

INFLUENCIA DEL USO Y MANEJO AGRÍCOLA SOBRE LA DINÁMICA DE CH₄ DEL SUELO EN EL NORTE DE ESPAÑA

A. MERINO ⁽¹⁾, P. PÉREZ-BATALLÓN ⁽¹⁾, F. MACÍAS ⁽²⁾

⁽¹⁾ Departamento de Edafología y Química Agrícola Escuela Politécnica Superior, Universidad de Santiago de Compostela, E-27002 LUGO

⁽²⁾ Departamento de Edafología y Química Agrícola, Facultad de Biología, Univerisidad de Santiago de Compostela, 15782-Santiago.

Abstract. This study was carried out on soils of three adjacent plots of cropland, pasture and oak (*Quercus robur*) forest. The pasture and the forest were established in part of the cropland respectively 20 and 40 years before the start of the study. Soil organic matter dynamics, water-filled pore space (WFPS), soil temperature and inorganic N as well as fluxes of CO₂, CH₄ and N₂O were measured in these plots over a 25-month period. The cropland and pasture soils showed low CH₄ uptake rates (< 1 kg C ha⁻¹ yr⁻¹) and the occurrence of episodes of CH₄ emission, which coincided with a high proportion water filled pore space (WFPS > 70 %). Methane emissions in these soils may be due to the low availability of O₂, as a result of soil compaction. In the forest site, possibly because of the changes in soil structure and microbial activity, the soil always acted as an active sink for CH₄ (4.7 kg C ha⁻¹ yr⁻¹). Up to 52 % of seasonal variation in CH₄ flux rates was able to be accounted for by changes in the WFPS and NH₄⁺ concentrations of this soil.

Key words: soil humidity , global change, methane (CH₄), carbone.

Resumen. El presente estudio describe la dinámica de CH₄ en tres suelos destinados a diferentes usos, cultivo, pradera y bosque de roble. La pradera y el bosque se establecieron en parte del terreno de cultivo hace 20 y 40 años, respectivamente, con respecto al comienzo del estudio (1998). Las evoluciones de la humedad, temperatura, N inorgánico y flujo de CH₄ del suelo se siguieron durante un período de 25 meses. En los suelos bajo cultivo y pradera se registraron niveles bajos de absorción de CH₄ (< 1 kg C ha⁻¹ yr⁻¹) y, en períodos de elevada humedad del suelo, se produjeron episodios de emisión de este gas. Las emisiones de CH₄ en estos suelos pudieron estar favorecidas por la baja difusividad de O₂, como resultado de la compactación. A diferencia de éstos, el suelo forestal actuó como sumidero activo del CH₄ (4.7 kg C ha⁻¹ año⁻¹). La humedad y la concentración de NH₄⁺ del suelo explicaron el 52 % de las variaciones en el flujo de CH₄ en este suelo.

Palabras clave: humedad del suelo, cambio climático, metano (CH₄), carbono.

INTRODUCCIÓN

El suelo juega un papel importante en las concentraciones atmosféricas de tres gases de efecto invernadero, CO₂, CH₄ y N₂O. Los flujos de estos gases están condicionados por variables del suelo que influyen en la actividad microbiana, como el pH, el Eh, las concentraciones de NO₃⁻ y NH₄⁺ y las labores agrícolas (laboreo, fertilización), que a su vez están controlados por la combinación de propiedades edáficas (humedad, textura, estructura).

El suelo puede actuar como fuente o sumidero de CH₄ atmosférico. Los suelos naturales no afectados por hidromorfía tienen la capacidad para oxidar el CH₄ a través de la acción de bacterias metanotrofas, mientras que, por el contrario, los suelos con condiciones reductoras producen este gas en cantidades apreciables. Aunque el principal consumo de CH₄ tiene lugar por reacciones químicas en la troposfera, la oxidación por microorganismos en suelos aerobios representa el 18 % del CH₄ consumido en el planeta (Crutzen, 1991). De hecho, diferentes trabajos muestran que el incremento de este gas en la atmósfera, en torno al 1 % anual, puede estar parcialmente producido por un descenso de la capacidad de oxidación en los suelos (Bouwman, 1990; Ojima *et al.*, 1993).

