

DEPURACION DE AGUAS RESIDUALES URBANAS POR FILTRACION A TRAVES DE LA FRANJA NO SATURADA DE UN ACUIFERO ALUVIAL

Antonio CASTILLO (1); Alberto RAMOS-CORMENZANA(2); Claudia INCERTI (2)
y Luis GOMEZ (2)

(1) Instituto Andaluz de Geología Mediterránea (C.S.I.C.- Univ. Granada). Facultad de Ciencias, Avda. Fuentenueva s/n. 18071 Granada

(2) Departamento de Microbiología (Univ. Granada). Facultad de Farmacia, Campus Universitario de Cartuja. 18071 Granada

RESUMEN

Se comentan los resultados obtenidos en una experiencia de infiltración forzada con aguas residuales urbanas sin depurar, procedentes de la ciudad de Granada. La experiencia se desarrolló en una parcela del acuífero aluvial de La Vega de Granada. El objetivo perseguido fue el de explorar el poder autodepurador del suelo y de la franja no saturada del terreno en condiciones fuertemente desfavorables. Bajo la superficie del punto del ensayo, el tramo no saturado tenía una potencia de 21 m, y estaba constituido por un nivel de suelo arcilloso de 1,5 m, seguido de un paquete aluvial, muy permeable, de gravas, arenas y limos.

La infiltración forzada se realizó por inundación permanente de una balsa de 1.000 m² y 30 cm de altura. La admisión total fue del orden de 800 mm, y se hizo nula a partir de las 35 horas de iniciada la recarga por colmatación de la franja superior del suelo.

El seguimiento analítico se llevó a cabo en un pozo situado a 23 m del frente de inundación, en el sentido del flujo subterráneo. El control de los constituyentes químicos confirmó mínimos incrementos de concentración de los constituyentes mayoritarios del agua subterránea; hubo, no obstante, un repunte sensible en la concentración de los nitratos, y, en menor medida, de sulfatos y cloruros, se supone que contenidos previamente en la franja no saturada, y lavados a través de la ola de recarga.

El seguimiento microbiológico detectó un fuerte incremento de coliformes totales (CT) y fecales (CF), y de enterococos (E), antes de iniciarse el ascenso piezométrico; las concentraciones de estos microorganismos retomaron a los valores previos a la inundación, transcurridas 200 horas desde el comienzo de ésta. Una evolución inversa presentaron las bacterias aerobias (A).

Palabras clave: Agua residual urbana, autodepuración, infiltración forzada, franja no saturada, acuífero aluvial

INTRODUCCION

En el acuífero detrítico aluvial de La Vega de Granada se vienen realizando estudios y controles periódicos desde la década de los 60 (FAO/IGME, 1972, Castillo, 1986, ITGE, 1989...); su superficie es de 200 km², y posee unos recursos y reservas hídricas del orden de los 200 hm³/a y 1.500 hm³, respectivamente. El alto valor de los recursos, en comparación con la superficie del sistema, está ligado a la existencia de importantísimos aportes procedentes de la infiltración de las aguas superficiales (riegos,

infiltración desde cauces y acequias...) que acceden a La Vega de Granada, drenando una superficie próxima a los 3.000 km².

La práctica totalidad del área ocupada por este acuífero soporta una intensa agricultura de regadío, así como una población de unos 400.000 habitantes, repartidos en una treintena de núcleos, entre los que destaca Granada capital, con cerca de 300.000 habitantes.

Desde la dominación morávide se conservan evidencias de haberse utilizado las aguas residuales urbanas en regadío; esta práctica continúa en nuestros días, si bien, es cierto que cada vez son mayores los esfuerzos por depurar las aguas residuales; en concreto, en 1991 entraron en funcionamiento dos macrodepuradoras para la ciudad de Granada, pero hasta ese momento se calcula que se empleaban unos 25 hm³/a de aguas residuales urbanas sin depurar en regadío.

Con el contexto descrito, y próximos a la entrada en funcionamiento de dichas depuradoras, se inició un proyecto de investigación (Ramos-Cormenzana y otros, 1990) tendente a conocer la situación previa de afección y contaminación del acuífero por este tipo de vertidos. Dentro de esa investigación se diseñó la experiencia objeto de esta publicación.

