

PÉRDIDAS DE NITRÓGENO POR EMISIÓN DE N₂ Y N₂O EN DIFERENTES SISTEMAS DE MANEJO Y CON TRES FUENTES NITROGENADAS

GASEOUS NITROGEN LOSS BY N₂ AND N₂O EMISSIONS FROM DIFFERENT TILLAGE SYSTEMS AND THREE NITROGEN SOURCES

Oscar A. Grageda-Cabrera¹, Tomás Medina-Cázares¹, José L. Aguilar-Acuña¹, Miguel Hernández-Martínez¹, Ernesto Solís-Moya¹, Gerardo A. Aguado-Santacruz¹ y Juan J. Peña-Cabriales²

¹Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias. km 6.0 Carretera Celaya-San Miguel de Allende. 38110. Celaya, Guanajuato, México. Apartado Postal 112. ²Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional. Unidad Irapuato. Apartado Postal 629. Irapuato, Guanajuato, México. (osgraca@hotmail.com)

RESUMEN

Debido a la importancia económica y ecológica de las pérdidas de N se efectuó este estudio para determinar el potencial de las emisiones de N₂ y N₂O. En diferentes sistemas de labranza se evaluó la interacción de la fuente de N (nitrato de amonio, NA; sulfato de amonio, SA; urea, U; testigo, T) y rotación de cultivos. Se empleó la técnica de cámaras de incubación en suelo sin perturbar para detectar la pérdida de N₂ y N₂O. Sulfato de amonio causó un rendimiento significativamente mayor que la urea o nitrato de amonio. Cuando se adicionaron residuos de los cultivos superficialmente o incorporados al suelo, la densidad poblacional bacteriana se incrementó significativamente; no obstante, en los sistemas de labranza cero también aumentó la población bacteriana desnitrificante. La emisión de N₂ y N₂O fue significativamente mayor al adicionar fertilizantes N. En los sistemas de labranza cero las emisiones de estos gases fueron significativamente mayores que en los de labranza tradicional y se perdió hasta 21% del N aplicado como fertilizante. La fuente de N influyó notablemente en las cantidades de gas emitido: NA>SA>U>T. Para rendimiento de los cultivos, mejoramiento del suelo y eficiencia de la fertilización nitrogenada, los mejores sistemas fueron los de labranza tradicional con incorporación de residuos, independientemente de la rotación.

Palabras clave: Desnitrificación, fertilizantes nitrogenados, óxidos de nitrógeno.

INTRODUCCIÓN

El Bajío Guanajuatense (*circa* 5×10⁵ ha) es una de las principales regiones agrícolas de México. En años recientes se ha detectado una deficiencia generalizada de N y una seria reducción de materia orgánica en los suelos con cultivo continuo. La capacidad agrícola de los suelos para suministrar nutrimentos a las plantas se ha mantenido por la adición de dosis crecientes

ABSTRACT

Due to the economic and ecological relevance of N losses, this experiment was conducted to evaluate the potential emissions of N₂ and N₂O. In different tillage systems, the interaction between N sources (ammonium nitrate; NA; ammonium sulfate, AS; urea, U; control, C) and crop rotation was studied. The closed box method and acetylene inhibition techniques on undisturbed soil cores were used to estimate total N loss. Yield was significantly higher with ammonium sulfate than with urea or ammonium nitrate. When residues were added to the soil surface or incorporated into the soil, bacterial population density increased significantly. Nevertheless, the population of denitrifying bacteria also increased in the no-till systems. It was found that emission of N₂ and N₂O increased when N fertilizer was applied. In no-till systems, emissions of these gases were significantly higher than in conventional tillage systems and losses of N applied as fertilizer averaged up to 21%. Nitrogen source had a substantial effect on the magnitude of gas emission: NA>AS>U>C. For crop yield, soil improvement and efficiency of nitrogen fertilization, the best systems were conventional tillage with incorporation of residues, regardless of rotation.

Key words: Denitrification, N-fertilizers, nitrogen oxides.

INTRODUCTION

The El Bajío region of Guanajuato (*circa* 5×10⁵ ha) is one of the principal agricultural regions of México. Recently, a generalized N deficiency and a severe organic matter reduction in soils under continuous crop has been observed. The agricultural capacity of the soil to supply nutrients to the plants has been maintained by the addition of increasingly higher doses of chemical fertilizers; nearly 150 000 t of N are consumed annually.

Studies with conventional and isotopic (¹⁵N) techniques show that the efficiency in the use of N fertilizers in the main crops of El Bajío is 20% to 40%;

Recibido: Marzo, 2004. Aprobado: Octubre, 2004.

Publicado como ARTÍCULO en *Agrociencia* 38: 625-633. 2004.

de fertilizantes químicos; anualmente se consumen cerca de 150 000 t N.

Estudios con técnicas convencionales e isotópicas (^{15}N) muestran que la eficiencia en el uso de los fertilizantes N en los principales cultivos en El Bajío es de 20% a 40%; por tanto, se fugan del sistema agrícola cerca de 90 000 t N a^{-1} , lo que representa pérdidas anuales de 450 millones de pesos (Grageda-Cabrera, 1999). Además, este N no recuperado por los cultivos perjudica la calidad ambiental, por contaminación del agua por la lixiviación de nitratos y emisión de amoníaco y óxidos de nitrógeno a la atmósfera (Bouwman, 1990; Crutzen, 1981; Duxbury, 1994; Houghton *et al.*, 1990).

