

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA CHAPINGO

**DEPARTAMENTO DE ENSEÑANZA, INVESTIGACIÓN Y
SERVICIO EN ZOOTECNIA**

POSGRADO EN PRODUCCIÓN ANIMAL

**BALANCE DE NITRÓGENO EN MAÍZ CON DIFERENTE
FERTILIZACIÓN Y USO PREVIO DE SUELO**

T E S I S

**QUE COMO REQUISITO PARCIAL
PARA OBTENER EL GRADO DE:**

MAESTRO EN CIENCIAS EN PRODUCCIÓN ANIMAL

P R E S E N T A:

IRACK ILDEFONSO CACH GÓMEZ



Abril de 2008

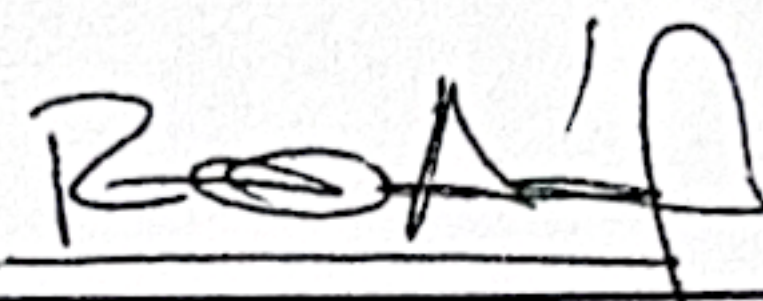
Chapingo, Estado de México

BALANCE DE NITRÓGENO EN MAÍZ CON DIFERENTE FERTILIZACIÓN Y USO PREVIO DE SUELO

Tesis realizada por Irack Ildefonso Cach Gómez bajo la dirección del Comité Asesor indicado, aprobada por el mismo y aceptada como requisito parcial para obtener el grado de:

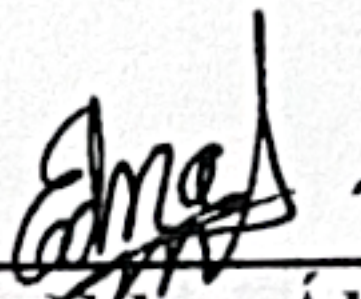
MAESTRO EN CIENCIAS EN PRODUCCIÓN ANIMAL

DIRECTOR:



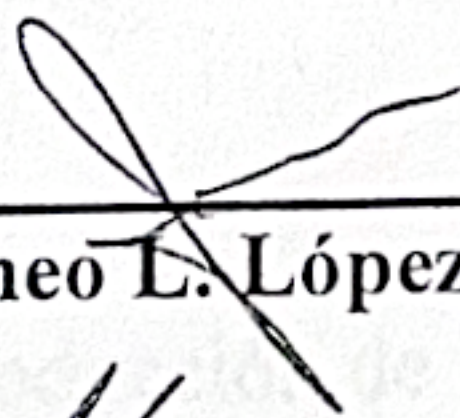
Ph.D. Ricardo D. Améndola Massiotti

ASESOR:



Dra. María Edna Álvarez Sánchez

ASESOR:



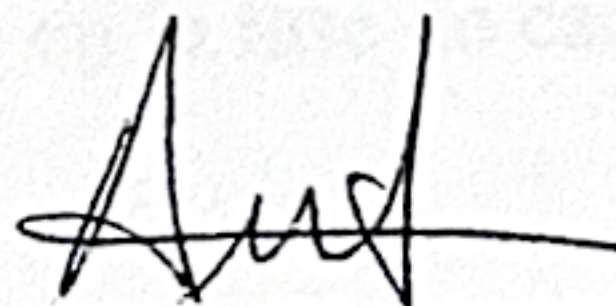
Ph.D. Irineo L. López Cruz

ASESOR:



Dr. Juan Andrés Burgueño Ferreira

ASESOR:



Ph.D. Pedro Arturo Martínez Hernández

AGRADECIMIENTOS

A la Universidad Autónoma Chapingo y al Posgrado en Producción Animal, por brindarme la oportunidad de seguir mi formación personal y académica.

A cada uno de los integrantes de mi Comité Asesor, por el asesoramiento en el planteamiento, desarrollo y escritura de la tesis.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología y al Consejo Mexiquense de Ciencia y Tecnología, por la ayuda económica brindada durante el desarrollo de la presente tesis.

A mi familia, por su apoyo moral y económico para el seguimiento de mis estudios. A la familia Trujano Velázquez, por el apoyo que me brindaron durante mi estancia en la maestría.

A la Ing. María Zecaida, por su colaboración en los análisis físicos y químicos de muestras de suelo.

Al personal académico y administrativo del Posgrado en Producción Animal, por la enseñanza de sus valores y nuevos conocimientos que sin duda me servirán en el transcurso de mi vida.

Al Ing. Ricardo Castro, al personal del Módulo de Producción de Leche en Pastoreo y de la Granja Experimental por su apoyo en la fase de campo.

A mis amigos, por su ayuda en el arduo trabajo en la fase de campo, ya que sin ellos no hubiese sido posible la toma de muestras.

Al personal de los Laboratorios de Forrajes, Nutrición de Rumiantes y de Fertilidad de Suelos, por las facilidades brindadas en el análisis de muestras.

DATOS BIOGRÁFICOS

DATOS PERSONALES

Nombre: Irack Ildefonso Cach Gómez

Fecha de nacimiento: 22 de enero de 1982

Lugar de origen: Las Choapas, Veracruz

Profesión: Ingeniero Agrónomo Especialista en Zootecnia

Cédula profesional: 4274808

FORMACIÓN ACADÉMICA

1987-1993. Escuela Primaria “Mesa Redonda Panamericana”. Las Choapas, Veracruz.

1993-1996. Escuela Secundaria Federal “Gral. Lázaro Cárdenas del Río”. Las Choapas, Veracruz.

1996-1999. “Preparatoria Agrícola”, Universidad Autónoma Chapingo. Chapingo, México.

1999-2003. Licenciatura en el “Departamento de Zootecnia”, Universidad Autónoma Chapingo. Chapingo, México.

2005-2007. Maestría en Ciencias en el “Posgrado en Producción Animal”, Departamento de Zootecnia, Universidad Autónoma Chapingo. Chapingo, México.

RESUMEN

BALANCE DE NITRÓGENO EN MAÍZ CON DIFERENTE FERTILIZACIÓN Y USO PREVIO DE SUELO

Cach Gómez I.I.¹ y Améndola Massiotti R.²

El objetivo de este estudio fue determinar el balance de nitrógeno (N) en maíz forrajero (*Zea mays*) con diferentes dosis de fertilización nitrogenada (FN) y usos previos de suelo (UP). Se evaluaron nueve tratamientos resultantes de la combinación de dos factores con tres niveles cada uno: i) FN: 0 (N_0), 100 (N_{100}) y 200 (N_{200}) kg N ha⁻¹; e ii) UP: tres y medio años de alfalfa (*Medicago sativa*) con ovillo (*Dactylis glomerata*); tres años de alfalfa con ovillo y un ciclo de avena (*Avena sativa*) con raigrás (*Lolium multiflorum*); y dos y medio años de alfalfa con ovillo, un ciclo de maíz y un ciclo de avena con raigrás. Se utilizó un diseño de bloques al azar en parcelas divididas con tres repeticiones, UP fue la parcela mayor (162 m²) y FN la menor (54 m²). Se determinó extracción de N en el cultivo, lixiviación de N (excepto en N_0), N en gases y

balance de N. Los datos se analizaron con un modelo mixto y se compararon grupos de medias mediante contrastes ortogonales. UP y FN no interaccionaron ($p>0.05$) en alguna de las variables. UP no afectó ($p>0.05$) alguna de las variables. FN afectó ($p<0.05$) extracción con efecto lineal (en N_0 274±15 kg N ha⁻¹, 44.9% menor que N_{200}) y lixiviación (98±19 kg N ha⁻¹ en N_{100} , 73% menor que N_{200}) pero no afectó ($p>0.05$) las pérdidas gaseosas (621±675 kg N ha⁻¹) ni el balance de N (-752±700 kg N ha⁻¹). N extraído y lixiviado aumentó conforme aumentó FN. El balance negativo de N en el cultivo de maíz indicó un agotamiento de N en el sistema.

Palabras clave: Extracción de nitrógeno, lixiviación de nitrógeno, pérdidas de nitrógeno por gases.

¹ Alumno y ² Asesor.

ABSTRACT

NITROGEN BALANCE IN MAIZE WITH DIFFERENT FERTILISATION AND PREVIOUS USE OF LAND

Cach Gómez I.I.¹ y Améndola Massiotti R.²

The purpose of this study was to estimate N balance in forage maize (*Zea mays*) under different levels of N fertilization (NF) and previous land use (PU). Nine treatments were evaluated, resulting from the combination of NF at three levels: 0 (N₀), 100 (N₁₀₀) and 200 (N₂₀₀) kg N ha⁻¹; and PU at three levels: i) three and a half years of permanent pasture (*Medicago sativa* - *Dactylis glomerata* mixture), ii) three years of permanent pasture with one cycle of annual pasture (*Avena sativa* - *Lolium multiflorum* mixture) and iii) two and a half years of permanent pasture, one cycle of forage maize and one cycle of annual pasture. The experimental design was a plot split into random blocks with three repetitions: PU was the main plot (162 m²), and NF was the subplot (54 m²). Response variables were N uptake, N leaching (not measured in N₀),

gaseous N and N balance. The data were analyzed using a mixed model; groups of means were compared using orthogonal contrasts. PU did not influence ($p>0.05$) any of the response variables. NF showed a linear effect ($p<0.05$) on N uptake (uptake with N₀ 274±15 kg N ha⁻¹, 44.9% lower than with N₂₀₀) and N leaching (98±19 kg N ha⁻¹ with N₁₀₀, 73% lower than with N₂₀₀) but not affect the loss of gaseous N (on average 621±675 kg N ha⁻¹) or N balance (on average -752±700 kg N ha⁻¹). N uptake and leaching increased as NF did. The negative N balance indicated N depletion in this cropping system during the cycle of maize crop.

Key words: Nitrogen uptake, nitrogen leaching, gaseous nitrogen losses.

¹ Alumno y ² Asesor.

ÍNDICE

AGRADECIMIENTOS	iii
DATOS BIOGRÁFICOS.....	iv
RESUMEN.....	v
ABSTRACT	vi
LISTA DE CUADROS	ix
LISTA DE FIGURAS	x
ABREVIATURAS USADAS	xi
1. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA.....	1
1.1. Introducción	1
1.2. Importancia del nitrógeno en los sistemas de cultivos.....	2
1.2.1. El nitrógeno en praderas.....	2
1.2.2. El nitrógeno en el cultivo de maíz.....	4
1.3. Eficiencia de uso del nitrógeno	4
1.4. El nitrógeno en la rotación de cultivos y praderas	7
1.5. El balance de nitrógeno y sus componentes.....	11
1.5.1. Entradas de nitrógeno.....	14
1.5.2. Salidas de nitrógeno	17
1.5.3. Flujos internos.....	26
1.6. Estudio económico	29
1.6.1. Análisis marginal	30
1.7. Impacto ambiental por el uso de fertilizantes nitrogenados.....	33
1.7.1. Eutrofización de aguas superficiales	33
1.7.2. Contaminación de acuíferos.....	34
1.7.3. Lluvia ácida.....	34
1.7.4. Calentamiento global	35
1.7.5. Acidificación del suelo.....	36
1.8. Literatura citada	37
2. BALANCE DE NITRÓGENO EN MAÍZ CON DIFERENTE FERTILIZACIÓN Y USO PREVIO DE SUELO.....	43
RESUMEN.....	43
ABSTRACT	44
INTRODUCCIÓN	45
MATERIALES Y MÉTODOS.....	46
Tratamientos y diseño experimental	48

Manejo de las praderas y del cultivo de maíz	48
Determinaciones.....	49
Forraje de maíz.....	49
Residuos de cosecha.....	50
Masa de raíz	50
Lixiviación	51
Muestras de suelo	51
Variables respuesta	52
Rendimiento de forraje de maíz	52
Eficiencia de utilización del fertilizante nitrogenado.....	52
Efecto aparente de la fertilización nitrogenada	52
Extracción de nitrógeno por el cultivo	53
Nitrógeno lixiviado	53
Cambios de la concentración de nitrógeno inorgánico y total en el suelo	53
N en gases	53
Balance de nitrógeno en el sistema	54
Análisis económico	54
Modelo y análisis estadístico	55
RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	56
Precipitación y temperatura.....	47
Rendimiento de forraje.....	56
Eficiencia de uso de la fertilización	57
Efecto aparente de la fertilización.....	58
Extracción de N.....	58
Lixiviación de nitrógeno	60
Nitrógeno en el suelo	61
Nitrógeno inorgánico	61
Nitrógeno total	65
Nitrógeno por emisión de gases	68
Balance de nitrógeno.....	70
Resultado económico	71
CONCLUSIONES	74
LITERATURA CITADA.....	75

LISTA DE CUADROS

Cuadro 1. Precipitación, evaporación y temperatura media mensuales en Chapingo, México.....	47
Cuadro 2. Propiedades químicas del suelo del sitio experimental en Chapingo, México.	47
Cuadro 3. Propiedades físicas del suelo del sitio experimental en Chapingo, México.	48
Cuadro 4. Rendimiento de forraje de maíz (media $\pm$ error estándar) al variar el uso previo de suelo y nivel de fertilización nitrogenada.....	56
Cuadro 5. Extracción de nitrógeno por el cultivo de maíz (media $\pm$ error estándar) al variar el uso previo de suelo y nivel de fertilización nitrogenada.....	59
Cuadro 6. Concentración de nitrógeno inorgánico (Ni) en lixiviados, volumen de agua percolada y lixiviación de nitrógeno (media $\pm$ error estándar) entre junio y octubre de 2006 en el cultivo de maíz al variar el uso previo de suelo y nivel de fertilización nitrogenada.....	60
Cuadro 7. Contenido de nitrógeno inorgánico (media $\pm$ error estándar) en el suelo a dos profundidades (0 a 30 y 30 a 60 cm) al inicio y al final del cultivo de maíz en el uso previo de suelo (UP) o en el nivel de fertilización nitrogenada (FN).....	63
Cuadro 8. Contenido de nitrógeno total (media $\pm$ error estándar) en el suelo a dos profundidades (0 a 30 y 30 a 60 cm) al inicio y al final del cultivo de maíz en el uso previo de suelo (UP) o en el nivel de fertilización nitrogenada (FN).	66
Cuadro 9. Cantidad de nitrógeno (media $\pm$ error estándar) en la emisión de gases al variar el uso previo de suelo y la fertilización nitrogenada.....	69

Cuadro 10. Balance de nitrógeno (media $\pm$ error estándar) en maíz forrajero al variar el uso previo de suelo y la fertilización nitrogenada.	71
Cuadro 11. Tasa marginal de retorno (TMR) de los niveles de fertilización nitrogenada (FN) dentro de cada uso previo de suelo (UP).	72

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Cantidad de nitrógeno lixiviado a diferente nivel de fertilización nitrogenada.	20
Figura 2. Extracción de nitrógeno en el cultivo de maíz al variar la dosis de fertilización nitrogenada.	26

ABREVIATURAS USADAS

EUN	Eficiencia de utilización del fertilizante
FN	Fertilización nitrogenada
MO	Materia orgánica
MS	Materia seca
N	Nitrógeno
N ₀	0 kg N ha ⁻¹
N ₁₀₀	100 kg N ha ⁻¹
N ₂₀₀	200 kg N ha ⁻¹
NA	Nitrato de amonio
Ni	Nitrógeno inorgánico
Nt	Nitrógeno total
P	Tres y medio años de alfalfa con ovillo
PA	Tres años de alfalfa con ovillo y un ciclo de avena con raigrás
PMA	Dos y medio años de alfalfa con ovillo, un ciclo de maíz y un ciclo de avena con raigrás
SA	Sulfato de amonio
TMR	Tasa marginal de retorno
TRMA	Tasa de retorno mínima aceptable
UP	Uso previo de suelo

1. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA

1.1. Introducción

Una producción alta y sostenida de forraje en el Altiplano Mexicano puede lograrse a través de una secuencia de cultivos forrajeros y uso estratégico de la fertilización nitrogenada (FN). Una secuencia de cultivos con alto rendimiento de forraje es la de pradera de alfalfa (*Medicago sativa*) con ovinillo (*Dactylis glomerata*) - pradera de avena (*Avena sativa*) con raigrás anual (*Lolium multiflorum*) - maíz forrajero (*Zea mays*) para ensilar.

Una pradera de alfalfa con ovinillo se mantiene tres a cuatro años seguidos, los otros dos cultivos forrajeros se mantienen por dos años, avena con raigrás en otoño-invierno y maíz en primavera-verano. En el sistema, la superficie sembrada de alfalfa con ovinillo es de 60 a 66% (con praderas de uno a cuatro años de edad) y de cultivos anuales el resto (Améndola *et al.*, 2005). Bajo este esquema de secuencia se puede cultivar al maíz en diferente uso previo de suelo (UP) y por consecuencia, la cantidad de nitrógeno (N) presente en el suelo al sembrarse el maíz varía de acuerdo con la fase de la secuencia.

El cultivo de maíz posee una gran capacidad de extracción de agua y nutrientes (Ma *et al.*, 1999a; Sainz *et al.*, 1999; Halvorson *et al.*, 2002), de ellos el N es el que más puede limitar la producción de este cultivo. Por esta razón, la FN es uno de los pilares fundamentales para alcanzar rendimientos elevados sostenidos en el tiempo y con resultados económicos positivos, hasta cierto nivel de aplicación y cuando no son limitantes otros factores (Whitehead, 2000).

En los sistemas que utilizan secuencia de cultivos las interacciones suelo-planta se vuelven más complejas comparados con monocultivos y es necesario desarrollar

estrategias que permitan manejar cada situación en particular, optimizar el uso de los recursos y proteger el ambiente. Una metodología para lograr estas metas es la del balance de N, que permite conocer la dinámica del N en el sistema de cultivos, estimar procesos de ganancias y pérdidas y así poder tomar decisiones pertinentes (Meisinger *et al.*, 1985; Estrada *et al.*, 2002).

Con el objetivo de poner la información de forma conjunta que contribuya a la comprensión del balance del N en el cultivo de maíz en rotación con praderas perennes y anuales, en la presente revisión bibliográfica se describe la importancia del N en los sistemas de cultivos, su eficiencia de uso en el cultivo de maíz y su dinámica en las rotaciones de cultivos forrajeros y praderas, además del balance de N y sus componentes, i) las entradas: fertilización, lluvia y residuos de cosechas anteriores, ii) las salidas: lixiviación, pérdidas por gases y extracción por el cultivo y iii) los flujos internos: mineralización, inmovilización y cambios en la concentración en el suelo.

1.2. Importancia del nitrógeno en los sistemas de cultivos

La importancia del N en el crecimiento de las plantas ha sido ampliamente reportada; sin embargo, la dinámica de este elemento es particular para cada sistema, por lo que las magnitudes de las entradas, de las salidas y de las variaciones para los reservorios deben cuantificarse para alcanzar una mejor eficiencia en el uso del N en cada sistema de cultivo.

1.2.1. El nitrógeno en praderas

Whitehead (2000) indica que más del 95% del N total (Nt) en suelo se encuentra en la materia orgánica (MO) y el restante en formas inorgánicas como amonio y nitrato.

La concentración de N en la MO del suelo es casi constante, alrededor del 5% del peso seco, por lo que el contenido de MO del suelo es un indicador del contenido de Nt. La concentración de N en suelo disminuye con la profundidad, excepto algunos suelos perturbados u orgánicos. La cantidad total de N en suelo en los primeros 40 cm del perfil está entre 5,000 y 15,000 kg ha⁻¹ en praderas mantenidas por varios años, mientras que en suelo mantenidos con cultivos anuales manejados con laboreo convencional esta cantidad varía de 2,000 a 4,000 kg ha⁻¹.

Van Der Meer y Van Uum-Van Lohuyzen (1986) señalan que los reservorios de N en suelo con pradera son la MO, el material vegetal en descomposición, las excretas de los animales, la biomasa microbiana y el N inorgánico (Ni) en solución. No obstante, el N encontrado en cualquiera de estos reservorios se deriva de la fijación biológica, depositación atmosférica, aplicación de FN o del N contenido en los alimentos complementarios ofrecidos a los animales. Las principales fuentes de N disponible en suelo con pradera en la estación de crecimiento son: Ni presente en el suelo al inicio del periodo de crecimiento y el adicionado por la FN, N mineralizado de la MO del suelo y Ni retornado de las excretas de los animales en praderas pastoreadas.

En las gramíneas, la concentración de N en la planta depende entre 50 y 75% de la cantidad de FN aplicada durante el periodo de crecimiento y generalmente existe una correlación positiva entre esta concentración y la dosis de FN (Whitehead, 1995). También Whitehead (2000) menciona que la FN tiene menor efecto sobre la producción de raíces que sobre la de follaje. Si bien la FN tiene poco efecto sobre la producción de raíces, ocasiona un incremento en la concentración de N en ellas. La máxima concentración de N en las raíces de las gramíneas es mucho menor que la máxima concentración en el follaje.

1.2.2. El nitrógeno en el cultivo de maíz

El N es uno de los nutrientes esenciales que más limita el rendimiento del maíz. En muchas investigaciones se describe la dinámica del N en el cultivo de maíz y la gran capacidad de este cultivo de extraer el N de la solución del suelo (Ma *et al.*, 1999a; Sainz *et al.*, 1999; Halvorson *et al.*, 2002). La mejora genética ha hecho que la producción de maíz sea cada vez más alta y consecuentemente, también la extracción de N (Domingo *et al.*, 2005).

Para alcanzar altos rendimientos en maíz es común usar dosis altas de N, lo que puede ocasionar que mucho del N no sea absorbido por el cultivo, particularmente cuando se aplica en líneas espaciadas y en un momento de la estación de crecimiento cuando el sistema radical del cultivo presenta poca exploración del perfil del suelo (Toth y Fox, 1998).