MATERIAL Y METODOS

Descripción de la experiencia

La experiencia se realizó a finales de 1989 (del 8 de Noviembre al 1 de Diciembre), y consistió, como ya se ha comentado, en provocar una recarga forzada con aguas residuales urbanas brutas en un área limitada y representativa del acuífero de La Vega de Granada. Se trataba, con ello, de ver la respuesta del medio ante una situación extrema; no obstante, la experiencia ensayada no corresponde a una situación inusual en La Vega de Granada, ya que son frecuentes, todavía, los riegos por inundación con aguas residuales sin depurar, considerados por los agricultores como reconstituyentes de la fertilidad del suelo y útiles para la desalinización de éste.

Se eligió una parcela rectangular de unos 1.000 m² (50 x 20 m), ubicada en el cortijo de Trevijano (t.m. de Granada). La parcela se aró previamente, y en ella se levantó un muro de tierra perimetral, junto a otras dos separaciones ortogonales dentro de la parcela, todas ellas de unos 45 cm de altura. Las divisiones interiores, interconectadas por un único punto entre sí, tuvieron como finalidad repartir más homogéneamente el agua por toda la superficie, así como mejorar las condiciones de infiltración, a través de incrementar el recorrido y el tiempo de circulación del agua.

En cabeza de parcela se hizo llegar un ramal de una acequia portadora de aguas residuales, sin mezcla con otro tipo de aguas. Unos 100 m aguas arriba de la entrada, se dispuso un vertedero rectangular, con aliviadero y derivación de caudales sobrantes, a fin de homogeneizar y garantizar la entrada en continuo de un caudal estable. Con el dispositivo diseñado se consiguió un caudal de alimentación de 80 l/s. Durante el desarrollo de la experiencia hubo ausencia de precipitaciones.

La parcela disponía de un único punto de aliviadero, situado en la esquina

diagonalmente opuesta a la del punto de entrada; en este lugar se acopló otro vertedero rectangular de las mismas características del anterior, a fin de facilitar los correspondientes aforos diferenciales (entradas-salidas). Los pasos de agua por los muros de tierra se protegieron con sacos de tierra para evitar la erosión y el desmoronamiento de éstos.

El dispositivo se completó con la disponibilidad de un pozo (nº ITGE 19417157), situado a 23 m del frente de inundación en el sentido del flujo subterráneo. El pozo era levemente penetrativo en la franja saturada del acuífero, situada a partir de los 21 m de profundidad, y durante la realización de la experiencia fue dedicado en exclusiva a la toma de niveles y de muestras periódicas; estas últimas se recogieron con tomamuestras de la superficie saturada.

Determinaciones físico-químicas

La determinación de la conductividad, pH, potencial redox, temperatura y oxígeno disuelto se realizó "in situ" por métodos directos. En campo se hicieron, también, determinaciones preliminares de nitritos, amonio y fosfatos; para ello se utilizó un espectrofotómetro de campo "Lasa Aqua", de la firma Lange.

En laboratorio se determinaron los siguientes constituyentes: cloruros por valoración con nitrato de plata; sulfatos, por turbidimetría con iones bario; bicarbonatos, por valoración con ácido clorhídrico; calcio y magnesio por EAA; sodio y potasio por fotometría de llama; nitratos por EUV con brucina; nitritos por EV con reactivo de Zambelli; amonio por EV con reactivo Nessler; y fosfatos por EV con azul de molibdeno.

Detección de microorganismos

Para la determinación de coliformes totales (CT) y fecales (CF) se utilizó el método de membrana filtrante (Anon, 1989), pasando un volumen de 100 ml de las diluciones adecuadas de cada muestra por filtros Millipore^R con tamaño de poro de 0,45 µm. Estos se colocaron en placas con medio base Endo-MF, que se incubaron a 37°C durante 24 horas para los CT y a 44°C para los CF. Se identificaron las colonias rojo-rosas (lactosa +), con o sin producción de pigmento verde metálico, como coliformes.

Para la detección de enterococos (E) se pasaron diluciones de las muestras por idénticos filtros, y se colocaron en medio KF-estreptococos, incubando a 37°C durante 24 horas. Las colonias de estreptococos aparecieron rojo-salmón.