Los cambios en materia orgánica y propiedades físico químicas afectan de manera importante a la actividad metanotrofa del suelo (Mosier *et al.* 1991; Dobbie y Smith, 1996; Flessa *et al.*, 1995; Pérez-Batallón *et al.*, 1998). La tasa de oxidación de CH₄ depende de la difusión de este gas desde la atmósfera al interior del suelo, lo que está condicionado por el espacio poroso del suelo ocupado por agua (Striegl, 1993). Por consiguiente, los cambios en las propiedades de los suelos que afectan a la difusividad de CH₄ en el suelo afectarán a las concentraciones atmosféricas de este gas. En

éste sentido, la puesta en cultivo de suelos naturales tiene una amplia y duradera implicación sobre la capacidad de los suelos para absorber CH₄ (Willinson *et al.*, 1995). La fertilización nitrogenada reduce rápidamente la capacidad de oxidación de CH₄ como consecuencia de la inhibición metanotrofa por NH₄⁺ o NH₃ (Hütsch *et al.*, 1993; Steudler *et al.*, 1989). Además, la compactación por maquinaria puede reducir de manera substancial las tasas de asimilación de CH₄ (Hansen *et al.*, 1993). Todos estos aspectos hacen que el suelo puede pasar de ser un sumidero a constituir un emisor neto de CH₄ (Ruser *et al.*, 1998). Por el contrario, las modificaciones del suelo en sentido opuesto que se producen por la conversión del terreno agrícola a uso forestal pueden aumentar la capacidad del suelo para absorber CH₄, aunque el proceso parece ser lento (Priemé *et al.*, 1997; Jensen y Olsen, 1998).

En el norte de España, al igual que en otras muchas regiones, se está produciendo la transformación de suelos de cultivo a otros usos menos intensivos, como las praderas o plantaciones forestales. Estos cambios del uso del suelo, que responden a una menor densidad de población en las zonas rurales, así como a estrategias ambientales y económicas, han aumentado considerablemente la superficie destinadas a praderas y bosques. Estas transformaciones no sólo favorecen la acumulación de C en biomasa y suelo, sino que también pueden jugar un papel importante en mejorar el papel del suelo como componente regulador del CH₄ en la atmósfera.

El objetivo del proyecto general fue el de determinar la dinámica de gases de tipo invernadero en el suelo en relación al uso y el manejo de éste. En este artículo se presentan los datos referentes a los flujos de CH₄, los cuales se relacionan con los parámetros que en mayor medida determinan los procesos implicados en la dinámica de este gas.

MATERIAL Y MÉTODOS

Area de estudio

El estudio se realizó en un área del término municipal de Lugo, en una zona con altitud de 500 m y baja pendiente (0-5 %). El clima es de tipo “subtrópico templado con invierno húmedo”. Los valores medios anuales de precipitación y temperatura son 1022 mm y 11.7 °C, respectivamente.

Para el trabajo se seleccionaron tres suelos adyacentes destinados a tres diferentes usos, cultivo, pradera sembrada y bosque de robles. El examen de los tres perfiles indicó que los suelos (Cambisoles dísticos, FAO-Unesco, 1998) son muy similares en cuanto material de partida (esquistos micáclicos), morfología (tipos de horizontes, estructura, etc.) y textura (franco limosa). Algunas de las propiedades más importantes se recogen en la tabla 1.

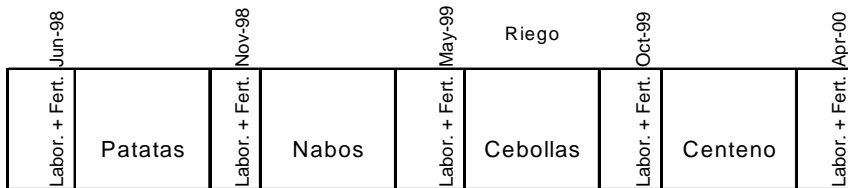
TABLA 1. Algunas propiedades del horizonte A de los suelos estudiados.

	Cultivo	Pradera	Bosque
pH (H ₂ O)	5.0	5.4	4.3
pH (KCl)	4.3	4.0	3.7
P asimil. (mg kg ⁻¹)	60	55	15
CICe (cmolc kg ⁻¹)	11.9	9.2	7
Saturación Al (%)	6	10	60

Manejo del suelo en las parcelas de estudio

El suelo de cultivo seleccionado se ha venido cultivando durante al menos un siglo. La pradera y el bosque de robles se establecieron en parte del suelo original de cultivo hace 20 y 40 años, respectivamente, con respecto al comienzo de este estudio (1998).

Durante el período de estudio (julio 1998-julio 2000), en el suelo de cultivo se empleó la siguiente rotación: patata (*Solanum tuberosum*), nabos (*Brassica rapa*), cebolla (*Allium cepa*) y centeno (*Secale cereale*). En abril del 2000 el cultivo de centeno se incorporó mecánicamente al suelo como abono verde. El programa de cultivo y labores realizadas en la parcela fue el siguiente:



La pradera es una mezcla de tres especies, ryegrass (*Lolium perenne*), trébol blanco (*Trifolium repens*) y trébol violeta (*Trifolium pratense*), la cual es renovada cada tres años. La última renovación tuvo lugar en septiembre de 1996. Durante el período de estudio se estableció nuevamente en octubre de 1999. La preparación del

terreno consistió en arado de vertedera, gradeo y pase de rulo. Para mejorar las condiciones químicas se empleó caliza (3000 kg ha⁻¹) y fertilizante mineral (750 kg ha⁻¹ NPK 15-15-15). En noviembre 1998 y junio 1999 se añadió purín de vaca (60 y 50 m³ ha⁻¹, respectivamente). El pasto se cortó en

octubre 1998, abril 1999, junio 1999, octubre 1999 y junio 2000.