La respuesta del maíz a la FN es lineal y en algunos casos cuadrática, dependiendo, entre otros factores, del N presente en suelo, disponibilidad de humedad y temperatura ambiental. Levin *et al.* (1987) encontraron que la adición incrementada de N tuvo efectos lineales y cuadráticos sobre el rendimiento de grano de maíz, el óptimo económico fue 83 kg N ha⁻¹ y el rendimiento máximo de grano por unidad de N fue con 101 kg N ha⁻¹. Eriksen *et al.* (1999) encontraron que la biomasa total, N en la biomasa y rendimiento de grano mostraron una respuesta cuadrática a la adición de N, los máximos para cada atributo se lograron con dosis de 158, 250 y 257 kg N ha⁻¹, respectivamente.

1.3. Eficiencia de uso del nitrógeno

Ma *et al.* (1999b) definen la eficiencia de uso del N (EUN) por cultivos agrícolas, como la fracción del N aplicado ya sea como fertilizante inorgánico, orgánico o del

residuo de cosecha que es encontrado en el cultivo, es decir la recuperación por el cultivo del N aplicado y se le considera eficiencia biológica. Del N aplicado al cultivo, ya sea como residuos de cosecha o fertilizantes, su EUN será el producto de la mineralización neta y la tasa con la cual el N es asimilado por las plantas.

Zagal *et al.* (2003) indican que el uso de técnicas isotópicas ayuda a estimar la EUN de manera más precisa, comparada con el uso de parcelas sin fertilizar. Estudios (Powlson *et al.*, 1986; Pino *et al.*, 1996; Kumar y Goh, 2000; Urquiaga, 2000; Vidal *et al.*, 2000) con ^{15}N señalan que 20 a 87% del N aplicado es recuperado en el primer cultivo, 10 a 35% es retenido en el suelo, y 1 a 35% se pierde por distintas vías.

Kumar y Goh (2000) explican que las variaciones en la cantidad de N recuperado por el cultivo encontrada en la literatura se deben a la fuente de N (urea tiende a promover una menor EUN comparada con nitrato de amonio (NA) y sulfato de amonio (SA)), los niveles de fertilización (a mayor nivel menor recuperación) y las diferencias en clima, prácticas de manejo y cultivo.

La EUN se ha estimado que en América Latina fluctúa entre 19 y 89%, dependiendo del clima, suelo, tratamiento y manejo agrícola. Las EUN más bajas se han asociado con suelos donde se dan limitaciones en la disponibilidad de humedad y otros nutrimentos; pero también se obtienen pobres EUN cuando el suelo contenía inicialmente un nivel alto de N disponible (Urquiaga, 2000).

También es conocido que en condiciones normales, la EUN disminuye significativamente según el nivel aplicado, puesto que niveles muy altos pueden exceder la tasa de asimilación del cultivo (Kumar y Goh, 2000).

En cereales, la EUN fue casi el doble cuando la fuente de N fue fertilizante nitrogenado inorgánico en comparación con residuos de leguminosas y aún mayor

cuando el N es derivado de plantas no leguminosas (Bremner y van Kessel, 1992; Kumar y Goh, 2000; Kumar *et al.*, 2001).

Zagal *et al.* (2003) encontraron que la EUN en el cultivo de maíz fertilizado con urea a una dosis alta de N (300 kg N ha^{-1}) fue 6% mayor cuando al suelo se le incorporó el residuo del cultivo anterior, comparado con la EUN cuando no fueron incorporados los residuos ($21.4 \pm 4\%^1$). Hesterman *et al.* (1987) indican que el maíz crecido en suelo con residuo de alfalfa o soya la EUN encontrada en la planta de maíz proveniente de esos residuos fue 36 y 12%, respectivamente.

Hesterman *et al.* (1987) midieron la EUN del contenido de N en el residuo de cosecha de alfalfa con una dosis de fertilización de 56 kg N ha^{-1} y encontraron una EUN de 43%, cuando la dosis de fertilización aumentó a 186 kg N ha^{-1} la EUN disminuyó a 19%, esto posiblemente se debió a la alta disponibilidad de nitratos aplicados por la fertilización que diluyeron a los nitratos provenientes de la mineralización del residuo de cosecha.

Nyamangara *et al.* (2003) registraron que la EUN del SA aplicado en maíz tuvo un promedio de 44.7% para todas las dosis de aplicación para el primer año de estudio y de 26.6% para el segundo, esta diferencia posiblemente se debió a que en el segundo año se presentaron mayores eventos de lluvia que pudieron ocasionar lixiviación, además el suelo presentó contenidos de humedad arriba de la capacidad de campo en numerosas ocasiones que predispuso a pérdidas de N por desnitrificación.

De la información revisada se concluye que la EUN puede variar entre 12 y 89%. La magnitud de la ésta depende de algunos factores como i) la fuente (menor con urea que con otros fertilizantes), ii) la dosis aplicada del fertilizante (se reduce con niveles

¹ Expresiones de tipo 21.4 ± 4 corresponden a la media $\pm$ error estándar en todo el documento.

altos de fertilización), iii) condiciones ambientales (menor con malas condiciones de crecimiento y excesiva precipitación) y iv) condiciones edáficas (menor con altos niveles originales de N en el suelo). De la cantidad de N aplicado no recuperada una proporción se pierde por diversas vías (1 a 35%), principalmente lixiviación (debido a excesivas precipitaciones o riegos) y desnitrificación (debidos a excesos de humedad). El N restante permanece en el suelo (10 a 35%).

Zagal *et al.* (2003) mencionan que un aspecto clave en el logro de la sustentabilidad a largo plazo en ecosistemas agrícolas es el mejoramiento de la EUN y de otros nutrimentos. Sin embargo, esta eficiencia debiera ser cuantificada considerando toda la secuencia de cultivos en una rotación, principalmente en la reducción de las pérdidas de nutrientes que ocurren en el suelo.

1.4. El nitrógeno en la rotación de cultivos y praderas

La rotación de cultivos cumple un papel fundamental en los sistemas de producción. Diferentes secuencias de cultivos influyen en forma variada sobre el suelo y sobre los rendimientos de éstos a través del tiempo. Las diferentes rotaciones de cultivos afectan el nivel de abastecimiento de nutrientes, la capacidad de los suelos para infiltrar y retener agua, la estabilidad de los agregados, el nivel de MO, la evolución de las poblaciones de malezas y el control de plagas y enfermedades (Hesterman *et al.*, 1987; Halvorson *et al.*, 2002).

En los sistemas de producción en los que se practican rotaciones de cultivos, existe una gran interacción entre los factores del suelo y de la planta y esta interacción depende del cultivo en cuestión (Sainz *et al.*, 2004). El ajuste de las rotaciones o secuencias de cultivos tomando en cuenta el clima, es necesario para regular la disponibilidad de

nutrientes. En el caso particular del N, la concentración en suelo fluctúa a lo largo del año, en respuesta a factores como el momento en el ciclo de un cultivo en particular, cantidad y calidad de los residuos del cultivo anterior, entre otros (Varco *et al.*, 1993; Zagal *et al.*, 2003).

El manejo de los residuos orgánicos es de gran importancia sobre el N para los cultivos en secuencia, y debe tomarse en cuenta para reducir el costo de fertilización y el riesgo de contaminación, particularmente con nitratos. La incorporación de residuos vegetales ricos en N o la FN pueden incrementar la mineralización de N en presencia de las raíces de una planta en crecimiento (Sanchez *et al.*, 2002).

Rodríguez (1993) menciona que la relación C:N determina en parte la susceptibilidad de la MO a la degradación microbiana, otro factor importante es la complejidad estructural; en general, las hemicelulosas se descomponen más fácilmente y son utilizadas como sustrato por un grupo más amplio de microorganismos que la celulosa, ésta a su vez es más degradable que la lignina.

De manera general una relación de 25:1 o menor se considera como adecuada para que se lleve a cabo una rápida mineralización y una relación mayor conduce a una mayor inmovilización del N del residuo de cosecha (Carpenter *et al.*, 2000). La relación C:N y la tasa para que el residuo sea degradado debe ser considerada al planear una secuencia de cultivos o bien para definir las proyecciones de la dinámica del N.

La relación C:N depende del residuo del cultivo considerado, alfalfa tiende a mostrar una relación de 14:1 que es adecuada para una rápida degradación de la MO, en maíz, por el contrario, se registran relaciones C:N de 67 a 111:1 lo que implica un residuo de maíz de lenta degradación (Carpenter *et al.*, 2000). Estos autores indican también que la relación C:N en gramíneas disminuye a medida que aumenta el nivel de

FN o cuando se cultivan en rotación con leguminosas. Encontraron una relación de 36 a 55:1 cuando el maíz se cultivó en rotación con alfalfa.

Hesterman *et al.* (1987) y Levin *et al.* (1987) coinciden en señalar que los residuos de alfalfa como cultivo previo pueden mostrar una concentración y disponibilidad de N que cubran la mayor parte de la demanda por este mineral de un cultivo de maíz posterior.

Hesterman *et al.* (1986) encontraron 86 y 36% mayor rendimiento en maíz sin la aplicación de N cuando se cultivó después de alfalfa y soya, respectivamente, comparado con monocultivo. Esto se debe a una mayor cantidad de residuos incorporados al suelo por parte de las leguminosas y mayor cantidad de N por la menor relación C:N comparado con el maíz. Alfalfa presentó menor relación C:N que la soya y también mayor cantidad de residuos, debido a esto el rendimiento en maíz fue mayor cuando se cultivó después de alfalfa comparado con soya como cultivo previo.

El Nt derivado de residuos vegetales de alfalfa absorbido por cuatro cultivos sucesivos de maíz fue estimado en 298 kg ha⁻¹ (Toth y Fox, 1998). Estimaciones de la disponibilidad de N en residuos de leguminosas durante el siguiente ciclo de cultivo han estado en el intervalo de 10 a 34% del N contenido en esos residuos (Ladd *et al.*, 1981 y 1983).

La adición de fertilizantes a gramíneas puede dar mayor respuesta en rendimiento a la FN en monocultivo que cuando se cultiva en secuencia con leguminosas, porque los residuos de las leguminosas proporcionan N disponible para la gramínea y diluyen el N adicionado por el fertilizante, las plantas toman N proveniente de ambas fuentes y se reduce la respuesta a la fertilización (Omay *et al.*, 1997).

Hesterman *et al.* (1986) indican evidencias de que la respuesta en rendimiento de maíz a la aplicación de N es menor cuando el cultivo previo ha sido alfalfa u otra leguminosa; los residuos de la alfalfa u otra leguminosa al ser ricos en N y de rápida disponibilidad evitan que el maíz tenga que hacer uso exclusivamente del N proveniente del fertilizante. La inclusión de alfalfa en una secuencia de cultivos incrementa la mineralización neta de N y esto podría conducir a una menor respuesta a la fertilización (Carpenter *et al.*, 2000).

Los efectos de la rotación de cultivos son más marcados cuando se incluyen cultivos perennes y/o leguminosas que cuando se incluyen gramíneas anuales, esto es debido a la interacción de muchos factores incluyendo un mejor perfil de nutrientes y humedad en el suelo, cambios en la estructura del suelo y aporte de sustancias promotoras de crecimiento originadas de los residuos de los cultivos (Omay *et al.*, 1998).

Omay *et al.* (1998) encontraron que con rotación de cultivos y FN se incrementó la producción de forraje de maíz en todos los suelos estudiados y en las dos estaciones de crecimiento. Los autores agregan que la cantidad de N necesaria para que maíz en ciclo continuo o en rotación con otras gramíneas anuales lograra una producción igual al maíz en rotación con soya sin N agregado varió entre 112 y 176 kg N ha⁻¹ en dos años diferentes; el valor más alto probablemente se debió a una mayor precipitación, misma que pudo haber incrementado las pérdidas de N por lixiviación.

La recuperación de ¹⁵N en parcelas que recibieron 168 kg N ha⁻¹ fue significativamente más alta para maíz en la rotación con soya (37%) que para maíz en ciclo continuo o en rotación con gramíneas anuales (30%) (Omay *et al.*, 1998). Yaacob y

Blair (1980) y Ladd *et al.* (1981 y 1983) registraron recuperaciones de 10 a 34% del N de los residuos de leguminosas disponibles durante el cultivo siguiente.

Harris y Hesterman (1990) encontraron que el maíz extrajo entre 17 y 25% del ^{15}N proveniente de la alfalfa. Grageda *et al.* (2004) encontraron mayores pérdidas de N aplicado como fertilizante en maíz cuando se le incorporaron residuos de la cosecha anterior que cuando éstos fueron removidos, debido probablemente a la alta disposición de N por la adición de residuos y a una mayor conservación de humedad.

De la información presentada puede proponerse que la secuencia de cultivos que involucren maíz, la respuesta de este cultivo en rendimiento dependerá de los otros cultivos involucrados en la secuencia y a la FN. Maíz sin fertilización muestra mayor rendimiento en secuencias que involucren leguminosas en comparación a secuencias únicamente con gramíneas o en monocultivo. Esta situación se debe a la mayor cantidad de N incorporado en los residuos de las leguminosas; por otra parte, esos residuos presentan relaciones C:N propicias para una rápida descomposición.

Asimismo, la mayor riqueza y disponibilidad de N en secuencia con la presencia de leguminosas comparada a otra secuencia o monocultivo promueven que el maíz presente una menor respuesta en producción a la FN, debido a la dilución del N del fertilizante por el mineralizado en los residuos de las leguminosas.

1.5. El balance de nitrógeno y sus componentes

Los procesos de transformación y transporte a que está sometido el N en el suelo son: i) volatilización (en forma de amoníaco), ii) mineralización (paso de N orgánico a Ni), iii) adsorción de amonio por las partículas de arcilla, iv) inmovilización biológica (incorporación de N al protoplasma de microorganismos), v) extracción por la planta

(absorción de nitratos y amonio), vi) desnitrificación (pérdidas de N en forma de óxidos de N), vii) lixiviación (lavado de nitratos y amonio fuera del alcance de las raíces) y viii) escurrimiento superficial (Estrada *et al.*, 2002). La magnitud de cada uno de estos procesos depende de las condiciones ambientales, edáficas y de manejo que se le de al cultivo.

Estrada *et al.* (2002) consideran que el balance de N, como el de cualquier otra sustancia es la expresión de la Ley de Conservación de la Masa, la cual estipula que, para un volumen de estudio dado, las entradas menos las salidas de esa sustancia, durante un intervalo dado, deben ser iguales al cambio en la cantidad total de dicha sustancia en el sistema.

El balance de N es una de las metodologías mas aceptadas para cuantificar la dinámica del N en el sistema suelo-planta que simula los procesos de ganancias, pérdidas y transformaciones de este elemento en el sistema, pudiendo derivarse de esta determinación la cantidad de fertilizante requerido por el cultivo (Meisinger, 1984). El balance de N ha sido usado para estimar el N no medido en un sistema de producción agrícola (Legg y Meisinger, 1982).

El balance de N es único para cada sistema en particular, incluso varía entre años. Un balance positivo (entradas mayores que las salidas) indica un enriquecimiento del sistema, en tanto que un balance negativo (entradas menores que las salidas) indica agotamiento en el sistema (Reuver, 2004).

Un ejemplo de balance de N es el estudio que realizaron Estrada *et al.* (2002), quienes estimaron los componentes del balance de N en un suelo de trópico húmedo (Tabasco). Los componentes de entrada (como porcentaje del total de entradas) fueron N en el fertilizante (38%), N mineralizado (56%) y N en el agua de lluvia (6%). Los

componentes de salida (expresados como porcentaje del total de salidas) fueron N extraído por la planta (60%), pérdidas por volatilización y desnitrificación (20%), inmovilización (5%), lixiviación (12%) y escurrimiento superficial (3%).

Cristóbal *et al.* (2002) midieron los componentes del balance de N en maíz en condiciones de temporal, las entradas fueron de 120 y 7 kg N ha⁻¹, aportados por la fertilización y por la lluvia, respectivamente, y las salidas fueron de 100, 4.5 y 5.5 kg N ha⁻¹ para N absorbido por el cultivo, perdido por escurrimientos y lixiviado, respectivamente, dando una acumulación parcial de N en el sistema durante el temporal de 17 kg N ha⁻¹, sin embargo esta acumulación podría ser menor o no presentarse ya que no se determinó la posible salida por gases.

Sainz *et al.* (2004) estimaron los componentes del balance de N en el cultivo de maíz. Encontraron que al aumentar la dosis de N al momento de la siembra, el N extraído aumentó linealmente, 89±4 y 225±15 kg N ha⁻¹; el volatilizado de manera exponencial, 1.3±0.7 y 17.4±3.2 kg N ha⁻¹; el lixiviado linealmente, 59±11 y 134±21 kg N ha⁻¹ para las dosis de 0 y 200 kg N ha⁻¹, respectivamente. Para el momento de aplicación en V6 (estadio en que la planta presenta seis hojas extendidas), se presentaron las mismas tendencias, sin embargo estadísticamente diferentes, la extracción fue mayor al igual que la volatilización pero, menor lixiviación.

El cambio de concentración de Ni en suelo presentó una reducción significativa entre el Ni a la siembra (75±12 kg N ha⁻¹) y el Ni en la cosecha (26±8 kg N ha⁻¹), sin embargo, no se presentaron diferencias entre niveles de fertilización ni momentos de aplicación. Todas las variables estudiadas no presentaron diferencias entre estaciones de crecimiento con excepción del N lixiviado que fue menor en la segunda. Estas menores

pérdidas de N por lixiviación fueron debidas a que en la primera estación de crecimiento se presentó mayor precipitación (389 mm) que en la segunda estación (268 mm).

En general, cada sistema presenta un balance de N particular, inclusive varía entre años en un mismo sistema (por diferencias entre temperaturas y precipitaciones). Los componentes del balance de N dependen de i) la precipitación (mayores precipitaciones en un año resultarían en mayores pérdidas por lixiviación y desnitrificación comparados con un año promedio), ii) la temperatura (mayores temperaturas resultarían en mayores pérdidas por volatilización), iii) condiciones edáficas (en suelos con alta cantidad de N los componentes del balance son más pronunciados) iv) dosis (dosis de fertilización altas presentan pérdidas más altas por las diferentes vías) y momentos de aplicación del fertilizante (aplicación del fertilizante al momento de la siembra presentan mayores pérdidas comparado con la aplicación en el estado vegetativo).

1.5.1. Entradas de nitrógeno

1.5.1.1. Fertilización

La FN es una entrada abrupta de N y generalmente se usan sales químicas como la urea, NA o SA, entre otros. Los fertilizantes se deben aplicar cuando el suelo no proporciona la cantidad demandada de N por el cultivo o éste no muestra el rendimiento esperado. Las recomendaciones sobre la cantidad de N que debe aplicarse como fertilizante se basan en investigaciones, sin embargo, éstas son aplicables para el sitio en que se llevó a cabo el estudio o para condiciones climáticas y edáficas similares. Es por esta razón que existen múltiples recomendaciones sobre dosis de fertilización. Para las condiciones del Valle de México varios autores recomiendan para el cultivo de maíz

forrajero cultivado en temporal dosis que van de 100 a 175 kg N ha⁻¹ (FIRA, 1986; SAGARPA, 2000; García, 2006).

1.5.1.2. Nitrógeno en la lluvia

El aporte de N en agua de lluvia varía según la época del año y la proximidad a fábricas y ciudades. En Tabasco, México, la concentración de Ni en el agua de lluvia varió de 0 a 2.63 mg l⁻¹ y la cantidad depositada en un ciclo de cultivo de maíz fue 4.4 kg N ha⁻¹ (Estrada *et al.*, 2002). También en Tabasco, Cristóbal *et al.* (2002) obtuvieron entradas de 2.54 kg N ha⁻¹ para el cultivo de maíz bajo riego (del 16 marzo al 15 de julio) y 7.01 kg N ha⁻¹ para el de temporal (del 3 de julio al 15 de octubre), estas diferencias entre las dos épocas se debe a que en el período en el cual se desarrolló el cultivo bajo riego la precipitación fue mucho menor (171 mm) que cuando se desarrolló el de temporal (1412 mm).

En Chapingo, México, Elizalde (2003) encontró que la concentración de N en el agua de lluvia varió a través del tiempo, aumentando conforme avanzó el temporal; la concentración promedio de Ni fue 2.46 mg l⁻¹. En ese mismo sitio, analizando agua de lluvia durante dos años, Huerta (2005) obtuvo para el período de julio a noviembre promedios de concentraciones de nitratos y amonio de 1.48 y 1.97 mg l⁻¹, respectivamente, implicando 3.45 mg Ni l⁻¹ y una entrada total de Ni por precipitación de 18.3 kg ha⁻¹; esta cantidad de Ni aportado por la lluvia es relativamente alta (mayor a lo reportado en Tabasco) por la cercanía a la Ciudad de México donde el aire presenta altas concentraciones de óxidos de nitrógeno.

1.5.1.3. Incorporación de residuos al suelo

Si se considera el cultivo actual como un sistema, el material vegetal residual del cultivo anterior puede considerarse como una entrada de N al sistema presente (Hesterman *et al.*, 1986; Carpenter *et al.*, 2000). Zecaida (2006) estudió la incorporación de material vegetal residual al suelo donde se cultivó maíz, cuando el cultivo previo fue una pradera alfalfa con ovillo la cantidad de material vegetal residual fue de 13,300 kg MS ha⁻¹ implicando un aporte de N de 293 kg N ha⁻¹ y 4,400 kg MS ha⁻¹ para el caso avena con raigrás, dando un total de N incorporado al suelo de 84 kg N ha⁻¹.

Los beneficios de la incorporación de residuos de leguminosas se presentan inmediatamente después de su incorporación al suelo (Varco *et al.*, 1993; Vanotti y Bundy, 1995). Carpenter *et al.* (2000) encontraron que el retorno de residuos de tallos y raíces de alfalfa suplieron al suelo de MO rápidamente degradable y de N mineralizado, estos residuos proporcionaron en promedio 291 kg N ha⁻¹, en tanto que los residuos de maíz únicamente proporcionaron 34 kg N ha⁻¹. Las estimaciones de Baldock y Musgrave (1980) del aporte de N por alfalfa previa al cultivo de maíz han llegado al nivel de 180 kg N ha⁻¹.

En conclusión, las entradas de N en el cultivo de maíz son de fácil cuantificación y siempre están presentes en un sistema, ya que el cultivo anterior siempre deja material vegetal residual, y pueden llegar a ser tan altas como 291 kg N ha⁻¹ en el caso de la alfalfa cuyo material vegetal residual además de cantidad tiene una alta concentración de N; la lluvia siempre tiene cierta cantidad de Ni, aunque ésta algunas veces puede ser cercana a cero también puede tener concentraciones de 3.5 mg Ni l⁻¹ y por último, la entrada por fertilización es una práctica que es manipulada fácilmente.

