

IMPACTO AMBIENTAL DEL MONITOREO DE LA HUMEDAD DEL SUELO MEDIANTE SONIDAS DE CAPACITANCIA SOBRE LA CONTAMINACION DE ACUIFEROS POR NITRATOS

Alfonso Luis Orozco Corral ¹ *. Martha Irene Valverde Flores ²

¹ * Grupo La Norteña. Departamento de Investigación y Desarrollo Tecnológico. Km. 98.5 Carr. Chihuahua-Cuauhtémoc. Fraccionamiento Real del Monte. C.P. 31552 Cuauhtémoc, Chihuahua. Tel. +52 (625) 590-2537. Fax +52 (625) 590-2538. alfonsoorozco@gpoln.com

² Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias (INIFAP). Campo Experimental Sierra de Chihuahua. Departamento de Socioeconomía. Cuauhtémoc, Chihuahua.

RESUMEN

La contaminación de los acuíferos por nitratos (NO_3) es un problema medioambiental de gran importancia. En México existen pocos estudios sobre los niveles de NO_3 en agua para consumo humano y del origen de esta contaminación. Si se sobrepasa el contenido de nitratos (N-NO_3) de 10 mg/L (NOM-127-SSA1-1994), puede llegar a ser un problema de salud ya que la ingestión de nitrato puede provocar metahemoglobinemia en niños y bebés, conocida como síndrome del bebé azul (Comly, 1945; Magee y Barnes, 1956) y pueden ser cancerígenos (Volkmer et al., 2005; Ward et al., 2005). La contaminación por nitrato del agua subterránea está relacionada con el uso de fertilizantes sintéticos u orgánicos o con la existencia de pérdidas en los sistemas sépticos. El objetivo fue evaluar el impacto ambiental que ejerce el manejo del agua de riego por microaspersión mediante una programación optimizada con el monitoreo de la humedad con sondas de capacitancia FDR, comparado con el manejo tradicional (por apreciación visual), sobre la contaminación de acuíferos por nitratos. Este estudio se llevó a cabo durante 2008 y 2009, en la región manzanera de Chihuahua, en dos huertas de Grupo La Norteña: 1) Huerta El Rosario, con 570 ha irrigadas con 25 pozos con riego programado y sondas FDR; 2) Huerta Las Macetas (testigo), con 253 ha irrigadas con 13 pozos de riego tradicional. En cada huerta se instalaron 20 tubos de succión con cápsulas de porcelana porosa a 150 cm de profundidad. El agua lixiviada se extrajo con una periodicidad igual al monitoreo de la humedad (semanalmente de marzo-septiembre y mensualmente de octubre-febrero) analizándose el contenido en N-NO_3 por colorimetría. Además mensualmente se analizó el contenido de N-NO_3 en los 38 pozos. Las láminas de riego (LR) en 2007-08 fueron 948 mm en el Rosario, 1,720 mm en Macetas (testigo) y 212 mm de lluvia y en 2008-09, 564 mm, 1,570 mm y 592 mm respectivamente. En ambas huertas se aplicaron dos fertilizaciones por año con dosis iguales, una en primavera y otra en otoño. Los resultados mostraron que donde se maneja el agua de riego con sondas FDR no hubo efecto significativo de las LR aplicadas sobre la lixiviación de NO_3 . En el testigo hubo un incremento de la concentración de NO_3 después de riegos profundos, mostrando un alto efecto significativo, lo que pone de manifiesto que si las LR superan las necesidades hídricas del cultivo los NO_3 se lixivian en profundidad arrastrados por el agua a través de la zona no saturada del suelo (ZNS) contaminando los acuíferos.

INTRODUCCION

En los últimos años se ha prestado especial atención al estudio de la contaminación de aguas subterráneas por el uso de agroquímicos. La utilización de productos químicamente complejos constituye una importante fuente de contaminación en zonas de intensa actividad agrícola.

En México existen pocos estudios sobre los niveles de nitratos (NO_3) en aguas de consumo humano, sobre la magnitud del problema ni del origen de esta contaminación. Si se sobrepasa el contenido máximo permisible de nitrato como nitrógeno (N-NO_3) para agua potable de 10 mg/l establecidos por la Norma Oficial Mexicana (NOM) de la Secretaría de Salud (SSA) (NOM-127-SSA1-1994), puede llegar a ser un problema de salud si el agua es destinada a consumo humano.

La cantidad y el estado del agua en el suelo y sus cambios, pueden impactar dramáticamente sobre los cultivos y la absorción de fertilizantes. El desarrollo de mejores prácticas de manejo para hacer los cultivos más eficientes y reducir el impacto sobre las aguas superficiales y subterráneas, requiere gran conocimiento de los factores que afectan la dinámica del agua en el suelo. Por ello es necesario conocer con precisión, en tiempo real, cuales son las variaciones de las reservas de agua en la zona radicular medidas en continuo desde el comienzo del ciclo y determinar su evolución a lo largo del mismo. De ser posible, necesitamos realizar estas medidas en suelo sin alterar. Sin embargo, muchos de los métodos conocidos para medir las variaciones del agua en el suelo, presentan varias limitaciones que impiden cumplir todos los requerimientos (Orozco-Corral, 2010).

En el riego por microaspersión se pueden suministrar nutrientes disueltos en el agua, con lo que se permite su distribución uniforme en el tiempo y en el espacio. De esta forma, se puede reducir el uso de fertilizantes mejorando la calidad del agua drenada (Hartz y Hochmuth, 1996).

Un buen manejo de irrigación se basa en optimizar la distribución espacial y temporal del agua aplicada con objeto de incrementar la producción y calidad de los frutos y en consecuencia obtener el máximo retorno económico. Las buenas prácticas de irrigación, están diseñadas para mantener un adecuado nivel de humedad en esta zona y minimizar la contaminación difusa hacia los acuíferos (Fares y Alva, 2000).