Las emisiones globales de N_2O se deben en 90% a procesos microbiológicos. La desnitrificación (reducción de NO_3^- a NO , N_2O o N_2) y nitrificación (oxidación de NH_4^+ a NO_3^-) son los principales procesos microbianos involucrados en la producción de NO , N_2O o N_2 (Knowles, 1982). Las actividades agrícolas contribuyen con 18% (2.1 Tg N a^{-1}) de la emisión total (Duxbury, 1994; Granli and Bfckman, 1994).

Las tasas de emisión de estos gases al ambiente son altamente dependientes de las condiciones del suelo y prácticas culturales; consecuentemente, el manejo del suelo es clave para reducir la emisión, aunado a la disminución de los costos de la fertilización nitrogenada (Janzen *et al.*, 1998). Dada la importancia económica y ecológica de las pérdidas de N, el objetivo del presente estudio fue evaluar el potencial de producción de óxidos de N, por efecto de diferentes sistemas de labranza, fuentes nitrogenadas y rotación de cultivos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Experimento de campo

En 1994 se instaló un experimento de largo plazo, cuyo objetivo fue mejorar la fertilidad del suelo a través del aumento de la eficiencia en el uso de fertilizantes nitrogenados y de la materia orgánica por efecto de la labranza y rotación de cultivos, en el Campo Experimental Bajío (CEBAJ) del Instituto Nacional de Investigaciones Forestales Agrícolas y Pecuarias (INIFAP) en Celaya, Guanajuato (20° N, 100° O y altitud de 1765 m). La región tiene una precipitación promedio de 650 mm entre junio y agosto, con una temperatura media anual de 18 °C. El análisis físico y químico del suelo mostró que es un Vertisol pélico.

El diseño experimental fue de bloques al azar con arreglo de parcelas divididas con cuatro repeticiones. Los tratamientos de la parcela mayor fueron tipos de labranza y rotación de cultivos: 1) Rotación trigo-maíz, con labranza convencional y quema de residuos (testigo regional) (TM/Q); 2) rotación trigo-frijol, con labranza convencional e incorporación de residuos en el terreno (TF/C); 3) rotación trigo-maíz, labranza convencional e incorporación de residuos en el terreno (TM/C); 4) rotación frijol-

therefore, nearly 90 000 t N yr^{-1} escape from the agricultural system, accounting for yearly losses of 450 million pesos (Grageda-Cabrera, 1999). In addition, this N which is not recovered by the crops decreases environmental quality, due to pollution of water by leached nitrates and emission of ammonium and nitrogen oxides into the atmosphere (Bouwman, 1990; Crutzen, 1981; Duxbury, 1994; Houghton *et al.*, 1990).

Ninety percent of the global emissions of N_2O are due to microbiological processes. Denitrification (reduction of NO_3^- to NO , N_2 or N_2) and nitrification (oxidation of NH_4^+ to NO_3^-) are the main microbiological processes involved in the production of NO , N_2O or N_2 (Knowles, 1982). Agricultural activities contribute 18% (2.1 Tg N yr^{-1}) of the total emissions (Duxbury, 1994; Granli and Bfckman, 1994).

Emission rates of these gases into the environment are highly dependent on soil conditions and cultivation practices; consequently, soil management is key for reducing emission, added to decreasing the costs of nitrogen fertilization (Janzen *et al.*, 1998). Given the economic and ecological importance of N losses, the objective of this study was to evaluate the potential of N oxide production as an effect of the different tillage systems, nitrogen sources and crop rotation.

MATERIALS AND METHODS

Field experiment

In 1994 a long-term study was set up with the objective of improving soil fertility through increasing efficiency in the use of nitrogen fertilizers and organic matter by effect of tillage and crop rotation, in the Campo Experimental Bajío (CEBAJ) of the Instituto Nacional de Investigaciones Forestales Agrícolas y Pecuarias (INIFAP) in Celaya, Guanajuato (20° 44' N, 100° 50' W, 1765 m above sea level). The region has 650 mm (on average) of rainfall between June and August, with a mean annual temperature of 18 °C. The physical and chemical soil analyses determined that it was a Pelic vertisol.

The experimental design was randomized blocks with an array of split-plots and four replicates. The treatments of the large plots were types of tillage and crop rotation: 1) Wheat-corn rotation with conventional tillage and burning of residues (regional control) (TM/Q); 2) wheat-bean rotation with conventional tillage and incorporation of residues into the soil (TF/C); 3) wheat-corn rotation with conventional tillage and incorporation of residues into the soil (TM/C); 4) bi-annual bean-corn rotation, one year bean and the next corn, fallow in the fall-winter cycle, with incorporation of residues (FM/B); 5) wheat-corn rotation, with no tillage and residues deposited on the soil surface (TM/SL); 6) wheat-bean rotation, no tillage and residues deposited on the soil surface (TF/SL). The sub-plots were sources of N: urea (U); ammonium sulfate

maíz bianual, un año frijol y otro maíz, sin cultivar en el ciclo O-I, con incorporación de residuos en el terreno (FM/B); 5) rotación trigo-maíz, sin labranza y los residuos depositados superficialmente en el terreno (TM/SL); 6) rotación trigo-frijol, sin labranza y los residuos depositados superficialmente en el terreno (TF/SL). Las subparcelas fueron las fuentes de N: urea (U); sulfato de amonio (SA); nitrato de amonio (NA); testigo sin fertilizar (T). Los datos de peso seco de grano y paja se tomaron de una superficie de 16 m².

