

# APLICACIÓN DE FERTILIZANTES SINTÉTICOS O ABONOS VERDES Y SU EFECTO SOBRE LA CANTIDAD DE NITRATO RESIDUAL EN EL SUELO

G. Arévalo-Galarza<sup>1</sup>; T. M. Hernández-Mendoza<sup>2</sup>;  
E. Salcedo-Pérez<sup>1</sup>; A. Galvis-Spinola<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Colegio de Postgraduados, Km. 36.5 Carretera México-Texcoco,  
Montecillo, Estado de México. C. P. 56230. México.

<sup>2</sup>Universidad Autónoma Chapingo. Km. 38.5 Carretera México-Texcoco,  
Chapingo, Estado de México. C. P. 56230. México.

## RESUMEN

La aplicación de fertilizantes nitrogenados tiene el propósito de complementar el aporte de nitrógeno edáfico para satisfacer la demanda del cultivo; sin embargo, el uso inapropiado de estos insumos aumenta la cantidad de nitrato residual en el suelo (Nr) y el riesgo de su posterior lixiviación, independientemente si se trata de fertilizantes sintéticos ( $F_s$ ) u orgánicos. Con el objetivo de comparar el efecto de la fertilización sobre el Nr, se hizo un ensayo de respuesta a la aplicación de nitrógeno, considerando al brócoli como cultivo indicador por su alta demanda de este nutrimento. Se emplearon  $F_s$  o abono verde, aplicado este último al momento del trasplante ( $A_{V1}$ ) o 15 días previos al mismo ( $A_{V2}$ ). La respuesta del brócoli fue cuadrática (300 kg N·ha<sup>-1</sup> como dosis óptima fisiológica), con rendimiento máximo de 1.94, 1.55 y 1.31 kg·planta<sup>-1</sup> para  $F_s$ ,  $A_{V1}$  y  $A_{V2}$ , respectivamente. Los  $F_s$  dejaron menos Nr, seguido por  $A_{V1}$  y  $A_{V2}$ , por lo que se concluye que si no se aplican los fertilizantes orgánicos de manera oportuna se incrementará el Nr, con el consecuente riesgo de su lixiviación y contaminación de los mantos freáticos.

**PALABRAS CLAVE:** lixiviación, mineralización, brócoli.

## APPLICATION OF SYNTHETIC FERTILIZERS OR GREEN MANURE AND THEIR EFFECT ON THE AMOUNT OF RESIDUAL NITRATE IN SOIL

### SUMMARY

The application of nitrogen fertilizers has the purpose to complete soil nitrogen supply to satisfied the crop demands; however, the inappropriate use of these inputs increase the quantity of residual nitrate in soil (Nr) and the risk of its posterior leaching, not being an issue if the fertilizers are synthetic ( $F_s$ ) or organic. The goal is to compare the effect of fertilization over Nr an essay of response to application of nitrogen was made, considering broccoli as crop indicator for its high demand in this nutrient. The elements were  $F_s$  or green manure, this last applied on transplantation time ( $A_{V1}$ ) or fifteen days before the same ( $A_{V2}$ ). The broccoli response was quadratic (300 kg N·ha<sup>-1</sup> as optimums physiological rate) with maximum yield of 1.94, 1.55 and 1.31 kg·plant<sup>-1</sup> for  $F_s$ ,  $A_{V1}$  and  $A_{V2}$ , respectively. The  $F_s$  release less Nr, followed by  $A_{V1}$  and  $A_{V2}$ , so we conclude that if organic fertilizers are not applied on time the Nr will increase, with the subsequent risk of leaching and water table pollution.

**KEY WORDS:** leaching, mineralization, broccoli.

## INTRODUCCIÓN

La lixiviación del nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) consiste en el movimiento de este anión por el agua gravitacional a través del perfil del suelo. Por lo tanto, es un proceso físico irre-

versible que implica la pérdida de nitrógeno del sistema de producción sin posibilidad de que retorne a la zona de exploración de las raíces (Addiscott, 1990). Lo anterior tiene consecuencias negativas económicas y ecológicas por la contaminación que produce en los mantos freáticos, debido

a que el exceso de  $\text{NO}_3^-$  afecta la salud del ser humano y animales cuando se ingiere a través del agua potable o de alimentos, y en casos extremos ocasiona la muerte del individuo (OMS, 1995). Este problema es reconocido a nivel mundial y por ello se han propuesto valores que delimitan la cantidad máxima de  $\text{NO}_3^-$  en el agua potable impuestos por diversas organizaciones y países (Cuadro 1), por lo que es indispensable desarrollar métodos de control de la contaminación de los mantos freáticos a través de la modificación de las prácticas agrícolas, como es el caso de la aplicación adecuada y oportuna de fertilizantes.

