distintas edades. Se consideró la densidad de madera de 0,584 Mg/ m³ (al 12% humedad) y un 48,4% de peso de C de materia seca. Se definieron dos escenarios de estudio en función de la gestión silvícola realizada en ellos: escenario 1: masa forestal donde sólo se realizó una corta final a la edad de turno (40 años), escenario 2: masa forestal donde se realizó una clara a los 15 años y corta final a la edad de turno (40 años). La validación del modelo se realizó utilizando 15 parcelas de calidad media de una red de 70 parcelas permanentes establecidas en Asturias por el CETEMAS.

3. Resultados y Discusión

El C total almacenado a los 200 años fue de 305,9, y 313,7 MgC/ha, en los escenarios 1, 2 respectivamente. En ambos casos el C total almacenado fue aumentando a lo largo del tiempo, siendo mayor en el escenario 2. El C almacenado en la biomasa permaneció constante a lo largo del tiempo en ambos escenarios. En el caso del suelo, se observó un ligero aumento con el tiempo en los dos escenarios, mientras que el C en los productos maderables, considerando los tres tipos de productos, los residuos y la descomposición en vertedero, aumentó de manera significativa a lo largo del tiempo (Tabla 1). En los productos de larga duración el C almacenado fue mayor en el escenario 2 (24,77 MgC/ha), que en el escenario 1 (19,22 MgC/ha), al igual que ocurrió con los productos de vida media (21,59 y 25,27 MgC/ha, respectivamente). Sin embargo, los productos de vida corta fueron menores en el escenario 2 (Figura 1), manifestándose así el efecto de la clara sobre la calidad de los productos obtenidos.

La validación del modelo mostró buenas correlaciones entre los datos predichos y observados para el caso de la biomasa aérea ($R^2=0,68$), biomasa radicular ($R^2=0,57$) y biomasa total ($R^2=0,52$), y no para el suelo ($R^2=0,07$). Observándose esta misma situación en estudios con otras

especies (Pérez-Cruzado *et al.*, 2012), por lo que el modelo CO2FIX no permitiría una buena simulación del almacenamiento de C en los suelos de monte bajo de castaño.

Tabla 1. Carbono almacenado en función del manejo forestal en los distintos reservorios de monte bajo de castaño.

Tiempo (años)	Escenario 1 (MgC/ha)					Escenario 2 (MgC/ha)				
	40	80	120	160	200	40	80	120	160	200
Biomasa	168,1	168,1	168,1	168,1	168,1	152,2	152,2	152,2	152,2	152,2
Suelo	153,0	153,2	155,61	155,6	155,6	143,9	145,6	145,9	145,9	145,8
Productos	67,5	93,5	115,8	134,6	150,3	62,8	95,8	124,2	148,0	167,9
Total	220,5	248,7	271,4	290,3	305,9	206,7	241,5	270,1	292,4	313,7

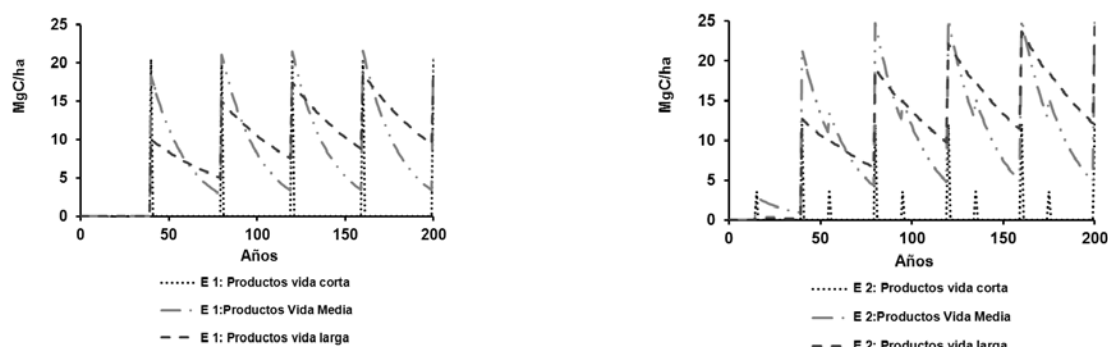


Fig 1. Cantidad total de C acumulado en los productos de vida corta, larga y media en el escenario 1 (izquierda), y en el escenario 2 (derecha).

4. Conclusión

La utilización del modelo CO2FIX permitió observar la dinámica del almacenamiento y captura de C en función del manejo forestal aplicado. En el escenario 2 (clara) la cantidad de C acumulado en la biomasa y en el suelo fue menor que en el escenario 1 donde solo se realizó una corta final, al tratarse de una clara fuerte (60%). Sin embargo, se observó una mayor acumulación de C total en este escenario con claras, debido a la cantidad de C extraída y acumulada en los productos con el paso del tiempo.

Agradecimientos

Este trabajo ha sido realizado gracias a la concesión de la una beca de Master otorgada por la obra social de “la Caixa”.

Referencias

- Masera O.R., Garza-Caligaris J.F., Kanninen M., Karjalainen T., Liski J., Nabuurs G.J., Pussinen A., De Jong B.H.J., Mohren G.M.J. 2003. Modeling carbon sequestration in afforestation, agroforestry and forest management projects: the CO2FIX V. 2 approach. *Ecological Modelling* 164:177–199.
- Pérez-Cruzado C., Mohren G.M.J., Merino A., Rodriguez-Soalleiro R. 2012. Carbon balance for different management practices for fast growing tree species planted on former pastureland in southern Europe: a case study using the CO2fix model. *Eur J Forest Res*: 1695-1716.
- Schelhaas M.J., van Esch P.W., Groen T.A., de Jong B.H.J., Kanninen M., Liski J., Masera O., Mohren G.M.J., Nabuurs G.J., Palosuo T., Pedroni L., Vallejo A., Vilén T.2004. CO2FIX V 3,1 A modelling framework for quantifying carbon sequestration in forest ecosystems. Alterra, Wageningen.

ESTIMACIÓN DE CARBONO EN REPOBLACIONES DE PINO NEGRAL (*Pinus pinaster* Ait.) DE DIFERENTES EDADES

Ruiz-Peinado, R.^{a,b}, Bravo-Oviedo, A.^{a,b}, Modrego, P.^c, Rubio-Cuadrado, A.^{a,b}, Onrubia, R.^{a,b}, Montero, G.^{a,b}, Río, M.^{a,b}

^a Centro de Investigación Forestal. Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria, Ctra. A Coruña km 7'5, 28040, Madrid. ruizpein@inia.es

^b Instituto Universitario Investigación Gestión Forestal Sostenible UVa-INIA

^c Colaborador INIA

1. Introducción

La degradación de los montes debido al sobrepastoreo y a las extracciones de madera y leñas, ha supuesto una importante pérdida de masa forestal a lo largo de los siglos pasados. Para frenar esta merma de superficie forestal, en España durante la segunda mitad del siglo XX se puso en práctica un importante programa de repoblación. Así, desde los años 40 y hasta la actualidad, se han repoblado más de 3,6 millones de ha en áreas no arboladas o donde el arbolado estaba presente en baja densidad (Valbuena-Carabaña y col., 2010; SECF 2011). Con la recuperación de la masa forestal, existe también un notable potencial para secuestrar carbono de la atmósfera y almacenarlo en la biomasa y en el suelo. Identificar las cantidades de carbono fijadas en la vegetación y en el suelo en estas repoblaciones y, además, comparar las cantidades existentes con las que presentarían estas áreas si no se hubiesen realizado estas plantaciones, nos aportará un mayor conocimiento para la valoración del efecto sumidero de los sistemas forestales. En este trabajo, se ha estudiado una cronosecuencia en repoblaciones de *Pinus pinaster* Ait. efectuadas en distintas épocas sobre terrenos degradados. Se ha estudiado el impacto de la repoblación, mediante la comparación de las cantidades de carbono almacenadas en la biomasa arbórea y en el suelo, tanto en la zona no repoblada como en dos masas repobladas con diferente edad.

2. Materiales y Métodos

La cronosecuencia se instaló en pinares repoblados de *Pinus pinaster* en Quintana Redonda (Soria) en otoño de 2012. Se establecieron 8 parcelas en zonas con arbolado joven (edad 22 años), 8 en zonas de arbolado adulto (edad 65 años) y 4 parcelas en una zona sin repoblar con pastizal natural, donde aún existe roble (*Quercus pyrenaica* Willd.) abierto y degradado, presentando actualmente una situación similar a la de antes de la repoblación. En las parcelas se realizó un inventario de la vegetación arbórea (diámetros y alturas), obteniendo la información necesaria para estimar el carbono en la biomasa arbórea utilizando los modelos de Ruiz-Peinado y col. (2011). El carbono almacenado en el suelo fue también objeto de estudio, realizándose un muestreo tanto de la capa orgánica del suelo como de la mineral. La capa orgánica fue diferenciada en capa fresca, capa fragmentada y capa humificada para un mejor análisis y la capa mineral del suelo fue muestreada utilizando el método de profundidades fijas hasta 50 cm de profundidad. Las muestras de suelo obtenidas fueron preparadas en el laboratorio (secado, homogeneizado y triturado) para su posterior análisis de carbono mediante un analizador LECO-HCN 600.

3. Resultados y Discusión

Las características selvícolas de las dos zonas muestreadas se presentan en la tabla 1, observándose las diferencias existentes entre ambas zonas.

Tabla 1. Características selvícolas medias (\pm error estándar) de las masas de diferente edad muestreadas.

Edad (años)	N ha ⁻¹	dg (cm)	AB (m ² ha ⁻¹)	Volumen (m ³ ha ⁻¹)	Biomasa aérea (Mg ha ⁻¹)	Biomasa radical (Mg ha ⁻¹)
22	1401 (82)	19.2 (0.6)	39.69 (1.49)	189.35 (10.70)	106.16 (5.32)	25.33 (1.25)
65	506 (36)	36.3 (0.9)	51.23 (2.24)	390.64 (19361)	439.65 (20.28)	119.18 (4.92)

N: Número de pies; dg: diámetro cuadrático medio; AB: Área basimétrica.

Los suelos presentaron una textura arenosa (86% arena, 10% limo y 4% arcilla), con un contenido de elementos gruesos medios del 9%. Tanto la densidad aparente del suelo como la pedregosidad mostraron valores que aumentaron con la profundidad, alcanzando un valor medio máximo de 1.58 Mg m⁻³ suelo y 13% de elementos gruesos en la capa más profunda muestreada.

Los ratios de secuestro de carbono en la biomasa aérea se sitúan entre los 1.9 y 2.7 Mg C ha⁻¹ año⁻¹ (media 2.31) para la masa joven y los 2.4 y 3.6 Mg C ha⁻¹ año⁻¹ (media 3.09) de la masa adulta. La tasa media de secuestro de carbono en la biomasa radical osciló entre los 0.55 Mg C ha⁻¹ año⁻¹ (0.5-0.6) en la masa joven y los 0.85 Mg C ha⁻¹ año⁻¹ (0.7-1.0) en la masa adulta. Así, la cantidad de carbono secuestrado en la biomasa arbórea ascendió a 63 Mg C ha⁻¹ en la masa joven y a 256 Mg C ha⁻¹ en la masa adulta.

Para el cálculo de la tasa de secuestro en el suelo, se han utilizado los valores de carbono existentes en la zona de roble-pastizal para calcular las ganancias netas, bajo la hipótesis de que los valores de carbono actuales en esta zona representan las condiciones de antes de la repoblación. Así, en el caso de la capa orgánica del suelo las tasas de secuestro de carbono se sitúan entre los 0.30 Mg C ha⁻¹ año⁻¹ para la masa joven y los 0.10 Mg C ha⁻¹ año⁻¹, presentando unos stocks casi idénticos en ambas situaciones (8.2 Mg C ha⁻¹ en la masa joven y 8.4 Mg C ha⁻¹ en la masa adulta). La diferencia en la espesura en ambas masas (Tabla 1) puede modificar tanto las tasas de descomposición como la cantidad de desfronde, sobre todo de acículas, presentando una producción más baja las masas con menor densidad (Montero y col., 1999), en este caso las masas adultas.

En el caso de la capa mineral del suelo, las tasas de secuestro varían entre los 0.17 Mg C ha⁻¹ año⁻¹ para la masa joven y los 0.38 Mg C ha⁻¹ año⁻¹. Así, coincidiendo con lo encontrado en otros trabajos (Pérez-Cruzado y col., 2012) tras la repoblación de pastizales (en nuestro caso un roble abierto con pastizal natural) las ganancias de carbono son menores en las edades jóvenes (incluso existen valores negativos) respecto a las encontradas en las masas adultas. El stock en la capa mineral del suelo en las masas jóvenes es menor (22.7 Mg C ha⁻¹) que en las adultas (27.3 Mg C ha⁻¹). Las bajas tasas de secuestro de carbono encontradas en la capa mineral del suelo de estas repoblaciones, pueden estar influenciadas por la baja cantidad de arcilla presente en estos suelos, hecho que limitaría el potencial de fijación de carbono.

4. Conclusión

La repoblación de terrenos forestales degradados permite la fijación de carbono tanto en la biomasa arbórea como en el suelo. Las tasas de secuestro en la biomasa son relativamente altas, mientras que en el suelo son pequeñas, bastante condicionadas por las condiciones físico-químicas que presenta éste, sobre todo la proporción de arcilla.

Referencias

- Montero G, Ortega C, Cañellas I, y Bachiller A. 1999. Productividad aérea y dinámica de nutrientes en una población de *Pinus pinaster* Ait. sometida a distintos regímenes de claras. *Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales Fuera de Serie* (1):175-206
- Pérez-Cruzado C, Mansilla-Salineró P, Rodríguez-Soalleiro R, y Merino A. 2012. Influence of tree species on carbon sequestration in afforested pastures in a humid temperate region. *Plant and Soil* 353, 333-353.
- Ruiz-Peinado R, Río M, y Montero G. 2011. New models for estimating the carbon sink capacity of Spanish softwood species. *Forest Systems* 20, 176-188.
- SECF (Sociedad Española de Ciencias Forestales). 2011. Situación de los bosques y del sector forestal en España: Informe 2010. Madrid. 302 p.
- Valbuena-Carabaña M, López de Heredia U, Fuentes-Utrilla P, González-Doncel I, y Gil L. 2010. Historical and recent changes in the Spanish forests: A socio-economic process. *Review of Palaeobotany and Palynology* 162, 492-506.

HUELLA DE CARBONO DE UNA EMPRESA DE PARQUETS Y TARIMAS DE MADERA. APLICACIÓN DEL MÉTODO COMPUESTO DE LAS CUENTAS CONTABLES

Alvarez, S.^a, Aragón, E.^{a,b}, Vignote, S.^c, Rubio, A.^a

^a Dpto. Silvopascicultura. ETSI Montes. Universidad Politécnica de Madrid, C/ Ciudad Universitaria s/n 28050 Madrid

^b Zamabi, marca registrada por GlobalFootprint S.L., 28220 Majadahonda

^c Dpto. Ingeniería Forestal. ETSI Montes. Universidad Politécnica de Madrid, C/ Ciudad Universitaria s/n 28050 Madrid

1. Introducción

La Huella de Carbono (HC) ha sido concebida como un indicador clave para estimular estrategias de mitigación y eficiencia en los procesos de producción (Peters 2010). Sin embargo los diferentes alcances, enfoques y normas de HC dificultan el uso de criterios objetivos que permitan definir correctamente los límites. Una de las principales cuestiones es la diferencia entre alcances 1, 2 y 3. La actual consideración del alcance 3 como alcance voluntario permite la omisión de gran cantidad de las emisiones asociadas al producto o actividad empresarial (Alvarez et al., 2013). Esta falta de consensos sobre criterios objetivos hace que la comparabilidad no este garantizada y por tanto la desconfianza del consumidor se vea amenazada. Diferentes países y sectores están realizando esfuerzos de investigación a fin de garantizar el éxito de la integración de la HC en la sociedad (Wiedmann et al., 2011). El sector forestal es un sector particularmente sensible a la incorporación de nuevos indicadores y sellos de calidad ambiental (PEFC y FSC de Certificación Forestal). La HC representa un atractivo para el conjunto de asociaciones empresariales de la madera (ANFTA, 2013). El presente trabajo tiene como objetivo la aplicación de avances metodológicos en el cálculo de HC de una empresa forestal de parquet y tarimas de madera.

