

VULNERABILIDAD DE ACUÍFEROS FRENTE AL USO DE AGUAS RESIDUALES Y LODOS EN AGRICULTURA

M.V. ESTELLER ¹

RESUMEN

La vulnerabilidad de acuífero frente a un foco de contaminación areal como es el uso de aguas residuales y lodos en agricultura, puede ser muy alta sobre todo si las características de la zona no saturada no son las idóneas para que los contaminantes presentes en estas aguas y lodos sufran procesos que den lugar a una disminución de su presencia.

Un ejemplo del efecto contaminante por reuso de aguas residuales en riego es lo ocurrido en el acuífero del Valle de León (México), el cual ha sufrido un deterioro de la calidad de sus aguas por presencia de algunos de los contaminantes que están presentes en el agua residual.

En otros casos, la zona no saturada actúa como barrera frente a una contaminación originada, por ejemplo, por el uso de lodos en agricultura. Este hecho se ha podido comprobar en una parcela experimental, localizada en el acuífero del Valle de Toluca (México), en la cual se ha estudiado el comportamiento del nitrógeno y fósforo.

ABSTRACT

The aquifer vulnerability front to non-point contamination, as it is the reuse of wastewaters and sludge in agriculture, can mainly be very high if the characteristics of the vadose zone are not the suitable. This is carried out that the polluting compounds of these waters and sludges do not undergo processes that give rise to a diminution of their presence.

An example of the polluting effect by reuse of wastewaters in irrigation in the Valley of Leon aquifer (Mexico) is presented. It has studied the deterioration of the groundwater quality by presence of some of the polluting agents, that are present in the wastewater.

In other cases, the vadose zone act as barrier a contamination originated, for example, by the application of the sludge in agriculture. This fact has been able to verify in an experimental site, located in the Valley of Toluca aquifer (Mexico), where the behavior of nitrogen and phosphorus has studied.

Palabras clave: acuífero, vulnerabilidad, contaminación, aguas residuales, lodos residuales

INTRODUCCIÓN

La determinación del grado de vulnerabilidad de un acuífero se lleva a cabo, normalmente, teniendo en cuenta un contaminante de tipo genérico pero, bajo ciertas circunstancias, es necesario que este grado de vulnerabilidad se establezca en función de un contaminante o de un foco de contaminación específico. Este caso sería aplicable, sobre todo, a los focos de contaminación areales, los cuales cubren grandes superficies e implican la presencia de unos contaminantes específicos.

Un ejemplo claro de este caso sería la contaminación agrícola y, en particular, la originada por el reuso de aguas residuales, practica bastante extendida en varios países de Iberoamérica, y de lodos residuales, cuyo uso se está acrecentando.

En el presente trabajo, se expone un ejemplo de contaminación por el reuso de aguas residuales para riego, el cual intenta remarcar aquellos aspectos que más inciden en este tipo de contaminación. Por otro lado, se expone una metodología para la evaluación de los efectos que, en el suelo y zona no saturada, sufren aquellos contaminantes que se lixivian y que tienen su origen en los lodos residuales que se aplican en campos de cultivo.

REUTILIZACIÓN DE AGUAS RESIDUALES EN AGRICULTURA

GENERALIDADES

La reutilización del agua residual depurada se basa, esencialmente, en aprovecharla como agua de riego y/o como agua de recarga con objeto de incrementar los recursos hídricos de un sistema acuífero. Esta reutilización puede

¹ Centro Interamericano de Recursos del Agua. Facultad de Ingeniería - Universidad Autónoma del Estado de México. Cerro Coatepec S/N C.U: 50130 Toluca (Edo de México) México. esteller@coatepec.uaemex.mx

evitar muchos de los problemas que ocasiona el vertido de estas aguas en cauces superficiales o en el mar, como son riesgos sanitarios, cambios en las características organolépticas, eutrofización, etc. Además se puede conseguir que los recursos hídricos convencionales se dediquen a cubrir aquellas demandas que exigen una calidad más elevada del agua.

En la mayoría de estudios realizados sobre reutilización del agua residual se presta mayor atención a su uso como agua de riego (FOSTER et al. 1994; MUJERIEGO et al. 1996 y ASANO; LEVINE, 1996), ya que, en comparación con otros tipos de aplicaciones, requiere en muchos casos un nivel de calidad menos estricto lo cual implica, a su vez, que el nivel de depuración que se debe alcanzar durante el tratamiento no sea tan elevado. Además, la aplicación del agua depurada en el terreno supone una fase más del tratamiento de depuración del agua residual ya que al infiltrarse el agua a través de la zona no saturada se producen numerosos procesos tanto físicos, químicos como biológicos que dan lugar a la disminución de su carga contaminante (ESTELLER et al. 2001).

El interés por esta reutilización se centra en las ventajas que representa, las cuales se pueden resumir en las siguientes:

1. El agua tratada representa una fuente constante y segura de agua aún en los años más secos.
2. Es un aporte continuo de nutrientes para las plantas.
3. El contenido de nutrientes del agua residual (N, P, K y microelementos) representa un ahorro en gastos de fertilización.
4. Se contribuye a la conservación de los recursos hídricos.
5. Representa una posible reducción del coste económico del agua destinada a riego ya que aguas de otra procedencia pueden resultar a mayor precio.

Frente a estas ventajas hay que tener en cuenta sus desventajas, que se centran principalmente en dos apartados; los riesgos sanitarios derivados del uso de aguas residuales y la contaminación de aguas superficiales y subterráneas, así como de suelos y cultivos.

ALGUNAS EXPERIENCIAS

En la actualidad, la reutilización de aguas residuales tanto urbanas como industriales para riego es un tema de gran interés a nivel mundial tanto desde el punto de vista práctico como de investigación, sobre todo en regiones de clima árido o semiárido donde los recursos hídricos son un bien escaso, de ahí que la mayoría de experiencias se hayan realizado en países tales como Israel, Estados Unidos (California, Texas,

Florida, Arizona), Oriente Próximo, España, México, etc.

La reutilización agrícola y forestal está basada en aprovechar los nutrientes contenidos en el agua para el desarrollo de los cultivos, además este riego preserva la fertilidad y la estructura de los suelos. Por otro lado, en muchos países en vías de desarrollo, es la única opción de fertilización agrícola y además permite la disminución de los organismos patógenos en las aguas excedentes de riego por el proceso de retención que se produce en el suelo, con lo cual resulta un tratamiento adicional de depuración de las aguas.