El bosque de *Quercus robur* derivó del suelo de cultivo original. La densidad media de los árboles y el área basal es de 550 árboles ha⁻¹ y 10 m² ha⁻¹, respectivamente.

Toma de muestras y análisis

El estudio se realizó a lo largo de 25 meses, entre julio 1998 y julio 2000. Los datos de precipitación y temperatura del aire se tomaron de la estación meteorológica de Fingoi (1 km de distancia). Durante el período de estudio se midió la temperatura del suelo, la humedad, el contenido de N inorgánico y el flujo de CH₄ del suelo. Las determinaciones de estos parámetros se realizaron en cuatro zonas de cada una de parcelas, a intervalos de 2-3 semanas. En la pradera y en el cultivo la toma de muestras fue más intensiva después de cada aplicación de fertilizante.

La toma de muestras de suelo consistió en la selección de tres puntos al azar en cada subparcela, empleando un cilindro de PVC (15 cm de largo y 5 cm de diámetro). Las tres muestras se unieron en una que se homogenizó y se tamizó por 2 mm. La humedad y el N inorgánico se determinaron en muestra húmeda, mientras que el resto de los parámetros se analizaron después de secado a 40 °C. La temperatura del suelo se midió a 10 cm en el mismo momento de la toma de muestra.

El C y N total se determinaron por combustión seca, usando un analizador elemental (LECO-2000). El pH se midió en una disolución 0.1 M de KCl (relación suelo : disolución 1:2,5). La humedad se midió gravimétricamente, secando la muestra a 105 °C hasta peso constante. El espacio poroso saturado de agua (EPSA) se calculó por la expresión:

$$\text{EPSA} = [(\text{contenido gravimétrico de agua} \times \text{densidad aparente del suelo}) /$$

porosidad total del suelo], donde la porosidad total = 1- densidad aparente /2.65.

En los suelos de cultivo y pradera la densidad aparente se midió frecuentemente. Las muestras para este parámetro se tomaron con un cilindro de acero (40 mm de largo y 55 mm de diámetro interno). Los valores medios de densidad aparente de los suelos de cultivo, pradera y bosque fueron 1,3, 1,25 y 1,1 g cm⁻³, respectivamente.

El NH₄⁺ y el NO₃⁻ se extrajeron con KCl 2M y las determinaciones de NH₄⁺ y NO₃⁻ se realizaron mediante métodos colorimétricos (Keeney y Nelson, 1982). La toma de muestras de gases del suelo se realizó por la técnica de Hutchinson y Mosier (1981). Se emplearon cámaras circulares (29,5 cm de diámetro y 19,45 cm de altura), construidas en hierro galvanizado. En cada punto de muestreo se insertó un aro circular al cual se instalan las cámaras en el momento de la toma del gas. El aro se mantuvo durante todo el período de estudio y sólo se retiró durante las labores agrícolas. Las medidas se tomaron entre las 10 y 12 h, considerado el momento de día en el que representa el flujo medio diario (Larionova *et al.*, 1998; Kessavalou *et al.*, 1998). Las muestras de gases se tomaron en un plazo de 30 min y durante este tiempo se recogió una muestra cada 10 min en un frasco de 60 mL en el que se hizo el vacío. La concentración de CH₄ se determinó en cromatógrafo de gases equipado con un detector FID. Se empleó una columna porapack y N₂ como gas portador. El flujo de CH₄ desde el suelo se calculó a partir del aumento o descenso de las concentraciones de este gas en el interior de la cámara.

Análisis estadísticos

Los efectos del manejo de todos los parámetros estudiados se evaluaron mediante análisis de varianza. Las relaciones entre los factores del suelo (EPSA, temperatura, N inorgánico) y el flujo de CH₄ se analizaron

mediante regresiones lineales. El flujo acumulado de CH_4 suelo se calculó asumiendo un flujo constante entre dos fechas de toma de muestras (Flessa *et al.*, 1995).

los tres suelos se muestran en las figuras 1 a 4, mientras que los valores medios de estos parámetros se recogen en la tabla 2.

RESULTADOS

Los resultados de las mediciones climáticas, N inorgánico y CH_4 realizadas en

TABLA 2. Valores medios y desviaciones típicas de los parámetros determinados en los suelos de cultivo, pradera y bosque a lo largo del período de estudio.

