

Uso de macrofitas acuáticas en el tratamiento de aguas para el cultivo de maíz y sorgo

Use of aquatic macrophytes in water treatment for the corn and sorghum culture

María Guadalupe Ramos-Espinosa¹,
Luis Manuel Rodríguez-Sánchez¹
y Patricia Martínez-Cruz²

¹Departamento de Producción Agrícola y Animal. Universidad Autónoma Metropolitana, unidad Xochimilco. Laboratorio de Fisiología y Tecnología de Cultivos. mgramos@correo.xoc.uam.mx

²Departamento de Sistemas Biológicos. Universidad Autónoma Metropolitana, unidad Xochimilco. Laboratorio de Biotecnología. Calzada del Hueso 1100 Colonia Villa Quietud. C. P. 04960 Delegación Coyoacán. Tel. (55) 5483-7300 ext. 3081.

Ramos-Espinosa, M. G., L. M. Rodríguez-Sánchez y P. Martínez-Cruz, 2007. Uso de macrofitas acuáticas en el tratamiento de aguas para el cultivo de maíz y sorgo. *Hidrobiológica* 17 (1 Suplemento): 7-15.

RESUMEN

Se evaluó la calidad del agua obtenida de humedales artificiales y el efecto del agua tratada sobre las primeras etapas de crecimiento de sorgo (*Sorghum bicolor* cv. D65) y maíz (*Zea mays* cv. DK 2002). El sistema consistió en tres estanques en serie sembrados con junco (*Scirpus americanus*), tule (*Typha latifolia*) y lirio acuático (*Eichhornia crassipes*). Se hizo pasar el agua por cada uno, con un tiempo de retención de 15 días. Todos los parámetros disminuyeron, excepto el ión nitrato (0.60 a 0.82 mg/l) y la conductividad eléctrica (34.4 a 66.4 (mS/cm). El pH disminuyó de 8.33 a 7.29, así como la DQO (416 a 120 mgO₂/l), el ión calcio (6.6 a 0.54 mg/l), el ión cloruro (0.011 a 0.002 mg/l), el nitrito (0.234 a 0.040 mg/l), el amonio (1.451 a 0.0003 mg/l) y el fosfato (10.3 a 2.3 mg/l); Pb y Cd se mantuvieron por debajo del límite permisible. Las coliformes totales y fecales disminuyeron en cada tratamiento, la reducción final fue de 94.17 % y 91.25 %, respectivamente. En ambos cultivos hubo inhibición radicular significativa: el sorgo creció 1.69 cm con agua tratada, 3.0 y 2.11 cm con agua destilada y no tratada, respectivamente. El maíz creció 2.78 cm con agua tratada, 3.05 cm con agua destilada y 3.35 cm con no tratada. El sistema fue eficiente principalmente en relación con la calidad sanitaria y la reducción de amonio, calcio, fosfato y DQO, pero no en cuanto a la concentración de sales.

Palabras clave: Macrofitas humedales, calidad del agua, inhibición del crecimiento radicular.

ABSTRACT

Water quality from artificial wetlands on the first growth stages of sorghum (*Sorghum bicolor* cv. D65) and corn (*Zea mays* cv. DK 2002) was evaluated. An experiment of three ponds serial system seeded with junco (*Scirpus americanus*), tule (*Typha latifolia*) and aquatic lily (*Eichhornia crassipes*) was conducted. Water was introduced into each pond with a retention time of 15 days. Decreases in all parameters were observed, with exception of the ion nitrate (0.60 to 0.82 mg/l) and the electrical conductivity (34.4 at 66.4 (mS/cm). Diminution in the pH (8.33 to 7.29), as well as the COD (416 to 120 mgO₂/l), the ion calcium (6.6 to 0.54 mg/l), the ion chloride (0.011 to 0.002 mg/l), the nitrite (0.234 to 0.040 mg/l), the ammonium (1.451 to 0.0003 mg/l) and the phosphate (10.3 to 2.3 mg/l) were obtained; the Pb and Cd values were below the permissible limit. The total and fecal coliforms decreased in each treatment with a final reduction of 94.17 % and 91.25 %, respectively. Both crops had significant root growth inhibition: sorghum showed a 1.69 cm value in root growth in treated water, 3.0 cm in distilled water and 2.11 cm in the control (untreated).

water). A 2.78 cm root growth was observed in corn with treated water, 3.05 and 3.35 cm were the values for the distilled water and the control treatments, respectively. The system was efficient in terms of sanitary quality and the reduction of ammonium, calcium, phosphates and COD, but not for salts concentration.

Key words: Macrophytes wetlands, water quality, root growth inhibition.