1.5.2. Salidas de nitrógeno

1.5.2.1. Lixiviación

Se entiende por lixiviación al desplazamiento de Ni (principalmente como nitratos) hacia horizontes del suelo no explorados por las raíces. En términos generales, un excedente o balance positivo de agua en el sistema suelo-planta determina un desplazamiento de nitratos lejos del alcance de la masa radical. Los movimientos de nutrientes solubles en el suelo depende de varios factores: i) la concentración de solutos en la solución del suelo, ii) el flujo de agua que transporta esos solutos (Brye *et al.*, 2001; Arauzo *et al.*, 2003), iii) tipo de suelo (textura, permeabilidad, etc), iv) cobertura por residuos o de cultivos y v) contenido de MO (Carpenter *et al.*, 2000). Las magnitudes potenciales de pérdidas por lixiviación de N se consideran difíciles de medir *in situ* (Moreno *et al.*, 1996; Brye *et al.*, 2001; Sainz *et al.*, 2004).

Owens (1990) encontró que las concentraciones de nitratos en lixiviados de monolitos a los que se les sembró una mezcla de alfalfa (70%) y ovinillo (30%) fueron $<5 \text{ mg l}^{-1}$ y fueron de 20 a 40 mg l^{-1} en lixiviados de maíz que recibieron 336 kg N ha^{-1} .

Toth y Fox (1998) encontraron que el maíz cultivado en ciclo continuo recibiendo niveles óptimos económicos de FN consistentemente ocasionó altas pérdidas de nitratos por lixiviación, estas pérdidas también fueron altas en maíz cultivado en rotación con alfalfa, pero menores que en maíz de ciclo continuo, en tanto que las pérdidas por lixiviación en el cultivo de alfalfa (varios años) fueron pequeñas.

Zhu *et al.* (2003) encontraron en maíz que el promedio de N perdido por lixiviación en dos años de estudio fue 30 y 59% del N aplicado como fertilizante a dosis de 100 y 200 kg N ha^{-1} , respectivamente; estos autores encontraron concentraciones

promedio de nitratos en lixiviados de 1.9 ± 0.2 , 5.9 ± 1.1 y 23.6 ± 3 mg l⁻¹ para las dosis de fertilización de 0, 100 y 200 kg N ha⁻¹, respectivamente; la cantidad de N lixiviado para maíz sin fertilizar fue de 9.5 ± 2.1 kg N ha⁻¹. Owens *et al.* (1995) y Kanwar *et al.* (1997) encontraron en maíz pérdidas por lixiviación de N del fertilizante entre 15 y 42% para dosis de 150 a 224 kg N ha⁻¹, respectivamente. Estos resultados indican que a medida que la dosis de FN aumenta también aumenta la cantidad de N perdido por lixiviación.

En maíz, Nyamangara *et al.* (2003) encontraron menor concentración de nitratos en los lixiviados recuperados por lisímetros cuando no se fertilizó con N que cuando se aplicó una dosis de 120 kg N ha⁻¹. Durante la primera estación de estudio las dosis de 60 y 120 kg N ha⁻¹ lixiviaron 41.9 y 56.3 kg N ha⁻¹, respectivamente; en las dos estaciones siguientes la magnitud de N en lixiviados fue menor al reducirse la concentración de nitratos en el suelo y por recibir menor precipitación. En promedio de tres años de estudio las cantidades de N lixiviado fueron de 14.5 ± 3.9 , 25 ± 14.6 y 31.8 ± 21.6 kg N ha⁻¹ para las dosis de fertilización de 0, 60 y 120 kg N ha⁻¹.

Sainz *et al.* (2004) encontraron una pérdida de N por lixiviación de 56 kg ha⁻¹ en maíz que no recibió FN; esta pérdida aumentó en 0.22 kg por cada kg N ha⁻¹ aplicado como fertilizante adicionado al momento de la siembra. Cuando el fertilizante se aplicó en el estadio V6 las pérdidas fueron iguales a las encontradas cuando no se fertilizó. Estos resultados indican que el momento de aplicación del fertilizante modifica la magnitud de la pérdida, siendo menor cuando el fertilizante se aplica al maíz en estado vegetativo.

Brye *et al.* (2001) encontraron que cuando la fertilización de maíz fue de 190 kg N ha⁻¹, las pérdidas por lixiviación fueron de 24% del N aplicado como fertilizante y la concentración media de los lixiviados fue de 23 mg l⁻¹. Nyamangara *et al.* (2003)

encontraron que a dosis de 120 kg N ha⁻¹ la concentración de nitratos en lixiviados fue de 34 mg l⁻¹.

Moreno *et al.* (1996) encontraron pérdidas por lixiviación en maíz de 43 y 150 kg N ha⁻¹ para dosis de 170 y 500 kg N ha⁻¹ aplicado como fertilizante, respectivamente y concluyeron que una reducción en la cantidad de N aplicado como fertilizante disminuyó fuertemente la lixiviación de nitratos sin decrecer la producción. Domingo *et al.* (2005) concluyeron que la lixiviación de nitratos debida al aporte de fertilizante con dosis bajas (menores a 60 kg N ha⁻¹) es poco importante siendo más dependiente del contenido de nitratos en suelo al inicio del cultivo.

Robbins y Carter (1980) mencionan que la alfalfa desarrolla raíces que penetran a gran profundidad dentro del perfil del suelo y son de fácil descomposición y alto contenido de N; esa masa radical al incorporarse al suelo forman canales por los que la lixiviación de nitratos se facilita.

Una vez que el fertilizante es aplicado e incorporado al suelo, la pérdida por escurrimiento superficial es menos probable. Al inicio de primavera, cuando la tasa de mineralización del N aumenta rápidamente en respuesta a un suelo con temperatura y humedad adecuadas, las plantas pueden mostrar un desarrollo aéreo y subterráneo muy pobre, limitando la posibilidad de que estas plantas puedan absorber el N a la misma tasa con que es mineralizado, lo que implica que el N se movilice a profundidades mayores dentro del perfil del suelo (lixiviación) y que quede fuera del alcance de las plantas (Sainz *et al.*, 1999 y 2004).

En la Figura 1 se sintetizan los resultados reportados en los párrafos anteriores; en esa figura se aprecia que a mayores dosis aplicadas con la fertilización las pérdidas de N por lixiviación presentan una tendencia a aumentar. No obstante, la dispersión en esa

relación es elevada lo que indica la acción de otros factores: i) magnitud de las precipitaciones o riegos (a mayor cantidad de agua depositada en el suelo, mayor cantidad de ella atraviesa el perfil arrastrando mayor número de nitratos), ii) estructura del suelo (suelos con mejor estructura como los migajosos tienden a perder menos N por esta vía que suelos sin estructura) y iii) número de aplicaciones (mientras más aplicaciones de la dosis del fertilizante se realicen menor es la lixiviación) y momentos de aplicación del fertilizante (con aplicaciones a la siembra se presentan mayores pérdidas comparado con aplicación en estado vegetativo de la planta).

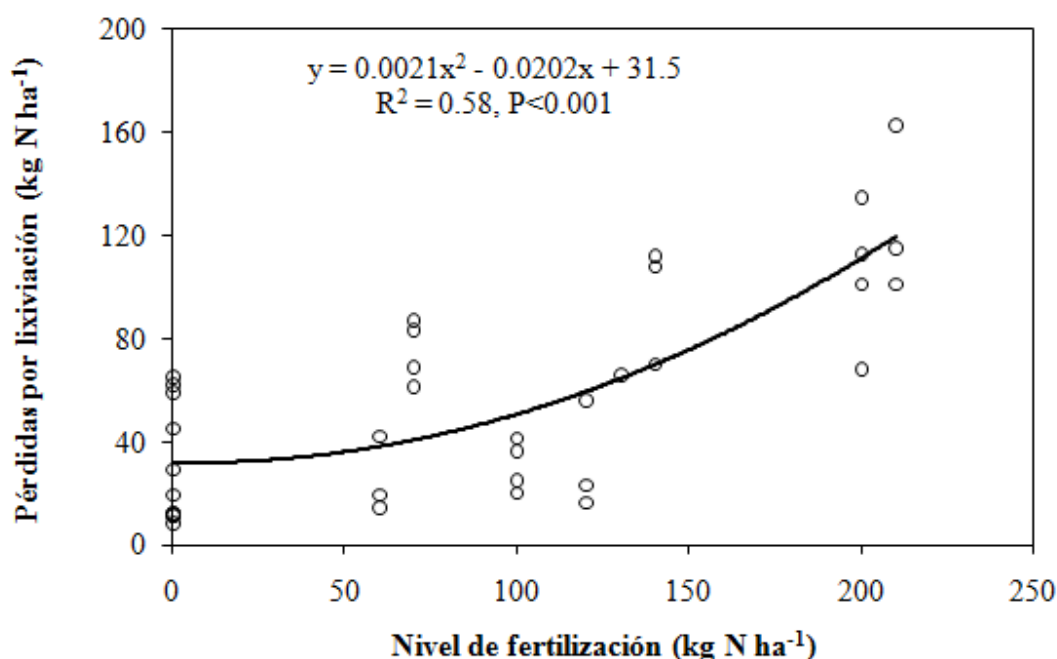


Figura 1. Cantidad de nitrógeno lixiviado a diferente nivel de fertilización nitrogenada. Fuente: elaboración propia a partir de resultados reportados por Arauzo *et al.* (2003); Nyamangara *et al.* (2003); Zhu y Fox (2003); Sainz *et al.* (2004); Domingo *et al.* (2005).

1.5.2.2. Pérdidas por gases

La desnitrificación implica la pérdida de N por un proceso biológico que produce gases de N reducido (NO, N₂O, N₂) que pasan a la atmósfera. El proceso es favorecido fundamentalmente por excesos de humedad y altas temperaturas, pero para que se

produzca deben haber nitratos y MO disponibles en suelo. Otra pérdida de N del suelo que puede ser particularmente importante es la volatilización, que implica el pasaje de amonio a amoniaco mismo que a presión atmosférica es un gas; también las plantas liberan amoniaco desde sus tejidos (Qian *et al.*, 1997).

Aulakh *et al.* (1992) y Brye *et al.* (2001) indican algunos factores que afectan la magnitud de las pérdidas por desnitrificación: i) disponibilidad de nitratos (a mayor contenido de nitratos en el suelo, la magnitud de la pérdida aumenta), ii) suelos de mayor fertilidad o fertilizados previamente promueven el proceso, iii) contenido hídrico del suelo (altos contenidos de humedad o lo que es lo mismo, bajo contenido de oxígeno favorecen el proceso), iv) contenido de MO (está relacionado con la población bacteriana del suelo), v) disponibilidad de carbono (la que proporciona a las bacterias las fuentes de energía para su supervivencia), vi) pH (con pH de 6 a 8.5 se presentan mayores pérdidas por gases) y vii) temperatura (temperaturas altas favorecen las pérdidas por gases).

Si se aplican altos niveles de N al momento de la siembra de maíz, las pérdidas por desnitrificación pueden ser importantes ya que se combinan las bajas demandas de N asociadas al comienzo del ciclo de crecimiento del maíz con altos niveles iniciales de nitratos. A medida que el cultivo se desarrolla, consume más agua y por ende se va reduciendo la probabilidad de que se presenten eventos de saturación por agua de los poros del suelo. Asimismo, la disponibilidad de nitratos también se va reduciendo progresivamente a medida que el cultivo evoluciona (Sainz *et al.*, 2001 y 2004).

Las pérdidas de N por desnitrificación en suelos pueden reducir la eficiencia de uso del fertilizante N (Grageda *et al.*, 2000; Sainz *et al.*, 2001) cuando se aplican altos niveles de fertilización. No obstante, después del estadio de V6, el proceso de

desnitrificación podría verse severamente limitado por el contenido de agua en el suelo, ya que debido al activo crecimiento del maíz, después de este estado incrementa la evapotranspiración (Sainz *et al.*, 2004).

La tasa de desnitrificación aumenta abruptamente cuando la saturación de los poros con agua excede un cierto nivel crítico, el cual varía entre 70 y 80%. Por otro lado, la tasa de desnitrificación puede ser limitada por una concentración en suelo de nitratos menor a 40 mg N kg⁻¹ (Sainz *et al.*, 2001). Estos investigadores encontraron una mayor cantidad de agua en los poros del suelo durante el periodo comprendido entre la siembra y V6. Además encontraron la más alta tasa de desnitrificación cuando el contenido de nitratos y agua en el suelo fueron altos. Liang y MacKenzie (1997) encontraron este mismo fenómeno en el cultivo de trigo.

También Aulakh *et al.* (1992) indican que la desnitrificación es baja cuando la concentración de nitratos en suelo es menor a 40 mg N kg⁻¹; sin embargo, los autores reportan que bajo condiciones naturales, en las que se interrelacionan factores como contenido de agua, disponibilidad de C y concentración de nitratos esta última puede no mostrar correlación con las pérdidas por desnitrificación.

En cultivos de maíz en el Bajío Guanajuatense, Grageda *et al.* (2004) encontraron pérdidas de hasta 20% del N aplicado como fertilizante (180 kg N ha⁻¹) en primavera-varano y de 13% (300 kg N ha⁻¹) en otoño-invierno, estas diferencias se debieron a una menor temperatura y menor población microbiana en otoño-invierno, factores que determinaron que la descomposición de residuos fuese más lenta.

Sainz *et al.* (2004) encontraron que las pérdidas de N por gases incrementaron conforme aumentó la dosis de FN. En la primera estación de crecimiento que estudiaron, con el fertilizante aplicado a la siembra, las pérdidas por gases (como porcentaje del N

aplicado como fertilizante) fueron de 5.1 y 3.1% para las dosis de 70 y 210 kg N ha⁻¹, respectivamente; durante la segunda estación esas pérdidas fueron de 6.8 y 3.8% para esas mismas dosis, respectivamente.

Sainz *et al.* (2004) encontraron también una relación lineal y positiva entre la tasa de desnitrificación (en tratamientos con y sin N adicional) y un contenido de agua en los poros del suelo mayor a 82%; sin embargo, la magnitud de esta relación fue menor cuando no se agregó N. Estos resultados indican que en los tratamientos sin N, que tuvieron una concentración en suelo de nitratos entre 6.4 y 17.7 mg kg⁻¹, la desnitrificación pudo haber estado limitada por la baja disponibilidad de nitratos.

Estos resultados los corroboraron en un segundo estudio (durante dos estaciones de crecimiento, con fertilización aplicada a la siembra) en el cual encontraron que las pérdidas con 210 kg N ha⁻¹ fueron 31% mayores que con 70 kg N ha⁻¹. Las pérdidas acumuladas fueron de 3.8 y 7% del N aplicado como fertilizante para las dosis de 70 y 210 y kg N ha⁻¹, respectivamente. Estas pérdidas fueron menores cuando el fertilizante se aplicó en el estadio V6. Encontraron además que el contenido de nitratos en suelo aumentó con la adición de N.

Zagal *et al.* (2003) consideraron que cantidades no encontradas de ¹⁵N que variaron entre 17 y 30% (con dosis de fertilización en maíz de 300 kg ¹⁵N ha⁻¹) habían sido pérdidas gaseosas. Grageda *et al.* (2000) reportan que las tasas de emisión de N₂ y N₂O del suelo se incrementaron al aumentar contenido de MO, e indican que la disponibilidad de electrones en los compuestos orgánicos es un factor que controla la actividad de los microorganismos heterótrofos en general, la mayoría de los cuales son desnitrificantes. Estos autores encontraron que la adición de fertilizante resultó en una considerable alza en las emisiones de N₂ y N₂O.

En estudios conducidos en el cultivo de maíz, Olson (1980) y Reddy y Reddy (1993) reportaron que entre 15 y 25% del N aplicado a la siembra no fue recuperado en el sistema suelo-planta y pudiese haberse perdido por desnitrificación. Evaluaciones directas de pérdidas por desnitrificación con inhibidores de ésta, indican que de 4.7 a 7.4% del N aplicado fue perdido por esta vía cuando este nutriente fue aplicado a la siembra (Liang y MacKenzie, 1997) y 0.6 a 3.2% fue perdido cuando se fertilizó en el estadio de V6 (Duxbury y McConnaughey, 1986; Bronson *et al.*, 1992; Qian *et al.*, 1997). Estos resultados indican que aún con la aplicación de inhibidores existen pérdidas por esta vía.

Las pérdidas de N por desnitrificación pueden llegar a ser casi nulas y hasta del 30% del N aplicado como fertilizante; para que se produzcan estas pérdidas debe haber alta concentración de nitratos (arriba de 40 mg⁻¹ kg suelo) y MO junto con altos niveles de humedad (arriba de 70%) en el suelo. Estas pérdidas son mayores al inicio del crecimiento del cultivo y aumentan conforme aumenta el nivel de FN.

1.5.2.3. Extracción de nitrógeno por el cultivo

Cuando se practica la cosecha, el N extraído por las plantas durante su crecimiento y desarrollo es llevado fuera del sistema suelo y se le considera una salida de N. En el caso particular de maíz, se han reportado grandes extracciones de N; el nivel de extracción depende de varios factores entre los que se encuentran i) el nivel de fertilización, ii) la variedad utilizada, iii) las condiciones climáticas y iv) las características del suelo.

Ma *et al.* (1999a) reportaron 72±19, 123±19 y 150±25 kg N ha⁻¹ extraídos por maíz con niveles de fertilización de 0, 100 y 200 kg N ha⁻¹, respectivamente. Sainz *et al.*

(2004) registraron extracciones de N por el maíz de 89 ± 8 , 105 ± 8 , 136 ± 4 y 187 ± 12 kg N ha^{-1} a dosis de fertilización de 0 a 35, 70 y 140 kg N ha^{-1} , respectivamente. Ma *et al.* (1999a) y Sainz *et al.* (2004) explican que estas mayores extracciones de N conforme aumentó el nivel de FN se debieron simultáneamente a mayores rendimientos de MS y a mayores concentraciones de N en las plantas.

En la Figura 2 se sintetizan los resultados reportados por algunos investigadores; se aprecia que a mayores dosis aplicadas con la fertilización, la extracción de N por el cultivo presenta una tendencia a aumentar. No obstante, la dispersión en esa relación fue elevada, lo que indica la acción de otros factores: i) momentos de aplicación del fertilizante (aplicación en el estado vegetativo de la planta tiende a aumentar la extracción comparado con la aplicación a la siembra), ii) magnitud de las pérdidas en el suelo (a mayores pérdidas que se presenten durante el crecimiento del cultivo menor extracción resultará), iii) condiciones edáficas (suelos con mejor estructura permiten mayor crecimiento y exploración de las raíces y permiten mayor extracción de N) y iv) factores ambientales (mejores condiciones climáticas propician un mejor crecimiento de la planta y por lo tanto mayor extracción de N).

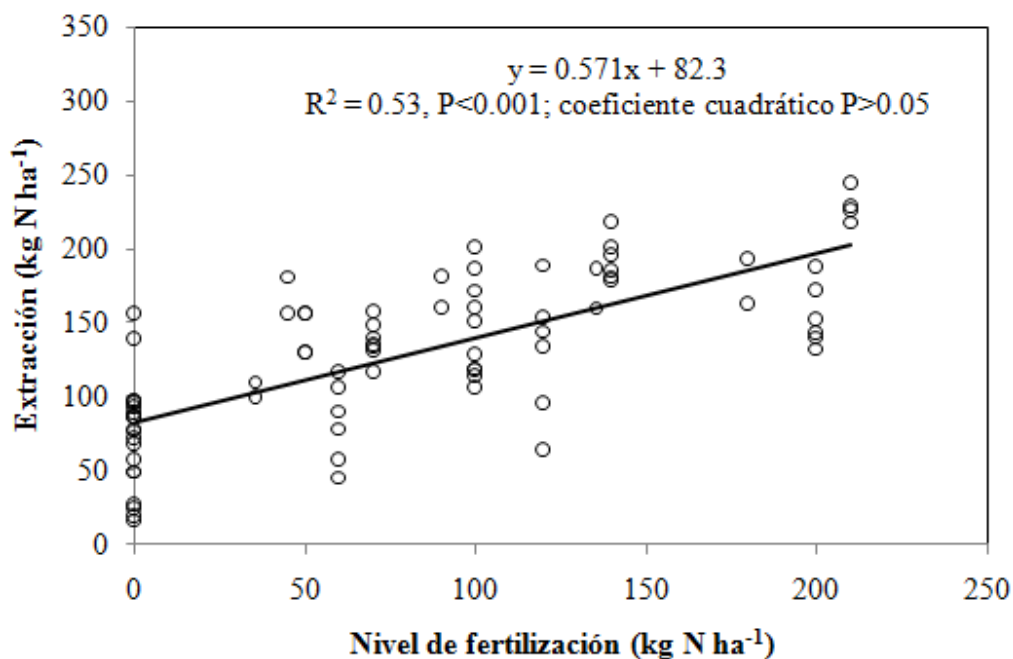


Figura 2. Extracción de nitrógeno en el cultivo de maíz al variar la dosis de fertilización nitrogenada.

Fuente: elaboración propia a partir de resultados reportados por Levin *et al.* (1987); Sainz *et al.* (1999 y 2004); Ma *et al.* (1999a y 1999b); Nyamangara *et al.* (2003).

1.5.3. Flujos internos

1.5.3.1. Mineralización e inmovilización de nitrógeno

La mineralización es el paso de N orgánico a Ni, mismo que es mediado por microorganismos del suelo. Si en el material orgánico existe más N del requerido para la nutrición de los microorganismos el exceso se libera, quedando N disponible (amonio y nitratos) para las plantas. Por el contrario, si el contenido de N es insuficiente, los organismos utilizarán el N mineral del suelo para compensar la deficiencia y el resultado de incorporación de Ni a la biomasa microbiana se conoce como inmovilización (Wild, 1992; Stevenson y Cole, 1999). Mineralización e inmovilización pueden ocurrir simultáneamente (Sanchez *et al.*, 2002).

