

Fuentes principales de nitrógeno de nitratos en aguas subterráneas

Julia Pacheco Ávila¹ y Armando Cabrera Sansores¹

La concentración de nitratos en el agua subterránea es un tópico común de muchas discusiones acerca de la calidad del agua, ya que es de importancia tanto para humanos como para animales.

Debido a sus propiedades físicas, no pueden olerse ni sentirse y su presencia en concentraciones potencialmente peligrosas, es detectada cuando se manifiesta un problema de salud. A menudo es difícil precisar el origen de la contaminación, debido a que puede provenir de muchas fuentes. La entrada de los nitratos a las aguas subterráneas es un resultado de procesos naturales y del efecto directo o indirecto de las actividades humanas. Los procesos naturales incluyen la precipitación, el intemperismo de los minerales y descomposición de la materia orgánica. Los nitratos provenientes de las actividades humanas incluyen: la escorrentía de terrenos cultivados, efluentes de lagunas y tanques sépticos, fertilización excesiva con nitrógeno, deforestación y el cambio en la materia orgánica del suelo como resultado de la rotación de cultivos (Heaton, 1985).

El problema con los nitratos, es que son contaminantes móviles en el agua subterránea que no son adsorbidos por los materiales del acuífero y no precipitan como un mineral. Estos dos factores, permiten que grandes cantidades de nitrato disuelto permanezcan en el agua subterránea. Debido a su naturaleza soluble, los nitratos tienden a viajar grandes distancias en la subsuperficie, específicamente en sedimentos altamente permeables o rocas fracturadas (Freeze y Cherry, 1979). Mientras que la contaminación por fuentes puntuales se origina de diversos medios tales como efluentes de tanques sépticos y depósitos de excretas, la contaminación no puntual se distribuye en amplias áreas como son los campos donde los fertilizantes

nitrogenados han sido aplicados (Hurlburt, 1988). El único control del nitrato por debajo de la superficie es la reducción del nitrato o denitrificación. La reducción del nitrato es una reacción natural en la cual el nitrato es reducido a gases de nitrógeno, menos peligrosos, por la acción de bacterias. En donde esta reducción no ocurre, los nitratos que persisten en los abastecimientos de agua son un riesgo; así, áreas con alto riesgo incluyen acuíferos bajo agricultura intensiva y la vecindad de campos con alta densidad de tanques sépticos.

Por su naturaleza, los acuíferos son lentos para contaminarse pero una vez que sean contaminados, difícilmente se autodepuran. La única opción para evitar futuras contaminaciones por nitratos en acuíferos someros susceptibles, es iniciar con el control del uso del suelo (Hendry, 1988).

Fuentes naturales

El ion nitrato es la forma termodinámica estable del nitrógeno combinado en los sistemas acuáticos y terrestres oxigenados, de forma que hay una tendencia de todos los materiales nitrogenados a ser convertidos a nitratos en estos medios. Las pequeñas cantidades de nitrógeno que contienen las rocas ígneas pueden proporcionar algún nitrato a las aguas naturales en el proceso de meteorización. Todos los compuestos del nitrato son altamente solubles en agua y cualquiera de ellos que se forme en este proceso, se encontrará en solución. Los minerales que contienen nitratos son muy raros, solamente los salitres (nitrato de sodio y nitrato de potasio) son los más difundidos. Los yacimientos de nitrato de sodio en Chile, tienen importancia mundial.

Una parte del óxido nítrico y el dióxido de nitrógeno presentes en el aire se producen por procesos naturales, inducidos por los rayos, las erupciones volcánicas y la actividad bacteriana del

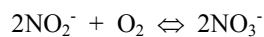
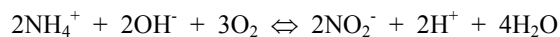
¹ Profesor Investigador del Cuerpo Académico de Ingeniería Ambiental, FIUADY

suelo, pero las concentraciones resultantes en el aire son virtualmente insignificantes. Estos compuestos se convierten en fuentes naturales de nitrato, ya que la principal forma de eliminación atmosférica de los óxidos de nitrógeno se realiza mediante su oxidación a ácido nítrico, y este es mucho más hidrosoluble y se absorbe más fácilmente en la superficie de la materia particulada en suspensión.