INTRODUCCIÓN

La Zona Lacustre de Xochimilco representa una región de gran tradición en nuestro país. La población prehispánica de Tenochtitlán la utilizó como medio de transporte, recurso pesquero y de irrigación (Armillas, 1974). A partir de la Colonia, el sistema lacustre comenzó a ser drenado para permitir el crecimiento de la ciudad. Este proceso de transformación del paisaje provocó que a mediados del siglo XX, como resultado de la extracción de agua subterránea para consumo doméstico e industrial de la Ciudad de México, el nivel de agua de la mayor parte de los canales de Xochimilco se redujera drásticamente, optándose por recargarlo con aguas tratadas (Mazari-Hiriart *et al.*, 2000). Aún cuando con esta medida se logró la recuperación parcial del espejo de agua en algunos canales y lagunas de la región, también aportó grandes cantidades de desechos orgánicos y otras sustancias tóxicas, originando efectos irreversibles sobre la flora y la fauna del lugar (Balanzario, 1982; Cairns, 2001). Actualmente, uno de los usos más extendidos del agua en esta región es el riego agrícola, pese a los diversos riesgos que esto conlleva, tales como contaminación de hortalizas por organismos patógenos, presencia de metales pesados, eutroficación de las aguas, muerte de la fauna acuática y salinización de las tierras irrigadas. Además, en otros ecosistemas se ha reportado que la presencia de sustancias tóxicas en el agua de riego impide el crecimiento normal de la raíz y, por tanto su elongación, pudiéndose determinar su efecto luego de un periodo de 72 a 120 h de prueba (An, 2004; Díaz *et al.*, 2004). De ahí la necesidad de desarrollar tecnologías de tratamiento secundario para mejorar la calidad de las aguas, con bajos costos económicos y alta eficiencia, así como seleccionar pruebas que permitan evaluar el efecto en un corto tiempo.

Los sistemas que utilizan macrofitas acuáticas (humedales) constituyen una alternativa a esta problemática, debido a su elevada capacidad de proliferación y absorción de contaminantes (Comín *et al.*, 1997; Olguín, 2002). Entre sus cualidades se encuentran la nula generación de lodos, el bajo costo de construcción y un mantenimiento sencillo, aunque requieren de un adecuado y constante seguimiento; son sistemas flexibles y poco susceptibles a cambios de caudal y carga del afluente; la biomasa vegetal actúa como aislante del sedimento, lo que asegura una actividad microbiana en todas las estaciones del año; estos sistemas incrementan o mantienen la diversidad ambiental de la zona con la creación de hábitats para la fauna; no producen

olores y se integran al paisaje (Tchobanoglous, 1997; Seoáñez, 1999; Steer *et al.*, 2003). Entre sus principales desventajas figuran el poco conocimiento que aún se tiene en México, tanto acerca de su diseño como de su funcionamiento (incluyendo la complejidad de los procesos biogeoquímicos que intervienen en su interior); se requiere de dos a tres estaciones de crecimiento de las plantas para llegar a la máxima eficiencia; por otro lado, las pérdidas de volumen por evapotranspiración, tienen un consecuente aumento de la salinidad del efluente (Lahora, 1998). De ahí la importancia de profundizar en la investigación aplicada al diseño, operación y eficiencia de este tipo de sistemas en distintas regiones de nuestro país.

Particularmente en el área de estudio, abundan diferentes especies acuáticas tanto enraizadas como flotantes (Zavaleta & Ramos, 1999). El presente estudio tiene como objetivos, 1) evaluar la eficiencia conjunta de tres macrofitas en el tratamiento de las aguas del Canal Nacional, a través de la valoración de diferentes variables fisicoquímicas del agua tratada que circula por el sistema en sus diferentes etapas; 2) determinar la calidad microbiológica del agua obtenida al final del tratamiento; y 3) evaluar los efectos del agua tratada sobre las primeras etapas de crecimiento de semillas de importancia agrícola.

MATERIALES Y MÉTODOS

Excavación y nivelación del humedal. El sistema de macrofitas se construyó en el Centro de Investigaciones Biológicas y Acuícolas de Cuemanco (CIBAC), ubicado al margen oriente de la pista olímpica de remo y canotaje Virgilio Uribe y al poniente del Canal Nacional de Cuemanco, México, D. F. Se excavaron tres estanques de 2 x 1.20 x 0.40 m. Se impermeabilizaron con un plástico calibre 400 y se conectaron entre sí con tubo de PVC de 3" con una pendiente de 2%. Cada estanque se llenó en sus primeros 25 cm con tezontle y posteriormente se agregó agua del Canal Nacional hasta completar 5 cm por encima del nivel del sustrato, con un volumen aproximado de 720 litros de agua (Fig. 1).

Establecimiento de plantas acuáticas. Se colectaron del Canal Nacional dos especies de plantas acuáticas enraizadas: junco (*Scirpus americanus* Pers.) y tule (*Typha latifolia* L.). Se lavaron con agua potable y sus raíces se fijaron al tezontle, colocandolos en el primer estanque y el tule en el segundo.

