

# CONTAMINACIÓN DE AGUAS SUBTERRÁNEAS CON NITRATOS Y COLIFORMES EN EL LITORAL SUDOESTE DEL URUGUAY

Perdomo C. H.<sup>1</sup>, Casanova O. N.<sup>1</sup> y Ciganda V. S.<sup>1</sup>

Recibido: 2/10/00 Aceptado: 26/7/01

## RESUMEN

Durante 1996 a 1999 se tomaron 50 muestras de aguas superficiales y 355 de aguas subterráneas en zonas agrícolas del sudoeste del Uruguay. El objetivo fue evaluar el nivel de nitrato y coliformes en las mismas, así como identificar las fuentes de contaminación. En todas las muestras se determinó la concentración de N-nitrato, y en 144 muestras de aguas subterráneas se analizó además la concentración de coliformes totales y fecales. Se registraron algunas características de los pozos, como profundidad, antigüedad, tipo de construcción, y distancia a posibles fuentes localizadas de contaminación. Las aguas superficiales tuvieron siempre concentraciones de nitrato muy inferiores a  $10 \text{ mg N L}^{-1}$ , el nivel crítico por debajo del cual el agua se considera apta para el consumo humano. Las aguas subterráneas tuvieron concentraciones de nitrato entre 1 y  $93 \text{ mg N L}^{-1}$ , y la variable más asociada con este resultado fue la distancia del pozo a fuentes localizadas, siendo los pozos más cercanos los más contaminados. Las otras características de los pozos estuvieron menos relacionadas con el nivel de contaminación. Un resultado similar se obtuvo para los coliformes fecales, aunque en los pozos contaminados la relación entre coliformes y nitrato fue inversa. Esto implica que la probabilidad de un pozo de estar contaminado con uno u otro polutante es mayor de lo que se podría inferir de estudios basados en solo uno de estos. Al menos para las zonas de estudio, las altas concentraciones de nitrato en algunos pozos parecen originarse de fuentes localizadas y no de fuentes agrícolas.

**PALABRAS CLAVE:** lixiviación de nitratos, contaminación microbiana, residuos, contaminación agrícola.

## SUMMARY

### NITRATE AND COLIFORM CONTAMINATION OF GROUNDWATER IN SOUTHWEST URUGUAY

During 1996 to 1999, we collected 50 samples of surface water and 355 of groundwater in agricultural areas of southwest Uruguay. The objective was to assess the importance of nitrate and coliform water contamination, as well as to identify the main sources of pollution. Nitrate-N concentration was determined on all samples, and coliform counts (total and fecal) were analyzed on 144 groundwater samples. Some characteristics of the wells, like depth to water surface, type of construction, years from construction, and distance to localized sources of contamination were also registered. The results showed that nitrate concentration of surface water was always less than  $10 \text{ mg N L}^{-1}$ , the level below which water can be considered safe for human drinking. Nitrate concentration of groundwater varied from 1 to  $93 \text{ mg N L}^{-1}$ , and this variability was mainly associated with the distance from the wells to localized sources of contamination. Water from wells located close to these sources tended to have a higher nitrate concentration. The other well characteristics were less related to the contamination level. A similar overall result was observed for the fecal coliform data. In the contaminated wells, however, the relationship between nitrate and fecal coliforms was inverse, implying that the probability of finding a polluted well with either contaminant is greater than what could be inferred from studies based on only one of these pollutants. At least for the areas under study, the high concentration of nitrate found in the water of some wells seems to be originated from localized sources and not from the agriculture.

**KEY WORDS:** nitrate leaching, microbial pollution, residues, agricultural contamination.

<sup>1</sup> Facultad de Agronomía. Universidad de la República.  
Av. Garzón 780. Montevideo. Uruguay.

## INTRODUCCIÓN

En el Uruguay existen frecuentes reportes sobre niveles elevados de nitratos ( $\text{NO}_3^-$ ) en aguas de consumo humano. Sin embargo, no existen estudios sobre la magnitud del problema ni del origen de esta contaminación. Una situación similar ocurre para la contaminación de aguas con coliformes, y tampoco existen estudios publicados sobre la relación entre ambas fuentes de contaminación.

La contaminación de aguas con  $\text{NO}_3^-$  puede provocar toxicidad aguda en seres humanos, sobretodo en infantes, y esta enfermedad es conocida como metahemoglobinemia o “enfermedad del niño azul” (Sasson *et al.*, 1993; Bryson *et al.*, 1989). Por este motivo, se ha establecido en E.E.U.U. un valor crítico de concentración de nitrógeno en forma de nitratos ( $\text{N-NO}_3^-$ ) en agua de  $10 \text{ mg L}^{-1}$  (U.S.E.P.A., 1986). Este nivel crítico es también muy similar al valor de  $11,3 \text{ mg L}^{-1}$  de  $\text{N-NO}_3^-$  establecido por la Comunidad Económica Europea (Smith *et al.*, 1996). El agua con concentraciones superiores al nivel crítico no se considera apta para el consumo humano. Se han indicado además, otros efectos adversos de la ingestión de agua con concentraciones elevadas de  $\text{NO}_3^-$  sobre la salud. Un estudio realizado en 1996 en Indiana (E.E.U.U.), determinó que el consumo de aguas con concentraciones de  $\text{N-NO}_3^-$  entre  $19$  y  $29 \text{ mg L}^{-1}$  aumentaba la frecuencia de abortos espontáneos (Nolan B., 1999). También existirían evidencias que el consumo prolongado de agua con altas concentraciones de  $\text{NO}_3^-$  puede provocar cáncer (Sasson *et al.*, 1993).

El  $\text{NO}_3^-$  es soluble en agua, y solo es retenido por la fase sólida del suelo mientras lo sea el agua, por lo cual este anión puede lixiviarse fácilmente y alcanzar las napas de agua subterránea, pudiendo permanecer allí por décadas (Nolan, 1999). El origen de este  $\text{NO}_3^-$  es variado, pudiendo provenir tanto de fuentes localizadas como no localizadas. Las fuentes no localizadas son todas aquellas en donde no existe un punto fijo de entrada de los contaminantes al sistema (Ongley, 1997), como es el caso de la agricultura, una de las actividades humanas que más contribuye a la contaminación con  $\text{NO}_3^-$ . El aporte de  $\text{NO}_3^-$  en los suelos bajo agricultura puede provenir tanto de la mineralización del N orgánico (humus, estiércol, etc.) como del agregado de fertilizantes nitrogenados. En muchos estudios se ha constatado el potencial contaminante de la agricultura, observándose una relación positiva entre el aumento de la actividad agrícola y la contaminación de aguas por  $\text{NO}_3^-$  (Lucey y Goolsby, 1993; Richards *et al.*, 1996; Weil *et al.*, 1990; Bauder *et al.*, 1993).