	Cultivo	Pradera	Bosque
Temperatura suelo	12.0 (4.6)	11.4 (5.5)	11.5 (6.1)
Humedad suelo	18.2 (7.2)	18.6 (8.1)	25.2 (6.8)
C orgánico (g kg^{-1})	16.3 (0.7) b	17.7 (1.1) b	37.7 (5.2) a
N orgánico (g kg^{-1})	1.2 (0.08) b	1.6 (0.09) b	1.8 (0.05) a
NO_3^- -N (mg kg^{-1})	5.3 (6.3)	6.2 (5.6)	1.9 (1.1)
NH_4^+ -N (mg kg^{-1})	4.8 (5.0)	11.6 (16.1)	6.5 (3.8)
CH_4 -C ($\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$)	-0.37 (29.5)	0.8 (49.1)	-43.62 (48.0)

Condiciones climáticas del aire y del suelo

Entre julio 1998 y julio 2000 se registró un total de 1640 mm de precipitación (figura 1). La mayor parte de ésta se contabilizó en invierno y primavera. En la primavera de 1999, octubre de 1999, diciembre de 1999 y abril del 2000 tuvieron lugar fuertes precipitaciones. El momento de mayor sequía se registró en julio, mientras que la mayor humedad edáfica se produjo en primavera (figura 2). El espacio poroso saturado de agua (EPSA) fue considerablemente mayor en los suelos agrícolas ($P < 0.05$), especialmente en el suelo de cultivo (figura 2 y tabla 2). La temperatura diaria del aire estuvo siempre por encima de los 0°C . En invierno las temperaturas medidas del suelo medidas a

las 12 h fueron de aproximadamente 0.5°C mayor en el suelo forestal. Estas tendencias se invirtieron en verano.

N inorgánico

Los suelos presentaron importantes diferencias en las concentraciones de NO_3^- y NH_4^+ extraíbles (figura 3). Los niveles de N inorgánico en el suelo de cultivo aumentaron después de cada adición de fertilizante mineral (noviembre 1998, mayo 1999, octubre 1999) y de la incorporación como abono verde del centeno (abril 2000). En el suelo bajo pradera, los niveles de NO_3^- y NH_4^+ fueron bajos durante la mayor parte del período de estudio y aumentaron considerablemente después de las aplicaciones de purín (noviembre 1998, mayo 1999) y de la fertilización mineral (octubre 1999).

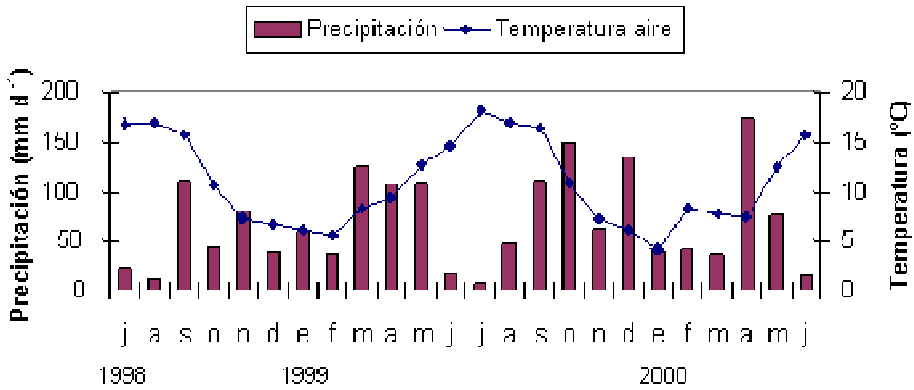


FIGURA 1. Evolución de la precipitación y temperatura atmosférica a lo largo del período de estudio.

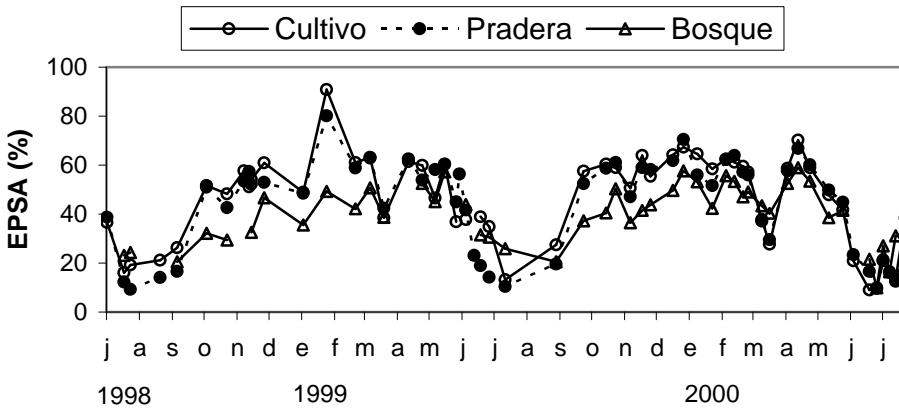


FIGURA 2. Espacio poroso saturado de agua (EPSA) en los suelos de cultivo, pradera y bosque.