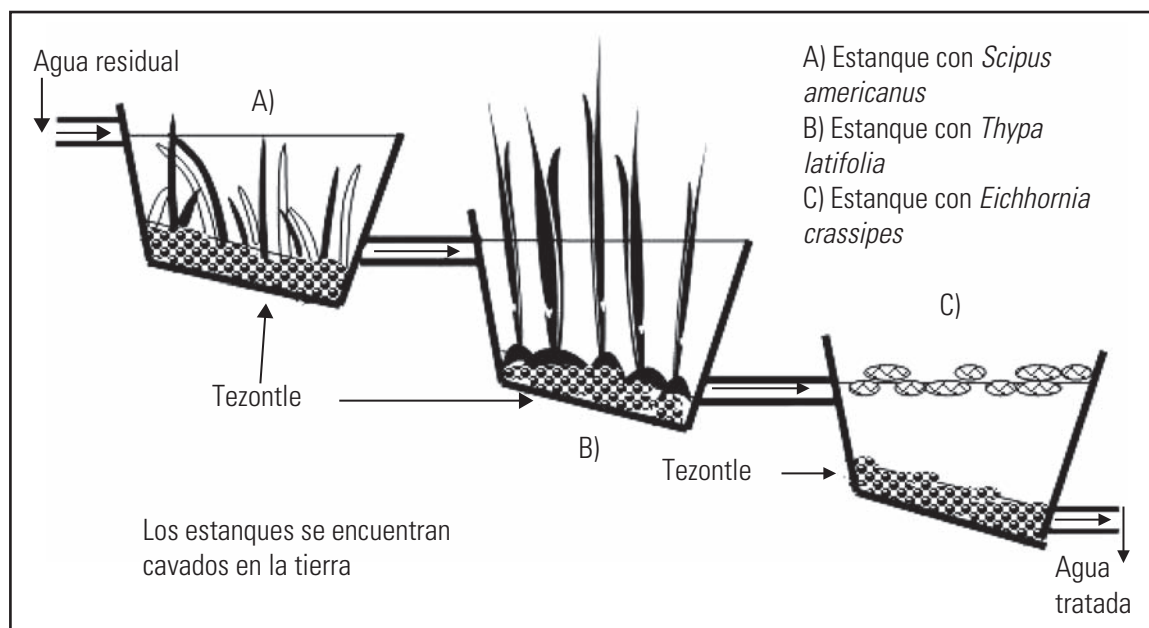


Figura. 1. Diagrama funcional del sistema de humedales y macrofitas utilizadas.

Simultáneamente, del Canal Nacional se colectó una especie flotante de lirio acuático (*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms), se lavó con agua potable y se adicionó al tercer estanque, cubriendo por completo toda la superficie del agua (Fig. 1). La concepción física y biológica del humedal se basó en las recomendaciones y experiencias de diversos autores (Jawarkar, 1995; Seoáñez, 1999; Olguín *et al.*, 2002), pero fue modificado bajo un diseño propio considerando la utilización de los materiales de la región y el destino del agua tratada. Por ello, se pensó en una secuencia de macrofitas, que permitiera en la primera y segunda etapas, la filtración física y biológica del agua a través un sustrato de tezontle y raíces; mientras tanto, en la tercera, se buscó la disposición del agua en un estanque con plantas flotantes que complementara la depuración química y proporcionara al mismo tiempo, la profundidad suficientemente para su extracción a través de una motobomba de riego agrícola. Se decidió colocar *Scirpus americanus* en la primera etapa del humedal porque sus raíces tienen mayor capacidad de penetración en el sustrato que las de *Typha latifolia* (Ñique, 2002).

Estabilización del humedal. Una vez establecidas las plantas, éstas se mantuvieron durante 44 días en contacto con el agua de los estanques, para permitir su adaptación.

Tratamiento del agua. Posteriormente, se trató el agua del Canal Nacional a través de un sistema de lote alimentado en cascada. El agua tuvo un tiempo de retención de 15 días en cada estanque, después del cual circulaba a la siguiente etapa hasta completar un período de 45 días de tratamiento. Una vez concluido el proceso completo de retención, el agua del tercer estanque fue empleada en las pruebas de germinación dentro del laboratorio.

Análisis del agua residual y tratada. Antes de iniciar el llenado del humedal y al terminar cada tratamiento (15, 30 y 45 días), se caracterizó tanto, el agua del Canal Nacional como la de los diferentes estanques, utilizando los siguientes parámetros: temperatura, pH, conductividad eléctrica y la concentración de nutrientes (fosfato, amonio, nitrito, nitrato, cloruro y calcio) empleando un multisensor Horiba modelo U 23 calibrado en laboratorio y campo. La demanda química de oxígeno (DQO), fue medida de acuerdo con las técnicas estándar de análisis de agua (APHA-AWWA-WPCF, 1995). Se obtuvo el número más probable de coliformes totales y fecales en el agua, de acuerdo a la Norma Oficial Mexicana NOM-112-SSA1-1994. Al inicio y al final del proceso total se cuantificaron en el agua los metales cadmio y plomo, utilizando un espectrofotómetro de absorción atómica GBC Modelo 932, con límite de detección de 0.005 mg/l para cadmio y 0.025 mg/l para plomo (Norma Mexicana NMX-AA-051).

Bioensayos para determinar la influencia del agua tratada en el crecimiento inicial de plántulas:

Colecta de muestras. Se colocó agua en envases de plástico de cuatro litros en el Canal Nacional al comenzar el llenado y posteriormente al terminar cada tratamiento (15, 30 y 45 días). El agua se filtró con una membrana de 0.4 µm y se mantuvo en congelación hasta su uso.

Siembra y riego de semillas. Se trabajó con *Sorghum bicolor* (L.) Moench cv. D 65 y *Zea mays* L. cv. DK 2002, cultivares de la empresa Dekar. Éstos se seleccionaron por su importancia económica así como por su utilización previa en otros bioensayos (An, 2004). Ambos tipos de semillas se remojaron por separado durante 24

horas con agua destilada y se mantuvieron a una temperatura de 23 °C. Posteriormente se prepararon charolas con una capa de algodón (5 a 6 g), sobre el cual se añadieron una sola vez 90 ml de agua según el tratamiento (cada uno de los tres humedales al término de cada período); se utilizó agua del Canal Nacional como control y agua destilada como blanco. Para el bioensayo con sorgo se sembraron 30 semillas por charola y 20 para el de maíz, dado el tamaño de las mismas; en cada caso se utilizaron cuatro réplicas por tratamiento. Las charolas se mantuvieron con una inclinación de 45° en una incubadora Fisher Scientific Isotemp a 25 °C durante 72 horas, con ciclos de 16 horas de luz (4,320 ft-c) y 8 de oscuridad; se trabajó con cuatro bloques en un diseño completamente al azar (Thomas & Cline, 1985).