El recuento de bacterias aerobias (A) se efectuó inoculando diluciones seriadas sobre medio nutritivo (TSA) a sobrefusión, que se incubó a 37°C durante 24 horas.

Para los clostridios sulfito-reductores las muestras fueron calentadas a 80°C durante 10 minutos, antes de filtrar 20 ml de agua. El filtro en agar-sulfito férrico se incubó a 37°C en condiciones anaerobias durante 48 horas. Las colonias que reducen el sulfito se presentan negras.

En la detección de Salmonella se realizó una concentración por filtración de la muestra, colocando el filtro para enriquecimiento en caldo de selenito, incubando 18 a 20 horas a 39°C. Se inocularon sobre medio de Hecktoen, confirmando las cepas por pruebas tales como Oxidasa, Kligler, Ureasa, Ornitina, Fenilalaninadesaminasa, movilidad y Gram.

RESULTADOS Y DISCUSION

Comportamiento de la recarga

La inundación se inició a un caudal constante de 80 l/s, consiguiéndose alcanzar el nivel de aliviadero a la hora. A las tres horas de iniciada la experiencia hubo de reducirse el caudal de entrada a 60 l/s, por peligro de desplome de los muros perimetrales; en ese momento, la admisión se había reducido ya a 13 l/s, caudal de admisión que se mantuvo sensiblemente estable hasta transcurridas 22 horas de iniciada la recarga. A partir de ese momento, y hasta las 35 horas, la admisión se fue reduciendo paulatinamente hasta obtener una salida en continuo de 60 l/s, equivalente al caudal de entrada, a partir de las 35 horas. Pese a no existir ya admisión, la inundación se prolongó hasta las 135 horas de iniciada la experiencia; el control analítico se mantuvo, no obstante, hasta las 550 horas. En la gráfica de la figura 1 se ha representado la evolución temporal descrita, obtenida para los aforos diferenciales "entradas-salidas" de la balsa de recarga.

Una vez cubierta la capacidad de almacén de la balsa de recarga, estimada en unos 300 m³, y la capacidad de campo de la superficie inundada, calculada en otros 70 m³, se estima que se debió producir una recarga del orden de 800 m³. Este valor equivale, dada la superficie inundada, a una tasa de infiltración total y máxima de unos 800 mm.

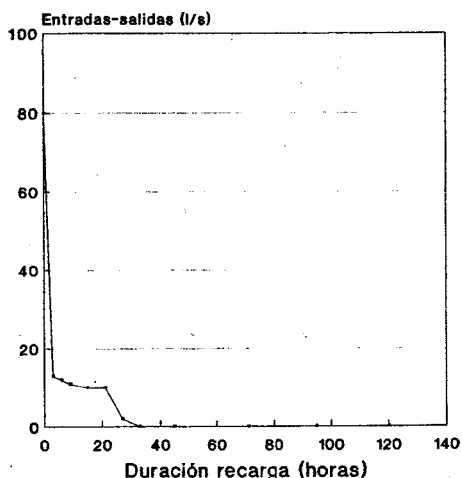


Figura 1. Evolución temporal de la recarga

La ola de recarga tardó unas 40 horas en empezar a manifestarse piezométricamente en la captación de control; el incremento máximo de nivel se produjo a las 68 horas, y supuso una elevación del nivel piezométrico de 108 cm (ver figura 2). Con estos datos, se estima que la velocidad de infiltración inicial fue del orden de los 50 cm/hora.