La primera aplicación de purín, realizada en otoño de 1998, derivó en elevados niveles de NH₄⁺ y NO₃⁻, probablemente debido a una escasa asimilación por parte de los vegetales. En el suelo forestal, las concentraciones de NH₄⁺

fueron siempre mayores a las de NO₃⁻ y variaron considerablemente, alcanzando niveles máximos de hasta 16 mg N kg⁻¹. Las concentraciones de NO₃⁻ fueron siempre inferiores a 6 mg N kg⁻¹.

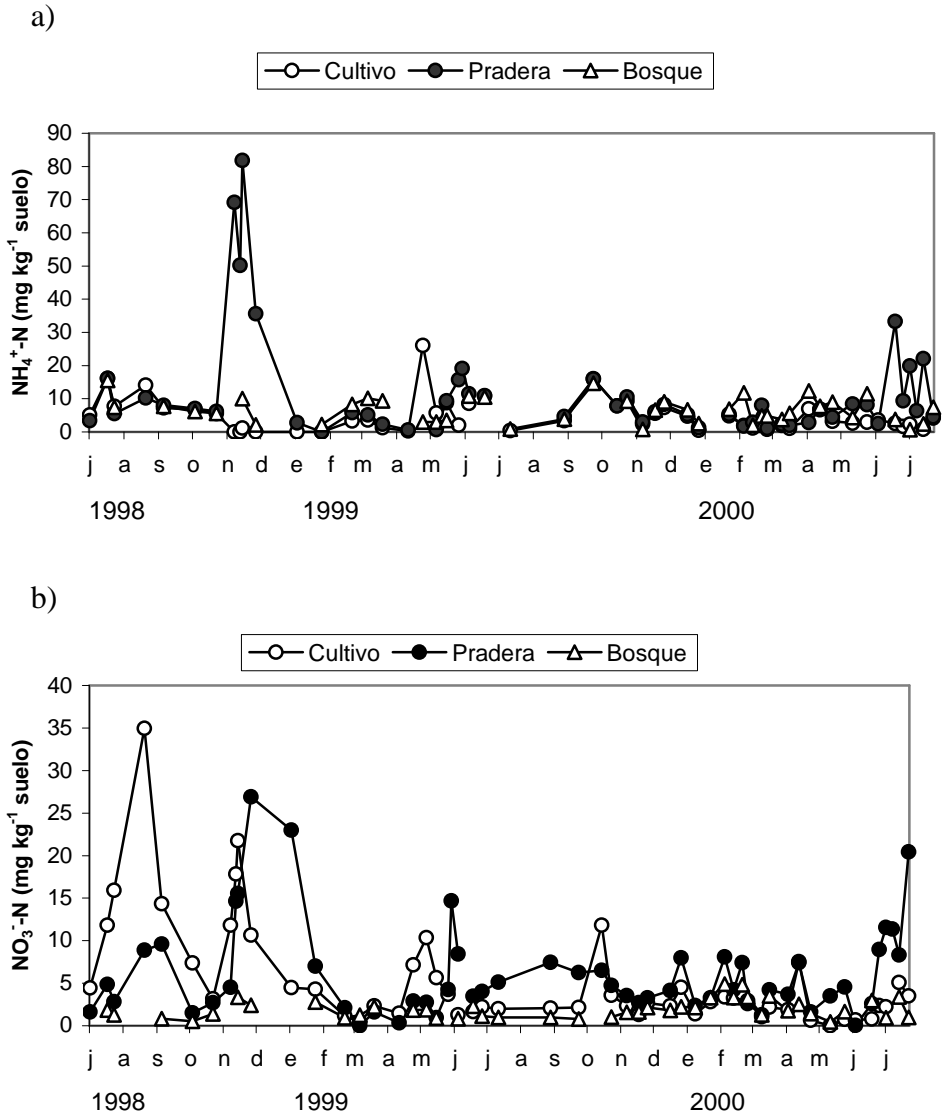


FIGURA 3. Evolución de las concentraciones de NH_4^+ (a) y NO_3^- (b) en los suelos de cultivo, pradera y bosque a lo largo del período de estudio.