Análisis de elongación de raíz, elongación de tallo y peso seco.

Cada 24 horas se contabilizó el porcentaje de germinación, que comenzó con la imbibición de agua y terminó con la emergencia y elongación de tejidos embrionarios (Chong en: Wahid *et al.*, 1998). A las 72 horas de regadas se midió la elongación radicular y la del tallo; las muestras por charola se colocaron en una estufa Boekel Scientific modelo 132000 a 60 °C durante 24 horas; posteriormente se obtuvo peso seco de raíz y tallo. Los datos fueron evaluados con un análisis ANOVA ($P < 0.05$) y posteriormente se les aplicó la prueba de Tuckey HSD, utilizando el programa de Software Statistica, versión 6.0.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Análisis del agua residual y tratada. Los resultados más sobresalientes se aprecian al comparar las características fisicoquímicas del agua de la entrada y salida del humedal a los 45 días del tratamiento (tabla 1), después de los cuales todos los parámetros disminuyeron a excepción de la conductividad eléctrica y el ión nitrato. El pH varió de 8.33 a 7.29, lo que puede tener efectos benéficos para la biota acuática así como para los cultivos, ya que el agua de los canales tiene un uso agrícola. Hench *et al.* (2003) reportan una disminución de 0.5 unidades en los valores de pH en un humedal que combina diversas macrofitas. Este valor final de pH se ajusta al límite permitido para el agua de riego de acuerdo a la Norma Oficial Mexicana NOM-CCA031-ECOL-1993.

En cuanto a la DQO (mgO_2/l), ésta fue reducida por el humedal en un 71 %. Los resultados obtenidos en este experimento son superiores a los reportados por Steinmann *et al.* (2003) y Jawarkar (1995), quienes lograron remociones de 37.6 % y de 28 a 41 %, respectivamente, empleando un sistema de humedal. Por otro lado, al analizar la concentración de nutrientes en el agua de riego, se observa que en ésta, los nitritos disminuyeron en un 82 % mientras que los nitratos se incrementaron un 36 %, lo que confirma la existencia de procesos de nitrificación y desnitrificación dentro del humedal. Asimismo, el nitrógeno amoniacal

fue removido en un 99 %, lo cual coincide con lo reportado por Martin & Moshiri (1994) y Tong & Sikora (1995), quienes lograron un porcentaje de remoción del 98.3 % y del 95 al 100 % respectivamente. El fosfato se removió en un 77 %, mientras que los iones calcio y cloruro disminuyeron su concentración en un 91 % y 77 % respectivamente. Al analizar las concentraciones de cadmio y plomo, tanto en el control como en el agua tratada, se observa que los valores de éstos se encuentran por debajo de los límites máximos permisibles de acuerdo a la Norma Oficial Mexicana NOM-001-ECOL-1996, los cuáles son: 0.2 mg/l para cadmio y 0.5 mg/l para plomo (tabla 1). Las diferencias existentes en las concentraciones de ambos metales entre la entrada y la salida del humedal, se pueden explicar como un efecto de los cambios iónicos originados por las variables de estabilidad del agua, así como por el pH, más que a una remoción de los mismos por efecto de las macrofitas. Aún cuando los volúmenes de estos elementos son muy bajos en el agua del Canal Nacional, sería importante evaluar su concentración en cultivos que crecen sobre los suelos regados con esta agua, ya que las plantas tienden a bioacumularlos al no poderlos biodegradar.

Los valores de conductividad eléctrica se incrementaron un 93 %, este efecto se atribuyó principalmente a la evapotranspiración y a la evaporación del agua retenida durante más de seis semanas en el sistema completo; aún así, esta agua se considera como de buena calidad, apta para riego, con salinidad media y sodicidad baja (C2-S1) de acuerdo a la Norma de Riverside (Cadahia & Lucerna, 2000).

Los resultados del análisis de concentración de coliformes en los sistemas acuáticos (tabla 2) una vez finalizado el tratamiento, mostraron valores muy altos en las aguas del Canal

Tabla 1. Valores obtenidos de los parámetros determinados a los 45 días de tratamiento con el humedal.

Parámetro	Entrada al humedal	Salida del humedal	% de remoción
PH	8.33	7.29	-
Conductividad eléctrica (mS/cm)	34.4	66.4	93*
DQO (mgO_2/l)	416	120	71
Calcio (mg/l)	6.6	0.54	91
Cloruro (mg/l)	0.011	0.0024	77
Nitrato (mg/l)	0.60	0.82	36*
Nitrito (mg/l)	0.234	0.040	82
Amonio (mg/l)	1.451	0.0003	99.9
Fosfato (mg/l)	10.3	2.3	77
Cadmio (mg/l)	0.003	0.005	**
Plomo (mg/l)	0.070	0.025	***

* aumentaron; ** aumento no significativo; ***disminución no significativa.