2. Materiales y Métodos

Este trabajo calcula y analiza la HC de la empresa MH Parquets S.A. en base a los consumos del año 2011. MH Parquets es una empresa familiar fundada hace 40 años en Sigüenza (Guadalajara). Actualmente es una de las primeras marcas nacionales en la producción de parquet y tarimas de madera, exportando parte de su producción en Europa.

Para el cálculo de HC se emplean avances sobre la herramienta denominada Método Compuesto de las Cuentas Contables (MC3) desarrollada por Doménech (2007). Dicha herramienta aplica un enfoque integrado permitiendo el cálculo de la HC de organización y producto bajo un mismo enfoque de cálculo. MC3 es una herramienta desarrollada y extendida desde España (Caglio et al. 2012), su actual revisión se apoya en el Comité Técnico de la Iniciativa Carbonfeel (Carbonfeel 2013). MC3 está construida desde la premisa de considerar todas las emisiones de GEI derivadas de los consumos reflejados en la contabilidad analítica, usos de suelo y generación de residuos. En concreto se evalúan las emisiones de dióxido de carbono, metano y óxido nitroso, expresando los resultados en toneladas de CO₂ eq.

3. Resultados y Discusión

La HC de la empresa MH Parquets correspondiente al año 2011 es de 2.587,13 t CO₂ eq. La Tabla 1 refleja la clasificación por alcances y categorías MC3. Un total de 144 entradas fueron analizadas para determinar el impacto directo e indirecto de HC. Se destaca la importancia de la categoría de “Materiales No Orgánicos” correspondientes al consumo en herramientas (lijas, sierras, planchas, cepillos, etc), repuestos (correas de transmisión, sierras y cuerdas) y el uso de ciertas pinturas y aceites, como barnices, tintes y colas. La segunda categoría por importancia son los “Recursos Forestales” (28,36% sobre el total de las emisiones netas). Estas emisiones son generadas por el consumo de grandes cantidades de madera (principalmente haya, chopo, pino y roble).

Tabla 1. Huella de Carbono de MH Parquets según categorías MC3.

Alcance y Categoría MC3	Consumos (€)	Huella de Carbono (t CO ₂ eq)
Alcance 1		
1. Combustibles	20.468	55,64
Alcance 2		
1. Electricidad	119.017	39,41
Alcance 3		
1. Materiales No Orgánicos	1.037.309	1.702,87
2. Servicios y Contratas	458.672	46,89
3. Recursos Pesqueros y Agrícolas	3.039	1,71
4. Recursos Forestales	679.323	734,50
5. Agua	1.675	2,75
6. Usos de Suelo	8,75	-5,19
7. Residuos	5,48	8,55

El alcance 3 representa el 98,86% del total de las emisiones. Este alcance corresponde a las emisiones indirectas procedentes de la cadena de suministro cuyo cálculo no es de obligado según los principales estándares de HC. Los métodos de cálculo que dejen a criterio del analista la consideración o no de emisiones voluntarias restan credibilidad al resultado generado por la suma total. MC3 corrige esta debilidad al emplear el cierre contable anual como fuente de datos desde la cual realizar el cálculo de HC. De esta manera se registran todas las posibles emisiones de alcance 3 generando un criterio objetivo para el establecimiento de límites operacionales. Por otro lado, MC3 calcula tanto HC como la Huella Ecológica. Este análisis permite relacionar ambos indicadores y por tanto dotar al indicador HC de un valor complementario asociado al consumo de superficie biológicamente productiva. En el caso del sector forestal esta consideración cobra especial relevancia. Una de las principales preocupaciones es la sostenibilidad de la gestión forestal, es decir, la perdurabilidad de la superficie como forestal sin detrimento de su valor ambiental. El 100% de la madera consumida por MH Parquets proviene de bosques con gestión forestal certificada (sellos FSC o PEFC). Gracias a esta gestión se evita la emisión de 6.034 t CO₂ eq a la atmósfera consecuencia de la deforestación en la que se podría haber incurrido.

4. Conclusiones

Los criterios objetivos para el establecimiento de límites en los estudios de HC son claves. MC3 propone esquemas de cálculo que permiten avanzar este sentido. Algunas de sus ventajas más relevantes son: (a) el ámbito de aplicación (criterios de corte y base de datos) es siempre el mismo para todos los análisis, lo que significa que la comparabilidad completa está garantizada; (b) la herramienta es simple y fácil de entender (los datos de entrada se introducen directamente en una hoja de cálculo), (c) es transparente (todas las emisiones de GEI y factores de conversión están a la vista), y (d) se calcula tanto la HC como la Huella Ecológica.

Referencias

- Alvarez, S., Blanquer, M. & Rubio, A. 2013. Carbon footprint using the Compound Method based on Financial Accounts. The case of the School of Forestry Engineering, Technical University of Madrid. *Journal of Cleaner Production*, in press.
- ANFTA (Asociación Nacional de Fabricantes de Tableros). 2013. La senda responsable, Available at: <http://www.anfta.es/documentos/huella.pdf>.
- Cagiao, J. et al. 2012. A New Perspective for Labeling the Carbon Footprint Against Climate Change. In D. B. R. Singh, ed. *Global Warming - Impacts and Future Perspectives*. InTech, p. 39.
- Carbonfeel, 2013. Technical Committee. Fundacion Funciona. Available at: http://www.carbonfeel.org/Carbonfeel_2/EI_equipo.html [Accessed October 10, 2013].
- Doménech, J.L., 2007. *Huella Ecológica y Desarrollo Sostenible AENOR.*, Madrid: AENOR.
- Peters, G.P., 2010. Carbon footprints and embodied carbon at multiple scales. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 2(4), pp.245–250.

EFFECTOS DE LA VEGETACIÓN EN EL STOCK DE CARBONO DEL SUELO EN EL LÍMITE DE ÁRBOL EN LA SIERRA DE GUADARRAMA

Fernández, María José¹, Ortiz, Carlos¹, Gutiérrez, Alba^{1,2} y Rubio, Agustín¹

¹Dpto. de Silvopascicultura. E.T.S.I.M.F.M.N. U. Politécnica de Madrid, Ciudad Universitaria s/n, 28040 Madrid

²Dpto. de Biología Vegetal II. Fac. Farmacia. U. Complutense de Madrid. Ciudad Universitaria s/n, 28040 Madrid

1. Introducción

La vegetación ejerce un doble papel en los stocks de C orgánico del suelo. Por un lado, determina la cantidad y calidad de la materia orgánica que llega al suelo bajo unas condiciones climática determinadas (Wardle et al. 2004). Por otro lado, influencia las condiciones de la mineralización de la materia orgánica del suelo a través de sus efectos sobre las condiciones microclimáticas del suelo (Montané et al. 2007). En las últimas décadas se viene observando un ascenso del límite de árbol (Lenoir et al. 2008), así como la matorralización de la vegetación en los ecosistemas de montaña (Cannone et al. 2007) como consecuencia del cambio climático y de los cambios en el uso del suelo. Sin embargo, los efectos de los cambios de la vegetación sobre los stocks de C del suelo no se conocen todavía de manera satisfactoria y los observados hasta ahora no son unívocos (Jackson et al 2002, Liu et al. 2010) Además, hay un creciente interés en las políticas europeas por reconocer el C orgánico del suelo como un indicador del papel que pueden tener los suelos como mitigadores de las emisiones de CO₂ (Lugato et al 2013). El objetivo de este trabajo es identificar los parámetros relacionados con la vegetación que mejor predicen los stocks de C y N en el suelo.

2. Materiales y Métodos

El área de estudio se sitúa en la vertiente segoviana de la Sierra de Guadarrama, en el Monte de Utilidad Pública nº 198 "Pinar de Navafría" (UTM 430808; 437429). El muestreo se ha realizado de forma estratificada en tres tipos de vegetación: pinar de alta montaña de *Pinus sylvestris* (1925 m), formaciones de matorral de *Cytisus oromediterraneus* y *Juniperus communis* con pies dispersos de *Pinus sylvestris* (1975 m) y comunidades de matorral y pastizales de alta montaña de *Festuca curvifolia* (2000 m). En cada una de estas formaciones vegetales se realizó un muestreo regular del suelo y la vegetación en un total de 30 nodos dispuestos en una malla de 5 x 6 nodos en cada tipo de vegetación. En cada nodo se tomaron muestras compuestas de suelo a dos profundidades (0-5 cm y 5-25 cm) bajo las especies vegetales más abundantes. Un total de 344 muestras de suelo (172 muestras x 2 profundidades) fueron analizadas en el laboratorio para determinar pH del suelo y el contenido total en C y N. Adicionalmente se tomaron muestras inalteradas para determinar la densidad aparente. Para caracterizar las condiciones de humedad y temperatura en cada formación vegetal se emplearon registradores HOBO cuyas sondas fueron enterradas en el suelo a 10 cm de profundidad.

3. Resultados y discusión

Como resultados preliminares presentamos las diferencias en los stocks de C y N del suelo, en la composición y estructura de la vegetación y en las condiciones microclimáticas del suelo al comparar los tres tipos de ambientes vegetales. Los stocks de C y N del suelo muestran valores significativamente mayores en las formaciones de matorral-pastizal en los primeros 5 cm de profundidad, estas diferencias no se detectan a profundidades mayores en el caso del stock del C pero sí en el caso del stock de N (Tabla 1). Los resultados de la ordenación de los datos de la vegetación muestran una mayor heterogeneidad en la composición y en la estructura de la vegetación de las comunidades de pastizal-matorral y de matorral y una mayor homogeneidad en la estructura y composición de las comunidades de pinar, en las que se hace menos relevante la presencia de matorral y de especies herbáceas xerófilas (Fig. 1a). En relación a las condiciones microclimáticas, en los suelos bajo vegetación de pastizal-matorral el suelo alcanza mayores temperaturas durante el verano y menores temperaturas durante el invierno, además mantienen

menores valores de humedad a lo largo del año y los suelos se secan antes en verano (Fig. 1b). A falta de ulteriores análisis estos resultados preliminares apuntan a que estas condiciones microclimáticas resultantes de una estructura de la vegetación que deja más desprotegido el suelo podría estar detrás de unas condiciones de mineralización de la materia orgánica menos favorables que propician mayores stocks de C y N en los primeros 5 centímetros del suelo de este ambiente.

Tabla 1. Valores de los stock de C y N (media \pm error típico) en los distintos tipos de vegetación. Diferentes letras indican diferencias significativas.

Vegetación	Stock C mg C ha ⁻¹		Stock N mg N ha ⁻¹	
	0-5 cm	5-25 cm	0-5 cm	5-25 cm
pastizal-matorral	17,7 \pm 0,96 a	49,2 \pm 1,75 a	1,3 \pm 0,07 a	4,1 \pm 0,18 a
matorral	12,3 \pm 0,65 b	46,4 \pm 3,88 a	0,8 \pm 0,05 b	3,7 \pm 0,27 ab
pinar	13,7 \pm 1,83 b	49,4 \pm 3,61 a	0,8 \pm 0,11 b	3,2 \pm 0,19 b

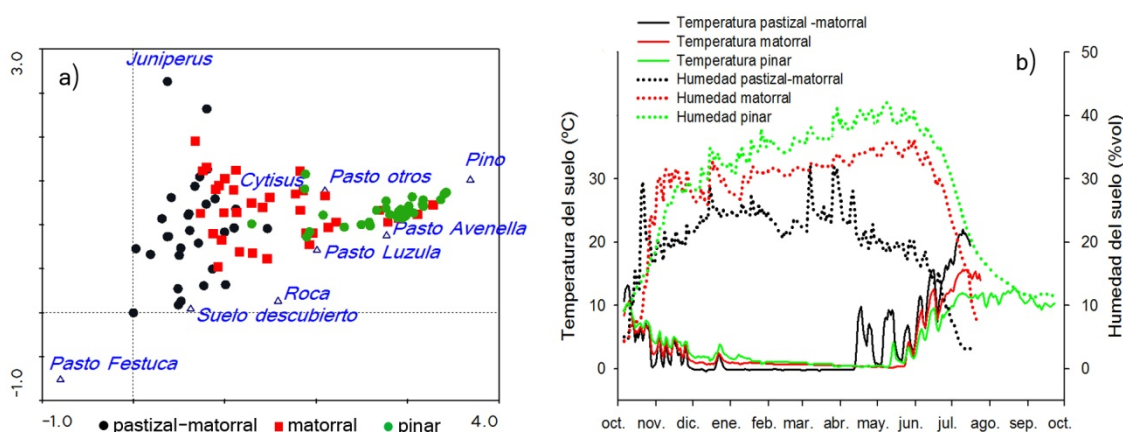


Fig 1. a) Ordenación DCA de los puntos de muestreo según las coberturas de las especies vegetales más abundantes. **b)** Condiciones microclimáticas (temperatura y humedad) del suelo a 10 cm de profundidad en cada tipo vegetación en el periodo octubre 2012-octubre 2013.

4. Conclusión

El estudio realizado ha permitido detectar valores significativamente mayores en los stocks de C y N en los primeros 5 cm de profundidad del suelo en las formaciones de matorral-pastizal, donde el suelo alcanza mayores temperaturas durante el verano y menores temperaturas durante el invierno, además mantienen menores valores de humedad a lo largo del año y los suelos se secan antes en verano. Podría pensarse que estas condiciones microclimáticas propias de una estructura de la vegetación que deja más desprotegido el suelo podría estar detrás de unas condiciones de mineralización de la materia orgánica menos favorables que son los responsables de los mayores stocks de C y N de los primeros 5 centímetros del suelo de este ambiente.

Referencias

- Cannone N., Sgorbati S. y Guglielmin M. 2007. Unexpected impacts of climate change on alpine vegetation. *Frontiers in Ecology and the Environment* 5: 360-364
- Jackson R., Banner B.J.L., Jobbagy E.G., Pockman W.T., y Wall D.H. 2002. Ecosystem carbon loss with woody plant invasion of grasslands. *Nature* 418:623-626.
- Lenoir J., Gégout JC., Marquet PA., de Ruffray P. y Brisse H. 2008. A significant upward shift in plant species optimum elevation during the 20th century. *Science*, 320: 1768-1771

- Liu F., X. B. Wu XB., Bai E., Boutton TW., y Archer SR. 2011. Quantifying soil organic carbon in complex landscapes: an example of grassland undergoing encroachment of woody plants. *Global Change Biology* 17:1119-1129.
- Lugato E, Panagos P., Bampa F., Jones A. y Montanarella, L. 2014. A new baseline of organic carbon stock in European agricultural soils using a modelling approach. *Global Change Biology* 20:313-326.
- Montané F., Rovira P. y Casals P. 2007. Shrub encroachment into mesic mountain grasslands in the Iberian peninsula: Effects of plant quality and temperature on soil C and N stocks. *Global Biochemical Cycles* 21:GB4016.
- Wardle, D. A., R. D. Bardgett, J. N. Klironomos, H. Setälä, W. H. van der Putten, and D. H. Wall. 2004. Ecological Linkages Between Aboveground and Belowground Biota. *Science* 304:1629-1633.