Flujos de CH_4

Durante la mayor parte del período de estudio el suelo de cultivo mostró bajas tasas de absorción de CH_4 y en algunas ocasiones se observaron episodios de emisión de este gas (figura 4). Las emisiones de CH_4 tuvieron

lugar durante los períodos de precipitación más intensa (diciembre 1999-marzo 1999, diciembre 2000-abril 2000). La absorción más importante de CH_4 en este suelo se registró en los meses de verano, coincidiendo con bajos contenidos de humedad en el suelo. Los flujos oscilaron entre $-50 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ y

125 $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$. El análisis de correlación lineal reveló una dependencia ligera entre la

0.05) y la temperatura del suelo ($r = -0.32$; $P < 0.05$).

oxidación de CH₄ con el EPSA ($r = -0.46$, $P <$

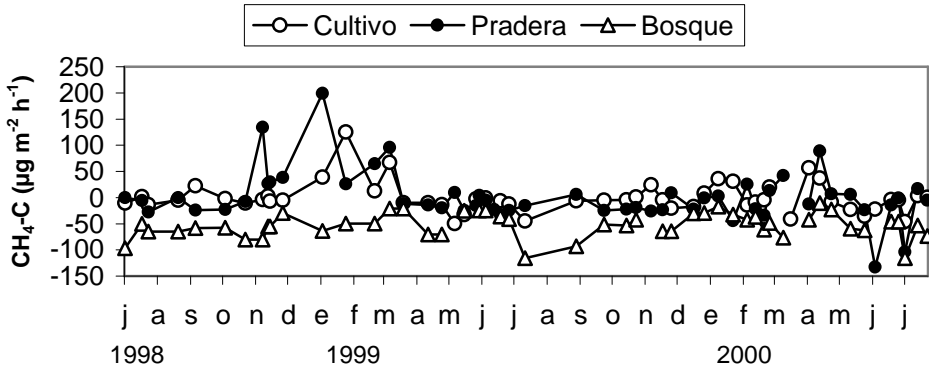


FIGURA 4. Flujos de CH₄ en los suelos de cultivo, pradera y bosque a lo largo del período de estudio

El suelo de pradera mostró un patrón similar al observado en el de cultivo. El pico de emisión registrado en noviembre 1998 coincidió con la aplicación de purín y un elevado contenido de humedad en el suelo. El laboreo realizado en octubre 1999 no produjo alteraciones en la dinámica de este gas. Los flujos de CH₄ en este suelo oscilaron entre $-132 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ y $200 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$. En este suelo, la absorción de CH₄ se correlacionó significativamente con el EPSA ($r = -0.35$, $P < 0.05$), así como con las concentraciones de NO₃⁻ ($r = -0.33$, $P < 0.05$) y NH₄⁺ en el suelo ($r = -0.35$, $P < 0.05$).

A diferencia de estos usos, el suelo forestal mostró un consumo neto de CH₄ durante la mayor parte del período de seguimiento. En este suelo se observó una variación estacional de la asimilación de CH₄ relacionada fundamentalmente con la evolución de la humedad del suelo. El único episodio de emisión de CH₄, inferior a los registrados en los suelos agrícolas, coincidió con un contenido muy elevado de la humedad del suelo. Los flujos oscilaron entre $-116 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ y $3 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$. La absorción

de CH₄ se correlacionó significativamente con el EPSA ($r = 0.63$, $P < 0.05$), la temperatura del suelo ($r = 0.42$, $P < 0.05$) y las concentraciones de NH₄⁺ ($r = 0.58$, $P < 0.05$). El análisis de regresión múltiple mostró que el 52 % de las variaciones del flujo de CH₄ en este suelo se explican a través de las variaciones de la humedad del suelo y de la concentración de NH₄⁺.

DISCUSIÓN

Los resultados de este estudio revelaron que en los dos suelos agrícolas las tasas de absorción de CH₄ fueron bajas y que en determinados períodos se registraron episodios de emisión de este gas. Los flujos medios anuales se estimaron en -0.2 y $-0.9 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ en el suelo de cultivo y pradera respectivamente, valores que se localizan en el rango bajo observado en los suelos de cultivo (Stuedler *et al.*, 1989; Flessa *et al.*, 1995) y de pradera (Born *et al.*, 1990; Mosier *et al.*, 1991) de otras regiones. A diferencia de lo que ocurre en estos suelos, la absorción de CH₄ en el suelo forestal adyacente fue considerablemente mayor. La

absorción anual media en este suelo se cifró en $4.7 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, valor que se sitúa dentro del rango observado en otros suelos forestales (Priemé y Christensen, 1997; Dobbie y Smith, 1996; Borken y Brumme, 1997).

En las tres parcelas estudiadas los flujos de CH_4 estuvieron muy determinados por el contenido de humedad y por las concentraciones de NH_4^+ de los suelos. La temperatura del suelo actuó como factor secundario. Otros estudios realizados en áreas de clima templado-húmedo también han revelado correlaciones negativas entre la humedad del suelo y la tasa de oxidación de CH_4 (Castro *et al.*, 1994; Dobbie y Smith, 1996). Las menores tasas registradas durante los períodos de elevado EPSA pudieron deberse a la menor difusividad de CH_4 y O_2 en el suelo (Dörr *et al.*, 1993). Es posible que durante esta situación se produzcan condiciones anaeróbicas temporales que favorezcan la mayor producción de CH_4 en el suelo (Likens *et al.*, 1977).