Los nitratos también existen en forma natural en algunos alimentos, particularmente en algunos vegetales.

Los nitritos se forman por la oxidación bacteriana incompleta del nitrógeno en el medio acuático o terrestre, o por la reducción bacteriana del nitrato. Son productos intermedios del ciclo completo de oxidación-reducción y sólo se encuentran presentes en condiciones de baja oxidación. El nitrito en comparación con el nitrato, es menos soluble en agua y menos estable (García et al., 1994).

Los nitratos en las aguas superficiales y subterráneas se derivan de la descomposición natural, por microorganismos, de materiales nitrogenados orgánicos como las proteínas de las plantas, animales y excretas de animales. El ion amonio formado se oxida a nitritos y nitratos según un proceso de oxidación biológica (nitrificación) en dos fases:



Estas dos reacciones son mediadas por distintos microorganismos: la primera reacción por bacterias Nitrosomonas que son quimiolitótróficas y la segunda, por bacterias Nitrobacter, las cuales obtienen casi toda su energía de la oxidación de nitritos. Aunque la presencia natural de nitratos y nitritos en el medio ambiente es una consecuencia del ciclo del nitrógeno, por lo común los nitritos se encuentran en muy bajas concentraciones (OPS, OMS., 1980).

Fuentes artificiales

Fertilizantes. La producción agrícola depende en gran medida de que los suelos sean capaces de desarrollar cultivos con un buen rendimiento y esa capacidad es establecida por su fertilidad. El contenido de nutrientes de origen natural en los suelos, generalmente no es suficiente para lograr una

adecuada fertilidad, por esa razón se emplean los fertilizantes naturales orgánicos y químicos.

El nitrógeno es un nutriente vital para las plantas, quienes lo utilizan en la síntesis de proteínas para su crecimiento. Los fertilizantes nitrogenados aportan el nitrógeno necesario y a su vez, algunos de ellos son fuentes importantes de nitratos, dando lugar a través de su uso a un incremento de la presencia y concentración de éste en el medio. Los fertilizantes nitrogenados pueden ser de cuatro tipos:

- a) Nítricos: aportan el nitrógeno entre el 11 y el 16% en forma de nitratos. Ejemplos: NaNO_3 , $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$, KNO_3 .
- b) Amónicos: aportan el nitrógeno en alrededor del 21% en forma de amonio. Ejemplo: $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$
- c) Amónicos y nítricos: aportan el nitrógeno entre el 20 y 34% en formas de nitratos y amonio. Ejemplos : $(\text{NH}_4)\text{NO}_3$, $\text{Ca}(\text{NH}_4)_2$ y $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$.
- d) De Amidas: aportan en nitrógeno entre el 21 y el 45% en forma de amidas. Ejemplo: urea y cianamida de calcio. La acción de éstos es más lenta pues el nitrógeno amídico deberá
- e) transformarse en nitrógeno amónico y de nitratos. El nitrato de amonio es uno de los fertilizantes nitrogenados más empleados en la agricultura, se obtiene industrialmente a partir del amonio y del ácido nítrico y su composición en nitrógeno es del 33 al 34.5%.

La producción mundial de fertilizantes nitrogenados crece constantemente. Los niveles de aplicación son superiores en los países desarrollados (120-550 kg de N/Ha de suelo cultivable) que en los países en desarrollo (30 kg de N/Ha como promedio), aunque países como México y Cuba aplican 44 y 77 kg N/Ha respectivamente (García et al., 1994).

La circunstancia de que las plantas no pueden utilizar completamente el nitrógeno del suelo, reviste gran importancia. La utilización del nitrógeno puede oscilar entre un 25 al 85% según el cultivo y las técnicas agrícolas; por lo tanto, a fin de obtener una máxima producción, se aplica un exceso del fertilizante nitrogenado al suelo, razón por la cual aumenta substancialmente el arrastre de nitrógeno por las aguas pluviales (OPS, OMS., 1980).