RESPUESTA DE LA RESPIRACIÓN DEL SUELO A LA TEMPERATURA Y HUMEDAD DEL SUELO EN PINARES MEDITERRÁNEOS

Ortiz, Carlota,^{b,*}, Gutiérrez, Alba^c, Díaz-Pinés, Eugenio^d, Benito, Marta^a, Rubio, Agustín^b

^aDpto. de Edafología. E.T.S.I. Agrónomos. UPM, Ciudad Universitaria s/n, 28040 Madrid

^bDpto. de Silvopascicultura. E.T.S.I. Montes, Forestales y del Medio Natural. UPM, Ciudad Universitaria s/n, 28040 Madrid

^cDpto. de Biología Vegetal I. Facultad de Farmacia de la UCM. Ciudad Universitaria s/n, 28040 Madrid

^dInstitute for Meteorology and Climate Research. Atmospheric Environmental Research. Karlsruhe Institute of Technology. 82467- Garmisch-Partenkirchen, Germany

*carlos.ortiz.onate@upm.es

1. Introducción

La respiración del suelo (R_s) es uno de los mayores flujos en el ciclo global de carbono (C) (Schlesinger y Andrews, 2000). La R_s supone unas 80-98 Pg C año⁻¹ (Bond-Lamberty y Thomson 2010), por lo que cambios en las condiciones de los suelos pueden tener grandes efectos en las emisiones globales de C a la atmósfera. Por esto es importante conocer y entender los mecanismos que influyen en la respiración de los suelos. La temperatura del suelo se ha reconocido como uno de los factores principales a la hora de dirigir la R_s aunque la humedad del suelo no es menos importante, sobre todo en climas como el mediterráneo donde es uno de los factores ecológicos más importantes. El objetivo del trabajo es determinar la relación que tienen la temperatura y la humedad del suelo con la respiración del mismo, y valorar si la gestión forestal influye en dicha relación.

2. Materiales y Métodos

El trabajo lo hemos realizado en dos masas de *Pinus sylvestris* L. de la Sierra de Guadarrama: el "Pinar de Valsaín" (ordenado por tramo móvil, cortas por aclareo sucesivo por bosque y turno de corta de 120 años) y el "Pinar de Navafría" (ordenado por tramos periódicos, cortas por aclareo sucesivo y uniforme y turno de corta de 100 años). Con el fin de abarcar todo el turno de corta seleccionamos tres parcelas de muestreo en cada monte, denominadas parcelas de edad joven, intermedia y adulta. En cada parcela medimos la respiración, la temperatura y la humedad del suelo en los primeros 10 cm entre julio de 2009 y noviembre de 2012.

Para determinar la dependencia de la R_s a la temperatura hemos utilizado la función exponencial de primer orden descrita por van't Hoff (1898): $R_s = \alpha \cdot e^{\beta \cdot T}$; donde R_s es la respiración medida ($\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$), α es la respiración basal a la temperatura de 0°C, T es la temperatura del suelo entre 0-10 cm (°C) y β es el coeficiente de dependencia a la temperatura, el cual está relacionado con el Q_{10} (incremento en el ratio de respiración con incrementos de temperatura de 10°C) según la fórmula: $R_{T+10}/R = Q_{10} = e^{10 \cdot \beta}$. La relación entre la humedad y la R_s la hemos estimado mediante una función lineal del tipo: $R_s = a + b \cdot T$; donde a y b son parámetros de la ecuación.

3. Resultados y Discusión

Las tasas de R_s experimentaron patrones estacionales siguiendo los cambios en la temperatura del suelo durante el invierno y parte de la primavera y otoño y los cambios en la humedad del suelo el resto del año. En Navafría, los valores de R_s fluctuaron entre 1,65 y 0,12 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$, siendo la media de respiración de $0,69 \pm 0,32$, $0,74 \pm 0,38$ y $0,58 \pm 0,30 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ para las parcelas con edad joven, intermedia y adulta, respectivamente. En Valsaín, los valores de R_s fluctuaron entre 2,15 y 0,24 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$, siendo la media de respiración de $0,89 \pm 0,34$, $0,86 \pm 0,32$ y $0,97 \pm 0,44 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ en las parcelas de edad joven, intermedia y adulta respectivamente.

La R_s se relacionó con la temperatura cuando el contenido volumétrico de agua de los primeros 10 cm del suelo estuvo por encima del 8% en Valsaín y por encima del 5% en Navafría (Figura 1a). Por debajo de estos umbrales de humedad, la R_s se relacionó mejor con la humedad de los

primeros 10 cm del suelo (Figura 1b). Estos umbrales de humedad están en consonancia con el trabajo de Rey et al. (2002) en bosque mediterráneo, aunque los nuestros son menores.

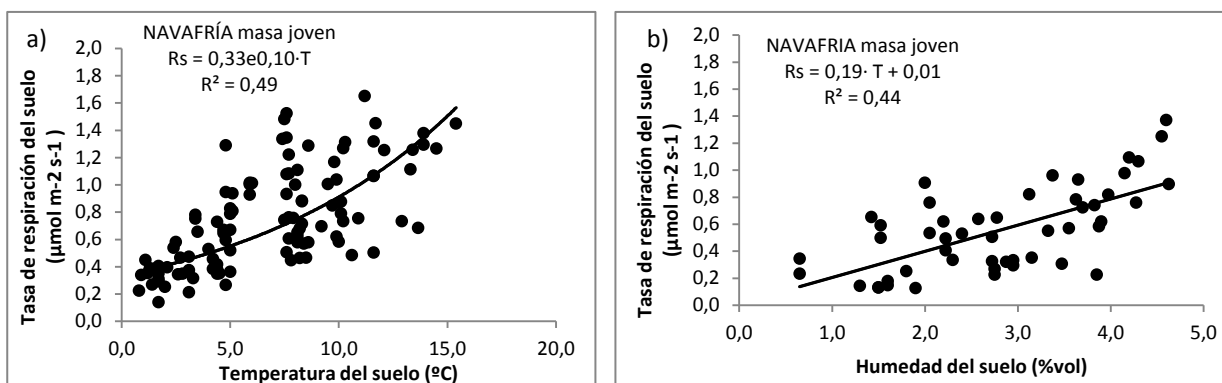


Fig 1. Relación entre la tasa de respiración del suelo ($\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$) y la temperatura del suelo ($^{\circ}\text{C}$) cuando la humedad del suelo fue mayor de 5% en la masa joven de Navafría (a) y relación entre la humedad del suelo y la tasa de respiración del suelo cuando la humedad fue menor de 5% en la masa joven de Navafría (b).

En la Tabla 1 se pueden ver los parámetros relativos a la relación entre temperatura y R_s usando una exponencial de primer orden. Los valores de Q_{10} están en consonancia con valores medios para suelos de pinares semejantes (Schindlbacher et al. 2010).

Tabla 1. Parámetros de la relación (a) exponencial entre la tasa de respiración del suelo ($\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$) y la temperatura del suelo ($^{\circ}\text{C}$) ($R_s = \alpha \cdot e^{\beta \cdot T}$). Letra minúscula indica diferencias significativas ($p < 0,05$) entre edades de diferente localización.

LOCALIZACIÓN	EDAD	α	β	R^2	Q_{10}
Navafría	joven	0,33±0,11	0,10±0,02	0,49	2,11±0,48 (a)
	intermedia	0,43±0,04	0,09±0,02	0,55	2,49±0,49 (a)
	adulta	0,54±0,05	0,08±0,01	0,50	2,14±0,29 (a)
Valsaín	joven	0,33±0,02	0,10±0,01	0,34	2,80±0,27 (b)
	intermedia	0,34±0,07	0,10±0,03	0,57	2,79±0,71 (a)
	adulta	0,25±0,09	0,11±0,03	0,60	2,97±0,82 (a)

Las diferencias significativas observadas entre las Q_{10} de las edades jóvenes de ambos montes parecen apuntar en el sentido de que en el monte de Valsaín la respiración presenta una mayor dependencia de la temperatura del suelo. Ello podría deberse a que una gestión forestal más moderada en los primeros estadios conlleva una mayor densidad del arbolado y con ello una mayor protección del suelo frente a la insolación; en los ambientes mediterráneos estas condiciones implican unas temperaturas y humedades en el suelo más favorables para la descomposición de la materia orgánica, lo que nos permite observar la mayor R_s del suelo de las primeras edades de la masa de Valsaín.

4. Conclusión

Con este trabajo resaltamos la importancia de la gestión forestal en el contexto de cambio global. Una gestión más intensa puede reducir la dependencia de la respiración del suelo a la temperatura del suelo. Esto podría evitar que en una situación de aumento de las temperaturas, la respiración lo haga tan acusadamente. Además, hemos destacado la humedad del suelo como factor limitante para la respiración en el monte mediterráneo, así como precisado el valor del mismo.

Referencias

Bond-Lamberty B., Thomson A., (2010) Temperature-associated increases in the global soil respiration record. *Nature* 464, 579–584.

van't Hoff J.H. (1898) Lectures on Theoretical and Physical Chemistry. Part I. Chemical Dynamics, pp. 224-229. Edward Arnold, London.

Rey A., Pegorano E., Tedeschi V., de Parri I., Jarvis P.G., Valentini R. (2002) Annual variation in soil respiration and its components in a coppice oak forest in Central Italy. *Glob Change Biol* 8, 851-866.

EL DECAIMIENTO DE LOS BOSQUES A ESCALA REGIONAL RESPONDE A LAS ANOMALÍAS CLIMÁTICAS Y A LA HUMEDAD DEL SUELO OBTENIDA POR TELEDETECCIÓN

Jordi Vayreda^{a,b}, David Chaparro^c, Mireia Banqué^{a,b}, Jordi Martínez-Vilalta^{a,b}, Mercè Vall-Ilossera^c

^aCREAF, Cerdanyola del Vallès 08193

^bUniversitat Autònoma Barcelona, Cerdanyola del Vallès 08193

^c Departament de Teoria del Senyal i Comunicacions (TSC), Universitat Politècnica de Catalunya

El aumento de las temperaturas y de la intensidad y duración de las sequías están causando episodios de decaimiento de los bosques en muchas zonas del mundo. Como consecuencia del cambio climático es muy probable que la pérdida de bosques a gran escala vaya en aumento lo que hace necesario disponer de herramientas predictivas que permitan determinar cuáles son las especies y áreas más vulnerables. En este estudio se utilizó la red de monitoreo DEBOSCAT de los episodios de decaimiento en Cataluña de 2012 para obtener un modelo predictivo de la probabilidad de decaimiento forestal en función de las, las anomalías de temperatura, precipitación y de la humedad del suelo obtenida por teledetección (Plataforma Soil Moisture and Ocean Salinity -SMOS). El modelo estadístico predijo casi un 30 % del decaimiento forestal y demostró que las zonas climáticamente más húmedas y más expuestas eran las más vulnerables, lo que sugiere una mayor adaptación de los bosques mediterráneos. Los bosques afectados se situaron mayoritariamente en zonas con anomalías positivas de temperatura más elevadas, menor precipitación acumulada durante el verano y anual, y menor humedad del suelo. Según DEBOSCAT las frondosas fueron las más afectadas lo cual podría explicarse, parcialmente, por sus menores márgenes de seguridad hidráulicas, lo que podría suponer una menor capacidad para hacer frente a la sequía extrema. Sin embargo, éstas suelen tener mayor capacidad de recuperación que las coníferas. La especie más vulnerable fue *Fagus sylvatica*, un especie de distribución eurosiberiana, poco adaptada a la sequía, que contrastó con *Pinus halepensis*, una especie típicamente mediterránea, casi inmune a la sequía.

ORGANIC CARBON REDISTRIBUTION BY WATER AND SEDIMENT FLOW IN A FORESTED MEDIUM-MOUNTAIN MEDITERRANEAN CATCHMENT

Coix-Fayos, C.^a, Nadeu, E.^b, Quiñonero, J.M.^c, Martínez-Mena, M.^a, Almagro, M.^a, de Vente, J.^a

^a Soil and water Conservation Department, CEBAS-CSIC, Campus Espinardo, 30120 Murcia (Spain).

^b Georges Lemaître Centre for Earth and Climate Research, Earth and Life Institute, Université catholique de Louvain, B-1348 Louvain-la-Neuve (Belgium).

^c Departamento de Geografía, Universidad de Murcia, Campus de la Merced, 30001 Murcia (Spain)

1. Introduction

Stallard (1998) suggested the high significance of terrestrial deposits for sediments mobilized by erosion as potential carbon (C) sink, due to the high inefficiency in which sediments are delivered to the oceans. Le Quéré et al. (2009) estimated as example for 2008 a land uptake rate that double the uptake rate of oceans (4.7 ± 1.2 versus 2.3 ± 0.4 Pg C year⁻¹, respectively), showing the importance of terrestrial storages as C sinks. Terrestrial sedimentary settings are nowadays unknown pools and probably their geomorphological dynamics determines its role in OC pathways, changing for instance from short-term residence times in non-cohesive floodplains of headwaterstreams to larger OC residence times of cohesive floodplains (Hoffmann et al., 2013). Understanding how organic carbon moves along with sediments through the different phases and types of erosion processes can shed light to explain the large variations of carbon contents in sedimentary deposits. This work tries to gain knowledge on the redistribution of organic carbon associated to sediment dynamics at the catchment scale in a medium-mountain forested Mediterranean catchment.

2. Material and Methods

The study area is located in the subcatchment of Rogativa including the subcatchments of Arroyo Blanco and Arroyo Tercero (~111 km²) (Figure 1) (Taibilla catchment, Murcia, SE Spain). At the outlet of the Rogativa catchment is located the Taibilla reservoir. The dominant lithology of the catchment consists of marls, limestones, marly limestones and sandstones. The average annual rainfall is 583 mm and the average annual temperature is 13.3° C. Dominating soils in the area are Calcaric Regosols and Calcaric Cambisols. Forest is dominated by *Pinus nigra salzmanii*, and covers a 70 % of the catchment (Boix-Fayos et al., 2009). The field experimental design was based in a schematic representation of the main pathways of soil organic carbon during its transport through the watershed, in this way the soils of the catchment were sampled, and different sedimentary deposits following the sketch shown in Figure 1.

3. Results and Discussion

Total organic carbon concentrations (TOC) of sediments are on average less than half (9.42 ± 9.01 gkg⁻¹) of the organic carbon of the surface (0-10 cm) of catchment soils (22.26 ± 13.16 gkg⁻¹), being even lower in active alluvial bars in the main channel (4.44 ± 1.98 gkg⁻¹) and in the delta at the entrance of the reservoir (7.54 ± 1.16 gkg⁻¹). TOC is similar in suspended sediments (9.44 ± 5.29 gkg⁻¹), alluvial wedges (10.39 ± 4.19 gkg⁻¹) and in the reservoir (11.14 ± 5.66 gkg⁻¹) without significant differences between them.

The preferential deposition of coarser materials can be seen in alluvial bars, those have significant higher sand contents than the soils of the catchment ($47.65 \pm 28.27\%$ versus $27.26 \pm 12.80\%$). This enrichment in sand fractions in alluvial bars compared to the catchment soils is accompanied by the lowest values of clay ($7.46 \pm 6.92\%$ versus $12.52 \pm 5.22\%$, respectively) and the lowest TOC. Suspended solids, delta and reservoir sediments show on the contrary a higher percentage of silt ($69.08 \pm 12.41\%$; $72.53 \pm 6.38\%$; $61.16 \pm 4.74\%$, respectively) and clay ($25.80 \pm 7.11\%$, $16.21 \pm 3.47\%$, $17.96 \pm 6.53\%$, respectively) than the soils of the catchment (silt $59.24 \pm 10.14\%$, clay $12.52 \pm 5.22\%$), pointing out at a selectivity of fine particles during transport at long distances.

