

EVOLUCIÓN DEL CONTENIDO DE NITRATO Y AMONIO EN LIXIVIADOS BAJO DIFERENTES FORMAS DE FERTILIZACIÓN NITROGENADA EN TRIGO

M.A Ortuzar¹, A. Aizpurua¹, A.Castellón¹, A. Alonso¹ y J.M. Estavillo²

¹ Dpto. de Agrosistemas y Producción Animal, Instituto Vasco de Investigación y Desarrollo Agrario (NEIKER), C/Berreaga, 1; 48160 Derio (Bizkaia), hortuzar@neiker.net

² Dpto. de Biología Vegetal y Ecología; UPV/EHU; Apdo.644; 48080 Bilbao.

RESUMEN. El 50% de la superficie dedicada a cultivos extensivos en Álava está ocupada por trigo. Gran parte de esta superficie se localiza en una zona vulnerable a la contaminación de las aguas por los nitratos procedentes de la actividad agraria, declarada como tal por el Gobierno Vasco mediante el Decreto 390/1998. Con el fin de evaluar el impacto de la fertilización nitrogenada en trigo sobre el contenido de nitrato en las aguas subsuperficiales, se estableció un ensayo de trigo blando (var. Soissons) en la localidad de Gauna (779 mm de pluviometría y 11.5°C de temperatura medias anuales) con un diseño en bloques al azar con cuatro repeticiones. Los tratamientos aplicados fueron los siguientes: 0+0+0, 40+100+0, 40+60+40 y 80+140+0. Las tres cifras indican respectivamente la cantidad de N aplicado (kg N ha⁻¹) en los siguientes estados fenológicos del cultivo: inicio de ahijado, inicio de encañado y hoja bandera. Se instalaron 2 cápsulas cerámicas por parcela a 60 cm de profundidad, recogiendo muestras de la solución del suelo cada vez que la pluviometría sumaba 20 mm o, en su defecto, cada 15 días. En estas muestras se analizó el contenido de nitrato y amonio. El contenido hídrico del suelo se determinó gravimétricamente a 0-20, 20-40 y 40-60 cm de profundidad. En este trabajo se presentan los resultados obtenidos en la campaña 2002-2003.

ABSTRACT. In Alava, wheat cultivation occupies around the 50% of the total area under arable crops. A large portion of this area lies in a zone declared as vulnerable to water-pollution caused by nitrates derived from agriculture by the Basque Government through the 390/1998 Decree. In order to study the effect of nitrogen fertilisation on the nitrate concentration in subsurface waters, a wheat (var. Soissons) experiment was set up in Gauna (779 mm and 11.5°C average annual rainfall and temperature respectively). The experimental design was a randomised complete block with four replicates. The applied treatments were: 0+0+0, 40+100+0, 40+60+40 and 80+140+0. The three figures stand for the N kg ha⁻¹ applied respectively in tillering, jointing and flag leaf phenological stages. Two ceramic cups per plot were inserted 60 cm deep and water samples were collected either as soon as rainfall summed up to 20 mm or

fortnightly. These samples were analysed for nitrate and ammonium concentration. The soil volumetric water content was measured gravimetrically at depths of 0-20, 20-40 and 40-60 cm. Results obtained on the 2002-2003 season are discussed on this work.

1. Introducción

El nitrato (NO₃⁻) es el contaminante más común en aguas superficiales (Freeze y Cherry, 1979) y según Hallberg (1989) la agricultura es la mayor fuente antrópica de NO₃⁻ en los acuíferos. El nitrato es una forma estable de nitrógeno (N) en ciertas condiciones naturales (Stumm y Morgan, 1981) y forma compuestos que son muy solubles (Hook, 1983) pudiéndose transportar a los acuíferos donde deriva a compuestos de N provocando una extensa eutrofización de las aguas superficiales y la degradación de los ecosistemas acuáticos además de problemas tales como la proliferación tóxica de algas, pérdida de oxígeno, peces muertos y pérdida de biodiversidad (Carpenter et al., 1998). La concentración de nitrato en el agua potable también es importante por su posible relación con la metahemoglobinemia en niños (Addiscott y col., 1991) y con el linfoma de non-Hodgkin (Ward et al., 1996).