Excretas animales. Otra fuente importante de nitratos son las excretas de animales, las cuales contienen grandes cantidades de sustancias nitrogenadas susceptibles de convertirse a nitritos y posteriormente a nitratos. El problema reviste caracteres más agudos cuando la explotación es intensiva, una práctica común en América del Norte. Así por ejemplo, un novillo de 450 kg de peso excreta alrededor de 43 kg de nitrógeno por año, por lo que un lote de engorda de 3200 cabezas producirá 1400 toneladas anuales, en una superficie relativamente reducida, esto es, una cantidad equivalente a la que producirían 260000 personas. Por lo tanto, estos lotes de engorda se constituyen en fuentes de "superficie reducida" de arrastre de nitrógeno. Sólo el 10% de estas excretas vuelve a las tierras cultivadas, pudiendo el resto ser arrastrado o percolado para llegar a las aguas superficiales o mantos freáticos, se ha comprobado que la concentración total de nitrógeno en distintos arrastres de aguas pluviales puede oscilar entre 50 y más de 5500 mg/l, lo cual demuestra la existencia de un problema considerable de contaminación ambiental (García et al., 1994).

Impacto de la porcicultura en la calidad del agua subterránea. El riego de zonas extensas de tierra de cultivo fertilizadas con desechos de animales contamina las aguas freáticas, especialmente cuando el nivel de nitrógeno y fosfato es mayor del que necesitan los cultivos. La acumulación del nitrógeno en el suelo ocasiona la penetración de nitratos en las aguas subterráneas. La presencia de nitratos en los sistemas públicos de abastecimiento constituye un peligro para la salud, ya que pueden producir nitrosaminas, que son cancerígenas en el estómago y un problema respiratorio, la metahemoglobinemia conocida como síndrome de los niños azules. La incidencia de esta enfermedad está mejor documentada cuando aparece vinculada al consumo de agua con niveles elevados de nitratos. Los nitratos contenidos en los alimentos y en el agua no son tóxicos para el hombre ya que son absorbidos y excretados rápidamente, pero en determinadas ocasiones, los nitratos son reducidos por las bacterias en la boca y los intestinos, produciendo nitritos. Los nitritos perturban procesos fisiológicos vitales como la capacidad de la sangre para transportar oxígeno, lo que conlleva a la cianosis y en algunas ocasiones a la muerte. Entre 1945 y 1965 se notificaron 3000 casos de esta enfermedad en los países industrializados, la mayor parte de ellos en pozos situados en las proximidades de granjas ganaderas donde existía una elevada concentración de nitratos. La contaminación directa de las aguas freáticas por las parcelas de engorda sigue siendo un problema relativamente

localizado, que suscita preocupación principalmente cuando se produce en las proximidades de las fuentes de abastecimiento de agua potable. Sin embargo, salvo en los casos en que las unidades de producción estén situadas en localidades sensibles, la filtración de nitratos procedentes del estiércol aplicado a las tierras de cultivo es muy inferior a la de fertilizantes químicos (Pacheco, 1997).

Desechos municipales, industriales y del transporte. Las descargas de desechos municipales e industriales constituyen fuentes concentradas de compuestos de nitrógeno que, en gran medida, son depositadas directamente en las aguas superficiales. La cantidad de nitrógeno en los desechos humanos se estima en unos 5 kg por persona por año (Comité de estudios sobre la acumulación de nitratos, 1972). Aun tratados, estos residuos representan una intensa carga de contaminación a las aguas, tanto superficiales como subterráneas, pues el tratamiento secundario elimina menos de la mitad del nitrógeno (aproximadamente el 20%). Los iones amonio en el efluente de tanques sépticos se pueden convertir rápidamente en nitratos, que pueden penetrar hasta cierta distancia del tanque. Los cienos en las instalaciones de tratamiento y tanque sépticos, también se deben de evacuar y representan otra fuente significativa de contaminación por nitrógeno. Los procedimientos de evacuación de residuos sólidos, especialmente los terraplenes sanitarios y vaciaderos, pueden constituir una fuente de contaminación del agua por compuestos del nitrógeno.