En el caso de  $\text{NO}_3^-$  las fuentes de contaminación localizadas (FCL) son generalmente restos orgánicos, de origen humano como las aguas servidas y cámaras sépticas, o

animal, como los restos provenientes de salas de ordeño, gallineros, porquerizas, feedlots, etc. (Bauder *et al.*, 1993; Richards *et al.*, 1996; Drury *et al.*, 1996; Lucey y Goolsby, 1993; Lowrance, 1992; Seigley *et al.*, 1993; Weil *et al.*, 1990; C Baker *et al.*, 1995, Herrero *et al.*, 1997). El  $\text{NO}_3^-$  que se forma de estos restos por los procesos de mineralización y nitrificación del N orgánico puede contaminar el agua subterránea al lavarse con las lluvias, especialmente cuando estos restos se acumulan a la intemperie. Estas aguas pueden infiltrarse rápidamente por las averías de las paredes de los pozos (Auge, 1997) o lentamente cuando en su movimiento descendente alcanzan la napa (Auge, 1997; Blarasin *et al.*, 1997). Debido a que el movimiento lateral del agua subterránea generalmente es lento, la contaminación por FLC provoca picos con valores altos de  $\text{NO}_3^-$  solamente en los puntos cercanos a la fuente de contaminación, y la polución generalmente no se extiende a toda la napa (Auge, 1997). Según Ongley (1997), en muchos países el dilema es determinar la importancia de la agricultura en comparación con las fuentes localizadas. Este autor señala que en los países en desarrollo éstas últimas tendrían que ser consideradas en forma prioritaria. Cuando la importancia y la intensidad de la agricultura comienzan a aumentar, deben implantarse además medidas de control agrícola.

Además del nivel de aporte de  $\text{NO}_3^-$ , existen otros factores que pueden hacer variar el contenido de  $\text{NO}_3^-$  del agua subterránea. Contenidos bajos de oxígeno ( $\text{O}_2$ ) disuelto en agua y abundante presencia de materia orgánica en la misma crean condiciones favorables para la desnitrificación, proceso en el que las bacterias anaerobias facultativas utilizan el  $\text{NO}_3^-$  como aceptor de electrones y la materia orgánica como fuente de energía, perdiéndose parte del N en forma gaseosa ( $\text{N}_2\text{O}$ ,  $\text{N}_2$ ). Las deficiencias de  $\text{O}_2$  también inhiben el proceso de formación de  $\text{NO}_3^-$  a partir del amonio. En consecuencia, ambos procesos determinan una disminución del nivel de  $\text{NO}_3^-$  en las aguas subterráneas (Nolan B., 1999).

Otro importante parámetro de calidad de aguas para el consumo humano es la presencia de bacterias coliformes. Estas, si bien no son generalmente patógenas de por sí, son indicadoras de presencia de microbios potencialmente patógenos, y por lo tanto son un índice de deficiencias sanitarias en la fuente de agua (Hunter *et al.*, 2000). La ingestión de agua contaminada por coliformes incrementa el riesgo de contraer enfermedades en humanos (Usepa, 1986). Cabe señalar, sin embargo, que aunque se reconoce que la determinación de la concentración de estas bacterias en el agua es un elemento crítico para determinar el riesgo de enfermedades relacionadas al consumo de la misma, no existe una relación simple entre el nivel de coliformes en el agua, la presencia de microorganismos

patógenos en la misma y el riesgo de enfermedades (Hunter *et al.*, 2000).

Dentro de los coliformes totales (CT), se pueden distinguir dos tipos, por un lado están los coliformes fecales (CF), que provienen del tracto intestinal de animales de sangre caliente y que serían los mejores indicadores de riesgo de afecciones humanas, y por otro lado existe otro grupo de coliformes que son residentes naturales en el suelo y agua. Al igual que en el caso del  $\text{NO}_3^-$ , el movimiento del agua en profundidad transporta estas bacterias desde el suelo hacia el agua subterránea. Se ha señalado que la presencia de CF en el agua generalmente está indicando la contaminación reciente de la misma por efluentes barométricos o estiércol animal (Hunter *et al.*, 2000), y además de deficiencias de construcción en los pozos. De acuerdo a Smith *et al.* (1987), una de las fuentes de contaminación por coliformes más importantes son los sitios donde se acumula estiércol, como por ejemplo las pasturas bajo pastoreo intensivo, feedlots, y zonas de bebedero animal. Estos autores observaron que el incremento en el número de CF en el agua estaba positivamente asociado a la presión de pastoreo y a la presencia de feedlots en la cuenca de drenaje. Además, según estos autores, la supervivencia de los coliformes es más probable en aguas profundas, de lento movimiento y altamente polucionadas. Es de señalar que las bacterias coliformes son relativamente fáciles de identificar, ya que se desarrollan en colonias de tamaño visible, lo que simplifica su determinación.

El objetivo de este trabajo fue evaluar i) la importancia de la contaminación de aguas con  $\text{NO}_3^-$  y coliformes en zonas con importante actividad agrícola del sudoeste del Uruguay y ii) identificar las posibles fuentes de contaminación y su importancia relativa.

## MATERIALES Y MÉTODOS

Durante los años 1996, 1997, 1998 y 1999 se tomaron 50 muestras de aguas superficiales (ríos, arroyos y cañadas) y 355 de aguas subterráneas en pozos ubicados en zonas rurales del Uruguay, de importante actividad agrícola tanto extensiva como intensiva. Las muestras de agua superficial fueron tomadas de ríos (R.) y arroyos (A.) en los departamentos de Colonia y Soriano (A. del Aguila, A. Bizcocho, A. Miguelete, A. Magallanes, A. Espinillo, A. San Martín, A. Maciel, A. Corralito, A. del Medio, R. San Salvador, R. San Juan, R. Uruguay) en distintos puntos de su curso y en distintas estaciones del año. Estas muestras fueron extraídas a contracorriente del centro del curso de agua y a aproximadamente un metro de profundidad utilizando un equipo de pesca (caña y reel) el cual tenía en su extremo un recipiente plástico con una plomada.

Las muestras de aguas subterráneas fueron tomadas dentro de establecimientos rurales, en pozos ubicados cerca y lejos de áreas de concentración humana y/o animal. El área de muestreo incluyó las zonas de Dolores, Villa Soriano, Tarariras, San Pedro, Ombúes de Lavalle, Miguelete, Nueva Helvecia y Pando. La localización de los puntos de muestreos así como la toma de las muestras se realizó en cooperación con instituciones de la zona, tales como cooperativas agrarias, sociedades de fomento, escuelas, liceos y grupos ecológicos. Cada muestra fue tomada en una boca de extracción (molino o bomba) y recolectada en recipientes plásticos. Inmediatamente a su recolección, las muestras de agua (superficial y subterránea) fueron refrigeradas a 4 °C y llevadas al laboratorio para su análisis. Las muestras para la determinación de bacterias coliformes se tomaron en recipientes esterilizados. El procedimiento de muestreo consistió en abrir el grifo y dejar correr el agua por varios minutos para luego cerrarlo y esterilizarlo interna y externamente mediante un hisopo embebido en alcohol encendido. Luego se dejó correr nuevamente el agua para finalmente recolectar la muestra en el frasco. Los frascos esterilizados fueron enviados inmediatamente al laboratorio pero sin refrigerar.

La concentración de  $\text{NO}_3^-$  en aguas se determinó con un electrodo de actividad específica (Orion ionplus). Se usó una solución de  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ ;  $\text{H}_3\text{BO}_3$ ;  $\text{Ag}_2\text{SO}_4$  y  $\text{NH}_2\text{HSO}_3$  para ajustar el pH, uniformizar la fuerza iónica y eliminar interferencias (Gelderman y Beegle, 1998), empleándose una relación agua/solución de 1.5:1. En cada serie de análisis se incluyeron dos muestras de concentración conocida, las cuales habían sido analizadas previamente por colorimetría (método de reducción por Cadmio) y por destilación (Keeney y Nelson, 1982). El análisis de coliformes se realizó en muestras de 144 pozos según la técnica de filtración de membrana (American Public Health Association, 1995), empleándose kits comerciales Sartorius 14053 y 14068 para la detección de coliformes totales y fecales respectivamente. En cada serie de análisis se incluyó como testigo una muestra de agua desionizada esterilizada. Los resultados fueron enviados a las instituciones que colaboraran con los muestreos, con advertencias sobre los pozos con niveles de contaminación superiores a los niveles críticos.