El potencial contaminante de los agroquímicos está dado por su movilidad y persistencia en el suelo. Estas dos características están controladas principalmente por los procesos de adsorción y degradación. La adsorción se manifiesta como un retardo del movimiento del contaminante respecto de la velocidad del agua. Este proceso no afecta a la cantidad total del agroquímico presente en el suelo pero puede disminuir e incluso eliminar la cantidad

disponible para el transporte. La magnitud de este fenómeno dependerá de la composición físico-química del suelo, en particular de su contenido en materia orgánica y arcillas (Morell y Candela, 1998).

Los NO_3 se filtrarán por debajo de la zona radicular en la misma proporción que el agua drenada por el suelo. Si hay nitrógeno disponible para un crecimiento óptimo del cultivo, la pérdida de nitratos será una función lineal del volumen de agua infiltrada. Estos modelos simples se basan en el supuesto de que la solubilidad no es una limitante y no están en equilibrio. Esta relación lineal se mantiene a pesar de la variabilidad del suelo y de la uniformidad en el riego. Mientras halla nitrógeno disponible cualquier exceso de agua moverá NO_3 (Jury y Nielson, 1989).

Los NO_3 actualmente constituyen la principal fuente de contaminación difusa (lixiviación) de las aguas subterráneas. La contaminación difusa tiende a adquirir cada vez mayor protagonismo en la degradación de los recursos hídricos, sobre todo si se tiene en cuenta que en determinadas cuencas hidrográficas la aportación de nitrógeno de origen difuso representa más del 50% del total de la cuenca. La máxima preocupación en torno a la contaminación del agua por NO_3 estriba en el efecto que puede tener sobre la salud humana su ingestión disueltos en el agua (Ayers y Westcot, 1985).

Aunque los NO_3 son un producto normal del metabolismo humano, el agua con altas concentraciones representa un riesgo para la salud, especialmente en los niños. Si se bebe agua con elevadas concentraciones, la acción de determinados microorganismos en el estómago puede transformar los NO_3 en nitritos (NO_2), que al ser absorbidos en la sangre convierten a la hemoglobina en metahemoglobina, la cual se caracteriza por inhibir el transporte de oxígeno en la sangre. Aunque la formación de metahemoglobina es un proceso reversible, puede llegar a provocar la muerte, especialmente en niños por lo que es conocido como el síndrome del bebé azul (Comly, 1945; Magee y Barnes, 1956).

Es posible que los NO_3 causen otras enfermedades como el cáncer o defectos de nacimiento, debido a que pueden formar nitrosaminas y nitrosamidas, compuestos que pueden ser cancerígenos, pero no hay estudios definitivos. Los procesos normales en el organismo de algunos infantes son interrumpidos cuando hay altas concentraciones de NO_3 (Gschwend, 2005; Volkmer et al., 2005; Ward et al., 2005).

Para poder evaluar y predecir el estado de los recursos hidrogeológicos, es imprescindible identificar el origen del NO_3 y entender los procesos que controlan la cantidad de N-NO_3 en el agua subterránea. La reducción del efecto contaminante de los NO_3 procedentes de fuentes agrícolas se está persiguiendo en muchas zonas agrícolas del mundo. Para hacer frente a la problemática que supone la contaminación por NO_3 muchos países se han visto obligados a iniciar cambios en su ordenamiento legislativo, configurando normativas que regulen

las explotaciones agrícolas y ganaderas, así como la eliminación de los residuos ganaderos (Kendall et al., 2007).

Aquellos fertilizantes que se presentan en forma de NO_3 , de elevada movilidad, son fácilmente arrastrados por el agua de infiltración procedente de la lluvia, riego o de ambos. El paso de la urea y de los compuestos amoniacales a la forma de NO_3 se realiza con rapidez, cuando las condiciones de temperatura y humedad son adecuadas lo que aumentará el riesgo de contaminación (Ramos, 1996).

Aunque la lixiviación de NO_3 tiene una gran importancia medioambiental, su medida no es fácil. Los métodos de medida más directa se basan en el muestreo de la solución del suelo a la profundidad a la que se quiere efectuar la medición, la determinación de la concentración de nitrato de esta solución y la medida del drenaje (Madramootoo et al., 1997).

La determinación de la cantidad de N-NO_3 lixiviado en un suelo agrícola es compleja puesto que precisa conocer la cantidad de agua de drenaje (balance de agua) y su concentración media en NO_3 (balance de nitrógeno). Para ello se puede recurrir a métodos de medida en campo o a modelos de simulación (Brisson et al., 2002; García-Linares et al., 2003; Ramos y Kücke, 1999; Simunek et al., 2006).

Los compuestos nitrogenados son los fertilizantes más ampliamente usados en todo el mundo. Su utilización en condiciones normales es considerada de bajo riesgo para la salud humana, sin embargo la presencia de una de sus sales, el NO_3 , ha sido detectada en varios acuíferos de todo el mundo, por lo que se hace necesario realizar estudios en todas las zonas agrícolas de México.

Objetivos

El objetivo fue evaluar el impacto ambiental que ejerce el manejo del agua de riego por microaspersión mediante una programación optimizada con el monitoreo de la humedad con sondas de capacitancia FDR, comparado con el manejo tradicional (por apreciación visual), sobre la contaminación de acuíferos por nitratos.

Hipótesis

La programación del riego y el monitoreo del contenido de humedad del suelo mediante sondas de capacitancia FDR podría no incidir positivamente sobre la lixiviación, transporte a través de la zona no saturada (ZNS) y la contaminación de los acuíferos por NO_3 .

MATERIALES Y METODOS

Este estudio se llevó a cabo durante el 2008 y 2009, en la región manzanera de Chihuahua, en dos huertas pertenecientes a Grupo La Norteña, localizadas en el municipio de Guerrero cuyas coordenadas son: Latitud 28° 27' Norte y Longitud 107° 12' Oeste; con un altitud de 2,136 msnm, temperatura media anual de 14.4 °C y precipitación pluvial media anual de 380 mm, de la cual el 90 % ocurre durante el verano (Junio – Agosto).