Las aguas residuales empleadas para riego abarcan todos los posibles grados de depuración, desde aguas no tratadas hasta las procedentes de tratamientos terciarios, y han sido utilizadas para el riego de todas las especies vegetales y con todos los sistemas de riego existentes.

En Estados Unidos ha sido donde un mayor número de proyectos de reutilización de aguas residuales se han llevado a cabo, empleándose un caudal de $2.6 \cdot 10^6 \text{ m}^3 \text{ día}^{-1}$ (riego, procesos industriales, recarga de acuíferos, acuicultura, uso recreacional), y en el caso concreto de California esta reutilización representa $0.9 \cdot 10^6 \text{ m}^3 \text{ día}^{-1}$, con un elevado porcentaje de este caudal dedicado al riego.

En México se han llevado a cabo algunos estudios para determinar la calidad del agua residual empleada para riego y el efecto que este riego produce en el ambiente. Cabe destacar los trabajos que se han llevado a cabo en el Valle del Mezquital donde se riega con aguas residuales procedentes de la Ciudad de México, como son los de CIFUENTES et al. (1992), SIEBE; CIFUENTES (1993), CORTÉS (1993), CHILTON et al. (1996) y JIMÉNEZ; CHAVÉZ (1998). En el Valle de León, donde se riega con aguas residuales con altos contenidos en cromo, también se han desarrollado algunas investigaciones como las de CASTAÑÓN et al. (1995) y CHILTON et al. (1996). En estos casos se presentan impactos ambientales negativos como son la contaminación de las aguas subterráneas, la de los suelos y el incremento de las enfermedades infecciosas entre la población debido a que las aguas residuales son utilizadas sin ningún tratamiento de depuración, lo que implica una alta carga contaminante en el agua residual. Como aspecto positivo hay que señalar el incremento de la producción agrícola en estas áreas y la mejora de las características de los suelos.

CONTAMINACIÓN DE AGUAS SUBTERRÁNEAS. EL CASO DEL VALLE DE LEÓN (GUANAJUATO, MÉXICO)

Descripción general del Valle de León

El Valle de León se localiza en el sector occidental del Estado de Guanajuato, en el centro de México (Figura 1). El área tiene un clima semiárido con una precipitación media de 600 mm/año, siendo la temperatura media anual de 18 °C, con un valor máximo de 35 °C en verano y mínimo de 3 °C en invierno.

En el Valle de León existe un total de 1340 sondeos, que extraen un volumen 204 Hm³/año, provocando una sobreexplotación de 108 Hm³ anuales, ya que la recarga es de solamente 96 Hm³/año. En esta zona sólo existe una unidad hidrogeológica, la cual está constituida por rocas

volcánicas, depositadas en un ambiente lacustre, intercaladas con sedimentos aluviales formados por gravas, arenas, arcillas y tobas, predominando el paquete de las tobas volcánicas (CASTAÑÓN et al. 1995).

La ciudad de León ha alcanzado una población de 1.100.000 habitantes y es uno de los centros más importantes de fabricación de calzado en América Latina. El abastecimiento urbano depende, en gran parte, del agua subterránea que se extrae de unos 80 pozos, distribuidos dentro de la mancha urbana y agrupados en seis campos al SW y S de la ciudad.



Figura 1. Localización geográfica de los estados de Guanajuato y México

Problemática de las aguas residuales en el Valle de León

La ciudad cuenta con una amplia red de alcantarillado (aunque no cubre toda la ciudad) y produce alrededor de 0.35 Hm³/día de aguas residuales, parte de los cuales se descargan sin tratamiento en el río Turbio, el cual está controlado por pequeños embalses. Este caudal incluye 0.08 Hm³/día de aguas residuales industriales, procedentes principalmente de las fabricas de cuero, la mayoría de las cuales están dispersas dentro la ciudad, que dan al agua altos contenidos en cromo y cloruros.

Las aguas residuales se utilizan desde hace más de 30 años para riego en un área cercana a la ciudad de León. La zona de influencia de riego con aguas residuales se ha ido desplazado hacia el sur, conforme el área urbana se ha extendido, identificándose otras dos áreas con diferente tiempo de riego (Figura 2).

La rotación de cultivos en la zona es de sorgo en el ciclo primavera-verano y trigo en el ciclo otoño-invierno; en algunos terrenos se siembra alfalfa, la cual queda como un cultivo perenne por siete años en promedio.

Efecto del riego con aguas residuales

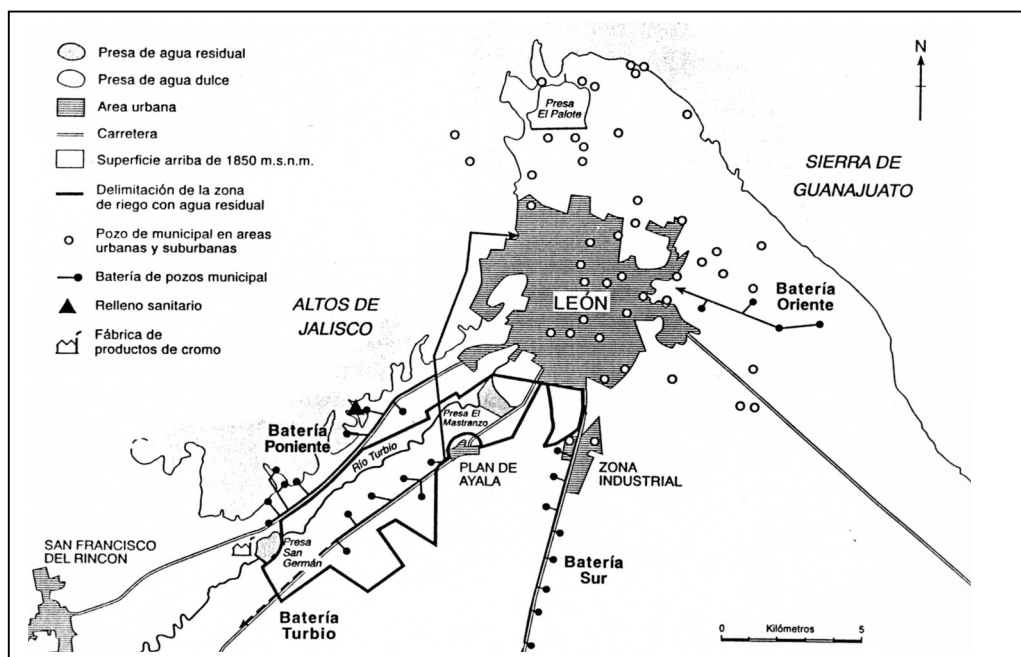
Recarga del acuífero: Como resultado del rápido crecimiento de la ciudad el uso del agua subterránea se ha incrementado de tal forma que el caudal extraído del acuífero es aproximadamente el doble de la recarga media anual. El estudio de la evolución de la piezometría en el valle permite comprobar que en el área de mayor explotación, al sur de la ciudad, el nivel piezométrico ha descendido a un ritmo entre 1 y 5 m/año (CHILTON et al. 1996) y el descenso total en el centro de esta área es del orden de los 90 m, para el periodo comprendido entre 1959 y 1995.

