

La contaminación por nitratos en los sistemas agrícolas

Medidas para reducir pérdidas de nitrógeno y sistemas de producción menos contaminantes

El uso inadecuado del nitrógeno en la agricultura es el principal responsable de la contaminación de las aguas y el suelo agrícola. Además, puede afectar a la salud humana, cuando la ingesta diaria excede de un valor predeterminado. Estos datos son suficientes para profundizar en temas como las distintas formas de reducir las pérdidas de nitratos en los diferentes sistemas de cultivo y, con ello, llegar a una selección de los sistemas de producción menos contaminantes.

María del Carmen Salas¹, Miguel Urrestarazu¹ y Diego Valera².

¹Departamento de Producción Vegetal.

²Departamento de Ingeniería Rural. Universidad de Almería.

Hasta mediados de este siglo el aumento de producción agrícola se logró fundamentalmente por la expansión del área cultivada. Sin embargo, desde entonces, los aumentos de producción se deben a la intensificación de la explotación agrícola, es decir, gracias a la aplicación de nuevas tecnologías que combinan los avances de la mecanización con los de los insumos químicos: fertilizantes y pesticidas conjuntamente con variedades de alto rendimiento, riego, etc. Según la FAO (1989), los aumentos de producción se deben en más del 55% al uso de fertilizantes.

El nitrógeno es considerado, después del agua, el más importante factor limitante en la producción de los cultivos. En el suelo, el nitrógeno se encuentra en diversas formas disponibles para las plantas; sin embargo, esas cantidades se consideran insuficientes para mantener los rendimientos económicos que exige la agricultura moderna.

La mayor proporción de fertilizantes utilizados corresponde a los nitrogenados, y justamente su uso inadecuado es el principal responsable de la contaminación de aguas y suelo.

■ Efectos perjudiciales de los nitratos

El uso del nitrógeno es un motivo de preocupación, por los efectos no deseados de sus aplicaciones, que son consecuencia, entre otras causas, del uso excesivo e incorrecto que dispersa el nitrógeno en el ambiente por fenómenos de volatilización, lixiviación y desnitrificación.

La dispersión del nitrógeno, principalmente en forma de nitrato, en el ambiente puede promover problemas de eutrofización de aguas superficiales y contaminación de aguas subterráneas. Los

fertilizantes arrastrados por las aguas superficiales dan origen a su eutrofización, es decir, a un enriquecimiento excesivo en nutrientes, que provoca una reproducción acelerada de algas y otras plantas acuáticas, con un aumento sustancial de la biomasa vegetal, que a su vez incrementa la evapotranspiración y, por tanto, disminuye la cantidad de agua dulce disponible, así como la cantidad de oxígeno de las aguas, reduciendo la vida animal del ecosistema acuático.

Sin embargo, el principal problema de los nitratos radica en que pueden ser reducidos a nitritos en el interior del organismo humano. Los nitritos producen la transformación de la hemoglobina a metahemoglobina. La hemoglobina se encarga del transporte del oxígeno a través de los vasos sanguíneos y capilares, pero la metahemoglobina no es capaz de captar y ceder oxígeno de forma funcional. La cantidad normal de metahemoglobina no excede el 2%; entre el 5 y el 10% se manifiestan los primeros signos de cianosis, entre el 10 y el 20% se aprecia una insuficiencia de oxigenación muscular, y por encima del 50% puede llegar a ser mortal. Una vez formados los nitritos, pueden reaccionar con las aminas, sustancias ampliamente presentes en nuestro organismo, originando las nitrosaminas, un tipo de compuestos sobre cuya acción cancerígena no existen dudas. En este sentido, la OMS (Organización Mundial de la Salud) aconseja una ingesta diaria de nitratos entre 0 y 3,7 mg/kg.

Este nitrógeno tiene efectos perjudiciales, no sólo por la contaminación del agua debido a la lixiviación de los nitratos, sino también por la emisión de amoníaco y óxidos de nitrógeno a la atmósfera (Duxbury, 1994).

■ Pérdidas de nitratos de los sistemas agrícolas

La presencia de compuestos de nitrógeno es un indicador de graves problemas ambientales, como ocurre en los suelos y las aguas europeas que sufren una fuerte contaminación nitrada debido al uso excesivo en la agricultura, pero también en los cultivos forrajeros y hortícolas, con efectos potenciales sobre la salud humana y animal. Actualmente, la política europea apuesta por la reducción en el uso de fertilizantes y por normativas estrictas sobre los contenidos de compuestos nitrados en el agua.

