

EVALUACIÓN DE NITRATOS Y BACTERIAS COLIFORMES EN POZOS DE LA CUENCA ALTA DEL ARROYO PANTANOSO (BS. AS.)

PICONE, L.I.; ANDREOLI, Y.E.; COSTA, J.L.; APARICIO, V.; CRESPO, L.; NANNINI, J.; TAMBASCIO, W.

RESUMEN

El efecto adverso de la aplicación inapropiada de fertilizantes inorgánicos y abonos o residuos orgánicos sobre la calidad de las aguas subterráneas puede llegar a ser serio en algunos agroecosistemas. El objetivo de este estudio fue evaluar la contaminación con nitratos y bacterias coliformes en muestras de agua subterránea en el área rural de la cuenca alta del arroyo Pantanoso (Balcarce), provincia de Buenos Aires. La concentración de nitratos se determinó por destilación con arrastre de vapor y el número de bacterias coliformes fue cuantificado mediante la técnica del número más probable (NMP) en caldo de Mc Conkey. De los 39 pozos examinados, 13 presentaron concentraciones de nitratos que excedieron en 0,2 a 6,5 mg N-NO₃ L⁻¹ de agua al valor crítico de 10 mg N-NO₃ L⁻¹ de agua establecido por la Agencia de Salud Pública de EE.UU. para consumo humano. En las restantes muestras, los niveles de nitratos fluctuaron desde 0 hasta 9,6 mg N-NO₃ L⁻¹ de agua. Las concentraciones altas de nitratos se registraron en pozos ubicados en áreas que tuvieron un uso agrícola intensivo, con aplicación de fertilizantes a largo plazo. Con respecto a la presencia de bacterias coliformes, 6 de las muestras analizadas presen-

Unidad Integrada Facultad de Ciencias Agrarias (UNMDP)-Estación Experimental Agropecuaria.
CC 276, (7620) Balcarce, Buenos Aires, Argentina.
Email:lpicone@balcarce.inta.gov.ar; yandreoli@balcarce.inta.gov.ar

taron igual o menos de 3 NMP de bacterias coliformes por 100 mL de agua, que es uno de los criterios establecidos para aguas de consumo humano por el Código Alimentario Argentino. Este resultado fue obtenido en pozos bien construidos y ubicados lejos de los corrales de encierro de los animales. Las muestras restantes presentaron valores superiores a 3 NMP de bacterias coliformes por 100 mL de agua, desde 4 hasta 1100 NMP de coliformes 100 mL⁻¹ de agua, sugiriendo un alto riesgo sanitario. Se deberían establecer mejores prácticas de manejo para maximizar la producción de los cultivos, al mismo tiempo que se minimiza el riesgo de contaminación ambiental.

Palabras clave: *nitrate, bacterias coliformes, acuífero, contaminación.*

SUMMARY

NITRATE AND COLIFORM BACTERIA EVALUATION IN WELLS OF THE UPPER PANTANOSO STREAM BASIN (BS.AS.)

The adverse effect of inappropriate application of organic and inorganic fertilizers or organic residues on the quality of water for human consumption can be very serious in some agroecosystems. The objective of this study was to evaluate the nitrate and coliform bacteria contamination in groundwater samples, in the rural area of the upper Pantanos stream basin (Balcarce), Buenos Aires province. Nitrate concentration was determined by steam distillation and the number of coliform bacteria was quantified by the technique of the most probable number (NMP) in Mc Conkey. Of the 39 analysed wells, 13 showed nitrate concentrations that exceed by 0.2-6.5 mg NO₃-N L⁻¹ of water the critical value of 10 mg NO₃-N L⁻¹ of water regarded as safe for human consumption by the USA Health Public Agency. In the remaining water samples, nitrate levels ranged from 0 to 9.6 NO₃-N L⁻¹ of water. High nitrate concentrations were found in wells located in areas that had an intensive agricultural use, with application of fertilizers during long-period of time. In respect of the presence of coliform bacteria, 6 of the analyzed samples had 3 or less than 3 NMP coliform bacteria per 100 mL water, which is the limit of safety for drinking water established by Argentina Food Agency. This result was obtained in wells that were better build, and located far away from barnyards and livestock feeding areas. In the remaining water samples were registered more than 3 NMP coliform bacteria per 100 mL water, from 4 to 1100 NMP coliform bacteria 100 mL⁻¹ of water, suggesting a high sanitary risk. Better management practices should be established to maximize crop production while the risk of environmental pollution is diminished.