La adición de nitratos con la FN tiene un efecto estimulante en la mineralización del N orgánico (Grageda *et al.*, 2000), ya que al mejorar la relación C:N de los residuos y de la MO incrementa la tasa de mineralización (Liang y MacKenzie, 1994). Sin embargo, también existen estudios donde el nivel de FN no aumentó el N mineralizado neto (Carpenter *et al.*, 2000).

Los contenidos de humedad superiores a la capacidad de campo originan una disminución en la tasa de mineralización porque, en el suelo, se propician condiciones de anaerobiosis que decrecen el crecimiento de microorganismos que llevan a cabo este proceso (Whitehead, 1995).

Meisinger *et al.* (1985) indican que el maíz puede derivar más del 70% de sus requerimientos de N de la mineralización del suelo. También trabajando con maíz, Ma *et al.* (1999b) encontraron mineralizaciones netas (promedio de dos años de estudio) de 52 ± 14 , 71 ± 19 y 150 ± 32 kg N ha⁻¹ para las dosis de 0, 100 y 200 kg N ha⁻¹, respectivamente. La mineralización neta en suelos que recibieron fertilizaciones de 100 kg N ha⁻¹ fue cerca de la mitad del N extraído por la planta y los que recibieron 200 kg N ha⁻¹ la cantidad de N mineralizado neto fue más de la mitad del N extraído. Los autores encontraron una relación cuadrática positiva entre la tasa de mineralización neta y el contenido de N del suelo, con un máximo cuando el suelo presentó 140 kg N ha⁻¹.

Carpenter *et al.* (2000) encontraron que la rotación de cultivos afectó la mineralización neta en muestras de suelo incubadas durante 189 días, los valores reportados son 133 ± 6 kg ha⁻¹, 142 ± 5 kg ha⁻¹ y 189 ± 5 kg ha⁻¹ cuando el suelo provino de cultivo continuo de maíz, rotación maíz-soya y rotación maíz-alfalfa, respectivamente. Los valores de mineralización más altos se deben a la baja relación C:N en los residuos

vegetales. En lo que refieren al efecto de la FN los autores reportan que no hubo efecto en la cantidad de N mineralizado al aumentar el nivel de FN.

La relación negativa entre las tasas de mineralización y los niveles de FN también ha sido reportada por McAndrew y Malhi (1992) y Weindhold y Halvorson (1999). En contraposición a estos resultados, se han encontrado relaciones positivas entre la tasa de mineralización y la FN (Bonde y Rosswall, 1987; Gill *et al.*, 1995; Kolberg *et al.*, 1999). Otros autores no han encontrado efectos de la FN sobre la mineralización (Franzluebbers *et al.*, 1994).

El N mineralizado es N inmediatamente disponible para la planta y el cultivo de maíz en particular puede derivar más de la mitad de sus requerimientos de N por esta vía. Se han reportado mineralizaciones netas de hasta 190 kg N ha⁻¹, sin embargo estas dependen del nivel de FN (en general, a mayores niveles de FN mayor cantidad de N mineralizado), de la cantidad y calidad de los residuos del cultivo anterior (residuos de leguminosas tienden a mostrar mayor tasa de mineralización y mayor cantidades de N) y de las condiciones ambientales (a mayor temperatura mayor mineralización y a elevada cantidad de humedad en el suelo menor mineralización).

1.5.3.2. El nitrógeno en el suelo

Zhu y Fox (2003) encontraron que las concentraciones de nitratos residuales en el suelo al final del cultivo de maíz aumentaron con el nivel de FN y la reducción en intensidad de la labranza. Los autores registraron 2.3±0.2, 2.5±0.2 y 4.8±1.2 mg N kg⁻¹ de suelo con las dosis de 0, 100 y 200 kg N ha⁻¹ bajo labranza convencional y 2.7±0.1, 3.9±1.1 y 5.4±1.5 mg N kg⁻¹ para las mismas dosis bajo labranza de conservación. Los resultados de Ma *et al.* (1999a) son coincidentes ya que encontraron en promedio de

cuatro años de estudio 50 ± 10 , 168 ± 5 y 297 ± 14 kg N ha^{-1} para las dosis de 0, 100 y 200 kg N ha^{-1} a una profundidad de 0 a 60cm.

Con 120 y 200 kg N ha^{-1} aplicados, Elmi *et al.* (2002) encontraron una tendencia al aumento en la concentración de nitratos en el perfil del suelo al aumentar la FN, lo que indica que tasas moderadamente altas de aplicación de fertilizante ocasionan una acumulación de nitratos en suelo. Sainju *et al.* (1998) observaron que aún sin fertilización se encuentran concentraciones elevadas de nitratos residuales acumuladas en suelo bajo la zona radical a causa de la continua mineralización de la MO y de los residuos de cosecha. Esto sugiere que limitar la FN puede no ser una estrategia eficiente para superar el problema de contaminación por incremento de nitratos en el sistema agua-suelo.

Sainz *et al.*, (2004) reportan que la concentración de Ni en el suelo al final de cada ciclo de estudio del cultivo de maíz fue afectada por la interacción entre el nivel y el momento de aplicación del fertilizante. Las concentración de Ni fue mayor con las dosis altas de FN lo que indican que esas dosis excedieron la capacidad de uso del N por parte del cultivo; Jokela y Randall (1997) llegaron a resultados similares.

La rotación de cultivos afecta la cantidad de N en suelo. Carpenter *et al.* (2000) encontraron que la cantidad de Ni inicial en el suelo (al momento de la siembra) fue mayor cuando se cultivó después de alfalfa (217 kg N ha^{-1}) que cuando fue en forma continua (143 kg N ha^{-1}).

1.6. Estudio económico

Los principios económicos pueden ayudar a los agentes de investigación y extensión a seleccionar tecnologías o prácticas más rentables y con mayores

posibilidades de ser adoptadas por los productores. No siempre es la tecnología que produce los más altos rendimientos, beneficios netos, retorno promedio o retorno marginal la que es más recomendable.

Evans (2005) bosqueja un procedimiento simple, basado en los principios económicos del análisis marginal, para asistir a los investigadores en la toma de decisiones. Estos procedimientos fueron popularizados por el CIMMYT (Perrin *et al.*, 1988) y se resumen en el texto a continuación.

1.6.1. Análisis marginal

El análisis marginal es un procedimiento para calcular las tasas marginales de retorno entre tecnologías o prácticas, procediendo paso a paso, de una tecnología de bajo costo a la siguiente tecnología de costo mayor y comparando las tasas de retorno contra una tasa de retorno mínima aceptable (Perrin *et al.*, 1988). El procedimiento es útil para hacer recomendaciones a productores y para seleccionar tecnológicas alternativas. El principio económico que soporta el análisis es que es beneficioso para el productor continuar invirtiendo hasta el punto donde el retorno de cada unidad extra invertida sea igual a su costo.

Hay varios pasos para llevar a cabo un análisis marginal. El nivel de complejidad de un análisis marginal varía de acuerdo con la naturaleza del experimento y del nivel de sofisticación empleado.

1.6.1.1. Beneficios netos

Para determinar los "beneficios netos" de las diferentes tecnologías, el investigador debe primero calcular el "beneficio bruto en campo" y los "costos totales que varían" al

cambiar de tecnologías. El beneficio bruto en campo para cada tecnología se obtiene multiplicando el "rendimiento ajustado" por el "precio a la entrada de la finca". El rendimiento ajustado representa una fracción (0.90) del rendimiento promedio que el investigador obtiene bajo condiciones experimentales (una razón para hacer ajuste en el rendimiento es que el productor, al cambiar de tecnología, no usa la misma precisión y puntualidad del investigador; por lo tanto, una estimación conservadora es justificada).

Los costos totales que varían (costos totales) para cada tecnología son la suma de solamente esos costos que se espera que cambien debido al uso de otra tecnología. Si el uso de una tecnología en particular resulta en un ahorro en los costos, entonces este ahorro debe ser sustraído del costo total. El beneficio neto de una tecnología determinada es obtenido sustrayendo los costos totales de los beneficios brutos en campo.

1.6.1.2. Análisis de dominancia

Una vez determinados los beneficios netos para cada tecnología, el paso siguiente es hacer un análisis de dominancia. Este se hace clasificando las tecnologías, incluyendo la tecnología que el productor usa normalmente, ordenándolas de menor a mayor, en base a los costos, conjuntamente con sus respectivos beneficios netos. Moviéndose de la tecnología de menor a la de mayor costo, la tecnología que cueste más que la anterior pero rinda un menor beneficio neto se dice que es "dominada" y es excluida del análisis.

1.6.1.3. Tasa marginal de retorno

Una vez eliminadas todas las tecnologías dominadas, la tasa marginal de retorno (TMR) entre tecnologías es calculada. Procediendo paso a paso, comenzando con la tecnología de menor costo y siguiendo con la próxima tecnología más alta, la TMR es

calculada expresando la diferencia entre los beneficios netos de ambas como un porcentaje del costo total adicional. La TMR calculada da una indicación de lo que el productor puede esperar recibir, en promedio, al cambiar de tecnología. Por lo tanto, una TMR del 150%, al cambiar de una Tecnología 1 a la 2 implica que por cada peso invertido en la Tecnología 2, el productor puede esperar recobrar el peso invertido más un retorno adicional de \$1.50.

1.6.1.4. Tasa de retorno mínima aceptable

Antes de que una tecnología sea recomendada al productor es aconsejable que el investigador conozca lo que el productor considera una tasa de retorno mínima aceptable (TRMA). Por lo general, mientras más innovativo sea el productor, más baja será la tasa de retorno que acepte. Debido a que la mayoría de los productores se sienten muy cómodos con la tecnología que están usando, generalmente toman un retorno considerable para que cambien voluntariamente de tecnología. Por ejemplo, para acceder a una TRMA es duplicar la tasa de interés usada por las instituciones de préstamo.

1.6.1.5. Tasa marginal de retorno vs tasa de retorno mínima aceptable

Como se señaló anteriormente, la premisa es que mientras TMR sea mayor que TMRA el productor estará deseoso de cambiar de una tecnología a otra. La regla de decisión es proceder escalonadamente, empezando con la tecnología de menor costo total, comparando las TRM por cambiar de una tecnología a la próxima con el mayor costo y que tenga la TRMA. Por lo tanto, los productores deben escoger la tecnología con el costo total más alto para la cual TMR es mayor o igual a TMRA.

1.7. Impacto ambiental por el uso de fertilizantes nitrogenados

El incremento en el uso de fertilizantes durante las últimas décadas dio origen a procesos de transformación en el ambiente que produjeron alteraciones físicas, químicas y biológicas. Los altos niveles de productividad que exigen el mercado global y la carencia natural de nutrientes hace indispensable el uso de fertilizantes, razón por la cual se debe realizar un uso sustentable de éstos de modo de minimizar cualquier impacto negativo al ambiente (Laegreid *et al.*, 1999; Stevenson y Cole, 1999). En el caso de los fertilizantes nitrogenados, impactos como la eutrofización de aguas superficiales (Addiscott *et al.*, 1991), contaminación de acuíferos (Schepers, 1988) y atmósfera (Peoples, 1995), acidificación de suelos (Kennedy, 1992) y calentamiento global (Peoples, 1995).

1.7.1. Eutrofización de aguas superficiales

Un problema ambiental importante relativo al ciclo del N, es la acumulación de nitratos en el subsuelo que, por lixiviación pueden incorporarse a aguas subterráneas o bien ser arrastrados hacia los cauces y reservorios superficiales. En estos medios los nitratos también actúan de fertilizantes de la vegetación acuática, de tal manera que, si se concentran puede originarse la eutrofización del medio (Schepers, 1988).

En un medio eutrofizado, se produce la proliferación de especies como algas y otras plantas verdes que cubren la superficie. Esto trae como consecuencia un elevado consumo de oxígeno y su reducción en el medio acuático, asimismo dificulta la incidencia de la radiación solar al interior del cuerpo de agua (Addiscott *et al.*, 1991).

Estos dos fenómenos producen una disminución de la capacidad autodepuradora del medio y una merma en la capacidad fotosintética de los organismos acuáticos,

ocasionando la desaparición de microorganismos autótrofos (por reducción de la radiación solar al interior del cuerpo de agua) y heterótrofos (por la reducción en la cantidad de O_2 en el agua) (Addiscott *et al.*, 1991).

1.7.2. Contaminación de acuíferos

La lixiviación de nitratos hacia el subsuelo puede contaminar los acuíferos subterráneos, creando graves problemas de salud en los humanos si se consume agua rica en nitratos, debido a su transformación en nitritos por participación de bacterias existentes en el estómago y vejiga urinaria. A su vez los nitritos se transforman en ciertos compuestos cancerígenos (nitrosaminas), que afectan al estómago e hígado (Schepers, 1988).

1.7.3. Lluvia ácida

En el proceso de desnitrificación se producen, a partir de nitratos, formas reducidas de N (NO y N_2O) y N elemental (N_2) que se liberan a la atmósfera. Los óxidos reducidos de N son importantes en cuanto a su efecto ambiental negativo, con la liberación de N_2 a la atmósfera se cierra el ciclo del N lo que es deseable (Stevenson y Cole, 1999).

Los óxidos de N sufren una oxidación adicional que puede ser catalizada por otros contaminantes atmosféricos, incluyendo las partículas sólidas y por la luz solar. Éstos reaccionan con facilidad con la humedad atmosférica para formar ácido nítrico, que permanece disociado en la atmósfera y le imparten características ácidas y eventualmente, se precipitan con la neblina, la lluvia o la nieve (Kennedy, 1992).

El ácido nítrico y sulfúrico son los principales factores que ocasionan una lluvia ácida, sin embargo, los compuestos precursores de éstos ácidos no sólo provienen de la fertilización sino también de la ganadería y la industria. La lluvia ácida descompone la MO, mata microorganismos y aumenta el pH del suelo y daña las hojas de las plantas, (Kennedy, 1992).

1.7.4. Calentamiento global

Emisiones a la atmósfera de óxido nitroso (N_2O) y óxido nítrico (NO) por desnitrificación, conjuntamente con metano (CH_4), dióxido de carbono (CO_2), clorofluorocarbonos y ozono se les considera gases de tipo invernadero causantes en gran medida del calentamiento global (Peoples *et al.*, 1995).

La energía reflectiva por mol del N_2O es alrededor de 180 veces la de CO_2 , lo que lo convierte en un potente gas tipo invernadero. El N_2O troposférico ha aumentado potencialmente en la década del 80 conjuntamente con el incremento sustancial de la aplicación de fertilizantes sintéticos (Laegreid *et al.*, 1991).

Esto demuestra que la producción de fertilizantes nitrogenados no solamente interviene en el agotamiento de la energía natural y el combustible fósil, sino también genera grandes cantidades de CO_2 en su producción y contribuye sustancialmente al calentamiento global potencial (Laegreid *et al.*, 1991).

Los gases de efecto invernadero actúan en forma tal que permiten que la radiación solar penetre hasta la superficie terrestre y atrapan la radiación infrarroja ascendente emitida por la Tierra que de otro modo escaparía al espacio. De esta manera se genera un fenómeno denominado efecto invernadero (Peoples *et al.*, 1995).

El efecto invernadero es un fenómeno que ocurre en forma natural en la atmósfera. No obstante, su efecto benéfico está siendo modificado por actividades humanas que aumentan la concentración en la atmósfera de muchos de los gases que lo producen (Laegreid *et al.*, 1991; Peoples *et al.*, 1995).

1.7.5. Acidificación del suelo

Algunas fuentes de fertilizantes nitrogenados como las amoniacales generan un residuo que provoca cierta acidez al suelo. Es conocido el mayor efecto acidificante del SA respecto del NA y la urea. Sin embargo, no se puede generalizar sobre este efecto en todos los suelos, normalmente la capacidad amortiguadora de los suelos arcillosos hace que la acidez inducida por estas tres fuentes sea menor, particularmente en el caso del sulfato de amonio (Kennedy, 1992).

En el proceso de nitrificación del NH_4 del fertilizante a NO_3 se liberan iones H^+ que pueden producir acidez en el suelo. El grado de acidez que induce depende de la fuente de N que se utilice (Kennedy, 1992).

Un suelo ácido provoca que algunas plantas como las leguminosas tengan mal establecimiento y persistencia, baja disponibilidad de nutrientes necesarios para las plantas (P, S, Ca, K y Mg), muerte de microorganismos nitrificantes y fijadores de N, baja tasa de descomposición de la MO, entre otros (Stevenson y Cole, 1999).

1.8. Literatura citada

- Addiscott, T.M., A.P. Whitmore, and D.S. Powlson. 1991. Framing, Fertilizers and Nitrate Problem. CAB International. Bristol, UK. 170 p.
- Amendola, R., E. Castillo, and P. A. Martínez. 2005. Country Pasture/Forage Resource Profiles. Mexico. [En línea]. Disponible en <http://www.fao.org/WAICENT/FAOINFO/AGRICULT/AGP/AGPC/doc/Counprof/mexico/Mexico.htm> (Consultado el 10 de agosto de 2005).
- Arauzo, M., J.A. Díez y P. Hernáiz. 2003. Estimación de balances hídricos y lixiviación de nitratos en sistemas agrícolas. Estudios de la Zona No Saturada del Suelo. J. Álvarez B. y P. Marinero (eds). 4:39-44.
- Aulakh, M.S., J.W. Doran, and A.R. Mosier. 1992. Soil denitrification-significance, measurement, and effects of management. *Advanced Soil Science*. 18:32-42.
- Baldock, J.O., and R.B. Musgrave. 1980. Manure and mineral fertilizer affects in continuous and rotational crop sequences in Central New York. *Agronomy Journal*. 72:511-518.
- Bonde, T.A., and T. Rosswall. 1987. Seasonal variation of potentially mineralizable nitrogen in four cropping systems. *Soil Science Society of America Journal*. 51:1508-1514.
- Bremner, E., and C. van Kessel. 1992. Plant-available nitrogen from lentil and wheat residues during a subsequent growing season. *Soil Science Society of America Journal*. 56:1155-1160.
- Bronson, K.F., A.R. Mosier, and S.R. Bishnoi. 1992. Nitrous oxide emissions in irrigated corn as affected by nitrification inhibitors. *Soil Science Society of America Journal*. 56:161-165.
- Brye, K.R., J.M. Norman, L.G. Bundy, and S.T. Gower. 2001. Nitrogen and carbon leaching in agroecosystems and their role in denitrification potential. *Journal of Environmental Quality*. 30:58-70.
- Carpenter B., L., J.L. Pikul Jr., M.F. Vigil, and W.E. Riedell. 2000. Soil nitrogen influenced by crop rotation and nitrogen fertilization. *Soil Science Society of America Journal*. 64:2038-2045.
- Cristóbal A., D., O.L. Palacios V., I. Nikolskii G., F. Gavi R., D.J. Palma L., E. Carrillo A. y J.J. Peña C. 2002. Lixiviación de nitrógeno en función del espaciamiento entre drenes subterráneas en Tabasco. *Agrociencia*. 36:291-304.
- Domingo O., F., J. Serra, A. Roselló y N. Teixidor. 2005. Lavado de nitratos en un cultivo de maíz con diferentes tipos de riego. Estudios de la Zona No Saturada del Suelo. F.J. Simple C. y A. Paz G (eds). 7:115-118.
- Duxbury, J.M., and P.K. McConnaughey. 1986. Effect of fertilizer source on denitrification and nitrous oxide emissions in a maize-field. *Soil Science Society of America Journal*. 50:644-648.
- Elizalde F., E. 2003. Flujos de nitrógeno en los sistemas agrícolas orgánico y convencional con cultivo de maíz. Tesis Profesional. Universidad Autónoma Chapingo. Chapingo, México. 83 p.

- Elmi, A.A., Ch. Madramootoo, M. Egeh, A. Liu, and Ch. Hamel. 2002. Environmental and agronomic implications of water table and nitrogen fertilization management. *Journal of Environmental Quality*. 31:1858-1867.
- Eriksen, G.N., F.J. Coale, and G.A. Bollero. 1999. Soil nitrogen dynamics and maize production in municipal waste amended soil. *Agronomy Journal*. 91:1009-1016.
- Estrada B., M.A., I. Nikoskii G., F. Gavi R., J.D. Etchevers B. y O.L. Palacios V. 2002. Balance de nitrógeno inorgánico en una parcela con drenaje subterráneo en el trópico húmedo. *Terra*. 20(2):189-198.
- Evans, E. 2005. Marginal analysis: An economic procedure for selecting alternative technologies/practices. Department of Food and Resource Economics, Florida Cooperative Extension Service, Institute of Food and Agricultural Sciences, University of Florida, Gainesville, FL. USA. [En línea]. Disponible en <http://www.edis.ifas.ufl.edu/FE565> (Consultado el 17 de enero de 2008).
- FIRA. 1986. El cultivo de maíz forrajero. Boletín informativo No. 178. Vol. XVIII. México. D.F. 72 p.
- Franzluebbers, A.J., F.M. Hons, and D.A. Zuberer. 1994. Long-term changes in soil carbon and nitrogen pools in wheat management systems. *Soil Science Society of America Journal*. 58:1639-1645.
- García A., E. 2006. Uso óptimo económico de fertilización en maíz forrajero de temporal en Chapingo, México. Tesis Profesional. Chapingo, México. 64 p.
- Gill, K., S.C. Jarvis, and D.J. Hatch. 1995. Mineralization of nitrogen in long-term pasture soils: Effects of management. *Plant and Soil*. 172:153-162.
- Grageda C., O.A., A. Vermoesen, O. van Cleemput y J.J. Peña C. 2000. Efecto del tipo de suelo, humedad y fuente de nitrógeno en las emisiones de N_2 y N_2O . *Terra*. 18(1):1-9.
- Grageda C., O.A., T. Medina C., J.L. Aguilar A., M. Hernández M., E. Solía M., G.A. Aguado S. y J.J. Peña C. 2004. Pérdidas de nitrógeno por emisión de N_2 y N_2O en diferentes sistemas de manejo y con tres fuentes nitrogenadas. *Agrociencia*. 38:625-633.
- Harris, G.H., and O.B. Hesterman. 1990. Quantifying the nitrogen contribution from alfalfa to soil and two succeeding crops using nitrogen-15. *Agronomy Journal*. 82:129-134.
- Halvorson, A.D., R.F. Folleto, M.E. Bartola, and F.C. Schweissing. 2002. Nitrogen fertilization use efficiency of forrow-irrigated onion and corn. *Agronomy Journal*. 94:442-449.
- Hesterman, O.B., M.P. Ruselle, C.C. Sheaffer, and G.H. Heichel. 1987. Nitrogen utilization from fertilizer and legume residues in a legume-corn rotation. *Agronomy Journal*. 79:726-731.
- Hesterman, O.B., C.C. Sheaffer, D.K. Barnes, W.E. Leuschen, and J.H. Ford. 1986. Alfalfa dry matter and nitrogen production, and fertilizer nitrogen response in legume-corn rotations. *Agronomy Journal*. 78:19-23.
- Huerta C., A.L. 2005. Dinámica del nitrógeno en un sistema de producción suelo-maíz con manejo orgánico y convencional. Tesis Profesional. Universidad Autónoma Chapingo. Chapingo, México. 106 p.
- Jokela, W.E., and G.W. Randall. 1997. Fate of fertilizer nitrogen as affected by time and rate of application on maize. *Soil Science Society of America Journal*. 61:1695-1703.