La Comisión de la Unión Europea, preocupada por este fenómeno aprobó, con fecha 12 de Diciembre de 1991, la Directiva 91/676/CEE relativa a la protección de las aguas contra la contaminación producida por nitratos en la agricultura, imponiendo a los estados miembros la obligación de identificar las aguas que se hallen afectadas por la contaminación de nitratos de esta procedencia, y estableciendo criterios para designar como Zonas Vulnerables aquellas superficies territoriales cuyo drenaje da lugar a la contaminación por nitratos. Por ello el Gobierno Vasco dictó mediante el Decreto 390/1998, con fecha 22 de Diciembre las normas para la declaración de Zonas Vulnerables a la contaminación de las aguas por los nitratos procedentes de la actividad agraria y aprobó el Código de Buenas Prácticas Agrarias de la Comunidad Autónoma del País Vasco (CAPV). El Decreto designa inicialmente como Zona Vulnerable en la CAPV, al área

denominada Unidad Hidrogeológica Vitoria, Sector Oriental. Esta es la única zona vulnerable designada como tal en la CAPV y se sitúa en Alava donde en las últimas décadas la contaminación de las aguas superficiales y subterráneas en áreas de grandes extensiones de tierras de cultivo ha llegado a niveles muy importantes. Hace unos 40 años se realizaron una serie de transformaciones del terreno y de la red de drenaje como consecuencia del cambio de cultivos de secano por los de regadío y la necesidad de expandir el área de los mismos. Estos cambios han supuesto un descenso del 40% de los recursos del acuífero y una contaminación intensa del mismo por compuestos nitrogenados (García-Linares et al., 2003). En los últimos años la contaminación ha descendido y parece haberse estabilizado como resultado de algunos cambios en el uso de fertilizantes agrícolas y en el origen de las aguas para el regadío (García-Linares et al., 2003). Según las muestras analizadas por el Ente Vasco de Energía las concentraciones máxima y mínima de nitratos en agua recogidas el año 2003 entre enero y julio son de 90.7 mg L⁻¹ y 64.1 mg L⁻¹ respectivamente (E.V.E, 2003). Las muestras se tomaron en un manantial en Ilarratza, localidad situada en la Zona Vulnerable y cercana al ensayo de fertilización de Gauna.

El potencial de lixiviación de nitrato es una función del tipo de suelo, condiciones climáticas y de la gestión del cultivo (Alva y Wang, 1996; Wu et al., 1996). En este sentido la aplicación de la fertilización nitrogenada aumenta la lixiviación de nitratos en muchos cultivos (Diez et al., 1997). El método, dosis y momento de aplicación y la forma química del fertilizante nitrogenado utilizado son factores que se pueden manipular para ajustarlos a las necesidades de cada cultivo y de este modo evitar las pérdidas de nitratos por lixiviación e incrementar la eficiencia del uso del nitrógeno (Baker y Johnson, 1981).

El objetivo de este trabajo es estudiar la influencia del manejo de la fertilización nitrogenada sobre la lixiviación de nitratos en trigo, que es el cultivo que ocupa más del 50% de la superficie dedicada a cultivos extensivos en Alava.

2. Material y métodos

Se tomaron muestras de agua subsuperficial desde enero a julio de 2003 en un ensayo de trigo (var. Soissons) en secano situado en la localidad de Gauna (Alava) cuya pluviometría y temperatura media anuales son 779 mm y 11.5°C respectivamente. El ensayo se sitúa en una zona que hace quince años era un humedal y en la que se instalaron unos tubos de drenaje con el objetivo de conseguir suelo cultivable. Los tubos se enterraron a una distancia de unos 50 m entre sí y a unos 90 cm de profundidad en su tramo inicial para finalmente desembocar en un colector a unos 150 cm de la superficie, colector que a su vez desemboca en una pequeña balsa. El suelo sobre el que se instaló el ensayo se clasificó como un Fluvaquent Vertic Endoaquol (Soil Survey Staff, 1998). Los resultados del análisis de suelo de 0 a 30 y de 30 a 60