**CUADRO 1. Concentración máxima de nitratos permisible en el agua potable de acuerdo a diversas organizaciones y países.**

Organización o país	Límite máximo	Cita
	mg·l <sup>-1</sup>	
OMS	50	OMS, 1995
Unión Europea	50	CEE, 1991
Estados Unidos (EPA)	10	U. S. EPA, 2000
México (NOM)	10	DOF, 2000

En el caso de México, este tipo de problemas es más asociado a la actividad industrial y no tanto al sector agropecuario porque su efecto sobre la contaminación es más visible y directo, debido a que al verter sus desechos a los ríos y cuerpos de agua causan problemas de diversos tipos. En cambio, la actividad agrícola aparentemente no contribuye a la lixiviación de  $\text{NO}_3^-$  por la escasa cantidad de fertilizantes y agroquímicos que se aplican en la mayoría de las zonas de producción; sin embargo, hay regiones donde el manejo agrícola tiene un efecto severo y directo sobre la calidad de los cuerpos de agua (Castellanos y Peña-Cabriales, 1990). A su vez, también están presentes los impactos indirectos de la agricultura sobre los recursos naturales como ocurre durante la disposición de los desechos agroindustriales (ingenios azucareros) y zonas ganaderas en las áreas tropicales del país.

Cuttle y Jarvis (1995) consideran que las estrategias que han sido propuestas en la agricultura convencional para reducir la lixiviación de  $\text{NO}_3^-$ , también son aplicables para la agricultura orgánica, donde la relevancia de los estudios en este último caso está centrada a las diferencias en el contenido de materia orgánica del suelo y actividad biológica. Al respecto, Kolbe *et al.* (1999) encontraron que el uso de abonos orgánicos disminuyó casi el triple la cantidad de  $\text{NO}_3^-$  residual en el suelo, llegando a un valor de 60 kg·ha<sup>-1</sup> al año. Un enfoque alterno al anterior es el uso de la fijación biológica de nitrógeno para reducir las pérdidas de  $\text{NO}_3^-$  de los terrenos (Köpke, 1995). En contraste a los planteamientos anteriores, Sileika y Guzys (2003) entran en controversia indicando que en los terrenos agrícolas de Lituania se obtiene una mayor producción de biomasa (en-

tre 38 y 77 %) y menor lixiviación de  $\text{NO}_3^-$  (57 %), cuando se emplean fertilizantes sintéticos en lugar del uso de insumos orgánicos como fertilizantes, debido a la falta de sincronización entre la tasa de mineralización de los residuos orgánicos y la absorción del cultivo. Resultados similares a los anteriores fueron reportados por Anken *et al.* (2004), quienes coinciden en que el uso de materiales orgánicos implica un riesgo importante en la lixiviación de  $\text{NO}_3^-$ .

La mineralización de los residuos orgánicos en el concepto de la agricultura orgánica adquiere una función particularmente relevante para regular los aportes de nitrógeno. Por tales razones, Scheller y Vogtmann (1995) consideran que debe entenderse la interacción entre la velocidad de descomposición de los materiales orgánicos con las etapas de absorción de nitrógeno por los cultivos de interés, para mejorar las prácticas de manejo de la agricultura orgánica, si se desea un sistema de producción rentable con un mínimo de pérdidas de  $\text{NO}_3^-$ . Por lo tanto, este trabajo consistió en evaluar la cantidad de  $\text{NO}_3^-$  residuales en el suelo como consecuencia de la adición de diferentes dosis de nitrógeno y épocas de aplicación, empleando como fuente tanto fertilizantes sintéticos como abonos verdes.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Descripción del sitio experimental

El experimento se llevó a cabo en parcelas de productores cooperantes del Distrito de Huamantla, estado de Tlaxcala, entre febrero y octubre del 2004. El suelo fue un regosol dúctil (INEGI, 1981) de más de un metro de profundidad, bien drenado, con un epipedón ochrico. Las propiedades físicas y químicas que se analizaron en los primeros 30 cm de profundidad del perfil fueron las siguientes: pH (relación 2:1 agua-suelo) = 6.3; conductividad eléctrica (relación 5:1 agua-suelo) = 0.315 dS·m<sup>-1</sup>; materia orgánica (combustión húmeda con dicromato de potasio) = 8.0 g·kg<sup>-1</sup>; fósforo (bicarbonato de sodio 0.5 M a pH 8.5) = 13 mg·kg<sup>-1</sup>; potasio intercambiable (acetato de amonio pH 7.0, 1 Normal) = 135 mg·kg<sup>-1</sup>. La arcilla (dispersión con hexametáfosfato de sodio) en los estratos de 0-30 cm, 30-60 cm y 60-90 cm fue de 50 g·kg<sup>-1</sup>, 32 g·kg<sup>-1</sup> y 43 g·kg<sup>-1</sup> y el nitrógeno inorgánico (cloruro de potasio 2N) para las mismas profundidades fue de 17 mg·kg<sup>-1</sup>, 6 mg·kg<sup>-1</sup> y 2 mg·kg<sup>-1</sup>, respectivamente. Los parámetros físicos y químicos obtenidos indican que las condiciones del suelo son favorables para la producción de los cultivos como el brócoli. Se contó con agua de riego.