Es fundamental la diferenciación entre la contaminación por fuentes puntuales fácilmente identificables y la contaminación difusa. La principal preocupación es la carga contaminante al subsuelo asociada con saneamiento sin alcantarillado que emplea en áreas residenciales, tanques o fosas sépticas y letrinas. El riesgo potencial de contaminación por nitratos proviene de las unidades de descomposición de excretas in situ, esto se hace evidente, si consideramos que el promedio del nitrógeno que llega al agua subterránea proveniente de una familia formada por cuatro personas que descarga sus tanques sépticos en suelos arenosos es de aproximadamente 7.5 kg cada año, lo que representa el 35 al 40% del total depositado. En dependencia con las condiciones hidrogeológicas, estos valores pueden fluctuar desde el 25 al 60%. Por lo tanto, una población de 20 personas/Ha representa una descarga de hasta 100 kg /Ha /año que si fuera oxidada y lixiviada con 100 mm/año de infiltración, pudiera resultar en una descarga local de aguas

subterráneas que alcancen una concentración de 440 mg/l, por lo que puede hacerse una estimación del grave problema ecológico al que se enfrentan las áreas a las que llegan las aguas residuales de los grandes asentamientos humanos. Se considera que la oxidación del amoníaco de las descargas de tanques sépticos es la principal fuente de contaminación del agua subterránea en Buenos Aires, en donde cerca de un 60% de la población continúa sin alcantarillado. A ello, se suma la descarga al suelo de desechos nitrogenados de la industria alimentaria y la infiltración de las aguas servidas por fugas de áreas con alcantarillado. Por otra parte, la gran mayoría de las lagunas de estabilización presentan fugas equivalentes a una infiltración de más de 10 a 20 mm/día, resultando en otra fuente de contaminación de nitratos para las aguas subterráneas.

El contenido de nitrógeno de los desechos industriales es sumamente variable; las industrias del combustible y la elaboración de alimentos y las refinerías del petróleo, pueden constituir fuentes importantes de contaminación por nitrógeno.

Los óxidos de nitrógeno descargados a la atmósfera por fuentes artificiales, como los automotores, el consumo de combustibles fósiles y los procesos industriales, ascienden a cerca de 50 millones de toneladas por año en escala global (OPS, OMS., 1980). Otras fuentes locales pueden ser: la fabricación de ácido nítrico, la galvanoplastia y los procesos de fabricación de explosivos.

Tal como ocurre con los originados de forma natural, una parte considerable de estos óxidos es eliminada de la atmósfera y el nitrógeno vuelve a la superficie terrestre en forma de nitratos, aunque puede señalarse que generalmente ésta es una fuente de poca importancia (García et al., 1994).

Isótopos del nitrógeno

El nitrógeno tiene dos isótopos estables ^{14}N (99.63 % de átomos en el aire) y ^{15}N (0.37 % de átomos en el aire). La abundancia relativa de ^{15}N (relación de $^{15}\text{N} / ^{14}\text{N}$) en los nitratos del agua subterránea pueden ser usadas para distinguir los nitratos originados de desechos de animales de aquellos originados por otras fuentes (Flipse et al., 1984).

Kreitler y Jones en 1975, encontraron que los nitratos en suelos de corrales y campos de drenaje de tanques sépticos tuvieron una relación $^{15}\text{N} / ^{14}\text{N}$

más alta que los nitratos en suelos correspondientes a campos de algodón fertilizados.

Gormly y Spalding en 1979, midieron la relación $^{15}\text{N} / ^{14}\text{N}$ de nitratos en suelos pertenecientes a granjas y plantíos fertilizados y de nuevo, los suelos de granjas tuvieron proporcionalmente más ^{15}N que los suelos fertilizados.

El contenido isotópico es comúnmente expresado como una desviación del estándar, en la forma:

$$\delta^{15}\text{N} (\text{o/oo}) = \left[\frac{(^{15}\text{N} / ^{14}\text{N})_{\text{muestra}} - (^{15}\text{N} / ^{14}\text{N})_{\text{estándar}}}{(^{15}\text{N} / ^{14}\text{N})_{\text{estándar}}} \right] \times 1000$$

Un valor positivo de $\delta^{15}\text{N}$, indica una proporción más alta de ^{15}N en la muestra que en el estándar.