1) Huerta El Rosario, con una extensión de 570 ha irrigadas con 25 pozos profundos con un contenido de N-NO₃ inferior a los 10 mg/L. y donde se lleva a cabo el manejo del agua de riego a través del monitoreo de la humedad mediante sondas de capacitancia FDR. 2) Huerta Las Macetas (testigo), con una extensión de 253 ha irrigadas con 13 pozos profundos con un contenido de N-NO₃ inferior a los 10 mg/L y donde se efectúa un manejo tradicional del riego.

En la figura 1 se muestra el plano de distribución de los 38 pozos de extracción de agua para riego en la zona de estudio.

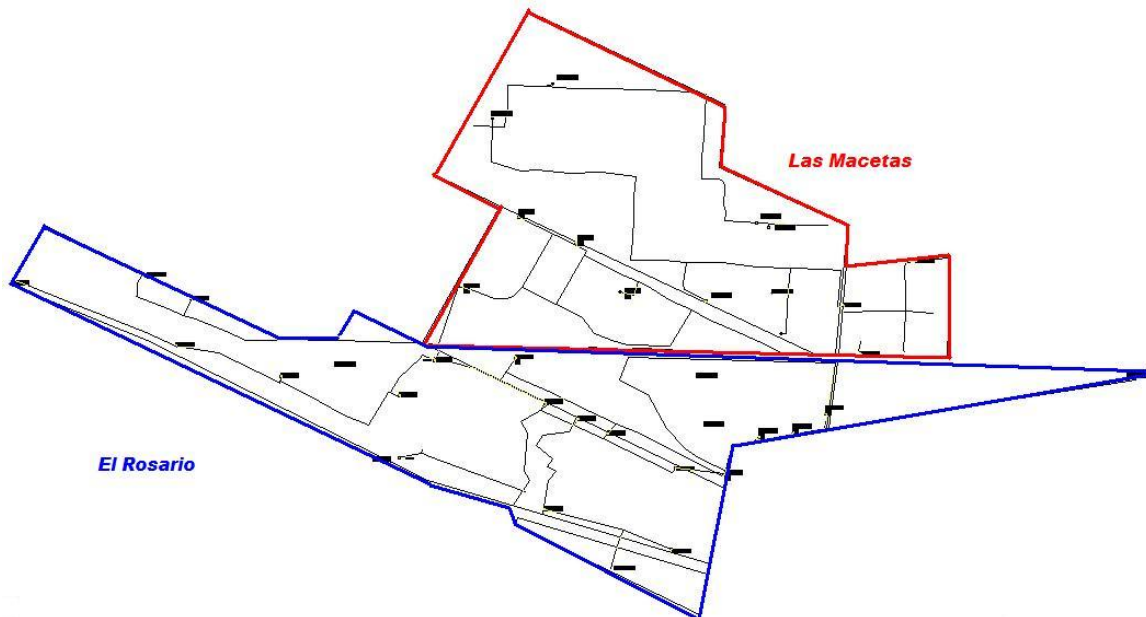


Figura 1. Mapa de distribución de los 38 pozos de extracción de agua para riego en la zona de estudio.

En cada huerta se instalaron 20 tubos de succión con cápsulas de porcelana porosa a 150 cm de profundidad del suelo. El agua lixiviada se extrajo con una periodicidad igual al monitoreo de la humedad (semanalmente de marzo a septiembre y mensualmente de octubre a febrero) y se analizó su contenido de N-NO₃ por colorimetría, previa reducción en columna de cadmio (Keeney et al., 1982). Así mismo, mensualmente se analizó por el mismo método el contenido de los 38 pozos. El sistema de riego fue por microaspersión, método habitualmente usado en la zona.

Se aplicaron dos fertilizaciones anuales a dosis iguales en ambas huertas, una en primavera con 80 kg/ha de sulfato de potasio (K_2SO_4), 65 de fosfato diamónico ($HPO_4[NH_4]_2$) y 187 de sulfato de amonio ($SO_4[NH_4]_2$) y otra en otoño con 79 kg/ha de urea ($CO [NH_2]_2$), 240 de sulfato de potasio (K_2SO_4) y 130 de fosfato diamónico ($HPO_4[NH_4]_2$).

Al inicio y al final del estudio se realizó un análisis del contenido de N- NO_3 del suelo en un metro de profundidad, tomándose las muestras de 0-30, 30-60 y 60-90. Se hizo un extracto y se analizó el contenido de N- NO_3 por colorimetría, previa reducción en columna de cadmio (Keeney et al., 1982).

Se calculó el volumen de agua aplicada en cada riego. La evapotranspiración de referencia (ET_o) se estimó, según el método de Penman-Monteith (FAO, 1998) y la evapotranspiración de cultivo (ET_c) se calculó según Doorenbos y Pruitt (1974). Los coeficientes de cultivo (K_c) aplicados fueron calculados según método de la FAO (1998) y son los que se utilizan en el modelo para programación de riegos. El monitoreo de la humedad del suelo se efectuó con el equipo FDR antes mencionado.

El drenaje fue calculado en base al balance de agua del suelo mediante la siguiente ecuación (Arauzo et al., 2003).

$$D = Pp + LR - ET_o \pm HS$$

Donde: D=Drenaje; Pp=Precipitación pluvial; LR=Lámina de riego; ET_o=Evapotranspiración de referencia; HS = Reserva de agua entre 0 y 90 cm de profundidad, medidos mediante la sonda de capacitancia FDR.

El diseño experimental utilizado fue de dos tratamientos con 20 repeticiones cada uno, con las mismas dosis de fertilizante, donde la diferencia fue el manejo del riego.

Para el análisis estadístico se utilizó el programa SPSS versión 15.0. Se realizó un análisis de correlación de Pearson (r) para identificar el nivel de asociación entre el NO_3 lixiviado y la variación de las LR y Drenaje (volumen de agua drenada por debajo de la zona radicular). Se efectuó un análisis de regresión lineal (R^2) para identificar el comportamiento de la lixiviación de NO_3 en cada huerto al variar las LR y el Drenaje.

