

EL EFECTO DE LAS PRÁCTICAS AGRARIAS EN LA CONTAMINACIÓN DE LAS AGUAS POR NITRATO

Carlos RAMOS MOMPÓ

Instituto Valenciano de Investigaciones Agrarias. Apdo. Oficial, 46113 Moncada

Abstract: Health and environmental problems of nitrate pollution in water, induced by agricultural practices, are discussed. The main agricultural practices considered are nitrogen fertilization and irrigation. Fertilizer recommendation systems used in different European countries are presented. Also, the present legislation in Spain on the recommended agricultural practices to reduce nitrate pollution of water by agriculture is reviewed, as well as the different initiatives in this line by several EU countries.

Key words: Water pollution, nitrate, nitrogen fertilization, irrigation, legislation.

Resumen: Se describen los problemas sanitarios y medioambientales de la presencia de nitrato en las aguas y el papel de las prácticas agrarias en esta contaminación. Las principales prácticas que se analizan son el abonado nitrogenado y el riego. Asimismo se examinan diversos sistemas de recomendación de abonado nitrogenado empleados en varios países europeos. Por último se revisa la legislación vigente en relación a las prácticas agrarias recomendables para la reducción de la contaminación por nitratos procedentes de la agricultura y las diferentes actuaciones, en este sentido, de algunos países de la Unión Europea.

Palabras clave: Contaminación de aguas, nitratos, fertilización nitrogenada, riego, legislación.

EFFECTOS PERJUDICIALES DEL NITRATO SOBRE LA SALUD

La ingestión de nitrato en cantidades excesivas puede causar la enfermedad denominada metahemoglobinemia, sobre todo en los lactantes (bebés menores de seis meses) que son más sensibles que las personas adultas. Afortunadamente, existen pocas referencias sobre casos de muerte por esta enfermedad (Heathwaite *et al.*, 1993; Addiscott *et al.*, 1991) y algunos autores consideran poco probable que el nitrato presente en el agua potable sea un problema serio para la salud (Wild, 1977). La ingestión excesiva de nitrato también se ha asociado a la aparición de

cáncer de estómago pero no hay un acuerdo general entre los expertos sobre este tema.

Las autoridades sanitarias españolas y de la Unión Europea han establecido que el contenido máximo tolerable de nitrato en el agua potable es de 50 mg/l. Conviene distinguir entre los valores de concentración expresados como nitrógeno (N) y como nitrato (NO_3^-).

El consumo de agua no es la única fuente de nitrato en la dieta humana; la proporción que este consumo representa en la ingestión total de nitrato varía con el tipo de alimentación y con el contenido de nitrato en el agua potable. La ingestión diaria máxima de nitrato que se considera aceptable por la Organización Mundial

de la Salud es de 3,65 mg/kg de peso (WHO, 1974). En España, Ansorena y Merino (1993) analizaron muestras de hortalizas de Guipúzcoa, Navarra y Cantabria, y encontraron que las de mayor contenido de nitrato fueron la acelga (4600 mg/kg), la lechuga (2400 mg/kg), la escarola (3200 mg/kg) y la espinaca (3000 mg/kg). Una revisión de los efectos del abonado sobre el contenido de nitrato en las hortalizas se puede encontrar en Scharpf (1991).

EL NITRATO Y LA EUTROFIZACIÓN DE LAS AGUAS SUPERFICIALES

El enriquecimiento en nutrientes, principalmente nitrógeno y fósforo, de las aguas de los ríos, lagos, embalses y mares produce el proceso denominado eutrofización. Este aumento de nutrientes estimula el crecimiento de la vegetación acuática que al morir y descomponerse consume el oxígeno disuelto en el agua, lo que puede provocar la muerte por asfixia de los peces. Asimismo, la eutrofización altera el equilibrio biológico de los lagos o embalses y algunas de las nuevas algas que aparecen pueden producir compuestos tóxicos dar mal sabor al agua e impedir que sea potable (Heathwaite *et al.*, 1993).

El crecimiento de algas y otras plantas acuáticas también resulta indeseable porque dificulta el flujo del agua por los canales y ríos, y disminuye la capacidad de estas aguas para usos recreativos.

EL PAPEL DE LA AGRICULTURA EN LA CONTAMINACIÓN DE LAS AGUAS POR NITRATO

Hay un acuerdo bastante generalizado en la literatura científica en considerar a la agricultura la principal responsable del aumento de la concentración de nitrato en las aguas subterráneas y superficiales, especialmente en áreas de agricultura intensiva de regadío y con altos

aportes de fertilizantes, o bien con ganadería intensiva con aplicaciones elevadas de estiércol y purines al suelo (Keeney, 1989; Hallberg, 1989). Tunney (1992) estima que en Europa la agricultura contribuye en más del 60% a los aportes de nitrato a las aguas. Sin embargo, en algunos casos el nitrato de las aguas subterráneas tiene un origen geológico (Strathouse *et al.*, 1980).

El agua subterránea es una fuente importante de suministro de agua potable. Así, por ejemplo, en España, alrededor del 30% del agua de abastecimiento urbano proviene de aguas subterráneas (MOPTMA, 1994). En Inglaterra y el País de Gales, el agua subterránea supone el 35% del agua de abastecimiento público (Burt y Trudgill, 1993). En EEUU, el agua subterránea constituye el principal suministro de agua para más del 90% de la población rural y para el 50% del total de la población (Power y Schepers, 1989).

