

NITRATOS EN EL AGUA SUBTERRÁNEA DEL PARTIDO DE PERGAMINO. EFECTO A LARGO PLAZO DE LA AGRICULTURA CONTINUA EXTENSIVA Y A CORTO PLAZO DE LA PRODUCCIÓN INTENSIVA DE GRANOS.

**Adrián Andriulo, María L. R. de Galetto, Carolina Sasal, Fabio Abrego, Marcelo Bueno,
Fernando Rimatori, María A. de la Cruz, María del Valle Venencio*, Ricardo Giacosa*
Sección Suelos. INTA. EEA Pergamino, C.C. 31 (2700) Pergamino, Argentina
(* INA-CRL, Patricio Cullen 6161 (3000) Santa Fe**

RESUMEN

La contaminación del agua subterránea con N de nitratos concierne tanto a la salud (metahemoglobinemia en recién nacidos) como al ambiente (eutroficación de aguas superficiales). Está demostrado que la agricultura participa en forma significativa en la contaminación nitrada.

El acuífero pampeano del Partido de Pergamino que se encuentra en las zonas donde se practica la producción de granos está poco contaminado con nitratos. El nivel de contaminación puede explicarse por las características edafoclimáticas y el sistema de cultivo implementado. La agricultura intensiva reciente plantea interrogantes con respecto a la contaminación. Con respecto a la fertilización bajo producción de granos intensiva, en aquellos casos que se utilicen dosis superiores a la capacidad de absorción de los cultivos, el exceso será tarde o temprano lavado. A mayor dosis de fertilizante, mayor será la mineralización edáfica en el largo plazo. Es probable, entonces esperar un aumento en la contaminación con nitratos en estos casos.

La adopción de sistemas continuos de siembra directa pueden dejar los suelos más empobrecidos en nitratos en los períodos libres de cultivo, coincidentes con los meses de drenaje, pero falta establecer cual es su capacidad para reducir significativamente la mineralización neta de N en estos períodos. La inclusión de cultivos intermediarios capaces de capturar los nitratos formados en estos períodos aseguraría la disminución de pérdidas de N hacia las napas.

Los primeros resultados obtenidos sobre los balances de agua y nitrógeno en una parcela experimental especialmente construida para el estudio de la contaminación debido a la producción de granos intensiva pusieron en evidencia la necesidad de continuar con estos estudios en el largo plazo dada la gran complejidad existente en el ciclo hidroequímico del N y la elección apropiada de dicho dispositivo experimental para el estudio de la contaminación.

NITRATOS EN EL AGUA SUBTERRÁNEA DEL PARTIDO DE PERGAMINO. EFECTO A LARGO PLAZO DE LA AGRICULTURA CONTINUA Y A CORTO PLAZO DE LA PRODUCCIÓN INTENSIVA DE GRANOS.

**Adrián Andriulo, María L. R. de Galetto, Carolina Sasal, Fabio Abrego, Marcelo Bueno, Fernando Rimatori, María A. de la Cruz, María del Valle Venencio*, Ricardo Giacosa*
Sección Suelos. INTA. EEA Pergamino, C.C. 31 (2700) Pergamino, Argentina
(* INA-CRL, Patricio Cullen 6161 (3000) Santa Fe**