En contraste, dentro del área regada con aguas residuales, ha parecido un acuífero somero colgado con un nivel piezométrico que se encuentra a una profundidad comprendida entre los 5 y 10 metros. Se ha comprobado que este nivel permanece bastante estable en el tiempo y que la infiltración de las aguas residuales es una fuente importante de recarga para este acuífero.

Impacto en la calidad de las aguas subterránea:

Los niveles de fondo de los principales parámetros físico-químicos a nivel regional son bajos, lo cual permite distinguir fácilmente entre el agua subterránea afectada por infiltración de aguas residuales y el agua no contaminada (Figura 3), ya que el agua contaminada presenta elevadas concentraciones de la mayoría de los iones mayoritarios (Ca^{2+} , Na^+ , HCO_3^- , Cl^- , SO_4^{2-} y NO_3^-) y bajo contenido en oxígeno disuelto.

Figura 2.- Mapa de localización de las áreas regadas con aguas residuales y de los pozos de agua potable en las inmediaciones de la ciudad de León.



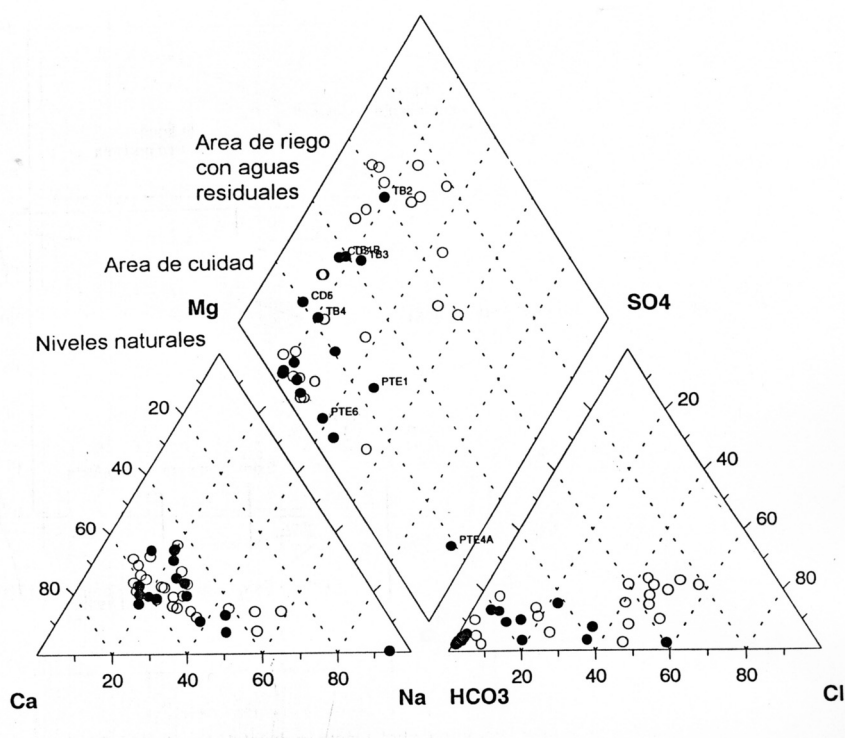


Figura 3. Representación en el diagrama de Piper de la composición química del agua subterránea en el Valle de León (CHILTON et al. 1996)

En los perfiles verticales de calidad del agua subterránea realizados en varios pozos ubicados en el área de riego con aguas residuales se pudo comprobar como las concentraciones de cloro en la parte superior de los pozos oscilaban entre los 800 y 1000 mg/L, en contraste con los valores inferiores a 100 mg/L que se detectan en áreas regadas con agua subterránea (Figura 4). A partir de estos perfiles, también se constata que

la materia orgánica presente en el agua infiltrada se oxida a profundidades someras, transformándose en bicarbonato, y que el nitrógeno orgánico se oxida a nitrato. El sodio es intercambiado por el calcio y ciertas cantidades de sulfato de calcio precipitan. Estos procesos se producen en los primeros 40 metros del acuífero (CHILTON et al. 1996).