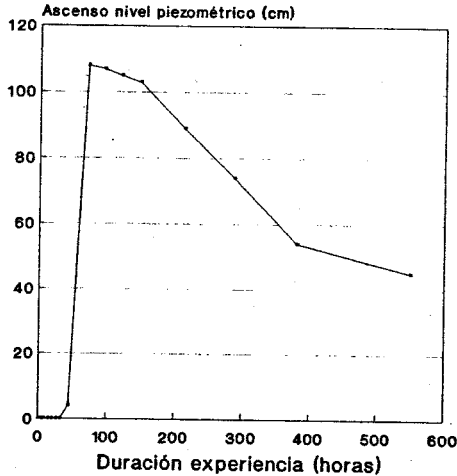


Figura 2. Evolución del nivel piezométrico

Comportamiento de los constituyentes químicos mayoritarios

Antes de procederse a la infiltración, se realizaron varios análisis del agua residual y del agua subterránea extraída del pozo de control. El agua subterránea presentó una conductividad del orden de 1.050 $\mu\text{S}/\text{cm}$ y facies sulfatada cálcica; los valores químicos obtenidos reflejaron una moderada contaminación de origen agrícola (40 mg/l de NO_3^-), y mínima para los tipos orgánico y tóxico. El análisis microbiológico detectó una leve contaminación fecal, con presencia de CT, CF y A, y ausencia de E, clostridios y Salmonella.

Las aguas residuales presentaron una gran variabilidad composicional, dependiendo de las horas de toma. La conductividad media obtenida fue del orden de los 650 $\mu\text{S}/\text{cm}$. En el cuadro 1 se presentan, comparativamente, los valores promedio obtenidos para algunos parámetros significativos del agua residual.

Una vez iniciada la recarga se diseñó un seguimiento piezométrico y analítico periódico del agua subterránea; en ninguno de los análisis realizados se detectaron indicios externos de contaminación, con ausencia de color, olor y turbidez. Los constituyentes químicos determinados se mantuvieron sensiblemente estables en los valores de concentración iniciales, y, consecuentemente, también la conductividad (ver figura 3).

Conductividad	μS/cm (25 °C)	1.060	664
pH	--	7,3	7,7
Tª	ª C	15,2	17
S.S	mg/l	0	320
DBO ₅	mg O ₂ /l	0	290
Coliformes	cfu/ml	0,15	1,49.10 ⁵
Enterococos	cfu/ml	0	4,4.10 ³
Aerobios (37 °C)	cfu/ml	1,5	3,15.10 ⁶

Tabla 1.-Algunos valores promedio de las aguas residuales (columna de la derecha) y subterráneas bajo el punto de inyección (columna de la izquierda), antes de iniciarse la recarga

Hubo, no obstante, algunas excepciones, con incrementos moderados, pero de especial significación. El incremento más notable fue el presentado por los nitratos (de 40 a 98 mg/l; ver figura 4), seguido por el de sulfatos y cloruros, se supone que almacenados en el suelo y en la franja no saturada, y lavados por la ola de recarga provocada. Una evolución parecida fue presentada por los nitritos (ver figura 5), en este caso reflejo de una oxidación incompleta de los elevados contenidos de amonio presentes en el agua residual aplicada. En cualquier caso, cabe resaltar la evolución seguida por los nitratos, verdaderos trazadores de la ola de recarga conseguida. La relación nivel piezométrico-nitratos aportó un coeficiente de correlación de 0,958.

Por el contrario, no se detectó en ninguna de las muestras analizadas fosfatos; asimismo, los niveles de amonio se mantuvieron, en todo momento, en cifras muy bajas.

Comportamiento de los microorganismos

En paralelo con la determinación de los constituyente químicos se hizo un seguimiento de algunos tipos de microorganismos representativos; en concreto, se determinaron coliformes totales (CT), coliformes fecales (CF), enterococos (E), bacterias aerobias (A), salmonellas y clostridios sulfito-reductores.

La mayor parte de los microorganismos analizados se detectaron con anterioridad a los incrementos piezométricos y de los constituyentes químicos determinados. El comportamiento presentado por CT y CF (ver figura 6) fue el que mejor reflejó la afección provocada por la inyección de aguas residuales. A las 9 horas de iniciada la recarga se detectó el primer incremento significativo. De forma muy similar se comportaron los E, cuyo primer incremento se produjo con algo más de retardo, a las 21 horas.

Las bacterias aerobias mostraron el primer aumento significativo a las 33 horas (ver figura 7), coincidiendo con el de los nitritos.

En dos muestras, a más de 140 horas del comienzo de la experiencia, se aislaron salmonellas. En ningún caso se detectaron clostridios sulfito-reductores.