Para recolectar información sobre características de los pozos, se elaboró un cuestionario para ser respondido por el usuario del mismo. En este cuestionario se requería información sobre algunas características de los pozos, como profundidad, años de construido, tipo de construcción y distancia del mismo a FLC. Dentro de estas últimas se incluían cámaras sépticas o pozos negros, tambo, estiércol acumulado y corrales. Debido a falta de registros, no fue

posible obtener para todos los pozos toda la información requerida. Debido al modo en que se elaboró el cuestionario, en este estudio la variable distancia de los pozos a FLC es una variable clasificatoria y no continua. Esta clasificación se realizó fijándose un límite de 50 m, el cual coincide en forma aproximada con la distancia recomendada en Iowa, E.E.U.U., para situar los pozos con relación a las FLC (Iowa State University, 1993). Los pozos situados a más de 50 m de las FLC se denominaron pozos lejanos, mientras que los situados a menos de 50 m se denominaron pozos cercanos. Se prefirió establecer este criterio cualitativo de clasificación debido a que la mayoría de los pozos se encontraban cerca o lejos (distancia muy superiores a 50 m) de las FLC, y además debido a las dificultades prácticas de medir grandes distancias con exactitud. Las variables zona y tipo de construcción (pozos artesanales y semisurgentes) también son clasificatorias. En este estudio la zona fue definida por la localidad de cada muestreo. En cambio, las variables profundidad y años de construido son continuas.

El análisis primario de la información consistió en clasificar, para cada parámetro bajo estudio, la proporción de pozos por encima y por debajo de los niveles considerados críticos. Para el análisis estadístico de la relación entre el nivel de contaminación de  $\text{NO}_3^-$  y coliformes del agua con las características de los pozos evaluadas en el cuestionario, se utilizaron técnicas de modelos de regresión y análisis de varianza, realizados con el procedimiento GLM del programa estadístico SAS (Freund y Littell, 1981). Para evaluar la relación entre la concentración de  $\text{NO}_3^-$  y de coliformes se utilizaron tanto modelos de regresión como una técnica estadística no paramétrica (test de Olmstead-Tukey, descrita en Steel y Torrie, 1985).

Cabe advertir, finalmente, sobre las limitaciones que presenta este estudio en cuanto a la representatividad de sus resultados. Como ya fue señalado, el muestreo de aguas subterráneas fue realizado en la zona del sudoeste del país, en pozos privados destinados al consumo humano y animal. Los propietarios de estos pozos eran productores agrícolas que estaban en su mayoría asociados a cooperativas y se mostraban dispuestos a participar en el estudio. Por lo tanto, la validez de estos resultados se extiende solamente para pozos de características similares y ubicados en esa región del país.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

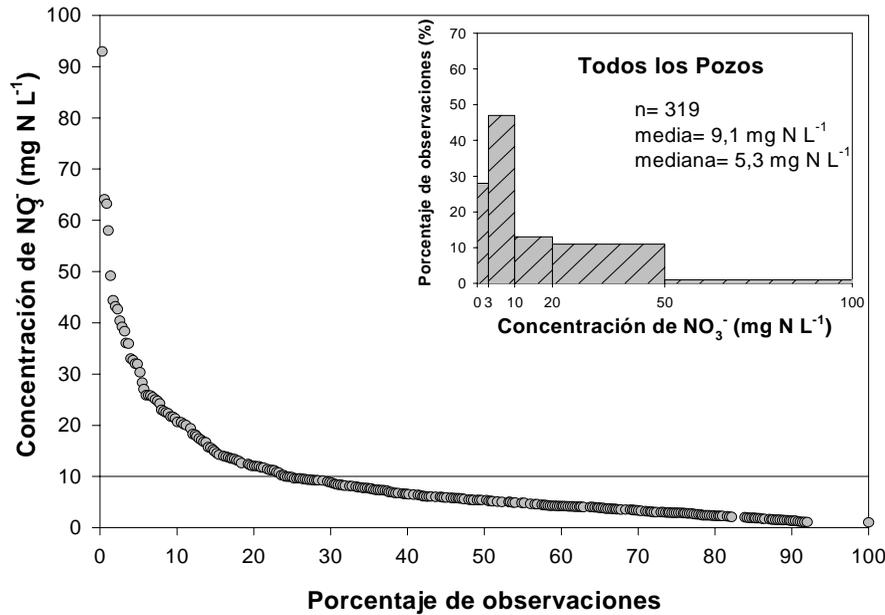
### Contaminación con nitrato

Las concentraciones de  $\text{N-NO}_3^-$  en aguas superficiales fueron siempre iguales o inferiores a  $2 \text{ mg L}^{-1}$ . Estos valo-

res de concentración están muy por debajo del nivel crítico de la USEPA, lo que indicaría que las aguas superficiales no están contaminadas con  $\text{NO}_3^-$ . Sin embargo, la metodología de muestreo empleada (muestreos esporádicos) no hubiera posibilitado la detección de picos momentáneos de  $\text{NO}_3^-$ , por lo que no se puede descartar la ocurrencia de los mismos. Estos resultados de bajas concentraciones  $\text{NO}_3^-$  en aguas superficiales serían esperables, ya que este ion tiende a moverse con el agua de infiltración hacia las aguas subterráneas y generalmente el agua de escurrimiento superficial tiene concentraciones bajas de  $\text{NO}_3^-$  (Melvin *et al.*, 1992).

En otras regiones del mundo existen reportes sobre la existencia de problemas de contaminación de  $\text{NO}_3^-$  en ríos y arroyos, pero esto generalmente sucede en zonas con sistemas artificiales de drenaje, los cuales conducen el agua infiltrada en el suelo hacia cursos de aguas superficiales. Un fenómeno similar podría darse en el Uruguay en los suelos con un horizonte argilúvico subsuperficial ( $B_1$ ). Cuando el suelo está saturado, las arcillas se expanden y este horizonte se torna impermeable, pudiendo el agua escurrir subsuperficialmente y alcanzar fuentes de agua superficiales. Sin embargo, los resultados de este estudio parecen sugerir que este mecanismo de aporte de  $\text{NO}_3^-$  a las aguas superficiales sería poco relevante.

Los resultados de los muestreos del agua subterránea de todos los pozos presentaron una importante variación en su concentración de  $\text{NO}_3^-$ , oscilando esta entre 1 y  $93 \text{ mg N L}^{-1}$ . La concentración promedio fue de  $9 \text{ mg N L}^{-1}$ , apenas por debajo del nivel admitido para el consumo humano ( $10 \text{ mg N L}^{-1}$ ). La distribución de las concentraciones (Figura 1) fue sin embargo marcadamente desplazada hacia los valores bajos de  $\text{NO}_3^-$ , observándose que el 76% del total de los pozos contenían niveles de  $\text{NO}_3^-$  inferiores a  $10 \text{ mg N L}^{-1}$ , correspondiendo un 29% a valores inferiores a  $3 \text{ mg N L}^{-1}$ . El 24% de los pozos contenía niveles de  $\text{NO}_3^-$  no aceptables para el consumo humano. Este resultado es comparable al reportado por Bauder *et al.* (1993), quienes indican que el 25% de las fuentes de agua evaluadas en los estados de Iowa, Kansas y South Dakota (E.E.U.U.) exceden el nivel crítico de  $\text{NO}_3^-$ . Estudios similares realizados en Argentina en áreas de producción intensiva de la zona pampeana muestran que el 42% de los pozos evaluados presentaron problemas de contaminación por  $\text{NO}_3^-$  (Herrero *et al.*, 1997). A su vez, Bauder *et al.* (1993), reportan en su estudio que en el estado de Montana, E.E.U.U., el porcentaje de pozos con niveles de  $\text{N-NO}_3^-$  superiores a  $10 \text{ mg L}^{-1}$  fue de 5,3%. Este resultado de una concentración promedio de  $\text{NO}_3^-$  cercano al nivel crítico resulta preocupante, ya que aunque la distribución es asimétrica, el valor