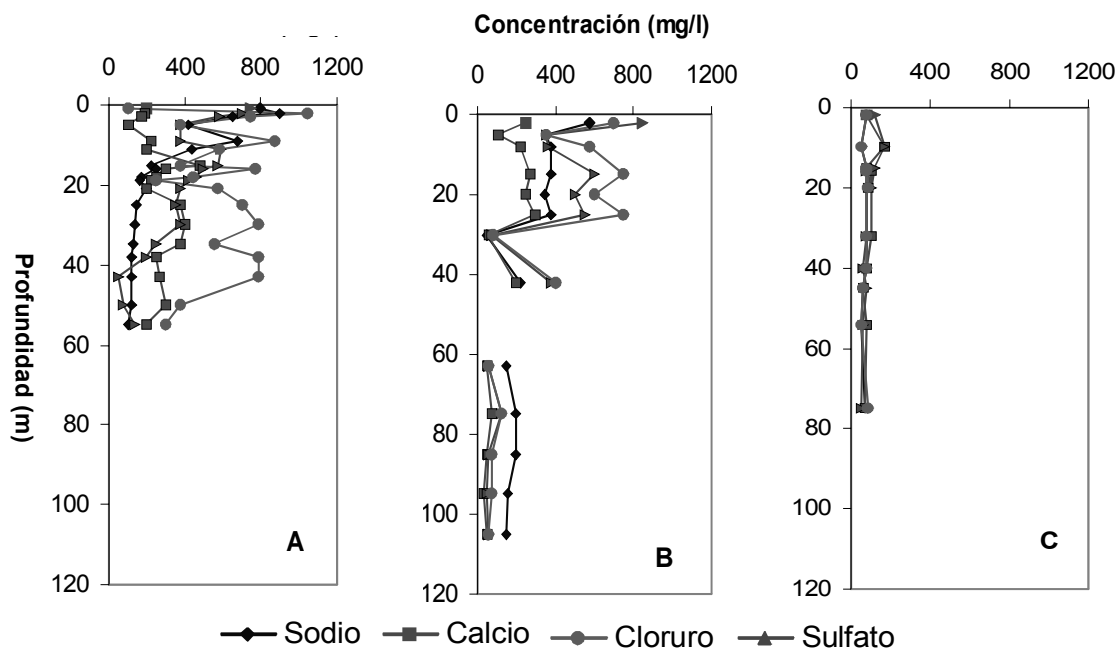


Figura 4.- Evolución con la profundidad de las características químicas del agua intersticial en dos *puntos de muestreo localizados en el área de riego con aguas residuales (A, B) y en otro punto localizado fuera del área (C) (Chilton et al., 1996)*

Por otro lado, el agua residual también contiene concentraciones significativas de metales pesados por lo que el agua subterránea bajo el área de riego presenta concentraciones más elevadas de metales pesados que en el resto del valle. Sin embargo, la concentración de cromo en el agua subterránea es baja, lo cual se debe a que el cromo se ha acumulado en el terreno, al igual que otros metales pesados.. También se ha constatado que las concentraciones de cromo en el suelo presentan un alto grado de correlación con el periodo de tiempo de riego en cada área.

Así mismo, se ha comprobado que el agua residual contiene altas concentraciones de coliformes, las cuales se han detectado frecuentemente en el agua del acuífero somero. La penetración profunda de estas bacterias a través de la gruesa secuencia de estratos lacustres y volcánicos parece poco probable.

USO DE LODOS RESIDUALES EN AGRICULTURA MARCO TEÓRICO

La mayor parte de los sistemas de tratamiento de aguas residuales municipales e industriales instalados en Latinoamérica no incluyen el manejo y disposición de los lodos residuales que generan. Los métodos de disposición utilizados actualmente son, esencialmente, basureros a cielo abierto, vertidos al drenaje o a corrientes superficiales, rellenos sanitarios e incineración. Esto provoca contaminación ambiental debido a los altos contenidos de patógenos, metales pesados y tóxicos orgánicos que presentan estos lodos.

Las tecnologías más utilizadas hasta el momento para evitar esta problemática comienzan a ser reemplazadas por nuevos procedimientos tales como la digestión alcalina, el composteo y la aplicación del lodo de manera directa al suelo, previa estabilización con cal o digestión aerobia o anaerobia. Estos procedimientos permiten emplear lodos en agricultura con el fin de aprovechar sus características ya que los lodos pueden utilizarse como acondicionadores de suelos, fertilizantes, en la recuperación de suelos erosionados, en parques, áreas forestales y jardines, así como en viveros (HILLEBOE, 1974).

Cuando se realiza un estudio sobre la utilización de lodos en agricultura se debe prestar atención a los siguientes aspectos (CRITES, 1990):

- Características del lodo residual.
- Aspectos sanitarios y ambientales.

- Efecto sobre la explotación agrícola.
- Aspectos institucionales y legales.
- Aspectos económicos.

En la presente investigación solamente se incidirán sobre el primer punto y algunos aspectos referidos al segundo y tercero, ya que los restantes apartados van más allá de lo que representa este trabajo.

Como primer paso, hay que realizar un estudio de las características físicas, químicas y biológicas del lodo que permitirá conocer su aptitud o inadecuación por posibles afecciones al suelo, cultivo y agua, así como su capacidad como fertilizante y acondicionador de suelos.

Los criterios que se utilizan para determinar la calidad del lodo para agricultura están basados, fundamentalmente, en el contenido de humedad, sólidos suspendidos volátiles, carbono orgánico total, nitrógeno total Kjendhal, potasio, calcio, magnesio, fósforo, nitratos, metales pesados (Cd, Pb, Zn, etc), cuenta total de bacterias, coliformes totales y fecales y pH. La elección de estos parámetros se basa en los posibles problemas que pueden producir su presencia y/o elevados contenidos, y en que permiten caracterizar sus propiedades como fertilizante y acondicionador.

A continuación, se debe de estudiar las características de la zona no saturada, incluido suelo, siendo los aspectos más importantes a tener en cuenta (CRITES, 1990):

1. *Características físicas del suelo:* Textura, estructura y espesor del suelo, que inciden en la permeabilidad al aire y al agua y en otros parámetros hidráulicos.
2. *Características químicas:* Fundamentalmente el pH, conductividad, capacidad de intercambio catiónico, cationes intercambiable y materia orgánica. Estas características tienen incidencia sobre la fertilidad del suelo y su capacidad de fijar metales pesados.
3. *Características hidráulicas:* Velocidad de infiltración y permeabilidad, que inciden en la rapidez con la que el agua puede ser absorbida.

Una vez conocidas las características tanto de los lodos como del suelo y zona no saturada, el siguiente paso es determinar los efectos tanto beneficiosos como perjudiciales que puede provocar la aplicación de estos compuestos.

ALGUNAS EXPERIENCIAS

Hasta el momento se han llevado a cabo varios estudios en suelos enmendados con lodos residuales para determinar la presencia de

metales pesados en el suelo (RAMACHANDRA; D'SOUZA, 1997a, 1997b; BELL et al. 1991; WILLIAMS et al. 1985; CHANG et al. 1984; SPOSITO et al., 1982), así como en el sistema suelo-planta (DUDK; CHLOPECKA, 1990; LANE, 1988; MAHLER et al. 1982; JONES et al. 1973). También se han realizado estudios sobre el efecto de la disposición de lodos en la concentración de nitratos en aguas subterráneas (SPALDING et al. 1993). En estos trabajos se hace especial incidencia en la contaminación por metales en suelos y plantas pero no se evalúan que procesos se dan en la zona no saturada ni cual es la relación entre estas prácticas agrícolas y la lixiviación de contaminantes hacia las aguas subterráneas.