Uno de los argumentos que apoyan la idea de que la agricultura es la principal responsable del aumento del nitrato en las aguas es la asociación que se ha observado entre la concentración de nitrato en las aguas y el uso que se hace de la tierra en diferentes áreas (tabla 1, y Mueller *et al.*, 1995), así como en el paralelismo entre la evolución en los últimos 30 años en el contenido de nitrato del agua subterránea y el consumo de fertilizantes nitrogenados (Hallberg, 1989).

Además del papel de la agricultura, existen otros factores de carácter hidrogeológico que determinan la cantidad de nitrato que llega al acuífero procedente de la zona radicular de los cultivos (Parker *et al.*, 1991). Por ejemplo, existe evidencia que desde que el nitrato abandona la zona radicular hasta que alcanza el acuífero puede convertirse en compuestos nitrogenados gaseosos debido a la desnitrificación; la importancia de este proceso en la zona no saturada profunda y en las aguas subterráneas es variable (Burt y Trudgill, 1993; Lowrance and Pionke, 1989). La concentración de nitrato en el agua subterránea no depende solamente de la concentración de nitrato en el drenaje vertical sino

Tabla 1. Concentración de nitrato en el agua subterránea bajo suelos con diferentes usos (Juergens-Gschwind, 1989).

Uso del suelo	Número de observaciones	Concentración de nitrato (mg/l)
Bosque	110	0-15
Áreas naturales	370	2-4
Pastizales	370	2-3
Varios cultivos y pastos con ganado	30	4-20
Cultivos intensivos	200	15-130
Suelo agrícola parcialmente urbanizado	50	20-150

que también depende de la concentración del flujo lateral cuando éste existe.

En un estudio sobre el contenido de nitrato en las aguas subterráneas en EEUU se observó que, en general, las concentraciones de nitrato mostraban una buena asociación con la capacidad de drenaje de los suelos y con los aportes de nitrógeno (Mueller *et al.*, 1995).

En España, los mayores problemas de contaminación de las aguas subterráneas por nitrato se presentan, en general, en las zonas de agricultura intensiva (Varela, 1991).

PRINCIPALES PRÁCTICAS AGRÍCOLAS QUE INFLUYEN EN LA LIXIVIACIÓN DE NITRATO

Entre las principales prácticas que afectan a la lixiviación de nitrato están la fertilización nitrogenada, (incluyendo la adición al suelo de

estiércoles y purines), el riego, el tipo de cultivo y las rotaciones seguidas, el tratamiento de los residuos de las cosechas y la presencia o no de cultivos de invierno. A continuación se hace un breve análisis del efecto del abonado y del riego en la lixiviación de nitrato, poniendo énfasis en la agricultura intensiva de regadío. Más detalles, así como el efecto de otros factores, pueden encontrarse en Ramos (1996).

El abonado nitrogenado

Los tres aspectos a considerar son las dosis de abonado, la forma química y la época de aplicación.

Dosis

Generalmente, los cultivos presentan una elevada respuesta al abonado nitrogenado cuando las dosis son bajas. A medida que éstas crecen el aumento de producción por unidad adicional de fertilizante aplicado disminuye,

hasta llegar a unos valores a partir de los cuales los incrementos de abonado ya no producen un aumento de la producción. Cuando la cantidad de N fertilizante aplicado excede una cierta dosis crítica, la lixiviación de nitrato aumenta rápidamente mientras que la producción apenas se incrementa. Así pues, las dosis de abonado nitrogenado deberían ser próximas a esta dosis crítica, la cual depende del cultivo, del N mineral presente en el suelo antes del abonado, del contenido en materia orgánica de los suelos y de otros factores, pero en suelos normales es de unos 200-250 kg N/ha para la mayoría de cultivos frutales, de 200-300 kg N/ha para la mayoría de los cultivos hortícolas y de unos 100-200 kg N/ha en los cultivos extensivos tales como el trigo y la remolacha. En la figura 1 se presenta un ejemplo de la influencia de la dosis de N y del drenaje en la lixiviación de nitrato.

Forma química

La forma química determina mucho la movilidad del N en el suelo: el nitrato es fácilmente arrastrado por el agua de percolación mientras que el amonio es poco móvil, excepto en el caso de suelos muy arenosos. La urea, mientras no se transforma en amonio, puede ser fácilmente arrastrada por el agua por su alta solubilidad y poca adsorción al suelo.

Los abonos amoniacales y la urea en el suelo se transforman en nitrato con cierta rapidez si la temperatura y humedad son adecuadas. Por ejemplo, en un suelo con humedad media y una temperatura superior a los 20°C, más del 50% del amonio añadido con un fertilizante se puede transformar en nitrato en unas dos semanas y éste puede lixiviar si hay un exceso de lluvia o riegos.