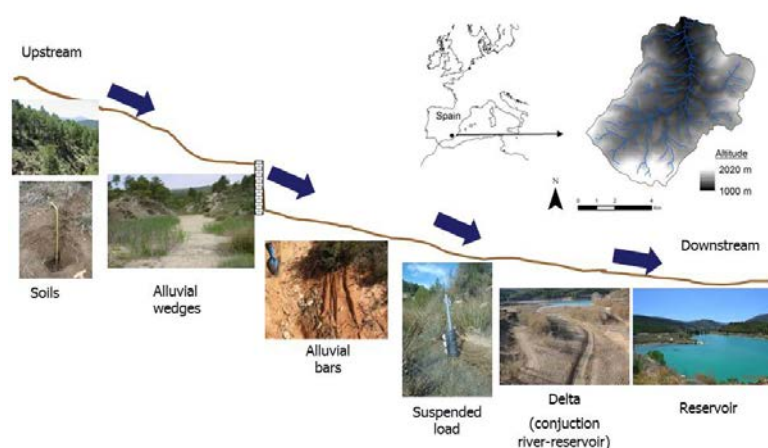


Fig 1. Location of the study area and sketch representing the morphological position of sampling areas: soils (N=109); alluvial wedges behind check-dams (N=537); alluvial bars (N=46); suspended sediment (N=69); delta (N=24); reservoir (N= 23).

We suggest that the different concentration of organic carbon in sediments compared to the original soils of the catchment are due to: (i) size selectivity of material upon detachment, transport and deposition processes along flowpaths; (ii) variation in the dominant erosion processes and in the sources of sediments and organic carbon and (iii) processes that affect the organic components of the sediments during the erosion and fluvial transport pathway such as burial, mineralization and new OC formation

4. Conclusion

A non-homogenous redistribution of organic carbon by water and sediment flow takes place within catchments associated to the geomorphological dynamics of sediments.

Selectivity of mineral and organic material during transport and deposition is increasing from upstream to downstream. Mineralization, burial or new organic carbon formation occurs in sediments depending on their transport process and on the post-sedimentary dynamics. The complexity and the variety of processes affecting organic carbon redistribution along flowpaths reveal that some catchments can retain important carbon stocks related to the dynamics and fate of retained sediments.

References

- Boix-Fayos, C., de Vente, J., Albaladejo, J. and Martínez-Mena, M., 2009. Soil carbon erosion and stock as affected by land use changes at the catchment scale in Mediterranean ecosystems. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 133(1-2): 75-85.
- Hoffmann, T., Mudd, S.M., van Oost, K., Verstraeten, G., Erkens, G., Lang, A., Middelkoop, H., Boyle, J., Kaplan, J.O., Willenbring, J. and Aalto, R., 2013. Short Communication: Humans and the missing C-sink: erosion and burial of soil carbon through time. *Earth Surf. Dynam. Discuss.*, 1(1): 93-112.
- Le Quéré, C., Raupach, M.R., Canadell, J.G., Marland, G., Bopp, L., Ciais, P., Conway, T.J., Doney, S.C., Feely, R.A., Foster, P., Friedlingstein, P., Gurney, K., Houghton, R.A., House, J.I., Huntingford, C., Levy, P.E., Lomas, M.R., Majkut, J., Metzl, N., Ometto, J.P., Peters, G.P., Prentice, I.C., Randerson, J.T., Running, S.W., Sarmiento, J.L., Schuster, U., Sitch, S., Takahashi, T., Viovy, N., Van Der Werf, G.R. and Woodward, F.I., 2009. Trends in the sources and sinks of carbon dioxide. *Nature Geoscience*, 2(12): 831-836.
- Stallard, R.F., 1998. Terrestrial sedimentation and the carbon cycle: coupling weathering and erosion to carbon burial. *Global Biogeochemical Cycles*, 12(2): 231-257.

¿PUEDE LA CRECIENTE [CO₂] CONTRARRESTAR LOS IMPACTOS DE LA SEQUÍA SOBRE LA CAPACIDAD DE ALMACENAMIENTO DE CARBONO DE LOS PINARES MEDITERRÁNEOS?

Madrigal González, J.^a, Hantson, S.^b y Zavala, M.A.^a

a Grupo de Ecología Forestal y Restauración, Departamento de Ciencias de la Vida, Universidad de Alcalá (UAH)

b Departamento de Geografía y Geología, Universidad de Alcalá de Henares (UAH)

1. Introducción

Las predicciones más recientes del panel de expertos sobre cambio climático sugieren escenarios con sequías cada vez más frecuentes e intensas cuyas consecuencias podrían ser muy negativas para el funcionamiento de los ecosistemas, particularmente los limitados por agua (IPCC 2013). En consonancia con estas predicciones se han reportado casos de decaimiento forestal asociados a sequías inusualmente intensas en la Península Ibérica (p.e. Sánchez-Salguero et al. 2012, Madrigal-González y Zavala 2014) junto a casos en los cuales se evidencia la fertilización por carbono (p.e. aumento en la carboxilación y la eficiencia en el uso del agua) aunque ésta no necesariamente tiene un efecto positivo sobre la productividad forestal (Peñuelas et al. 2011).

En el presente trabajo utilizamos una aproximación combinada de simulaciones y observaciones a lo largo del último siglo en pinares del centro de España para examinar el posible efecto de la fertilización por CO₂ sobre la productividad forestal incluyendo el papel de la estructura y la gestión forestal como factores coadyuvantes en el tiempo.

2. Materiales y Métodos

Se llevó a cabo un "experimento" basado en el modelo ORCHIDEE (Organising Carbon and Hydrology In Dynamic Ecosystems) que simula la transferencia de carbono atmosférico al bosque (ver detalles en Krinner et al 2005). En concreto se consideraron dos tipos de simulaciones: (i) una en la que la [CO₂] se mantiene constante y otra en la que la [CO₂] atmosférico cambia siguiendo los cambios observados a lo largo del siglo XX.

Se aplicaron modelos mixtos generalizados para analizar la relación entre la capacidad de almacenamiento de carbono predicha por el modelo, las observaciones de almacenamiento de carbono y factores como el clima, la estructura del bosque y la gestión. Dado que se toman medidas sucesivas de stock de biomasa en los diferentes cuarteles del monte objeto de estudio, se establece una relación de dependencia en los datos que debe ser convenientemente incluida a partir de la inclusión de un factor aleatorio en el modelo.

3. Resultados y Discusión

En primer lugar se detectó, a través del análisis de la relación entre el número de años secos por década y la productividad, una tendencia de pérdida de respuesta o desacoplamiento del clima hacia finales del siglo XX, tal y como sería esperable en un escenario de fertilización por carbono (Koutavas 2012). En las décadas de la primera mitad del siglo, esta relación fue notablemente más fuerte que cuando se incluyen las décadas de la segunda mitad (Fig 1).

Ante un enriquecimiento en CO₂, el modelo sugiere que la planta podría asimilar la misma cantidad de carbono en periodos de apertura estomática más cortos lo cual le confiere a medio plazo una mayor eficiencia en el uso del agua y una mayor resistencia. Sin embargo, el efecto positivo de la [CO₂] atmosférico se hizo patente únicamente cuando los efectos de la estructura de la masa forestal y la gestión fueron tenidos en cuenta.

Este resultado apoya la idea de que la estructura del bosque y la gestión son aspectos decisivos cuyos efectos pueden confundirse en el tiempo con los efectos climáticos y particularmente con la fertilización por carbono. Así, su ausencia podría explicar en parte el desacoplamiento entre la eficiencia en el uso del agua y el crecimiento observado en otros trabajos (ver Peñuelas et al 2011).

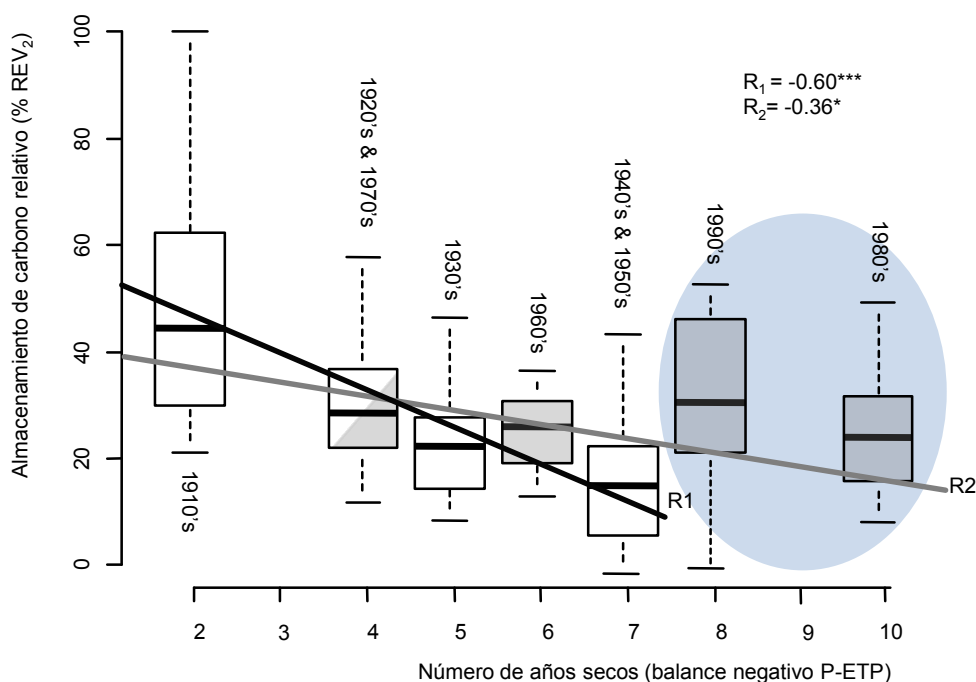


Fig 1. Relación entre el número de años secos por década y el almacenamiento de carbono en valores relativos respecto del stock de carbono de la segunda revisión de la ordenación en cada periodo. En gris aparecen marcados las cajas que resumen la información de las décadas de la segunda mitad del siglo XX. Las cajas representan los percentiles 25 y 75, la línea representa la mediana y las bandas externas los percentiles 10 y 90.

4. Conclusión

Estos resultados sugieren que si bien el CO₂ puede jugar un papel importante como modulador de los efectos del aumento en la frecuencia de años secos, su efecto está mediatizado por factores relacionados con la estructura del bosque y el tipo de gestión. La gestión forestal aparece, por tanto, como un aspecto esencial tanto para entender la dinámica de almacenamiento de carbono en los ecosistemas mediterráneos como para contrarrestar los efectos futuros del cambio climático.

Referencias

- Koutavas, A. 2012. CO₂ fertilization and enhanced drought resistance in Greek firs from Cephaonia Island, Greece. *Global Change Biology* 19:529-539.
- Krinner, G., Viovy, N., Noblet-Ducoudré, N., Ogée, J., Polcher, J., Friendlingtein, P., Ciais, P., Sitch, S., Prentice, C. 2005. A dynamic global vegetation model for studies of the coupled atmosphere-biosphere system. *Global Biogeochemical Cycles* 19: GB1015.
- Madrigal-González, J., Zavala, M.A. (2014). Competition and tree age modulated last century pine growth responses to high frequency of dry years in a water limited forest ecosystem. *Agricultural and Forest Meteorology*.
- Peñuelas, J., Canadell, J.G. and R. Ogaya. 2011. Increased water-use efficiency during the 20th century did not translate into enhanced tree growth. *Global Ecology and Biogeography* 20: 597-608.
- Sánchez-Salguero, R., Navarro-Cerrillo, R.M., Swetnam, T.W. and M.A. Zavala. 2012. Is drought the main decline factor at the rear edge of Europe? The case of southern Iberian pine plantations. *Forest Ecology and Management* 271: 158-169.

RESPUESTA DE LA RESPIRACIÓN DEL SUELO A LAS QUEMAS CONTROLADAS Y EL DEPÓSITO DE N EN UN MATORRAL DEL CENTRO DE LA PENÍNSULA IBÉRICA.

Inclán, R; Uribe, C; Sánchez D. M, Clavero MA, Moreno M.V, Perez, R; Manrique, D; Morante, R.; Cardeña A.

Departamento de Medio Ambiente, CIEMAT, Avda. Complutense 40, 28040 Madrid, España

1. Introducción

En los últimos años se ha extendido el uso de las quemadas controladas como una manera de gestión integrada de los ecosistemas, que considera la prevención de incendios forestales, la fijación de carbono en el sistema, la conservación de la biodiversidad y la lucha contra la desertificación. La entrada de N en los ecosistemas puede alterar el almacenamiento, y los flujos de C y N, siendo aún objeto de debate científico la dirección que tomarán los cambios en la capacidad de almacenamiento de C de los ecosistemas terrestres (Jandl et al. 2014). En el presente trabajo se presentan los resultados obtenidos al estudiar los efectos de Quema controlada y de Adicción de N en los flujos de C en un matorral de *Genisto-Adenocarpum hispanici* del Centro de la Península Ibérica.

2. Material y Métodos

El experimento se realizó en una zona de matorral de *Genisto-Adenocarpum hispanici* situado en la inmediaciones de Madrid. Para ello, se valló una superficie de 1 ha. Dentro del vallado se establecieron 24 parcelas experimentales de 10 x 10 m, con 5 m de separación entre parcelas. De forma aleatoria se seleccionaron la mitad de las parcelas para realizar una operación de desbroce y quema controlada del rastrojo (Q), que se realizó en marzo de 2011. En junio de 2011 se iniciaron las fertilizaciones con NH_4NO_3 , para conseguir los siguientes tratamientos de fertilización: N0 (sin adicción de N, control), N15 (fertilización con $15 \text{ kg}\cdot\text{N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$) y N50 (fertilización con $50 \text{ kg}\cdot\text{N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$). Las adiciones anuales se dividieron en 7 aplicaciones mensuales iguales. El diseño del experimento supone así 6 tratamientos combinados: NQ-N0, NQ-N15, NQ-N50, Q-N0, Q-N15, Q-N50. Todos los tratamientos se replicaron 4 veces.

La medida de la respiración del suelo (R_s) se realizó mensualmente utilizando un Li-8100 entre 2011 y 2013. Simultáneamente a las medidas de R_s se midió la temperatura (T_s) y la humedad del suelo (H_s) en los primeros 10 cm, así como el pH, Carbono total, Nitrógeno total, Carbono orgánico Disuelto (DOC), biomasa de las raicillas y la comunidad microbiana del suelo.

3. Resultados y discusión

Los valores de R_s medidos durante el experimento (Fig 1) mostraban una variación estacional dentro de los rangos descritos por nuestro equipo en otros estudios en la Sierra de Guadarrama (Uribe et al., 2013).

De forma general, se observa que las pérdidas de C del sistema debido a la respiración del suelo resultaron un 8 % menores en las parcelas quemadas ($1033 \text{ gC}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{año}^{-1}$) frente a las no quemadas ($1120 \text{ gC}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{año}^{-1}$). Las fertilizaciones con N ocasionaron una disminución en los valores de R_s respecto al control de un 14-16 % en las parcelas fertilizadas con $15 \text{ kgN}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$ y $50 \text{ kgN}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$ respectivamente. No se ha observado un efecto interactivo entre la quema y la fertilización en la R_s . La disminución de la R_s debido a la quema puede estar asociada a la pérdida del carbono orgánico disuelto del suelo, así como a una ligera disminución de la biomasa microbiana. La menor R_s en las parcelas fertilizadas con N puede deberse a la disminución observada en la biomasa microbiana de los suelos así como los cambios en su composición, ya que no hemos detectado un efecto claro en la biomasa de las raicillas.