Para cada tratamiento se asignó una superficie de 300 m² (10×30 m) con una separación de surcos de 0.28 m para la siembra de trigo (*Triticum aestivum* L.) y de 0.92 m para la siembra de frijol (*Phaseolus vulgaris* L.) y maíz (*Zea mays* L.). Las prácticas agronómicas para siembra, fertilización, riegos y control de plagas y malezas, se realizaron según las recomendaciones del INIFAP.

En el ciclo P-V de 2002 el cultivo de maíz A-791 se fertilizó con 180-40-00, y el cultivo de frijol var. Marcela con 60-40-00. El N se fraccionó en 50% al momento de la siembra y 50% 30 d después; todo el P se aplicó como superfosfato triple al sembrar. En el ciclo O-I de 2002-2003 se sembró trigo var. Salamanca fertilizado con 300-80-00; el fraccionamiento y aplicación del N fue igual a la del ciclo P-V.

Poblaciones bacterianas

Se determinaron las poblaciones bacterianas totales y desnitrificantes. Se recolectó suelo a una profundidad de 0 a 20 cm, se tomó una muestra compuesta de 2 kg al azar en varios puntos para cada tratamiento y ciclo de cultivo durante la siembra, floración y madurez fisiológica; el suelo se secó a la sombra, se tamizó y almacenó a 4 °C. Diez g de suelo se colocaron en botellas de dilución con 95 mL de agua destilada estéril, se agitaron a 10 °C por 8 h a una fuerza centrífuga de 2.36 g. De esta solución, se realizaron series de diluciones decimales por triplicado. En cada muestra se determinó el número de bacterias totales por el método de la cuenta viable en placa, utilizando el medio papa dextrosa agar (Collins, 1969). Para determinar las bacterias desnitrificantes se utilizó la técnica del número más probable en el medio Caldo Nitrato de Difco (Collins, 1969). La medición de nitrato y nitrito se realizó por la diazotización entre el ácido sulfanílico y α -naftilamina (Focht y Joseph, 1973).

Pérdidas de N

Para determinar las pérdidas de N (como N₂ y N₂O), se empleó la técnica de la caja cerrada y cámaras de incubación de suelos sin perturbar con y sin el bloqueo enzimático con acetileno (Vermoesen *et al.*, 1993). Las muestras de gas se tomaron semanalmente, por triplicado, para cada tratamiento durante cada ciclo de cultivo. En cada muestreo se midió la humedad y temperatura del suelo a 10 cm de profundidad (Anderson e Ingram, 1993).

El N₂O se analizó en un cromatógrafo de gases Hewlett Packard con un detector de captura electrónica ⁶³Ni y una columna de acero inoxidable porapak N de 5 m de longitud y 3.175 mm de

(SA); ammonium nitrate (NA); control no fertilizer (T). The data for dry weight and straw were taken from an area of 16 m².

For each treatment an area of 300 m² (10×30 m) with rows 0.28 m apart for wheat (*Triticum aestivum* L.) and 0.92 m apart for bean (*Phaseolus vulgaris* L.) and corn (*Zea mays* L.) was assigned. The farming practices for planting, fertilization, irrigation, and pest and weed control were performed following the recommendations of INIFAP.

In the spring-summer cycle of 2002, the A-791 corn crop was fertilized with 180-40-00, and the bean (var. Marcela) crop with 60-40-00. The N was divided into 50% at planting and 50% 30 d later; all of the P was applied as triple super phosphate at planting. In the fall-winter cycle, 2002/2003, wheat, var. Salamanca, was planted and fertilized with 300-80-00; the fractions and application of N were the same as in the spring-summer cycle.

Bacterial populations

Total bacterial and denitrifying bacterial populations were determined. Soil was collected at a depth of 0 to 20 cm, and a compound sample of 2 kg was taken at random from several points for each treatment and crop cycle during planting, flowering and physiological maturity. The soil was dried in the shade, sifted, and stored at 4 °C. Ten g of soil were collected in dilution bottles with 95 mL of sterile distilled water and shaken at 10 °C for 8 h with a centrifugal force of 2.36 g. With this solution series of decimal dilutions were performed in triplicate. In each sample the total number of bacteria was determined by the method of viable plate count, using potato dextrose agar medium. To determine the population of denitrifying bacteria, the technique of most probable number was used in the Difco medium nitrate broth (Collins, 1969). Measurement of nitrate and nitrite was done by diazotization between sulfanilic acid and α -naphthylamine (Focht and Joseph, 1973).

N losses

The closed box method and acetylene inhibition techniques on undisturbed soil cores were used to estimate total N(N₂+N₂O) loss, with and without enzymatic acetylene inhibition (Vermoesen *et al.*, 1993). The gas samples were taken weekly, in triplicate, for each treatment during each crop cycle. In each sample, soil moisture and temperature were measured at a depth of 10 cm (Anderson and Ingram, 1993).

The N₂O was analyzed in a Hewlett Packard gas chromatograph with an electronic ⁶³N capture detector and a column of stainless steel porapak-N 5 m long and 3.175 mm in diameter, with the following temperatures: injector at 120 °C, oven at 100 °C, and detector at 120 °C. The flow rate of the gas conveyor was 30 mL min⁻¹.