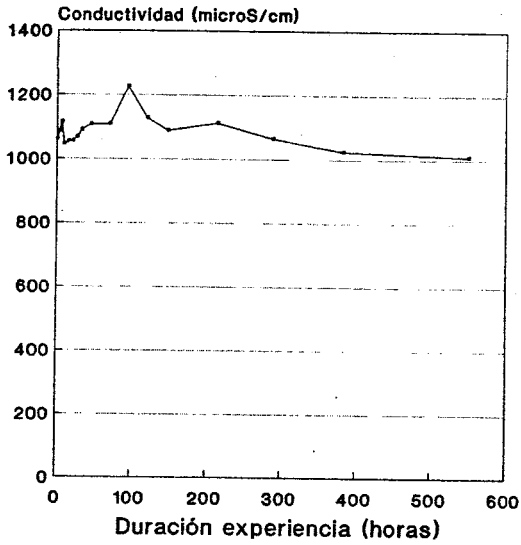


Figura 3. Evolución de la conductividad

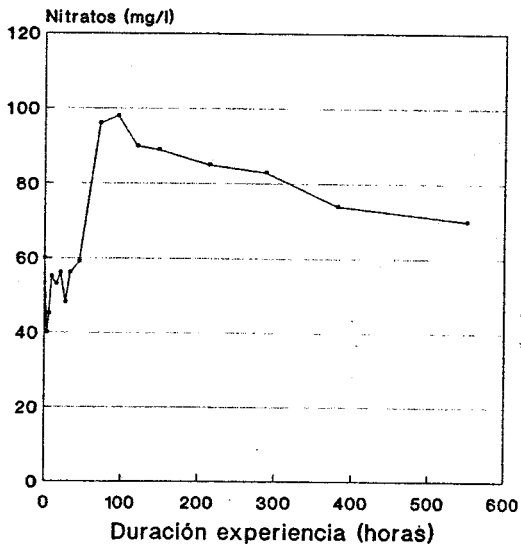


Figura 4. Evolución de los nitratos

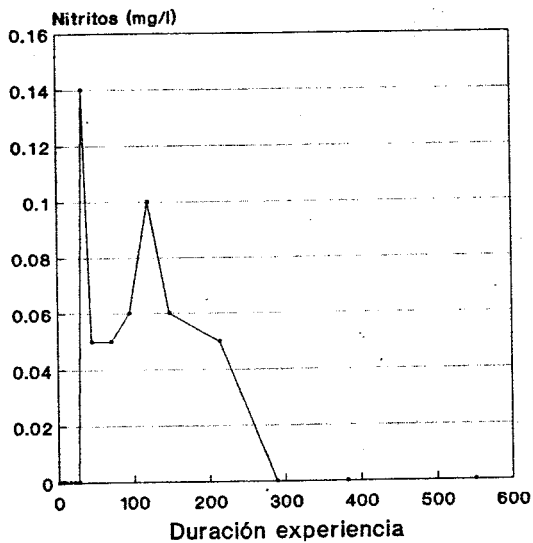


Figura 5. Evolución de los nitritos

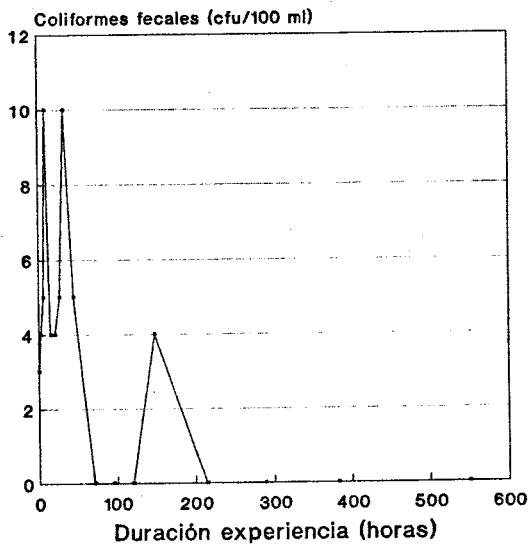


Figura 6. Comportamiento de Coliformes totales y fecales

Sobre las 200 horas de iniciada la recarga, tras fuertes oscilaciones, se redujeron a sus mínimos niveles iniciales los contenidos en CT, CF, E y nitritos, que se mantuvieron así hasta el final de la experiencia. Mientras tanto, los A aumentaron paulatinamente hasta alcanzar su máximo a las 382 horas, continuando el recuento elevado transcurridas 550 horas de iniciada la experiencia. La correlación A-tiempo fue de 0,819.