En España la contaminación de las aguas subterráneas por nitratos afecta a grandes zonas. Las áreas más subterráneas son, en muchos casos, aquéllas en las que se practica una agricultura intensiva, con altos aportes de fertilizantes y riego (Abril et al., 1998; Thompson et al., 2002).

Por otra parte, existen estudios que demuestran que la eficiencia en el uso de los fertilizantes, principalmente los nitrogenados, por los principales cultivos es muy baja (20-40%), lo que



Estudios realizados en Almería destacan que el 100% de las parcelas basan la fertilización en la experiencia.

implica que se pierden del sistema grandes cantidades de nitrógeno (Grageda-Cabrera, 1999).

En la Comunidad Valenciana, la concentración de nitratos en las aguas subterráneas supera en ocasiones el límite de 50 mg/l establecido por la CE. Esta situación se debe, principalmente, a las elevadas dosis de fertilizantes nitrogenados empleados por los agricultores, muy superiores a las necesidades de los cultivos.

En la Comunidad Valenciana la cantidad de nitratos lixiviados por los cultivos oscilan entre 134 kg/ha · año en los cultivos de judías, 273 kg en alcachofa, y en otras zonas valores superiores a 360 kg en los cultivos de alcachofa, patata, cebolla y tomate, según la zona estudiada (Abril et al., 1998).

En el sureste español (Almería) se encuentra la mayor concentración de invernaderos del mundo, con aproximadamente 24.000 ha de cultivos hortícolas intensivos, y los acuíferos de la zona tienen apreciables concentraciones de nitratos (Jiménez et al., 1997), lo que sugiere la posibilidad de que se deba a las pérdidas desde dichos sistemas agrícolas. En un estudio realizado en invernaderos de Almería se determinó que el nitrógeno mineral $\text{NH}_4^+\text{-N}$ y $\text{NO}_3\text{-N}$ en el suelo a 40 cm de profundidad era 318 y 257 kg N/ha respectivamente (Thompson et al., 2002). Las necesidades de N de la mayoría de las especies cultivadas en estos suelos son menores de 350 kg N/ha, de tal manera que el suministro de N es considerablemente superior a los requerimientos de los cultivos (Thompson et al., 2002). Aunque aproximadamente el 60% del N mineral se encuentre en la forma inmóvil de $\text{NH}_4^+\text{-N}$ existe el riesgo de lavado después de la nitrificación (Thompson et al., 2002).

Medidas encaminadas a reducir las pérdidas de nitratos

El exceso de fertilizantes es la principal causa de la contaminación. Debemos reducir sus aplicaciones a lo estrictamente necesario, pues un exceso no mejora el rendimiento económico del cultivo, contamina los acuíferos y nos cuesta dinero.

Al diseñar un plan de fertilización se deberían considerar los aportes de nitrógeno al suelo, como son el aportado por el agua de riego, un agua que contenga una concentración de 50 ppm de nitratos puede aportar 100 kg de nitrógeno por hectárea y año, el nitrógeno liberado con la mineralización de abonos orgánicos, rastrojos, restos de poda, etc. En Almería el 57% de los productores no considera el contenido en N del agua utilizada para regar (Thompson et al., 2002).

También para evitar excesos en la fertilización nitrogenada, se deberían realizar análisis de suelos y foliares; sin embargo, esta práctica es poco frecuente. En estudios realizados en cultivos hortícolas intensivos de Almería se destaca que el 100% de las parcelas basan el manejo de la fertilización en la experiencia, el 81% no realiza análisis de suelo y el 100% no realiza análisis foliares (Thompson et al., 2002).

También se puede contribuir a reducir las pérdidas de nitratos desde el sistema agrícola seleccionando la forma química utilizada para aportar el N necesario. En este sentido, las plantas pueden usar el nitrógeno en sus dos formas, nitrato y amonio, pero la eficiencia y la preferencia por cada una de las formas depende de la especie, edad de la planta, condiciones medioambientales, proporción de cada una de las formas de nitrógeno y concentración de otros nutrientes (Barker y Lackman, 1986).