cm de profundidad antes de la siembra, con fecha del 26 de noviembre de 2001 se exponen en la Tabla 1. El contenido de N mineral antes de la siembra (20 de noviembre de 2002) y a la salida del invierno (11 de febrero de 2003) fue de 38.9 y 17.3 kg N ha⁻¹ respectivamente,.

Tabla 1. Análisis de suelo inicial del ensayo de fertilización nitrogenada de Gauna.

		Profundidad (cm)	
		0-30	30-60
Textura (U.S.D.A)	Arena (%)	45.18	48.25
	Limo (%)	27.14	39.21
	Arcilla (%)	27.67	12.49
Clasificación		Franco-arcillo-arenosa	Franca
pH		7.98	8.13
Materia orgánica (%)		2.12	1.52
Nitrógeno (%)		0.16	0.16
C/N		7.7	5.52
Fósforo (mg·kg ⁻¹)		43.30	32.53
Carbonatos (%)		11.90	22.00
Potasio (mg·L ⁻¹)		135.00	93.00
Mg (meq/100)		0.76	0.73

El diseño del experimento fue en bloques al azar con cuatro repeticiones en las que cada parcela elemental abarcaba un área de 50 m². Los tratamientos resultantes figuran en la Tabla 2. La dosis de 140 kg N ha⁻¹ es la recomendada según experiencias previas realizadas en la zona, y la dosis de 220 kg N ha⁻¹ es más cercana a la práctica de gran parte de los agricultores de la zona. Se aplicaron 90 kg de P₂O₅ ha⁻¹ y 90 kg K₂O ha⁻¹ en forma de 0-14-14 como abonado de fondo. El nitrógeno se aplicó en forma de nitrosulfato amónico en inicio de ahijado el 20 de enero de 2003 y como nitrato amónico en los estados fenológicos de inicio de encañado y hoja bandera en las fechas 24 de marzo y 15 de junio de 2003 respectivamente. Esta campaña es la segunda en que se aplican estos tratamientos.

Se instalaron 2 cápsulas cerámicas por parcela a 60 cm de profundidad, recogándose muestras de la solución del suelo cada vez que la pluviometría sumaba 20 mm o, en su defecto, cada 15 días. En estas muestras se analizó el contenido de nitrato y amonio mediante inyección de flujo segmentado (Alpkem, 1986, 1987). La primera recogida de muestras se efectuó el 9 de enero de 2003.

Tabla 2. Tratamientos según dosis total y fraccionamiento en diferentes estados fenológicos según la escala de Zadocks (Zadocks, 1974).

Dosis total (kg N ha ⁻¹)	Estado fenológico		
	Inicio ahijado (Z20)	Inicio encañado (Z30)	Hoja bandera (Z37)
		kg N. ha ⁻¹	
0	0	0	0
140	40	100	0
140	40	60	40
220	80	140	0

El balance hídrico se calculó en base al método simplificado en cascada (Campbell, 1985), en el que cada capa de suelo debe llenarse hasta capacidad de campo

antes de que el agua fluya hasta la siguiente capa (Fórmulas 1, 2, 3 y 4).