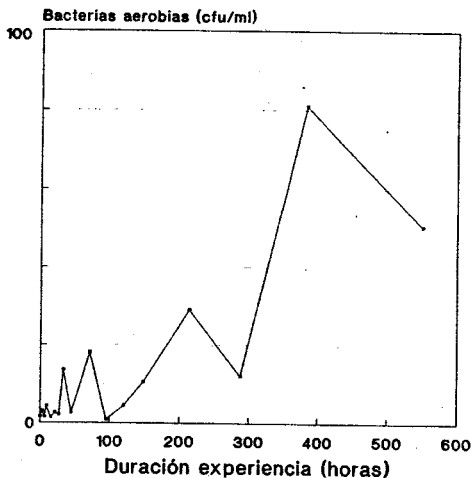


Figura 7. Comportamiento de las bacterias aerobias

En el agua residual empleada se detectaron niveles de CT 30 veces superiores a los de E (tabla 1), mientras que en las aguas subterráneas analizadas los niveles de concentración fueron similares, lo que evidencia una mayor capacidad de penetración y de supervivencia de los E (McFeters, 1974; Schaub et al. 1977).

Las bacterias aerobias presentaron más inercia al incremento, con mayor pervivencia en el medio estudiado, dándose los máximos incrementos de concentración una vez restablecidos los mínimos contenidos iniciales del resto de parámetros bacteriológicos determinados. Así pues, con bajas concentraciones, o ausencia, de CT, CF y E, un número elevado en la población de bacterias aerobias en las aguas subterráneas puede constituir una señal de sospecha sobre vestigios de contaminaciones fecales relativamente recientes.

Aún no detectándose usualmente clostridios ni salmonellas en aguas subterráneas (Moore *et al.*, 1981), el suelo es un hábitat satisfactorio para la supervivencia de *Salmonella* sp. (Chandler *et al.*, 1981); de hecho, el flujo continuo de aguas residuales dió lugar a un aumento del número de estas bacterias en el fondo de la lámina de agua creada, detectándose en algunas muestras de agua subterránea mucho después de haberse producido los

máximos valores de CT y CF. La identificación un tanto aleatoria de cepas de salmonellas, que dieron positivo en sólo dos muestras de las 18 analizadas, resta valor de diagnóstico a esta determinación, sobretudo frente al de grupos como CF y E.

CONSIDERACIONES Y CONCLUSIONES

La experiencia realizada ha constatado un excelente comportamiento autodepurador de la franja no saturada, frente a los vertidos líquidos urbanos infiltrados. Apenas si hubo incremento de mineralización en las aguas subterráneas, y los niveles de CT, CF y E se hicieron mínimos a las 200 horas de iniciada la recarga (a las 165 horas de anulada la admisión).

La evolución del nivel piezométrico evidenció, como era de esperar, una gran perdurabilidad física de la recarga provocada, sólo detectada analíticamente a partir de las 200 horas por los altos contenidos en A. Incidentalmente, se observó un aumento correlativo de los nitratos, y, en menor medida, de los sulfatos, con la elevación del nivel piezométrico por el efecto de lixiviación provocado sobre los fertilizantes contenidos en la franja no saturada.

Las oscilaciones de concentración bacterianas, relativamente cíclicas, frente a la evolución uniforme del nivel piezométrico, pudieron ser debidas a la diferencia composicional horaria de las aguas residuales recargadas. Esta oscilación de valores refuerza la necesidad de disponer de varios análisis consecutivos para poder diagnosticar, con suficientes garantías, sobre la inexistencia de riesgos sanitarios por contaminaciones fecales en aguas.

Los resultados obtenidos ratifican el valor de CT, CF y E como buenos indicadores de contaminación fecal en curso, o muy reciente, en aguas subterráneas (Brown, 1981; El-Zanfaly, 1989; Ogan, 1989). La persistencia media obtenida para CT, CF y E, en ausencia de nuevos aportes por infiltración, fue, como máximo, del orden de 200 horas (consideradas desde el inicio de la experiencia). Una alta concentración en bacterias aerobias, con ausencia, o mínima concentración, de los indicadores microbiológicos citados, puede constituir un indicio razonable de contaminación fecal reciente en aguas subterráneas.