En los abonos orgánicos el N existe en

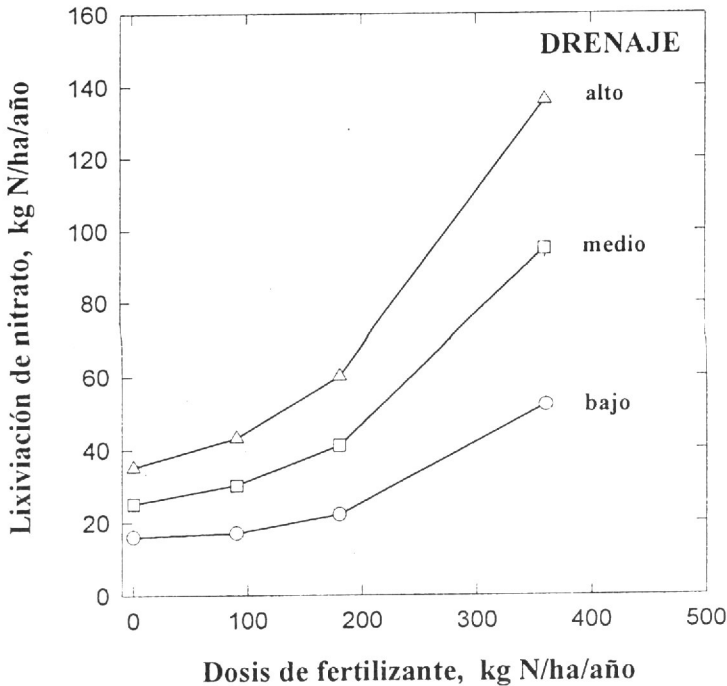


Fig. 1. La lixiviación de nitrato en un cultivo de maíz en función de la dosis de abonado nitrogenado y del volumen de drenaje (adaptado de Pratt, 1984).

forma orgánica y mineral; la forma mineral más frecuente es el amonio que puede variar entre el 10 y el 70% del N total (MAFF, 1993). La forma orgánica no es asimilable por las plantas, pero se convierte en mineral gracias a la acción de los microorganismos del suelo; la rapidez de esta mineralización depende del abono orgánico, de la humedad y de la temperatura del suelo (Smith y Peterson, 1982). El contenido de N de los abonos orgánicos es muy variable (0.2-3%, en base a peso fresco), así como la proporción de este N que se puede mineralizar durante el cultivo siguiente a la aplicación (del 20-60% dependiendo del tipo de estiércol y del modo de aplicación (MAFF, 1994)).

Si los abonos orgánicos no se incorporan al suelo con una labor después de aplicarlos, las pérdidas de N por volatilización pueden ser mayores del 50 %, mientras que si se incorporan, éstas se reducen a menos del 15 % (Bless *et al.*, 1991). Las aplicaciones elevadas de abonos orgánicos, principalmente en los cultivos hortícolas, contribuyen a que las pérdidas de nitrato por lixiviación en estos cultivos sean elevadas (Rodrigo, 1995).

En muchas zonas de España es cada vez más frecuente el empleo del estiércol procedente de las granjas de pollos o gallinaza. Sims y Wolf (1994) y Moore *et al.* (1995) presentan una revisión del impacto medioambiental de este tipo de abonos orgánicos, incluyendo su efecto sobre las aguas subterráneas.

Epoca de aplicación

La época de aplicación del abono nitrogenado debe estar de acuerdo con las necesidades del cultivo y hay que evitar abonar cuando el riesgo de lixiviación es alto y la demanda de nutrientes por la planta es baja.

En muchas zonas, la percolación máxima de agua suele ser en invierno y, por tanto, las aplicaciones de nitrógeno en el otoño e invierno están expuestas a un riesgo elevado de lixiviación. Este tipo de aplicación sólo se realiza en cultivos que se siembran en estas épocas, como los cereales o la colza; sin embargo, la mayor parte del

abonado nitrogenado, incluso en estos cultivos, debe realizarse en primavera, cuando el riesgo de lixiviación es mucho menor.

RECOMENDACIONES DE ABONADO NITROGENADO

Puesto que las dosis de abono nitrogenado empleadas por los agricultores son uno de los principales factores que determinan la lixiviación de nitrato, a continuación se hace una revisión de algunos de los sistemas de recomendación de abonado que se aplican en diferentes países, siguiendo la reciente revisión de Neeteson (1995).

Sistema de las dosis fijas

En este sistema las dosis recomendadas para un determinado cultivo no varían con el tipo de suelo, potencial productivo o cultivo precedente. Se emplea este sistema, por ejemplo, en Holanda, para la fertilización del haba, los guisantes y la fresa (Neeteson, 1995). En España, existen también recomendaciones de este tipo, aunque ajustadas a las diferentes zonas agrícolas (Domínguez-Vivancos, 1990).

Método del N_{min}

En este método, la dosis de N recomendada, N_{rec} , es:

$$N_{rec} = A - B \cdot N_{min}$$

donde **A** es un valor obtenido experimentalmente en cada zona y cultivo, a partir de la representación gráfica de la dosis de N óptima económica en función del contenido de nitrógeno mineral del suelo al inicio del cultivo, N_{min} es la cantidad de N mineral en el suelo hasta una determinada profundidad (que depende del cultivo) poco antes de realizar el abonado, y **B** es otro coeficiente experimental correspondiente a la pendiente (cambiada de signo) de la recta de regresión del gráfico mencionado anteriormente (Neeteson, 1995). Estas cantidades de N_{rec} incluyen no sólo a los fertilizantes minerales

sino también a los aportes de N de los abonos orgánicos como los estiércoles y los purines; sin embargo, en este último caso hay que tener en cuenta que el coeficiente de eficiencia de los abonos orgánicos en comparación a los minerales varía del 20 al 60%, dependiendo del tipo de estiércol y del modo de aplicación (MAFF, 1994). En la tabla 2 se dan las recomendaciones de abonado N para diferentes cultivos intensivos en Holanda, según este procedimiento.