Keywords: *nitrate, coliform bacteria, aquifer, contamination*

INTRODUCCIÓN

Los compuestos nitrogenados agregados al suelo, como los fertilizantes, abonos y residuos orgánicos son degradados mediante la acción microbiana produciendo, entre otros compuestos inorgánicos, nitratos, los cuales son esenciales para la nutrición vegetal, pero a su vez pueden ser contaminantes del medio ambiente. Los nitratos son altamente solubles y no son retenidos por las cargas negativas de los coloides del suelo, de modo que se mueven libremente con el agua de drenaje, a través del perfil, hacia los acuíferos. Altos niveles de nitratos en el suelo pueden conducir a niveles relativamente altos de nitratos en el agua de consumo, lo cual afecta adversamente la salud humana.

El consumo de agua con nitratos produce metahemoglobinemia, una enfermedad mortal para los lactantes (Spalding y Exner, 1993), y más recientemente se ha asociado con el desarrollo del linfoma de no-Hodgkin (Ward *et al.*, 1996). De aquí, la importancia de monitorear los niveles de nitratos en los pozos o en cualquier otra fuente de suministro de agua para consumo. La concentración límite de nitrato para el agua de consumo humano, fijada por el Servicio de Salud Pública de EE.UU. es de 10 mg $\text{N-NO}_3^- \text{L}^{-1}$; mientras que, el Código Alimentario Argentino especifica un valor límite de 45 mg $\text{NO}_3^- \text{L}^{-1}$.

A su vez, los nitratos, también afectan el medio ambiente a través de la eutroficación de estuarios y ecosistemas costeros (Ryther y Dunstan, 1971; Howarth *et al.*, 1996). El movimiento de compuestos nitrogenados solubles desde el suelo hacia sistemas acuáticos afecta el equilibrio de los mismos y conduce a una disminución en el nivel de oxígeno del agua con la consecuente muerte de peces u otras especies acuáticas, y pérdida de la biodiversidad (Carpenter *et al.*, 1998).

Los ecosistemas tienden a ser fuente de nitratos si son intensamente fertilizados o muy disturbados. Vitousek *et al.* (1997) indicaron que se duplicó la tasa de ingresos de nitrógeno en los sistemas terrestres y que ésta aún continúa aumentando. Gran parte de este incremento proviene de la aplicación de fertilizantes y del uso de cultivos de leguminosas (Vitousek *et al.*, 1997).

Una amplia variedad de microorganismos pueden estar presentes en el agua, incluyendo bacterias, protozoos o virus, muchos de los cuales, son patógenos para el ser humano. La calidad sanitaria del agua puede

ser evaluada examinando las muestras por la presencia de microorganismos indicadores como son las bacterias coliformes, las cuales se manifiestan con mayor frecuencia que los microorganismos patógenos, y a su vez son más simples y seguras de detectar (Turco, 1994). Este grupo es definido como bacterias aeróbicas y facultativas anaeróbicas, Gram negativas, no formadoras de esporas que fermentan la lactosa con formación de gas. El grupo de coliformes incluye una gran variedad de microorganismos, enterobacterias de vida libre y de origen intestinal. Por lo tanto, si se encuentran coliformes en muestras de agua es probable que la misma haya sido contaminada con materia fecal que puede provenir de pozos no encamisados o napas freáticas cercanas a la superficie.

Varios autores (Doran y Linn, 1979; Thelin y Gifford, 1983) señalaron que las estimaciones de coliformes totales muestran una posible contaminación fecal, como así detectan la presencia de muchos organismos de limitada importancia sanitaria. El límite establecido por el Código Alimentario Argentino para aguas de consumo humano es igual o menor de 3 NMP de bacterias coliformes por cada 100 ml de agua.

El objetivo de este trabajo fue evaluar la contaminación con nitratos y/o bacterias coliformes en las aguas subterráneas, examinando pozos ubicados en la zona rural de la cuenca alta del arroyo Pantanoso (provincia de Buenos Aires).