### Diseño experimental

La respuesta del brócoli a la aplicación de nitrógeno se evaluó en un experimento de campo, el cual consistió en la aplicación de dosis crecientes de nitrógeno adicionadas

como fertilizantes sintéticos ( $F_s$ ) y abono verde. El nitrógeno de los  $F_s$  se parcializó adicionando 30 % como urea al trasplante y el 70 % restante como sulfato de amonio 40 días posteriores al trasplante. El abono verde (2.8 % de nitrógeno total y 80 % de humedad) fue elaborado ex profeso con plantas de maíz cosechadas 45 días después de haberlas sembrado, las cuales se aplicaron de dos maneras: a) al momento del trasplante del brócoli ( $A_{V1}$ ); b) 15 días previos al trasplante del brócoli ( $A_{V2}$ ). Las dosis evaluadas del  $F_s$ ,  $A_{V1}$  y  $A_{V2}$  fueron 100, 200, 300 y 400  $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$  de nitrógeno, lo que equivale a aplicar 400, 700, 1100 y 1400  $\text{kg}$  de abono verde por unidad experimental. Las dosis de  $F_s$ ,  $A_{V1}$  y  $A_{V2}$  se distribuyeron en un diseño experimental de bloques completos con tres repeticiones. Cada unidad experimental midió 10 m de ancho por 20 m de largo (superficie de 200  $\text{m}^2$ ), dando una extensión de 600  $\text{m}^2$  por dosis evaluada y un total de 2,400  $\text{m}^2$  por cada material aplicado ( $F_s$ ,  $A_{V1}$  y  $A_{V2}$ ). Para evitar problemas de abastecimiento nutricional y sólo dejar la respuesta del cultivo al efecto de los tratamientos (materiales fertilizantes con sus respectivas dosis de nitrógeno), se aplicaron al trasplante 200  $\text{kg P}_2\text{O}_5\cdot\text{ha}^{-1}$  y 200  $\text{kg K}_2\text{O}\cdot\text{ha}^{-1}$  de manera uniforme en todo el ensayo.

### Manejo del experimento

El trasplante del brócoli (variedad Liberty) se hizo de forma manual a doble hilera en camas de suelo a 40 cm entre plantas y 50 cm entre hileras. Los riegos fueron por gravedad con lapsos entre 15 y 20 días de abril a junio. Entre julio y septiembre sólo se requirió la aplicación de un riego cada 30 días.

### Variables medidas

Una vez que el cultivo llegó a la etapa de cosecha, de los surcos centrales se colectaron diez plantas por cada unidad experimental, para cuantificar el peso fresco de la biomasa aérea total y la inflorescencia por repetición, dosis aplicada e insumo adicionado. Se seleccionaron tres plantas de las diez que se colectaron en cada unidad experimental para llevarlas al laboratorio, donde se deshidrataron a una temperatura de 65 °C hasta llegar a peso constante (peso seco) y posteriormente molerlas y tamizarlas. El nitrógeno total en el tejido vegetal se extrajo mediante digestión húmeda y por arrastre de vapor, titulando el extracto con ácido sulfúrico. La información se evaluó mediante la técnica de regresión simple seleccionando el modelo que tuviese el mejor ajuste (coeficiente de determinación). La evaluación de la respuesta del cultivo al efecto de los materiales y dosis ensayadas se hizo mediante la comparación de medias con la prueba de Tukey ( $P=0.05$ ) a través del programa correspondiente del paquete estadístico del SAS (SAS Institute, 2003).

Para analizar el contenido de  $\text{NO}_3^-$  en el suelo se colectaron cinco submuestras de suelo para formar una

muestra compuesta por cada unidad experimental a tres profundidades (0-30, 30-60 y 60-90 cm) a los 10, 70, 130 y 160 días después del trasplante del brócoli. La cantidad de  $\text{NO}_3^-$  en cada muestra colectada se obtuvo mediante la extracción con KCl 2N y destilación por arrastre de vapor (Du Preez *et al.*, 1987). El análisis de los cambios de  $\text{NO}_3^-$  por efecto de las dosis aplicadas y materiales evaluados ( $F_s$ ,  $A_{V1}$  y  $A_{V2}$ ) se hizo considerando el valor acumulado en los primeros 90 cm de profundidad durante el ciclo de cultivo. Las tendencias obtenidas fueron cuantificadas a través de ecuaciones de regresión simple, empleando el mejor ajuste (máximo coeficiente de determinación) como criterio de selección del modelo.