RESULTADOS Y DISCUSION

En el cuadro 1 se muestran las láminas de riego (LR) aplicadas en el ciclo agrícola 2007-08 en la zona de estudio, las cuales fueron de 948 mm y 1,720 mm en el testigo y en el 2008-09 de 564 mm y 1,570 mm respectivamente..

Cuadro 1. Láminas de riego (LR) aplicadas en la zona de estudio durante los ciclos agrícolas 2007-08 y 2008-09.

CICLO AGRICOLA	ROSARIO	MACETAS
2007-08	948 mm	1,720 mm
2008-09	564 mm	1,570 mm

En la figura 2 se observa la distribución de las lluvias en la zona de estudio, observándose que hubo una mayor captación en 2009 en la zona de estudio.

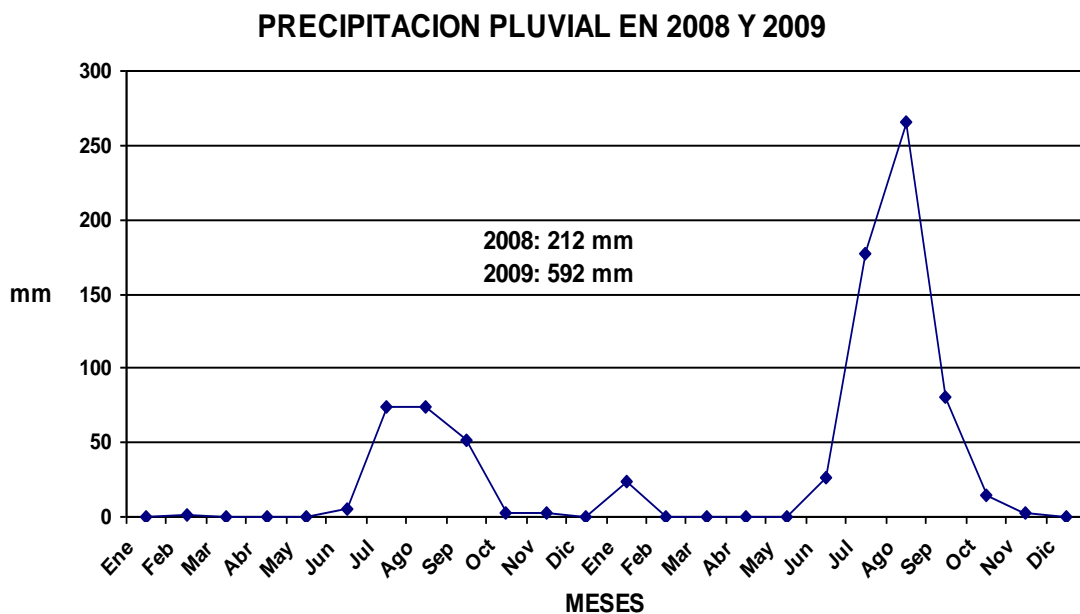


Figura 2. Distribución de la precipitación pluvial durante el período de estudio.

El suelo es de origen aluvial, poco profundo con un drenaje de moderado a deficiente y se determinaron seis diferentes clases texturales. La textura en la profundidad de 0-30 cm es variable predominando la arena; de 30-60 cm predominan las arcillas, constituyendo una capa impermeable por lo que se dificulta el drenaje; de 60-90 cm predominan las arenas con bastantes elementos finos. En la figura 3 se muestra el análisis granulométrico. Con la profundidad su contenido en arcilla asciende considerablemente hasta los 70 cm de profundidad y luego desciende paulatinamente. Por debajo de 1.5 m se encuentra una capa de grava de espesor variable. El contenido de materia orgánica de los tres profundidades es bajo.

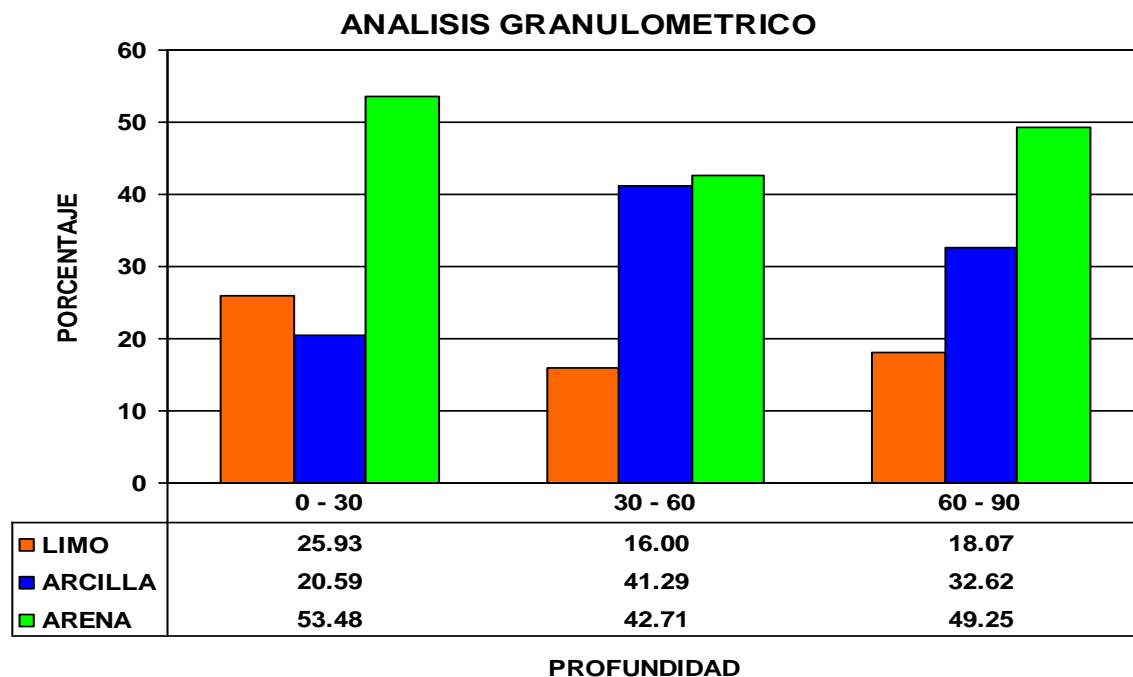


Figura 3. Análisis granulométrico de los suelos de la zona de estudio.