El balance se efectuó en las capas: 0-20, 20-40 y 40-60 cm. Para cada una de ellas se determinó la humedad del suelo graviméricamente

$$W_{sal} = W_{ent} - Z_j(\theta_{j,i} - \theta_{j,i-1}) \quad (1)$$

Donde,

- W_{sal} : Cantidad de agua saliente de una capa j (mm)
- W_{ent} : Cantidad de agua entrante en una capa j (mm)
- Z_j : Espesor de la capa j (mm)
- $\theta_{j,i}$: Contenido de agua en la capa j en el periodo i ($mm^3 mm^{-3}$)
- $\theta_{j,i-1}$: Contenido de agua en la capa j en el periodo i-1 ($mm^3 mm^{-3}$)

El balance en la capa de 0 a 20 se efectuó según la Fórmula 1. Se siguió la metodología FAO (Allen et al., 1998) para estimar la evapotranspiración del cultivo. Basándose en la Fórmula 1 los términos del balance para la zona de 0 a 20 cm son:

$$-\Delta W_i + P_i + G_e - ET_{c,i} - E_{s,i} = P_{pi} \quad (2)$$

Donde,

- ΔW_i : Variación de la reserva de agua en el suelo en el periodo i (mm).
- P_i : Precipitación en el periodo i (mm)
- G_e : Ascenso capilar de agua del subsuelo en el periodo i (mm)
- $ET_{c,i}$: Evapotranspiración del cultivo en el periodo i (mm)
- $E_{s,i}$: Escorrentía de la superficie del suelo en el periodo i (mm).
- P_{pi} : Pérdida de agua fuera de la zona radicular por percolación profunda en el periodo i (mm).

A su vez

$$\Delta W_i = D_{r,i-1} - D_{r,i} = Z(-\theta_{i-1} + \theta_i) \quad (3)$$

Donde

- $D_{r,i-1}$: Déficit de la zona radicular en el inicio del periodo i (mm)
- $D_{r,i}$: Déficit de la zona radicular en el final del periodo i (mm)
- Z : Profundidad de la zona radicular (mm)
- θ_{i-1} : Contenido de agua en la zona radicular en el periodo i-1 ($mm^3 mm^{-3}$)
- θ_i : Contenido de agua en la zona radicular en el periodo i ($mm^3 mm^{-3}$)

y, los términos: $R_{n,i}$, G_e y $E_{s,i}$ se consideraron despreciables.

El contenido de agua en cada capa a capacidad de campo ($m^3 m^{-3}$) se estimó a partir de la textura (K.E. Saxton et al., 1986) y el contenido de agua para cada capa por fecha se calculó según la Fórmula 4.

$$\theta_i = H_i \cdot 100 \cdot \rho_{suelo} / \rho_{H_2O} \quad (4)$$

Donde

- θ_i : contenido de agua para cada capa por fecha ($m^3 m^{-3}$)
- H_i : valor obtenido graviméricamente (adimensional, porcentaje gravimétrico)
- ρ_{H_2O} : Densidad del agua ($mg mm^{-3}$)
- ρ_{suelo} : Densidad aparente del suelo ($mg mm^{-3}$)

La densidad aparente del suelo es el cociente entre el peso de las partículas sólidas del suelo y el volumen total "in situ". Esta se calculó en los perfiles 0-20, 20-40 y 40-60 cm por el método de excavación (Blake y Hatge, 1986) con la variante de calcular el volumen mediante la aplicación de resina de poliuretano (Wolf, 1996) (Tabla 3).

Debido al carácter pedregoso del terreno la medida de la capacidad de campo de cada perfil exigía una corrección que se obtuvo considerando el porcentaje de elementos gruesos (aquellos que no pasan por un tamiz de 2 mm) del suelo y la densidad de los mismos considerada como $2.65 g cm^{-3}$ (Rowell, 1994).

Tabla 3. Valores de densidad aparente ($mg mL^{-1}$) y en elementos gruesos (%) para los perfiles de 0-20, 20-40 y 40-60 cm.