La producción de los cultivos se ve más o menos incrementada con el uso de la forma amoniacal de nitrógeno (Blacquiére et al., 1988; Heberer y Below, 1989) y se consiguen disminuir las emisiones desde el sistema (Salas et al., 2000), siempre teniendo en cuenta que excesos de amonio pueden producir desórdenes fisiológicos y/o morfológicos en las plantas (Goyal y Huffaker, 1984). En un ensayo realizado con plantas de tomate en fibra de coco las emisiones de NO_3^- disminuyeron de 315 g/m² cuando todo el nitrógeno se aplicaba en forma nítrica a 286 g/m², si se sustituían hasta 2 mmol/L en la solución de fertirrigación de nítrico por amoniacal. A su vez, teniendo en cuenta la producción de cada uno de los sistemas, el efecto contaminante por nitratos era notablemente menor cuando se sustituía parcialmente el amonio por nitratos (20,4 g NO_3^- emitidos por kg de tomate producido frente a 15,3 cuando se aplicaba amonio) (Salas et al., 2000).

En la horticultura almeriense el 98% de los productores aplica una proporción de agua para lavado de sales con volúmenes mayores de 30 mm en el 60% de las parcelas (Thompson et al., 2002). El exceso de riego favorece la lixiviación o lavado de las sales y, por tanto, la contaminación con nitratos. Una dosis ajustada de riego, que sature únicamente la capa de suelo explorada por las raíces, o en su caso el volumen de sustrato de cultivo, salvaría estas pérdidas, siempre evitando la acumulación de sales. Para ello, con los sistemas de riego tradicionales (riego a manta, por surcos, etc.), debemos ajustar la pendiente del terreno a la longitud de las tablas de riego y a la velocidad de infiltración del agua o acudir a sistemas de riego localizado (exudación, microaspersión, goteo) o al riego por aspersión. Igualmente importante es conseguir una alta uniformidad de riego y aumentar la ef-

ciencia en el uso del agua por los cultivos. En invernaderos hortícolas de Almería el manejo del riego se realiza basándose en la experiencia en un 87% de los encuestados, y sólo el resto utiliza tensiómetros para ajustar los riegos (Thompson et al., 2002). En este sentido, trabajos realizados por Pardo et al. (2001) en un



Las pérdidas de nitrógeno en forma nítrica en melón de primavera ascienden a 157 kg/ha.

cultivo de tomate de industria en suelo desnudo y con acolchado plástico y riego por goteo con dosis de riego ajustadas a la evapotranspiración del cultivo de cada sistema, demuestran que una mayor eficiencia en el uso del agua está ligada a la disminución de la lixiviación de nitratos de cada uno de los sistemas (cuadro I).

La utilización de aguas de mala calidad (salinas) implica un incremento de la proporción de agua de lavado y con ello las pérdidas por lixiviación del sistema. Trabajos de Alarcón et al. (1997) en melón cuantifican los nitratos drenados por dos cultivos de melón, regados con aguas de mejor calidad (8-10 mmol Na⁺) y de peor calidad (20-30 mmol Na⁺), son 856,7 kg/ha y 2023,4 kg/ha respectivamente. Segura (1995), en un cultivo de tomate regando con aguas de 3 dS/m en turba rubia y en una mezcla de la misma con sepiolita a drenaje libre, obtiene unas pérdidas por lixiviación entre el 43 y el 74% de los fertilizantes aplicados.

Los sistemas en cultivo sin suelo en relación con las emisiones de nitratos

En los sistemas de cultivo sin suelo es posible cuantificar con relativa facilidad las emisiones producidas durante el cultivo (cuadro II); las pérdidas de N-NO₃⁻ desde estos sistemas oscilan entre 15,7 g/m² (157 kg/ha) en un ciclo de melón de primavera hasta valores próximos a 150 g/m² en un cultivo de ciclo largo de tomate (Alarcón et al., 2001). Estos valores no están tan alejados de los ya mencionados en cultivos tradicionales en suelo o enarenado registrados en Almería y Valencia.

En cultivo sin suelo, el tipo de sustrato utilizado (cuadro III) también influye en las emisiones directas desde los sistemas; Uronen (1994) en un cultivo de tomate pierde por lixiviación 18,2 g/m² de NO₃⁻ en turba, y 185,7 g/m² en lana de roca, promovido por la retención tan fuerte de iones en la propia turba, lo que supone una salinización de la misma.

En general, los sistemas de producción en cultivo sin suelo se asocian a mayores pérdidas de agua y fertilizantes; sin embargo, el problema de la contaminación en estos cultivos en sustrato se podría disminuir con el uso de la recirculación de los drenajes. Para cuantificar la disminución de las emisiones merece la pena resaltar el trabajo realizado por García y Urrestarazu (1999) en el que se drenan en un cultivo de tomate desde el sistema utilizando drenaje libre 109 gNO₃⁻/m², cuando reutilizan el 50% de los drenajes disminuye a 50 g/m², mientras que en el sistema cerrado no se arrojó lixiviado durante todo el cultivo.