La oferta del suelo se consideró como la cantidad de nitrógeno aplicado más el inicial en el perfil del suelo hasta 90 cm de profundidad, y se relacionó cuantitativamente con el nitrógeno acumulado en la biomasa aérea total del brócoli obtenido con la aplicación de las distintas dosis de cada uno de los materiales adicionados ( $F_s$ ,  $A_{V1}$  y  $A_{V2}$ ). La diferencia entre la oferta de nitrógeno del suelo y el que se acumuló en la biomasa aérea total en la planta a la cosecha se consideró como el nitrógeno no aprovechado ( $N_{NA}$ ). Se relacionaron cuantitativamente el  $N_{NA}$  y el  $\text{NO}_3^-$  residual (Nr) medido de las muestras colectadas al final del experimento entre 0 y 90 cm de profundidad por medio de regresiones simples, donde el criterio para seleccionar el mejor modelo fue el que tuviese el máximo coeficiente de determinación. La diferencia entre el  $N_{NA}$  y el Nr se consideró como el valor del nitrógeno lixiviado, porque la escasa presencia de materiales orgánicos y la labilidad del abono verde no hacen viable una inmovilización significativa. Además, por el ambiente químico ácido y condiciones físicas del suelo, no es probable que ocurran otros procesos de manera significativa que justifiquen las pérdidas de nitrógeno como es el caso de la volatilización o la desnitrificación.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La respuesta del brócoli al nitrógeno aplicado fue cuadrática en todos los casos, sin que hubiese diferencias significativas ( $P=0.05$ ) en rendimiento entre las dosis de 300  $\text{kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$  y 400  $\text{kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$ ; sin embargo, la tendencia del nitrógeno acumulado en el tejido del cultivo fue lineal y altamente significativa de acuerdo a la dosis aplicada con cada uno de los materiales evaluados (Cuadro 2).

El máximo rendimiento de brócoli se obtuvo con 300  $\text{kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$  el cual varió de acuerdo al material adicionado (1.94, 1.55 y 1.31  $\text{kg}\cdot\text{planta}^{-1}$  para  $F_s$ ,  $A_{V1}$  y  $A_{V2}$ , respectivamente). La mayor respuesta de los  $F_s$  respecto a los materiales orgánicos empleados coincide con lo reportado por Allen *et al.* (2005), quienes obtuvieron 39 % más producción de algodón al emplear  $F_s$ , respecto a la lograda aplicando sólo gallinaza. Al respecto, Diallo *et al.* (2005) y Sileika y Guzys (2003) mencionan que este tipo de resultados se atribuye a la falta de sincronización entre

**CUADRO 2. Ecuaciones de regresión de la respuesta del rendimiento de brócoli (Y) al nitrógeno aplicado ( $N_A$ ) por tratamiento y del nitrógeno acumulado ( $N_{BAT}$ ) en la biomasa total a la cosecha ( $B_{AT}$ ).**

<sup>1</sup> Tratamiento	Ecuación	R <sup>2</sup>	Valor de F	Pr>F
F <sub>S</sub>	$Y = -0.0003(N_A)^2 + 0.15(N_A) + 3.0$	0.79	16.55	0.0010
A <sub>V1</sub>	$Y = -0.0002(N_A)^2 + 0.13(N_A) + 1.6$	0.69	11.08	0.0037
A <sub>V2</sub>	$Y = -0.0002(N_A)^2 + 0.13(N_A) - 2.1$	0.79	17.94	0.0007
F <sub>S</sub>	$N_{BAT} = 4.00(B_{AT})$	0.88	110.7	<0.0001
A <sub>V1</sub>	$N_{BAT} = 4.06(B_{AT})$	0.94	263.8	<0.0001
A <sub>V2</sub>	$N_{BAT} = 4.15(B_{AT})$	0.89	122.4	<0.0001

<sup>1</sup>F<sub>S</sub> =fertilizante sintético; A<sub>V1</sub>=abono verde aplicado al trasplante; A<sub>V2</sub>=abono verde aplicado 15 días antes del trasplante.

la tasa de mineralización y la demanda del cultivo. A pesar de las diferencias observadas en el rendimiento del producto económico (Y), biomasa aérea total ( $B_{AT}$ ) y nitrógeno en la  $B_{AT}$ , la variación máxima fue de 0.15 kg N·t<sup>-1</sup> de  $B_{AT}$ , cuyo indicador en promedio estuvo en 4.06 kg N·t<sup>-1</sup>, lo que sugiere que el aprovechamiento del nitrógeno aplicado es consecuencia directa de la eficiencia con la que se liberó este nutriente de los materiales evaluados (F<sub>S</sub>, A<sub>V1</sub> y A<sub>V2</sub>).