Profundidad (cm)	Densidad aparente ($g cm^{-3}$)	Elementos gruesos (%)
0-20	1.57	20.8
20-40	1.59	21.5
40-60	1.93	42.6

Se dedujo la pérdida de agua por percolación profunda en el periodo i (mm o $L m^{-2}$) del balance hídrico de la zona más profunda, 40-60 cm, para cada fecha y tratamiento. En caso de existir tal pérdida de agua, (si el valor deducido > 0), se multiplicó por la concentración de nitrógeno correspondiente concluyendo la masa de nitrógeno por hectárea, periodo y tratamiento que se perdían por lixiviación (Fórmula 5).

$$N_i = P_{pi} \cdot [N] \cdot 10^{-2} \quad (5)$$

Donde,

- N_i : masa de nitrógeno por hectárea, periodo y tratamiento ($kg ha^{-1}$)
- P_{pi} : Pérdida de agua por percolación profunda en el periodo i ($L m^{-2}$)
- $[N]$: concentración de nitrógeno nítrico y amoniacal en el lixiviado recogido al final del periodo i ($mg L^{-1}$)

Finalmente se sumaron los valores obtenidos en la Fórmula 6 a lo largo de la campaña para cada tratamiento con el fin de calcular la masa de nitrógeno por hectárea y tratamiento lixiviada a lo largo del periodo de estudio (Fórmula 6).

$$N_T = \sum N_i \quad (6)$$

Donde,

- N_T : masa de nitrógeno por hectárea y tratamiento ($kg ha^{-1}$)
- N_i : masa de nitrógeno por hectárea, periodo y tratamiento ($kg ha^{-1}$)

Los datos presentados se refieren al periodo comprendido entre enero y junio de 2003. Actualmente no se dispone del análisis de las muestras recogidas posteriormente.

3. Resultados y discusión

La concentración inicial de nitrato en aguas subsuperficiales varía de 54 a 90 mg L⁻¹ (Fig. 2) sobrepasando por tanto el límite legal de 50 mg L⁻¹ de nitrato en agua potable (EEC, 1980). El hecho de que en el primer muestreo, realizado el 9 de enero de 2003, las concentraciones menores de nitratos en agua subsuperficial correspondan a los tratamientos de menor dosis de nitrógeno se debe al efecto residual de los mismos tratamientos aplicados la campaña anterior.

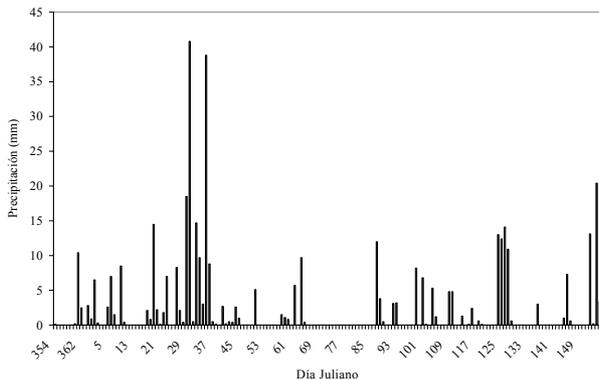


Fig. 1. Pluviometría total diaria (mm) del 20 de diciembre de 2002 al 17 de junio 2003.

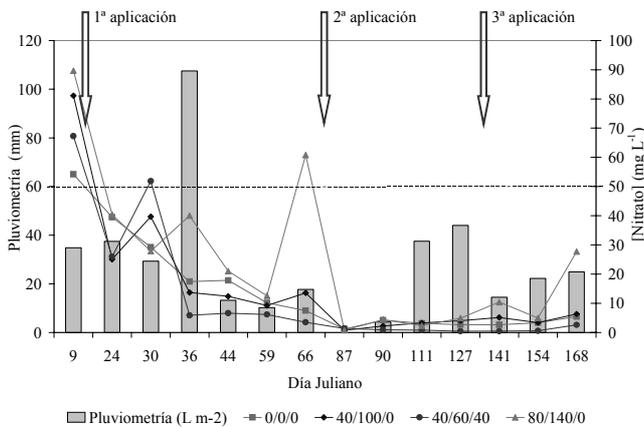


Fig. 2. Pluviometría acumulada entre muestreos y evolución de la concentración de nitrato (mg L⁻¹) en lixiviados recogidos durante el año 2003 en el ensayo de fertilización nitrogenada de Gauna. La línea de puntos indica el límite legal de nitrato en agua potable según la CEE.