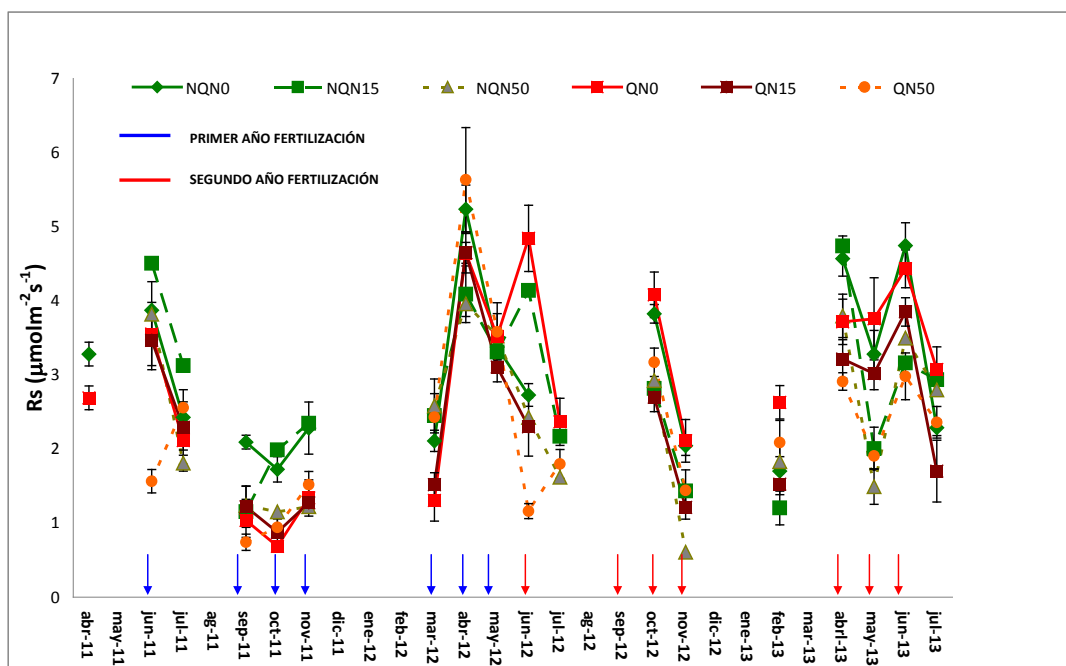


Fig 1. Respiración del suelo en un matorral del Centro de la Península Ibérica. Las flechas indican los meses en que se realizaron las fertilizaciones con N. En azul las fertilizaciones correspondientes al primer año y en rojo las del segundo año.

4. Conclusión

La quema y la fertilización con N ocasionan una disminución en la pérdida de C del suelo debido a la respiración que no se ve influenciada por el efecto interactivo entre ambos tratamientos durante el corto periodo de fertilización del experimento. Los resultados de este experimento son preliminares, no pudiéndose asegurar con certeza la respuesta del sistema a periodos de fertilización más largos, lo que nos permitiría obtener resultados más cercanos a una realidad natural.

Agradecimientos

Esta investigación ha sido realizada dentro del proyecto del PN de I+D+I EMAPGEI (CGL2009-07031). Los autores agradecen la colaboración prestada a la Comunidad de Madrid.

Referencias

- Jandl R, Rodeghiero M, Martinez C, Cotrufo M F, Bampa F, van Wesemael B, Harrison R B, Guerrini I A, Richter Jr D d, Rustad L, Lorenz K, Chabbi A and Miglietta F 2014 Current status, uncertainty and future needs in soil organic carbon monitoring. *Science of The Total Environment* 468-469, 376-383.
- Uribe C, Inclán R, Sánchez D M, Clavero M A, Fernández A M, Morante R, Cardeña A, Blanco A and Miegroet H 2013 Effect of wildfires on soil respiration in three typical Mediterranean forest ecosystems in Madrid, Spain. *Plant and Soil* 369, 403-420.

AGROFORESTRY PRACTICES AN OPTION FOR MITIGATION AND ADAPTATION TO OVERCOME CLIMATE GLOBAL CHANGE

Mosquera-Losada, M.R.^a, Robert Savé^b

^a Crop Production Department. Escuela Politécnica Superior. Universidad de Santiago de Compostela. 27002-Lugo. mrosa.mosquera.losada@usc.es

^b Programa Horticultura Ambiental. Área de Medio Ambiente y Cambio Global. IRTA. Torre Marimon. 08140-Caldes de Montbui (Barcelona). robert.save@irta.cat

Abstract

Agroforestry, a combination of a woody component (shrub/tree) with an herbaceous component (crops/pasture) is considered an important tool to mitigate and adapt agricultural systems to global climate change. Agroforestry approach for agricultural systems in XXI century is focused in technology options that analyses how farming management concepts, practices and technologies, including plant breeding, could enable sustainable intensification of crop production, with the aim to increase benefits production and support goods supply. The aim of sustainable intensification is to increase the productivity from the same area of land through optimizing resources (water, light, nutrient..) use while reducing the environmental impacts, under social and economic beneficial conditions. This approach is nowadays addressed in developing (Harvey et al., 2013) and developed countries (Schoeneberger et al. 2012) as well as at small and large-scale farming, extensive and intensive agricultural production systems (Rigueiro-Rodríguez et al, 2009; Mosquera-Losada et al. 2011). It's important to take into account, that nowadays, land management is changing in the first world, because agricultural management must offer extra value associated to productivity. In this sense, quality, stability, traceability, and the positive and/or negative effects must be considered as key factors to establish a real channel from the cradle to the grave (Reguant 2011).

Some of agroforestry practices can be applied or improved in our country, as Silvopastoralism (grazing in areas with abundant woody vegetation (as a part of understory, overstory or in open areas), hedges and hedgerows, Silvoarable like orchards (olive, almond, apple-trees, vineyards) or forest tree and crop combination or alley cropping to produce biomass from woody vegetation (willow, poplar, walnut, cherry....) and crops (wheat, oat) in alleys, but also in riparian agroforestry systems.

The promotion of mitigation could even be moved forward through the implication of different management practices including trees and cropping systems), minimum tillage, minimal or non irrigation, direct sowing, fertilization management (adequate dates and doses of application). This fact is based on the capacity that agroforestry systems have to preserve C already accumulated in the woody component but also to increase C sequestration in soil and the herbaceous layer of the system at soil depths that are not usually explored by trees or crops. Cropping under trees usually moves tree roots below crop roots and therefore increasing the volume of soil explored by roots, main soil carbon input. Moreover, systems using legume trees have shown, in tropical areas, that a reduction of nitrogen mineral fertilizer inputs can be achieved having a high impact on the reduction of Nitrogen and CO₂ emissions from soil but also through avoiding the use of energy to produce, transport and deliver fertilizers into the field. Agroforestry optimize the use of resources mainly associated to biodiversity. Biodiversity is created due to the habitat heterogeneity caused by the presence of the woody vegetation at different scales. This biodiversity increases the resilience of the ecosystems as the capacity to respond to climate change in a particular area is promoted by the presence of an increasing number of species (vegetation, animal, microbes...).

Predictions of climate change in the Iberian Peninsula mostly indicate that summer drought will be enlarged (Sheffield and Wood 2008; SMC 2013; ACCUA 2010) and therefore plant productivity reduced. Consequently mitigation strategies should be developed according these environmental conditions, that are affecting CO₂ storage and greenhouse gasses balance (Aranda et al 2013; Savé et al 2013). The presence of woody vegetation as overstory or through an adequate

disposition in the borders of the fields could reduce the wind speed and the temperature contributing to reduce GHG emissions. Adequate strategies to increase production in order to overcome summer drought should also be promoted. Genetic selection of plants able to perform better under shade should be carried out to optimize plant production and therefore the incorporation of C into the soil as recommends H2020 strategy.

In summary, agroforestry practices could be a good option to mitigate and adapt ecosystems to climate change. Among others, research dealing with woody vegetation distribution at landscape level and with the best selection of overstory species should be carried out to optimize the capacity of agroforestry systems to mitigate and adapt to climate change.

References

- Aranda, C., Savé, R., Biel, C., Herralde, F., Funes, I. (2013). Efectes de l'Agricultura en el Canvi Climàtic. Proc. Jornada Tècnica DAAM. Les relacions agricultura i canvi climàtic, causa i efecte. 13/12/2013.
- Gràcia, C., Sabaté, S., Vayreda, J., Savé, R., Alonso, M., Vidal, M. (2010). Embornals. En Segón Informe sobre el canvi climàtic en Catalunya. J.E. Llebot Edit. IEC.
- Harvey, C.A., Chaco, M., Donatti C.I., Garen, E., Hannah, L., Andrade, A., Bede, L., Brown, D., Calle, A., Chara J., Clement, C., Gray E., Hoang, M.H., Minang, P., Rodríguez, A.M., Seeberg-Elverfeldt, C., Semroc, B., Shames, S. Smukler, S., Somarriba, E., Torquebiau, E., Etten, J., Wollenberg E. 2012 Climate-smart landscapes: opportunities and challenges for integrating adaptation and mitigation in tropical agriculture. *Conservation Letters* 00 (2013) 1–14.
- Mosquera-Losada, M.R., Freese, D., Rigueiro-Rodríguez, A. (2011) Carbon Sequestration Potential of Agroforestry Systems. *Advances in Agroforestry* 8: 43-59.
- Reguant, F. (2011). Entendre l'agricultura. Una eina imprescindible per sortir de l'embolic del segle XXI. Pagès Editors.
- Rigueiro-Rodríguez A., McAdam, J., Mosquera-Losada M.R., (2009). *Agroforestry in Europe*. Springer.
- Savé, R., Biel, C., Aranda, X., de Herralde, F., Funes, I., Grau, B. (2013). Potencials efectes del canvi climàtic en l'agricultura catalana: alguns conreus característics Dossier Tècnic 66 el canvi climàtic en l'agricultura i el medi natural.
- Schoeneberger, M., Bentrup G., Gooijer, H., Soolanayakanahally, R., Sauer, T., Brandle, J., Zho, X., Current, D. (2012). Branching out: Agroforestry as a climate change mitigation and adaptation tool for agriculture. *Soil and Water Conservation*. 67 (5):128-136
- Sheffield, J., Wood, E.F. (2008). "Projected changes in drought occurrence under future global warming from multi-model, multiscenario, IPCC AR5 simulations". *Clim. Dyn.* 31:79 – 105.

ASPECTOS SOCIO-ECONÓMICOS E INVENTARIOS DE GEI

BIOMOSCATELL DE EL POBLE NOU DE BENITATXELL: CONVERSIÓN AGROECOLÓGICA Y ANÁLISIS DE LA EMISIÓN GASES DE EFECTO INVERNADERO Y CONSUMOS ENERGÉTICOS

Domingo J.^a, Laborda R.^b, Rodrigo E.^c, Sánchez A.^b, Bertomeu S.^b y Xamani P.^b

^a Fundación Global Nature. Calle Real, 48. 28231 Las Rozas (Madrid). jdomingo@fundacionglobalnature.org.

^b 2 Dpto. de Ecosistemas Agroforestales, Universitat Politècnica de València (UPV), Camino de Vera s/n, 46022 València, España. rlaborda@eaf.upv.es.

^c Instituto Agroforestal Mediterráneo, Universitat Politècnica de València, Camino de Vera s/n, 46022 València, España.

1. Introducción

En El Poble Nou de Benitatxell que está situado en la Marina Alta (Alicante) actualmente se está llevando a cabo una iniciativa municipal para estimular la conversión ecológica del cultivo de uva en la que participan los agricultores, el Ayuntamiento y la UPV. El diagnóstico energético y de emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) se ha realizado dentro de una de las acciones del proyecto LIFE+ *Application of a common evaluation system in the 4 largest agricultural economies of the EU*. Esta evaluación pretende identificar los aspectos clave de la explotación en los que acometer mejoras de gestión y así alcanzar las reducciones energéticas y de GEI.

2. Materiales y Métodos

Se han evaluado 4 parcelas de uva de mesa de variedad Moscatel Romano de Alejandría de superficie entre 0,08 y 0,83 ha. No existen diferencias significativas entre las 4 parcelas en cuanto a los métodos de cultivo y, aunque la muestra no puede considerarse suficientemente representativa, se considera que pueden ofrecer una buena imagen de la limitada variabilidad que existe en la zona.

La herramienta AgriClimateChange Toll (ACCT) permite evaluar anualmente el consumo de energía no renovable, las emisiones de GEI así como las variaciones en el almacenaje de carbono a escala de explotación. El consumo de energía directa no renovable (combustible, electricidad, gas, etc.) se evalúa tomando en cuenta el consumo directo y, tomando en consideración diversos insumos y materiales (fertilizantes minerales, piensos, maquinaria, infraestructuras, etc.). Cada uno de estos insumos está asociado a un coeficiente energético, del cual obtendremos un valor. Los GEI evaluados son CO₂, CH₄ y NO₂, que posteriormente se convierten a toneladas equivalentes de CO₂.

3. Resultados y Discusión

Las parcelas agrícolas analizadas consumen una media de 9,05 GJ·ha⁻¹·año⁻¹, con una alta homogeneidad. La eficiencia energética media, es decir la energía consumida por cada tonelada de uva, es de 1,24 GJ·t⁻¹, apreciándose una variabilidad mayor debido a la variabilidad de los rendimientos de cada parcela, con una variación de hasta 1,4 t·ha⁻¹. Se trata de unos consumos energéticos muy bajos comparados con otros sistemas agrícolas, pero que están dentro de la media de este cultivo, especialmente en condiciones de no regadío y con rendimientos esperados moderados.

En la figura 1 se observa que el 53% de la energía consumida es de tipo directo, es decir, energía consumida en la propia explotación (más relacionado con el coste financiero¹), lo que supone 5,3 GJ·ha⁻¹. El 47% restante de la energía consumida es de tipo indirecta, es decir energía consumida fuera de la explotación, con una repercusión menor sobre el coste financiero (Figura 2). El combustible agrícola representa el consumo energético más elevado de la explotación. Se realizan de 2 a 3 trabajos de suelo, abonado, tratamientos y cosecha. Los tratamientos fitosanitarios (24 %) y fertilizantes (13 %) están en segundo lugar debido a los costes de

¹ Los costes energéticos no tienen relación directa con los costes financieros, ya que los costes energéticos consideran costes ocultos no incluidos en la contabilidad financiera (consumos energéticos indirectos).

fabricación y transporte, este consumo no está ligado estrictamente al agricultor. El consumo de equipamiento (10 %) se debe una parte proporcional del coste de la maquinaria y, por tanto, es de nuevo un consumo energético indirecto.

Las emisiones de GEI son emisiones brutas de la explotación, ya que no se ha podido contabilizar ninguna infraestructura natural ni prácticas agrícolas que permitan hacer un balance entre las emisiones y la captura de carbono. Ascienden a $0,58 \text{ teqCO}_2 \cdot \text{ha}^{-1}$, con respecto a la unidad de producción son de $0,08 \text{ teqCO}_2 \cdot \text{t}$ de uva. Ambos indicadores se muestran muy homogéneos sin diferencias significativas.