El contenido de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> varió a través del tiempo y profundidad del suelo. Al inicio del experimento se observó que la mayor cantidad de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> estuvo en la parte superior del perfil (0-30 cm de profundidad) y al cabo de cuatro meses esto se invirtió, de tal manera que entre los 60 y 90 cm de profundidad se concentró el NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, lo cual se atribuye a la movilidad de este anión a través del tiempo, con el consecuente riesgo de que llegue a una distancia tal que ya no pueda ser alcanzado por las raíces del cultivo y que en algún momento llegue su desplazamiento hasta los mantos freáticos (Anken *et al.*, 2004). Aunque estos cambios fueron consecuencia de las dosis aplicadas en cada uno de los materiales evaluados (F<sub>S</sub>, A<sub>V1</sub> y A<sub>V2</sub>), también se apreció el efecto de estos sobre el contenido de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (Cuadro 3).

**CUADRO 3. Contenido mínimo (mín) y máximo (máx) de nitratos (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) en el perfil del suelo (0-90 cm) a distintos días después del trasplante (DDT) del brócoli por material fertilizante aplicado (de 100 a 400 kg N·ha<sup>-1</sup>).**

DDT	<sup>1</sup> F <sub>S</sub>		A <sub>V1</sub>		A <sub>V2</sub>	
	mín	máx	mín	máx	mín	máx
	— kg·ha <sup>-1</sup> —		— kg·ha <sup>-1</sup> —		— kg·ha <sup>-1</sup> —	
10	117	144	100	135	131	157
70	70	148	104	148	104	152
130	78	170	83	174	117	187
160	87	187	109	200	131	213

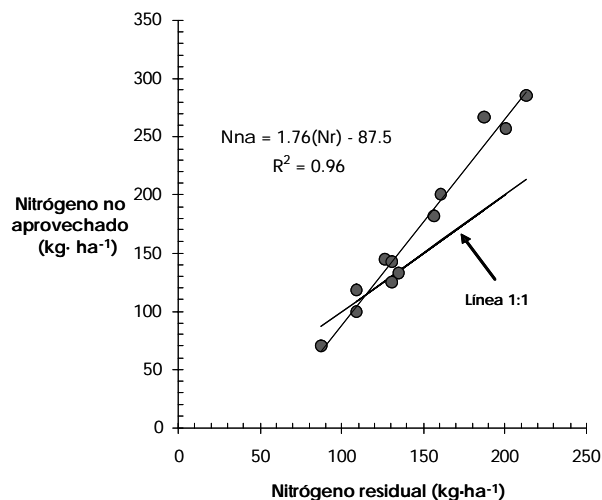
<sup>1</sup>F<sub>S</sub> =fertilizante sintético; A<sub>V1</sub>=abono verde aplicado al trasplante; A<sub>V2</sub>=abono verde aplicado 15 días antes del trasplante.

En términos generales, la variación de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> fue similar entre F<sub>S</sub> y A<sub>V1</sub>, mientras que en A<sub>V2</sub> hubo una mayor concentración de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> en todo el ciclo indistintamente de la

dosis aplicada, con lo que se infiere que en este tratamiento hubo una menor eficiencia de aprovechamiento del nitrógeno aplicado en comparación con los otros dos (F<sub>S</sub> y A<sub>V1</sub>).

Al aplicar 400 kg N·ha<sup>-1</sup> con cada uno de los materiales, se apreció que hubo una escasa diferencia en la cantidad de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> entre ellos (entre 13 y 26 kg·ha<sup>-1</sup>), indicando que se llegó a un exceso de nitrógeno con esa dosis y, de acuerdo a Geypens *et al.* (2005), la cantidad de nitrato residual en el suelo refleja el riesgo potencial de que ocurra la lixiviación de NO<sub>3</sub><sup>-</sup>.

La relación entre el nitrógeno acumulado en la biomasa aérea total del brócoli y el nitrógeno disponible en el suelo mostró una tendencia lineal en todos los casos, lo cual coincide con lo publicado por Thompson, *et al.* (2002). Esto mismo se apreció al asociar el NO<sub>3</sub><sup>-</sup> residual (Nr) en el suelo medido después de la cosecha con la cantidad de nitrógeno no aprovechada ( $N_{NA}$ ), esto es, el nitrógeno inicial del suelo más el aplicado, menos el absorbido (Figura 1).