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El relevamiento de los pozos a muestrear se realizó en la cuenca alta del arroyo Pantanoso (Balcarce), la cual está localizada en el sudeste de la provincia de Buenos Aires ($37^{\circ} 46'$ lat. sur y $58^{\circ} 10'54''$ long. oeste, y $37^{\circ} 50'$ lat. sur y $58^{\circ} 49'5'$ long. oeste) y cubre una superficie de 192 km^2 (Fig. 1). La cuenca presenta una pendiente oeste-sudoeste a este-noreste, con valores próximos de hasta 5 % en el área de estudio. El clima de la región es mesotermal-húmedo-subhúmedo según la clasificación de Thornthwaite (1948) con una temperatura media anual del aire de 13°C y una precipitación media anual de 928 mm (promedio 1970-2000).

Los principales suelos del área son clasificados como: Paleustol (fino-limoso-mixto-térmico), Argiudol (fino-limoso-mixto-térmico), Argiudol (fino-

illítico-térmico), Hapludol (fino-mixto-térmico) Natracuol (fino-illítico-térmico) y Natracualf (fino-illítico-térmico). El horizonte superficial se caracteriza por tener un contenido de carbono orgánico entre 24 a 44 g C kg⁻¹, una textura franca y un pH en agua (relación suelo:agua, 1:2,5) entre 6 y 8. Los principales minerales que componen los acuíferos de la cuenca son cuarzo, plagioclasa, feldspatos de potasio, y cantidades variables de silicatos amorfos en forma de vidrio volcánicos (Teruggi, 1957).

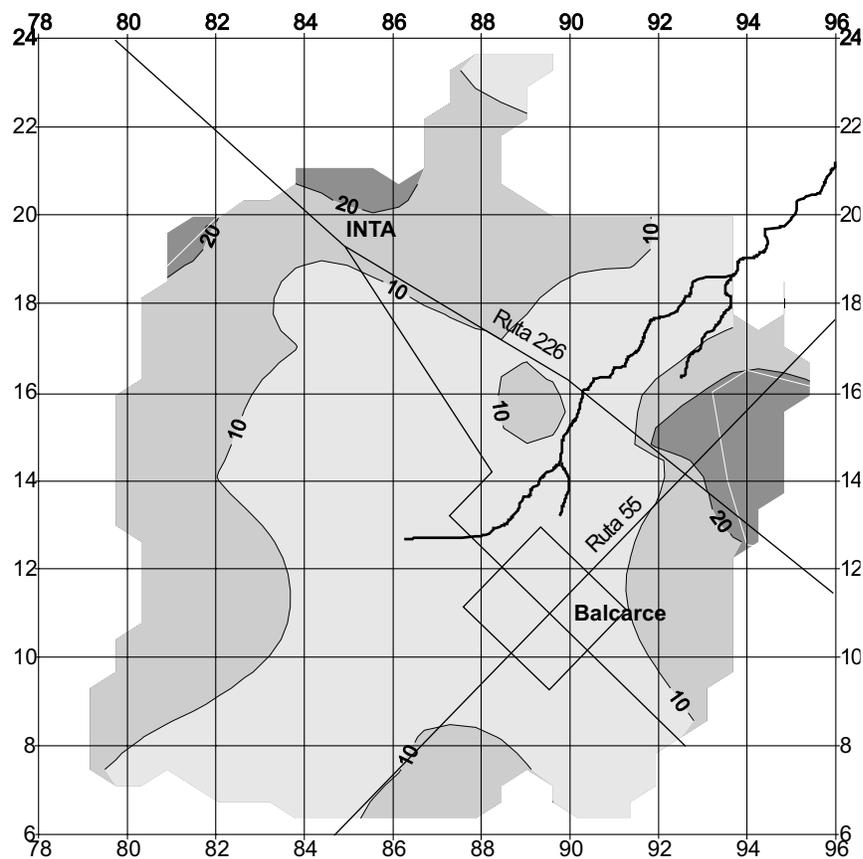


Fig. 1. Mapa del área de estudio en la cuenca alta del arroyo Pantanoso.

Muestreo

Se muestrearon 39 pozos de molinos de viento, en el mes de febrero de 1999. Conjuntamente con la extracción de las muestras de agua se tomaron los datos con respecto a la construcción de los molinos, como así también la ubicación de los pozos negros y/o aguadas para evaluar las condiciones higiénicas de las fuentes de extracción de agua. Previo a la extracción de las muestras, los pozos fueron bombeados por varios minutos con el propósito de eliminar el agua que podría estar estancada.