El cuadro 2 muestra las características del suelo de pH, conductividad eléctrica (CE), materia orgánica (MO) y capacidad de intercambio catiónico (CIC) en la zona de estudio.

Cuadro 2. Principales características químicas de los suelos en la zona de estudio.

	ROSARIO	MACETAS
pH	7.14	6.89
CE (dS/m)	0.83	1.74
MO (%)	0.84	0.72
CIC (meq/100 gr)	18.27	19.41

En el cuadro 3 se pueden apreciar las pérdidas de agua por drenaje durante los ciclos agrícolas 2007-08 y 2008-09 con 90 mm y 172 mm respectivamente, contra 189 mm. y 242 mm del testigo en los mismos ciclos. Dichas pérdidas fueron menores en el Rosario donde se efectúa una programación del riego y se monitorea la humedad del suelo con sondas de capacitancia FDR, en contraste con lo observado en las Macetas (testigo) donde el riego se efectúa de manera tradicional, es decir, por apreciación visual. Esto pone de manifiesto que los balances hídricos ajustados inciden directamente sobre los volúmenes de agua drenada por debajo de la zona radicular.

Cuadro 3. Pérdidas de agua por drenaje subsuperficial en la zona de estudio durante los ciclos agrícolas 2007-2008 y 2008-2009.

Mes	ROSARIO		MACETAS	
	2007-08 (mm)	2008-09 (mm)	2007-08 (mm)	2008-09 (mm)
Octubre	1	1	3	2
Noviembre	0	0	0	0
Diciembre	0	0	0	0
Enero	0	0	1	1
Febrero	0	0	1	2
Marzo	1	1	4	3
Abril	36	38	45	53
Mayo	12	16	26	31
Junio	15	38	42	49
Julio	14	44	47	53
Agosto	9	22	21	36
Septiembre	2	5	6	12
TOTAL	90	165	196	242

Estas pérdidas no son uniformes a lo largo del periodo de cultivo. En la Figura 4, se observan los puntos de inflexión hacia arriba en ambos ciclos agrícolas en la etapas de control de heladas tardías o primaverales, en los meses de abril y mayo, originado por los riegos nocturnos usados como método húmedo para la protección de la flor, la cual es muy susceptible a daño por descensos térmicos.

VOLUMEN AGUA DRENADA EN CICLOS AGRICOLAS 2007-08 Y 2008-09

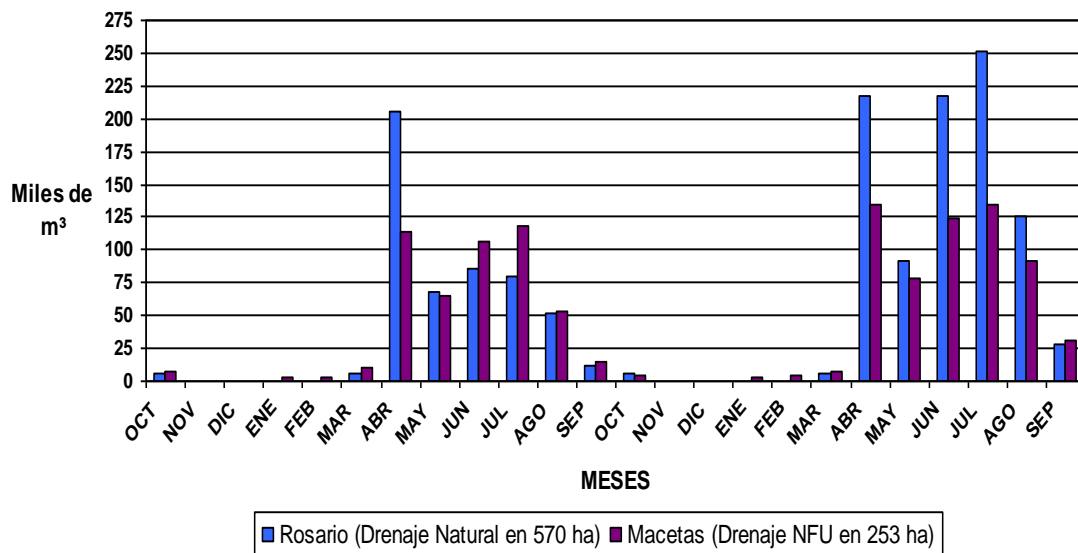


Figura 4. Volumen de agua drenada en la zona de estudio, 2007-08 y 2008-09.

La curva ascendente de drenaje acumulativo del ciclo agrícola 2008-09 en las Macetas (testigo) desde los primeros riegos de abril, es un indicativo de que las reservas de agua en el suelo al comienzo de los riegos, eran más elevadas que las del Rosario. Los picos de junio y julio son originados por las lluvias. Los picos observados en septiembre se originan no solo por las lluvias sino también por la reducción en el consumo de agua por el cultivo en esta etapa fenológica y las moderadas temperaturas acontecidas en este periodo.

En la figuras 5 se observa el comportamiento medio del contenido de nitratos en los 38 pozos en la zona de estudio. Los resultados nos indican que al ir aumentando el NR acorde con el ciclo fenológico y necesidades hídricas del cultivo, la concentración de nitratos en los pozos desde donde se riega, también va en aumento. Dicha concentración es mayor en donde el riego se lleva a cabo de manera tradicional.