Posteriormente las concentraciones de nitratos en lixiviados disminuyen (Fig.2). Diez días después de la primera aplicación de nitrógeno se observa un aumento de la concentración de nitrógeno en los tratamientos 40/100/0 y 40/60/40. En este último la concentración excede los 50 mg L⁻¹. Dieciséis días después de la primera cobertera, es el tratamiento 80/140/0 el que presenta una mayor concentración de nitratos, siendo esta de 40 mg L⁻¹ (Fig. 2).

En el periodo comprendido entre los días julianos 36 y 66 las concentraciones de nitrato disminuyen o en todo caso se mantienen probablemente debido a que el nitrógeno excedente se ha lixiviado anteriormente. La excepción es el 80/140/0, que en el día juliano 66 alcanzó una concentración de 61 mg L⁻¹ (Fig. 2). Cabe destacar que este tratamiento fue el que recibió la mayor dosis de N en el primer aporte.

Tanto tras la 2^a como tras la 3^a aplicación las concentraciones de nitratos en agua se mantienen dentro del límite legal en el rango de 0.8 a 6 mg L⁻¹. Destaca el aumento de concentración de hasta 27 mg de nitrato L⁻¹, correspondiente al tratamiento 80/140/0 en el último muestreo el 17 de junio de 2003 (día juliano 168) (Fig.2). En este tratamiento se aportó la mayor cantidad de N en la segunda aplicación.

La concentración de amonio en agua subsuperficial no supera la concentración de 2.5 mg·L⁻¹ en ningún caso (Fig. 3), si bien se aprecia un aumento de la misma hacia el final del periodo de muestreo.

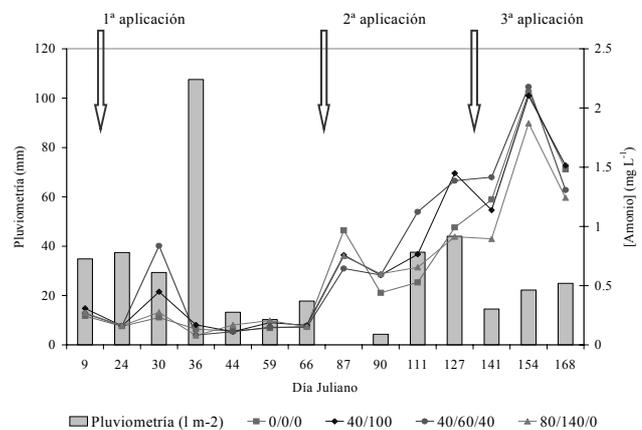


Fig. 3. Pluviometría acumulada entre muestreos y evolución de la concentración de amonio (mg L⁻¹) en lixiviados recogidos durante el año 2003 en el ensayo de fertilización nitrogenada de Gauna.

En el periodo de estudio, del 20 de enero de 2002 al 18 de junio de 2003, la pluviometría suma 398 mm de los cuales se han drenado de 271 a 296 mm según tratamiento (Tabla 4). También Caviglia O.P. et al. (2003) observan una eficiencia en el uso del agua del 25% para un ensayo de trigo llevado a cabo en el sudeste bonaerense. La mayor masa de nitrógeno lixiviado se obtiene para el tratamiento 80/140/0, el que recibió la mayor dosis de nitrógeno (Tabla 4).

El muestreo realizado el día Juliano 36 comprendió varios eventos importantes de lluvia, con lo que la pluviometría acumulada en ese periodo era superior a 20 mm. Por ello parte del lixiviado no se ha recogido y se ha ignorado su aporte a la masa de nitrógeno lixiviado. De este modo probablemente se ha subestimado su aporte a la masa de nitrógeno (Tabla 4).