**Figura 1.** Gráficas de excedencia (graf. externa) y de distribución de frecuencias (graf. interna) para la concentración de  $\text{NO}_3^-$  del agua de todos los pozos. La línea horizontal en la gráfica de excedencia es el nivel crítico sugerido por USEPA. La figura incluye algunos parámetros estadísticos.

promedio sería el indicador que mejor refleja el nivel de exposición de los consumidores de agua a este contaminante (Richards *et al.*, 1996).

Para identificar las características de los pozos más relacionados con la variación en el contenido de  $\text{NO}_3^-$  de las aguas, se utilizó un modelo de regresión mixto que incluía tanto variables independientes clasificatorias (distancia a FLC, zona, tipo de construcción) como continuas (profundidad y antigüedad). Para normalizar la distribución de la concentración de  $\text{NO}_3^-$  (la distribución original era fuertemente asimétrica, Figura 1), se utilizó como variable dependiente la transformación logarítmica de la misma. El análisis estadístico reveló que algunas de las variables

independientes estaban relacionadas entre sí. Por ejemplo, existía una asociación entre profundidad, tipo de construcción y antigüedad, ya que los pozos menos profundos eran los artesanales y estos, a su vez, eran los más antiguos. Por lo tanto, para evitar problemas de multicolinealidad, las variables independientes incluidas en el modelo final fueron seleccionadas no sólo por su grado de significación estadística, sino también sobre la base de criterios de tolerancia discutidos en Freund y Littell (1981).

El análisis estadístico del modelo final seleccionado se presenta en el Cuadro 1, y estos resultados implican que la concentración de  $\text{NO}_3^-$  varió significativamente con la dis-

**Cuadro 1.** Modelo mixto de regresión para la concentración de  $\text{NO}_3^-$  en función de variables discretas y continuas relacionadas a las características de los pozos.

Variable dependiente†	Variables independientes	Parámetros estadísticos		
		GL	P>F	R <sup>2</sup> modelo
$\text{Log}_{10}(\text{mg N NO}_3\text{ L}^{-1})$				0.1742
	Antigüedad	1	0.0932	
	Antigüedad <sup>2</sup>	1	0.0175	
	Zona	5	0.0004	
	Distancia a FLC	1	0.0005	

†Base de datos con n=204.

tancia del pozo a las FLC, con la zona de muestreo y en forma creciente con la antigüedad. Cabe señalar que cuando se utilizó como variable dependiente la concentración de  $\text{NO}_3^-$  sin transformar, los resultados fueron similares, ya que el modelo seleccionado incluyó como variables dependientes la zona y la distancia, aunque en este caso el  $R^2$  del modelo fue ligeramente superior (0.2143).

Se estudió por separado mediante un test t de separación de medias, el efecto de la distancia a FLC en el logaritmo de la concentración de  $\text{NO}_3^-$  (Cuadro 2). La razón de realizar este análisis fue la de validar este efecto en un banco de datos mayor al utilizado para el modelo mixto. Esta base de datos incluye casi todos los pozos evaluados, ya que casi todos los formularios habían respondido al ítem de distancia, pero solo una fracción de los mismos incluía toda la información requerida para el análisis del Cuadro 1. Los resultados confirman el efecto significativo de la distancia, pero un análisis similar realizado para todos los pozos con información de tipo de construcción no revela un efecto significativo de esta variable (Cuadro 2). Por lo tanto, estos resultados coinciden parcialmente con lo observado por Richards *et al.*, (1996), quienes afirman que tanto la ubicación del pozo como su tipo de construcción afectan la probabilidad de que exista contaminación por  $\text{NO}_3^-$ .

Cuando se analiza la concentración de  $\text{NO}_3^-$  en aguas subterráneas de pozos lejanos y cercanos se observa que los pozos lejanos presentaron un valor promedio de 4,5  $\text{mg N L}^{-1}$ , con un rango de variación entre 1 y 22  $\text{mg N L}^{-1}$ . La gran mayoría de estos pozos (93%) tenían contenidos de  $\text{NO}_3^-$  en el agua inferior a 10  $\text{mg N L}^{-1}$  (Fig. 2). Es importante destacar, además, que el 43% de estos se ubicaban en la categoría más baja de clasificación (<3  $\text{mg N L}^{-1}$ ). Esta

categoría se definió siguiendo a Madison y Brunnet (1984), citados por Richards *et al.*, (1996); estos autores han sugerido que los niveles de concentración de  $\text{NO}_3^-$  superiores al 3  $\text{mg N L}^{-1}$  reflejan el efecto de la actividad humana, y por lo tanto los niveles inferiores al mismo podrían ser considerados típicos de aguas prístinas o naturales. Debido a la ausencia de FLC, los niveles de  $\text{NO}_3^-$  por encima del nivel crítico de 10  $\text{mg N L}^{-1}$  detectados en sólo alguno de estos pozos (7%), podrían estar asociados a la contaminación derivada de la actividad agrícola. Este  $\text{NO}_3^-$  podría provenir tanto de la mineralización del N orgánico (Andriulo *et al.*, 1997), como de N agregado con el fertilizante nitrogenado (Martínez, 1997).

Los pozos cercanos, en cambio, presentaron una concentración promedio de 10.5  $\text{mg L}^{-1}$  de  $\text{N-NO}_3^-$  con valores que oscilaron entre 1 y 93  $\text{mg N L}^{-1}$ . Cuando se analiza más detalladamente esta información, se observa que el 69% de los pozos no mostró problemas de contaminación, mientras que 31% restante presentó contenidos de  $\text{NO}_3^-$  superiores al nivel crítico (Fig. 2). Por lo tanto, los pozos cercanos tienen mayor probabilidad de presentar problemas de contaminación por  $\text{NO}_3^-$  que los pozos lejanos. Es importante destacar, que aproximadamente la mitad de estos pozos con agua contaminada presentaron niveles muy altos de  $\text{NO}_3^-$  con concentraciones iguales o superiores a 20  $\text{mg N L}^{-1}$ . Si bien no es posible descartar el aporte de otras fuentes de contaminación, estos resultados parecen indicar que los elevados niveles de contaminación estarían causados fundamentalmente por FLC.