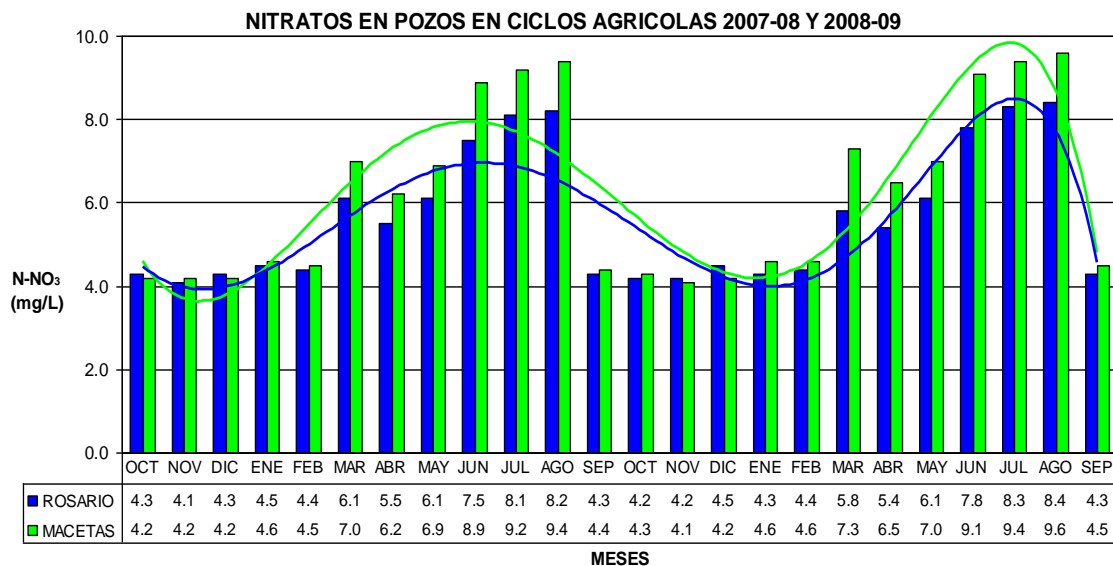


Figura 5. Comportamiento promedio del contenido de nitratos en los pozos de extracción de agua para riego durante los ciclos agrícolas 2007-08 y 2008-09 en la zona de estudio.

En ambos ciclos agrícolas no se reflejo diferencia en el comportamiento de dicha concentración, siguiendo el mismo patrón.

En la figura 6 se muestra el contenido de nitratos del suelo en las profundidades de 0-30, 30-60 y 60-90 en el Rosario y en las Macetas, donde se pone de manifiesto la influencia que ejerce la programación del riego sobre la lixiviación de nitratos a través de la zona no saturada del suelo y que se mantiene estable, mostrando un ligero aumento debido a las precipitaciones ocurridas durante el 2009.

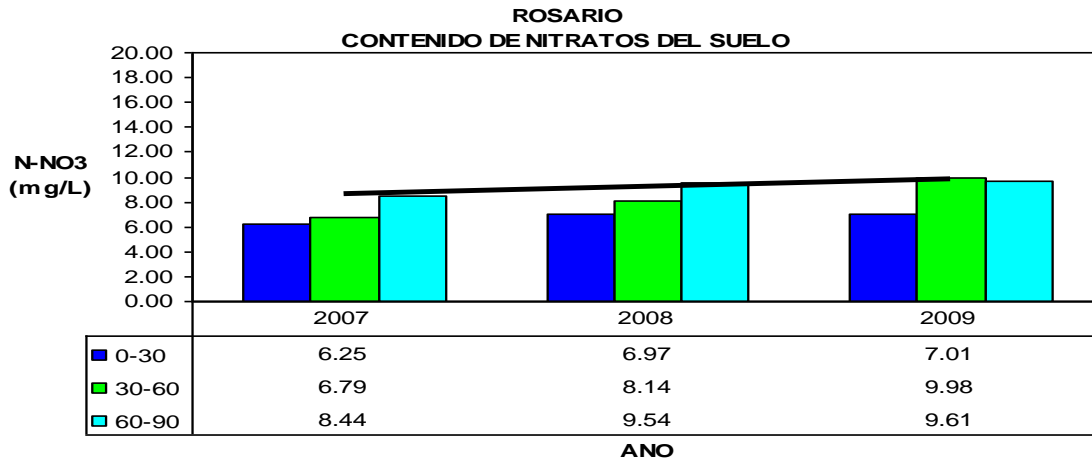


Figura 6. Contenido de nitratos del suelo en la zona radicular en el Rosario, con una programación del riego y monitoreo de la humedad con sondas de capacitancia FDR.

En la figura 7 se observa el notable incremento del contenido de nitratos en la profundidad de 60-90 cm, lo que evidencia que un manejo tradicional del riego bajo ninguna programación incide directamente sobre la lixiviación de nitratos a través de la ZNS.

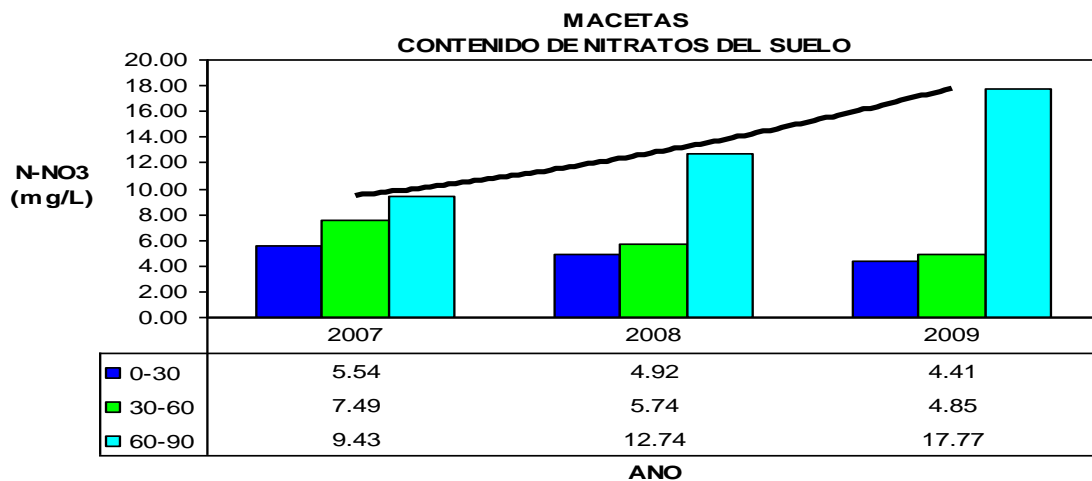


Figura 7. Contenido de nitratos del suelo en la zona radicular en las Macetas, con un manejo tradicional del riego.