Las muestras de agua para el análisis químico se recogieron en botellas de plástico (1L), y se mantuvieron a 4°C hasta su procesamiento.

Para el análisis bacteriológico, las muestras fueron colectadas en frascos de vidrio estériles de un volumen de 250 ml. Se mantuvieron refrigeradas a 4-6 °C, para ser transportadas al laboratorio antes de cumplidas las 24 h de su recolección (APHA, 1989).

Análisis químico

La concentración de nitratos, expresada como mg $\text{N-NO}_3\text{:L}^{-1}$ o mg $\text{NO}_3\text{:L}^{-1}$ de agua, se determinó mediante el método de microdestilación por arrastre con vapor (Bremner y Keeney, 1966) y posterior titulación con 0,005N H_2SO_4 .

Análisis bacteriológico

Para realizar el recuento de bacterias coliformes, se utilizó la técnica del NMP por cada 100 ml de agua. Para ello, la muestra de agua se inoculó en tubos que contenían caldo Mc Conkey (MC) (peptona 20 g L^{-1} , lactosa 10 g L^{-1} , sales biliares 5 g L^{-1} y púrpura de bromocresol 0,01 g L^{-1}). Se sembró por triplicado 10 mL de la muestra problema en MC doble concentración, y 1 y 0,1 mL en MC simple concentración. Se incubó durante 48 h a 35°C. El resultado final se obtuvo empleando una tabla de probabilidades (Quevedo, 1967) a la que se ingresa con el número de tubos positivos y negativos. De esta forma se determina el NMP de bacterias coliformes por cada 100 mL de agua.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la tabla 1 se muestran los valores absolutos de nitratos, en términos de mg $\text{N-NO}_3\text{:L}^{-1}$ y mg $\text{NO}_3\text{:L}^{-1}$.

Tabla 1. Concentración de nitratos ($\text{mg N-NO}_3^- \text{ L}^{-1}$ y $\text{mg NO}_3^- \text{ L}^{-1}$) y el número más probable (MNP) de bacterias coliformes por cada 100 mL de agua de consumo, de 39 pozos de la cuenca alta del arroyo Pantanoso.

N° de muestra	Nitratos		Bacterias coliformes
	$\text{mg N-NO}_3^- \text{ L}^{-1}$	$\text{mg NO}_3^- \text{ L}^{-1}$	NMP 100 mL^{-1}
1	9,0	39,8	240
2	8,8	38,9	9
3	15,1	66,7	460
4	7,8	34,5	9
5	5,4	23,9	43
6	11,2	49,5	15
7	3,9	17,2	23
8	10,3	45,5	240
9	16,1	71,2	42
10	9,6	42,4	11
11	2,3	10,2	93
12	16,5	72,9	1100
13	1,8	7,9	15
14	2,3	10,2	23
15	8,5	37,6	3
16	1,2	5,3	4
17	9,2	40,7	43
18	10,2	45,1	1100
19	9,2	40,7	9
20	16,2	71,6	3
21	0	0	3
22	12,1	53,5	4
23	10,4	45,9	48
24	6,8	30,0	4
25	4,1	18,1	39
26	1,4	6,2	4
27	0	0	3
28	7,4	32,7	43
29	1,5	6,6	3
30	10,4	45,9	1100
31	12,4	54,8	240
32	12,8	56,6	93
33	5,9	26,1	7
34	8,2	36,2	15
35	0,9	3,9	43
36	15,1	66,7	4
37	7,7	34,0	23
38	3,9	17,2	3
39	1,7	7,5	1100

El 36% de las muestras presentó niveles de nitratos entre 7 y 10,5 mg N-NO₃⁻ L⁻¹, el 41 % registró valores menores a 7 mg N-NO₃⁻ L⁻¹ y el 23 % superó la concentración límite para consumo humano señalada, por la Agencia de Salud Pública de EE.UU., de 10 mg N-NO₃⁻ L⁻¹ o el Código Alimentario Argentino de 45 mg NO₃⁻L⁻¹ (Fig. 2). En general, las aguas subterráneas en esta área y bajo condiciones naturales presentan valores de nitratos en un rango de 2,5 y 5,0 mg N-NO₃⁻ L⁻¹ (Martínez, 1995).