- Kanwar, R.S., T.S. Colvin, and D.L. Karlen. 1997. Ridge, moldboard, chisel, and no-till effects on tile water quality beneath two cropping systems. *Journal of Production Agriculture*. 10:227-234.
- Kennedy, I.R. 1992. *Acid Soil and Acid Rain*. Research studies Press. John Wiley & Sons Inc. Ney York, USA. 254 p.
- Kolberg, R.L., D.G. Westfall, and G.A. Peterson. 1999. Influence of cropping intensity and nitrogen fertilizer rates on *in situ* nitrogen mineralization. *Soil Science Society of America Journal*. 63:129-134.
- Kumar, K., and K.M. Goh. 2000. Crop residues and management practices: Effects on soil quality, soil nitrogen dynamics, crop yield, and nitrogen recovery. *Advances in Agronomy*. 68:197-319.
- Kumar, K., K.M. Goh, W.R. Scott, and C.M. Frampton. 2001. Effects of ¹⁵N-labelled crop residues and management practices on subsequent winter wheat yields, nitrogen benefits and recovery under field conditions. *Journal of Agricultural Science (Cambridge)*. 136:35-53.
- Ladd, J. N., M. Amato, R.B. Jackson, and J.H.A. Butler. 1983. Utilization by wheat crops of nitrogen from legume residues decomposing in soil in the field. *Soil Biology and Biochemistry*. 15:231-238.
- Ladd, J.N., J.M. Oades, and M. Amato. 1981. Distribution and recovery of nitrogen from legume residues decomposing in soil sown to wheat in the field. *Soil Biology and Biochemistry*. 13:251-256.
- Laegreid, M., O.C. Bockman, and O. Kaarstad. 1999. *Agriculture, Fertilizer and the Environment*. CAB International. Cambridge, UK. 294 p.
- Legg, J.O., and J.J. Meisinger. 1982. Soil nitrogen budgets. *In: Nitrogen in Agricultural Soils*. F.J. Stevenson (ed.) ASA, CSSA, and SSSA, Madison, WI. pp: 503-557.
- Levin, A., D.B. Beegle, and R.H. Fox. 1987. Effect of tillage on residual nitrogen availability from alfalfa to succeeding corn crops. *Agronomy Journal*. 79:34-38.
- Liang, B.C., and A.F. Mackenzie. 1994. Corn yield, nitrogen uptake and nitrogen use efficiency by nitrogen fertilization. *Canadian Journal of Soil Science*. 74:235-240.
- Liang, B.C., and A.F. MacKenzie. 1997. Seasonal denitrification rates under corn (*Zea mays* L.) in two Quebec soils. *Canadian Journal of Soil Science*. 77:21-25.
- Ma, B.L., L.M. Dwyer, and E.G. Gregorich. 1999a. Soil nitrogen amendment effects on nitrogen uptake and grain yield of maize. *Agronomy Journal*. 91:650-656.
- Ma, B.L., L.M. Dwyer, and E.G. Gregorich. 1999b. Soil nitrogen amendment effects on seasonal nitrogen mineralization and nitrogen cycling in maize production. *Agronomy Journal*. 91:1003-1009.
- McAndrew, D.W., and S.S. Malhi. 1992. Long-term N fertilization of a solonchic soil: Effects on chemical and biological properties. *Soil Biology and Biochemistry*. 24:619-623.
- Meisinger, J.J. 1984. Evaluating plant-available nitrogen in soil crops system. *In: Nitrogen in Crop Production*. R. D. Hauck (ed.). ASA-CSSA-SSA Madison, Wisconsin, USA. pp: 391-416.
- Meisinger, J.J., V.A. Bandel, G. Stanford, and J.O. Legg. 1985. Nitrogen utilization of corn under minimal tillage and moldboard plow tillage: I. Four-year results using labeled N fertilizer on an Atlantic Coastal Plain soil. *Agronomy Journal*. 77:602-611.

- Moreno, F., J.A. Cayuela, J.E. Fernández, E. Fernández B., J.M. Murillo, and F. Cabrera. 1996. Water balance and nitrate leaching in an irrigated maize crop in SW Spain. *Agricultural Water Management*. 32(1):71-83.
- Nyamangara, J., L.F. Bergstrom, M.I. Piha, and K.E. Giller. 2003. Fertilizer use efficiency and nitrate leaching in a tropical sandy soil. *Journal of Environmental Quality*. 32:599-606.
- Olson, R.V. 1980. Fate of tagged nitrogen applied to irrigated corn. *Soil Science Society of America Journal*. 44:514-517.
- Omay, A.B., C.W. Rice, L.D. Maddux, and W.B. Gordon. 1997. Changes in soil microbial and chemical properties under long-term crop rotation and fertilization. *Soil Science Society of America Journal*. 61:1672-1678.
- Omay, A.B., C.W. Rice, L.D. Maddux, and W.B. Gordon. 1998. Corn yield and nitrogen uptake in monoculture and in rotation with soybean. *Soil Science Society of America Journal*. 62:1596-1603.
- Owens, L.B. 1990. Nitrate-nitrogen concentration in percolate from lysimeter planted to a legume-grass mixture. *Journal of Environmental Quality*. 19:131-135.
- Owens, L.B., W.M. Edwards, and M.J. Shipitalo. 1995. Nitrate leaching through lysimeters in a corn-soybean rotation. *Soil Science Society of America Journal*. 59:902-907.
- Peoples, M.B., A.R. Mosier, and J.R. Freney. 1995. Minimizing gaseous losses of nitrogen. In: *Nitrogen Fertilization in the Environment*. P.E. Bacon (ed.). New York, USA. pp: 565-602.
- Perrin, R., J. Anderson, D. Winkelmann, and E. Moscardi. 1988. From Agronomic Data Farmer Recommendations: An Economic Training Manual. CIMMYT: Mexico, D.F. 75 p. [En línea]. Disponible en <http://www.cimmyt.org> (Consultado el 15 de enero de 2008).
- Pino, I., A. Peyrelongue y M. Buneder. 1996. Evaluación de fuentes nitrogenadas (^{15}N) en tres variedades de trigo, en un Andisol y un Ultisol de la IX Region. II Parámetros isotópicos y uso eficiente de los fertilizantes. *Agricultura Técnica (Chile)* 56:187-192.
- Powlson, D.S, G. Pruden, A. Johnston, and D.S. Jenkinson. 1986. The nitrogen cycle in the Broadbalk wheat experiment: Recovery and losses of ^{15}N -labelled fertilizer applied in spring and inputs of nitrogen from the atmosphere. *Journal of Agricultural Science*. 107:591-609.
- Qian, J.H., J.W. Doran, K.L. Weir, A.R. Mosier, T.A. Peterson, and J.F. Power. 1997. Soil denitrification and nitrous losses under corn irrigated with high-nitrate groundwater. *Journal of Environmental Quality*. 26:348-360.
- Reddy, G.B., and K.R. Reddy. 1993. Fate of nitrogen- 15 enriched ammonium nitrate applied to corn. *Soil Science Society of America Journal*. 57:111-115.
- Reuver, M. 2004. Nitrogen flows in a dairy system based on grazing in temperate Mexico. Tesis de Maestría en Ciencias. Wageningen University, The Netherlands. 32 p.
- Rodríguez S., F.J. 1993. La fertilización de los cultivos: un método racional. Colección Agrícola. Facultad de Agronomía. Pontificia Universidad Católica de Chile. España. 287 p.
- Robbins, C.W., and D.L. Carter. 1980. Nitrate-nitrogen leached below the root zone during and following alfalfa. *Journal of Environmental Quality*. 9:447-450.

- SAGARPA. 2000. Distrito de Desarrollo Rural III, Texcoco. 86 p.
- Sainju, U.M., B.P. Singh, and W.F. Whitehead. 1998. Crop root distribution and its effects on soil nitrogen cycling. *Agronomy Journal*. 90:511-518.
- Sainz R., H.R., H.E. Echeverría, and P.A. Barbieri. 2004. Nitrogen balance as affected by application time and nitrogen fertilizer rate in irrigated no-tillage maize. *Agronomy Journal*. 96:1622-1631.
- Sainz R., H.R., H.E. Echeverría, and L.I. Picone. 2001. Denitrification in maize under no-tillage: Effect on nitrogen rate and application time. *Soil Science Society of America Journal*. 65:1314-1323.
- Sainz R., H., H.E. Echeverría, G.A. Suddert, and F.H. Andrade. 1999. No-till maize nitrogen uptake and yield: Effect of urease inhibitor and application time. *Agronomy Journal*. 91:950-955.
- Sanchez, J.E., E.A. Paul, T.C. Willson, J. Smeenk, and R.R. Harwood. 2002. Corn root effects on the nitrogen-supplying capacity of a conditioned soil. *Agronomy Journal*. 94:391-396.
- Schepers, J.S. 1988. Role cropping in environmental quality: Groundwater nitrogen. *In: Cropping Strategies for Efficient Use of Water and Nitrogen*. W.L. Hargrove (ed.). American Society of Agronomy. Madison, Wisconsin, USA. pp: 167-178.
- Stevenson, F.J., and M.A. Cole. 1999. *Cycles of Soil: Carbon, Nitrogen, Phosphorus, Sulfur, Micronutrients*. John Wiley & Sons. New York. 427 p.
- Toth, J.D., and R.H. Fox. 1998. Nitrate losses from a corn-alfalfa rotation: Lysimeter measurement of nitrate leaching. *Journal of Environmental Quality*. 27:1027-1033.
- Urquiaga, S. 2000. Eficiencia de la fertilización nitrogenada en los principales cultivos anuales. *In: Manejo Eficiente de la Fertilización Nitrogenada de Cultivos Anuales en América Latina y el Caribe*. Empresa Brasileña de Investigación Agropecuaria. S. Urquiaga y F. Zapata (eds.). Agrobiología. Río de Janeiro, Brasil. pp: 31-49.
- Van Der Meer, H.G., and M.G. Van Uum-Van Lohuyzen. 1986. The relationship between inputs and outputs of nitrogen in intensive grassland systems. *In: Nitrogen Fluxes in Intensive Grassland Systems*. H.G. Van Der Meer, J.C. Ryden and G.C. Ennik (eds). Martinus Nijhoff Publishers (ed). pp: 1-18.
- Vanotti, M.B., and L.G. Bundy. 1995. Soybean effects on soil nitrogen availability in crop rotations. *Agronomy Journal*. 87:676-680.
- Varco, J.J., W.W. Frye, M.S. Smith, and C.T. MacKown. 1993. Tillage effects on legume decomposition and transformation of legume and fertilizer nitrogen-15. *Soil Science Society of America Journal*. 57:750-756.
- Vidal, I., E. Zagal, L. Longeri, and M. J. Hetier. 2000. Increasing nitrogen-use efficiency by wheat in volcanic ash soils. *In: Optimizing Nitrogen Fertilizer Application to Irrigated Wheat*. F.P.W. Winteringham (ed.). International Atomic Energy Agency. Vienna, Austria. pp: 159-175.
- Weindhold, B.J., and A.D. Halvorson. 1999. Nitrogen mineralization responses to cropping, tillage, and nitrogen rate in the northern Great Plains. *Soil Science Society of America Journal*. 63:192-196.
- Whitehead, D.C. 1995. *Grassland Nitrogen*. CAB International, Oxon, United Kingdom. 397 p.
- Whitehead, D.C. 2000. *Nutrient Elements in Grassland*. CAB International. United Kingdom. 369 p.

- Wild, A. 1992. Condiciones del suelo y desarrollo de las plantas según Russell. Mundi Prensa (Ed). Madrid, España. 1045 p.
- Yaacob, O., and G.J. Blair. 1980. Mineralization of ¹⁵N labeled legume residue in soil with different nitrogen contents and its uptake by Rhodegrass plant. Plant and Soil. 57:237-248.
- Zagal, E., N. Rodríguez, I. Vidal y G. Hofmann. 2003. Eficiencia de uso y dinámica del nitrógeno en una rotación con y sin uso de residuos. Agricultura Técnica (Chile). 63(3):298-310.
- Zecaida R., M.S. 2006. Reservorios de nitrógeno en un suelo con rotación de cultivos forrajeros. Tesis Profesional. Universidad Autónoma Chapingo. Chapingo, México. 73 p.
- Zhu, Y., and R.H. Fox. 2003. Corn-soybean rotation effects on nitrate leaching. Agronomy Journal. 95:1028-1033.
- Zhu, Y., R.H. Fox, and J.D. Toth. 2003. Tillage effects on nitrate leaching measured by pan and wick lysimeters. Soil Science Society of America Journal. 67:74-82.

2. BALANCE DE NITRÓGENO EN MAÍZ CON DIFERENTE FERTILIZACIÓN Y USO PREVIO DE SUELO

RESUMEN

Cach Gómez I.I.¹ y Améndola Massiotti R.²

El objetivo de este estudio fue determinar el balance de nitrógeno (N) en maíz forrajero (*Zea mays*) con diferentes dosis de fertilización nitrogenada (FN) y usos previos de suelo (UP). Se evaluaron nueve tratamientos resultantes de la combinación de dos factores con tres niveles cada uno: i) FN: 0 (N_0), 100 (N_{100}) y 200 (N_{200}) kg N ha⁻¹; e ii) UP: tres y medio años de alfalfa (*Medicago sativa*) con ovillo (*Dactylis glomerata*); tres años de alfalfa con ovillo y un ciclo de avena (*Avena sativa*) con raigrás (*Lolium multiflorum*); y dos y medio años de alfalfa con ovillo, un ciclo de maíz y un ciclo de avena con raigrás. Se utilizó un diseño de bloques al azar en parcelas divididas con tres repeticiones, UP fue la parcela mayor (162 m²) y FN la menor (54 m²). Se determinó extracción de N en el cultivo, lixiviación de N (excepto en N_0), N en gases y balance de N. Los datos se analizaron con un modelo mixto y se compararon grupos de medias mediante contrastes ortogonales. UP y FN no

interaccionaron ($p>0.05$) en alguna de las variables. UP no afectó ($p>0.05$) alguna de las variables. FN afectó ($p<0.05$) extracción con efecto lineal (en N_0 274±15 kg N ha⁻¹, 44.9% menor que N_{200}) y lixiviación (98±19 kg N ha⁻¹ en N_{100} , 73% menor que N_{200}) pero no afectó ($p>0.05$) las pérdidas gaseosas (621±675 kg N ha⁻¹) ni el balance de N (-752±700 kg N ha⁻¹). N extraído y lixiviado aumentó conforme aumentó FN. El balance negativo de N en el cultivo de maíz indicó un agotamiento de N en el sistema.

Palabras clave: Extracción de nitrógeno, lixiviación de nitrógeno, pérdidas de nitrógeno por gases.

¹ Alumno y ² Asesor.

ABSTRACT

NITROGEN BALANCE IN MAIZE WITH DIFFERENT FERTILISATION AND PREVIOUS USE OF LAND

Cach Gómez I.I.¹ y Améndola Massiotti R.²

The purpose of this study was to estimate N balance in forage maize (*Zea mays*) under different levels of N fertilization (NF) and previous land use (PU). Nine treatments were evaluated, resulting from the combination of NF at three levels: 0 (N₀), 100 (N₁₀₀) and 200 (N₂₀₀) kg N ha⁻¹; and PU at three levels: i) three and a half years of permanent pasture (*Medicago sativa* - *Dactylis glomerata* mixture), ii) three years of permanent pasture with one cycle of annual pasture (*Avena sativa* - *Lolium multiflorum* mixture) and iii) two and a half years of permanent pasture, one cycle of forage maize and one cycle of annual pasture. The experimental design was a plot split into random blocks with three repetitions: PU was the main plot (162 m²), and NF was the subplot (54 m²). Response variables were N uptake, N leaching (not measured in N₀), gaseous N and N balance. The data were analyzed using a mixed model; groups

of means were compared using orthogonal contrasts. PU did not influence ($p>0.05$) any of the response variables. NF showed a linear effect ($p<0.05$) on N uptake (uptake with N₀ 274±15 kg N ha⁻¹, 44.9% lower than with N₂₀₀) and N leaching (98±19 kg N ha⁻¹ with N₁₀₀, 73% lower than with N₂₀₀) but not affect the loss of gaseous N (on average 621±675 kg N ha⁻¹) or N balance (on average -752±700 kg N ha⁻¹). N uptake and leaching increased as NF did. The negative N balance indicated N depletion in this cropping system during the cycle of maize crop.

Key words: Nitrogen uptake, nitrogen leaching, gaseous nitrogen losses.

¹ Alumno y ² Asesor.

INTRODUCCIÓN

El maíz (*Zea mays*) forrajero se caracteriza por presentar altos rendimientos de forraje en cortos periodos (Sainz *et al.*, 2004); ese forraje generalmente se utiliza en la alimentación del ganado como ensilado y ocasionalmente se suministra fresco. En zonas templadas de México y en otras partes del mundo se le cultiva en rotación con otros cultivos forrajeros o praderas, con el objetivo de producir la mayor cantidad de forraje posible a lo largo del año (Carpenter *et al.*, 2000). El cultivo de maíz se desarrolla en épocas favorables de crecimiento para ser utilizado posteriormente en periodos críticos de déficit forrajero (Domingo *et al.*, 2005).

En la producción de leche bajo pastoreo intensivo, se utiliza el maíz en rotación con praderas anuales de invierno y plurianuales (Améndola y Castro, 2004). Las praderas de invierno son de avena (*Avena sativa*) con raigrás anual (*Lolium multiflorum*) y las plurianuales de alfalfa (*Medicago sativa*) con ovillo (*Dactylis glomerata*). Una pradera plurianual permanece durante tres o cuatro años, la pradera anual y maíz dos ciclos cada una. Con esta rotación se puede cultivar al maíz con diferente uso previo del suelo y por consecuencia, la cantidad de nitrógeno (N) disponible presente en el suelo al sembrarlo puede variar.

Las praderas anuales y el maíz reciben altas dosis de fertilizante nitrogenado para lograr un alto rendimiento en cada caso (Sainz *et al.*, 2004; Whitehead, 1995). Por lo que la eficiencia en el uso de N se vuelve prioritaria.

Reuver (2004) encontró que en este sistema los primeros 60 cm del perfil del suelo con pradera de más de tres años tenían 1600 kg N total ha⁻¹ más que el de las recién establecidas luego del ciclo de anuales; la pérdida de N en invierno (praderas anuales y

plurianuales) era mínima por lo que en ese momento debe darse acumulación de N en el sistema. Soto (2004) encontró que el N lixiviado en praderas plurianuales durante la estación de lluvias (primavera-verano) fue bajo (40 kg N ha^{-1}).

Esta información implica que el menor contenido de N total (Nt) en suelo al establecer de nuevo una pradera plurianual se debe a la dinámica del N durante la fase de maíz y puede ser producto de su alta capacidad de extracción de N y por incremento en pérdidas de N en suelo. Determinar el balance de N permite conocer la dinámica de este elemento en el sistema de cultivos, estimar procesos de ganancias y pérdidas y así poder tomar decisiones efectivas para un uso eficiente del N, que es importante en términos económicos y de sustentabilidad (Meisinger *et al.*, 1985; Estrada *et al.*, 2002).

El objetivo del presente estudio fue estimar el balance de N en el cultivo de maíz forrajero al variar la dosis de fertilización nitrogenada y el uso previo del suelo, consecuencia de la rotación de pradera plurianual y anual de invierno.

MATERIALES Y MÉTODOS

Entre mayo de 2005 y octubre de 2006 se estableció un experimento en el Módulo de Producción de Leche en Pastoreo (MPLP) de la Universidad Autónoma Chapingo (UACH), ubicado a $19^{\circ} 29'$ latitud N y $98^{\circ} 54'$ longitud W y 2250 msnm. De acuerdo con García (1987) el clima es templado subhúmedo con lluvias en verano; la precipitación media anual es 636.5 mm, en tanto que la temperatura media anual es 15.2°C . Durante el desarrollo del experimento se tomó la temperatura media mensual y evaporación de tanque de la Estación Meteorológica de la UACH, que se localiza aproximadamente a 500 m del sitio experimental. La precipitación se midió en el sitio experimental. Los valores se muestran en el Cuadro 1.

Cuadro 1. Precipitación, evaporación y temperatura media mensuales en Chapingo, México.

Año	Precipitación		Evaporación		Temperatura	
	2006	Promedio [†]	2006	Promedio [‡]	2006	Promedio [†]
	----- mm -----		-----		----- °C -----	
Junio	77	107	140	150	19.7	17.4
Julio	91	130	117	107	19.2	16.5
Agosto	104	114	115	109	18.9	16.3
Septiembre	79	101	101	103	19.2	15.9
Octubre	45	47	108	106	18.6	14.8

[†] Promedio de 53 años reportado por García (1987); [‡] Promedio de 15 años (1991-2005).

La precipitación total durante el crecimiento del cultivo de maíz de junio a octubre de 2006 (395 mm) fue 21% menor que el promedio de 53 años reportado por García (1987). La evaporación total mensual (junio a octubre de 2006) alcanzó 581 mm y fue similar a un año promedio (574 mm, media del período 1991-2005).

La temperatura media mensual para el periodo comprendido entre junio y octubre de 2006 fue de 19.1 °C, 2.9 °C arriba del promedio de 53 años reportado por García (1987).

El suelo del sitio experimental ha sido clasificado como Argiustoll Vértico profundo y negro (Cachón *et al.*, 1974); en el Cuadro 2 se presentan las características químicas del suelo previo al inicio del experimento y en el Cuadro 3 sus características físicas.