Se tienen una serie de estudios (en prensa), realizados en la Facultad de Ciencias de la Universidad Autónoma del Estado de México, referentes a la aplicación de lodos residuales en suelos agrícolas. Estos trabajos se han llevado a cabo en colaboración con Operadora de Ecosistemas, empresa que opera las plantas de tratamiento Toluca Norte y Oriente. Estos estudios se han basado en la disposición de lodos prensados en cultivos de pasto forrajero, maíz y haba; teniendo como resultado un beneficio de índole productivo con la aplicación de los lodos en los tres cultivos, de igual manera se ha observado mayor respuesta de concentración de nitrógeno y fósforo en la planta, y no se presentan problemas de toxicidad por metales pesados; sin embargo, se observó en el cultivo de haba una disminución en la cantidad de almidón de manera cualitativa a mayor dosis de aplicación de lodos residuales; por lo que es necesario realizar estudios respecto a la calidad nutrimental de las plantas.

CONTAMINACIÓN DE SUELOS Y AGUAS. EL CASO DEL VALLE DE TOLUCA (ESTADO DE MÉXICO, MÉXICO)

Generación de lodos en el Valle de Toluca

La utilización en la agricultura de lodos residuales, representa una fuente adicional de nutrimentos para los cultivos en el Valle de Toluca, México, (Figura 1) donde el uso de suelo destinado a la agricultura es del 56% y donde se encuentran instaladas dos grandes plantas de tratamiento de aguas residuales urbanas, que generan una gran cantidad de lodos residuales (5,304 Ton año⁻¹, base seca). Si la utilización agrícola de los lodos se lleva a cabo bajo un control, se pueden evitar muchos de los problemas que esta práctica ocasiona, como puede ser la lixiviación, a través del suelo, de los contaminantes presentes en los lodos. Durante esta lixiviación tiene lugar diferentes procesos bio-físico-químicos que implican la movilización, a diferentes grados, de los contaminantes en

función de sus propias características y las del medio sólido, por tanto, puede existir cierta movilidad de estos elementos y, en consecuencia, pueden llegar a las aguas subterráneas produciendo su contaminación e inutilizando los recursos hídricos subterráneos para abastecimiento público. Ello representa un gran problema en esta zona de estudio, ya que todas las poblaciones del Valle de Toluca se abastecen de aguas subterráneas. Cabe señalar que la profundidad a la cual se encuentran las aguas subterráneas en el área de estudio es muy pequeña, entre los 9 y 16 metros (UNITECNIA, 1996).

Por lo anterior, en el presente estudio, se analizan algunos parámetros físico-químicos del agua infiltrada en suelos enmendados con lodos residuales. De esta manera, se intenta comprobar que dicha disposición no implica una contaminación del agua y del suelo lo cual permitiría dar una solución al problema de disposición de lodos. De todos los posibles contaminantes que pueden presentarse en los lodos, para este estudio se han elegido el nitrógeno y el fósforo, ambos nutrimentos de las plantas y potenciales contaminantes de las aguas subterráneas.

Estudio en una parcela experimental

La parcela experimental se encuentra dentro de las instalaciones de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales "Toluca Oriente", donde se trazaron 6 parcelas de 2 X 3 m distribuidas en cuadrado latino, 3 son parcelas testigo (PT) y las restantes (PE) fueron acondicionadas con 4.5 ton ha⁻¹ de lodos residuales en base seca. En estas parcelas (PE), se manejó un cultivo de haba (*Vicia faba*). Las muestras de suelo se obtuvieron utilizando una barrena de tipo helicoidal, tomando muestras a cuatro diferentes profundidades: 5, 15, 30 y 60 cm con tres repeticiones, y en dos diferentes periodos, uno antes de incorporar el lodo residual al suelo y otro al final del periodo de cultivo.

Los lodos residuales municipales con los que se enmendó el suelo se obtuvieron de la Macroplanta "Toluca Oriente", que es una planta de lodos activados de variante convencional. El muestreo de lodos se realizó según la metodología que marca la EPA (1988). Los análisis de lodos y suelo se realizaron por triplicado, determinándose los siguientes parámetros: pH 1:2.5 agua destilada y 1:5 KCl textura, (método de Bouyoucos), materia orgánica (pérdida por ignición para lodo y método de Walkley-Black modificado) capacidad de intercambio catiónico, nitrógeno total (método Kjeldahl) fósforo disponible, (método de Bray) y conductividad eléctrica (PORTA et al. 1999).

El muestreo del agua intersticial sólo se llevó a cabo en las parcelas PE. Se realizaron 9 campañas durante el periodo junio-octubre del año 2000. Para este muestreo se utilizaron tomamuestras de succión con cápsulas de cerámica porosa. El uso de estos tomamuestras presenta el inconveniente de provocar cambios en la composición química del agua, para evitarlos, las cápsulas de porcelana se sometieron a un tratamiento previo con ácido clorhídrico 1N y agua destilada, lo que permite eliminar ciertas impurezas y liberar algunos iones presentes en las paredes de las cápsulas (SÁNCHEZ; MORELL, 1994). Se instalaron dos de éstas cápsulas por cada profundidad: 15, 30 y

60 cm. El análisis del agua intersticial se realizó siguiendo las Normas Oficiales Mexicanas. Los parámetros analizados fueron: pH, conductividad eléctrica, nitratos, nitritos, nitrógeno amoniacal, fosfatos, cloruros, bicarbonatos, sulfatos, calcio, magnesio, sodio y potasio.

Efectos del uso de los lodos en el suelo y en el agua intersticial

El lodo residual presenta un contenido de N, P y materia orgánica semejante a los abonos agrícolas por lo que en efecto, constituye una fuente alternativa de estos elementos para el suelo y las plantas (Tabla 1).