Las concentraciones de nitratos registradas en un momento dado dependen del balance entre los ingresos y salidas de nitrógeno del sistema, y de la sincronización entre ellos. A través del proceso de mineralización de la materia orgánica del suelo y descomposición de los residuos vegetales, pueden producirse hasta 150 kg N ha⁻¹ durante el ciclo de crecimiento del cultivo de maíz (Echeverría y Bergonzi, 1995), pero su contribución a la contaminación del acuífero dependerá, entre otras causas, de si el pulso de producción de nitratos coincidió con la absorción por parte del cultivo. La excreta animal que retorna al suelo, principalmente como orina, aporta contenidos promedio diarios de nitrógeno de 82 g ha⁻¹ en verano y hasta 122 g ha⁻¹ en invierno (Videla, 1994), que puede perderse a la atmósfera en forma gaseosa o moverse como nitratos hacia las capas subterráneas. La incorporación de fertilizantes nitrogenados en cantida-

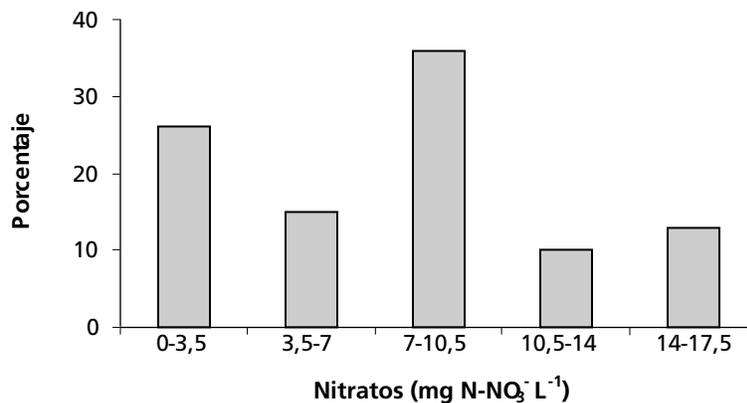


Fig. 2. Diagrama de frecuencia de concentración de nitratos (mg N-NO₃⁻ L⁻¹) en el agua de consumo de 39 pozos de la cuenca alta del arroyo Pantanoso.

des que excedan las necesidades de los cultivos, también puede ser una causa del lavado de nitratos y de la alta concentración de los mismos en los acuíferos. El lavado potencial de nitratos, además de depender de la dinámica de las transformaciones del nitrógeno en el suelo, es regulado por la textura del suelo, y por la cantidad y frecuencia de las precipitaciones y riego (Smith y Cassel, 1991). Existe un mayor potencial de contaminación con nitratos del acuífero cuando los ingresos de agua (por riego o precipitaciones) y de nitratos son altos, y la remoción de agua y nitratos desde la solución del suelo por evaporación o absorción por el cultivo es baja.

En este estudio, los pozos con elevada concentración de nitratos se localizaron en las áreas más altas de la cuenca donde se realizó una agricultura intensiva que incluyó en la rotación trigo, maíz y papa. En cambio, los pozos con valores menores a $7-10,5 \text{ mg N-NO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$ se encontraron en zonas que tuvieron una agricultura menos intensiva o pasturas implantadas y/o naturales, donde el ingreso de nitrógeno por fertilización fue menor. En una rotación maíz-soja donde el fertilizante se aplicó una vez cada dos años, ya que la soja fija el nitrógeno atmosférico, la concentración de nitratos lavados fue menor que cuando se realizó maíz continuo (Owens *et al.*, 1995). Sin embargo, las condiciones climáticas pueden impactar más que la rotación de cultivos sobre el lavado de nitratos (Owens *et al.*, 2000). Es de destacar que un período de sequía extenso se registró desde octubre de 1998 hasta marzo de 1999, durante éste las lluvias acumuladas fueron de 242 mm, siendo muy inferiores a la mediana histórica (1970-1996) que es de 517mm para ese mismo período (octubre-marzo). Estas condiciones no habrían favorecido el lavado de nitratos a través del perfil de suelo, y posiblemente, en un año con precipitaciones más intensas los valores de nitratos en los acuíferos sean superiores si coincide con el ingreso de nitratos. En un pozo donde se monitoreó, a través del tiempo, la concentración de nitratos se observó que la misma en el año 1994 fue de $4,2 \text{ mg N-NO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$, al año siguiente de $17,1 \text{ mg N-NO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$ y de $9,7 \text{ mg N-NO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$ en 1996; mientras que, en otro pozo próximo los valores disminuyeron desde $11,9 \text{ mg N-NO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$ en 1994 hasta $4,52 \text{ mg N-NO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$ en 1996. Esto estaría indicando que la concentración de nitratos varía temporal y espacialmente, de modo que debe analizarse cuidadosamente la información de contaminación con nitratos cuando se dispone de datos de un año o estación del año (Costa *et al.*, 2002). Según Groffman (2000), los problemas de contaminación con nitrógeno pueden ser mejor

visualizados cuando se estudian a nivel de paisaje, que incluye un rango de ecosistemas que están conectados por vías de transporte atmosférico e hidrológicas.