Gas chromatography results, incubation times, and volume and area of the box used for sampling, were utilized to determine, the total amount of emitted N was calculated using the general equation of ideal gases.

diámetro, con las siguientes temperaturas: inyector a 120 °C, horno a 100 °C, y detector a 120 °C. La tasa de flujo del gas acarreador fue 30 mL min⁻¹.

Con base en los resultados cromatográficos, los tiempos de incubación, y el volumen y área del recipiente usado para tomar muestras, se determinó la cantidad total de N emitido utilizando la ecuación general de los gases ideales.

Los datos se analizaron mediante un análisis de varianza, y la diferencia entre medias se determinaron ($p \leq 0.05$) con la prueba de la diferencia mínima significativa (DMS) (SAS Institute, 1988).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Pérdidas de nitrógeno

La adición de fertilizante nitrogenado causó una alta emisión de N₂ y N₂O; la aplicación de NA favoreció las emisiones en mayor proporción que SA, U o T (Cuadros 1, 2 y 3). Se observaron patrones irregulares de producción de N₂ y N₂O, debido principalmente a los cambios de humedad y temperatura del suelo. Las mayores emisiones ocurrieron después de la aplicación de los fertilizantes y cuando la humedad y temperatura fueron mayores; asimismo, la mayor fracción molar emitida fue N₂O.

Los factores involucrados en la fracción molar N₂O/N₂ por desnitrificación y nitrificación son pH, presión parcial de oxígeno, humedad, concentración de nitrato y disponibilidad de carbono (Firestone y Davidson, 1989; Knowles, 1982; Mahne y Tiedje, 1995; Saad y Conrad, 1993; Vermoesen *et al.*, 1996). Debido a que la nitrificación y desnitrificación son procesos microbianos dependientes de las condiciones ambientales, la emisión de óxidos de nitrógeno (NOx) puede ser disminuida y manipulada al controlar la forma química, el tiempo, el método y la dosis de aplicación del fertilizante nitrogenado (Skiba *et al.*, 1993). Sin embargo, en cada región estos factores varían ampliamente por las condiciones de suelo, clima y sistemas de cultivo.

Con la integración de las emisiones semanales se calculó la cantidad total de N emitida durante cada ciclo de cultivo. En el ciclo P-V (Cuadro 1) varió de 0.6 a 48.2 kg N ha⁻¹ 154 d⁻¹, una pérdida de hasta 20% del N aplicado como fertilizante. Con el tratamiento trigo-maíz sin labranza (TM/SL) ocurrió la mayor pérdida de N (N₂O+N₂), probablemente debido a la alta disponibilidad de C por la adición de residuos superficiales y la alta conservación de humedad.

En el ciclo O-I las emisiones de N (N₂O + N₂) fueron menores que en el ciclo P-V (Cuadro 2) debido, en gran medida, a que la temperatura del suelo fue menor y la descomposición de los residuos fue más lenta, disminuyendo la disponibilidad de C. Las pérdidas variaron de 0.2 a 38.9 kg N ha⁻¹ 147 d⁻¹, 13% del N adicionado

The data were subjected to an analysis of variance, and the differences between means were determined ($p \leq 0.05$) with the minimum significant difference test (MSD) (SAS Institute, 1988).

RESULTS AND DISCUSSION

Nitrogen losses

The addition of nitrogen fertilizer caused a high emission of N₂ and N₂O; the application of NA favored emission in a greater proportion than SA, U or T (Tables 1, 2 and 3). Irregular patterns of N₂ and N₂O production were observed; these were due mainly to changes in soil moisture and temperature. The highest emissions occurred after the application of fertilizers and when moisture and temperature were highest; also, the largest molar fraction emitted was N₂O.

The factors involved in the molar fraction N₂O/N₂ by denitrification and nitrification are pH, partial oxygen pressure, moisture, nitrate concentration and carbon availability (Firestone and Davidson, 1989; Knowles, 1982; Mahne and Tiedje, 1995; Saad and Conrad, 1993; Vermoesen *et al.*, 1996). Because nitrification and denitrification are microbial processes, dependent on environmental conditions, the emission of nitrogen oxides (NOx) can be reduced and manipulated when the chemical form, time, method and dosage of nitrogen fertilizer application, are controlled, (Skiba *et al.*, 1993). However, these factors vary widely in each region because of soil conditions, climate and cropping systems.

By integrating the weekly emissions, the total quantity of N emitted during each crop cycle was calculated. In the spring-summer cycle (Table 1) this varied from 0.6 to 48.2 kg N ha⁻¹ 154 d⁻¹, a loss of up to 20% of the N applied as fertilizer. The greatest loss of N (N₂O+N₂) occurred with the treatment wheat-corn without tillage (TM/SL), probably due to the availability of a large amount of C from the addition of surface residues and the conservation of a higher quantity of moisture.

In the fall-winter cycle, the emissions of N (N₂O+N₂) were lower than in the spring-summer cycle (Table 2), to a large degree because soil temperature was lower and decomposition of the residues was slower, reducing C availability. Losses ranged from 0.2 to 38.9 kg N ha⁻¹ 147 d⁻¹, 13% of the N added as fertilizer; the largest fraction of N₂O/N₂ occurred when NA was added. It was also confirmed that in the treatments no-till with residues deposited on the surface, the emissions were higher. These losses increased when NA>SA>U>T was added, as in the previous cycle (Table 3). This suggests that water management is a primary element in the N cycle of these soils.