En ambos casos, encontraron que $\delta^{15}\text{N}$ de nitratos de fuentes de desechos de animales exceden +10 o/oo y valores de $\delta^{15}\text{N}$ en aguas subterráneas bajo tierras cultivadas son menores que +10 o/oo, sean o no campos fertilizados. Los últimos autores, también hicieron una diferenciación entre fuentes fertilizadas ($\delta^{15}\text{N} < +3.5$ o/oo) y nitratos de suelos naturales ($\delta^{15}\text{N}$ de 3.5 a 10 o/oo) basados en la relación de isótopos de fertilizantes antes de su aplicación. Sin embargo, los fertilizantes son sujetos a pérdidas de amonio volátil, según estudios realizados por Watkins y colaboradores en 1972 y denitrificación, según reportaron Rolston y colaboradores en el año de 1980, ambos de los cuales pueden resultar en un incremento relativo de ^{15}N en el material remanente (Flipse et al., 1984).

Casos de estudio

En el estado de Nebraska, EUA, en 1976, Boyce y colaboradores, encontraron que algunos nitratos pueden ser el resultado de grandes cantidades de nitrato geológico en las capas profundas al suroeste y la porción central del estado. Por otra parte, Olsen en 1974, determinó que la concentración promedio de los nitratos en el agua subterránea se incrementó un 25% en la década de 1960-1970, encontrándose el mayor incremento en muchas áreas con irrigación intensiva de suelos arenosos. Durante 1976-1977, las concentraciones de nitratos ascendieron a 10 mg/l, en 183 de las 256 muestras de agua subterránea colectadas de varios condados en Nebraska según un estudio realizado por Gormly y Spalding en 1979. La comparación de los valores isotópicos con las fuentes potenciales de nitratos, sugirieron que la fuente primaria de contaminación en la mayoría de los pozos tuvieron concentraciones significativas de nitratos derivadas de desechos de

animales. Investigaciones en el Valle Paraíso de Arizona efectuados durante 1974 y 1977, por Silver y Fielden, delimitaron áreas de agua subterránea de hasta 132 mg/l de nitratos. En este estudio, se desarrollaron dos interpretaciones alternativas para explicar las posibles fuentes del exceso de nitratos; la primera, fue una interpretación convencional identificando el uso de fertilizantes nitrogenados como la fuente primaria y la disposición de efluentes de aguas de desecho tratadas como fuente secundaria. Una interpretación alternativa, identificó al cloruro de amonio lixiviado en una unidad de grava y arena localizada por debajo de la superficie. En el Valle de Connecticut, De Roo (1980), estudió las contribuciones de tierras agrícolas respecto a las concentraciones de nitratos en el agua subterránea. Las concentraciones de nitratos en el agua subterránea bajo el campo experimental promediaron 3 mg/l durante tres años, pero después de lluvias intensas, las concentraciones excedieron a 10 mg/l. En Iowa, McDonald y Splinter (1982), estudiaron las concentraciones de nitratos en aguas superficiales y pozos someros. Concentraciones mayores a 45 mg/l fueron comunes durante los períodos de bajo flujo del río en el otoño y el invierno. La infiltración de nitratos en acuíferos someros fue evidente, incrementándose de forma inesperada debido al uso de amoníaco anhidro. El agua subterránea en pozos más profundos, tuvo niveles de nitratos mucho más bajos que el agua subterránea proveniente de pozos someros, sugiriendo que la concentración no ha alcanzado los acuíferos más profundos (Canter, 1990).

En Phelps County, Missouri y sus alrededores, la información de 675 pozos mostró que se pueden identificar y mapear áreas de diferente calidad de agua subterránea. La mejor calidad de agua, juzgada por su bajo contenido de nitratos y densidad de bacterias coliformes se encontró en áreas de relativamente poca agricultura. El efecto adverso del uso de tierra agrícola, es más severo en áreas kársticas intensamente desarrolladas que en áreas en donde el karst no es evidente. Las concentraciones de nitratos en el agua subterránea variaron estacionalmente y en respuesta a la lluvia, y decrecieron con el incremento de la profundidad del pozo (Tryon, 1976).