Un 46% de estas emisiones están ligadas al consumo directo de energía de la maquinaria agrícola realizadas en el perímetro interno de la explotación. Las emisiones directas e indirectas de suelos, suponen hasta el 11% y el resto de los consumos (fabricación, transporte de fertilizantes, de fitosanitarios, fabricación y transporte de materiales y acceso de la energía) suponen el 43% restante y son emisiones de perímetros externos, es decir que no se dan en la misma explotación sino en otros lugares.

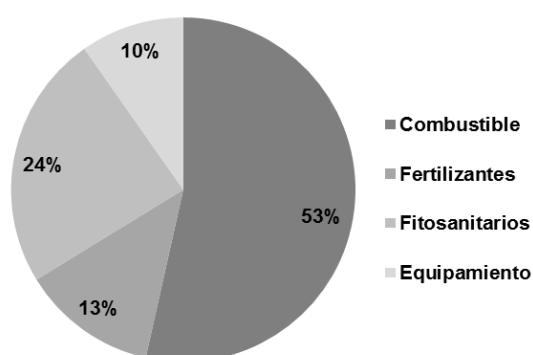


Fig 1. Consumo energético medio.

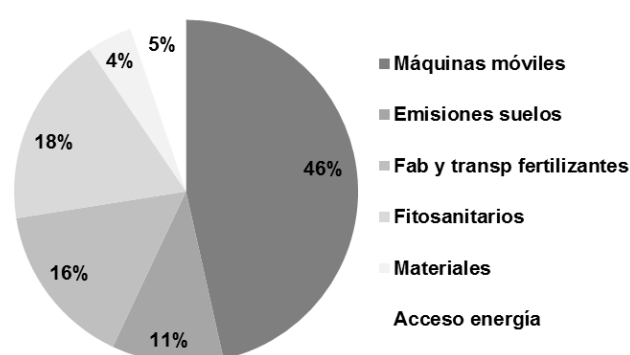


Fig 2. Emisiones GEI medias.

4. Conclusión

Los resultados del estudio ponen de manifiesto que, a pesar de ser un sistema de bajos niveles energéticos y emisiones, existe un cierto margen de maniobra para reducir estas cifras, y lo que es más importante, para que estas reducciones no supongan una pérdida de rendimiento del cultivo o un coste adicional (y por tanto una merma en los ingresos de los agricultores), sino una mejora de la competitividad. En los informes y charlas realizadas con los agricultores, estos resultados han servido para proponer algunas prácticas agrícolas en este sentido: reducción del laboreo (para evitar emisiones de suelo pero también ahorrar en combustibles), optimización de la fertilización o cambio a fertilización orgánica de origen local, reducción de la presión fitosanitaria, etc. Todas estas medidas tienen la ventaja de ser coherentes con los cambios que deberán llevar a cabo en la conversión de cultivo convencional a ecológico.

CÁLCULO DE CAPTURA DE CO₂ DE PLATANUS X HISPÁNICA MEDIANTE EL MÉTODO UFORE EN LA ZONA NORTE DE LA CIUDAD DE VALENCIA.

Llorens B.^a, Xamani P.^a, Rodrigo E.^b, Sánchez A.^a, Bertomeu S.^a y Laborda R.^a.

^a Dpto. de Ecosistemas Agroforestales, Universitat Politècnica de València (UPV), Camino de Vera s/n, 46022 València, España. riaborda@eaf.upv.es. Tel + 34 963879257. Fax + 34 963879269

^b Instituto Agroforestal Mediterráneo, Universitat Politècnica de València, Camino de Vera s/n, 46022 València, España.

Desde hace varias décadas, las políticas medioambientales de los países se centran casi en su totalidad en implantar sistemas que reduzcan, entre otros contaminantes, las emisiones de dióxido de carbono para minimizar las repercusiones del denominado efecto invernadero. Este estudio se basa en la aplicación del modelo UFORE (Urban Forest Effects) en la zona norte de la ciudad de Valencia. El Departamento de Agricultura del Gobierno de Estados Unidos desarrolló en la década de los 90 el modelo UFORE, que consiste en un software capaz de analizar, entre otros parámetros, la captura y almacenamiento de dióxido de carbono que realizan los árboles y arbustos según su especie. En España existen estudios en Fuenlabrada y Barcelona, a nivel mundial se ha aplicado en ciudades de algunos países como China, Brasil, México y Chile y en numerosas ciudades de EE.UU. En Valencia, dentro de un proyecto que se está realizando en la actualidad, se ha contabilizado la cantidad de CO₂ que almacena la especie vegetal con mayor presencia en las calles de la ciudad. El plátano de sombra (*Platanus x hispanica*) presenta una acumulación total de carbono de 8.633.098 t y el carbono neto secuestrado es de 1.268.054 t/año. Ya que no todas las especies vegetales secuestran y almacenan CO₂ con la misma rapidez e intensidad, UFORE resulta un método útil para evaluar los bosques urbanos de las ciudades. Los resultados contribuirán a una gestión y planificación eficiente de los espacios verdes con el objetivo de mitigar los GEI y mejorar la calidad del aire de las ciudades.

HOW MUCH MAY SPANISH FARMERS CONTRIBUTE TO MITIGATION? EVALUATION OF A MARGINAL ABATEMENT COST CURVE FOR SMALL CHANGES IN CROP MANAGEMENT

Sánchez, B^a, Iglesias, A^a, Alvaro-Fuentes, J^b, McVittie A^c

^a Department of Agricultural Economics and Social Sciences, Universidad Politécnica de Madrid, Madrid, Spain

^b Departamento de Suelo y Agua, Estación Experimental de Aula Dei, Consejo Superior de Investigaciones Científicas (EEAD-CSIC), P.O. Box 13034, 50080, Zaragoza, Spain

^c Sustainable Ecosystems Team, Scotland's Rural College, West Mains Road, Edinburgh, EH9 3JG, Scotland

1. Introduction

Climate change and agricultural policies need information about the mitigation potential and cost of greenhouse gas (GHG) mitigation strategies. The role of farmers and the potential of small changes in soil management is little understood. This paper considers some of the agricultural soil management practices that may contribute to the mitigation of greenhouse gas emissions, their cost, and potential implementation. .

Information on the cost of greenhouse gas reduction is limited and fragmented (MacLeod et al., 2010). An approach to evaluate costs and mitigation potential is to estimate marginal abatement costs curves (MACC). The MACC summarises our estimate of the realistic volume and costs of opportunities to reduce GHG emissions; MACC curves have been derived for the major sectors (McKinsey and Company, 2008; McKinsey and Company, 2008) and for agricultural greenhouse practices in some countries (MacLeod et al., 2010; Moran et al., 2011).

Here we evaluate the cost-effectiveness of GHG mitigation measures on crop and soil management at farm level in Spain. First, we select the most suitable mitigation measures according to the agronomic, climate and production factors for the case study based on a previous study (Sánchez et al., 2013). Then we collect representative and available data for the case study on crop production and impact of the implementation of the measure in terms of soil organic carbon (SOC), yield and costs. Finally, we estimate the cost-effectiveness of the mitigation measures applicable in the case study by a marginal abatement costs curve.

2. Methods

Our methodological approach includes the following components:

- (a) The mitigation measures applicability: The applicability of the mitigation measures is established according to the agronomic, climate and production factors for the case study (Sánchez et al., 2013).
- (b) The data collection of the mitigation measures: The data collection in the case study area takes information from existing publications and studies, analyzing the agronomic experimental evidence for the case study. The available data for the implementation of the mitigation measures selected is collected in terms of soil organic carbon (SOC), yield and costs
- (c) The cost-effectiveness of the mitigation measures: Built on the data collection, we develop the marginal abatement cost curve to estimate the cost-effectiveness of the mitigation measures applicable in the Spanish case study.

3. Results and discussion

The cost per unit of CO₂eq saved of a particular mitigation practices in the case study area and a ranking of all the practices considered in terms of cost-effectiveness and abatement potential to reduce GHGs (Work in progress).

4. Conclusions

The MACC analysis to determine the cost-effectiveness of the mitigation measures in the agriculture for the Spanish case study can be an interesting contribution to the literature since there are not similar studies in this region so far (Work in progress).

Aknowledgements

We acknowledge funding from the SmartSOIL project (<http://smartsoil.eu/>), EU, 7th Framework Programme, and the support of the REMEDIA network (www.remedia.org).

References

- MacLeod M, Moran D, Eory V, Rees RM, Barnes A, Topp CFE, Ball B, Hoad S, Wall E, McVittie A, Pajot G, Matthews R, Smith P, Moxey A (2010) Developing greenhouse gas marginal abatement costs curves for agricultural emissions from crops and soils in the UK. *Agricultural Systems*, 103: 198–209
- McKinsey & Company, 2008. An Australian cost curve for greenhouse gas reduction. <http://www.mckinsey.com/clientservice/ccsi/pdf/Australian_Cost_Curve_for_GHG_Reduction.pdf>
- McKinsey & Company, 2009. Pathways to a low-carbon economy – global greenhouse gases (GHG) abatement cost curve. Version 2 of the Global Greenhouse Gas Abatement Cost Curve – January 2009. <<http://globalghgcostcurve.bymckinsey.com/>>
- Moran D, Macleod M, Wall E, Eory V, McVittie A, Barnes A, Rees R, Topp CFE, Moxey A (2011) Marginal Abatement Cost Curves for UK Agricultural Greenhouse Gas Emissions. *Journal of Agricultural Economics*, 62: 93–118.
- Sánchez B, Álvaro-Fuentes J, Cunningham R, Iglesias A (2013) Towards mitigation of greenhouse gases by small changes in farming practices: Understanding local barriers in Spain. Submitted to *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*.

MITIGATION STRATEGIES TO REDUCE GHG BETWEEN MULTIFUNCTIONAL LANDSCAPES

Del Prado, A.^{*a}, Gallejones P^a., Mas K^b, Pardo G^a.

^aBC3- Basque Centre For Climate Change, Alameda Urquijo, 48009, Bilbao, Bizkaia

^bLORRA S. Co., B^o Garaioltza 23 Bajo-48196 Lezama (Bizkaia)

1. Introduction

Excess nutrients are often imported onto farms, and instead of being effectively recycled within the agri-food system, they are wasted, giving rise to pollution (to the air as greenhouse gas (GHG) and ammonia emissions; and to water as nitrate and phosphorus transfers) and increased energy costs. The need to fulfill multiple objectives in land uses call for a holistic approach and interdisciplinary analyses where the interactions of the components can be integrated and analyzed as a whole. Modelling is a useful approach to integrate all the relevant issues that affect not only the GHG emissions but also other issues related to the multifunctionality of a landscape. In this context, the overall objective of this study is to use a newly developed modelling framework capable of simulating the external and internal flows and transformations of N, C and energy between multifunctional land-use elements of a landscape in order to test different GHG mitigation strategies applied at the landscape scale. For this abstract, a case study is shown in order to illustrate the potential use of the framework to study GHG mitigation measures at the landscape scale.

2. Materials and methods

New mathematical simulation models comprising submodels for dairy farms (LAND_{DAIRY}: del Prado et al., 2013), crop rotations (SIMS_{NIC}: Gallejones et al., in rev.), anaerobic digestion plant and a composting plant (Pardo et al., 2013) were integrated within the landscape LANDGHG modeling framework. The impact of external inputs (e.g. purchased animal feed, mineral fertilizer) was also accounted for following an incomplete life cycle approach (LCA).

The LANDGHG approach was used to explore land use patterns to optimize sustainable use of nutrients and energy at the landscape scale. In this way, we aim to determine a range of potential scenarios that can deliver patterns of land use which would be fit for purpose (in terms of producing agricultural products with minimal GHG impacts).

Two landscapes located in different agro-climatic areas (Bizkaia: Atlantic and Araba: Humid Mediterranean) and distanced around 100km were chosen to carry out the study. Whereas this Atlantic area is typically involved in dairy production, the humid Mediterranean area has arable farming as its main agricultural systems. The study is intended to be used for demonstration purposes of the modeling approach and thereby, a simplification of the current agricultural practices was made. The Atlantic scenario comprised 17 dairy farms in Bizkaia (1281 cows, 55% producing dairy cows, 5616 t milk/year, 489 ha in Karrantza) and the humid Mediterranean area was defined as an arable cropping area with wheat cropping (489 ha in the Llanada Alavesa). The main objective for the baseline scenario was to produce human food (e.g. milk, wheat flour) and animal and crop by-products were assumed not to be connected amongst the different landscapes or within the different farms. A number of alternative scenarios with varied objectives including energy output or maximizing the internal recycling of matter and energy between both areas are being currently tested. For this particular example we compared the baseline scenario with an alternative one (named energy-based) which had as its main objective to combine production of food for human consumption and bioenergy from land (bioenergy crops) and through the digestion of animal slurry and to try to reconnect both landscapes through the transportation and use of some of the crop by-products as animal feed (for the dairy cows farms). The cropping area which had wheat as the only cropping system was replaced by a wheat-rapeseed-wheat rotation to obtain food (from wheat) and biodiesel (from rapeseed). The rapeseed cake by-product was exported to

the dairy farms in the Atlantic area with the intention to replace imported rapeseed and soybean in the feed ingredients. The slurry produced in the Atlantic area was treated in an anaerobic digestion plant in order to obtain electricity. The digestate was subsequently re-applied on the dairy farms.

3. Results and Discussion

The alternative energy-based scenario led to a reduction in total GHG emissions of about 30% (6.7 Gg CO₂-e vs 9.3 Gg CO₂-e) (Fig 1). This reduction was mainly achieved through a sharp decrease in N₂O on-farm emissions and through the replacement of some of the imported ingredients in the animal feed. In fact, the off-farm reduction was mainly achieved by replacing 8% of the imported dairy feed (rapeseed and soybean) with an equivalent (in proteins) amount of rapeseed cake coming as a by-product from the production of local biodiesel. Avoided emissions by substitution of electricity generated from fossil fuels in the Spanish production mix and energy generated by the use of conventional diesel were about 20% of the total GHG impact of the energy-based scenario. Methane emissions from enteric fermentation were also reduced through the increase in the level of unsaturated fatty acids in the feed ration.

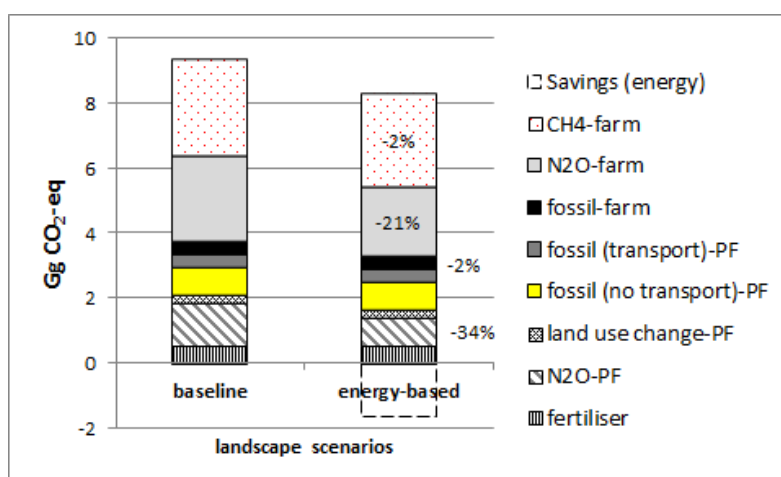


Fig. 1. Contribution of the different sources of GHG emissions for the baseline and the alternative energy-based scenario. PF stands for pre-farm chain.

Using some of the land for bioenergy purposes resulted in expected trade-offs in human food production (7% in total fat yield and 21% in protein food). Also, whereas total NH₃ losses slightly decreased, NO₃ leaching substantially increased in the energy-based scenario.