La mayor parte de la investigación sobre este método se ha hecho en los países del centro y norte de Europa, pero algunos estudios en países más meridionales del Mediterráneo han mostrado también su utilidad. En opinión de Neeteson (1995), aunque las recomendaciones de abonado por este método se pueden aplicar en condiciones medias, sus predicciones pue-

den no ser adecuadas en condiciones muy diferentes a éstas. La mejora recomendada por este autor es tener en cada caso una buena estima de la mineralización de la materia orgánica, que puede variar bastante de un suelo a otro y tener un conocimiento de la producción esperada, que también influye en las necesidades de N del cultivo. Una revisión reciente sobre los métodos de predicción de la mineralización del N en los suelos agrícolas es la de Jarvis *et al.* (1996).

Método del balance de N

Este método se basa en un balance de masa de los términos más importantes del ciclo del N en el suelo. Las necesidades de N del cultivo se estiman a partir de la cosecha esperada, y los aportes efectivos por mineralización, por el fertilizante y por la deposición atmosférica du-

Tabla 2. Recomendaciones de abonado nitrogenado para varios cultivos intensivos en Holanda según el método del N_{\min} (Neeteson, 1995).

Cultivo	Recomendación		Profundidad de muestreo para N_{\min} (cm)
	$N_{\text{rec}} = A - B \cdot N_{\min}$		
	A	B	
Trigo de invierno (1)	140	1,0	0-100
Cebada de invierno (1)	120	1,0	0-100
Avena	100	1,0	0-60
Remolacha azucarera	220	1,7	0-60
Patata:			
en suelos no arenosos	285	1,1	0-60
en suelos arenosos	300	1,8	0-30
Colza	200	1,0	0-100
Cebolla	180	1,0	0-60
Puerro	270	1,0	0-60
Espárrago	80	1,0	0-60
Coliflor	300	1,0	0-60
Zanahoria de mesa	80	1,0	0-60
Col	350	1,0	0-60
Espinaca (2)	290	1,4	0-30

(1) En este caso la recomendación es sólo para la primera aplicación.

(2) Como primer cultivo del año, en suelos arcillosos y francos.

rante el ciclo del cultivo se estiman a partir de los aportes reales ajustados por unos coeficientes empíricos (Neeteson, 1995). El balance que se emplea es:

$$Y \times b = (N_{\text{rec}} + N_{\text{min}}) \times E_1 + (M_v + M_j) \times E_2 + N_a \times E_3 \quad (1)$$

donde **Y** es la producción esperada, **b** es la absorción de N por el cultivo por cada unidad de producción, N_{min} es la cantidad de N mineral presente en el suelo en el momento anterior a la aplicación del fertilizante, N_{rec} es la cantidad de fertilizante recomendada, M_v y M_j son las cantidades de N mineralizadas de la materia orgánica "vieja" y "joven" del suelo, N_a es el aporte de N al suelo por deposición húmeda y seca, todo durante el ciclo del cultivo, y E_1 , E_2 y E_3 son coeficientes de eficiencia. Este método se desarrolló en EEUU para la remolacha azucarrera y se aplicó en Francia para la remolacha y los cereales. Uno de los principales inconvenientes del método es la incertidumbre en el valor de **b** y de la tasa de mineralización de la materia orgánica. Recientemente, el COMIFER, en Francia, publicó una guía para estimar las necesidades de abonado nitrogenado en los cultivos anuales. Uno de los dos métodos propuestos se basa también en el balance de N en el suelo (COMIFER, 1996).

Una variante muy simplificada de este método se ha aplicado en España en la elaboración de las recomendaciones de abonado nitrogenado en los cítricos (Legaz y Primo, 1988).

INFLUENCIA DEL RIEGO Y LA LLUVIA EN LA LIXIVIACIÓN DE NITRATO

El riego y la lluvia son importantes en la lixiviación de nitrato ya que éste se transporta en el suelo disuelto en el agua. Conviene pues manejar bien el riego para reducir las pérdidas por percolación al mínimo, aunque evitando una acumulación excesiva de sales del agua de riego y/o fertilizantes en el suelo. Un ejemplo

del efecto del drenaje en la lixiviación de nitrato se puede ver en la figura 1.

Para reducir en lo posible las pérdidas de agua por percolación conviene que la eficiencia y uniformidad de riego sean altas. En muchos casos, la eficiencia de riego (fracción del agua aplicada que se evapotranspira) no sobrepasa el 60 % en los riegos por gravedad (inundación, tablares, surcos), aunque con un manejo cuidadoso se puede llegar al 60-70% (Castel *et al.*, 1987) o incluso más (Canela *et al.*, 1990).

La uniformidad de aplicación en los riegos de gravedad (inundación, surcos, etc.) es menor que en los riegos por aspersión y los localizados (goteo y microaspersión). En una evaluación de 28 instalaciones de riego localizado de cítricos en la Comunidad Valenciana, Castel (1985) encontró que el coeficiente de uniformidad medio fue de 62%; en Tenerife, Rodrigo y Hernández (1985) encontraron valores similares en instalaciones de riego localizado en platanera. Para sistemas de riego por aspersión, algunos estudios en España encontraron valores de uniformidad de distribución ($UD = 100 \times (\text{media infiltrada del } 25\% \text{ de los puntos de menor infiltración}) / (\text{media de infiltración})$) que oscilaban entre el 70-90% (Tarjuelo *et al.* 1991). Valores típicos de la eficiencia y uniformidad de aplicación de los diferentes sistemas de riego se presentan en Tanji y Hanson (1990).

Las lluvias de invierno, si son abundantes y de intensidad adecuada pueden producir una lixiviación importante de sales, incluido el nitrato (Lidón, 1994).