A su vez, mediante el uso de sustratos o sistemas hidropónicos estrictos también se puede contribuir a reducir el contenido de NO₃⁻ en hojas en hortalizas de hoja como la lechuga, disminuyendo la ingesta en este elemento. La fertirrigación en cultivo sin suelo puede ser modificada rápidamente durante el cultivo, de tal manera que antes de la recolección se puede disminuir o eliminar totalmente la fertilización nítrica sin efectos en la producción final y disminuyendo notablemente el contenido en nitrato en la hoja de estas hortalizas. En un ensayo con lechuga en hidropónico eliminando la fertilización nítrica una semana antes de la cosecha se disminuyó el contenido en hoja de 2.631 a 1.410 mg NO₃⁻/kg peso fresco (Urrestarazu et al., 1998).

CUADRO I. EFICIENCIA Y EMISIONES DE UN CULTIVO DE TOMATE DE INDUSTRIA EN FUNCIÓN DEL MANEJO SELECCIONADO

Suelo	Riego (mm)	Eficiencia (kg/ha · mm)	Emisiones NO ₃ ⁻ (g/m ²)	Pérdidas de NO ₃ ⁻ por lixiviación (% N mineral aplicado e inicial)	C NO ₃ ⁻
Desnudo	706,6	123,7	58,0	62,8	4,4
	795,2	117,1	84,4	91,4	5,7
Acolchado	607,7	152,8	54,5	59,0	3,9
	655,2	161,1	40,2	43,5	2,3

Fuente Pardo et al. (2001). C NO₃⁻ = g NO₃⁻ emitido/kg¹ producido.

CUADRO II. EMISIONES Y COEFICIENTE DE CONTAMINACIÓN POR NITRATOS DE DIFERENTES SISTEMAS DE CULTIVO EN SUSTRATO

Cultivo	Sustrato	Emisiones NO ₃ ⁻ (g/m ²)	C NO ₃ ⁻	Fuente
Tomate	Perlita	147,7	12,2	Alarcón et al., 2001.
Tomate tipo Cherry	Lana de roca	40,9	11,4	Salas y Urrestarazu, 2001
Pepino	Fibra de coco	97,0	8,1	Urrestarazu et al., 2003a
Melón	Perlita	29,3	5,6	Datos propios
	Perlita	15,7	3,3	Datos propios
Pimiento	Perlita	61,8	7,5	Datos propios

C NO₃⁻ = g NO₃⁻ emitido/kg producido.

CUADRO III. EMISIONES DE NITRATOS AL MEDIOAMBIENTE EN CULTIVO SIN SUELO EN FUNCIÓN DEL SUSTRATO UTILIZADO

Cultivo	Sustrato	Emisiones NO ₃ ⁻ (g/m ²)	C NO ₃ ⁻	Fuente
Melón	Fibra de coco	114,1	17,0	Urrestarazu et al. (2003c)
	Fibra de pino	74,4	11,8	
Tomate	Fibra de coco	94,4	7,2	Urrestarazu et al. (2003b)
	Cáscara de almendra	137,6	10,9	
Tomate	Turba	18,2	—	Uronen (1994)
	Lana de roca	185,7	—	
Tomate	Perlita	158	23,9	Urrestarazu et al. (2001)
	Fibra de coco	121	17,0	
	Compost	173	27,9	

C NO₃⁻ = g NO₃⁻ emitido/kg producido.



Las pérdidas varían notablemente según el cultivo, ciclo y su duración, tipo de sustrato, manejo, etc. De tal manera, parece necesario expresar las emisiones de nitratos de forma homogénea para que nos permita comparar los resultados entre las diferentes zonas y manejos de cultivo. Así podremos conocer el poder contaminante que supone producir un kg de cualquier producto en cualquiera de las condiciones de cultivo, pudiendo seleccionar aquellos manejos y sistemas menos contaminantes.