Acknowledgements

The authors would like to thank the Spanish National R+D+i Plan Projects (CGL2009-10176, AGL2012-37815-C05-04)

References

- Del Prado A, K. Mas, G. Pardo, P. Gallejones. 2013. Modelling the interactions between C and N farm balances and GHG emissions from confinement dairy farms in northern Spain. *Science of the total Environment* 465: 156-165.
- Gallejones P., M.A. Ortuzar, A. Aizpurua and del Prado A. in rev. Development of a new model for the simulation of N₂O emissions: A case-study on wheat cropping systems under humid Mediterranean climate. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*.
- Pardo, G., Moral R., del Prado, A. 2013. Modelling management options of organic waste for the evaluation of synergies and trade-offs between climate change mitigation and ecosystem services. 15th RAMIRAN International Conference. 3-5 June. Versailles (France).

EMISIONES DE GEI ASOCIADAS A LA PRODUCCIÓN VEGETAL Y AL CONSUMO DE ALIMENTOS EN ESPAÑA.

Aguilera, E.^a, Guzmán, G.^a, Lassaletta, L.^b, Infante-Amate, J.^a, González de Molina, M.^a

^a Universidad Pablo de Olavide, Ctra Utrera km 1 41013, Sevilla

^b CNRS /Université Pierre et Marie Curie. Paris. France

1. Introducción

El Inventario Nacional de Emisiones cuantifica las emisiones de GEI en el sector agrícola en España a nivel agregado, ofreciendo una idea de su contribución relativa a las emisiones totales generadas por este país. En este trabajo se ha tratado de complementar esta información con una estima de la emisión de N₂O más ajustada a las condiciones climáticas, y cuantificando las emisiones asociadas a la producción de insumos. Además, esta panorámica de las emisiones de la producción se ha complementado con un enfoque desde el consumo (Lassaletta et al. en revisión), que tiene en cuenta la huella de carbono del comercio exterior.

2. Materiales y Métodos

La emisión agregada de GEI asociadas a las actividades agrarias y al consumo de alimentos en España se ha cuantificado mediante Análisis de Ciclo de Vida (ACV). Para ello, se han comparado dos aproximaciones: *top-down*, basada en la combinación de datos de actividad agregados (consumo de fertilizantes y otros insumos, aplicación de nitrógeno al suelo) con factores de emisión de cada actividad; y *bottom-up*, basada en la aplicación de factores de emisión a cada cultivo (aproximación utilizada por los Inventarios). Los factores de cada actividad procedieron de bases de datos de ACV y de una revisión de la literatura científica. Los factores para cada cultivo se obtuvieron en su mayoría mediante ACV a nivel de explotación realizado mediante entrevistas (Aguilera et al. En prep.), completando los restantes con datos de la literatura. En el caso concreto de la emisión de N₂O, se emplearon factores de emisión estimados para el clima mediterráneo (Aguilera et al. 2013) que distinguen secanos, regadíos tradicionales y regadíos por goteo.

Para la estimación del consumo de alimentos en España, se asociaron factores de emisión a todos los productos importados y exportados (alimentos y piensos) recogidos por FAOSTAT para 2008. Los factores de emisión de los productos importados se obtuvieron de la literatura mientras que para los productos exportados se emplearon los factores usados para la estimación *bottom-up*. Por último, la clasificación por destinos de los productos agrícolas (alimentación humana/alimentación animal/industria) también se realizó en base a la información proporcionada por FAOSTAT.

3. Resultados y Discusión

Los resultados muestran el gran impacto de la elección del factor de emisión sobre la estimación de las emisiones directas de N₂O en España. El empleo de factores mediterráneos lleva a una reducción en la emisión directa de N₂O estimada de alrededor del 50%. Las emisiones indirectas serían ahora la mayor fuente de N₂O.

La clasificación por categorías SNAPS ofrecida por el Inventario permite agregar algunos tipos de emisiones asociadas al uso de energías fósiles a la figura de emisiones agrícolas, mostrando la gran importancia de la emisión directa del combustible cuando se compara, por ejemplo, con las emisiones de N₂O. Sin embargo, nuestros resultados apuntan a que una parte aún mayor de las emisiones "fósiles" atribuibles a la agricultura española se generan durante la producción de los insumos empleados: principalmente fertilizantes pero también electricidad, combustible, maquinaria, pesticidas e invernaderos.

La cuantificación de las emisiones vinculadas al comercio exterior muestra la enorme huella de carbono asociada a los productos importados, de una magnitud similar a la de la producción local. La mochila asociada a los productos exportados también es considerable, aunque inferior.

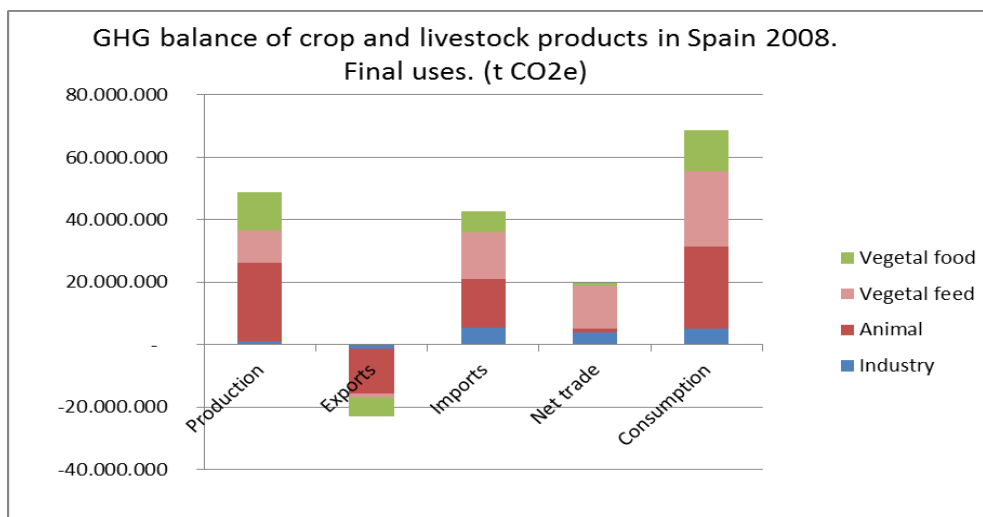


Fig 1 Balance de GEI de la producción, comercio exterior y consumo de productos agropecuarios en España

Los resultados desagregados por destinos (Fig 1) reflejan la importancia de las emisiones asociadas a los alimentos animales en la dieta española. Estas suponen alrededor de 3,1 kg de CO₂e por persona y día, frente a 0,8 kg CO₂e emitidos por los alimentos vegetales. Los alimentos animales contribuyen, por tanto, en un 79% a las emisiones totales de la alimentación, mientras que a cambio aportan un 64% de la ingesta proteica diaria y un 26% de la ingesta calórica (FAOSTAT). Esto implica que, a nivel agregado, la huella de carbono de la proteína animal duplica a la de la proteína vegetal (54 frente a 25 g CO₂e/g proteína), y la de la caloría animal es un orden de magnitud superior a la de la caloría vegetal (3,69 frente a 0,34 g CO₂e/kcal).

Otro resultado muy relevante es la importancia de la producción de piensos en el balance de carbono del consumo, con una emisión que duplica a la de la producción de alimentos vegetales, y que es equivalente a todas las emisiones directas generadas por la ganadería española. Si bien la producción local de piensos es significativa, la mayor parte de las emisiones asociadas a los alimentos para animales se produce fuera del país, en los lugares de origen de las grandes *commodities* importadas por España, como la soja (en grano o en tortas), el maíz y el trigo.

4. Conclusión

Este estudio preliminar muestra la importancia de las emisiones generadas en la producción de los insumos agrícolas empleados por la agricultura española, elevando notablemente la estimación de las emisiones atribuibles a la agricultura respecto a las clasificaciones tradicionales del IPCC y los inventarios. Por otro lado, pone de manifiesto la desproporcionada contribución de los productos animales a la emisión total, en relación al aporte dietético que ofrecen.

De sendos hallazgos se derivan al menos dos hechos fundamentales en el ámbito de la mitigación: la necesidad de incluir todos los impactos a nivel de ACV en la evaluación de las estrategias, y el gran potencial existente en las estrategias ligadas al consumo.

Referencias

- Aguilera E., Lassaletta L., Sanz-Cobena A., Garnier J., Vallejo A. 2013. The potential of organic fertilizers and water management to reduce N₂O emissions in Mediterranean climate cropping systems. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 164, 32-52.
- Lassaletta, L., Aguilera, E., Sanz-Cobena, A., Pardo, G. Billen, G., Garnier, J., Grizzetti, B. Delocalization of N₂O emissions of Spanish agro-food system in the period 1961-2009. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*. En revisión

OPTIMIZACIÓN DEL DESARROLLO DE CALIBRACIONES PARA ESTIMAR CARBONO ORGÁNICO EDÁFICO MEDIANTE ESPECTROSCOPIA DE INFRARROJO CERCANO (NIR)

Guerrero, C.

Departamento de Agroquímica y Medio Ambiente. Universidad Miguel Hernández, Avenida de la Universidad s/n, 03202, Elche, Alicante

1. Introducción

Los métodos analíticos existentes para determinar el carbono orgánico (CO) edáfico son laboriosos, algunos son caros (analizadores elementales), y otros generan una gran cantidad de residuos peligrosos (aquellos basados en la oxidación con dicromato potásico). Por todo ello, el número de muestras en las que se puede analizar el CO suele ser limitado, de manera que las inferencias que se realizan también son limitadas, especialmente en zonas con una alta heterogeneidad espacial. La espectroscopía de infrarrojo cercano (*near infrared*, NIR) es una técnica cuyas características ofrecen ventajas cuando se deben realizar estimaciones en cientos o miles de muestras, ya que los espectros se obtienen con rapidez y sencillez, no se requiere del uso de reactivos químicos, y el procesamiento de la muestra es mínimo. Esta técnica requiere del desarrollo de calibraciones, en las que se relacionan las características espectrales con las propiedades edáficas. Para ello, es necesario disponer de un amplio conjunto de muestras de las que se tienen sus espectros y los valores de las propiedades edáficas (obtenidos con los métodos de análisis de referencia). Pero las calibraciones sólo son válidas para ser usadas en suelos con características similares a los usados en el proceso de calibración. Por ello, es frecuente obtener predicciones de baja calidad cuando las calibraciones son usadas en suelos de zonas nuevas (no incluidas en la calibración). Teniendo en cuenta que los suelos tienen una gran variabilidad en composición y características, el intentar incluir toda esa variabilidad en las calibraciones es una tarea larga y costosa, y probablemente innecesaria. Por ello, es interesante desarrollar estrategias que permitan y obtener calibraciones robustas con poco esfuerzo, y que además sean flexibles para poder extrapolar su uso en suelos de zonas nuevas, y de esta manera, evitar el desarrollo de extensas calibraciones, que es la gran limitación de esta técnica (Guerrero et al., 2014).

En este trabajo mostraremos el efecto que tiene una nueva estrategia en las predicciones de CO edáfico obtenidas con tres calibraciones de diferente tamaño, las cuales representan diferentes esfuerzos. La efectividad de la estrategia ha sido evaluada en 989 muestras, procedentes de diez zonas diferentes (ocho de España, una de Suecia y una de UK).

2. Materiales y Métodos

Se construyeron tres calibraciones para estimar CO por NIR: i) una calibración nacional, con 1096 muestras recolectadas a lo largo de la Península Ibérica; ii) una calibración provincial, con 147 muestras de la Provincia de Alicante; iii) una calibración local, con sólo 40 muestras recolectadas de una zona forestal (400 hectáreas) de la provincia de Guadalajara. Todas las calibraciones fueron construidas usando regresión PLS (*partial least squares*). Estas tres calibraciones fueron usadas para estimar el CO en 989 muestras de suelo procedentes de ocho zonas de España, de una zona de Suecia y de una zona de UK. Las zonas están ubicadas, como mínimo, a más de 15 kilómetros de los lugares muestreados para desarrollar las calibraciones. En cada una de esas zonas la densidad de muestreo fue alta, y representan lugares en donde se desearía realizar una determinación del "stock" de CO edáfico. También se realizaron predicciones tras aplicar una nueva estrategia, la cual pretende asegurar que la calibración contiene muestras similares a las de la zona de estudio, y que esas muestras son estadísticamente más importantes que las otras muestras presentes en la calibración (Guerrero y col. 2014). Para ello, en cada una de las zonas se siguieron estos pasos: i) se seleccionan 8 muestras espectralmente representativas de la zona; ii) se analiza el CO en esas 8 muestras con el método de referencia; iii) se añaden los

espectros y los valores de CO en la matriz de calibración, y se les asigna un mayor peso estadístico que a las otras muestras presentes en la calibración; iv) se procede a recalibrar. Para evaluar la calidad de las predicciones, se compararon los valores reales y los estimados, y se calcularon parámetros tales como el coeficiente de determinación (R^2), RMSEP (*root mean square error of prediction*), SEP (*standard error of prediction*), *bias* y RPD.

3. Resultados y Discusión

Cuando no se usó la estrategia, las estimaciones obtenidas con las calibraciones de pequeño tamaño mostraron grandes errores, y los valores de R^2 fueron muy bajos (Tabla 1). Ello era esperable, debido a que estas calibraciones son poco representativas y no contienen muestras similares a las de las zonas de estudio. Las predicciones obtenidas con la calibración nacional mostraron un R^2 alto, aunque también mostraron un error importante, principalmente debido a un alto *bias* (Tabla 1). Este resultado demuestra que es difícil que una calibración, a pesar de ser de escala nacional, pueda contener toda la variabilidad de los suelos. La calidad de las predicciones mejoró notablemente tras aplicar la estrategia, especialmente cuando se usaron las calibraciones de pequeño tamaño. De hecho, tras aplicar la estrategia, los resultados obtenidos con las calibraciones de menor tamaño fueron mejores que los obtenidos con la calibración de escala nacional (Tabla 1). Este efecto se debe a que las calibraciones de pequeño tamaño son más flexibles e integran con más facilidad la nueva variabilidad de las zonas de estudio.

Tabla 1. Resultados de las predicciones obtenidas en las 989 muestras de las diez zonas estudiadas.

	Sin estrategia			Con estrategia		
	Nacional	Provincial	Local	Nacional	Provincial	Local
R^2	0.850	0.181	0.000	0.956	0.969	0.957
RMSEP	2.51	4.75	19.02	0.69	0.54	0.64
<i>bias</i>	-1.59	2.56	6.10	-0.20	-0.03	-0.01
SEP	1.94	4.01	18.02	0.66	0.54	0.64
RPD	1.22	0.64	0.16	4.42	5.68	4.81

4. Conclusión

Los resultados demuestran que se puede evitar la construcción de grandes calibraciones, que es la mayor limitación de la espectroscopía NIR. La estrategia evaluada no abandona por completo el uso de los métodos de referencia, ya que exige de cierto esfuerzo analítico para cada zona nueva. Pero si se usan calibraciones de pequeño tamaño, en conjunto, los esfuerzos analíticos son mucho menores que los necesarios en el enfoque clásico, en donde es necesario el desarrollo de grandes y costosas calibraciones. Esta estrategia claramente optimiza el trabajo necesario para usar la técnica, permitiendo que grupos nuevos la puedan usar con poco esfuerzo.

Agradecimientos

Este proyecto (referencia CGL2011-27001) está financiado por el "Ministerio de Economía y Competitividad" (Plan Nacional I+D+i). Se agradece a R. Zornoza, B. Stenberg, J. Wetterlind, A. Mouazen, B. Kuang, J.D. Ruiz-Sinoga y a F.T. Maestre por ceder algunas muestras para este estudio.