Suponiendo que los 18.8 kg ha⁻¹ de nitrógeno lixiviado en el tratamiento 0/0/0 provienen de la mineralización, de los 36.8 kg ha⁻¹ de nitrógeno lixiviados en el tratamiento 80/140/0 18.1 kg ha⁻¹ derivarán del abonado nitrogenado,

lo que supone que un 39.8% de la dosis total de 220 kg ha⁻¹ se ha perdido por lixiviación. Jensen et al. (1994), describen una pérdida anual de 40 kg N ha⁻¹, lo que en total, sin tener en cuenta el nitrógeno mineralizado, corresponde a un 23% del fertilizante aplicado para un cultivo de trigo en Dinamarca.

La concentración media de nitrato respecto al drenaje total es inferior al límite legal en todos los tratamientos ensayados, excepto en el de mayor dosis de N (80/140/0), en que el valor observado es de (Tabla 4). Para este tratamiento el valor observado es de 56.5mg L⁻¹.

En la campaña 2001-2002 se obtuvieron valores de 118, 192, 180 y 213 kg N ha⁻¹ extraídos por el cultivo para los tratamientos 0/0/0, 40/100/0, 40/60/40 y 80/140/0 respectivamente. Excepto en el caso del tratamiento 80/140/0, en todos los tratamientos se extrae más de lo aportado con la fertilización nitrogenada, lo cual supone que la mineralización del suelo es importante, hecho patente en la parcela control sin fertilización nitrogenada

Tabla 4. Suma total de los valores del volumen de drenaje (L ha⁻¹) y de masa total kg ha⁻¹ de nitrógeno lixiviado obtenidos a lo largo de la campaña 2002-2003 de enero a junio para cada tratamiento en el ensayo de trigo llevado a cabo en Alava.

Tratamiento (kg N·ha ⁻¹)	Drenaje total (mm)	Nitrógeno lixiviado (kg·ha ⁻¹)*	Nitrato lixiviado/drenaje total (mg·L ⁻¹)
0/0/0	296	18.8 a	28.1
40/100/0	271	16.3 a	26.7
40/60/40	279	12.9 a	20.5
80/140/0	289	36.8 b	56.5

*Medias acompañadas por distinta letra difieren significativamente entre sí según el test de separación de medias de Duncan.

4. Conclusiones

Dosis altas de fertilizante de 220 kg N·ha⁻¹ provocan que la concentración media de las aguas drenadas esté por encima de los límites establecidos, si bien sólo en 3 de los 14 muestreos realizados se superaron los 50 mg NO₃⁻ L⁻¹.

Un mayor fraccionamiento de la dosis total de N aplicada parece provocar una reducción en la cantidad de N lixiviado, si bien las diferencias no son significativas.

Agradecimientos. Este trabajo ha sido financiado por el Ministerio de Ciencia y Tecnología (AGL2001-2214-C06-06)

Referencias

Addiscott, T.M., Whitmore, A.P. y Powlson, D.S. 1991. Farming, fertilizers and the nitrate problem. *CAB international*, Wallingford. p 170.
 Allen, R.G., Pereira, L.S., Raes, D. and Smith, M. 1998. Crop evapotranspiration-Guidelines for computing crop water