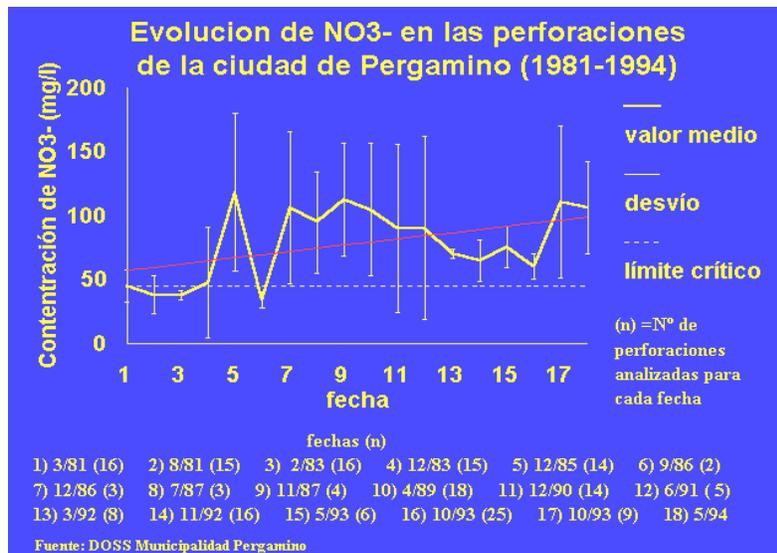
INTRODUCCION

La contaminación del agua subterránea con N de nitratos concierne tanto a la salud (metahemoglobinemia en recién nacidos) como al ambiente (eutroficación de aguas superficiales). Está demostrado que la agricultura participa en forma significativa en la contaminación nítrica (Adiscott, 1995). Las características edafoclimáticas y los cambios en el sistema de cultivo zonal predisponen favorablemente a la producción de la misma: balance hídrico del suelo positivo durante varios meses del año (drenaje promedio de 133 mm.año⁻¹ para el Partido de Pergamino con gran variabilidad interanual), N orgánico del suelo con coeficiente de mineralización elevado, mineralización de la MOS durante todo el año; intensificación de la agricultura a partir de la década del 70, aumento de la superficie ocupada por cultivos (85 % de la superficie total del partido) e intensificación de la agricultura con la incorporación de fertilizantes y riego complementario desde mediados de los 90. La información local sobre la lixiviación de nitratos hacia las aguas subterráneas es muy escasa. Además, es necesario conocer el punto de partida del estado de los acuíferos en la etapa inicial de la expansión del riego complementario acompañado del uso de fertilizantes nitrogenados. Estas consideraciones conducen a la necesidad de evaluar la contribución de la agricultura actual al lavado de NO₃⁻ en vistas de su futura prevención.

A continuación se describirá el estado de la base del acuífero pampeano bajo distintos patrones de uso de la tierra. Seguidamente se presentará una primera aproximación sobre la contribución de la agricultura extensiva pasada y del sistema intensivo actual a la contaminación del agua subterránea por nitratos.

Estado de la base del acuífero pampeano en el partido de Pergamino

A **nivel urbano**, los resultados demostraron un aumento del contenido de nitratos en el agua para consumo humano, tanto a nivel de perforaciones como a nivel de la red de agua potable. En Pergamino ciudad se muestrearon 26 de las 38 perforaciones que se utilizan para abastecer el consumo humano a lo largo de 18 fechas durante el período 1980-1994. Los contenidos medios en las perforaciones estuvieron por debajo del standard internacional (45 ppm) sólo en 3 de 18 fechas analizadas. De las fechas restantes, 8 tuvieron contenidos medios dentro del rango 45-90 ppm y 7 entre 91 y 120 ppm. La tasa de aumento del contenido fue de 2.5 ppm por año, asumiendo un aumento de tipo lineal. Los contenidos medios en la red de agua potable fueron 23±12 (n=12), 69±29 (n=26), 72±12 (6), 72±22 (n=5) y 65±26 (n=3) ppm en las 5 fechas analizadas. El aporte de origen humano ocasiona incrementos significativos de la concentración de nitratos.



En la zona rural se muestrearon 38 perforaciones pertenecientes al acuífero pampeano (profundidad 40 a 90 m) a lo largo de un año y medio (96/97). La mayoría de ellas están afectadas por el sistema de cultivo regional y otras son utilizadas para riego complementario, el cual se hallaba en su fase inicial. De estas 38, fueron separadas 4 situaciones que se hallan localmente afectadas por la cría intensiva de aves o cerdos y 3 situaciones que se encontraban en un área de agriculturización reciente luego de 30 años continuados de forestación con eucaliptus y otras especies secundarias. Bajo agricultura zonal (35 casos) se obtuvo un valor medio de 24 ± 9 ppm, encontrándose un 24 % con valores < 20 ppm. El 76 % restante estuvo en el rango 20-45 ppm, sin superar el estándar internacional. Los muestreos bajo explotaciones intensivas de aves y cerdos mostraron un contenido medio elevado en todos los casos (79 ± 26) ppm. Lo contrario sucedió en los sitios de desmonte reciente: el contenido medio fue ínfimo (5 ± 0.1) ppm. Como estaba previsto, la descarga de efluentes de origen animal no controlada resulta una fuente importante de contaminación puntual. Por otro lado, la forestación sin utilización de fertilizantes, acrecienta la calidad del acuífero debido a su gran capacidad para absorber nitratos.