RECOMENDACIONES PARA DISMINUIR LA LIXIVIACIÓN DE NITRATO EN LOS SUELOS AGRÍCOLAS

Aunque existen muchos factores que afectan a la lixiviación del nitrato, a continuación se enumeran unas cuantas medidas que, en muchas situaciones, contribuyen a disminuir las pérdidas de nitrato por lixiviación (Ramos y Ocio, 1993).

En relación al abonado nitrogenado:

1) En la mayoría de los casos, no emplear dosis de abonado superiores a los 300 kg N/ha en cultivos hortícolas, 250 kg N/ha/año en cultivos frutales y cítricos, unos 150 Kg N/ha en cultivos extensivos tales como el trigo, o unos 200 kg N/ha en la remolacha.

2) Aplicar el abono en los momentos en que el cultivo lo necesita, teniendo en cuenta que la forma nítrica es la más fácilmente disponible para la planta, seguida de la forma amónica, la ureica y, por último, las formas orgánicas.

3) Aplicar el abono de la manera más uniforme posible, excepto cuando conviene localizarlo porque las plantas son pequeñas y hay una proporción apreciable de suelo sin raíces que puedan absorber el nitrógeno.

4) Al determinar el plan de fertilización nitrogenada, tener en cuenta el aporte de N por la mineralización de los residuos del cultivo anterior y de la materia orgánica del suelo.

En relación al riego:

1) Conseguir altas eficiencias de riego, sin que se llegue a salinizar el suelo.

2) Conseguir una alta uniformidad de riego.

3) Tener en cuenta el N aportado por el agua de riego cuando estas aguas tienen una concentración importante de nitrato.

En relación a otras prácticas:

1) Adelantar la siembra de los cultivos, principalmente los de siembra otoñal, ya que así se consigue un desarrollo más temprano y profundo del sistema radicular, lo que permite que el cultivo pueda absorber parte del nitrato producido por la mineralización del nitrógeno orgánico durante el otoño y reduce el tiempo en que el suelo queda desprovisto de cubierta vegetal.

2) En zonas de alta pluviometría invernal evitar en lo posible mantener el suelo desnudo durante esta época. Para ello es recomendable tener un cultivo durante el invierno que "atrapa" el nitrato del suelo y disminuya, además, la percolación profunda por la evapotranspiración del mismo. Algunos de los cultivos que se han

empleado con este objetivo, con buenos resultados, son el trigo de invierno, el centeno, el nabo forrajero y la mostaza blanca.

3) Tener en cuenta que la roturación de pastos produce una gran cantidad de nitrato debido al incremento de la mineralización de la materia orgánica del suelo.

4) Evitar las labores otoñales en las zonas húmedas ya que promueven la mineralización y, por tanto, la acumulación de nitrato en el suelo que puede lixiviarse en invierno.

LA DIRECTIVA EUROPEA SOBRE LA CONTAMINACIÓN DE LAS AGUAS POR NITRATO PROCEDENTE DE LA AGRICULTURA

A finales de 1991, la Comunidad Europea publicó una Directiva sobre la contaminación de las aguas por nitrato procedente de la agricultura (CEC, 1991). En España, se publicó recientemente un Real Decreto adoptando esta normativa europea (Real Decreto 261/1996), (BOE, 1996).

El principal objetivo del Real Decreto es establecer las medidas necesarias para prevenir y corregir la contaminación de las aguas continentales y litorales causadas por el nitrato de origen agrario. En él se establece que en unos determinados plazos las Comunidades Autónomas designarán las "Zonas vulnerables" y elaborarán un "Código de Buenas Prácticas Agrarias", así como unos "Programas de Actuación" para disminuir el problema de la contaminación de las aguas por nitrato.

ACCIONES EN LOS PAÍSES DE LA UNIÓN EUROPEA PARA REDUCIR EL PROBLEMA DE LA CONTAMINACIÓN DE LAS AGUAS POR NITRATO

Cada país de la Unión Europea ha tomado diferentes iniciativas para resolver el problema de la contaminación de las aguas por nitrato,

dentro de la Directiva Europea mencionada anteriormente. En 1988, Prins *et al.*, publicaron un artículo sobre las recomendaciones de abonado nitrogenado en la Comunidad Europea en relación a la lixiviación de nitrato. A continuación se describen las actuaciones que algunos países de la Unión Europea han emprendido en relación con este tema.

Reino Unido

En 1989, se estableció un programa denominado *Pilot Nitrate Scheme* (MAFF-WOAD, 1989) cuyo objetivo era estudiar la implementación de controles en la agricultura para reducir su impacto sobre las aguas subterráneas. Un año después se designaron 10 áreas vulnerables a los nitratos (*Nitrate Sensitive Areas*) en las que, voluntariamente, los agricultores podían acogerse a un plan de restricciones sobre unas determinadas prácticas agrícolas que favorecen la lixiviación de nitrato, a cambio de una compensación económica, y 9 *Nitrate Advisory Areas* en las que se pensaba promover las buenas prácticas agrícolas a través de campañas de información a los agricultores, pero sin compensación económica. Las compensaciones económicas variaban, según las restricciones impuestas, entre las 10.000-20.000 ptas/ha en el caso de las restricciones más suaves hasta las 17.000-70.000 ptas/ha en las más fuertes (Burt y Haycock, 1993; Ball, 1993). Entre las restricciones impuestas para acceder a las ayudas en el programa menos exigente figuran (Burt y Haycock, 1993; Ball, 1993):

1 Límites en las dosis de fertilizantes a aplicar al nivel del óptimo económico o inferiores, y restricciones sobre la época de aplicación.