Ningún parámetros químico trazó la afección microbiológica producida. Los nitritos fueron los más sensibles, pero no fueron sensibles ni al comienzo de la afección microbiológica, ni al final de ésta.

El conjunto de información obtenida, nos hace predecir que es menor riesgo de contaminación microbiológica de las aguas subterráneas por el riego con aguas residuales urbanas brutas, en comparación con el de las sometidas únicamente a pretratamiento. La colmatación organógena del suelo por las aguas sin pretratar reduce la tasa de infiltración, y, consecuentemente, la tasa de aporte de los grupos bacterianos infiltrados, limitando de forma natural la intensidad y extensión de las afecciones producidas a las aguas subterráneas. Además, los lodos orgánicos depositados suponen un valioso aporte nutricional para los suelos irrigados, al tiempo que mejoran su calidad física y química, no suponiendo un peligro

para el suelo, siempre que no contengan elementos extraños e indeseables (Reynolds *et al.*, 1980).

AGRADECIMIENTOS

Esta experiencia se realizó al amparo de un contrato de investigación suscrito entre la Dirección General de Obras Hidráulicas del MOPT y la Universidad de Granada, del que fue investigador principal el Dr. Ramos Cormenzana.

BIBLIOGRAFIA

- ANON. (1989). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 16 Ed. A.P.H.A., A.W.A., W.P.C.F. Washington D.C., U.S.A.
- BROWN, L.C., and C.W. BROUGHTON. (1981). A survey of pollution indicator bacteria in water wells of Rutherford County. *Tennessee. J. Tenn. Acad. Sci.* 56:73-75.
- CASTILLO, A. (1986). Estudio hidroquímico del acuífero de La Vega de Granada. *Tesis Doct. Serv. Publ. Univ. Granada.* 658 pág.
- CHANDLER, D.S. and J.A. CRAVEN. (1981). A note on the persistence of *Salmonella havana* and fecal coliforms on a naturally contaminated piggery effluent disposal site. *J. Appl. Bacteriol.* 51:45-49.
- EL-ZANFALY, H.T., HOSNY, I., FAYEZ, M., and SHABAN, A. (1989). Sanitary significance of fecal streptococci in underground water in Egypt. *Zentralbl. Mikrobiol.* 144:299-304.
- FAO/IGME (1972). Utilización de las aguas subterráneas para la mejora del regadío en La Vega de Granada. *Inf. inédito. ITGE. Madrid*
- ITGE, (1989). Acuífero de La Vega de Granada. *Serie de manuales de utilización de acuíferos. Ed. restring. ITGE. Madrid*
- MCFETERS, G.A., G.K. BISSONNETTE, J.J. JEZESKI, C.A. THOMSOM, and D.G. STUART. (1974). Comparative survival of indicator bacteria and enteric pathogens in well water. *Appl. Microbiol.* 27:823-829.
- MOORE, B.E., B.P. SAGIK, and C.A. SORBER. (1981). Viral transport to ground water at a wastewater land application site. *J. Water Pollut. Control Fed.* 53:1492-1502.
- OGAN, M.T. (1989). Magnitude of faecal contamination of rural community well waters in Nigeria and its relationship to well and water properties. *Zentralbl. Hyg. Umweltmed.* 189:277-283.
- RAMOS-CORMENZANA, A. (coord), (1990). Proyecto para la reutilización de las aguas residuales tratadas en las nuevas estaciones depuradoras (Granada). *Inf. inédito. DGOH. Madrid*
- REYNOLDS, J.H., M.O. BRAUN, W.F. CAMPBELL, R.W. MILLER, and L.R. ANDERSON. (1980). "Long-term effects of irrigation with waste water. *J. Water Pollut. Control Fed.* 52:672-687.
- SCHAUB, S.A., and C.A. SOBER. (1977). Virus and bacteria removal from wastewater by rapid infiltration through soil. *Appl. Environ. Microbiol.* 33:609-619.