Cuadro 2. Propiedades químicas del suelo del sitio experimental en Chapingo, México.

	pH [¥]	CE [£]	K ^{+Ω}	Mg ^{2+Ω}	Ca ^{2+Ω}	P [€]	Zn ^{2+§}	Mn ^{2+§}	Fe ^{3+§}	Cu ^{2+§}
Profundidad		µS	-----Cmol.kg ⁻¹ -----			-----mg kg ⁻¹ -----				
0 a 30 cm	6.9	253	1.46	5.34	9.79	0.061	1.36	73.2	19.0	1.4
30 a 60 cm	7.1	241	0.68	1.78	9.87	0.046	0.94	62.4	15.8	1.0

[¥] Método de extracción: Agua relación 1:2; [£] Conductividad eléctrica, dilución relación 1:5; ^Ω Método de extracción CH₃COONH₄ 1N pH7; [€] Bray-1; [§] DTPA.

Cuadro 3. Propiedades físicas del suelo del sitio experimental en Chapingo, México.

Profundidad	Arena -----%	Limo -----%	Arcilla -----%	Clase textural	Densidad aparente g cm ⁻³	Constantes de humedad	
						CC -----	PMP % -----
0 a 30 cm	43.8	28.4	27.8	Franco arcilloso	1.3	30	15
30 a 60 cm	42.2	28.0	29.8	Franco arcilloso	1.2	29	14

Tratamientos y diseño experimental

Se evaluaron nueve tratamientos resultantes de la combinación de dos factores con tres niveles cada uno: i) nivel de fertilización nitrogenada (FN) con 0 (N₀), 100 (N₁₀₀) y 200 (N₂₀₀) kg N ha⁻¹; e ii) uso previo de suelo (UP) con 1) tres y medio años de alfalfa con ovillo (P), 2) tres años de alfalfa con ovillo y un ciclo de avena con raigrás (PA), y 3) dos y medio años de alfalfa con ovillo, un ciclo de maíz y un ciclo de avena con raigrás (PMA). Se utilizó un diseño de parcelas divididas en bloques al azar con tres repeticiones, UP fue considerado parcela mayor (162 m²) y FN parcela menor (54 m²).

Manejo de las praderas y del cultivo de maíz

Toda el área experimental estuvo sembrada de 2002 a 2005 de alfalfa con ovillo, en primavera de 2005 una tercera parte se sembró maíz seguido de avena con raigrás en otoño (PMA); otra tercera parte se sembró de avena con raigrás en otoño de 2005 (PA); y el último tercio se mantuvo con alfalfa con ovillo hasta la primavera de 2006 (P); en este último momento en toda el área experimental se sembró maíz y se aplicaron los niveles de FN.

La preparación del terreno de todas las siembras consistió en barbecho y rastreo cruzado. El cultivo de maíz en primavera de 2005 se sembró con la variedad Tromba a una densidad de 100,000 semillas ha⁻¹ y 0.80 m entre surcos. Este cultivo se fertilizó con

85 kg de P_2O_5 y 100 kg N ha^{-1} a la siembra, y adicionalmente 100 kg N ha^{-1} cuando las plantas alcanzaron en promedio una altura de 0.50 m. Las fuentes fueron sulfato de amonio (21-00-00) y superfosfato triple (00-46-00). Este cultivo se regó inmediatamente después de la siembra y por falta de lluvia fue necesario proporcionarle un riego de auxilio a tres semanas de haber sido sembrado.

En otoño de 2005 se sembró avena var. Cevamex y raigrás anual var. Hércules, con 70 y 25 kg de semilla ha^{-1} , respectivamente y 17 cm entre hileras. Estas praderas se fertilizaron con 60 kg de N ha^{-1} al momento de ahijamiento activo (21 días después de la siembra) y la misma dosis después de cada pastoreo; la fuente fue sulfato de amonio. Entre octubre y junio todas las praderas se regaron por aspersión con frecuencia semanal, aplicándose aproximadamente 24 mm por riego. Estas praderas se pastorearon rotacionalmente con vacas Holstein con periodos de ocupación de un día y periodos de descanso de 38 días en promedio.

En primavera de 2006 la siembra fue maíz var. San Josecito, la aplicación de los niveles de FN (N_0 , N_{100} y N_{200}) y las otras prácticas se realizaron de manera similar que al ciclo de maíz en 2005. La siembra se realizó el 11 de junio de 2006 y la cosecha se efectuó 130 días después de ésta. Para la cosecha del forraje de maíz, las plantas se cortaron a 20 cm de altura utilizando una ensiladora de un surco, el corte se realizó cuando se logró el estadio entre $\frac{1}{3}$ y $\frac{1}{2}$ de línea de leche (Amendola *et al.*, 2005).

Determinaciones

Forraje de maíz

Para determinar el rendimiento de forraje de maíz se tomaron cuatro muestras de un metro lineal de surco en las que se estimó la densidad de plantas. Una vez contadas

las plantas, se cortaron a una altura mayor a 20 cm (altura en la que se cosechó), se les midió la altura extendida (dado que es una característica agronómica relevante) y se pesaron en fresco en el sitio experimental.

De cada una de las cuatro muestras se escogió una planta al azar para la determinación de MS, se pesó y se troceó el material en pedazos de 5 cm de longitud y se sometió a una temperatura de 105 °C en una estufa de aire forzado durante 48 horas, posteriormente se pesaron cuando el material se enfrió. Se tomó otra planta para conformar una muestra compuesta de cada unidad experimental, ésta se troceó y se sometió a una temperatura de 55 °C, posteriormente se molió en partículas menores a un mm y se le determinó la concentración de Nt por la técnica de micro-Kjeldahl.

Residuos de cosecha

De cada metro lineal de surco utilizado en la determinación del rendimiento de forraje se cortaron los tallos al ras del suelo (0 a 20 cm de altura) con la finalidad de determinar la cantidad de tallos (kg MS ha^{-1}) que fueron residuos de cosecha. Se tomaron muestras y se realizaron determinaciones de la misma manera que se realizó en el forraje de maíz.

Masa de raíz

Para la determinar la masa de raíz se tomó una muestra compuesta por unidad experimental que estuvo formada por las raíces de cuatro plantas, una raíz de una planta tomada al azar en cada metro lineal de surco utilizado en el muestreo de rendimiento de forraje. Para ello se extrajo un prisma de suelo de 80 cm de largo (distancia entre surcos), 12 cm de ancho (distancia entre plantas) y 30 cm de profundidad; de ese prisma

se recuperó la raíz eliminando el suelo por medio de lavado suave con agua sobre una malla con orificios cuadrados de 0.5 mm de lado. A esas raíces se les determinó su masa y concentración de N por el mismo procedimiento que se empleó en el forraje de maíz.

Lixiviación

Se colocaron al azar cuatro lisímetros por unidad experimental con 12.5 cm de diámetro y 60 cm de profundidad. Los lisímetros fueron cilindros que se llenaron con suelo sin perturbar, contaron con un recipiente colector en su base (debajo de los 60 cm). Los lisímetros se colocaron en únicamente seis de los nueve tratamientos (no se colocaron en N₀). El agua percolada se colectó en la cámara colocada debajo de cada lisímetro y una vez finalizada la fase de campo de cultivo de maíz en primavera-verano 2006 se extrajo, se midió su volumen y se determinó su concentración de N inorgánico (Ni) extraído con KCl 2N de acuerdo con la Norma Oficial Mexicana NOM-021-RECNAT-2000 (Diario Oficial, 2002).

Muestras de suelo

Previo a la roturación del terreno para cada siembra, se tomaron dos muestras compuestas de suelo por unidad experimental (con profundidades entre 0 y 30 cm y entre 30 y 60 cm); cada muestra se conformó de 12 submuestras tomadas con una broca con muestreo sistemático. El suelo se analizó para determinar N_t según la metodología de Bremner (1966) y Ni por el mismo procedimiento que para el agua percolada.

Variables respuesta

Rendimiento de forraje de maíz

El rendimiento de forraje de maíz (kg MS ha⁻¹) previo a la cosecha, se determinó por medio de los componentes de rendimiento: densidad de plantas × peso de plantas.

Eficiencia de utilización del fertilizante nitrogenado

Para evaluar la eficiencia de utilización del fertilizante nitrogenado aplicado (EUF) se utilizó la Ecuación 1 (Greenwood y Draycott, 1988).

$$EUF = (P_F - P_0) / N_F \quad \text{Ecuación 1}$$

Donde P_F es la cantidad de N extraído por la parcela fertilizada (kg N ha⁻¹), P_0 es la cantidad de N extraído por la parcela sin fertilizar (kg N ha⁻¹) y N_F es la cantidad de N aplicado por la fertilización (kg N ha⁻¹).

Efecto aparente de la fertilización nitrogenada

El efecto aparente de la fertilización nitrogenada (EAFN, en kg MS adicionales kg⁻¹ N aplicado con fertilizante) se estimó de acuerdo con la Ecuación 2 (Deenen y Lantinga, 1993).

$$EAFN = (RF_F - RF_0) / N_F \quad \text{Ecuación 2}$$

Donde RF_F es el rendimiento de forraje (kg MS ha⁻¹) obtenido con el nivel n de fertilización nitrogenada, RF_0 es el rendimiento de forraje (kg MS ha⁻¹) obtenido sin fertilización nitrogenada y N_F es el nivel n de fertilización nitrogenada (kg N ha⁻¹).

Extracción de nitrógeno por el cultivo

La extracción de N por el cultivo de maíz (kg N ha^{-1}) se estimó mediante la suma de los siguientes componentes: cantidad de N en el forraje cosechado (concentración de N en la planta $\times$ rendimiento de forraje), cantidad de N en la raíz (concentración de N en raíz $\times$ masa de raíz) y cantidad de N en los residuos de cosecha (concentración de N en los tallos $\times$ masa de tallos).

Nitrógeno lixiviado

La cantidad de N lixiviado se estimó mediante la concentración de Ni en el agua percolada $\times$ volumen de agua percolada.

Cambios de la concentración de nitrógeno inorgánico y total en el suelo

Los cambios de concentración de Ni y Nt en suelo fueron la resta de la concentración de N en suelo al final del ciclo del cultivo menos la inicial.

N en gases

Para estimar el N en gases se utilizó la Ecuación 3 (Meisinger, 1984).

$$N_f + N_{cul} + N_p - N_{rem} - N_l - N_g = \Delta N_{total} \quad \text{Ecuación 3}$$

Donde N_f N por fertilización, N_{cul} N por residuos del cultivo anterior, N_p N por precipitación, N_{rem} N removido en el forraje cosechado, N_l N lixiviado, N_g N en gases y Δ_{total} cambio del contenido de Nt en el suelo, todas estas variables se midieron en kg N ha^{-1} .

N_f correspondió a los tratamientos de FN, N_{cul} se estimó por un muestreo de monolitos de suelo donde se midió la masa y concentración de Nt en los residuos del cultivo anterior, N_p del volumen de la precipitación por su concentración del Ni, N_{rem} y

N_i por las técnicas previamente descritas, ΔN_{total} como las diferencias entre la cantidad de N_t inicial (antes de la siembra) y final (después de la cosecha), por lo que la ecuación permitió estimar el N no contabilizado, cuyo componente principal fue N_g , variable que es extremadamente difícil de medir en condiciones de campo (Liang y MacKenzie, 1997; Sainz *et al.*, 2004).

Balance de nitrógeno en el sistema

Para el cálculo del balance de nitrógeno durante el ciclo de cultivo de maíz en primavera-verano 2006 se empleó la Ecuación 4.

$$\text{Entradas de N} - \text{Salidas de N} = \text{Balance de N} \quad \text{Ecuación 4}$$

Donde Entradas de N fueron N en la fertilización, en los residuos de cosecha del cultivo anterior y en la precipitación y las Salidas de N fueron N removido en el forraje cosechado, en la lixiviación y en los gases.

Análisis económico

El análisis económico se realizó según la metodología de análisis marginal propuesta por Perrin *et al.* (1988) que consideran únicamente las diferencias originadas por los distintas tecnologías (en este caso tratamientos). Por consiguiente, dado que UP no genera diferencias en costos, para ese análisis marginal se tomaron en cuenta solamente los costos del FN (tanto el costo del fertilizante como el de su aplicación) y como beneficio bruto el producto de la venta de maíz picado verde a precios regionales.

N_0 se consideró como la tecnología base (práctica con la que se comparan los otros FN). Para efectos del ajuste de las estimaciones a condiciones de rendimientos comerciales, en los cálculos se empleó el 90% del rendimiento experimental, de acuerdo

con la metodología de Perrin *et al.* (1988); una vez determinado el beneficio neto y el costo del FN se aplicó un análisis de dominancia y se excluyeron los niveles de fertilización dominados, finalmente se recomendó la FN donde la tasa de retorno mínima aceptable (TRMA) fue igual o mayor a la tasa marginal de retorno (TMR).

Modelo y análisis estadístico

De acuerdo con el diseño experimental, el modelo estadístico que se utilizó fue el siguiente:

$$Y_{ijk} = \mu + \alpha_i + \rho_j + \gamma_{ij} + \beta_k + (\alpha\beta)_{ik} + \varepsilon_{ijk}$$

Donde:

Y_{ijk} fue el valor observado con el i-ésimo UP, j-ésimo bloque y k-ésimo FN,

μ fue el efecto de la media general,

α_i fue el efecto de i-ésimo UP,

ρ_j fue el efecto de j-ésimo bloque,

γ_{ij} fue el efecto del error experimental en parcela mayor (Error (a)),

β_k fue el efecto de k-ésimo FN,

$(\alpha\beta)_{ik}$ fue el efecto de la interacción en el i-ésimo UP y el k-ésimo FN,

ε_{ijk} fue el efecto del error experimental en parcela menor (Error (b)),

$i = 1, 2 \text{ y } 3$ (número de UP), $j = 1, 2 \text{ y } 3$ (número de bloques) y $k = 1, 2 \text{ y } 3$ (número de FN).

Para el análisis de varianza se utilizó el procedimiento MIXED (SAS/STAT, 2001-2003) y para las comparaciones de grupos de medias pruebas de contrastes ortogonales y pruebas de T. Las variables respuesta fueron analizadas estadísticamente por el modelo y para el caso del análisis económico se utilizaron las medias de tratamientos ajustadas por el modelo.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La interacción UP×FN no afectó significativamente ($p>0.05$) alguna de las variables bajo estudio; por esta razón la presentación y discusión de resultados se restringe a los efectos principales de UP y FN.

Rendimiento de forraje

La densidad de plantas al momento de la cosecha no fue afectada por UP ($p=0.67$) ni por FN ($p=0.99$) al igual que la altura de planta ($p=0.96$ y $p=0.14$, respectivamente), los promedios respectivos fueron $89,453\pm5,074$ plantas ha^{-1} y 285 ± 19 cm. El rendimiento de forraje de maíz para cada uno de los tratamientos se muestra en el Cuadro 4.

Cuadro 4. Rendimiento de forraje de maíz (media $\pm$ error estándar) al variar el uso previo de suelo y nivel de fertilización nitrogenada.

Fertilización (kg N ha^{-1})	Uso previo de suelo			Promedio [†]
	PMA [‡]	PA [€]	P [¥]	
	----- kg MS ha^{-1} -----			
0	15,396 $\pm$ 986	16,024 $\pm$ 1,262	16,609 $\pm$ 967	16,010 $\pm$ 620c
100	17,640 $\pm$ 986	18,885 $\pm$ 1,262	17,622 $\pm$ 967	18,049 $\pm$ 620b
200	21,212 $\pm$ 986	19,613 $\pm$ 1,262	19,392 $\pm$ 967	20,072 $\pm$ 620a
Promedio [‡]	18,083 $\pm$ 890	18,174 $\pm$ 1,153	17,874 $\pm$ 872	

[‡] Dos y medio años de alfalfa con ovillo, un ciclo de maíz y un ciclo de avena con raigrás; [€] Tres años de alfalfa con ovillo y un ciclo de avena con raigrás; [¥] Tres y medio años de alfalfa con ovillo; [†] Medias en igual columna con al menos una literal en común no son diferentes ($p\geq0.05$);

[‡] Sin efecto ($p=0.97$) de uso previo de suelo e interacción ($p=0.07$) uso previo de suelo $\times$ fertilización nitrogenada.

El rendimiento de forraje de maíz solamente varió ($p<0.0001$) por efecto del nivel de FN y con tendencia ($p=0.07$) a mostrar influencia de interacción entre los factores principales (Cuadro 4). El rendimiento de forraje aumentó linealmente ($p<0.0001$) con la dosis de N, sin observar un cambio en este patrón de respuesta descrito por un efecto cuadrático ($p=0.98$).

La tendencia a la interacción se puede explicar por el comportamiento del rendimiento de forraje en el UP PMA. En cada UP la fertilización mostró una respuesta lineal, sin embargo los coeficientes de regresión de P y PA (18 y 14, respectivamente) son iguales ($p=0.50$), el de PMA (29) se diferenció de P ($p=0.01$) y tendió a ser diferente de PA ($p=0.08$). En PMA el rendimiento con N_0 tendió a ser 5% menor que en P y PA, en cambio con N_{200} el rendimiento de PMA tendió a ser 9% mayor que el de los otros dos UP.

Los rendimientos alcanzados en todos los tratamientos se encuentran cercanos a los valores reportados para el caso de México por Núñez *et al.* (2003) ($18.9 \text{ t MS ha}^{-1}$) y Amendola *et al.* (2005) (19 t MS ha^{-1}). Debido a que no se alcanzó un efecto cuadrático (con coeficiente de regresión negativo) de la fertilización, es probable que con mayores niveles de N se hubiesen podido alcanzar mayores rendimientos.

A pesar que en 2006 la precipitación fue 103 mm menos que un año promedio, la mayor diferencia se encuentra en los meses de junio a agosto (271 mm vs 350 mm) (Cuadro 1) cuando el cultivo de maíz tiene una menor demanda de agua comparada con los meses de septiembre y octubre (124 mm vs 148 mm) en que las plantas demandan grandes cantidades (Sainz *et al.*, 2001 y 2004). Por efecto de la precipitación no se esperarían diferencias muy marcadas entre el rendimiento obtenido en 2006 y el que se obtenga en un año promedio.

Eficiencia de uso de la fertilización

La EUF no fue influenciada por UP ($p=0.59$) ni por FN ($p=0.51$), el cultivo de maíz tuvo una eficiencia de $60\pm 20\%$. A pesar de la fuerte variación, este promedio puede considerarse como alto y se encontró dentro del intervalo de valores reportados

por Vidal *et al.* (2000), Kumar y Goh (2000) y Urquiaga (2000). Esta EUF alta está relacionada con altos rendimientos y se puede deducir que no hubo deficiencia de nutrientes (Cuadro 2) o humedad en el suelo.

Efecto aparente de la fertilización

En promedio cada kg N ha^{-1} aplicado como fertilizante incrementó $20 \pm 11 \text{ kg MS ha}^{-1}$ y esta EAFN no fue influenciado por UP ($p=0.16$) FN ni ($p=0.98$). Este valor coincidió con el EAFN reportado por Domingo *et al.* (2005) con 21 kg MS ha^{-1} extras $\text{kg}^{-1} \text{ N ha}^{-1}$ aplicado como fertilizante, en el intervalo de 0 a 100 kg N ha^{-1} ; en el caso de estos autores el EAFN en el intervalo de 100 a 200 kg N ha^{-1} el EAFN fue menor (10 kg MS ha^{-1} extras $\text{kg}^{-1} \text{ N ha}^{-1}$) debido a que en este estudio se presentó un efecto cuadrático a la fertilización, lo que no ocurrió en el presente experimento.

Extracción de N

La concentración de N en el forraje cosechado no fue afectada por UP ($p=0.81$); en cambio FN tuvo un efecto lineal ($p<0.0001$), alcanzando $17.6 \pm 0.3 \text{ g N kg}^{-1} \text{ MS}$ en N_{200} , 20% mayor que en N_0 y dado que no fue significativo ($p=0.79$) el efecto cuadrático (con coeficiente negativo) de FN es probable que con mayores niveles de FN se hubiesen logrado mayores concentraciones de N.

La concentración de N en tallos residuos de cosecha no mostró influencia debido a UP ($p=0.74$) ni a FN ($p=0.31$) al igual que la masa de los tallos ($p=0.81$ y $p=0.15$, respectivamente), el promedio en concentración fue de $17.3 \pm 1.4 \text{ g N kg}^{-1} \text{ MS}$ y de $890 \pm 85 \text{ kg MS ha}^{-1}$ para la masa.

La concentración de N en la raíz no fue afectada por UP ($p=0.92$) ni por FN ($p=0.49$) al igual que la masa de raíz ($p=0.71$ y $p=0.33$, respectivamente); el promedio

en concentración de N para todos los tratamientos fue de 15.5 ± 0.8 g N kg⁻¹ MS y para masa de $1,641 \pm 109$ kg MS ha⁻¹. Este resultado coincidió con lo reportado por Whitehead (2000), quien indica que a mayores niveles de fertilización la concentración de N en la parte aérea de la planta tiende a ser mayor, pero en la raíz este efecto es menos marcado y la concentración de N de éstas es menor que la concentración de la parte aérea.

En cuanto a la extracción de N por el cultivo (parte aérea y raíces) (Cuadro 5) no fue afectada por UP ($p=0.94$) pero sí por FN ($p<0.0001$) encontrándose sólo un efecto lineal ($p<0.0001$) mas no cuadrático ($p=0.58$). La extracción del cultivo en N₀ fue 274 ± 15 kg N ha⁻¹, 44.9% menor que en N₂₀₀ (397 ± 15 kg N ha⁻¹). Esta diferencia en extracción se debe a una mayor producción de MS (Cuadro 4) y mayor concentración de N en el forraje cosechado en los niveles más altos de fertilización. Respuestas similares han sido reportadas por Ma *et al.* (1999a y 1999b) y Sainz *et al.* (2004) aunque las extracciones reportadas por estos autores fueron menores para los mismos niveles de fertilización aquí estudiados.

Cuadro 5. Extracción de nitrógeno por el cultivo de maíz (media $\pm$ error estándar) al variar el uso previo de suelo y nivel de fertilización nitrogenada.