2 Necesidad de sembrar cultivos de invierno para impedir que el suelo esté desnudo en esta estación.

3 Limitación en la roturación de praderas.

4 Tener un plan de almacenamiento del estiércol en explotaciones porcinas y avícolas que permita cumplir las restricciones impuestas sobre la prohibición de aplicar estiércol por encima de las dosis recomendadas y fuera de las épocas permitidas.

Entre las exigencias en el programa más restrictivo figuran diferentes formas de convertir las tierras cultivadas a pastos y bosque. El Ministerio de Agricultura británico tiene una publicación con las recomendaciones de fertilizantes para los cultivos (MAFF, 1994).

Francia

En 1984, los Ministerios de Agricultura y Medio Ambiente, crearon la "Mission Eau-Nitrates" con el objetivo de que se encargara de la implementación de las decisiones tomadas por los Ministerios en relación a la contaminación de las aguas por nitrato de origen agrícola, teniendo en cuenta las propuestas del CORPEN (Comité d'Orientation pour la réduction de la pollution des eaux par les nitrates, des phosphates et les produits phytosanitaires provenant des activités agricoles).

En el CORPEN participan representantes de las asociaciones de agricultores, la Unión Nacional de Fabricantes de fertilizantes, institutos técnicos, de investigación (INRA, CEMAGREF, etc.), autoridades del agua, y de los ministerios (Agricultura, Medio Ambiente, etc.).

En 1993, el CORPEN elaboró una propuesta para el Código de Buenas Prácticas Agrarias que requiere la Directiva Europea 91/676 (MEMAP, 1993), que posteriormente se reflejó en la Orden del 22 de nov. de 1994 (J.O. 5/1/1994). Más recientemente, la misión interministerial "Eau-Nitrates" y el CORPEN publicaron el programa nacional de reducción de la contaminación de las aguas por los nitratos provenientes de las actividades agrícolas (MEMAP, 1995). En este programa nacional se establece que el Código de Buenas Prácticas Agrarias es un conjunto de recomendaciones generales aplicables a toda Francia, mientras que a escala local serán los Programas de Actuación los que establecerán la reglamentación a aplicar por los agricultores.

También existe un plan denominado Ferti-Mieux con el fin de dar un respaldo oficial a los programas regionales de mejora del abonado que adoptan las directrices del CORPEN. Est-

plan lo lleva a cabo la Asociación Nacional de Desarrollo Agrícola (ANDA). Los principales objetivos de Ferti-Mieux son (Thevenet *et al.*, 1993):

1 Estimular iniciativas locales para la protección de las aguas frente a la contaminación por nitrato de origen agrícola mediante ayudas económicas.

2 Reducir los riesgos de contaminación, principalmente en las zonas vulnerables, de acuerdo con la Directiva Europea sobre nitratos.

3 Informar al público acerca de sus objetivos.

4 Movilizar a todos los grupos interesados: organizaciones de agricultores, Ministerios de Agricultura y Medio Ambiente, fabricantes de fertilizantes, autoridades del agua, suministradores de agua, y el CORPEN.

En 1993, el plan Ferti-Mieux tenía 90 acciones en ejecución, distribuidas en 70 departamentos y que afectaban a unas 500.000 ha.

Por otra parte, el COMIFER (Comité Français d'Etude et Développement de la Fertilisation Raisonnée) publicó recientemente una guía metodológica para el abonado nitrogenado en los cultivos anuales (COMIFER, 1996). El enfoque adoptado en esta publicación es el mismo que el del programa AZOBIL (Machet *et al.*, 1990) y se apoya en los datos recopilados por Carlotti (1992).

Holanda

En este país existe una preocupación especial por la lixiviación de nitrato debido a la alta aplicación al suelo del estiércol y purines de sus explotaciones ganaderas. Por otra parte, su agricultura intensiva también hace que las dosis medias de N aplicado al suelo sean las más elevadas de los países de la Unión Europea (De Willigen y Ehlert, 1996). Estos autores señalan que en una explotación ganadera intensiva, el balance de N arroja un exceso de 389 kg N/ha de los que 240 kg N/ha se pierden por desnitrificación y lixiviación. En explotaciones agrícolas el exceso de N viene a ser de unos 120 kg/ha que se

divide aproximadamente a partes iguales entre pérdidas por lixiviación y por desnitrificación.

Para disminuir las pérdidas de nutrientes (en Holanda existe también una gran preocupación por la contaminación de las aguas por fósforo), el gobierno holandés ha establecido una serie de regulaciones, que afectan a la forma de aplicación de los nutrientes, a la época de aplicación y a la forma en que se aplica. La máxima dosis de estiércol y purines aplicable a los suelos cultivados se ha establecido en función del aporte de fósforo, de modo que a partir del 1 de enero de 1996 no se puede exceder de 110 kg P₂O₅/ha/año. La aplicación de estiércol está prohibida del 15 de septiembre al 31 de enero. Durante el resto del año, el método de aplicación debe ser tal que las pérdidas de amoníaco por volatilización sean mínimas, para lo cual se recomienda la inyección al suelo de los purines (De Willigen y Ehlert, 1996).

Las recomendaciones de abonado nitrogenado se realizan, en general, por el método del N_{min} tal como se ha explicado anteriormente.