La figura 8 muestra la evolución del nitrato lixiviado por debajo de la zona radicular en la zona de estudio durante el ciclo agrícola 2007-08 y 2008-09. Los resultados indican que al ir aumentando el NR según la fenología, necesidades hídricas del cultivo y el período de lluvias en la región, incide sobre el aumento en la concentración de nitratos en las capas subsuperficiales, de donde son transportados a través de la ZNS hacia el acuífero. Dicha concentración es mayor en donde el riego se lleva a cabo de manera tradicional.

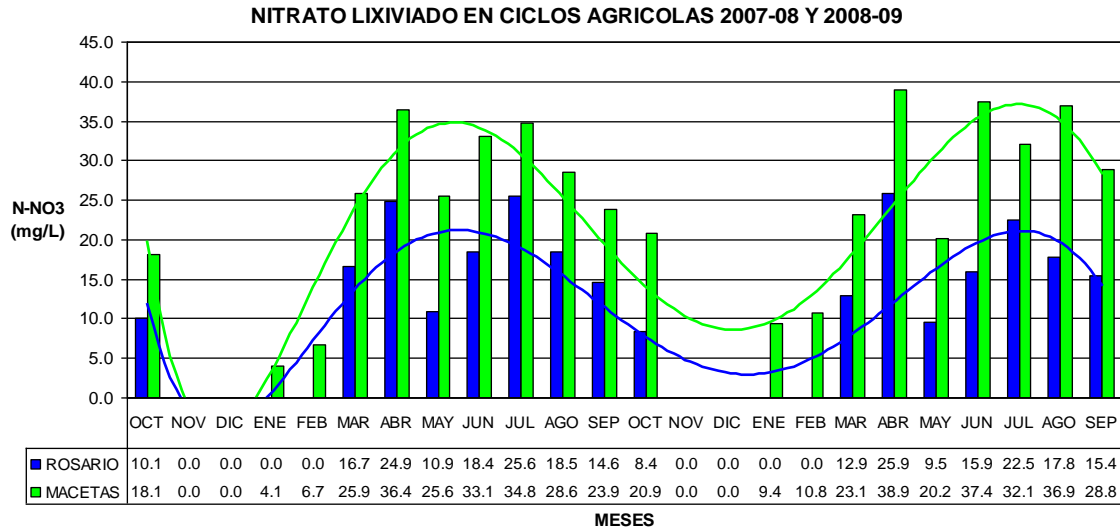


Figura 8. Variación de la concentración de nitrato lixiviado en los tubos de succión.

En la Figura 9 vemos que existe una alta confiabilidad ($R^2=0.99$) entre la humedad volumétrica del suelo y las lecturas del sensor de la sonda de capacitancia FDR previamente calibrada a las texturas del suelo a las profundidades de 0-30, 30-60 y 60-90 cm, lo que pone de manifiesto la eficiencia de esta metodología.

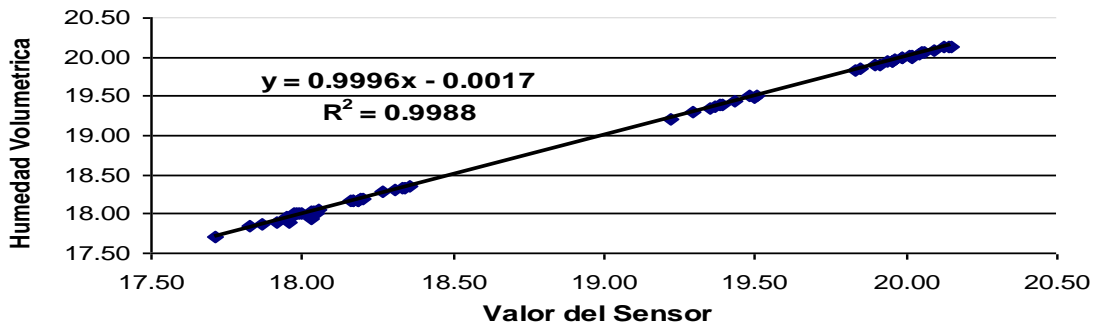


Figura 9. Respuesta del sensor de la sonda de capacitancia FDR a la humedad volumétrica del suelo.

En el cuadro 4 se puede apreciar que en el Rosario hay baja correlación entre las LR y el Drenaje, el NO_3 lixiviado por debajo de la zona radicular y el NO_3 lixiviado a los acuíferos. Dicha correlación es alta entre el Drenaje y la lixiviación de NO_3 . Al analizar el comportamiento de las variables citadas, se puede observar que hubo poco efecto significativo de las LR sobre el Drenaje y lixiviación de NO_3 . Sin embargo la significancia estadística es medianamente alta entre LR y el NO_3 lixiviado. En las Macetas (testigo) se aprecia que hay una alta correlación entre todas las variables. Analizando el comportamiento de las variables, se observa que hay un efecto significativo medianamente alto entre ellas.

Cuadro 4. Coeficientes de regresión lineal para las variables estudiadas en el Rosario y Macetas durante los ciclos agrícolas 2007-08 y 2008-09.

	LR		DRENAJE		NO ₃ (1.50 m.)		NO ₃ (Pozos)	
	ROSARIO	MACETAS	ROSARIO	MACETAS	ROSARIO	MACETAS	ROSARIO	MACETAS
LR			0.24	0.70	0.26	0.55	0.31	0.46
DRENAJE	0.24	0.70			0.54	0.62	0.33	0.59
NO ₃ Tubos	0.26	0.55	0.54	0.62			0.48	0.57
NO ₃ Pozos	0.31	0.46	0.33	0.59	0.48	0.57		

CONCLUSIONES

El impacto ambiental fue positivo sobre el acuífero debido a la escasa lixiviación de NO₃ en el Rosario, lo que influyó directamente sobre las pérdidas de agua por drenaje hacia el acuífero.

Aplicaciones convencionales de riego conducen a pérdidas por drenaje considerablemente más elevadas, lo que se traduce en un aumento significativo de pérdidas de nitratos por lixiviación y un incremento significativo en la concentración de NO₃ en el acuífero.