Las concentraciones de nitratos en pozos someros (< 3m) en la planicie costera de Carolina del Norte, bajo diferentes tipos de suelo, condiciones de drenaje y tipos de cultivos, fueron monitoreados por Gillivan y colaboradores en 1974. Los niveles de nitratos fueron siempre bajos (1 mg/l o menos) en las

aguas subterráneas bajo áreas maderables pero fueron algo más altos en campos cultivados, usualmente entre 1 y 5 mg/l aunque ocasionalmente fueron medidos valores de entre 10 y 20 mg/l. Las concentraciones de nitratos en todos los pozos fueron más altas durante los meses de invierno, sin alguna relación con el cultivo. Asimismo, las concentraciones fueron siempre mayores en la porción central del campo experimental, más que en las esquinas, pudiendo ser la denitrificación la causante de este comportamiento. Hubo poca diferencia de las concentraciones de nitrógeno amoniacal en el agua subterránea bajo campos cultivados con madera o pasto (con concentraciones normalmente en el rango de 0.1 a 1 mg/l), con los niveles más altos encontrados en suelos pobremente drenados. Basados en las características de sedimentos superficiales, se concluye que poca cantidad de los nitratos presentes en el agua subterránea somera se mueve a acuíferos profundos en cualquier área de la planicie costera de Carolina del Norte. Sin embargo, la cantidad de nitratos que se mueve a través de los sedimentos superficiales a los manantiales, probablemente varía con la localización y las características de las capas confinantes (Canter, 1990).

Un estudio realizado en Carolina del Sur durante 1971-1972 por Peele y Gillingham, reveló altas concentraciones de nitratos en el agua subterránea y en el efluente del drenaje. Se concluyó que aplicaciones excesivas de fertilizantes nitrogenados por arriba de las cantidades necesarias para el crecimiento de las plantas, incrementan el contenido de nitratos en aguas subterráneas someras y en perfiles del suelo. De Walle y Schaff's en 1980, detectaron un incremento gradual de la concentración de nitratos en el agua subterránea en el condado central de Pierce, durante un período de 30 años. Esta es un área densamente poblada, con la mayor parte de la contaminación originada de drenajes de tanques sépticos. Los perfiles de profundidad, mostraron altas concentraciones cerca de la superficie decreciendo con la profundidad. Los valores más altos de nitratos y coliformes se encontraron durante el invierno, cuando la infiltración de la lluvia disolvió y lixivió los contaminantes (Gopal, 1990).

En el acuífero de Ogalla, en un área de 27 condados al oeste de Texas, Reeves y Miller (1978), estudiaron la distribución de nitratos, cloruros y sólidos disueltos. Los resultados mostraron áreas diseminadas con pobre calidad del agua. La distribución regional puede ser el resultado de migración a largo plazo del agua subterránea, pero la

calidad del agua en el presente y su distribución, tanto como en tiempo, distancia, estratigrafía y permeabilidad, sugiere la contaminación del agua subterránea por migración vertical más que por migración lateral. La mayoría de los valores altos de nitratos (> 45 mg/l) ocurren en áreas con suelos arenosos cultivados intensamente, por lo que se sugiere como fuente de nitratos, la lixiviación de fertilizantes. Sin embargo, las altas concentraciones de cloruros y sólidos disueltos que esencialmente existen en la misma área geográfica, probablemente representan un escurrimiento vertical o lateral de agua salina de cuencas de lagos y migración local vertical de acuíferos salinos de origen cretácico (Canter, 1990).

Desde 1980, la Geological Survey de Iowa en conjunto con numerosas agencias locales, estatales y federales e investigadores universitarios, han estado investigando el impacto de químicos agrícolas, específicamente los fertilizantes nitrogenados y plaguicidas en el agua subterránea. Libra y colaboradores en 1990, han documentado la magnitud de la contaminación del agua subterránea resultante de agroquímicos, la penetración en los mecanismos que liberan agroquímicos al agua subterránea e identificación de los asentamientos hidrogeológicos que son susceptibles a la contaminación agrícola. La susceptibilidad de asentamientos hidrogeológicos que han sido investigados incluyen áreas kársticas donde los acuíferos están cerca a la superficie de la tierra y acuíferos aluviales. Se estudió la calidad del agua subterránea en un acuífero somero kárstico debido a prioridades en el área y a su importancia local respecto a problemas de calidad del agua y se realizó una base de datos definiendo la hidrogeología, suelos y la utilización del suelo en la cuenca. Este acuífero llamado Galena, que abastece de agua a un gran manantial, está compuesto de dolomita y calcita; posee dos propiedades que a menudo resultan en características hidrogeológicas anómalas, relativas a acuíferos de rocas kársticas. Estas propiedades son: baja permeabilidad primaria y alta solubilidad en agua, la cual es insaturada respecto a minerales carbonatados.