REFERENCIAS

- Addiscott, T.M., Whitmore, A.P. y Powlson, D.S. (1991). Farming, fertilizers and the nitrate problem. CAB Intl., Wallingford, UK.
- Ansorena, J. y Merino, D. (1993). Nitratos en hortalizas: ¿Un peligro para nuestra salud y la economía de los agricultores? *Sustrai* 31, 31-35.
- Ball, S. (1993). Nitrate and the law. En: Nitrate: Processes, Patterns and Management, T.P. Burt, A.L. Heathwaite y S.T. Trudgill (ed.), John Wiley & Sons, Chichester, pp. 387-400.
- Bless, H.G., Beinhauer, R. y Sattelmacher, B. (1991). Ammonia emission from slurry applied to wheat stubble and rape in North Germany. *J. Agric. Sci.* 117, 225-231.
- BOE. (1996). Real Decreto 261/1996 de 16 de febrero sobre protección de las aguas contra la contaminación producida por los nitratos

- procedentes de fuentes agrarias. BOE. 11 marzo 1996, pp. 9734-9737.
- Burt, T.P. y Haycock, N.E. (1993). Controlling losses of nitrate by changing land use. En: Nitrate: Processes, Patterns and Management, T.P. Burt, A.L. Heathwaite y S.T. Trudgill (ed.), John Wiley & Sons, Chichester, pp. 341-367.
- _____ y Trudgill, S.T. (1993). Nitrate in Groundwater. En: Nitrate: Processes, Patterns and Management, T.P. Burt, A.L. Heathwaite y S.T. Trudgill (eds), John Wiley & Sons, Chichester, pp. 213-238.
- Canela, L., J. Monserrat y J. Barragán (1990). Evaluación del riego por tablares en la colectividad de Llíria Canal de Urgell (Lleida). VIII Jornadas Técnicas sobre Riegos, Mérida, 30 Mayo-1 Junio, pp. 313-319. Asoc. Esp. de Riegos y Drenajes, Madrid.
- Carlotti, B. (1992). Recueil des bases de préconisations de la fertilisation azotée des cultures. Mission Eau-Nitrates, Min. Agric. & Min. Environ. 136 pp.
- Castel, J.R. (1985). Evaluación de instalaciones de riego localizado en cítricos de la Comunidad Valenciana. ITEA, 59, 27-38.
- _____, I. Bautista, C. Ramos y G. Cruz (1987): Evapotranspiration and irrigation efficiency of mature orange orchards in Valencia (Spain). Irrigation and Drainage Systems 3, 205-217.
- CEC. (1991). Council Directive concerning the protection of water against pollution caused by nitrates from agricultural sources (91/676/EEC). Official Journal of the European Communities 8572/91.
- COMIFER (1996). Calcul de la fertilisation azotée des cultures annuelles. Guide méthodologique pour l'établissement des prescriptions locales. Paris.
- De Willigen, P. y Ehlert, P.A.I. (1996). Nitrogen and phosphorus balances and losses from the soil in the Netherlands. En: Proc. de la Conf. Recent Developments in Understanding Chemical Movement in Soils - Significance in relation to water quality and efficiency of fertilizer use, Massey Univ., Palmerston, Nueva Zelanda. pp. 7-27.
- Domínguez-Vivancos, A. (1990). El abonado de los cultivos. Mundi-Prensa, Madrid.
- Hallberg, G.R. (1989). Nitrate in ground water in the United States. En: Nitrogen management and ground water protection. R.F. Follet (ed), Elsevier, Amsterdam, pp. 35-74.
- Heathwaite A.L., Burt, T.P. y Trudgill, S.T. (1993). Overview - the Nitrate Issue. En: Nitrate: Processes, Patterns and Management, T.P. Burt, A.L. Heathwaite y S.T. Trudgill (ed.), John Wiley & Sons, Chichester, pp. 3-21.
- Jarvis, S.C., Stockdale, E.A., Shepherd, M.A. y Powlson, D.S. (1996). Nitrogen mineralization in temperate agricultural soils: Processes and measurement. Adv. Agron. 57, 187-235.
- Journal Officiel du 5 janvier 1994. Arrêté du 22 nov. 1993 relatif au code des bonnes pratiques agricoles. Paris. pp. 287-292.
- Juergens-Gschwind, S. (1989). Ground water nitrates in other developed countries (Europe)-Relationships to land use patterns. En: Nitrogen management and ground water protection. R.F. Follet (ed), Elsevier, Amsterdam, pp. 75-138.
- Keeney, D.R. (1989). Sources of nitrate to ground water. En: Nitrogen management and ground water protection. R.F. Follet (ed), Elsevier, Amsterdam, pp. 23-34.
- Legaz, F. y Primo, E. (1988). Normas para la fertilización de los agríos. Generalitat Valenciana, Conselleria d'Agricultura i Pesca, Fullers Divulgació 5-88.
- Lidón, A.L. (1994). Lixiviación de nitrato en huertos de cítricos bajo diferentes tratamientos de abonado nitrogenado. Tesis Doctoral. ETSIA, Universidad Politécnica de Valencia.
- Lowrance, R.R. y Pionke, H.B. (1989). Transformations and movement of nitrate