A partir del seguimiento de las aguas lixiviadas y del balance hídrico monitoreado mediante sondas de capacitancia FDR, se evidencia una notable pérdida de NO₃ en el suelo, un aumento de los mismos en el agua lixiviada, debido principalmente a infiltración por exceso de riego y en menor medida a lluvias cuantiosas.

Las LR ajustadas se traducen en una reducción apreciable de las pérdidas por lixiviación de nitrato, al tiempo que se genera un importante ahorro de la misma.

LITERATURA CITADA

1. Arauzo, M., J.A. Díez, P. Hernáiz, 2003. *Estimación de balances hídricos y lixiviación de nitratos en sistemas agrícolas*. En: Investigación de la zona no saturada, Vol. VI, ZNS'03 (J. Álvarez-Benedí y P. Marinero, eds). Instituto Técnico Agrario de Castilla León, Universidad Europea Miguel de Cervantes. Valladolid, 2003, 408 pp.
2. Ayers, R.S. y Westcot, D.W. 1985. *Water quality for agriculture*. FAO Irrigation and Drainage Paper 29 (Rev. 1). Rome.
3. Brisson N., Ruget F., Gate P., Lorgeou J., Nicoullaud B., Tayot X., Plenet D, Jeuffroy M.H., Bouthier A., Ripoche D., Mary B. y Justes E. 2002. *STICS: a generic model for the simulation of crops and their water and nitrogen*

- balance*. II. Assessment by comparing with experimental reality for wheat and corn. *Agronomie*, 22:69-93
4. Comly, H.H. 1945. *Cyanosis in infants caused by nitrates in well water*. *J. Amer. Med. Assoc.* 129, 112-116.
 5. Doorembos J., y Pruitt W.O. 1974. *Las necesidades de agua de los cultivos*. FAO Irrigation and drainage paper 24. Roma, Italia.
 6. F.A.O. 1998. *Crop evapotranspiration*. FAO Irrigation and drainage paper 56. Roma, Italy.
 7. Fares A. y Alva A.K. 2000. *Soil water components based on capacitance probes in sandy soil*. *Soil Sci. Soc. Amer. J.* 64, pp. 311-318.
 8. García-Linares, C., Martínez, M., Sánchez-Pérez, J.M., Justes, E. y Antigüedad, I. 2003. *Aplicación del modelo STICS para la determinación de la lixiviación de nitratos bajo cultivo de remolacha azucarera en la zona no saturada del suelo*. Estudio en la Zona no Saturada del Suelo. Vol VI.
 9. Gschwend, J.E. 2005. *Influence of nitrate levels in drinking water on urological malignancies: A community-based cohort study*. *Br. J. Urol. Int.* 95, 972-976.
 10. Hartz, T.K y G.J. Hochmuth. 1996. *Fertility management of drip irrigated vegetables*. *HortTechnology* 6: 168-172.
 11. Jury, W.A. y Nielson, D.R. 1989. *Nitrate transport and leaching mechanisms*. Chap 5 in Follet, R. F. (editor) *Nitrogen management and ground water protection*. Elsevier, Amsterdam.
 12. Keeney, D.R., Nelson, D.W. 1982. *Nitrogen-inorganic forms*. En A. L. Page et al. (ed.) *Methods of analysis, Part 2*. *Agronomy* 9: 643-698. ASA and SSSA, Madison, WI, EEUU.
 13. Kendall, C., Elliott, E.M., y Wankel, S.D. 2007. *Tracing anthropogenic inputs of nitrogen to ecosystems*. En *Stable isotopes in ecology and environmental science*. Michener, R.H., y Lajtha, K. (eds), Blackwell Publishing, pp. 375-449.
 14. Madramootoo, C.A., Johnston, W.R. and Willardson, L.S. 1997. *Management of agricultural drainage water quality*. FAO water report 13, ICID/FAO, Rome, Italy.
 15. Magee, P.N., y Barnes, J.M. 1956. *The production of malignant primary hepatic tumors in the rat by feeding dimethylnitrosamine*. *Br. J. Cancer.* 10, 114-122.
 16. Morell, I. y L. Candela. 1998. *Comportamiento de los plaguicidas en suelos*. En: *Plaguicidas. Aspectos ambientales, analíticos y toxicológicos*, Ed. Univ. Jaume I. pp. 9-23.
 17. Orozco-Corral, A.L. 2010. *Uso eficiente del agua de riego mediante sondas de capacitancia*. *Aqua-LAC: UNESCO, Programa Hidrológico Internacional para América Latina y el Caribe*; 2, 1. p. 56-66. Montevideo, Uruguay.
 18. Ramos, C. 1996. *Efectos de las prácticas agrícolas en las pérdidas de nitrógeno y el medio ambiente*. *Fertilizer. Res.* 43 183-189.
 19. Ramos, C. y Kücke, M. 1999. *Revisión crítica de los métodos de medida de la lixiviación de nitrato en suelos agrícolas*. En: *Estudios en la Zona no*

- Saturada del Suelo, vol. IV. Eds.: Muñoz-Carpena, R., Ritter, A. y Tascón, C. 25-32 pp. ICIA: La Laguna.
20. Simunek, J., Sejna, M. y van Genuchten, M. T. 2006. *The HYDRUS software package for simulating the two- and three-dimensional movement of water, heat and multiple solutes in variably-saturated media*. U.S. Salinity Laboratory. Riverside, California.
 21. Volkmer, B.G., Ernst, B., Simon, J., Kuefer, R., Bartsch Jr, G., Bach, D., y Gschwend, J.E. 2005. *Influence of nitrate levels in drinking water on urological malignancies: A community-based cohort study*. Br. J. Urol. Int. 95, 972-976.
 22. Ward, M.H., deKok, T.M., Levallois, P., Brender, J., Gulis, G., Nolan, B.T., y VanDerslice, J. 2005. *Workgroup report: Drinking-water nitrate and health-recent findings and research needs*. Environ. Health Perspect. 113, 1607-1614.