Tabla 2. Porcentaje de reducción de coliformes en los sistemas acuáticos.

Condición	NMP/100 ml coliformes		% reducción coliformes	
	Totales	Fecales	Totales	Fecales
Control: Agua sin tratar	2400	1600	-	-
1er tratamiento: Agua tratada con junco	920	920	61.67	42.50
2º tratamiento: Agua tratada con tule	170	110	81.52	88.04
3er tratamiento: Agua tratada con lirio	140	140	17.65	27.27 *
% de remoción total			94.17	91.25

* aumentó con respecto al 2º tratamiento.

Nacional (control): 2400 número más probable (NMP)/100 ml y 1600 NMP/100 ml para coliformes totales y fecales respectivamente, mientras que con el empleo de plantas acuáticas, las coliformes fueron removidas en mayor proporción conforme pasaban de un estanque a otro, de tal modo que se redujeron a 140 NMP/100 ml en ambos casos al salir del humedal, lo que representa una remoción total de 94.17 % y 91.25 %, respectivamente. Estos resultados fueron satisfactorios, en tanto que el límite máximo permisible de coliformes fecales en agua de riego es de 240 NMP/100 ml (NOM-33-ECOL-1993).

Los resultados anteriores permiten suponer que la reducción de coliformes puede deberse al efecto del tiempo de residencia que va teniendo el agua. Por lo tanto, el empleo de esta tecnología puede representar ventajas importantes desde el punto de vista sanitario para los consumidores.

Influencia del agua tratada y sin tratar en el crecimiento inicial de plántulas. Se partió de un porcentaje de germinación de 98 % para sorgo y 96.7 % para maíz, sin que existiera diferencia significativa ($P \leq 0.05$) entre ellas; los valores promedio y la desviación estándar se presentan en la tabla 3.

La elongación de raíz y tallo tanto en sorgo como en maíz, regados con agua sin tratar y con agua tratada durante 15, 30 y

45 días, presentó variaciones. Sus valores promedio y desviación estándar se sintetizan en la tabla 4.

La influencia del agua tratada y sin tratar en el crecimiento inicial de plántulas se aprecia más claramente en raíces, lo cual coincide con las pruebas de intercalibración reportadas por Ronco *et al.* (2002) y los bioensayos realizados por An (2004). Particularmente en sorgo, la mayor elongación se apreció en las semillas regadas con agua destilada (mostrando diferencia significativa con respecto al resto de los tratamientos). Las menores elongaciones se presentaron cuando las semillas fueron regadas con agua tratada, esto probablemente se debió al incremento paulatino de la conductividad eléctrica, cuya correlación entre ambos parámetros se presenta en la Fig. 2, donde se aprecia una relación inversamente proporcional y una $R^2 = 0.96$. Es decir, en la fase de germinación de ambos cultivos, el agua resulta ser el factor limitante más importante, en tanto que la planta depende más de los nutrientes almacenados en los cotiledones que de la absorción de algún mineral específico. Por lo tanto, al incrementarse la salinidad del agua se reduce la absorción de ésta por parte de la semilla y del embrión, reduciendo la cantidad de agua disponible para los procesos de elongación y división celular.

El incremento del ión NO_3 registrado a lo largo del tratamiento tiene un efecto similar al de conductividad eléctrica

Tabla 3. Valores promedio y desviación estándar del porcentaje de germinación de sorgo y maíz regados con aguas tratadas y sin tratar.

Semillas	Agua destilada (blanco)	Entrada	Agua	Agua	Salida
		al humedal día 0 (control)	tratada 15 días con Junco (total 15 días)	tratada 15 días con Tule (total 30 días)	del humedal 15 días con Lirio (total 45 días)
Sorgo	100.0±0.0 ^a	99.25±1.5 ^a	100.0±0.0 ^a	99.25±1.5 ^a	98.5±1.7 ^a
Maíz	99.3±1.5 ^a	100.0±0.0 ^a	99.3±1.5 ^a	96.75±2.87 ^a	100.0±0.0 ^a

a,b Las letras diferentes en los renglones, indican que existen diferencias significativas entre ellas.

Tabla 4. Valores promedio y desviación estándar de elongación de raíz y tallo de sorgo y maíz (cm) regados con agua sin tratar y tratada 15, 30 y 45 días.

órgano	Agua destilada (blanco)	Entrada al humedal día 0 (control)	Agua tratada 15 días con Junco (total 15 días)	Agua tratada 15 días con Tule (total 30 días)	Salida del humedal 15 días con Lirio (total 45 días)
Raíz de sorgo	3.0±1.03 ^a	2.11±0.89 ^b	1.80±0.78 ^c	1.52±0.69 ^d	1.69±0.68 ^c
Tallo de sorgo	1.03±0.33 ^a	1.03±0.40 ^a	0.80±0.37 ^b	1.08±0.64 ^a	0.87±0.39 ^b
Raíz de maíz	3.05±0.71 ^a	3.35±0.94 ^b	2.18±0.69 ^c	2.18±0.83 ^c	2.78±0.74 ^d
Tallo de maíz	1.06±0.35 ^a	1.04±0.37 ^a	0.75±0.36 ^b	0.90±0.42 ^c	0.88±0.33 ^c
Raíces adventicias de maíz	0.88±0.46 ^a	0.96±0.38 ^a	0.35±0.35 ^b	0.69±0.43 ^c	0.73±0.44 ^c

^{a,b,c,d} Las letras diferentes en los renglones, indican que existen diferencias significativas entre ellas.

respecto a la longitud de raíz de sorgo, es decir es inversamente proporcional, con una $R^2 = 0.75$ (Fig. 3).