- in aquifer systems. En: Nitrogen management and ground water protection. R.F. Follet (ed), Elsevier, Amsterdam, pp. 373-392.
- Machet, J.M., Dubrulle, P. y Louis, P. (1990). AZOBIL: A computer program for fertilizer N recommendations based on a predictive balance sheet method. First Congress European Soc. Agron., Wellesbourne, U.K.
- MAFF. (1993). Solving the nitrate problem. MAFF. Londres.
- MAFF. (1994). Fertilizer recommendations for Agricultural and Horticultural Crops. 6th Ed., MAFF. Londres.
- MAFF y WOAD. (1989). Nitrate Sensitive Areas Scheme: A Consultation Document.
- Ministère de l'Environnement-Ministère de l'Agriculture et de la Pêche. (1993). Propositions du CORPEN pour le Code de Bonne Pratique Agricole. Neuilly-sur-Seine, Francia.
- Ministère de l'Environnement-Ministère de l'Agriculture et de la Pêche. (1995). Programme National de Reduction de la Pollution des Eaux par les Nitrates Provenant des Activites Agricoles. Paris.
- Moore P.A., Daniel T.C., Sharpley A.N. y Wood C.W. (1995). Poultry manure management: Environmentally sound options. J. Soil and Water Cons. 50, 321-327.
- MOPTMA. (1994). Libro Blanco de las Aguas Subterráneas. Madrid.
- Mueller, D.K., Hamilton, P.A., Helsel, D.R., Hitt, K.H. y Ruddy, B.C. (1995). Nutrients in ground water and surface water of the United States- An analysis of data through 1992. U.S.G.S. Water Resour. Invest. Report 95-4031, 74 pp.
- Neeteson, J.J. (1995). Nitrogen management for intensively grown arable crops and field vegetables. En: Nitrogen Fertilization in the Environment P.E. Bacon (ed), Marcel Dekker, Inc., New York, pp. 295-325.
- Parker, J.M., Young, C.P. y Chilton, P.J. (1991). Rural and agricultural pollution of groundwater. En: Applied groundwater hydrology. R.A. Downing y W.B. Wilkinson, Clarendon Press, Oxford, pp. 136-163.
- Power, J.F. Schepers, J.S. (1989). Nitrate Contamination of Groundwater in North America. Agric. Ecosyst. Environ. 26, 165-187.
- Pratt, P.F. (1984). Nitrogen use and nitrate leaching in irrigated agriculture. En: Nitrogen in crop production. R.D. Hauck (ed), pp. 319-333, Am. Soc. Agronomy, Madison.
- Prins, W.H., Dilz, K. y Neeteson, J.J. (1988). Current recommendations for nitrogen fertilization within the EEC in relation to nitrate leaching. Proc. 276. The Fertilizer Society, Londres.
- Ramos, C. (1996). Effect of agricultural practices on the nitrogen losses to the environment. Fert. Res. 43, 183-189.
- Ramos, C., Ocio, J. A. (1993). La agricultura y la contaminación de las aguas por nitrato. MAPA Hoja Divulgadora N° 7/92 HD, 32 pp.
- Rodrigo, A. (1995). Efecto del abonado nitrogenado en la lixiviación de nitrato en el cultivo de patata. Tesis Doctoral. ETSIA, Universidad Politécnica de Valencia.
- Rodrigo, J. and Hernández-Abreu, J.M. (1985). Localized banana irrigation systems evaluation in the Canary Islands. En: Proc. 3rd Int. Drip/Trickle Irrigation Congress, Fresno, CA., U.S.A., vol. 1, Am. Soc. Agric. Eng., pp. 281-287.
- Scharpf, H.C. (1991). Nutrient influences on the nitrate content of vegetables. Proc. The Fertilizer Soc., 313, UK.
- Sims, J.T. y Wolf, D.C. (1994). Poultry waste management: Agricultural and Environmental issues. Adv. Agron. 52, 1-83.
- Smith, J.H. y Peterson, J.R. (1982). Recycling of nitrogen through land application of agricultural, food processing, and municipal wastes. En: Nitrogen in agricultural soils F.J. Stevenson (ed) pp. 791-831, Am. Soc. Agronomy, Madison.
- Strathouse, S.M., Sposito, G., Sullivan, P.J.,

- and Lund, L.J. (1980). Geologic nitrogen: a potential geochemical hazard in the San Joaquin Valley, California. *J. Environ. Qual.* 9, 54-60.
- Tanji, K.K. y Hanson B.R. (1990). Drainage and return flows in relation to irrigation management. En: *Irrigation of agricultural crops*. B.A. Stewart y D.R. Nielsen (ed.), pp. 1057-1087. Am. Soc. Agronomy, Madison.
- Tarjuelo, J.M., López, L., Valiente, M. y Lozoya, J. (1991). Análisis del reparto de agua con aspersores individuales al aire libre. En: IX Jornadas Técnicas sobre Riegos. Granada 4-6 Junio, pp. 181-189, Consejería de Agricultura y Pesca, Junta de Andalucía.
- Thevenet, G., Lescar, L. y Archer, J.R. (1993). Communicating the principles of sustainable agriculture to the farmer. *Proc.* 347. The Fertilizer Society, Londres.
- Tunney, H. (1992). The EC nitrate Directive. En: *Nitrate and Farming Systems*, Archer et al. (ed.). *Aspects of Applied Biology* 30, 5-10.
- Varela, M. (1991). Situación de la contaminación por nitratos en las aguas subterráneas del territorio peninsular y balear. Servicio Geológico. *Informaciones y Estudios* 53, MOPT.
- Wild, A. (1977). Nitrate in drinking water: health hazard unlikely. *Nature* 268, 197-198.
- World Health Organization. (1974). Toxicological evaluation of some food additives including anticaking agents, antimicrobials, antioxidants, emulsifiers and thickening agents. WHO Food Additives Series, 5. En: *The Potato Crop*, P. Harris (ed.) 1992, p.726, Chapman & Hall, Londres.