TABLA 1 COMPARACIÓN DEL CONTENIDO NUTRIMENTAL DE ABONOS COMUNES (RAMÍREZ ET AL., 1991) CON EL LODO RESIDUAL PRODUCIDO POR LA MACROPLANTA "TOLUCA ORIENTE"

PARÁMETRO	VACUNO	Gallinaza	Porcino	Ovino	Lodo residual
% M.O.	48.24	29.43	46.90	48.24	61.9
% Nitrógeno total	2.10	5.10	3.10	2.30	3.52
% Fósforo	0.58	2.06	0.64	0.72	0.59

El suelo estudiado es, de acuerdo a sus características físico-químicas (Tabla 2) excelente para el cultivo, presenta un pH ligeramente ácido, un alto porcentaje de materia orgánica (MO), que incrementa el poder tampón del suelo, y tiene una textura limosa-arenosa. Las características de este suelo cambian una vez aplicado el lodo y desarrollado el cultivo de haba (*Vicia faba*).

En el caso de la PT (sin lodo) se observa un ligero descenso en el contenido de los nutrientes ya que estos pueden ser absorbidos por las

plantas, mientras que la variación de la textura es mínima y puede ser considerada natural por la propia variabilidad del suelo en el espacio. Para las PE (con lodo) se aprecia, en el caso de la textura, una ligera variación en cuanto al contenido de arcillas, lo mismo cabe decir para el pH, pero estas variaciones no son estadísticamente significativas. Por otro lado, las concentraciones de nutrientes se mantienen, lo cual indica que las plantas han absorbido los compuestos del lodo aplicado.

Tabla 2. Características de los suelos antes (Muestreo I) y después de la aplicación de lodos (Muestreo II)

Parámetro	Muestreo I				Muestreo II PT				Muestreo II PE			
	Profundidad (cm)				Profundidad (cm)				Profundidad (cm)			
	5	15	30	60	5	15	30	60	5	15	30	60
pH 1: 2.5 H ₂ O	6.71	6.80	6.50	7.77	6.89	7.47	7.74	8.24	7.07	7.60	7.43	8.04
pH 1:5 KCl	6.35	6.45	6.35	7.50	6.31	3.48	6.58	7.57	6.27	6.37	5.81	6.95
C.E. (μS cm ⁻¹)	554	575	559	361	900	338	203	297	497	227	148	303
Arena %	39	45	45	57	36	42	36	62	40	36	37	68
Limo %	40	28	28	28	42	34	42	28	40	34	33	22
Arcilla %	21	27	27	15	22	24	22	10	20	30	30	10
MO %	5.6	4.9	4.7	2.3	5.1	4.2	4.0	2.2	6.5	4.9	4.2	2.4
CIC cmol Kg ⁻¹	24.5	29.2	28.6	16.3	25.8	28.2	29.3	16.4	29.6	31.7	32.0	16.2
N total %	0.29	0.36	0.34	0.15	0.26	0.24	0.25	0.14	0.31	0.39	0.39	0.15
P %	0.38	0.42	0.45	0.10	0.40	0.40	0.42	0.09	0.50	0.52	0.53	0.10
C %	3.27	2.85	2.73	1.31	2.98	2.43	2.30	1.33	3.79	2.85	2.43	1.36
C/N	11.3	7.9	8.0	8.7	11.5	10.1	9.2	9.5	12.2	7.3	6.2	9.1

CE conductividad eléctrica
N: Nitrógeno

M.O. : Materia Orgánica
P: Fósforo disponible

CIC capacidad de intercambio catiónico
C: Carbono

Por otra parte, un porcentaje de estos nutrientes podría haber sido lixiviado por efecto del arrastre del agua de lluvia. Para comprobar la presencia de estos nutrientes en el agua que se infiltra, se analizó la concentración de N-NO_3^- , N-NO_2^- , N-NH_4^+ y PO_4^{3-} en el agua intersticial a diferentes profundidades.

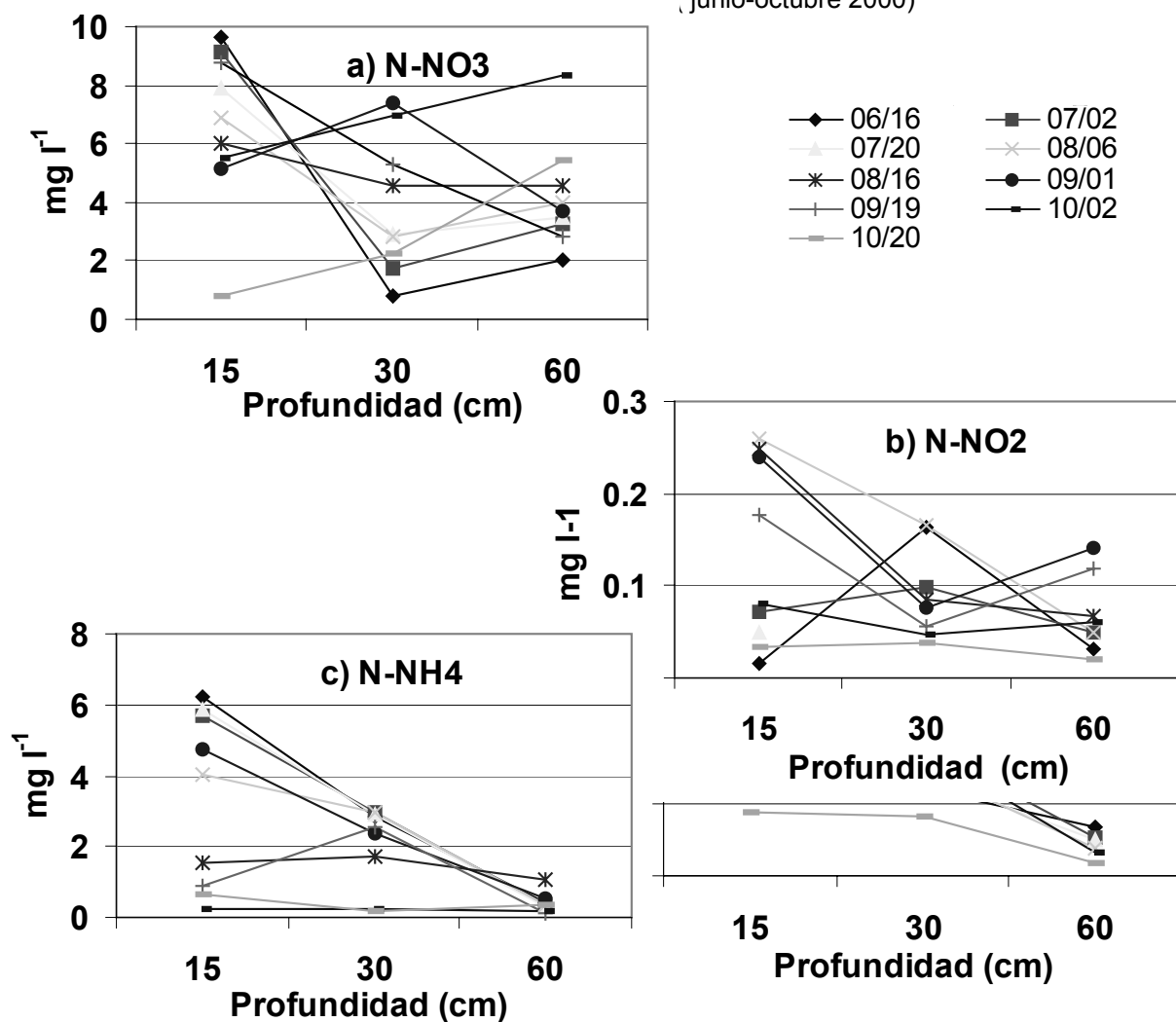
La evolución del nitrato con la profundidad para las diferentes campañas de muestreo (Figura 5a) permite apreciar un comportamiento generalizado para todo el periodo de estudio observándose un máximo a los 15 cm para después producirse una ligera disminución y finalmente volver a incrementarse a los 60 cm de profundidad. También se aprecia que al inicio del estudio, las concentraciones de nitratos en el agua intersticial eran bastante elevadas, con valores de $10 \text{ mg N-NO}_3^- \text{ L}^{-1}$; durante las siguientes campañas se produce un proceso de lavado en los primeros cm de suelo como consecuencia de la infiltración del agua de lluvia, obteniéndose en la última campaña un valor aproximado a $1 \text{ mg N-NO}_3^- \text{ L}^{-1}$. La infiltración del agua de lluvia produce un efecto de desplazamiento del nitrato desde los niveles más superficiales hacia los más profundos. Los elevados contenidos que se aprecian a los 60 cm de profundidad también podrían ser