Este alto índice de correlación no necesariamente significa que el ión nitrato esté inhibiendo la elongación radicular, sino que puede haber otros factores involucrados que no hayan sido evaluados. En este sentido, Díaz *et al.* (2004) reportaron que la presencia de sustancias tóxicas impiden el crecimiento normal de la raíz. Por su parte, An (2004) registró inhibición en el crecimiento radicular con concentraciones de cadmio superiores a 40 mg/Kg.

En el caso del maíz, la mayor elongación radicular se obtuvo en semillas regadas con agua sin tratar, cuyas características son menor conductividad eléctrica y mayor cantidad de nutrientes, que al final del tratamiento. Cuando las semillas fueron regadas con agua tratada durante 45 días, en la que se registró la mayor conductividad eléctrica y menor cantidad de nutrientes, la elongación de la raíz en el maíz presentó un crecimiento intermedio, a diferencia de la raíz de sorgo. Lo anterior puede atribuirse a que la especie ha sido reportada como una planta que cuenta con estrategias para tolerar las sales (Johanson & Cheeseman, 1983). Las raíces adventicias de maíz presentaron

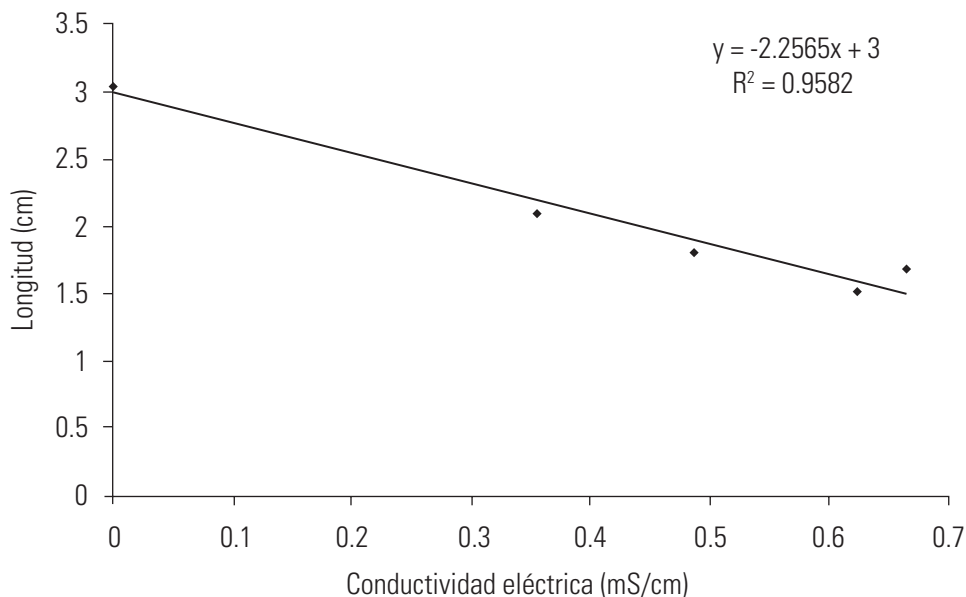


Figura. 2. Correlación entre el incremento de la conductividad eléctrica y la elongación radicular de sorgo.

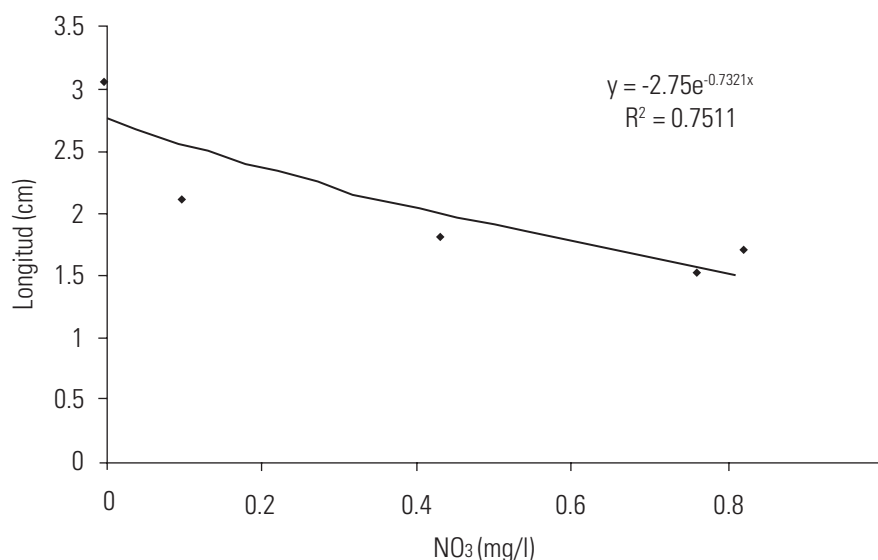


Figura. 3. Correlación entre el incremento de ión NO₃ y la elongación radicular de sorgo.

mayor elongación al ser regadas con agua destilada y sin tratar, sin presentarse diferencia significativa entre ellas.