La baja permeabilidad primaria, resulta en una recarga al agua subterránea y flujo concentrado en fracturas, mientras que la solubilidad de las rocas carbonatadas permite el engrandecimiento de las fracturas. El amplio rango de permeabilidades que son posibles en acuíferos carbonatados da como resultado varios tipos de flujo de agua subterránea y mecanismos de recarga y descarga. White en 1977, usó los términos de “flujo conducido” para describir

el movimiento a través de grandes zonas de cavernas abiertas o conductos y el término “flujo difuso” para caracterizar el flujo a través de fracturas relativamente no modificadas y planos de capas uniformes. Los acuíferos carbonatados caracterizados por flujo conducido son recargados grandemente por la captura parcial o completa de la superficie de escorrentía por cenotes. El flujo difuso en acuíferos carbonatados recibe la recarga a través de la infiltración a lo largo de fracturas y la matriz rocosa de baja permeabilidad.

Los resultados del monitoreo que se discutieron incluyen:

- a) las tendencias estacionales en las concentraciones de nitratos en todas las partes del sistema hidrológico, desde la infiltración reciente en el agua subterránea somera hasta los grandes manantiales que actúan como zonas de descarga del agua subterránea,
- b) la importancia relativa del sistema de agua subterránea recargada por flujo conducido por cenotes en comparación con el sistema de flujo difuso recargado por infiltración y
- c) la magnitud de las pérdidas de agroquímicos en el sistema hidrológico.

Respecto a las tendencias estacionales, la liberación de nitratos y otros contaminantes al agua subterránea derivados de la superficie es controlada por el tiempo y el volumen de la recarga de agua subterránea. Las relaciones entre precipitación, recarga y descarga son complejas, pero muestran tendencias estacionales definidas (Libra et al., 1990).

Las concentraciones de nitratos en el agua subterránea en Long Island, Nueva York, se han incrementado marcadamente durante los últimos 30 años. Una cantidad significativa de ese incremento ha sido atribuida a los fertilizantes usados en el césped y jardines además de las descargas de tanques sépticos. El incremento en las concentraciones de nitratos es de particular importancia en la parte central y este de la isla, ya que el agua subterránea es la única fuente de agua para beber. El agua subterránea fue muestreada en 14 pozos ademas cerca del nivel freático en un desarrollo habitacional construido en 1970. Las muestras fueron colectadas durante 1972-1979 y analizadas para determinar nitrógeno amoniacal, nitrógeno orgánico y nitratos. Los análisis estadísticos indicaron que la concentración de nitratos en los pozos se incrementaron significativamente. Las

cargas de nitrógeno fueron estimadas de 2300 kg/año provenientes de los fertilizantes, 80 kg/año del agua de irrigación, 200 kg/año de animales y menos de 67 kg/año de la precipitación, las descargas de tanques sépticos se supusieron despreciables. La relación de los isótopos del nitrógeno sugirió que la fuente más importante fue la derivada de actividades agrícolas más que la de desechos humanos o animales (Flipse et al., 1984).

En el agua freática del acuífero arenoso de la planicie costera de Israel, se encontró un nivel promedio de nitratos de 53 mg/l. El estudio isotópico de estas aguas, mostró valores de $\delta^{15}\text{N}$ en el rango de +4.7 a +11.4 o/oo, sugiriendo que los nitratos se derivan de la oxidación de materia orgánica del suelo y en casos específicos de desechos de animales. Únicamente una muestra tuvo $\delta^{15}\text{N} = -0.3$ o/oo que

podría indicar una derivación a través de la aplicación de fertilizantes. El agua de las plantas de tratamiento de desechos, usada para irrigación o para filtración en el acuífero, es altamente enriquecida en ^{15}N (+19.2 a +28.8 o/oo) reflejando la volatilización del amonio. Los resultados mostraron que con excepción de cuatro pozos, los valores de ^{15}N para nitratos de pozos agrícolas y abastecimientos públicos de agua en las ciudades, estuvieron en el rango de +4.5 a +8.6 o/oo. Tres pozos que dieron nitratos ligeramente enriquecidos en ^{15}N ($\delta^{15}\text{N}$ de +9.1 a +11.4 o/oo) fueron localizados en un área de producción ganadera y una cuarta muestra tuvo un valor negativo de $\delta^{15}\text{N}$; además, los datos no mostraron correlación entre el contenido de nitratos y el valor de $\delta^{15}\text{N}$ (Kaplan y Magaritz, 1986).