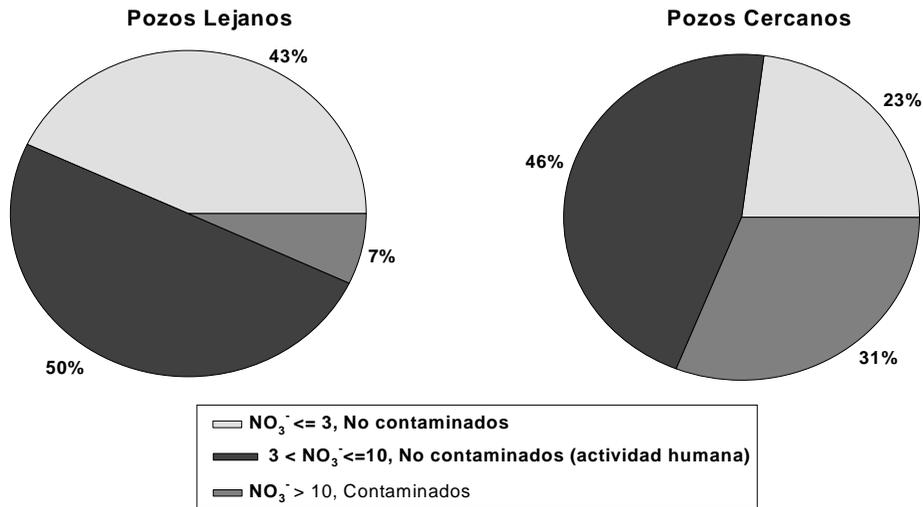
En el análisis estadístico presentado en el Cuadro 1, la zona de muestreo fue una de las variables que presentó un efecto significativo sobre la contaminación con  $\text{NO}_3^-$ . Aun-

**Cuadro 2.** Resultados del test t de Student para la concentración de  $\text{NO}_3^-$  del agua en dos variables clasificatorias.

Variables independientes	n	Variable dependiente= $\text{Log}_{10}(\text{mg N-NO}_3^- \text{ L}^{-1})$				
		Media	Error standard	t	GL	P
Distancia a FLC <sup>†</sup>						
Cercanos	243	0.7946	0.02903	5.41	174.9	0.0001
Lejanos	76	0.5398	0.03707			
Tipo de Construcción <sup>††</sup>						
Artesanales	140	0.6973	0.03932	-1.05	201.0	0.2947
Semisurgentes	63	0.7695	0.05346			

<sup>†</sup>Valores de t y P asumiendo varianzas desiguales. Esta asunción fue basada en los resultados del test con  $H_0$ =varianzas iguales:  $F^* = 1.96$ ,  $GL = (242, 75)$  y  $P \leq 0.0008$ .

<sup>††</sup>Valores de t y P asumiendo varianzas iguales. Esta asunción fue basada en los resultados del test con  $H_0$ =varianzas iguales:  $F^* = 1.20$ ,  $GL = (139, 62)$  y  $P \leq 0.4142$ .



**Figura 2.** Distribución de la concentración de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> del agua de pozos lejanos y cercanos según el nivel de contaminación.

que este estudio no fue diseñado para explicar diferencias entre zonas, las mismas podrían deberse a diferencias geológicas, relacionadas por ejemplo al diferente grado de confinamiento de los acuíferos. En este sentido, el acuífero de Tarariras es considerado como semiconfinado desde el punto de vista geológico; lo que podría determinar una contaminación más persistente en esa región (N. Campal, 1999, comunicación personal). Como se observa en la Figura 3, las tendencias observadas dentro de cada zona, no solo en cuanto a valores promedios de concentración de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> en los pozos lejanos y cercanos, sino también en cuanto a la forma de la distribución de los valores de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> fueron similares a la observada en el análisis conjunto de la información. Además, la falta de significación de la interacción zona x distancia en el Anova para todos los

pozos con esta información (Cuadro 3), implica que el efecto de la distancia fue similar en todas las zonas.

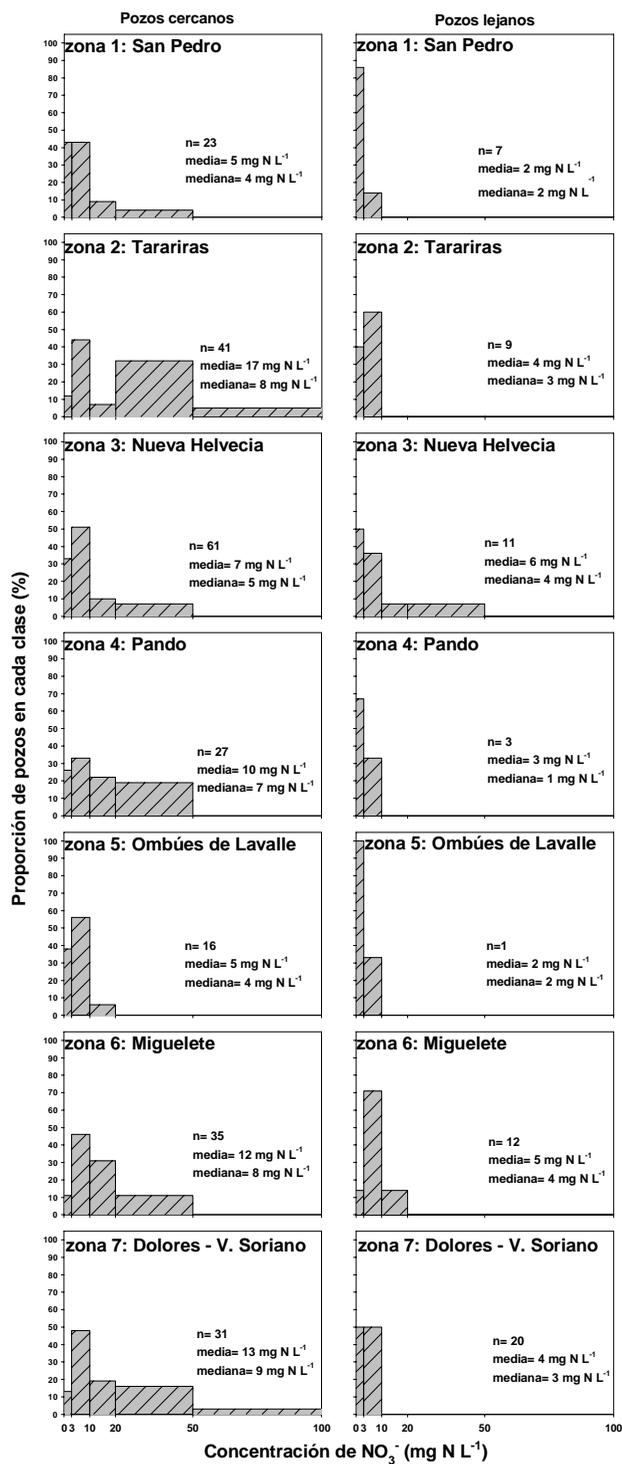
### Contaminación con coliformes

Los resultados del conteo microbiológico, expresado en colonias de Coliformes/100 ml (CC), se presentan divididos en cuatro categorías. En la primera (categoría 1) se incluyó a aquellos pozos en los que no se detectó presencia de Coliformes, en la categoría 2 a los que tuvieron un conteo de hasta 50 CC, en la categoría 3 a los pozos con conteos entre 51 y 200 CC, y en la categoría 4 a aquellos con la mayor presencia de coliformes (201-1200 CC). Es importante aclarar que según los criterios bromatológicos, la sola presencia de estos microorganismos en el agua es un indicador cualitativo de contaminación, por lo que aún las aguas con niveles bajos de coliformes son considera-

**Cuadro 3.** Resultados del Anova para la concentración de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> en el agua de pozos en función de la zona y distancia.

Variables independientes	Variable dependiente= $\text{Log}_{10}(\text{mg N-NO}_3^- \text{ L}^{-1})$		
	GL	Cuadrado medio	P
Distancia a FLC.	1	5.020	0.0001
Zona	6	0.8307	0.0001
Zona*Distancia a FLC. †			
Error	289	0.1660	

†La interacción zona\*distancia a FLC. no fue significativa y se eliminó del modelo final.