Cuadro 1. Producción total de N₂ y N₂O en el ciclo de cultivo del maíz (M) y frijol (F), ciclo P-V.
Table 1. Total production of N₂ and N₂O in the corn (M) and bean (F) crop cycle. Spring-summer.

Tratamiento		N ₂ O g N ha ⁻¹ ciclo ⁻¹ †	N ₂ g N ha ⁻¹ ciclo ⁻¹	Relación N ₂ O/N ₂ O+N ₂	Total g N ha ⁻¹ ciclo ⁻¹
TM/Q	U	1111 ± 218 [¶]	6988 ± 857	0.14	8099
Maíz	SA	3625 ± 450	17405 ± 3988	0.17	21030
	NA	9930 ± 1001	23100 ± 4531	0.30	33030
	T	104 ± 37	1052 ± 2931	0.09	1156
TF/C	U	160 ± 48	1366 ± 346	0.10	1526
Frijol	SA	551 ± 62	2455 ± 581	0.18	3006
	NA	1060 ± 317	3522 ± 604	0.23	4582
	T	148 ± 25	2203 ± 437	0.06	2351
TM/C	U	696 ± 83	5649 ± 856	0.11	6345
Maíz	SA	2139 ± 418	11896 ± 3451	0.15	14035
	NA	4892 ± 751	14554 ± 4669	0.25	19446
	T	27 ± 5	475 ± 65	0.05	502
FM/B	U	500 ± 67	4023 ± 731	0.11	4523
Maíz	SA	4330 ± 677	15326 ± 4004	0.22	19656
	NA	8290 ± 1011	17653 ± 3408	0.32	25943
	T	148 ± 35	1352 ± 385	0.10	1500
TM/SL	U	1757 ± 451	8355 ± 1020	0.17	10112
Maíz	SA	5979 ± 955	22336 ± 3840	0.21	28315
	NA	19750 ± 4531	28504 ± 4730	0.41	48254
	T	73 ± 11	412 ± 83	0.15	485
TF/SL	U	450 ± 519	2365 ± 455	0.16	2815
Frijol	SA	1337 ± 250	4625 ± 633	0.22	5962
	NA	4219 ± 601	4521 ± 700	0.48	8740
	T	38 ± 7	562 ± 741	0.06	600

† Ciclo de cultivo correspondiente a 154 d.

¶ Media de tres repeticiones ± desviación estándar.

como fertilizante; la mayor fracción de N₂O/N₂ ocurrió al adicionar NA. También se confirmó que en los tratamientos de labranza cero con los residuos adicionados superficialmente, las emisiones fueron mayores. Estas pérdidas aumentaron cuando se adicionó NA>SA>U>T, como en el ciclo anterior (Cuadro 3), lo cual sugiere que el manejo del agua es un punto primordial en el ciclo del N en estos suelos.

Poblaciones bacterianas

Los resultados de las poblaciones bacterianas totales y desnitrificantes se presentan en las Figuras 1 y 2. No hubo diferencias significativas entre fuentes de N, pero sí entre sistemas de labranza y rotación de cultivos. En ambos ciclos las tendencias fueron similares en los tratamientos donde los residuos se incorporaron o se colocaron superficialmente. La labranza y fertilización estimulan la actividad aeróbica microbiana e incrementan las tasas de descomposición de los residuos, acelerando los ciclos del C y del N (Kennedy y Smith, 1995).

Bacterial populations

The results for total bacterial and denitrifying bacterial populations are presented in Figures 1 and 2. There were no significant differences among N sources, but significant differences were found between tillage systems and crop rotation. In both crop cycles, the trends were similar in the treatments in which residues were incorporated or placed on the surface. Tillage and fertilization stimulate aerobic microbial activity and increase rates of residue decomposition, accelerating C and N cycles (Kennedy and Smith, 1995).

The denitrifying bacterial population varied significantly among treatments. Where residues were deposited on the surface, the population grew. The large populations of denitrifying bacteria in the no-till systems propitiated an increase in the N loss. In contrast, when the residues were incorporated, the populations of denitrifiers were smaller, probably due to a rapid immobilization of the added N (Alexander, 1977). Generally, the population of denitrifying

Cuadro 2. Producción total de N₂ y N₂O en el ciclo de cultivo de trigo (T), ciclo O-I.
Table 2. Total production of N₂ and N₂O in the wheat (T) crop cycle. Fall-winter.