consecuencia de la nitrificación del amonio y el nitrito. Este proceso se puede comprobar ya que simultáneamente al incremento del nitrato se produce un descenso en estas formas nitrogenadas.

En cuanto al ión nitrito, cabe señalar que su presencia está ligada a la nitrificación del amonio así como a la nitrificación del nitrógeno orgánico. En la figura 5b se muestra la disminución del contenido de nitritos a lo largo del perfil del suelo. Se observa un comportamiento general similar al del amonio, aunque en algunas campañas se observa un incremento en su concentración entre los 30 y 60 cm. El proceso que da lugar a la presencia del nitrito es fundamentalmente la nitrificación, ya que esta especie nitrogenada es muy inestable y fácilmente oxidable a nitrato.

En la figura 5c se presenta la evolución del amonio. El primer hecho a destacar, es el drástico descenso de este ión, que se explica esencialmente por procesos de volatilización y nitrificación pues las condiciones para que se den estos fenómenos son las adecuadas: pH superior a 7, presencia de materia orgánica y textura limosa. También interviene la fijación del ión amonio a los minerales de la arcilla o a la materia orgánica.

Figura 5.- Comportamiento de las formas nitrogenadas y del fósforo a lo largo del perfil (junio-octubre 2000)



En el caso del fósforo (figura 5d) se aprecia, una reducción en el contenido de fosfato, desde concentraciones que oscilan entre los 5 mg L⁻¹ a menos de 1 mg L⁻¹. Es de esperar que el principal proceso causante de este descenso sea el efecto combinado de la adsorción del fosfato y su posterior precipitación. Asimismo, también se puede producir una inmovilización biológica.

Todos estos procesos bio-físico-químicos que afectan tanto a las formas nitrogenadas como al fosfato dan lugar a que los compuestos químicos que se presentan en el agua de infiltración a los 60 cm, presenten concentraciones por debajo de los valores máximos permisibles para el agua potable con base a la normativa existente en México (NOM-127-SSA1, 1994), por lo cual no es de esperarse una contaminación del agua subterránea.

CONCLUSIONES

La necesidad de llevar a cabo estudios sobre vulnerabilidad de acuíferos frente a contaminantes específicos es de gran importancia, sobre todo en el caso de los focos

de contaminación areal, un ejemplo de este tipo de contaminación es el reuso de aguas residuales y lodos en zonas agrícolas.

En estos casos, el suelo y la zona no saturada juegan un papel de gran relevancia al actuar como "barrera" frente a los contaminantes. Pero esta capacidad de atenuación tiene un límite ya que con el tiempo disminuye su efecto. Este ha sido el caso que se ha podido observar en el Valle de León, donde en aquellas áreas regadas con aguas residuales desde hace más de dos décadas, la contaminación del agua subterránea es muy elevada.