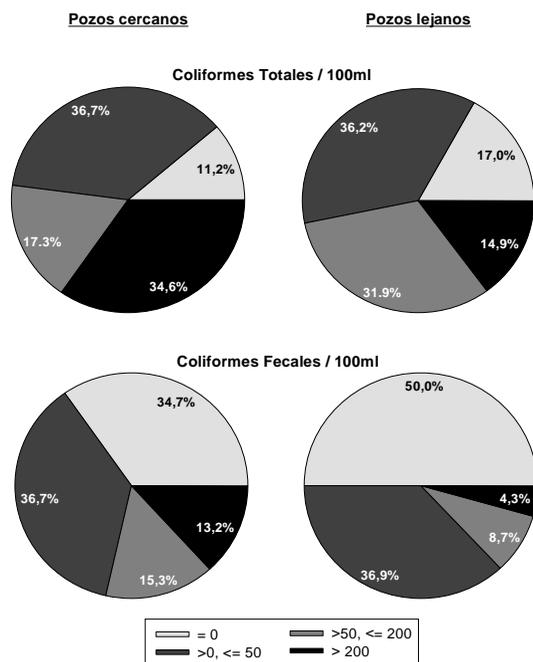
**Figura 3.** Distribución de la concentración de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> en el agua de pozos cercanos y lejanos para las 7 zonas evaluadas.

**Cuadro 4.** Resultados del test t de Student para la concentración de coliformes totales (CT) y fecales (CF) en función de la distancia del pozo a FLC.

Pozos	n	$\text{Log}_{10} (1+\text{CT } 100 \text{ ml}^{-1})$					$\text{Log}_{10} (1+\text{CF } 100 \text{ ml}^{-1})$				
		media	ES	t†	GL	P	media	ES	t‡	GL	Prob.
Cercanos	98	1.7935	0.1063	1.617	142.0	0.1081	1.0191	0.0998	1.956	142.0	0.0524
Lejanos	46	1.5016	0.1347					0.6858	0.1291		

†Valores de t y P asumiendo varianzas iguales. Esta asunción fue basada en los resultados del test con  $H_0$ =varianzas iguales:  $F' = 1.33$ ,  $GL = (97, 45)$  y  $P \in 0.0008$ .

‡Valores de t y P asumiendo varianzas iguales. Esta asunción fue basada en los resultados del test con  $H_0$ =varianzas iguales:  $F' = 1.27$ ,  $GL = (97, 45)$  y  $P \in 0.3696$ .

**Figura 4.** Distribución de la concentración de coliformes totales y fecales según el nivel de contaminación en el agua de pozos lejanos y cercanos.

das contaminadas (USEPA, 1986). Sin embargo, cuando aumenta la presencia de coliformes en el agua, aumenta también la probabilidad de que esta contenga algún microorganismo patógeno. El análisis de estos resultados revela una contaminación casi generalizada con CT y menor, aunque también importante, con CF, ya que el 87% de los pozos evaluados estaban contaminados con CT y el 60% con CF. La proporción de pozos que se ubicaban en las dos categorías más contaminados (3 y 4) fue 50% y 24% para CT y CF respectivamente. Un estudio similar realiza-

do en pozos de granjas avícolas en Buenos Aires (Argentina) reveló que el 54% de los pozos evaluados no estaban aptos para el consumo humano por la presencia de CT y un 16% por CF (Herrero *et al.*, 1997).

Se realizó un análisis estadístico para evaluar si la distancia a FLC afectaba la contaminación de pozos con CT y CF (Cuadro 4). Debido a que como en el caso del  $\text{NO}_3^-$  la distribución de CC era asimétrica, se usó la transformación logarítmica para estos análisis estadísticos, y debido a la existencia de valores de cero en estas determinaciones (el logaritmo de cero no existe), se le sumo uno a todos los valores de CC. Los resultados muestran un efecto significativo de la distancia a FLC sobre CF, pero no sobre CT ( $P > 0.1$ ). Este resultado puede interpretarse asumiendo que las FLC aumentan la contaminación de aguas por CF, debido a que las mismas son también fuentes de estos microorganismos. Estas conclusiones concuerdan además con los resultados obtenidos para  $\text{NO}_3^-$ . Este efecto de la distancia a FLC se representa gráficamente en la Fig. 4; se observa que la proporción de pozos contaminados con CT (categorías 2 a 4) fue similar en los pozos cercanos y lejanos (89% y 83%, respectivamente), pero en las categorías superiores la contaminación con CT tendió a ser mayor en los pozos cercanos. Para CF, en cambio, los pozos cercanos presentaron mayor contaminación en todos las categorías (65% contra 50%, categorías 2 a 4), y esa diferencia se acentuó en las categorías mayores. Es importante destacar que en dos de los pozos lejanos también se midieron niveles muy altos de CF; la fuente de esta contaminación se asociaría a la presencia de animales pastando y realizando deyecciones en las cercanías.

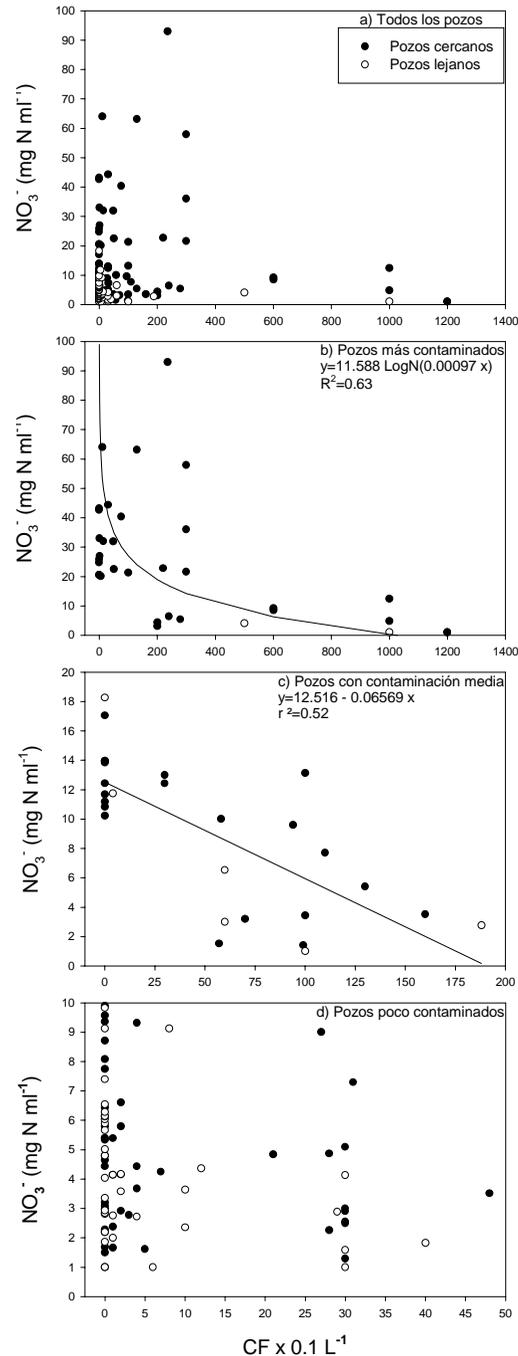
### Relaciones entre la contaminación con nitrato y coliformes fecales

Los resultados de este estudio muestran que los pozos cercanos tienen mayor probabilidad de estar contaminados tanto por  $\text{NO}_3^-$  como por CF, lo que podría sugerir

que los mismos pozos que están contaminados con  $\text{NO}_3^-$  también tienden a estar contaminados por coliformes. Sin embargo, cuando se relacionan ambas variables se observa que al menos para los valores extremos, esta relación parece ser inversa (Fig. 5a). Se analizó esta información mediante la prueba no paramétrica de asociación del cuadrante de Olmstead-Tukey, un test desarrollado para evaluar la asociación entre dos variables continuas, ponderando en forma especial a los valores extremos. La suma de cuadrantes de este test es 12, un resultado significativo al 5%, lo que confirmaría la existencia de una relación inversa entre  $\text{NO}_3^-$  y CF.