La mayor parte de los estudios realizados en praderas y cultivos han encontrado emisiones esporádicas de CH_4 a la atmósfera, normalmente después de las labores agrícolas, como la aplicación de estiércol o la incorporación de residuos vegetales. Otros autores también han encontrado elevadas tasas de emisión después de la aplicación de purín al suelo (Chadwick *et al.*, 2000; Flessa y Beese, 2000). Sin embargo, la mayor parte de los episodios de emisión de CH_4 observados en los dos suelos agrícolas no se relacionaron estrechamente con las labores realizadas, sino que se produjeron cuando el EPSA fue superior al 60 %. Las emisiones de CH_4 en estos suelos pudieron estar favorecidas por el relativo bajo drenaje de este suelo, así como por la compactación del mismo. Estos resultados coinciden con los de otros investigadores que encontraron bajas tasas de absorción de CH_4 (Hansen *et al.*, 1993) y elevadas emisiones de CH_4 (Ruser *et al.*,

1998) en suelos agrícolas compactados. Las emisiones netas de CH_4 desde el suelo a la atmósfera, como la observada en el suelo forestal del presente estudio, no son frecuentes en suelos forestales, aunque también se han registrado en los períodos de elevada humedad que se producen después del deshielo (Yavitt *et al.*, 1995).

En los tres suelos estudiados, la absorción de CH_4 se redujo mucho durante los períodos de mayor concentración de NH_4^+ . Sin embargo, este efecto fue mucho menos evidente en los dos suelos agrícolas. Este diferente comportamiento en cuanto a la relación con el NH_4^+ también ha sido observado por otros investigadores (Dobbie y Smith, 1996; Flessa *et al.*, 1995), quienes han sugerido que en los suelos agrícolas la inhibición de la absorción de CH_4 por NH_4^+ tiene lugar después de la aplicación de fertilizante nitrogenado y se mantiene durante algunos años.

Los bajos niveles de absorción de CH_4 observados en los dos suelos agrícolas indican que la transformación del suelo de cultivo a una pradera intensiva no supone un cambio significativo en la tasa de oxidación de CH_4 . La similar dinámica de CH_4 mostrada por los dos suelos sugiere que aunque el manejo del suelo de la pradera es menos intensivo, las modificaciones edáficas que se producen no son suficientes para aumentar la tasa de absorción de CH_4 en el suelo.

A diferencia de la pradera, la transformación del suelo de cultivo a bosque realizada hace 40 años derivó en aumentos importantes de la oxidación de CH_4 . Estos resultados coinciden con los de Ambus y Christensen (1995), quienes observaron mayores absorciones de CH_4 en suelos agrícolas abandonados, así como con los de Priemé *et al.* (1997), quienes compararon la dinámica de CH_4 en plantaciones de diferente edad. No obstante, los datos difieren de los de Jensen y Olsen (1998), quienes sólo registraron un aumento ligero en el consumo

de CH₄ en un suelo agrícola que fue transformado a forestal hacía 30 años. El aumento de materia orgánica y la consecuente mayor estabilidad estructural y desarrollo de macroporos pueden haber favorecido la difusividad de CH₄ y O₂ en el interior del suelo. Este efecto, junto con la ausencia de fertilización, pudo haber potenciado el número y la actividad de las bacterias metanotrofas.