Referencias

Guerrero C., Stenberg B., Wetterlind J., Viscarra Rossel R.A., Maestre F.T., Mouazen A.M., Zornoza R., Ruiz-Sinoga J.D., y Kuang B. 2014. Assessment of soil organic carbon at local scale with spiked NIR calibrations: effects of selection and extra-weighting on the spiking subset. *European Journal of Soil Science*, <http://dx.doi.org/10.1111/ejss.12129>

PRÁCTICAS AGRÍCOLAS CON POTENCIAL DE MITIGACIÓN DE GASES DE EFECTO INVERNADERO EN ECUADOR: EVALUACIÓN DE IMPACTOS ECONÓMICOS, SOCIALES Y AMBIENTALES.

Cayambe, J., Iglesias, A.

Departamento de Economía Agraria y Ciencias Sociales. Universidad Politécnica de Madrid, Madrid, España.

1. Introducción

Desde 1992, a nivel mundial, varias medidas fueron consideradas para evitar, en lo posible, los efectos adversos del Cambio Climático. La Convención sobre Cambio Climático, firmada por 154 países, incluido Ecuador, implica un compromiso principalmente por parte de los países industrializados, para disminuir las emisiones de CO₂. (CMNUCC. 1992)

Ecuador, como uno de los signatarios de la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático y del Protocolo de Kioto, no tiene compromisos obligatorios de reducción de emisiones de gases de efecto invernadero (GEI). Sin embargo, un importante número de acciones nacionales voluntarias de mitigación han sido desarrolladas. (MAE. 2011)

Según el Inventario Nacional de Gases Efecto Invernadero del Ecuador presentado en la Segunda Convención Nacional sobre Cambio Climático (MAE. 2011), la evolución sectorial de las emisiones de los GEI directos (N₂O, CO₂ y CH₄) por sector durante cuatro años de estudio, se observa que el sector agrícola es el que más aporta a las emisiones totales, seguido por el sector USCUS (Cambio de uso de suelo y silvicultura) y en menor escala por los sectores de energía, desechos y procesos industriales. Por otra parte durante los cuatro años analizados, es notoria la prevalencia de las emisiones de N₂O y CO₂, mientras el aporte de CH₄ es menor. Las principales fuentes de emisiones de CO₂ son la conversión de bosques y pastizales a otros usos, el uso y manejo de los suelos en el sector USCUS y el transporte en el sector energía.

Los objetivos de este estudio se centran en analizar el potencial de mitigación de prácticas agrarias de especial interés para el desarrollo de políticas agrarias en diferentes regiones. Evaluar los posibles efectos adicionales positivos y negativos para el medio ambiente derivados de la implementación a gran escala de estas prácticas agrarias; y, evaluar las barreras e incentivos para la implementación y los costes que conlleva el desarrollo de las prácticas seleccionadas.

Cabe recalcar que la implementación de medidas puede disminuir la productividad o incrementar los costes, lo que hace necesario ejercer incentivos y también formación de productores. Se utilizará el potencial de mitigación de una serie de prácticas agrícolas para preseleccionar aquellas que presenten oportunidades en los sistemas de cultivo tradicionales del Ecuador. Estas prácticas serán entonces evaluadas por una serie de partes interesadas para definir los obstáculos y las oportunidades para su aplicación con un enfoque especial en el desarrollo de políticas.

2. Materiales y Métodos

La evaluación de medidas de mitigación incluye tres componentes:

a. Selección de medidas de mitigación: Evidencia experimental del potencial de mitigación.

b. Criterios de evaluación: Prácticas de evaluación de los actores. Estos criterios incluyen los intereses de los agricultores, barreras existentes y limitaciones para la implementación y sinergias políticas. Los incentivos necesarios son calculados tomando en cuenta el coste de implementación.

Para ello es necesario, analizar la viabilidad técnica, económica, social y legislativa de implantación de cada una de las medidas en nuestro país, mediante entrevistas a distintos grupos de interés (organizaciones profesionales agrarias, grupos de expertos del Ministerio de Ambiente, Ministerio de Agricultura, Universidades).

La implementación de nuevas prácticas puede disminuir el rendimiento final de cada cultivo, incrementar los costes pero no afectar el rendimiento, o las dos opciones anteriores al mismo tiempo. Por lo tanto, la implementación de nuevas prácticas puede necesitar incentivos

económicos. El método desarrollado es basado en el cálculo de medidas agro-ambientales. Los datos necesarios para el cálculo incluyen: Rendimiento promedio y productividad (kg/ha), precio promedio (\$/ha), ingresos calculados (\$/ha), necesidad de un cuaderno de conteo, el coste estimado del cuaderno de conteo (\$/ha) y el coste del análisis de control (\$/ha).

c. Selección de prácticas y recomendación de políticas: de acuerdo con los resultados del análisis realizado.

3. Resultados y Discusión

Selección de las medidas de mitigación: Las medidas preseleccionadas para su implementación serán analizadas en función de los resultados de las entrevistas y de los talleres realizados con los grupos de interés.

Potencial de mitigación: Muchas técnicas agrícolas contribuyen a la fijación de CO₂ y N₂O evitando su emisión a la atmósfera, contribuyendo a la mayor retención de agua y menor erosión.

Externalidades: Se presentarán los resultados de la evaluación de los posibles efectos medioambientales de las medidas preseleccionadas. La evaluación se basará en la revisión de literatura y discusiones informales acerca de las implicaciones con los grupos de interés que participaron en el estudio. Se asume que existirán muchos beneficios medioambientales; sin embargo, algunas veces, la implementación de estas medidas puede resultar en ciertos problemas ambientales.

Intereses de los agricultores: Muchas medidas pueden ser aplicadas en función de varios intereses, ya sean legales, hábitos, facilidad de aplicación, intereses económicos, o medioambientales.

Barreras y limitaciones: Las barreras para la implementación de las medidas serán cuantificadas con datos obtenidos de entrevistas y cuestionarios (información cualitativa). Estas barreras pueden ser de tipo social, político, técnico, económico, entrenamiento.

Coste de implementación: Se presentarán los impactos y los costes de implementación de cada medida. En algunos casos, la implementación de ciertas medidas requiere el establecimiento de algunos incentivos con el objetivo de tener una amplia área de aplicación.

4. Conclusión

Numerosas estrategias pueden ser desarrolladas para la mitigación del cambio climático a través de las prácticas de producción agrícola y ganadería, con el fin de reducir las emisiones de gases de efecto invernadero en la atmósfera.

Los principales criterios para la selección de medidas serán: el potencial de mitigación, las barreras de la posible implementación y los costes económicos.

La presente investigación podría demostrar que existen sistemas agrícolas que posiblemente contribuyan en gran medida a la mitigación del cambio climático.

Referencias

Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático. CMNUCC. 1992. Artículo publicado y disponible en: <http://unfccc.int/resource/docs/convkp/convsp.pdf> Última fecha de acceso: 14 de marzo de 2013.

Medina, F., Iglesias, A. (2010) Agricultural practices with greenhouse mitigation potential in Mediterranean countries: Evaluation and policy implications. En 9th European IFSA Symposium, 4-7 July 2010, Vienna (Austria).

Ministerio del Ambiente Ecuador. MAE. 2011. Segunda Comunicación Nacional sobre Cambio Climático. Disponible en:

<http://web.ambiente.gob.ec/sites/default/files/users/gpanchi/Cambio%20Climatico.pdf> Última fecha de acceso: 20 de diciembre 2013.

AGRICULTURAL MANAGEMENT AFFECTS BUNDLES OF SOIL ECOSYSTEM SERVICES

Amaia Albizua^{ac}, Alwyn Williams^b, Katarina Hedlund^d, Unai Pascual^{ae}

^a Basque Center for Climate Change (BC3), 48008 Bilbao, Spain

^c Institute for Environmental Science and Technology, Autonomous University of Barcelona, 08193 Bellaterra, Barcelona, Spain

^b Centre for Environmental and Climate Research, Lund University, SE-223 62 Lund, Sweden

^d Department of Biology, Lund University, SE-223 62 Lund, Sweden

^e Department of Land Economy, University of Cambridge, 19 Silver Street, Cambridge CB3 9EP, United Kingdom

1. Introduction

Agricultural soil ecosystems are multi-functional (Maestre et al, 2012). Apart from the production of crops, soils also produce functions that promote nutrient and water cycling, as well as the environment for biological activity, which is the key component responsible of all soil functions (Bardgett 2005). The multi-functionality of soil is partially determined by external natural forces such as climate and geology. However, decisions on land use, farming practices and the type of technology applied also affect soil properties and, in consequence, its functional capacity. In order to develop sustainable agricultural management, the ecosystem services approach can be used to highlight the benefits that ecosystems and biodiversity confer to humanity (Daily and Dasgupta, 2001). In the search of the optimal production of soil ecosystem services we need to increase our knowledge about the trade-offs and synergies of soil.

In this context, we investigate to what degree different agricultural management practices affect the tradeoffs and synergies between indicators of provisioning (crop yield, both quantity and quality), supporting (microbial community composition) and regulating (soil fertility and climate regulation through carbon and water retention) ecosystem services. We hypothesize that 1) agricultural management has significant effects on indicators of soil ecosystem services. 2) Intensive agricultural management practices cause tradeoffs between increasing provisioning services and decreasing supporting and regulating services. Finally, 3) less intensive management translates into higher diversity of soil ecosystem services.

2. Materials and methods

Data and soil were collected from long term agricultural experiments at four sites in Scania, southwest Sweden. These sites are part of the Swedish Soil Fertility Experiments, established in 1957 by the Swedish University of Agricultural Sciences (SLU)¹ (Carlgren and Mattson, 2001).

The experiments were established with two main crop rotation treatments. Within each crop rotation treatment there were two inorganic N fertilizer treatments. There were therefore four different management regimes (two rotations treatments × two N fertilizer treatments). P and K were applied to all four management regimes to replace what was annually harvested from each field. Four-year crop rotations consisted of: spring barley (*Hordeum vulgare* L.) – grass ley or spring oil seed rape (*Brassica napus* L.) (rotation I had ley; rotation II had oil seed rape)– winter wheat (*Triticum aestivum* L.) – sugar beet (*Beta vulgaris* L.). Crop residues were removed in rotation I, but incorporated into the soil in rotation II. In rotation I, 20-30 t/ha (fresh weight) of farm yard cattle manure were applied to all plots after winter wheat. The data is a mean over 50 years (1962-2011) of sample collection.

A total of nine ecosystem service indicators, covering provisioning, regulating and supporting services, were assessed in the study.

We analyzed the diversity of the sets of ecosystem services associated with each site to estimate multi-functionality using the Shannon index (Raudsepp-Hearne et al, 2009).

¹ Swedish acronyms of Sveriges lantbruks universitet

3. Results and Discussion

The tradeoffs between ecosystem services are visualized as flower diagrams in Figure 1 where the influence of the treatments can be observed by the petal size of each ecosystem service indicator. Each flower represents the total set of ecosystem services for one site. The management regime with no ley in rotation and no N fertilizers (IIB0) had the lowest production of ecosystem services in general. The strong site effect is clearly visible when looking at the flower diagrams of the same management regime at the different sites.

Regulating and supporting services were higher in management regimes that incorporated either ley in rotation or N fertilizers. The use of ley in rotation resulted in higher bacterial and fungal biomass, but applications of N fertilizer in the absence of ley also increased saprophytic fungi and bacteria, though not AMF (Fig 1). There appears to be a synergistic effect of incorporating FYM, ley and inorganic N fertilization into crop management, as this management regime (IB3) had the greatest levels of regulating, supporting and provisioning services in the four sites.

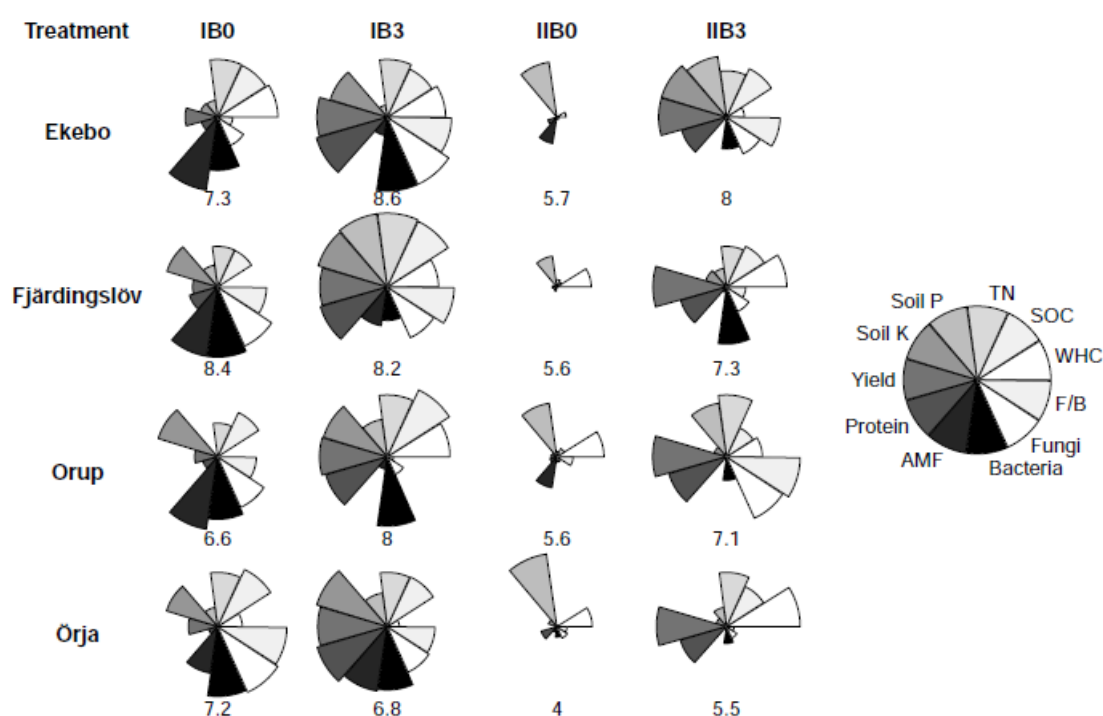


Fig 1. Flower diagrams showing the relative value of each measured indicator by management regime and by site.

References

- Bardgett RD. 2005. *The biology of soil: A community and ecosystem approach*. Oxford University Press, USA.
- Bennett EM, Peterson GD, Gordon LJ. 2009. Understanding relationships among multiple ecosystem services. *Ecol Lett* 12(12):1394-404.
- Maestre FT, Quero JL, Gotelli NJ, Escudero A, Ochoa V, Delgado-Baquerizo M, et al. Plant species richness and ecosystem multifunctionality in global drylands. *Science* 2012;335(6065):214-218.
- Matson PA, Parton WJ, Power A, Swift M. Agricultural intensification and ecosystem properties. *Science* 1997;277(5325):504-509.
- Raudsepp-Hearne C, Peterson G, Bennett E. 2010. Ecosystem service bundles for analyzing tradeoffs in diverse landscapes. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 107(11):5242-7.

remedia III workshop

Consolidando la red



UNIVERSITAT
POLITÈCNICA
DE VALÈNCIA



EVONIK
INDUSTRIES



MINISTERIO
DE ECONOMÍA
Y COMPETITIVIDAD



INIA

Instituto Nacional de Investigación
y Tecnología Agraria y Alimentaria



CSIC

CONSEJO SUPERIOR DE INVESTIGACIONES CIENTÍFICAS

ivia

instituto valenciano
de investigaciones agrarias



UNIVERSITAT
DE VALÈNCIA



CIDE