Para ellos en los cuadros I, II y III, se incorpora el cociente entre los gramos lixiviados de nitratos desde el cultivo y los kg producidos, término que definimos como coeficiente de contaminación por nitratos ($C_{NO_3^-}$) del sistema. Así, si observamos el cuadro II, un cultivo de tomate emite 147,7 g/m² de nitratos (Alarcón et al., 2001), un valor muy elevado comparativamente a las pérdidas que se producen desde un cultivo de tomate tipo Cherry con 40,9 g NO₃⁻/m². Sin embargo, si los comparamos teniendo en cuenta la cantidad de nitratos que emite cada uno de ellos para producir un kg de producto, la capacidad de contaminar por nitratos de cada uno de los sistemas es prácticamente igual (12,2 y 11,4 g NO₃⁻ emitidos/kg producido, respectivamente). ■

Bibliografía



- Abril, F., De Paz, J.M., Ramos, C. 1998. El riesgo de lixiviación de nitrato en las principales zonas hortícolas de la comunidad valenciana. Jornadas sobre la contaminación de las aguas subterráneas: un problema persistente. Valencia, 65-71.
- Alarcón, A.L., Madrid, R., Egza, C., Rincón, L. 1997. Respuesta del melón Galia sobre línea de riego a diferentes aguas de riego y zonas de cultivo. Actas de Horticultura 18, 439-444.
- Alarcón, A.L., Faz, A., Egza, C., Brañas, F.J. 2001. Macroelements uptake and ionic interrelationships of a tomato soilless crop in recirculating system. Acta Horticulturae 559, 529-534.
- Blaquiere T., Voortman, E., Stulen, E. 1988. Ammonium and nitrate nutrition in *Plantago lanceolata* L. and *Plantago major* L. ssp. *Major* III. Nitrogen metabolism. Plant Soil 106:23-34.
- Barker, A.V., Lackman, W.H. 1986. Potassium and ammonium interactions in nutrition of tomato cultivars and mutants. J. Plant Nutrition, 9, 1-21.
- Duxbury, J. M. 1994. The significance of agricultural sources of greenhouse gases. Fert. Res. 38: 151-163.
- FAO. 1989. Fertilizers and food production. Summary review of trial and demonstration results, 1961-1986. Roma.
- García, M., Urrestarazu, M. 1999. Recirculación de la disolución nutritiva en las condiciones de los invernaderos de la Europa del sur. Caja Rural de Granada.
- Goyal, S.S., Huffaker, R.C. 1964. Nitrogen toxicity in plants. P. 97-118. En: R.D. Hauck (ed.) Nitrogen in crop production. ASA, CSSA, and SSSA, Madison, WI.
- Grageda-Cabrera, O. A. 1999. La fertilización nitrogenada en El Bajío Guanajuatense como fuente potencial de contaminantes ambientales. Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del IPN. Tesis de Doctor en Ciencias con especialidad en Biotecnología. México, 160 pp.
- Heberer, J.A., Below, F.E. 1989. Mixed nitrogen nutrition and productivity of wheat grown in hydroponics. Ann. Bot. (London) 63, 643-649.
- Pardo, A., Suso, M.L., Vázquez, N., Maciá, J.L., Lahoz, I., Garruca, J., Calvo, R. 2001. Efecto del acolchado plástico y del sistema de riego en un cultivo de tomate de industria. Actas del XXII Congreso Ibero de Ciencias Hortícolas. Cáceres (en prensa).
- Salas, M.C., Urrestarazu, M. 2001. Técnicas de fertirrigación en cultivo sin suelo. Servicio de Publicaciones de la Universidad de Almería.
- Salas, M.C., Urrestarazu, M., Herme, E., Posadas, F. 2001. Evaluación agronómica de la producción usando fertirrigación progresiva de amonio en fibra de coco. Actas de Horticultura 32 (VI), 117-123.
- Thompson, R.B., Gallardo, M., Giménez, C. 2002. Risk of nitrate leaching from the horticultural industry of Almería, Spain. VII Congress of the European Society for Agronomy, Junta de Andalucía.
- Y otros..... disponibles en la redacción de Vida Rural.



10 años

de distribución exclusiva
para España de la marca



**"Hablar de láser
es hablar de INTRAC"**

AVENIDA DE LA INDUSTRIA, 35.
28760 TRÉS CANTOS, MADRID.
Tel: 902 103 925 • Fax: 902 152 796

e-mail: intrac@intrac.es • www.intrac.es

GRUPO EMPRESARIAL **Inland**
www.inland.es

INTRAC le ofrece los más avanzados sistemas para la práctica de la *Agricultura de Precisión*:

- Sistemas de guiado mediante GPS para maquinaria agrícola y avionetas
- Monitores de rendimiento y humedad
- Software para la gestión de explotaciones agrícolas, movimiento de tierras y catastro
- Servicio de asesoramiento agrícola