Tratamiento		N ₂ O g N ha ⁻¹ ciclo ⁻¹ †	N ₂ g N ha ⁻¹ ciclo ⁻¹	Relación N ₂ O/N ₂ O+N ₂	Total g N ha ⁻¹ ciclo ⁻¹
TM/Q	U	671 ± 105 [¶]	2997 ± 355	0.18	3668
	SA	6147 ± 745	13495 ± 993	0.31	19642
	NA	9686 ± 1385	13953 ± 1408	0.41	23639
	T	128 ± 27	719 ± 82	0.15	847
TF/C	U	422 ± 67	2245 ± 220	0.16	2667
	SA	5722 ± 469	9902 ± 1003	0.37	15624
	NA	4425 ± 215	13523 ± 1240	0.25	17948
	T	133 ± 34	973 ± 85	0.12	1106
TM/C	U	370 ± 42	2045 ± 154	0.15	2415
	SA	3498 ± 193	10201 ± 758	0.26	13699
	NA	4870 ± 545	10033 ± 899	0.33	14903
	T	65 ± 12	635 ± 89	0.09	700
FM/B	U				
	SA				
	NA				
	T				
TM/SL	U	832 ± 63	2290 ± 303	0.27	3122
	SA	9134 ± 1100	15002 ± 1305	0.38	24136
	NA	20727 ± 2502	18242 ± 1900	0.53	38969
	T	141 ± 38	482 ± 56	0.23	623
TF/SL	U	714 ± 89	2233 ± 480	0.24	2947
	SA	7516 ± 631	11776 ± 1108	0.39	19292
	NA	15980 ± 1406	15401 ± 1508	0.51	31381
	T	193 ± 28	871 ± 91	0.18	1064

† Ciclo correspondiente a 147 d.

¶ Media de tres repeticiones ± desviación estándar.

La población bacteriana desnitrificante varió significativamente entre tratamientos. Donde los residuos se depositaron superficialmente, esta población se incrementó. Las altas poblaciones de bacterias desnitrificantes en los sistemas de labranza cero propiciaron un incremento en la pérdida de N. En contraste, cuando se incorporaron los residuos, hubo menores cantidades de poblaciones desnitrificantes, probablemente debido a la rápida inmovilización del N adicionado (Alexander, 1977). Generalmente se triplica la cantidad de microorganismos desnitrificantes en sistemas de labranza cero vs. labranza convencional (Green *et al.*, 1995).

En el ciclo P-V las poblaciones bacterianas fueron mayores que en O-I, debido a la influencia de la temperatura. Al incrementarse la temperatura del suelo aumenta la actividad y densidad microbiana y se mineralizan más rápidamente los residuos (Vigil y Kissel, 1995).

Rendimiento

En el ciclo P-V (Cuadro 4) los mayores rendimientos se obtuvieron cuando los residuos se incorporaron al

microorganismos in no-till systems reach three times the population of these microorganisms in conventional tillage systems (Green *et al.*, 1995).

In the spring-summer cycle, the bacterial populations were greater than in the fall-winter, due to the influence of temperature. When soil temperature rises, the activity and density of the microbes increase and residues mineralize more rapidly (Vigil and Kissel, 1995).

Yield

In the spring-summer cycle (Table 4), the highest yields were obtained when the residues were incorporated into the soil, contrary to what was expected, because in these systems N is immobilized by the C in the residues (Green *et al.*, 1995). However, after nine years, it is possible that this immobilized N is being released and the conventional tillage system can be substituted since, besides producing similar yields, physical conditions of the soil are improved because of the increase in organic matter. In contrast, the no-till treatments had very low yields.

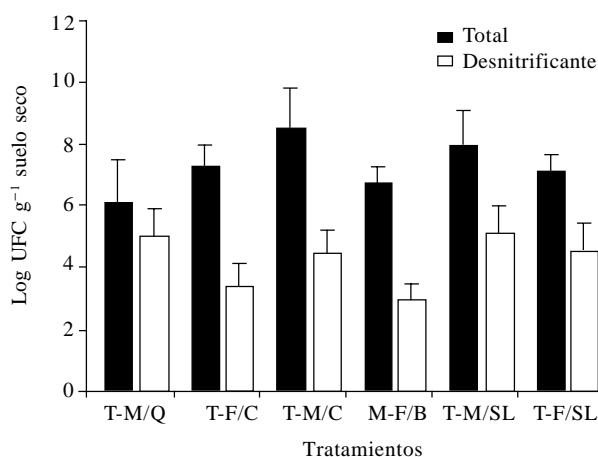
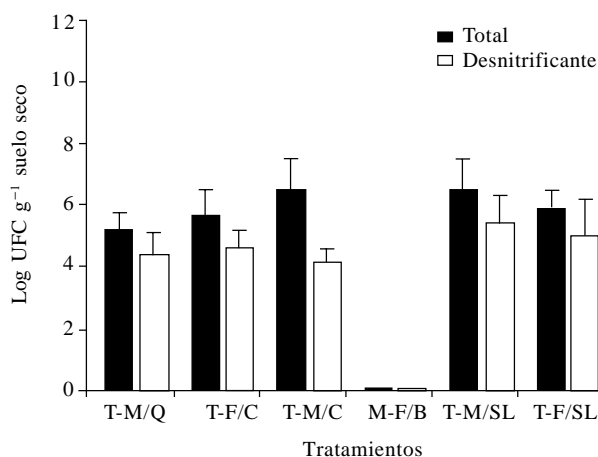
Cuadro 3. Efecto del sistema de labranza y fuente nitrogenada sobre las emisiones de N₂ y N₂O. Maíz (M), frijol (F) y trigo (T). Ciclos P-V y O-I.**Table 3.** Effect of tillage system and nitrogen source on emissions of N₂ and N₂O. Corn (M), bean (F) and wheat (T). Spring-summer and Fall-winter crop cycles.