Del total de muestras analizadas bacteriológicamente, en 6 muestras el NMP de coliformes fue igual (muestra 27) o inferior (muestra 15, 20, 21, 29 y 38) al límite permitido para consumo humano de 3 NPM bacterias coliformes por cada 100 mL de agua, establecido por el Código Alimentario Argentino (Tabla 1). Estas muestras correspondieron a pozos bien construidos (perforación profunda), y no existían pozos ciegos o corrales de animales en las proximidades. En las 33 muestras de agua restantes el número de bacterias coliformes superó el criterio establecido por el Código Alimentario Argentino, alcanzando valores desde 4 hasta 1100 NMP de bacterias coliformes por 100 mL de agua (Tabla 1). Estas muestras, especialmente las que presentaron una elevada población de coliformes, sugieren una posible contaminación fecal. Los suelos o aguas que reciben ingresos de efluentes cloacales o material fecal vacuno muestran una relación directa entre coliformes totales y coliformes fecales (Tate y Terry, 1980; Jawson *et al.*, 1982). Las causas de esta contaminación pueden ser atribuidas a diversos factores. La presencia de pozos ciegos y/o cámaras sépticas en las cercanías de donde se realizó la toma de las muestras creó condiciones para que la población de coliformes fuera superior a 100 NMP por cada 100 mL de agua. En los corrales de encierre, donde la hacienda permaneció hacinada durante la noche, se observó una gran concentración de heces y orina dentro de un área pequeña que condujo a que el número de coliformes fecales oscilara entre 10 y 100 NMP por cada 100 mL de agua. Cuando prevalecieron adecuadas condiciones higiénicas en los molinos, la cantidad de coliformes fue menor a 10 NMP por cada 100 mL de agua.

No se observó ninguna asociación entre los pozos contaminados con bacterias coliformes y aquellos con nitratos, indicando que el origen de estas contaminaciones obedece a procesos distintos.

CONCLUSIÓN

El 23 % de los pozos estaban contaminados con nitratos. Las causas fueron varias, pero generalmente estaban ligadas a una intensa actividad agrícola. Sería deseable la toma de conciencia para realizar un uso más

eficiente del manejo de los agroquímicos para conducir a una agricultura sustentable.

La mayoría de las muestras de agua (85 %) estuvieron contaminadas con bacterias del grupo coliformes, representando un alto riesgo sanitario. Por lo tanto, se recomienda mejorar las perforaciones existentes, limpiar los pozos negros o construir cámaras sépticas y ubicar el lugar de extracción del agua para consumo lejos de las aguadas o corrales de encierre de la hacienda.

REFERENCIAS

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA), American Water Works Association & Water Pollution Control Federation. 1989. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 17 th ed., Waashinton, D.C.USA. Parte 9000.

BREMNER, J. M.; D. R. KEENEY. 1966. Determination and isotope-ratio analysis of different forms of nitrogen in soils: Exchangeable ammonium, nitrate and nitrite by extraction-distillation methods. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 30: 577-582.

CARPENTER, S. R.; N E. CARACO; D. L. CORRELL; R. W. HOWARTH; A. N. SHARPLEY; V. H. SMITH. 1998. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. Ecol. Applic. 8: 558-568.

COSTA, J. L.; H. MASSONE; D. MARTINEZ; E. SUERO; C. M. VIDAL; F. BEDMAR. 2002. Nitrate contamination of a rural aquifer and accumulation in the unsaturated zone. Agric. Water Management 57:33-47.

DORAN, J. W.; D. M. LINN. 1979. Bacteriological quality of runoff water from pastureland. Appl. Environ. Microbiol. 37; 958-991.