REFERENCIAS

- Ambus, P. y Christensen, S. (1995). Spatial and seasonal nitrous oxide and methane fluxes in Danish forest-, grassland-, and agroecosystems. *J. Environ. Qual.* 24, 993-1001.
- Borken, W. y Brumme, R. (1997). Liming practice in temperate forest ecosystems and the effects on CO₂, N₂O and CH₄ fluxes. *Soil Use Manage.*, 13, 251-157.
- Born, M., Dörr, H., Levin, I. (1990). Methane consumption in aerated soils of the temperate zone. *Tellus* 42B, 2-8.
- Bouwman, A. F. (1990). Exchange of greenhouse gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere. En: Bouwman, A. F. (ed.) *Soils and the Green House Effect*. Wiley, Chichester, pp. 61-127.
- Castro, M. S., Melillo, J. M., Steudler, P. A., Chapman, J. W. (1994). Soil moisture as a predictor of methane uptake by temperate forest soils. *Can. J. For. Res.* 24, 1805-1810.
- Chadwick, D. R., Pain, B. F., Broojkman, S. K. E. (2000). Nitrous oxide and methane emissions following application of animal manures to grassland. *J. Environ. Qual.* 29, 277-278.
- Crutzen, P. J. (1991). Methane's sink and sources. *Nature* 350, 380-381.
- Dobbie, K. E., Smith, K. A. (1996). Comparison of CH₄ oxidation rates in woodland, arable and set aside soils. *Soil Biol. Biochem.* 28, 1357-1365.
- Dörr, H., Katruff, L., Levin, I. (1993). Soil texture parameterization of the methane uptake in aerated soils. *Chemosphere* 26, 697-713.
- FAO-Unesco. (1998). World Reference Base for Soil Resources. World Soil Resources Reports, 84, FAO, ISRIC and ISSS, Rome, Italy.
- Flessa, H., Beese, F. (2000). Laboratory estimates of trace gas emissions following surface application and injection of cattle slurry. *J. Environ. Qual.* 29, 262-268.
- Flessa, H.; Dörsch, P., Beese, F. (1995). Seasonal variation of N₂O and CH₄ fluxes in differently managed soils in southern Germany. *J. Geophys. Res.* 100, 23115-23124.
- Hansen, S., Maehlum, J. E., Bakken, L. R. (1993). N₂O and CH₄ fluxes in soil influenced by fertilization and tractor traffic. *Soil Biol. Biochem.* 25, 621-630.
- Hüstch, B. W., Webster, C. P., Powlson, D. S. (1993). Long-term effects of nitrogen fertilization on methane oxidation in soil of the Broadbalk wheat experiment. *Soil Biol. Biochem.* 25, 1307-1315.
- Hutchinson G. L., Mosier A. E. (1981). Improved method for field measurement of nitrous oxide fluxes. *Soil Sc. Soc. Am. J.* 45, 311-316.
- Jensen, L. S., Olsen, R. A. (1998). Atmospheric methane consumption in adjacent arable and forest soil systems. *Soil Biol. Biochem.* 30, 1187-1193.
- Keeney, D. R., Nelson, D. W. (1982). Nitrogen- Inorganic forms, En *Methods of Soil Analysis*, part 2, Chemical and microbiological properties, Page, A. L.; Miller, R. H.; Keeney, D. R., eds. ASA y SSSA, Madison., 643-645.
- Kessavalou, A., Mosier, A.R., Doran, J. W., Drijber, R. A., Lyon, D. J.,

- Heinemeyer, O. (1998). Fluxes of carbon dioxide, nitrous oxide, and methane in grass sod and winter wheat-fallow tillage management. *J. Environ. Qual.* 27, 1094-1104.
- Larionova A. A., Yermolayev A. M., Blagodatsky S. A., Rozanova L. N., Yevdokimov I. V., Orlinsky D. B. (1998). Soil respiration and carbon balance of gray forest soils as affected by land use. *Biol. Fert. Soils* 27, 251-257.
- Likens, G. E., Bormann, F. H., Pierce, R. S., Eaton, J. S., Johnson, N. M. (1977). *Biogeochemistry of a Forested Ecosystems*. Springer-Verlag, New York.
- Mosier, A. R., Schimel, D., Valentine, D., Bronson, K., Parton, W. (1991). Methane and nitrous oxide fluxes in native, fertilized and cultivated grasslands. *Nature* 350, 330-332.
- Ojima, D.S., Valentine, D. W., Mosier, A. R., Parton, W. J., Schimel, D. S. (1993). Effect of land use change on methane oxidation in temperate forest and grassland soils. *Chemosphere* 26, 675-685.
- Pérez-Batallón, P., Ouro, G., Merino, A., Macías, F. (1998). Flujos de CH₄ y N₂O en un suelo forestal del norte de España bajo diferentes manejos de restos de corta. *Edafología* 5, 71-83.
- Priemé, A. y Christensen, S. (1997). Seasonal and spatial variation of methane oxidation in a Danish spruce forest. *Soil Biol Biochem.* 29, 1165-1172.
- Priemé, A., Christensen, S., Dobbie, K. E., Smith, K. A. (1997). Slow increase in rate of methane oxidation in soils with time, following land use change from arable agriculture to woodland. *Soil Biol. Biochem.* 29, 1269-1273.
- Ruser, R., Flessa, H., Schilling, R., Steindl, H., Beese, F. (1998). Soil compaction and fertilization effects on nitrous oxide and methane fluxes in potato fields. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 62, 1587-1595.
- Stuedler, P. A., Bowden, R. D., Melillo, J. M., Aber, J. D. (1989). Influence of nitrogen fertilization on methane uptake in temperate forest soils. *Nature* 341, 314-316.
- Striegl, R. (1993). Diffusional limits to the consumption of atmospheric methane by soils. *Chemosphere* 26, 715-720.
- Willinson, T. W., Webster, C. P., Goulding, K. W. T., Powlson, D. S. (1995). Methane oxidation in temperate soils: Effects of land use and the chemical form on nitrogen fertilizer. *Chemosphere* 30, 539-546.
- Yavitt, J. B., Fahey, T. J., Simmons, J. A. (1995). Methane and carbon dioxide dynamics in a Northern hardwood ecosystem. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 59, 796-804.