Tratamiento	Total g N ha ⁻¹ ciclo ⁻¹		
	M [†]	F [‡]	T [†]
Labranza y rotación (L)			
TM/Q	15829		11949
TF/C		2866	9336
TM/C	10082		7929
FM/B	12906		
TM/SL	21791		16712
TF/SL		4529	13671
DMS (p≤0.05)	1198	206	2082
Fuente de N (F)			
U	7270	2170	2964
SA	20759	4484	18943
NA	31668	6661	24903
Testigo	911	1476	868
DMS (p≤0.05)	2009	362	3316
L×F			
TM/Q×U	8099		3668
TF/C×U		1526	2667
TM/C×U	6345		2415
FM/B×U	4523		
TM/SL×U	10112		3122
TF/SL×U		2815	2947
TM/Q×SA	21030		19642
TF/C×SA		3006	17948
TM/C×SA	14035		13699
FM/B×SA	19656		
TM/SL×SA	28315		24136
TF/SL×SA		5962	19292
TM/Q×NA	33030		23639
TF/C×NA		4582	15624
TM/C×NA	19446		14903
FM/B×NA	25943		
TM/SL×NA	48254		38969
TF/SL×NA		8740	31381
TM/Q×T	1156		847
TF/C×T		2351	1106
TM/C×T	502		700
FM/B×T	1500		
TM/SL×T	485		623
TF/SL×T		600	1064
DMS (p≤0.05)	3676	478	3542

[†] Ciclo de cultivo correspondiente a 154 d.

[‡] Ciclo correspondiente a 147 d.

suelo, contrario a lo esperado, porque en esos sistemas el N se inmoviliza por el C de los residuos (Green *et al.*,

**Figura 1.** Población bacteriana total en los diferentes sistemas de labranza y rotación de cultivos en el ciclo P-V.**Figure 1.** Total bacterial population in the different tillage systems and crop rotation. Spring-summer cycle.**Figura 2.** Población bacteriana total en los diferentes sistemas de labranza y rotación de cultivos en el ciclo O-I.**Figure 2.** Total bacterial population in the different tillage systems and crop rotation. Fall-winter cycle.

There were highly significant differences between types of fertilizers. In general, yields were higher when SA was applied, compared to application of U or NA.

Yields of wheat during the fall-winter cycle (Table 5) were very similar in the different tillage systems. However, higher production was again obtained when SA was applied, followed by NA and, finally, U. On average, yields with the use of SA were almost 1 t higher than with the use of U, but because of its lower price per unit of N, the local growers prefer U.

CONCLUSIONS

The losses of N gases from the soils of El Bajío are economically and ecologically important. In the evaluation of three sources of N, the highest yields were

Cuadro 4. Efecto del sistema de labranza, rotación de cultivo y fuente nitrogenada sobre la producción de materia seca de maíz (M) y frijol (F). Ciclo P-V.**Table 4. Effect of tillage system, crop rotation and nitrogen source on dry matter production in corn (M) and bean (F). Spring-summer.**

Tratamiento	Paja kg ha ⁻¹		Grano kg ha ⁻¹		Total kg ha ⁻¹		Índice de cosecha	
	M	F	M	F	M	F	M	F
Labranza (L)								
TM/Q	11404		7456		18860		0.38	
TF/C		925		3375		4300		0.78
TM/C	10759		7008		17767		0.39	
FM/B	12594		7319		19913		0.37	
TM/SL	9303		6249		15552		0.40	
TF/SL		632		1274		1906		0.66
DMS($\alpha=0.05$)	504	141	439	156	642	161	NS	NS
Fuente de N (F)								
U	12644	750	8442	2253	21086	3003	0.40	0.74
SA	14381	874	9250	2806	23631	3680	0.39	0.74
NA	9912	748	6610	2153	16522	2901	0.39	0.72
DMS($\alpha=0.05$)	715	79	510	298	979	NS	NS	NS

1995). Sin embargo, después de nueve años, tal vez ese N inmovilizado se esté liberando, y se puede sustituir el sistema de labranza tradicional, ya que además de tener un rendimientos similar, se mejoran las condiciones físicas del suelo, debido al incremento de la materia orgánica. En contraste, los tratamientos de labranza cero mostraron rendimientos muy bajos.

Hubo diferencias altamente significativas entre los tipos de fertilizantes. En general, los rendimientos fueron mayores cuando se aplicó SA respecto a la aplicación de U o NA.

El rendimiento de trigo durante el ciclo O-I (Cuadro 5), fue muy similar en los diferentes sistemas de labranza. Sin embargo, nuevamente se obtuvo mayor producción cuando se aplicó SA, seguido por NA y, al final, U. En promedio, el rendimiento con SA fue casi 1 t más respecto a U; pero debido a su menor precio por unidad de N, los productores locales prefieren U.

CONCLUSIONES

Las pérdidas gaseosas de N en los suelos de El Bajío tienen importancia económica y ecológica. Al evaluar tres fuentes de N los mayores rendimientos se obtuvieron al aplicar SA. La adición de fertilizantes favoreció las emisiones de N₂ y N₂O, que representaron hasta 20% del N adicionado como fertilizante. La magnitud de las pérdidas de N dependieron del tipo de fertilizante adicionado: NA > SA > U > T. En los sistemas de labranza cero se presentaron las mayores densidades de poblaciones bacterianas desnitrificantes, lo que favorece una

Cuadro 5. Efecto del sistema de labranza, rotación de cultivos y fuente nitrogenada sobre la producción de materia seca de trigo, ciclo O-I.**Table 5. Effect of tillage system, crop rotation and nitrogen source on dry matter production in wheat (T). Fall-winter.**