Tanto en sorgo como en maíz, la mayor elongación de tallo se obtuvo cuando fueron regados con agua destilada y sin tratar, desarrollándose menos cuando las semillas fueron regadas con agua del resto de los tratamientos (tabla 4).

En ambos cultivos estudiados, el menor peso seco de la sumatoria de raíces y tallos se obtuvo con el agua filtrada durante los primeros 15 días, y se incrementó cuando fueron regadas con agua tratada en los humedales durante 30 y 45 días, sin haber diferencia significativa entre estos dos períodos de tratamiento (tabla 5).

De acuerdo a la remoción bacteriana y a la mejor calidad de parámetros fisicoquímicos, puede decirse que la operación de este sistema fue eficiente en cuanto al papel de las macrofitas seleccionadas, obteniéndose agua de mejor calidad para irrigación desde el punto de vista de las normas sanitarias, mas no

en cuanto a su concentración de sales. La experiencia obtenida en su operación fue importante para aplicar futuros criterios de diseño y mejorar las condiciones de manejo, sobre todo en lo que se refiere a las especies empleadas, número de ellas por superficie, tiempos de tratamiento, dimensión del humedal y volumen de agua obtenida, evaporación de la misma, así como concentración de sales.

AGRADECIMIENTOS

Este proyecto fue parcialmente financiado por la División de CBS de la UAM-X, a través de los Departamentos de Producción Agrícola y Animal y de Sistemas Biológicos. Agradecemos a los estudiantes de la licenciatura en Agronomía, Juan Macedas Jiménez, Sara Rodríguez Santos, Hugo Romero Mariscal, Iván Pável Moreno Espíndola, Eric Romero Mariscal, Laura Velázquez Alcanzar y Mary Flor Esteban Ortega por su apoyo en la cons-

Tabla 5. Peso seco de sorgo y maíz (sumatoria de raíces y tallos en gramos).

Semillas	Agua	Entrada al	Agua tratada	Agua tratada	Salida del humedal
	destilada (blanco)	humedal día 0	15 días con Junco (total 15 días)	15 días con Tule (total 30 días)	15 días con Lirio (total 45 días)
Sorgo	0.083±0.009 ^a	0.072±0.004 ^a	0.068±0.005 ^b	0.076±0.009 ^a	0.073±0.004 ^a
Maíz	0.147±0.021 ^a	0.166±0.020 ^a	0.102±0.018 ^b	0.127±0.014 ^a	0.112±0.010 ^a

^{a,b} Las letras diferentes en los renglones, indican que existen diferencias significativas entre ellas.

trucción del humedal, muestreo y desarrollo del experimento. Al Dr. Martín López Hernández por su asesoría en la parte estadística y revisión del manuscrito; al M. en C. Eduardo Celada Tornel y al Téc. Jorge Esparza Arroyo por el apoyo en el laboratorio.