A nivel rural (38 perforaciones en zona de recarga; prof:40-60 m)

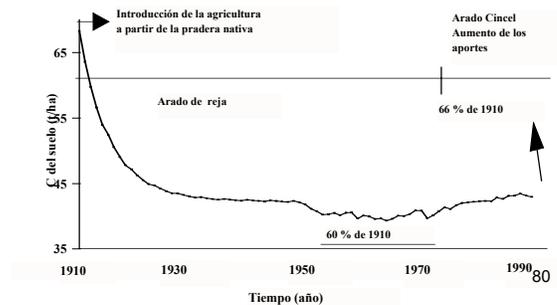
- ***Agricultura zonal, incluyendo riego (31)*** ***24 ± 9***
- ***Cría intensiva de aves y cerdos (4)*** ***76 ± 29***
- ***Agricultura reciente luego de 30 años de forestación (3)*** ***5 ± 0.1***

Efecto de la agricultura continua

Con respecto a los sitios bajo agricultura continua, dado que la utilización de fertilizantes nitrogenados ha sido poco frecuente hasta el presente, se estimó que el aporte de este nutriente provino en gran parte del lavado de nitratos originados en la destrucción de un gran contenido de materia orgánica lábil del suelo presente en los primeros 10 a 20 años posteriores a la introducción de la agricultura. Esta estimación se realizó a partir de datos

experimentales y de un modelo descriptivo de la evolución de la materia orgánica del suelo (MOS) que resultó útil para predecir las consecuencias de diferentes estrategias de manejo de MOS en la subregión pampa ondulada alta (Andriulo et al., 1999) (Fig. 1). El laboreo convencional con arado de reja y vertedera (LC), los largos barbechos estivo-otoñales y la quema sistemática de rastrojos actuaron a favor del lavado de nitratos. Se constata que en los últimos años se está reconstituyendo el stock de MOS por la adopción de sistemas conservacionistas de cultivo. Este aumento de MOS se produce a nivel de la MOS lábil, fracción con tiempo rápido de turnover y principal fuente de los nitratos lavados.

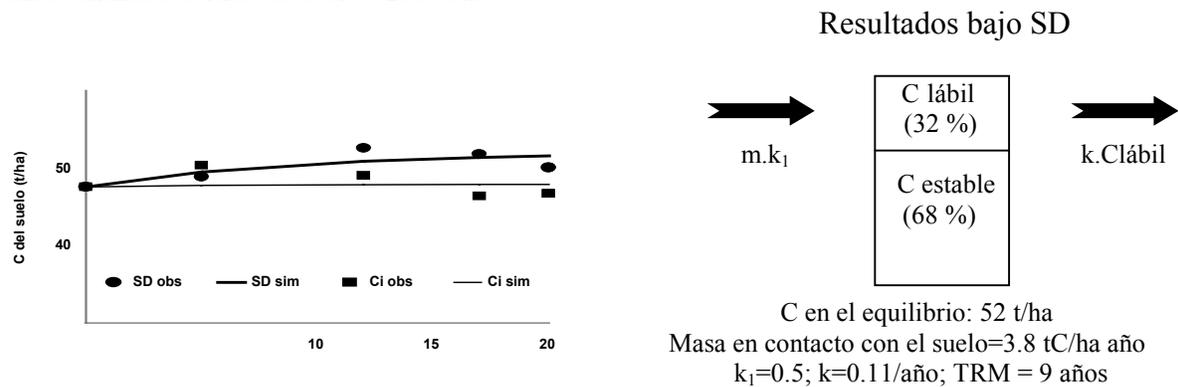
Figura 1. Simulación del C del suelo en Pergamino (1910-1990) utilizando el modelo propuesto por Andriulo et al. (1999b). Los resultados son válidos para una masa de suelo de 2500 t/ha.