Tratamiento	Paja kg ha ⁻¹	Grano kg ha ⁻¹	Total kg ha ⁻¹	Índice de cosecha
Labranza y rotación (L)				
TM/Q	11589	7644	19233	0.41
TF/C	11524	7776	19300	0.40
TM/C	10683	7757	18440	0.43
FM/B				
TM/SL	10406	7298	17704	0.42
TF/SL	12129	7600	19729	0.40
DMS($\alpha=0.05$)	1016	288	939	NS
Fuente de N (F)				
U	10233	7190	17423	0.42
SA	12486	8125	20611	0.40
NA	11080	7530	18610	0.42
DMS($\alpha=0.05$)	1050	229	1092	NS

obtained when SA was applied. The addition of fertilizers promoted N₂ and N₂O emissions, which represented 20% of the N added as fertilizer. The magnitude of the N losses depended on the type of fertilizer added: NA > SA > U > T. In the no-till systems the highest population densities of denitrifying bacteria were found; these favor a higher loss of N. The best treatments were those where residues were incorporated; the no-till systems only surpassed the control in the fall-winter cycle.

mayor pérdida de N. Los mejores tratamientos fueron aquellos donde se incorporaron los residuos; los sistemas de labranza cero sólo superaron al testigo en el ciclo O-I.

LITERATURA CITADA

- Alexander, M. 1977. Introduction to Soil Microbiology. 2nd Ed. John Wiley & Sons. New York. 185 p.
- Anderson, J. M., and J. S. I. Ingram. 1993. Tropical Soil Biology and Fertility. A Handbook of Methods. 2E. CAB International, Oxford. 221 p.
- Bouwman, A. F. 1990. Soil and the Greenhouse Effect. John Wiley & Sons, New York. 128 p.
- Collins, C. H. 1969. Métodos Microbiológicos. Ed. Acribia. Zaragoza, España. 170 p.
- Crutzen, P. J. 1981. Atmospheric chemical processes of the oxides of nitrogen, including nitrous oxide. *In*: Denitrification, Nitrification and Atmospheric N₂O. Delwiche, C. C. (ed). John Wiley & Sons. Chichester, U. K. pp: 14-44.
- Duxbury, J. M. 1994. The significance of agricultural sources of greenhouse gases. *Fert. Res.* 38: 151-163.
- Firestone, M. K., and E. A. Davidson. 1989. Microbiological basis of NO and N₂O and N₂ production and consumption in soil. *In*: Exchange of Trace Gases between Terrestrial Ecosystems and the Atmosphere. Andreae, M. O., and D. S. Schimel (eds). Chichester, Wiley & Sons. U.K. pp: 1-7.
- Focht, D. D., and H. Joseph. 1973. An improved method for the enumeration of denitrifying bacteria. *Soil Sci. Soc. Am. J. Proc.* 37: 698-699.
- Grageda-Cabrera, O. A. 1999. La fertilización nitrogenada en El Bajío Guanajuatense como fuente potencial de contaminantes ambientales. Centro de Investigación y Estudios Avanzados del IPN. Tesis de Doctor en Ciencias. México. 160 p.
- Granli, T., and O. Bockman. 1994. Nitrous oxide from agriculture. *Norw. Agric. Sci. Suppl.* 12.
- Green, C. J., A. M. Blackmer, and R. Horton. 1995. Nitrogen effects on conservation of carbon during corn residue decomposition in soil. *Soil. Sci. Soc. Am. J.* 59: 453-459.
- Houghton, J. T., G. J. Jenjins, and J. J. Ephraum. 1990. IPCC (intergovernmental panel on climate changes) climate changes. Cambridge University Press. Cambridge, U. K. pp. 36-37.
- Janzen, H. H., R. L. Desjardins, J. M. R. Asselin, and B. Grace. 1998. The health of our air. Toward sustainable agriculture in Canada. Agriculture and Agri. Food. Canada. Ottawa. On. 151 p.
- Kennedy, A. C., and K. L. Smith. 1995. Soil microbial diversity and the sustainability of agricultural soil. *Plant and Soil.* 170: 75-86.
- Knowles, R. 1982. Denitrification. *Microbiol Rev.* 46: 43-70.
- Mahne, I., and J. M. Tiedje. 1995. Criteria and methodology for identifying respiratory denitrifiers. *Appl. Environ. Microbiol.* 61: 1110-1115.
- Saad, O., and R. Conrad. 1993. Temperature dependence of nitrification, and turnover of nitric oxide in different soils. *Biol. Fertil. Soils.* 15: 21-27.
- SAS Institute. 1988. SAS/STAT user's guide. Release 6.03 ed. SAS Inst. Cary, NC. 1028 p.
- Skiba, U., K. A. Smith, and D. Fowler. 1993. Nitrification and denitrification as sources of nitric oxide and nitrous oxide in a loam soil. *Soil Biol. Biochem.* 25: 1527-1556.
- Vermoesen, A., O. Van Cleemput, and G. Hofman. 1993. Nitrogen loss processes: mechanisms and importance. *Pedologie* 43: 417-433.
- Vermoesen, A., O. Van Cleemput, and G. Hofman. 1996. Long term measurements of N₂O emissions. *Energy Convers.* 37: 1279-1284.
- Vigil, M. F., and D. E. Kissel. 1995. Rate of nitrogen mineralized from incorporated crop residues as influenced by temperature. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 59: 1636-1644.