REFERENCIAS

- AN, Y.J. 2004. Soil ecotoxicity assessment using cadmium sensitive plants. *Environment Pollution* 127: 21-26.
- ARMILLAS, P. 1974. *Notas sobre el área lacustre, apéndice a la potencia, tecnología y pasaje agrario azteca*. XII Congreso Internacional de Americanistas, MS. México, 661 p.
- APHA-AWWA-WPCF. 1995. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 19th edition. American Public Health Association, Washington, D.C., pp. 1-42 a 1-44, 4-145 a 4-168, 4-187 a 4-191, 5-12 a 5-18.
- BALANZARIO, Z.J. 1982. Contaminación de los canales de Xochimilco y repercusión en las actividades económicas. *Boletín de la Sociedad Mexicana de Geografía y Estadística*, UNAM, México. 284 p.
- CADAHIA L.C. & J.J.M. LUCERNA. 2000. Diagnóstico de nutrición y recomendaciones de abonado. In: Cadahia L.(Ed.). *Fertirrigación. Cultivos, hortalizas y ornamentales*. Mundi-Prensa, México, pp. 173- 246.
- CAIRNS, J. 2001. The role of reservoirs in sustainable use of the planet. *Hydrobiologia* 547: 61-67.
- COMÍN, F.A., J.A. ROMERO, V. ASTORGA & C. GARCÍA. 1997. Nitrogen removal and cycling in restored wetlands used as filters of nutrients for agricultural runoff. *Water Science Technology* 35(5): 255-261.
- DÍAZ B.C., A. RONCO & Y.G. PICA. 2004. Ensayo de toxicidad aguda con *Allium cepa* L. mediante la evaluación de la inhibición del crecimiento promedio de raíces de cebolla. In: Castillo M.G. (Ed.). *Ensayos toxicológicos y métodos de evaluación de calidad de aguas. Estandarización, intercalibración, resultados y aplicaciones*. Centro Internacional de Investigaciones para el Desarrollo. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. México, pp. 47-52.
- HENCH, K.R., G.K. BISSONNETTE, A.J. SEXSTONE, J.G. COLEMAN, K. GARBUTT & J.G. SKOUSEN. 2003. Fate of physical, chemical and microbial contaminants in domestic wastewater following treatments by small constructed wetlands. *Water Research* 37: 921-927.
- JAWARKAR, O.P. 1995. Domestic wastewater treatment trough constructed wetland in India. *Water Science Technology* 32(5): 255-261.
- JOHANSON, J.G. & J.M. CHEESEMAN. 1983. Uptake and distribution of sodium and potassium by corn seedlings. 1. The role of mesocotyl in sodium exclusion. *Plant Physiology* 73: 153-158.
- LAHORA, A. 1998. Los humedales artificiales como tratamiento terciario de bajo costo en la depuración de aguas residuales urbanas. *Memorias del Encuentro Ambiental Almeriense: en busca de soluciones*. Universidad de Almería, Diputación Provincial de Almería, Grupo Ecologista Mediterráneo, Instituto de Estudios Almerienses, Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía. <http://www.gem.es/MATERIALES/DOCUMENT/DOCUMENT/go1/d01203/d01203.htm>. Almería, España. 27 de Septiembre, 2004.
- MARTIN, C.D. & G. MOSHIRI. 1994. Nutrient reduction in an in-series constructed wetland system treating landfill leachate. *Water Science Technology* 29(4): 267-272.
- MAZARI-HIRIART, M., E. CIFUENTES, E. VELÁZQUEZ & J. CALVA. 2000. Microbiological groundwater quality and health indicators in México City. *Urban Ecosystems* 4: 91-103.
- NORMA OFICIAL MEXICANA (NOM-001-ECOL-1996). 1996. Establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. *Diario Oficial de la Federación*. México D.F. 24 de junio de 1996.
- NORMA OFICIAL MEXICANA (NOM-112-SSA1-1994). 1995. Determinación de bacterias coliformes. Técnica del número más probable. *Diario Oficial de la Federación*. México D.F. 19 de octubre de 1995.
- NORMA OFICIAL MEXICANA (NOM-33-ECOL-1993). 1993. Establece las condiciones bacteriológicas para el uso de aguas residuales de origen urbano o municipal o de la mezcla de éstas con la de los cuerpos de agua en el riego de hortalizas y productos hortofrutícolas. *Diario Oficial de la Federación*. México D.F. 18 de octubre de 1993.
- NORMA OFICIAL MEXICANA (NOM-CCA-031-ECOL-1993). 1993. Establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales provenientes de la industria, actividades agroindustriales, de servicios y el tratamiento de aguas residuales en los sistemas de drenaje y alcantarillado urbano o municipal. *Diario Oficial de la Federación*. México D.F. 18 de octubre de 1993.
- NORMA MEXICANA NMX-AA-051. 1982. Aguas-Determinación de metales-Método espectrofotométrico de absorción atómica. *Diario Oficial de la Federación*. México D.F. 22 de febrero de 1982.
- ÑIQUE, A. M. 2002. Humedales construidos para el tratamiento de aguas residuales. http://www.geocities.com/sociedadpga/publicaciones/humedales_tratamiento_aguas.ht
- OLGUÍN, E., E. HERNÁNDEZ, P. COUTIÑO & R. GONZÁLEZ. 2002. Aprovechamiento de plantas acuáticas para el tratamiento de aguas residuales. *Tecnologías Ambientales para el Desarrollo Sustentable*, pp. 1-7. <http://homepage.westmont.edu/u/outside/phil.soderman/www/tab.htm>
- RONCO, A., P. GAGNON, M.C. DÍAZ-BAEZ, V. ARKHIPCHUK, G. CASTILLO, L. E. CASTILLO, B. J. DUTKZ, Y. PICA-GRANADOS, J. RIDAL, R. C. SRIVASTAVA & A. SÁNCHEZ. 2002. Overview of results from the WaterTox intercalibration and environmental testing Phase II Program: Part 1, statistical analysis of blind simple testing. *Environmental Toxicology* 17: 232-240.

- SEOÁNEZ, C.M. 1999. *Agua residual: tratamiento por humedales artificiales*. Ediciones Mundi-Prensa. Madrid, España, pp. 51-57.
- STEER, D., T. ASELTINE & L. FRASER. 2003. Life-cycle economic model of small treatment wetlands for domestic wastewater disposal. *Ecological Economics* 44: 359-369.
- STEINMANN, CH., S. WEINHART & A. MELZER. 2003. A combined system of lagoon and constructed wetland for an effective wastewater treatment. *Water Research* 37: 2035-2042.
- TCHOBANOGLOUS, G. 1997. Land-Based Systems, constructed wetlands and aquatic plant systems in the United States: an overview. Capítulo 6. *In: Ecological Engineering for wastewater treatment*. 2a edición. CRC Press, Inc. pp. 77-87.
- THOMAS, J.M. & J.F. CLINE. 1985. Modification of the Neubauer technique to assess toxicity of hazardous chemicals in soils. *Environmental Toxicology Chemistry* 4: 201-207.
- TONG, Z. & F.J. SIKORA. 1995. Ammonium and nitrate removal in vegetated and unvegetated gravel bed microcosm wetlands. *Water Science Technology* 32(3): 219-228.
- WAHID, A., I. JAVED, I. ALI, A. BAIG & E. RASUL. 1998. Short term incubation of sorghum caryopses in sodium chloride levels: changes in some pre- and post-germination physiological parameters. *Plant Science* 139: 223-232.
- ZAVALETA, B.P. & G.E. RAMOS. 1999. Flora de Xochimilco. Universidad Autónoma Metropolitana. Serie Académicos C.B.S. Núm. 25, México pp. 13-14.

Recibido: 16 de octubre de 2005.

Aceptado: 22 de marzo de 2006.