Fertilización (kg N ha ⁻¹)	Uso previo de suelo			Promedio [†]
	PMA [‡]	PA [€]	P [¥]	
	----- kg MS ha ⁻¹ -----			
0	263 $\pm$ 24	286 $\pm$ 31	274 $\pm$ 24	274 $\pm$ 24c
100	326 $\pm$ 24	346 $\pm$ 31	320 $\pm$ 24	320 $\pm$ 24b
200	424 $\pm$ 24	378 $\pm$ 31	389 $\pm$ 24	389 $\pm$ 24a
Promedio [‡]	337 $\pm$ 22	337 $\pm$ 29	328 $\pm$ 22	

[‡] Dos y medio años de alfalfa con ovillo, un ciclo de maíz y un ciclo de avena con raigrás; [€] Tres años de alfalfa con ovillo y un ciclo de avena con raigrás; [¥] Tres y medio años de alfalfa con ovillo; [†] Medias en igual columna con al menos una literal en común no son diferentes ($p \geq 0.05$); [‡] Sin efecto ($p=0.94$) de uso previo de suelo ni de la interacción ($p=0.12$) uso previo de suelo $\times$ fertilización nitrogenada.

Lixiviación de nitrógeno

La concentración de Ni en los lixiviados, el volumen de agua percolada y lixiviación de N para el cultivo de maíz entre junio y octubre de 2006 se muestran en el Cuadro 6.

Cuadro 6. Concentración de nitrógeno inorgánico (Ni) en lixiviados, volumen de agua percolada y lixiviación de nitrógeno (media $\pm$ error estándar) entre junio y octubre de 2006 en el cultivo de maíz al variar el uso previo de suelo y nivel de fertilización nitrogenada.

Nitrogenada.				
Fertilización (kg N ha ⁻¹)	Uso previo de suelo			Promedio [†]
	PMA [‡]	PA [‡]	P [‡]	
----- Concentración de Ni en lixiviados (mg l ⁻¹)-----				
0	-	-	-	-
100	105±19	92±19	78±19	92±11b
200	158±19	118±19	155±19	144±11a
Promedio [‡]	131±13	105±13	117±13	
-----Volumen de agua percolada (m ³ ha ⁻¹)-----				
0	-	-	-	-
100	1,080±156	1,154±156	923±156	1,052±90a
200	1,414±156	1,090±156	959±156	1,155±90a
Promedio	1,247±110	1,122±110	941±110	
-----Lixiviación (kg N ha ⁻¹)-----				
0	-	-	-	-
100	116±34	105±34	72±34	98±19b
200	230±34	130±34	150±34	170±19a
Promedio	173±24	118±24	111±24	

[‡] Dos y medio años de alfalfa con ovillo, un ciclo de maíz y un ciclo de avena con raigrás; [‡] Tres años de alfalfa con ovillo y un ciclo de avena con raigrás; [‡] Tres y medio años de alfalfa con ovillo; [†] Medias en igual columna y variable con al menos una literal en común no son diferentes ($p \geq 0.05$); [‡] Sin efecto ($p > 0.05$) de uso previo de suelo ni de la interacción uso previo de suelo $\times$ fertilización nitrogenada.

UP no afectó ($p=0.46$) la concentración de Ni en los lixiviados, en cambio ésta fue afectada por FN ($p=0.01$), con incremento en 56% al pasar de N₁₀₀ a N₂₀₀; las concentraciones de Ni en los lixiviados fueron mayores que los valores reportados por Owens (1990) quien encontró 40 mg l⁻¹ con dosis de fertilización de 336 kg N ha⁻¹, y que los valores (22.5 mg l⁻¹) reportados por Nyamangara *et al.* (2003) con dosis de fertilización de 120 kg N ha⁻¹. El volumen de agua percolada no fue afectada por UP

($p=0.26$) ni FN ($p=0.45$) de la misma manera que lo encontrado por Zhu y Fox (2003) y Zhu *et al.* (2003).

La cantidad de Ni lixiviado no fue afectada por UP ($p=0.24$) pero sí por FN ($p=0.04$), incrementando 73% de N_{100} a N_{200} . El N lixiviado fue mayor a lo encontrado por Zhu y Fox (2003) quienes determinaron de 11, 41 y 135 kg de N lixiviado ha^{-1} para niveles de FN de 0, 100 y 200 kg N ha^{-1} , respectivamente. El N lixiviado también fue mayor que los 56 kg N ha^{-1} con una dosis de 120 kg N ha^{-1} reportados por Nyamangara *et al.* (2003).

La menor precipitación entre los meses de junio y agosto (271 mm) de 2006 comparada con un año promedio (350 mm) (Cuadro 1) pudo dar una menor cantidad de agua percolada y por consecuencia una menor cantidad de N lixiviado, por lo tanto la cantidad de lixiviados en 2006 puede estar por debajo que la de un año promedio, ya que en esta etapa del crecimiento, las plantas demandan pequeñas cantidades de agua (Sainz *et al.*, 2001 y 2004) y junto con precipitaciones altas queda el agua susceptible a percolación.

Nitrógeno en el suelo

Nitrógeno inorgánico

La cantidad inicial (antes de la siembra de maíz en la primavera 2006) de Ni en suelo en la profundidad de 0 a 30 cm (172 ± 14 kg N ha^{-1}) fue mayor ($p < 0.0001$) que la encontrada en 30 a 60 cm (120 ± 14 kg N ha^{-1}), UP no influyó ($p=0.57$) en esta diferencia. La mayor cantidad inicial de Ni en la profundidad 0 a 30 cm se debe a que en esa profundidad existe mayor cantidad de materia orgánica (MO) y por lo tanto mayor

cantidad de Nt, además es mayormente influenciada por las raíces y microorganismos, dando mayores tasas de mineralización comparado con 30 a 60 cm (Whitehead, 2000).

En la época previa a la siembra de maíz la precipitación fue baja y la cantidad de agua aplicada con riego no fue suficiente para que arrastrase nitratos al estrato inferior y menos aún que estos se perdieran por lixiviación, tal como lo constató Reuver (2004).

La cantidad final (después de la cosecha de maíz en 2006) de Ni en la profundidad 0 a 30 cm no fue afectada por UP ($p=0.81$) pero sí por FN ($p=0.0015$) encontrándose solamente un efecto lineal ($p=0.0004$) y no cuadrático ($p=0.79$); este efecto se presentó también para la profundidad 30 a 60 cm ($p=0.98$ y $p=0.002$ para UP y FN, respectivamente) con un efecto lineal a FN ($p<0.0007$) mas no cuadrático ($p=0.44$) (Cuadro 7). La concentración de Ni en el suelo en el estrato 0 a 30 cm aumentó 30% al pasar de N_0 a N_{200} , es decir 0.1 ppm ó 0.41 kg de Ni ha^{-1} por cada kg de N ha^{-1} aplicado como fertilizante. Para el caso de la profundidad 30 a 60 cm el aumento en la concentración de Ni fue similar al del perfil más superficial, resultando en un incremento de 0.42 kg de Ni ha^{-1} por cada kg de N ha^{-1} aplicado como fertilizante.

La cantidad de Ni en todo el perfil estudiado (0 a 60 cm) para N_0 fue de 598 ± 18 kg Ni ha^{-1} , para N_{100} fue de 699 ± 33 kg Ni ha^{-1} y para N_{200} fue de 769 ± 33 kg Ni ha^{-1} ; ello implica que en todo el perfil también se presentó un efecto lineal de la fertilización ($p=0.0003$) a razón de 0.85 kg N ha^{-1} por cada kg N ha^{-1} aplicado como fertilizante.

Cuadro 7. Contenido de nitrógeno inorgánico (media $\pm$ error estándar) en el suelo a dos profundidades (0 a 30 y 30 a 60 cm) al inicio y al final del cultivo de maíz en el uso previo de suelo (UP) o en el nivel de fertilización nitrogenada (FN).

Variable	Final [†]	Inicial	Final	Inicial
	----- kg Ni ha ⁻¹ -----			
UP [‡]	----Profundidad 0 a 30 cm----		----Profundidad 30 a 60 cm----	
PMA [£]	309 $\pm$ 16a	173 $\pm$ 16b	366 $\pm$ 15a	109 $\pm$ 15b
PA [£]	327 $\pm$ 20a	141 $\pm$ 20b	374 $\pm$ 20a	153 $\pm$ 20b
P [¥]	324 $\pm$ 16a	211 $\pm$ 16b	366 $\pm$ 15a	122 $\pm$ 15b
FN (kg N ha ⁻¹)	----Profundidad 0 a 30 cm----		----Profundidad 30 a 60 cm----	
0	278 $\pm$ 17a	176 $\pm$ 17d	319 $\pm$ 16a	128 $\pm$ 16d
100	326 $\pm$ 17b	175 $\pm$ 17d	374 $\pm$ 16b	128 $\pm$ 16d
200	366 $\pm$ 17c	175 $\pm$ 17d	402 $\pm$ 16c	129 $\pm$ 16d

[£] Dos y medio años de alfalfa con ovillo, un ciclo de maíz y un ciclo de avena con raigrás; [¥] Tres años de alfalfa con ovillo y un ciclo de avena con raigrás; [‡] Tres y medio años de alfalfa con ovillo; [†] Medias en igual hilera y para una misma profundidad con al menos una literal en común no son diferentes ($p \geq 0.05$); [‡] Sin efecto ($p > 0.05$) de uso previo de suelo ni de la interacción uso previo de suelo $\times$ fertilización nitrogenada.

Las mayores concentraciones de Ni a niveles más altos de fertilización se deben a la mineralización del N orgánico (Gill *et al.*, 1995; Kolberg *et al.*, 1999), la fertilización disminuye la relación C:N de los residuos y de la MO e incrementa sus tasas de mineralización (Liang y MacKenzie, 1994). Mayores tasas de mineralización han sido encontradas a mayores niveles de fertilización (Ma *et al.*, 1999b; Carpenter *et al.*, 2000).

Las condiciones de humedad y temperatura en el presente experimento fueron óptimas para que tuviesen lugar altas tasas de mineralización. La mayor temperatura (19.1 °C) durante el desarrollo del cultivo de maíz en 2006 (Cuadro 1) puede dar mayores tasas de desnitrificación, volatilización y mineralización en suelo comparado con un año promedio (16.2 °C), ya que a medida que aumenta la temperatura estos procesos se aceleran (Aulakh *et al.*, 1992; Brye *et al.*, 2001).

En N₀ se encontraron concentraciones altas de Ni en ambas profundidades (Cuadro 7), esto se debió principalmente a una mineralización continua de la MO del suelo y de los residuos de cosecha (Sainju *et al.*, 1998) por lo que aún sin fertilización se acumula

Ni en el suelo. Al comparar ambas profundidades al final del cultivo de maíz se encontró que en 0 a 30 cm la cantidad de Ni fue $48 \pm 21 \text{ kg N ha}^{-1}$ menor ($p=0.006$) que en 30 a 60 cm, la diferencia en cantidades (kg N ha^{-1}) entre estas profundidades no fue influenciada por UP ($p=0.92$) ni por FN ($p=0.89$).

Las mayores cantidades de Ni en la profundidad 30 a 60 cm se debe al lavado de Ni (principalmente nitratos) por un balance positivo de agua en el suelo, el agua arrastra los nitratos conforme penetra en el perfil (Toth y Fox, 1998; Arauzo *et al.*, 2003), esto se puede ver en las grandes cantidades de Ni lixiviado (Cuadro 6), sin embargo estas cantidades de Ni no lograron quedar fuera del alcance de las raíces.

La acumulación de Ni durante el crecimiento del cultivo de maíz en 2006 en ambas profundidades se debió principalmente por la mineralización de la MO fresca derivada de los residuos de cosecha y el efecto de mayor acumulación de Ni a causa de FN, probablemente se debió a una mayor mineralización conforme aumentó la fertilización (Liang y MacKenzie, 1994; Ma *et al.*, 1999b; Carpenter *et al.*, 2000). Además de que las condiciones ambientales fueron adecuadas para propiciar mayor mineralización que las del periodo previo a la siembra, ya que las cantidades de Ni en los UP para no difirieron ($p=0.57$) entre ambas profundidades antes de la siembra.

Hubo un aumento significativo ($p<0.0001$) en la cantidad final de Ni en suelo en la profundidad 0 a 30 cm comparado con la cantidad inicial, este efecto no fue influenciado por UP ($p=0.20$) pero sí por FN ($p=0.03$) encontrándose solamente un efecto lineal ($p=0.009$). Este mismo efecto sucedió para la profundidad 30 a 60 cm ($p=0.95$ y $p=0.03$, para UP y FN, respectivamente) con un efecto lineal ($p=0.01$) mas no cuadrático ($p=0.62$) (Cuadro 7).

El efecto del aumento en la concentración de Ni en el suelo fue similar a lo reportado por Ma *et al.* (1999a), encontraron cantidades de Ni al final del cultivo de maíz de 50 ± 10 , 168 ± 5 y 297 ± 14 kg Ni ha⁻¹ para las dosis de FN de 0, 100 y 200 kg N ha⁻¹ y coinciden con lo reportado por Zhu y Fox (2003), sin embargo, las concentraciones en el presente experimento fueron mayores que las reportadas por estos autores.

Entre siembra y cosecha, la cantidad de Ni en la profundidad 0 a 30 cm se incrementó en 58%, 86% y 109% para FN N₀, N₁₀₀ y N₂₀₀, respectivamente; en el caso de 30 a 60 cm estos incrementos fueron de 149, 192 y 212%. Estas cantidades mayores conforme aumentó la fertilización fueron resultado de mayores mineralizaciones y las mayores cantidades en la profundidad 30 a 60 cm son el resultado del movimiento de Ni a capas más profundas, como se pudo ver en la cantidad de Ni lixiviado (Cuadro 6). Al considerar cambios en la cantidad de Ni en todo el perfil estudiado (0 a 60 cm) durante el ciclo de maíz, a partir de los 303 ± 20 kg Ni ha⁻¹ iniciales, se detectaron incrementos de 97%, 131% y 153% en N₀, N₁₀₀ y N₂₀₀, respectivamente.

Nitrógeno total

La cantidad inicial (antes de la siembra de maíz en primavera de 2006) de Nt en suelo en la profundidad 0 a 30 cm ($5,248 \pm 149$ kg ha⁻¹) fue mayor ($p < 0.0001$) que la encontrada en la profundidad 30 a 60 cm ($3,657 \pm 149$ kg ha⁻¹); UP no influyó ($p = 0.38$) en esta diferencia. La mayor cantidad inicial de Nt en 0 a 30 cm se debe a que en esa profundidad existe mayor cantidad de MO y es mayormente influenciada por las raíces (Whitehead, 2000).

La cantidad inicial de Nt en PMA fue menor ($p=0.02$) en $637 \text{ kg Nt ha}^{-1}$ que el promedio de P y PA ($p=0.4$, no diferentes entre sí) (Cuadro 8), esta diferencia se debió a que en el verano previo al experimento en PMA se cultivó maíz, que es un cultivo altamente demandante en N (Sainz *et al.*, 2004). Para el caso de la profundidad 30 a 60 cm no existieron diferencias ($p=0.43$) entre UP, sin embargo, y correspondiendo a lo encontrado en el estrato superior, en PMA existió una tendencia ($p=0.11$) a una menor cantidad de Nt comparada con los otros dos UP.

La menor cantidad inicial de Nt en suelo de PMA explica la mayor respuesta a la FN y la tendencia a la interacción UP y NF en el rendimiento de forraje (Cuadro 4). La respuesta a la fertilización en PMA fue mayor a pesar de que en cada FN no se detectaron diferencias entre UP.

Cuadro 8. Contenido de nitrógeno total (media $\pm$ error estándar) en el suelo a dos profundidades (0 a 30 y 30 a 60 cm) al inicio y al final del cultivo de maíz en el uso previo de suelo (UP) o en el nivel de fertilización nitrogenada (FN).

Variable	Final [†]	Inicial	Final	Inicial
----- kg Nt ha ⁻¹ -----				
UP [‡]	-----Profundidad 0 a 30 cm-----		-----Profundidad 30 a 60 cm-----	
PMA ^ε	4,546 $\pm$ 283c	4,823 $\pm$ 283b	3,241 $\pm$ 262b	3,478 $\pm$ 262a
PA ^ε	4,802 $\pm$ 307c	5,332 $\pm$ 283a	2,880 $\pm$ 279b	3,713 $\pm$ 262a
P [¥]	5,334 $\pm$ 283c	5,587 $\pm$ 283a	3,488 $\pm$ 262b	3,780 $\pm$ 262a
FN	-----Profundidad 0 a 30 cm-----		-----Profundidad 30 a 60 cm-----	
0	4,878 $\pm$ 200b	5,247 $\pm$ 192a	3,231 $\pm$ 177b	3,657 $\pm$ 171a
100	4,945 $\pm$ 200b	5,247 $\pm$ 192a	3,208 $\pm$ 177b	3,657 $\pm$ 171a
200	4,860 $\pm$ 200b	5,247 $\pm$ 192a	3,170 $\pm$ 177b	3,657 $\pm$ 171a

^ε Dos y medio años de alfalfa con ovillo, un ciclo de maíz y un ciclo de avena con raigrás; ^ε Tres años de alfalfa con ovillo y un ciclo de avena con raigrás; [¥] Tres y medio años de alfalfa con ovillo; [†] Medias en igual hilera y para una misma profundidad con al menos una literal en común no son diferentes ($p \geq 0.05$); [‡] Sin efecto ($p > 0.05$) de uso previo de suelo ni de la interacción uso previo de suelo $\times$ fertilización nitrogenada.

Este resultado se asoció con otro resultado encontrado, en la profundidad 0 a 30 cm de suelo la concentración de Nt en PMA (0.105%) tendió a ser menor que en P (0.141%) y PA (0.134%), probablemente debido a la extracción de N por parte del

cultivo de maíz y parcialmente la pradera de gramíneas anuales, frente a la situación de pradera de leguminosa-gramínea de tres años. Carpenter *et al.* (2000) también encontraron mayor concentración de Ni inicial en suelo (al momento de la siembra de maíz) después del cultivo de alfalfa que después de cultivo de maíz.

UP ($p=0.28$) ni FN ($p=0.93$) afectaron la cantidad final de Nt (después de la cosecha de maíz en verano 2006) en la profundidad 0 a 30 cm, al igual que en 30 a 60 cm ($p=0.27$ y $p=0.85$, respectivamente) (Cuadro 8). La cantidad de Nt en todo el perfil estudiado se encontró en el intervalo $8,283 \pm 385 \text{ kg ha}^{-1}$, cantidad que se puede considerar como intermedia (Castellanos *et al.*, 2000). La cantidad de Nt en la profundidad de 0 a 30 cm (en promedio $4,989 \pm 131 \text{ kg N ha}^{-1}$), fue mayor ($p < 0.0001$) que en 30 a 60 cm (en promedio $3,293 \pm 131 \text{ kg N ha}^{-1}$).

Tomando en cuenta lo reseñado por Whitehead (2000), la mayor concentración en Nt en la profundidad de 0 a 30 cm se debió a una mayor cantidad de MO, mayor cantidad e influencia de las raíces y microorganismos que en la profundidad inferior. Asimismo, la mayor proporción (95%) del Nt se encuentra en forma de N orgánico y contrario a lo que sucede con Ni, éste es poco móvil en el perfil, además que cambia muy lentamente a través del tiempo (Whitehead, 1995).

En ambas profundidades estudiadas se encontró una disminución ($p < 0.002$ y $p < 0.0001$ para 0 a 30 y 30 a 60 cm, respectivamente) en la cantidad de Nt entre siembra y cosecha (Cuadro 8). Este efecto no fue influenciado por UP ($p=0.24$) ni FN ($p=0.94$) en la profundidad 0 a 30 cm ni en 30 a 60 cm ($p=0.64$ y $p=0.95$, respectivamente). La disminución de Nt durante el crecimiento del cultivo de maíz en 2006 en ambas profundidades probablemente se debió de manera primordial a la mineralización del humus (Gill *et al.*, 1995; Kolberg *et al.*, 1999), que debió dejar Ni que es susceptible a

pérdidas por las vías de lixiviación, desnitrificación y volatilización (Brye *et al.*, 2001; Arauzo *et al.*, 2003).

Por otra parte, conforme a lo reportado por Ma *et al.* (1999a y 1999b) y Sainz *et al.* (2004), esta diferencia también se debió al N que extrajeron las plantas y salió del sistema al realizar la cosecha. Las salidas por lixiviación y extracción de N por la planta que ocasionaron la disminución de Nt en el suelo fueron discutidas en relación con los resultados encontrados; las salidas por gases, que se estimaron por diferencia, se discutirán a continuación.

Aunque la fertilización nitrogenada favoreció la acumulación de Ni en el suelo y probablemente causó mayores tasas de mineralización, esto no influyó en cambios significativos en el Nt entre tratamientos debido a que, tal como se observa en los Cuadros 7 y 8, las cantidades de Nt en el suelo (miles de kg) son mucho mayores que las de Ni (decenas de kg).

Nitrógeno por emisión de gases

Las pérdidas de N por emisión de gases no fue influenciada por UP ($p=0.48$) ni por NF ($p=0.89$) alcanzando un valor promedio de 621 ± 675 kg N ha⁻¹ (Cuadro 9); este valor fue más alto que las pérdidas máximas (40 kg N ha⁻¹) reportadas por varios autores (Liang y MacKenzie, 1997; Grageda *et al.*, 2004; Sainz *et al.*, 2004).

Cuadro 9. Cantidad de nitrógeno (media $\pm$ error estándar) en la emisión de gases al variar el uso previo de suelo y la fertilización nitrogenada.

Fertilización (kg N ha ⁻¹)	Uso previo de suelo			Promedio [†]
	PMA [£]	PA [€]	P [¥]	
	----- Kg N ha ⁻¹ -----			
0	-	-	-	-
100	227 $\pm$ 387	680 $\pm$ 498	829 $\pm$ 387	578 $\pm$ 246
200	382 $\pm$ 387	1332 $\pm$ 498	361 $\pm$ 387	691 $\pm$ 246
Promedio	305 $\pm$ 307	1006 $\pm$ 406	595 $\pm$ 307	

[£] Dos y medio años de alfalfa con ovillo, un ciclo de maíz y un ciclo de avena con raigrás; [€] Tres años de alfalfa con ovillo y un ciclo de avena con raigrás; [¥] Tres y medio años de alfalfa con ovillo; [†] Sin efecto de uso previo de suelo (p=0.92), de la fertilización nitrogenada (p=0.89) ni de la interacción uso previo de suelo $\times$ fertilización nitrogenada (p=0.60).