Efecto de la agricultura conservacionista mas reciente

Esa inercia de la función de producción de nitratos de la MOS aumenta a medida que se reducen las labores: en la figura 2 se presenta la aplicación del modelo propuesto a dos sistemas de labranza conservacionista, siembra directa (SD) y laboreo vertical con arado cíncel (Ci) provenientes de un ensayo de 20 años de duración sobre serie Pergamino y bajo una rotación maíz-trigo/soja de segunda siembra sin aplicación de fertilizantes.

Figura 2. Simulación de la MOS bajo dos sistemas de labranza conservacionista (SD y Ci) a lo largo de 20 años continuados. Masa de suelo = 2500 t/ha



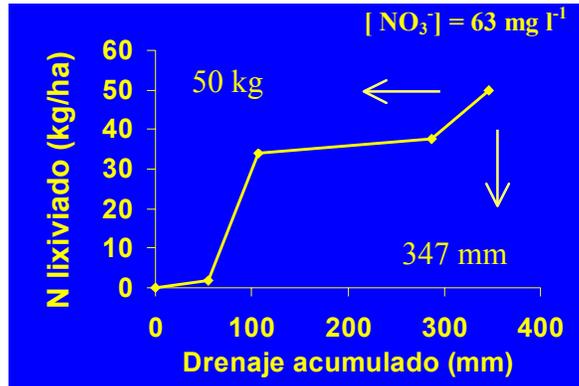
La obtención de rendimientos poco inferiores en SD con respecto al Ci (caso del trigo) produjo aportes de C similares en los dos sistemas de laboreo. La fracción activa representa un 32 % del C total con respecto a valores muy frecuentes del 22 % bajo LC y se mineraliza con un ritmo de 11% por año, estimándose un TRM de 9 años para este sistema de labranza, *el que resulta casi un 50 % inferior al de los sistemas de laboreo convencionales*. Bajo laboreo vertical (Ci) la situación resulta intermedia. El modelo indica

que la MOS está estabilizada y que bajo SD existe un aumento importante de la fracción activa del carbono (aumento del pool de N mineralizable) y una disminución de su coeficiente de mineralización (fuerte disminución de la mineralización neta de N). Esto último está de acuerdo con lo encontrado en todos los ensayos que comparan SD contra LC: siempre hay un contenido inferior de nitratos en SD que en LC. La SD con fertilización continuada de trigo y maíz produjo un aumento medio de *ca.* 1.3 tC/ha año con respecto a la SD no fertilizada debido al aumento en los rendimientos de trigo y maíz. Sin embargo, este mayor aporte no se tradujo en aumentos significativos de la MOS en el tratamiento fertilizado. El coeficiente de mineralización *k* aumenta a casi 15 % por año. La adición de residuos mas ricos en nitrógeno debido a la fertilización, aumenta el tamaño de la fracción activa del N porque aumenta el volumen de restituciones orgánicas al suelo, lo que conduce al aumento del potencial de inmovilización del N y de la cantidad de N inmovilizado por la biomasa microbiana del suelo (Recous et al., 1997). Estos resultados están de acuerdo con los obtenidos en la bibliografía especializada que demuestran que alrededor de 1/3 del N total del suelo es fácilmente mineralizable y que la fertilización continuada aumenta la mineralización de la MOS. Aunque la SD puede actuar retardando la producción de nitratos, la presencia de cultivos intermediarios entre el maíz y el trigo bajo SD continua podría aumentar su captación, especialmente durante los meses de lluvia drenante. A su vez, a mediano plazo, los cultivos intermediarios pueden contribuir al mantenimiento de rendimientos de cultivo elevados con menores dosis de fertilizantes.