**FIGURA 1. Tendencia del nitrógeno residual en el perfil del suelo (Nr) medido en los primeros 90 cm de profundidad, con el nitrógeno no aprovechado ( $N_{NA}$ ) por el brócoli, incluyendo todos los materiales fertilizantes evaluados y dosis aplicadas.**

La diferencia entre el  $N_r$  y  $N_{NA}$  varió de 130 kg N-ha<sup>-1</sup> a 220 kg N-ha<sup>-1</sup>, representando una diferencia entre 9 y 36 % del nitrógeno no detectado, respectivamente, según la dosis de nitrógeno aplicado (entre 100 y 400 kg-ha<sup>-1</sup>). Esto se atribuyó a que el  $NO_3^-$  se desplazó a más de 90 cm de profundidad por el escaso contenido de arcilla en el perfil (42 g·kg<sup>-1</sup> en el perfil), ya que por la profundidad a la que se colectaron las muestras, el pH (5.8 de 0 a 90 cm) y el libre desplazamiento de la humedad del suelo, de acuerdo a Lees *et al.* (2000), no se reúnen las condiciones necesarias para que presenten procesos de volatilización (transformación de amonio en amoniaco), desnitrificación (reducción de  $NO_3^-$  a  $N_2O$ ) o inmovilización por la acción de la biomasa microbiana. En la Figura 2 se muestra la tendencia entre el  $N_{NA}$  y el nitrógeno lixiviado ( $N_{LIX}$ ), considerando todos los materiales evaluados.

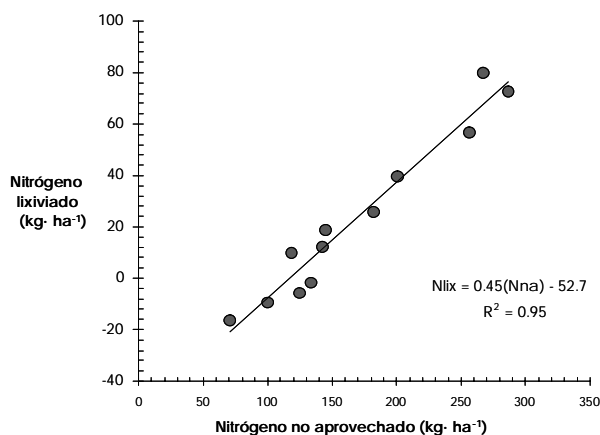


FIGURA 2. Tendencia entre el nitrógeno no aprovechado ( $N_{NA}$ ) por el cultivo de brócoli y el nitrógeno lixiviado ( $N_{LIX}$ ), considerando todos los tratamientos evaluados.

De acuerdo en la figura en discusión, cerca de 50 % del nitrógeno que no fue aprovechado por las plantas de brócoli quedará en el suelo como nitrógeno residual, lo que representa un probable riesgo de que éste se lixivie a través del tiempo, independientemente de la fuente de nitrógeno aplicada. Esto corrobora que tanto los materiales orgánicos como inorgánicos pueden ser fuentes potenciales de contaminación de los mantos freáticos cuando no se aplican en las cantidades adecuadas y en el momento oportuno (Anken *et al.*, 2004; Sileika y Guzys, 2003).

En el Cuadro 4 se muestra la tendencia de la relación de la oferta de nitrógeno (nitrógeno aplicado más el inicial del perfil del suelo hasta 90 cm de profundidad) con el  $N_{LIX}$  por material evaluado. La relación entre ambas variables fue de tipo lineal e indican que alrededor del 10 % de la oferta inicial de nitrógeno se lixivió y, aunque este es un valor considerado como razonable para suelos muy

arenosos (Rodríguez, 1993) como es el caso del presente sitio experimental, la cantidad de nitrógeno aportada con las distintas dosis tendrá un impacto diferente sobre el enriquecimiento de los mantos freáticos por su contenido de  $NO_3^-$  lixiviados.

CUADRO 4. Ecuaciones de regresión que representan la tendencia del nitrógeno lixiviado ( $N_{LIX}$ ) como función de la oferta de nitrógeno del suelo (nitrógeno aplicado más el inicial medido hasta 90 cm de profundidad,  $O_N$ ), por cada uno de los materiales fertilizantes estudiados ( $M_F$ ).