La concentración de Ni en suelo antes de la siembra de maíz (40.25 mg kg⁻¹) fue igual a la concentración que reportan Aulakh *et al.* (1992) y Sainz *et al.* (2001) para que se lleven a cabo altas pérdidas de nitrógeno por emisión de gases. Por otra parte, en este experimento muchas de las condiciones en suelo que afectan las tasas de pérdidas gaseosas por desnitrificación como son la disponibilidad de nitratos, la alta fertilidad, la fertilización previa, el contenido medio de MO y el pH cercano a la neutralidad (Cuadros 2 y 3), así también como condiciones favorables de humedad y temperatura (Cuadro 1) fueron, de acuerdo con lo indicado por Aulakh *et al.* (1992) y Brye *et al.* (2001), muy favorables para que se presentaran pérdidas por vías gaseosa.

Los elevados errores estándar de las pérdidas de N por emisión de gases (Cuadro 9) se deben en primer lugar a que estos resultados fueron una estimación a partir de la Ecuación 3, en lugar de haber sido medidos y en segundo por la gran variación que existió en las concentraciones de Nt en suelo, tanto antes de la siembra como después de la cosecha del maíz.

Debido a que no se colocaron lisímetros en N₀, para los tratamientos correspondientes no fue posible separar la cantidad de N perdido por lixiviación y por

gases, la suma de ambos fue calculada por diferencia (Ecuación 3), alcanzando 720 ± 283 kg N ha⁻¹ y no siendo afectada por UP ($p=0.82$).

Balance de nitrógeno

La entrada de N por agua de lluvia fue 9.8 kg N ha⁻¹ (3.12 ppm de Ni), esta cantidad resultó menor a la reportada por Huerta (2005), si bien la concentración de N en el agua fue similar a la reportada por esta autora, aunque mayor a los 2.46 mg l⁻¹ reportados por Elizalde (2003).

La incorporación de material vegetal del cultivo precedente al maíz fue de 293 kg N ha⁻¹ para P y 84 kg N ha⁻¹ para PA y PMA. La mayor cantidad de N incorporado en P por esta vía se debe a una mayor cantidad de material vegetal con mayor concentración de N (2.2%) de la pradera de alfalfa con ovillo que con la pradera de avena y raigrás (1.9% N) en PMA y PA. La cantidad de N incorporado con la pradera de alfalfa con ovillo fue similar a la reportada por Carpenter *et al.* (2000).

El total de salidas de N del sistema no fue influenciada por UP ($p=0.47$) ni por NF ($p=0.40$) teniendo un promedio de todos los tratamientos de $1,024 \pm 692$ kg N ha⁻¹. A pesar que las salidas de N por lixiviación y por extracción del cultivo fueron influidas por NF, en el caso del total de salidas de N del sistema no se presentaron diferencias posiblemente por la gran variación encontrada en el cálculo de las pérdidas por gases, lo que ocasionó un alto coeficiente de variación en el total de salidas de N del sistema.

El balance de nitrógeno no fue afectado por UP ($p=0.19$) ni por NF ($p=0.89$) (Cuadro 10), sin embargo se presentó una reducción de N en el sistema de 752 ± 700 kg N ha⁻¹ en promedio de todos los tratamientos. El alto coeficiente de variación de este

valor se relaciona con la alta variación en las concentraciones de Nt en suelo y en las salidas de N a causa del cálculo de las pérdidas por gases.

Cuadro 10. Balance de nitrógeno (media $\pm$ error estándar) en maíz forrajero al variar el uso previo de suelo y la fertilización nitrogenada.

Fertilización (kg N ha ⁻¹)	Uso previo de suelo			Promedio [†]
	PMA [£]	PA [€]	P [¥]	
	----- Kg N ha ⁻¹ -----			
0	-403 $\pm$ 366	-1448 $\pm$ 460	-504 $\pm$ 366	-785 $\pm$ 230
100	-435 $\pm$ 366	-912 $\pm$ 460	-777 $\pm$ 366	-708 $\pm$ 230
200	-701 $\pm$ 366	-1538 $\pm$ 460	-353 $\pm$ 366	-864 $\pm$ 230
Promedio	-513 $\pm$ 211	-1299 $\pm$ 279	-545 $\pm$ 211	

[£] Dos y medio años de alfalfa con ovillo, un ciclo de maíz y un ciclo de avena con raigrás; [€] Tres años de alfalfa con ovillo y un ciclo de avena con raigrás; [¥] Tres y medio años de alfalfa con ovillo; [†] Sin efecto de uso previo de suelo (p=0.19), de la fertilización nitrogenada (p=0.89) ni de la interacción uso previo de suelo $\times$ fertilización nitrogenada (p=0.71).

Tal como se supuso al plantear este experimento, los valores del balance de N negativos indican un agotamiento de N en el sistema en esta fase de la rotación y esto se debe a la alta demanda de N por parte del cultivo de maíz y a las pérdidas que en el ocurren.

La tendencia a la reducción en Nt del suelo a medida que avanzó la secuencia de cultivos se debió a la inclusión de cultivos altamente demandantes de N (Sainz *et al.*, 2004) y que no tienen la capacidad de fijación simbiótica de N como la alfalfa. La disminución de N en el perfil (0 a 60 cm de profundidad) en este sistema fue similar a la supuesta por Reuver (2004) al comparar el contenido de N en praderas viejas con el de praderas recién sembradas.

Resultado económico

En análisis marginal derivado de la práctica de FN se muestra en el Cuadro 11. Ilustra cómo el incrementar el nivel de FN, independientemente de UP, aumenta los costos totales y además revela que al conducir el análisis de dominancia (comparar los

beneficios netos), N_{100} y N_{200} son dominados por N_0 en cada UP y debiesen excluirse del análisis y con ello finalizar el análisis marginal, se siguió la metodología con la finalidad de obtener el valor del costo adicional por la práctica de fertilizar con cierto nivel de N.

Cuadro 11. Tasa marginal de retorno (TMR) de los niveles de fertilización nitrogenada (FN) dentro de cada uso previo de suelo (UP).

FN (kg ha ⁻¹)	Rendimiento (t ha ⁻¹) [†]	Beneficio bruto (\$ ha ⁻¹) [§]	Costos (\$ ha ⁻¹) ^{&}	Beneficio neto (\$ ha ⁻¹) ^β	TMR (%) [‡]
-----PMA [£] -----					
0	46.2	6928	0	6928	-
100	52.8	7938	1349	6589	-25
200	63.6	9545	2678	6867	-5
-----PA ^ε -----					
0	48.0	7211	0	7211	-
100	56.7	8498	1349	7149	-5
200	58.8	8826	2678	6148	-80
-----P [¥] -----					
0	49.8	7474	0	7474	-
100	52.8	7930	1349	6581	-66
200	58.2	8727	2678	6048	-107

[£] Dos y medio años de alfalfa con ovillo, un ciclo de maíz y un ciclo de avena con raigrás; ^ε Tres años de alfalfa con ovillo y un ciclo de avena con raigrás; [¥] Tres y medio años de alfalfa con ovillo; [†] Rendimiento de forraje fresco calculado a partir de rendimientos de MS (Cuadro 4) considerando 30% MS (aproximadamente 1/3 de línea de leche) y de acuerdo con la recomendación de Perrin *et al.* (1988) reduciendo 10% para simular condiciones de producción comercial; [§] Considerando un precio de \$150 t⁻¹ maíz fresco en pie; [&] Costos de la fertilización, considerando un precio de \$2,770 t sulfato de amonio⁻¹ (21% N) y un costo de mano de obra de fertilización de \$30 y \$40 ha⁻¹ para 100 y 200 kg N ha⁻¹, respectivamente; ^β Considerando exclusivamente las diferencias entre beneficio bruto y costos entre tratamientos de fertilización. [‡] Calculado como porcentaje de la diferencia entre costos (diferencia entre el costo del nivel de fertilización n y el nivel 0) y la diferencia entre beneficios netos (diferencia entre el beneficio neto del nivel de fertilización n y el nivel 0).

Al pasar de N_0 a N_{100} en PMA incurriría un costo adicional de \$1,349 y se tendría una pérdida en los beneficios netos (diferencia de beneficios entre N_{100} y N_0) de \$339. El hecho que el N_{100} tenga mayores rendimientos (52.8 t ha⁻¹) y beneficios brutos en campo más altos (\$7,938) comparado con N_0 (46.2 t ha⁻¹ y \$6,928) muestra que los costos asociados con la práctica de fertilizar fueron lo suficientemente altos para no garantizar esta práctica, que visto esto desde la TMR se estaría perdiendo 25% de cada peso

invertido. Así que la TMR no alcanza a igualar a la TRMA y esto sucede para N_{100} y N_{200} en todos los UP.

Con base en el análisis marginal, no hay beneficio económico para el sistema el fertilizar con N en los tres UP, esto se debe al alto costo del fertilizante ya que los beneficios netos son decrecientes a medida que aumenta el FN, de acuerdo con lo que especifican Kyveryga *et al.* (2007), donde las TMR son bajas o negativas cuando el costo del fertilizante es alto y el precio del producto es bajo.

TMR altas coinciden cuando el N disponible en suelo es deficiente (Smart y Bradford, 1999 y Debelle, 2006), en el caso del presente experimento la concentración de N en suelo se clasificó como alta, lo que resultó en una baja respuesta a la aplicación del fertilizante, causa que llevó a que las TMR fueran negativas.

Cada estudio de análisis marginal depende de las condiciones en que se desarrolle el cultivo y de la relación de ingresos y costos de producción. Existen estudios donde las TMR son positivas hasta ciertos niveles de fertilización (Smart y Bradford, 1999 y Debelle, 2006) o negativas (Kyveryga *et al.*, 2007). También las TMR varían de un año a otro, tal es el caso del estudio de Smart y Bradford (1999).

Los resultados deben tomarse con precaución ya que para llevar a cabo el análisis marginal se debe tomar en cuenta los precios de varios años, debido a que éstos varían en cada época de cultivo, y dar así una recomendación más consistente de la dosis de fertilización a aplicar.

CONCLUSIONES

La fertilización nitrogenada aumentó las salidas de nitrógeno por extracción del cultivo y lixiviación, sin embargo este factor no afectó las pérdidas por gases, la eficiencia de utilización del fertilizante nitrogenado, el efecto aparente de la fertilización ni el balance de nitrógeno en el cultivo de maíz.

El uso previo de suelo para el cultivo de maíz no afectó las salidas de nitrógeno del sistema suelo-planta, la eficiencia de utilización de nitrógeno ni el efecto aparente de la fertilización nitrogenada.

En el balance de nitrógeno, las salidas durante el cultivo de maíz son más altas que las entradas, independientemente del uso previo y del nivel de fertilización, esto trae como consecuencia un agotamiento de nitrógeno en suelo en el estrato de 0 a 60 cm. Como consecuencia de lo anterior, en esta rotación de praderas y maíz, la reducción de nitrógeno en suelo se presenta en primavera y verano cuando se cultiva maíz.

Desde el punto de vista ambiental no resultó recomendable fertilizar el cultivo de maíz con nitrógeno ya que las pérdidas por lixiviación y gases fueron elevadas; esta práctica tampoco resultó recomendable desde el punto de vista económico, ya que la tasa marginal de retorno no fue lo suficientemente alta para garantizar la recuperación del recurso invertido en la fertilización.

LITERATURA CITADA

- Amendola, R., E. Castillo, and P. A. Martínez. 2005. Country Pasture/Forage Resource Profiles. Mexico. [En línea]. Disponible en <http://www.fao.org/WAICENT/FAOINFO/AGRICULT/AGP/AGPC/doc/Counprof/mexico/Mexico.htm> (Consultado el 10 de agosto de 2005).
- Améndola M., R.D. y R. Castro J. 2004. Modelo de simulación de la respuesta en producción de leche a la fertilización nitrogenada. Memorias de XXXII Reunión Anual. Asociación Mexicana de Producción Animal. Monterrey, N.L. México. pp: 273-276.
- Arauzo, M., J.A. Díez y P. Hernáiz. 2003. Estimación de balances hídricos y lixiviación de nitratos en sistemas agrícolas. J. Álvarez B. y P. Marinero (eds.). Estudios de la Zona No Saturada del Suelo.4:39-44.
- Aulakh, M.S., J.W. Doran, and A.R. Mosier. 1992. Soil denitrification-significance, measurement, and effects of management. *Advanced Soil Science*. 18:2-42.
- Bremner, J. M. 1966. Total Nitrogen. In: *Methods of Soil analysis*. Part. 2. C. A. Black (eds.). American Society of Agronomy. Madison, Wisconsin. pp: 1149-1178.
- Brye, K.R., J.M. Norman, L.G. Bundy, and S.T. Gower. 2001. Nitrogen and carbon leaching in agroecosystems and their role in denitrification potential. *Journal of Environmental Quality*. 30:58-70.
- Cachón A., H. E., H. Nery G. y E. H. Cuanalo de la C. 1974. Los suelos del área de influencia de Chapingo. Colegio de Postgraduados. Chapingo, México. 80 p.
- Carpenter B., L., J.L. Pikul Jr., M.F. Vigil, and W.E. Riedell. 2000. Soil nitrogen influenced by crop rotation and nitrogen fertilization. *Soil Science Society of America Journal*. 64:2038-2045.
- Castellanos J., Z., J.X. Uvalle B. y A. Aguilar S. 2000. Manual de interpretación de análisis de suelos y aguas. Segunda edición. Instituto de Capacitación para la Productividad Agrícola (INCAPA). Celaya, Guanajuato, México. 130 p.
- Debelle D., T. 2006. Effect of tillage system, residue management and nitrogen fertilization on maize production in Western Ethiopia. Tesis de Doctorado. University of the Free State, Bloemfontein, South Africa. 170 p. [En línea] Disponible en <http://etd.uovs.ac.za/ETD-db/theses/available/etd-07302007-145850/unrestricted/DilallessaTD.pdf>. (Consultado el 20 de enero de 2008).
- Deenen P., J. A. G., and E. A. Lantinga. 1993. herbaje and animal production response to fertilizer nitrogen in perennial ryegrass swards. I. Continuous grazing and cutting. *Netherlands Journal of Agricultural Science*. 41:197-203.
- Diario Oficial. 2002. Norma Oficial Mexicana NOM-021-RECNAT-2000. Diario Oficial de la Federación. 31/12/2002. 2 Sec. México. pp. 1-75.
- Domingo O., F., J. Serra, A. Roselló y N. Teixidor. 2005. Lavado de nitratos en un cultivo de maíz con diferentes tipos de riego. Estudios de la Zona No Saturada del Suelo. F.J. Simple C. y A. Paz G (eds). 7:115-118.
- Elizalde F., E. 2003. Flujos de nitrógeno en los sistemas agrícolas orgánico y convencional con cultivo de maíz. Tesis Profesional. Universidad Autónoma Chapingo. Chapingo, México. 83 p.

- Estrada B., M.A., I. Nikoskii G., F. Gavi R., J.D. Etchevers B. y O.L. Palacios V. 2002. Balance de nitrógeno inorgánico en una parcela con drenaje subterráneo en el trópico húmedo. *Terra*. 20(2):189-198.
- García, E. 1987. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köeppen. Enriqueta García de Miranda. México, D. F. 216 p.
- Gill, K., S.C. Jarvis, and D.J. Hatch. 1995. Mineralization of nitrogen in long-term pasture soils: Effects of management. *Plant and Soil*. 172:153-162.
- Grageda C., O.A., T. Medina C., J.L. Aguilar A., M. Hernández M., E. Solía M., G.A. Aguado S. y J.J. Peña C. 2004. Pérdidas de nitrógeno por emisión de N₂ y N₂O en diferentes sistemas de manejo y con tres fuentes nitrogenadas. *Agrociencia*. 38:625-633.
- Greenwood, D. J., and A. Draycott. 1988. Recovery of fertilizer-N by diverse vegetable crops: Processes and models. *In: Nitrogen Efficiency in Agricultural Soils*. D. S. Jenkinson, and K. A. Smit (eds.). Elsevier Applied Science. New York, USA. pp: 46-61.
- Huerta C., A.L. 2005. Dinámica del nitrógeno en un sistema de producción suelo-maíz con manejo orgánico y convencional. Tesis Profesional. Universidad Autónoma Chapingo. Chapingo, México. 106 p.
- Kolberg, R.L., D.G. Westfall, and G.A. Peterson. 1999. Influence of cropping intensity and nitrogen fertilizer rates on in situ nitrogen mineralization. *Soil Science Society of America Journal*. 63:129-134.
- Kumar, K., and K.M. Goh. 2000. Crop residues and management practices: Effects on soil quality, soil nitrogen dynamics, crop yield, and nitrogen recovery. *Advances in Agronomy*. 68:197-319.
- Kyveryga, P.M., A.M. Blackmer, and T.F. Morris. 2007. Alternative Benchmarks for economically optimal rates on nitrogen fertilization for corn. *Agronomy Journal*. 99:1057-1065.
- Liang, B.C., and A.F. Mackenzie. 1994. Corn yield, nitrogen uptake and nitrogen use efficiency by nitrogen fertilization. *Canadian Journal of Soil Science*. 74:235-240.
- Liang, B.C., and A.F. MacKenzie. 1997. Seasonal denitrification rates under corn (*Zea mays* L.) in two Quebec soils. *Canadian Journal of Soil Science*. 77:21-25.
- Ma, B.L., L.M. Dwyer, and E.G. Gregorich. 1999a. Soil nitrogen amendment effects on nitrogen uptake and grain yield of maize. *Agronomy Journal*. 91:650-656.
- Ma, B.L., L.M. Dwyer, and E.G. Gregorich. 1999b. Soil nitrogen amendment effects on seasonal nitrogen mineralization and nitrogen cycling in maize production. *Agronomy Journal*. 91:1003-1009.
- Meisinger, J.J., V.A. Bandel, G. Stanford, and J.O. Legg. 1985. Nitrogen utilization of corn under minimal tillage and moldboard plow tillage: I. Four-year results using labeled N fertilizer on an Atlantic Coastal Plain soil. *Agronomy Journal*. 77:602-611.
- Meisinger, J. J. 1984. Evaluating plant-available nitrogen in soil crops systems. *In: Nitrogen in Crop Production*. R.D. Hauck (ed.). ASA-CSSA-SSSA. Madison, Wisconsin USA. pp: 391-413.
- Núñez, H. G., E. F. Contreras G. y R. Faz C. 2003. Características agronómicas y químicas importantes en híbridos de maíz para forraje con alto valor energético. *Técnica Pecuaria México*. 41:37-48.

- Nyamangara, J., L.F. Bergstrom, M.I. Piha, and K.E. Giller. 2003. Fertilizer use efficiency and nitrate leaching in a tropical sandy soil. *Journal of Environmental Quality*. 32:599-606.
- Owens, L.B. 1990. Nitrate-nitrogen concentration in percolate from lysimeter planted to a legume-grass mixture. *Journal of Environmental Quality*. 19:131-135.
- Perrin, R., J. Anderson, D. Winkelmann, and E. Moscardi. 1988. From Agronomic Data Farmer Recommendations: An Economic Training Manual. CIMMYT: Mexico, D.F. 75 p. [En línea]. Disponible en <http://www.cimmyt.org> (Consultado el 17 de enero de 2008).
- Reuver, M. 2004. Nitrogen flows in a dairy system based on grazing in temperate Mexico. Tesis de Maestría en Ciencias. Wageningen University, The Netherlands. 32 p.
- Sainju, U.M., B.P. Singh, and W.F. Whitehead. 1998. Crop root distribution and its effects on soil nitrogen cycling. *Agronomy Journal*. 90:511-518.
- Sainz R., H.R., H.E. Echeverría, and L.I. Picone. 2001. Denitrification in maize under no-tillage: Effect on nitrogen rate and application time. *Soil Science Society of America Journal*. 65:1314-1323.
- Sainz R., H.R., H.E. Echeverría, and P.A. Barbieri. 2004. Nitrogen balance as affected by application time and nitrogen fertilizer rate in irrigated no-tillage maize. *Agronomy Journal*. 96:1622-1631.
- Samart, J. R., and J.M. Bradford. 1999. Conservation tillage corn production for a semiarid, subtropical environment. *Agronomy Journal*. 91:116-121.
- SAS/STAT. 2001-2003. Ver. 9.1. SAS Inst. Inc. Cary NC, USA. 3,848 p.
- Soto B., C. M. 2004. Evaluación de las pérdidas de nitrógeno por lixiviación en una pradera sometida a pastoreo. Tesis Profesional. Universidad Autónoma Chapingo. Chapingo México. 73 p.
- Toth, J.D., and R.H. Fox. 1998. Nitrate losses from a corn-alfalfa rotation: Lysimeter measurement of nitrate leaching. *Journal of Environmental Quality*. 27:1027-1033.
- Urquiaga, S. 2000. Eficiencia de la fertilización nitrogenada en los principales cultivos anuales. In: Manejo Eficiente de la Fertilización Nitrogenada de Cultivos Anuales en América Latina y el Caribe. Empresa Brasileña de Investigación Agropecuaria. S. Urquiaga y F. Zapata (eds.). Agrobiología. Río de Janeiro, Brasil. pp: 31-49.
- Vidal, I., E. Zagal, L. Longeri, and M. J. Hetier. 2000. Increasing nitrogen-use efficiency by wheat in volcanic ash soils. In: Optimizing Nitrogen Fertilizer Application to Irrigated Wheat. Technical Document. International Atomic Energy Agency. Vienna, Austria. pp: 159-175.
- Whitehead, D.C. 1995. Grassland Nitrogen. CAB International, Oxon, United Kingdom. 397 p.
- Whitehead, D.C. 2000. Nutrient Elements in Grassland. CAB International. United Kingdom. 369 p.
- Zhu, Y., and R.H. Fox. 2003. Corn-soybean rotation effects on nitrate leaching. *Agronomy Journal*. 95:1028-1033.
- Zhu, Y., R.H. Fox, and J.D. Toth. 2003. Tillage effects on nitrate leaching measured by pan and wick lysimeters. *Soil Science Society of America Journal*. 67:74-82.