Efecto de la producción intensiva de granos a corto plazo bajo riego

A continuación, se presentan los primeros resultados obtenidos en una Unidad de Experimentación especialmente construida para estudiar la afectación del agua subterránea (cantidad y calidad) por la producción intensiva de granos de la zona, desde el inicio de la implementación del riego complementario. Se trata de un área de aproximadamente 120 ha en la que, luego de haber determinado la dirección principal del flujo subterráneo, se establecieron 3 estaciones de monitoreo: 1 aguas arriba, no afectada por el sistema de cultivo intensivo y 2 aguas abajo, afectadas por el sistema de cultivo. Cada estación de monitoreo consta de 3 perforaciones: a nivel de la napa freática, en la base del acuífero y en una posición intermedia. El sistema de cultivo consiste en la rotación maíz-soja bajo riego complementario y siembra directa continua. La situación de partida estuvo representada por una forestación de 30 años de duración, sin fertilización, un cultivo de soja de primera siembra y un doble cultivo trigo/soja de segunda siembra en los que se aplicaron 250 kg de fosfato diamónico. El riego y la siembra directa comenzaron a aplicarse con el cultivo de maíz siguiente. El suelo es serie Peyrano fase moderadamente erosionada. La pendiente general es de 0.6%. Las propiedades del horizonte A₁ (profundidad 0-18 cm) a la siembra de maíz fueron: MO(3.3%), Nt(0.17%), P disponible(41 ppm), pH(5.5), CE (1:2.5) (0.34dS/m), CIC(20.1me/100g). La fertilización, realizada en base a los resultados de los análisis de suelos, consistió en 100 kg de fosfato diamónico a la siembra y 250 kg totales de urea que se aplicaron con los riegos. Se realizaron 10 riegos que totalizaron 150 mm. La precipitación durante el ciclo del cultivo fue de 726 mm. Se obtuvo un rendimiento de 12.4 t/ha. En una primera etapa, para cuantificar las fugas de nitratos por el sistema de cultivo, se realizó en el área bajo riego un seguimiento de perfiles de humedad y de N mineral del suelo, por muestreo destructivo y por cápsulas porosas a profundidades comprendidas entre 0.9 y 1.5 m durante el ciclo del cultivo de maíz. En las mismas fechas se monitoreó la

concentración de nitratos en la napa freática (profundidad media: 5m). Por debajo de 0.90 m el suelo estuvo siempre con una humedad bastante superior a la CC y registró muy pequeñas variaciones entre muestreos. La cantidad de N lixiviado se calculó a partir de las concentraciones de las cápsulas porosas en función del balance hídrico de cada período de muestreo. Para todo el período se obtuvo un drenaje de 347 mm, la cantidad de N lixiviado fue de 50 kg/ha y la concentración media en nitratos del agua de drenaje fue de 63 mg/l.



Esta concentración elevada puede ser atribuida a un drenaje excesivamente alto durante el ciclo de cultivo. Además, con el registro diario del nivel de la napa freática se calculó la recarga durante el período de cultivo tomando los días en que la napa ascendió y multiplicando dicho ascenso por una porosidad eficaz del 10 % (considerada media para un material de tipo limoso). Este cálculo dio valores de 353 mm, y la concentración media del agua freática fue de 17 ± 2 mg/l. Bajo la condición de referencia, que recibe los aportes del sistema de cultivo regional cercano, pero no los del sistema de cultivo en estudio, los mismos cálculos arrojaron valores de 306 mm y 8 mg/l, para la recarga y la concentración media del agua freática. La cantidad de N mineral edáfico a cosecha fue 13 kg/ha a 1.5 m de profundidad, indicando condiciones normales para el crecimiento del cultivo, que la fertilización estuvo acorde con los requerimientos del cultivo y que el maíz es un buen interceptor de nitratos. Un cálculo grosero de N indica una pérdida del orden del 17 % del total del N mineral entregado por el suelo + el fertilizante (el agua de riego es muy pobre en N): 218 kg N/ha provenientes de la mineralización de la MOS + 106 kg N/ha provenientes del fertilizantes contra 268 kg N tomados por el cultivo (N grano+ biomasa aérea + biomasa radical). Esta pérdida estimada de 56 kg N/ha (N perdido por vía gaseosa y por lixiviación) no está en desacuerdo con las pérdidas calculadas anteriormente.