También se analizó esta relación mediante modelos de regresión (lineales y no lineales) pero en forma separada para grupos de pozos según su nivel de contaminación con alguno de estos contaminantes. La elección de las categorías de coliformes corresponde a los utilizados anteriormente, y para  $\text{NO}_3^-$ , se definió además la categoría más contaminado como aquella con concentraciones del doble del nivel crítico, lo que se corresponde a los efectos citados por Nolan (1999). Se observó una tendencia negativa en el grupo de pozos más contaminados (Fig. 5b) o con contaminación intermedia (Fig. 5c). En cambio, para el grupo de pozos menos contaminados no existió ninguna relación entre estos polutantes (Fig. 5d). Una posible explicación de por qué los pozos más contaminados con CF tiendan a tener concentraciones bajas de  $\text{NO}_3^-$  es que con el aumento de la población de coliformes (y otros microorganismos), se incrementa la tasa de asimilación de  $\text{NO}_3^-$  para síntesis de aminoácidos y proteínas, así como el consumo de  $\text{O}_2$  por los microorganismos. Esto último torna el medio más reductor, lo que a su vez puede aumentar las pérdidas de  $\text{NO}_3^-$  por desnitrificación, si existe en el agua materia orgánica disponible como fuente de energía.

En el Cuadro 5 se presenta la probabilidad conjunta de la ocurrencia de una determinada concentración de  $\text{NO}_3^-$  y CF en el agua de pozos cercanos y lejanos. Para construir este cuadro se utilizaron las categorías anteriores, separando además el agua no contaminada con  $\text{NO}_3^-$  en categorías con y sin influencia humana. Los resultados de este análisis muestran que solo el 19.4% ( $15.3 + 4.1$ ) de los pozos cercanos no está contaminado con ninguno de estos polutantes; para los lejanos, en cambio, este valor es de 48.9 %. Esta diferencia entre pozos cercanos y lejanos también es evidente en las categorías superiores de contaminación. Estos resultados si bien implican que es poco probable que existan pozos con concentraciones altas de  $\text{NO}_3^-$  y CF, también indican que la probabilidad de ingerir agua contaminada con uno u otro de estos contaminantes es mayor de la que podría inferirse cuando se considera alguno de estos por separado.



**Figura 5.** Relación entre la cantidad de coliformes fecales (CF) y la concentración de  $\text{NO}_3^-$  en el agua para todos los pozos (a), para pozos con  $\text{NO}_3^- > 20$  ó  $\text{CF} > 200$  (b), pozos con  $20 < \text{NO}_3^- < 10$  ó  $200 < \text{CF} < 50$  y para pozos con  $10 < \text{NO}_3^-$  y  $\text{CF} < 50$  (d). Los pozos en d) tienen niveles aceptables de  $\text{NO}_3^-$  para el consumo humano pero muchos de ellos contienen niveles no aceptables de CF. Nótese el cambio de escala entre las gráficas b), c) y d).

**Cuadro 5.** Tabla de contingencia para las concentraciones de nitrato y coliformes fecales en el agua de pozos lejanos y cercanos.

Distancia del pozo a FLC, m	Categoría de CF, colonias 0.1 L <sup>-1</sup>	Categoría de concentración de NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , mg N L <sup>-1</sup>			
		<3	>3 - £10	>10 - £20	>20
		%			
> 50 (lejanos)	=0	17.0	31.9	2.1	0.0
	>0 - £50	10.6	21.3	2.1	0.0
	>50 - £200	2.1	6.4	0.0	0.0
	>200	2.1	4.3	0.0	0.0
£ 50 (cercaños)	=0	4.1	15.3	9.2	6.1
	>0 - £50	6.1	20.4	2.0	8.2
	>50 - £200	2.0	6.1	2.0	4.1
	>200	2.0	7.1	1.0	4.1

## CONCLUSIONES

La conclusión principal de este estudio es que los pozos cercanos a FLC tienden a estar más contaminados con NO<sub>3</sub><sup>-</sup> y coliformes que los lejanos. Como este estudio se refiere a pozos usados para el consumo humano o animal, el mismo no puede considerarse representativo del nivel de contaminación de las napas subterráneas. Al respecto conviene resaltar, como lo plantean Richards *et al.*, (1996), que la contaminación de un pozo no refleja necesariamente la contaminación de un acuífero, ya que los pozos pueden contaminarse fácilmente por aporte local si tienen algún defecto de construcción.

Desde el punto de vista de su extensión, la importancia de estos resultados radica en que los mayores niveles de contaminación por NO<sub>3</sub><sup>-</sup> y coliformes fueron encontrados en los pozos más utilizados para el consumo humano. La fuente de esta contaminación parece ser localizada, asociada a la presencia de cámaras sépticas, lugares de acumulación de residuos o de concentración animal, y no de la actividad agrícola. Por lo tanto, cuando sea necesaria la construcción de pozos nuevos para consumo humano, sería conveniente ubicarlos lejos de estos focos de contaminación, así como impedir la concentración de animales en las cercanías.

## AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue posible gracias a la financiación otorgada por el Conicyt dentro del marco del fondo "Clemente Estable".

Se agradece a las distintas Cooperativas y otras Instituciones que participaron en estos relevamientos. En el Departamento de Colonia: Intendencia Municipal de Colonia, Cooperativa Agraria de San Pedro, Sociedad Rural de Tarariras, Cooperativa Agraria Limitada de Ombués de Lavalle, a los Grupos de Interés Ecológico de Ombués de Lavalle, Colonia Valdense y Colonia Miguelete. En la zona de Pando, Canelones, a los técnicos de grupos Predeg, y en la zona de Dolores, Soriano, a la Empresa Basalto S.A.

También se agradece al Ing. Agr. Dr. Jorge Franco, del Departamento de Estadística, Biometría y Cómputos de la Facultad de Agronomía, por el asesoramiento en los análisis de datos de este trabajo

## BIBLIOGRAFÍA

- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. 1995. Standard methods for the examination of water and wastewater. 19<sup>th</sup> ed. APHA, Washington, DC. USA.
- ANDRIULO, A.; CORDONE, G; GALETTO, M.L. y TORRIGUINO, A. 1997. Contenido de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> en aguas subterráneas del partido de Pergamino. In: Congreso Internacional sobre Aguas, Libro de Resúmenes. Ed. Universidad de Buenos Aires: III-15. Buenos Aires, Argentina.
- AUGE, M. 1997. Deterioro de acuíferos por sobreexplotación y contaminación. In: Congreso Internacional sobre Aguas, Conferencia Plenaria. Ed. Universidad de Buenos Aires. Buenos Aires, Argentina.
- BAKER, J.L.; TIMMONS, D.R.; KANVAR, R.S. and AMOS, F. B. 1995. Optimum time(s) of nitrogen application to improve nitrogen use-efficiency and reduce leaching. In:

- Integrated Farm Management Demonstration Program N° 16. Ed. Iowa State University: 169 p. Ames, Iowa, USA.
- BAUDER, J.W.; SINCLAIR, K.N. and LUND, R.E. 1993. Physiographic and land use characteristics associated with nitrate-nitrogen in Montana groundwater. *J. Environ. Qual.* 22: 255-262.
- BLARASIN, M.; CABRERA, A. y VILLEGAS, M. 1997. El uso de geoindicadores para evaluar cambios ambientales: la medición de parámetros en agua subterránea contaminada en una zona urbana. In: Congreso Internacional sobre Aguas, Libro de Resúmenes. Ed. Universidad de Buenos Aires: I-49. Buenos Aires, Argentina.
- BLEVINS, D.W.; WILKINSON, D.H.; KELLY, B.P. and SILVA, S.R. 1996. Movement of nitrate fertilizers to glacial till and runoff from a Claypan soil. *J. Environ. Qual.* 25: 584-593.
- BRYSON, D.D. and BOECKMAN, O.C. 1989. Water well methemoglobinemia and water with less than 22.6 mg NO<sub>3</sub>-N/L. In: Preprints 197th American Chemical Society National Meeting. Vol. 29(1):18-19. Dallas, Texas, USA.
- CHANG, C., and ENNTZ, T. 1996. Nitrate leaching losses under repeated cattle feedlot manure applications in southern Alberta. *J. Environ. Qual.* 25:145-153.
- DRURY, C.F.; TAN, C.S.; GAYNOR, J.D.; OLOYA, T.O. and WELACKY, T.W. 1996. Influence of controlled drainage-subirrigation on surface and tile drainage nitrate loss. *J. Environ. Qual.* 25: 317-324.
- FREUND R.J. and LITTELL R.C. 1981. SAS for linear models. A guide to the Anova and GLM procedures. SAS Inst., Inc., Cary, NC, USA.
- GELDERMAN R.H. and BEEGLE D. 1998. Nitrate-Nitrogen. In: Brown J.R. (ed.), Recommended Chemical Soil Test Procedures for the North Central Region. Publication 221 (Revised). pp. 17-20. Missouri Agricultural Experiment Station SB 1001, USA.
- HERRERO, M.A.; SARVI, G.; MALDONADO, V.; ORLANDO, A.; FLORES, M.; CARBÓ, L.; VALERIANI, E. y VACAREZZA, D. 1997. Caracterización de la calidad de agua para bebida animal en explotaciones extensivas de la Pradera Pampeana. In: Congreso Internacional sobre Aguas, Libro de Resúmenes. Ed. Universidad de Buenos Aires: III-20. Buenos Aires, Argentina.
- HERRERO, M.A.; BIRHMAN, E.; VILLAR, E.; FLORES, M.; CARBÓ, L.; SARDI, G. y SILVESTRE, A. 1997. Aspectos químicos y microbiológicos del agua subterránea en granjas de producción avícola. In: Congreso Internacional sobre Aguas, Libro de Resúmenes. Ed. Universidad de Buenos Aires: III-41. Buenos Aires, Argentina.
- HUNTER, C.; PERKINS, J.; TRANTER, J. and HARDWICK, P. 2000. Fecal bacteria in the waters of and upland area in Derbyshire, England: The influence of agricultural land use. *J. Environ. Qual.* 29: 1253-1261.
- IOWA STATE UNIVERSITY, UNIVERSITY EXTENSION SERVICES. 1993. Best management practices. Unlocking Iowa's farming future. Assuring profit-preserving water resources. Ames, Iowa, USA.
- KEENEY, D.R. and NELSON, D.W. 1982. Nitrogen-Inorganic Forms. In: Page A.L. *et al.* (eds.), Methods of soil analysis. Part 2. 2<sup>nd</sup> ed. Agron. Monogr. 9 ASA y SSSA, pp. 643-693. Madison, WI, USA.
- LOWRANCE, R. 1992. Nitrogen outputs from a field-size agricultural watershed. *J. Environ. Qual.* 21: 602-607.
- LUCEY, K.J. and GOOLSBY, E. 1993. Effect of climatic variations over 11 years on nitrate-nitrogen concentrations in the racoon river, Iowa. *J. Environ. Qual.* 22: 38-46.
- MARTÍNEZ, D.E. 1997. Incremento de la concentración de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> en agua subterránea de la cuenca de Laguna de los Padres, Pcia. de Buenos Aires, Argentina (1982-1984). In: Congreso Internacional sobre Aguas, Libro de Resúmenes. Ed. Universidad de Buenos Aires: III-10. Buenos Aires, Argentina.
- MELVIN, S.W.; BAKER, J.L.; HICKMAN, J.S.; MONCRIEF, J.F.; WOLLENHAUPT, N.C. 1992. Water Quality. In: Midwest Plan Service (ed.), Conservation tillage systems and management. pp. 48-55. Iowa State University, Ames, Iowa, USA.
- NOLAN, B.T. 1999. Nitrate behavior in ground waters of the southeastern USA, Reston. *J. Environ. Qual.* 28: 1518-1527.
- ONGLEY, E.D. 1997. Lucha contra la contaminación agrícola de los recursos hídricos. Estudio FAO riego y drenaje N° 55. FAO, Roma, Italia.
- RICHARDS, R.P.; BAKER, D.B.; CREAMER, N.L.; KRAMER, J.W.; EWING, D.E.; MERRYFIELD, B.J. and L.K. WALLRABENSTEIN. 1996. Well water quality, well vulnerability, and agricultural contamination in the midwestern United States. *J. Environ. Qual.* 25:384-402.
- SARVI, G.; HERRERO, M.A.; MALDONADO, V.; FLORES, M. Y CARBÓ, L. 1997. Calidad de agua para bebida animal en explotaciones intensivas de la Pradera Pampeana. In: Congreso Internacional sobre Aguas, Libro de Resúmenes. Ed. Universidad de Buenos Aires: III-19. Buenos Aires, Argentina.
- SASSON, A. 1993. La alimentación del hombre del mañana. UNESCO. Reverté S.A.
- SEIGLEY, L. S.; HALLBERG, G.R.; ROWDEN, R.D.; LIBRA R.D.; GIGLIERANO J.D.; QUADE D. J. and MANN K.O. 1993. Agricultural landuse and nitrate cycling in surface water in northeast Iowa. In: Preprints from

- Proceedings of Agricultural Research to Protect Water Quality. Soil and Water Conservation Society, Ankeny, IA.
- SMITH, J.U.; BRADBURY, N.J.; ADISCOTT, T.M. 1996. SUNDIAL: A PC-based system for simulating nitrogen dynamics in arable land. *Agron. J.* 88: 38-43.
- SMITH, S.J.; SCHEPERS, J.S. and PORTER, L.K. 1990. Assessing and managing agricultural nitrogen losses. In: B.A. Stewart (ed.), *Advances in Soil Science*, Vol. 14, pp. 1-32. Springer-Verlager, New York. USA.
- U. S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. 1986. Ambient water quality criteria for bacteria-1986. EPA/440/5-84-002. USEPA, Office of Water Regulation and Standards. Washington, DC, USA.
- U. S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. 1986. Maximum contaminant levels subpart B of part 141, National interim primary drinking water regulations. In: U.S. Code of Federal Regulations, Title 40, Parts 100 to 149, Revised as 1 July 1986, pp. 524-528 and 567-568. USEPA, Washington, DC, USA.
- WEIL, R.R.; WEISMILLER, R.A. AND TURNER, R.S. 1990. Nitrate contamination of ground water under irrigated coastal plain soils. *J. Environ. Qual.* 19: 441-448.