$M_F$	Ecuación	$R^2$	Valor de F	$Pr > F$
$F_s$	$N_{LIX} = 0.11(O_N) - 35.8$	0.89	16.27	0.056
$A_{V1}$	$N_{LIX} = 0.08(O_N) - 25.4$	0.94	34.30	0.028
$A_{V2}$	$N_{LIX} = 0.08(O_N) - 20.5$	0.98	118.8	0.008

$F_s$ =fertilizante sintético;  $A_{V1}$ =abono verde aplicado al trasplante;  $A_{V2}$ =abono verde aplicado 15 días antes del trasplante.

Con el propósito de observar la variación de la oferta de nitrógeno del suelo, nitrógeno lixiviado y el nitrato residual, se elaboró el Cuadro 5 donde se presenta la magnitud de dichos parámetros al final de la cosecha por cada uno de los materiales fertilizantes evaluados.

CUADRO 5. Relación de la oferta de nitrógeno del suelo ( $O_N$ ), con el nitrógeno lixiviado ( $N_{LIX}$ ) y el nitrato residual ( $N_r$ ) después de la cosecha (Nr) por material fertilizante.

$O_N$	$F_s$		$A_{V1}$		$A_{V2}$	
	$N_{LIX}$	$N_r$	$N_{LIX}$	$N_r$	$N_{LIX}$	$N_r$
kg·ha <sup>-1</sup>	kg·ha <sup>-1</sup>		kg·ha <sup>-1</sup>		kg·ha <sup>-1</sup>	
200	0	87	0	109	0	131
300	10	109	0	135	12	131
400	19	126	26	157	40	161
500	80	187	57	200	73	213

$O_N$ =nitrógeno inicial del suelo (0-90 cm) más el aplicado;  $F_s$ =fertilizante sintético;  $A_{V1}$ =abono verde aplicado al trasplante;  $A_{V2}$ =abono verde aplicado 15 días antes del trasplante.

La cantidad de  $N_r$  varió de manera directa y proporcional a la dosis, indistintamente de la fuente y época de aplicación del material fertilizante y esto mismo ocurrió con el  $N_{LIX}$ . Hubo 16 y 22 % menos  $N_r$  en  $F_s$  respecto a  $A_{V1}$  y  $A_{V2}$ , respectivamente y en todos los casos se apreció una tendencia lineal. La variación del  $N_{LIX}$  fue similar entre  $F_s$  y  $A_{V1}$  cuando la dosis de nitrógeno fue menor o igual 300 kg·ha<sup>-1</sup>, lo cual indica que la disponibilidad de nitrógeno en  $A_{V1}$  estuvo acorde con la que provino del  $F_s$ . En contraste, al variar el procedimiento de aplicación del abono verde ( $A_{V2}$ ) hubo hasta 40 % más  $N_{LIX}$ . Por lo anterior, desde un punto de vista ecológico es viable el uso de residuos orgánicos como fertilizantes como ocurrió en  $A_{V1}$ ; sin embargo, debe hacerse énfasis en la optimización del manejo de los materiales orgánicos para hacer práctica y rentable su

aplicación, además de tener cuidado de no aplicar más nitrógeno del que realmente se requiere, indistintamente del material fertilizante que se desee adicionar.

### CONCLUSIONES

La disponibilidad del nitrógeno varió de acuerdo al material fertilizante empleado y oportunidad de aplicación, lo que repercutió de manera significativa sobre el rendimiento del brócoli. Esto también se reflejó en el  $N_r$ , siendo menor en  $F_s$  respecto a  $A_{v1}$  y  $A_{v2}$ . La cantidad de  $N_{LIX}$  estuvo más asociado con la dosis de nitrógeno que con el tipo de material o época de aplicación; no obstante, cuando el nitrógeno inicial del suelo fue lo suficiente como para satisfacer la demanda del cultivo, el  $N_{LIX}$  fluctuó entre 7 y 12 %, independientemente de la dosis, fuente y época de aplicación. Por lo tanto, para llevar a cabo un programa de fertilización es indispensable precisar tanto la dosis como la oportunidad de aplicación, para evitar la disminución en el rendimiento del cultivo y la cantidad de nitrato residual.