Otro problema que empieza a plantearse es el efecto contaminante por el uso de lodos residuales en agricultura. Para valorar este efecto, en el caso concreto del acuífero del Valle de Toluca, se ha realizado un estudio sobre el movimiento de nitrógeno y fósforo en el suelo, comprobándose la oxidación de nitritos y amonio y la lixiviación de nitratos. En el caso del fósforo, se ha constata la disminución de su concentración con la profundidad por efecto de un posible proceso de fijación-precipitación.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALBERTO, J. M. **Simulación de flujo y transporte de contaminantes en la zona no saturada**. Tesis de Licenciatura, Departamento de Ciencias Experimentales. Universidad Jaume I. Castellón. España. 1993
- ASANO, T.; LEVINE A.D. Wastewater reclamation, recycling and reuse: past, present and future. **Water Sci. and Tech** n.33(10-11), p. 1-14. 1996
- BELL, P.F.; JAMES, B.R.; CHANG, R.L. Heavy metal extractability in long-term sewage sludge and metal salt-amended soils. **J. Environmental Quality** n. 20, p. 481-486. 1991
- CASTAÑÓN, V.M.; MORALES, A.; PÉREZ-HERNÁNDEZ, H. Efectos del reuso de aguas residuales sobre los recursos de agua subterránea para uso urbano en el Valle de León, Guanajuato. **Reporte técnico GSA/95/2**. Comisión Nacional del Agua, British Geological Survey y Sistema de Agua Potable y Alcantarillado de León. 1995
- CHANG, A.C.; WARNEKE, J.A.; PAGE, A.L.; LUND, L.J. Accumulation of heavy metals in sewage sludge-treated soils. **J. Environmental Quality** n. 13, p. 87-91. 1984
- CHILTON, P.J.; MORRIS, B.L.; FOSTER, S. **Los recursos hídricos subterráneos y la disposición de aguas residuales urbanas, interacciones positivas y negativas**. VII Curso Internacional OMS-PNUMA-GEMS/OPS-CEPIS/ODA-BGS. 42 pp. 1996
- CIFUENTES, E.; BLUMENTHAL, M.J.; RUIZ PALACIOS, G.; BENETH, S. Health impact evaluation of wastewater in Mexico. **Public. Health Revue** n. 19, p.243-250. 1992
- COOPER, R.C. (1991). Public health concerns in wastewater reuse. **Wat. Sci. Tech.** n. 23(9), p. 55-66, 1991
- CORTÉS, J.E. **Metales pesados en agricultores expuestos a aguas residuales en el Distrito 03 - Tula**. Tesis de Maestría en Ciencias en Salud Ambiental. Instituto Nacional de Salud Pública. México. 1993
- CRITES, R.W. Características de la zona de riego. In: MUJERIEGO, R. **Manual práctico de riego con agua residual municipal regenerada**. Univ. Politécnica de Catalunya. Barcelona. pp: 69-86. 1990
- DUDKA, S.; CHLOPECKA, A. Effect of soil-phase speciation on mobility and phytoavailability in sludge amended soil. **Water, Air and Soil Pollut.** n. 51, p. 153-160, 1990

- ESTELLER, M.V.; MORELL, I.; ALMEIDA, C. Physico-chemical processes in a vadose zone during the infiltration of treated wastewater used for irrigation. Application of the NETPATH model. **Environmental Geology**. N. 40 p. 923-930, 2001
- FOSTER, S.; GALE, I.; HESPANHOL, I. **Impacto del uso y disposición de las aguas residuales en los acuíferos con referencia a América Latina**. British Geological Survey y Organización Mundial de la Salud. 77 pp. 1994
- HILLEBOE, H. E. MANUAL DE TRATAMIENTO DE AGUAS NEGRAS. Departamento de Sanidad del Estado de Nueva York. Limusa. México. 1974
- JIMÉNEZ, B.; CHÁVEZ A. Posibilidades de reuso en el Distrito Federal y el Valle de Mezquital. **Memorias del 1er Simposio Latinoamericano de Tratamiento y Reuso del Agua y Residuos Industriales**. Tomo II: 58.1-58.13. 1998
- JONES, R.L.; HINESLEY, T.D.; ZIEGLER, E.L. (1973). Cadmium content of soybeans grown in sewage sludge amended soil. **J. Environmental Quality** n. 2(3), p.351-353, 1973
- KROSSHAVN, M., STEINNEDS, E.; VARSKOG, P. Binding of Cd, Cu, Pb and Zn in soil organic matter different vegetational background. **Wat. Air and Soil Pollut.**, n. 71, p.185-193. 1993
- LANE, R. (1988). The effects of sewage sludge application to Bermudagrass on forage quality production, and metal accumulation. **Agriculture Ecosystems and Environment**. N. 20 p. 209-219. 1988
- MAHLER, R.J., BINGHAM, F.T.; PAGE, A.L.; RYAN, J.A. Cadmium-enriched sewage sludge application to acid and calcareous soil: Effect on soil and nutrition of lettuce, corn, tomato and swiss chard. **J. Environmental Quality** n. 11 p. 694-700 1982
- MUJERIEGO, R.; SALA, L.; CARBO, M.; TURET, J. Agronomic and public health assessment of reclaimed water quality for landscape irrigation. **Wat. Sci. and Tech.**, n. 33 (10-11), p. 335-344. 1996
- MUJERIEGO, R. **Manual práctico de riego con agua residual municipal regenerada**. Edit: Universitat Politècnica de Catalunya. Barcelona. España. 1990
- ORON, G. Soil as a complementary component for simultaneous wastewater disposal and reuse. **Water Sci. and Tech.** n.33(10-11), p.243-252, 1996
- PORTA, J., LÓPEZ, A. M. Y ROQUERO, C. **Edafología para la agricultura y el medio ambiente**. (2ª ed.) Mundi Prensa. España. 1999
- RAMACHANDRAN, V; D'SOUZA, T.J. Chemical speciation of cadmium in contrasting Indian soil types **Chemical speciation and Bioavailability** n. 9(4), p.121-129. 1997a
- RAMACHANDRAN, V; D'SOUZA, T.J. **Extractable Zinc and Manganese as Related to Applied Cadmium in Contrasting Indian Soil**. Chemical Speciation And Bioavailability N.9(4). P. 131-143. 1997B
- SÁNCHEZ, J. M.; MORELL I. Precauciones de usos de los tomamuestras de succión equipados con cápsulas de porcelana porosa. In Morell I. **Investigación en zona no saturada: aspectos metodológicos y algunos ejemplos**. Universitat Jaume I., Castellón, España. 1994
- SIEBE, C.; CIFUENTES, E. Environmental impact of wastewater irrigation in Central Mexico, an overview. **Inter. J. of Environmental Health Research**, 3(4):28 pp. 1993
- SPALDING, R.F.; EXNER, M.E.; NARTIN, G.E.; SNOW, D.D. Effects of sludge disposal on groundwater nitrate concentrations. **J. of Hydrology** 142:213-228, 1993
- SPOSITO, G.; LUND, L.J.; CHANG A.C. Trace metal chemistry in arid zone field soils amended with sewage sludge: I. Fractionation of Ni, Cu, Zn, Cd and Pb in solid phase. **Soil Sci. Soc. Am. J.** n. 46, p. 260-264 1982
- UNITECNA. Estudio para el diseño de redes de monitoreo de los acuíferos de los valles de Toluca y Atlacomulco- Ixtlahuaca, en el Estado de México. **Reporte final del proyecto** CNA. México. 1996
- WILLIAMS, D.E., VLAMIS, J.; PUKITE, A.H. Y COREY J.E. Metal movement in sludge treated soils after six years of sludge addition. 2: Nickel, cobalt, iron, manganese, chromium and mercury. **Soil Science** n. 140, p.120-125 1985