ECHEVERRÍA, H. E.; R. BERGONZI. 1995. Estimación de la mineralización de nitrógeno en suelos del sudeste bonaerense. EEA Balcarce. Boletín Técnico N° 135. 15p.

HOWART, R. W.; G. BILLEN; D. SWANEY; A. TOWNSEND; N. JAWORSKI; K. LAJTHA; J. A. DOWNING; R. ELMGREN; N. CARACO; T. JORDAN; F. BERENDSE; J. FRENEY; V. KUDEYAROV; P. MURDOCH; ZHAO-LIANG. 1996. Regional nitrogen budgets and riverine N and P fluxes for the drainages to the North Atlantic Ocean: Natural and human influences. Biogeochem. 35:75-139.

GROFFMAN, P. 2000. Nitrogen in the environment. En: M. Sumner (ed.) Handbook of Soil Science. Boca Ratón, Florida, pp C-190: C-200.

JAWSON, M. D.; L. F. ELLIOTT; K. E. SAXTON; H. FORTIER. 1982. The effect of cattle grazing on indicator bacteria in runoff from pacific northwest watershed. J. Environ. Qual. 11: 621-627.

- MARTINEZ, D. E.** 1995. Contaminación del agua subterránea por actividades agrícolas en el sudeste bonaerense. Informe diagnóstico. Centro Geología de Costas y Cuaternario. UNMdP. Mar del Plata, Argentina.
- OWENS, L. B.; R. W. MALONE; M. J. SHIPITALO; W. M. EDWARDS; J. V. BONTA.** 2000. Lysimeter study of nitrate leaching from a corn-soybean rotation. *J. Environ. Qual.* 29: 467-474.
- OWENS, L. B.; W. M. EDWARDS; M. J. SHIPITALO.** 1995. Nitrate leaching through lysimeters in a corn-soybean rotation. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 59: 902-907.
- QUEVEDO, D. A.** 1967. Control de Microbiología de los alimentos. Métodos recomendados U.N.M. de San Marcos, Lima Perú 1967. Serie Monog. del Cleiba.
- RYTHER, J. H.; W. M. DUNSTAN.** 1971. Nitrogen, phosphorus, and eutrophication in the coastal marine environment. *Sci.* 171:1008-1013.
- SMITH, S. J.; D. K. CASSEL.** 1991. Estimating nitrate leaching in soil materials. En: R.F. Follett et al. (ed.) *Managing N for ground water quality and farm profitability.* Madison, WI, SSSA, pp.165-188.
- SPALDING, R.F.; M.E. EXNER.** 1993. Occurrence of nitrate in groundwater. A review: *J. Environ. Qual.* 22: 392-402.
- TATE, R. L.; R. E. TERRY.** 1980. Effect of effluent on microbial activities and coliform populations of Pahokee Muck. *J. Environ. Qual.* 9: 673-677.
- TERUGGI, M.** 1957. The nature and origin of the Argentine loess. *Journal of Sedimentary Petrology.* 27: 322-332.
- THELIN, R.; G. F. GIFFORD.** 1983. Fecal coliform release patterns from fecal materials of cattle. *J. Environ. Qual.* 12:57-63.
- THORNTHWAITE, C. W.** 1948. An approach toward a rational classification of climate *Geographical Review.* 55-94.
- TURCO, R. F.** 1994. Coliform bacteria. En: R. W. Weaver et al. (ed.) *Methods of soil analysis. Part 2 Microbiological and Biochemical Properties.* Madison, WI, Soil Sci. Soc. Am. Inc., pp. 145-158.
- VIDELA, C.** 1994. La volatilización de amoníaco una vía de pérdida de nitrógeno en sistemas agropecuarios. EEA Balcarce. Boletín Técnico N° 131. 16 p.
- VITOUSEK, P. M.; J. D. ABER; R. W. HOWARTH; G. E. LIKENS; P. A. MATSON; D. W. SCHINDLER; W. H. SCHLESINGER; D. G. TILMAN.** 1997. Human alteration of the global nitrogen cycle: Sources and consequences. *Ecol. Applic.* 7: 737-750.
- WARD, M. H.; S. D. MARK; K. P. CANTOR; D. D. WEINSBURGER; A. CORREA-VILLASEÑOR; S. H. ZAHM.** 1996. Drinking water nitrate and the risk of non-Hodgkin's lymphoma. *Epidemiol.* 7: 465-471.