Balance grosero de N

N mineral entregado por el suelo =	218 kg ha ⁻¹
N proveniente del fertilizante =	106 kg ha ⁻¹
N tomado por el cultivo =	268 kg ha ⁻¹
N perdido por volatilización + drenaje =	56 kg ha⁻¹

La cantidad de N mineral del mes posterior al cultivo de maíz se caracterizó por una fuerte producción de nitratos proveniente de la mineralización neta del suelo en las condiciones edafoclimáticas de Pergamino (60kg N/ha). Si bien es esperable un fuerte lavado de N durante los meses de inicio de la recarga con las lluvias de otoño, llovió un 54 % menos

que el promedio desde abril a agosto. *Estas características particulares del año no condujeron a un aumento de la recarga y por lo tanto, no removieron nitratos del perfil; la napa freática descendió su concentración media hasta la primavera siguiente de 17 a 13 mg/l.*

CONSIDERACIONES FINALES

El acuífero pampeano del Partido de Pergamino que se encuentra en las zonas donde se practica la producción de granos está poco contaminado con nitratos. El nivel de contaminación pudo explicarse por las características edafoclimáticas y el sistema de cultivo implementado. La agricultura intensiva reciente plantea interrogantes con respecto a la contaminación. Con respecto a la fertilización, en aquellos casos que se utilicen dosis superiores a la capacidad de absorción de los cultivos, el exceso será tarde o temprano lavado. La experiencia internacional muestra que *una parte del N proveniente del fertilizante recientemente incorporado al humus del suelo está potencialmente mas disponible que el N orgánico de la MOS estable del suelo. Está probado que cuanto mayor sea el nivel de fertilización, mas aumentará el stock de N fácilmente mineralizable y mas fuerte será la mineralización de N orgánico (Mary et al., 1997).* Es probable, entonces esperar un aumento en la contaminación con nitratos debido a un posible aumento de la mineralización edáfica. Pero hay que tener en cuenta que este efecto se manifestará en el largo plazo. O sea que el resultado de la decisión de realizar hoy una fertilización bien ajustada a las necesidades del cultivo podrá visualizarse en la base del acuífero varias décadas posteriores. La adopción de sistemas continuos de siembra directa pueden dejar los suelos mas empobrecidos en nitratos en los períodos libres de cultivo, coincidentes con los meses de drenaje, pero falta establecer cual es su capacidad para reducir significativamente la mineralización neta de N en estos períodos. La inclusión de cultivos intermediarios capaces de capturar los nitratos formados en estos períodos aseguraría la disminución de pérdidas de N hacia las napas.

Los primeros resultados obtenidos sobre los balances de agua y nitrógeno en la parcela experimental pusieron en evidencia la necesidad de continuar con estos estudios en el largo plazo dada la gran complejidad existente en el ciclo hidrogenoquímico del N y la elección apropiada de dicho dispositivo experimental para el estudio de la contaminación.

BIBLIOGRAFIA

- Adiscott T.M.1995. Modelling the fate of crop nutrientes in the environment: problems of scale and complexity. Eur. J. Agron. 4:4, 413-417.
- Andriulo A., Mary B. y Guérif J.1999. Modelling soil carbon dynamics with various cropping sequences on the rolling pampas. Agronomie 19, 365-377.
- Mary B.1997. N hazards to crops and environment. In: Diagnosis of the nitrogen status in crops, Cap. 13 (G. Lemaire ed), Springer-Verlag, Berlín, 229-235.
- Recous S., Loiseau P., Machet J.M. y Mary B.1997. Transformations et devenir de l'azote de l'engrais sous cultures annuelles et sous prairies. In: Maitrise de l'azote dans les agrosystèmes (G. Lemaire y B. Nicolardot eds.) París, 333p.