### LITERATURA CITADA

- ADDISCOTT, T. M. (1990). Measurement of nitrate leaching: a review of methods. *In: Nitrates, Agriculture, Water* (ed. R. Calvet), pp. 157-168.
- ALLEN, S. C.; JOSÉ, S.; NAIR, P. K. R.; BRECKE, B. J.; NAIR, V. D.; GRAETZ, D. A.; RAMSEY, C. L. 2005. Nitrogen mineralization in a pecan (*Carya illinoensis* K. Koch)-cotton (*Gossypium hirsutum* L.) alley cropping system in the southern United States. *Biology and Fertility of Soils* 41(1): 28-37.
- ANKEN, T.; STAMP, P.; RICHNER, W.; WALTHER, U. 2004. Plant development, nitrogen dynamics and nitrate leaching from ploughed and direct-sown plots. *Schriftenreihe der Eidgenössischen Forschungsanstalt für Agrarwirtschaft und Landtechnik* No.63, 101 pp.
- CASTELLANOS, J. Z.; PEÑA-CABRIALES, J. J. 1990. Los nitratos provenientes de la agricultura: una fuente de contaminación de los acuíferos. *Terra* 8(1): 113-126.
- CUTTLE, S. P.; JARVIS, S. C. 1995. Clover and fertiliser based strategies to limit nitrate leaching in conventional agriculture - relevance of research to organic farming systems. pp. 135-144. *In: Kristensen, L. Stopes, C. Kolster, P. Granstedt, A. and Hodges, D. (Eds.) Nitrogen leaching in ecological agriculture. Proceedings of an International Workshop, Royal Veterinary and Agricultural University, Copenhagen, Denmark.*
- COMUNIDAD ECONÓMICA EUROPEA (CEE). 1991. Protección de las aguas contra la contaminación producida por nitratos utilizados en la agricultura. Directiva 91/676/CEE del Consejo. Diario Oficial Núm. L 375, 12 de diciembre de 1991. Bruselas, Bélgica.
- DIALLO, M. D.; GUISSÉ, A.; BADIANE-NIANE, A.; SALL, S.; CHOTTE, J. L. 2005. *In situ* effect of some tropical litters on N mineralization. *Arid Land Research and Management* 19: 173-181.
- DIARIO OFICIAL DE LA FEDERACIÓN (DOF). 2000. "Salud ambiental, agua para uso y consumo humano". Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización. Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994, publicada el 22 de noviembre de 2000.
- DU PREEZ, C. C.; DU BURGER, T.; LAUBSCHER, D. J. 1987. Evaluation of steam distillation procedures for the routine determination of inorganic soil nitrogen. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 18(5): 483-493.
- GEYPENS, M.; MERTENS, J.; VER ELST, P.; BRIES, J. 2005. Evaluation of fall residual nitrogen influenced by soil chemical characteristics and crop history in Flanders (Belgium). *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 36: 363-372.
- INEGI. 1981. Síntesis geográfica de Tlaxcala. Coordinación General de los Servicios Nacionales de Estadística, Geografía e Informática. México
- KOLBE, H.; JÄCKEL, U.; D SCHUSTER, M. 1999. Development of the nutrient contents and pH-value in the depth profile of test areas during the course of conversion to organic agriculture. *Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung* 40: 145-151.
- KÖPKE, U. 1995. Nutrient management in organic farming systems: the case of nitrogen. pp. 15-29. *In: Kristensen, L. Stopes, C. Kolster, P. Granstedt, A. and Hodges, D. (Eds.) Nitrogen leaching in ecological agriculture. Proceedings of an International Workshop, Royal Veterinary and Agricultural University, Copenhagen, Denmark.*
- LEES, H. L.; RAUN, W. R.; JOHNSON, G. V. 2000. Increased plant N loss with increasing nitrogen applied in winter wheat observed with 15N. *J. Plant Nutr.* 23: 219-230
- ORGANIZACIÓN MUNDIAL DE LA SALUD (OMS). 1995. Guías para la Calidad del Agua Potable: Recomendaciones. Ginebra, Suiza. 195 p.
- RODRÍGUEZ S., J. 1993. La fertilización de los cultivos: un método racional. Colección en Agricultura, Facultad de Agronomía, Pontificia Universidad Católica de Chile, Santiago. 291 p.
- SAS INSTITUTE. 2003. SAS 9.1.3 Service Pack 2, Version 9.1. SAS Institute Inc., Cary, North Carolina, USA.
- SHELLER, E.; VOGTMANN, H. 1995. Case studies on nitrate leaching in arable fields of organic farms. pp. 91-102. *In: Kristensen, L. Stopes, C. Kolster, P. Granstedt, A. and Hodges, D. (Eds.) Nitrogen leaching in ecological agriculture. Proceedings of an International Workshop, Royal Veterinary and Agricultural University, Copenhagen, Denmark.*
- SILEIKA, A. S.; GUZYS, S. 2003. Drainage runoff and migration of mineral elements in organic and conventional cropping systems. *Agronomie* 23: 633-641.
- THOMPSON, T. L.; DOERGE, T. A.; GODIN, R. E. 2002. Subsurface drip irrigation and fertigation of broccoli: I. Yield, quality, and nitrogen uptake. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 66:186-192.
- U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA). 2000. Estándares del Reglamento Nacional Primario de Agua Potable Oficina de Agua (4606). EPA 815-F-00-007.