REFERENCIAS

- Canter, L.W. 1990. Nitrate and pesticides in ground water : an analysis of a computer based literature research. In: Ground Water Quality and Agricultural Practices. Edited by: Deborah M. Fairchild. Lewis Publishers. pp. 153-174.
- Comité de estudio sobre la acumulación de nitratos. 1972. Acumulation of Nitrate. Washington, D.C., Academia Nacional de Ciencias. pp. 48.
- Flipse, W.J., Katz, B.G., Lindner, J.B. y Markel, R. 1984. Sources of nitrate in ground water in a sewerred housing development, Central Long Island, New York. Ground Water, Vol. 22, No. 4, pp. 418-426.
- Freeze, R.A. y Cherry, J.A. 1979. Groundwater. Prentice Hall, Inc. pp. 367-389.
- García, R.M., García, M.M. y Cañas, P.R. 1994. Nitratos, Nitritos y compuestos de N-nitroso. Centro panamericano de Ecología Humana y Salud. Organización Panamericana de la salud. Organización Mundial de la Salud. Serie Vigilancia 13. pp. 19-27.
- Gopal, B.K. 1990. Investigation of nitrate contamination in shallow ground waters near Woodward, Oklahoma. In: Ground Water Quality and Agricultural Practices. Edited by: Deborah M. Fairchild. Lewis Publishers. pp. 247-264.
- Gormly, J. R., and R. F. Spalding. 1979. Sources and concentrations of nitrate-nitrogen in ground water of the Central Platte Region, Nebraska. Ground Water. pp. 17:291-301.
- Libra, R.D., Hallberg, G.R., y Hoyer, B.E. 1990. Impacts of agricultural chemicals in ground water quality in Iowa. Ground Water Quality and Agricultural Practices. Edited by: Deborah M. Fairchild. Lewis Publishers. pp. 185-215.
- Heaton, T. 1985. Isotopic and chemical aspects of nitrate in the ground water of the Springbok Flats. Water, SA. Vol. 11, No. 4, pp. 199-208.
- Hendry, J. 1988. The nitrate problem. Water Well Journal. Vol. 42, No. 8, pp. 4-5.
- Hurlburt, S. 1988. Water Well Journal. Vol. 42, No. 8, pp. 37-42.

Kreitler, C.W. y Jones, D.C. 1975. Natural soil nitrate: the cause of the nitrate contamination of ground water in Runnels County, Texas. *Ground Water*. Vol. 13, pp. 53-61.

Kaplan, N. y Magaritz, M. 1986. A Nitrogen isotope study of the sources of nitrate contamination in groundwater of the Pleistocene coastal plain aquifer, Israel. *Water Resource*. Vol. 20, No. 2, pp. 131-135.

OPS, OMS., 1980. Organización Panamericana de la Salud. Organización Mundial de la Salud. Nitratos, nitritos y compuestos de N-nitroso. *Criterios de salud ambiental* 5. pp. 21-25.

Pacheco, A.J., Sauri, R.M. y Cabrera, S.A. 1997. Impacto de la porcicultura en el medio ambiente. *Ingeniería. Revista Académica de la Facultad de Ingeniería de la Universidad Autónoma de Yucatán*. México.

Tryon, C.P. 1976. Ground water quality variation in Phelps County, Missouri. *Ground Water*. Vol. 14, pp. 214-223.

White, W. B. 1977. Conceptual models for carbonate aquifers: revisited. In: Dilamarter, R. R. and Csallany, S. C. (Eds.): *Hydrologic Problems in Karst Terrains*. Western Kentucky University, Bowling Green, KY, 176-187.