requirements-FAO *Irrigation and drainage paper 56*. Water Resources, Development and Management Service.
 Alpkem. 1986. Nitrate + nitrite nitrogen (A353, S-170). *RFA methodology*. Alpkem Corp. Clackomas, OR. pp 1-10.
 Alpkem. 1987. Ammonia nitrogen (A303, S-020). *RFA methodology*. Alpkem Corp. Clackomas, OR. pp 1-7.
 Alva, A.K. y Wang, F.L. 1996. Leaching of nitrogen from slow-release urea sources in sandy soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 60:1454-1458.
 Baker, J.L. y Johnson, H.P. 1981. Nitrate nitrogen in tile drainage as affected by fertilization. *J. Environ. Qual.* 10:519-522.
 Blake, G.R. and Hartge, K.H. 1986. Bulk Density. In: *Klute, A. (ed.) methods of Soil Analysis. Part 1 Physical and mineralogical methods.* 2nd Ed. ASA-SSSA. Madison, WI.
 Campbell, G.S. 1985. *Soil physics with BASIC: Transport models for soil-plant systems.* Elsevier, Amsterdam.
 Carpenter, S.R., Caraco, N.E., Correll, D.L., Howarth, R.W., Sharpley, A.N. y Smith, V.H., 1998. Nonpoint Pollution of Surface Waters with Phosphorous and Nitrogen. *Ecol. Applic.* 8:559-568.
 Caviglia O.P., Sadras V.O., Andrade F. H., Abate Pablo E., Suero E. y Monzon J. P. 2003. Incorporación del doble cultivo trigo-soja en los sistemas de producción para incrementar la captura y la eficiencia de uso del agua y de la radiación solar. Disponible en: <http://www.intabalarce.org/eventos/JornadaCampo/caviglia.htm> (verificado el 28/07/03).
 Diez, J.A., Roman, R., Caballero, R. y Caballero, A. 1997. Nitrate leaching from soils under a maize-wheat-maize sequence, two irrigation schedules and three types of fertilisers. *Agric. Ecosyst. Environ.* 65:189-199.
 EEC, 1980. Council Directive 88/778/EEC of 15 July 1980 relating to the quality of water intended for human consumption. *OJL* 229; 30.8.1980. p.11.
 Ente Vasco de Energía, 2003. Red Básica de Control de Aguas Subterráneas. Disponible en: <http://www.entevascodelaenergia.com/redbas> (verificado el 23/06/03).
 Freeze, R.A. y Cherry, J.A. 1979. *Groundwater*, Prentice Hall, Englewood Cliffs, N.J. p 604.
 García-Linares, C., Martínez, M., Sánchez-Pérez, J.M. y Antigüedad, I. 2003. Nitrate time-evolution in the waters of the quaternary aquifer of Vitoria-Gasteiz (Basque Country, Spain). Influence of wetlands. *IAH selected papers of the Workshop Nitrates in groundwater in Europe*, IAH, in press..
 Hallberg, G.R., 1989. Nitrate in ground water in the United States, in Nitrogen Management and Groundwater Protection, *Developments in Agricultural and Managed-Forest Ecology 21*, edited by R.F. Follet, Elsevier, New York, 1989. pp 35-74
 Hook J.E., 1983. Movement of phosphorous and nitrogen in soil following application of municipal wastewater, in *Chemical Mobility and Reactivity in Soil Systems*, editado por D.W. Nelson, Soil Science Society of America, Madison, Wis. pp.241-255.
 Jensen C., Stougaard, B.S. y Olsen, P, 1994: Simulation of and nitrogen dynamics at three Danish locations by use of the DAISY model. *Acta Agriculturae Scandinavica* 44:75-83.
 Rowell, D.L., 1994. *Soil Science: Methods and Applications*. Longman Scientific & Technical, Essex, England.
 Saxton K.E. et al., 1986. Estimating generalized soil-water characteristics from texture. *Soil Sci. Soc. Amer. J.* 50(4):1031-1036
 Soil Survey Staff, 1998. *Keys to Soil Taxonomy*. Ed: United States of Agriculture. Natural Resource s Conservation Service.
 Stumm, W. y Morgan, J.J, 1981. *Aquatic Chemistry*, 2^o ed., John Wiley, New York. p. 780.
 Ward, M.H., Mark, S.D., Cantor, K.P., Weisenburger, D.D., Correa-Villaseñor A. y Zahm, S.H. 1996. Drinking water nitrate and the risk of non-Hodgkin's lymphoma. *Epidemiology* 7:465-471.
 Wolf, B. 1996. *Diagnostic techniques for improving crop production*. Food Products Press, The Haworth Press, Inc. NY.
 Wu, Q.J., Ward A.D y Workman S.R. 1996. Using GIS in simulation of nitrate leaching from heterogeneous unsaturated soils. *J. Environ. Qual.* 25:256-534.
 Zadocks, J. C., Chang, T. T. y Konzak, C. F., 1974. A decimal code for the growth stages of cereals. *Eucarpia Buletin.* 7: 10.

