

DESINFECCIÓN DE AGUAS RESIDUALES EN TRES SISTEMAS DE HUMEDALES CONSTRUIDOS HÍBRIDOS

Florentina Zurita Martínez, Daniel Rojas Bravo, Alejandra Carreón-Álvarez y Melesio Gutiérrez-Lomeli

RESUMEN

Se evaluaron tres sistemas de humedales construidos híbridos a escala piloto para comparar su eficiencia en la remoción de coliformes totales y *Escherichia coli*. El primer sistema estuvo compuesto de humedales construidos de flujo subsuperficial horizontal (HC-FSSH), seguido de lagunas de estabilización (LE); el segundo por HC-FSSH seguido de humedales construidos de flujo subsuperficial vertical (HC-FSSV); y el tercero, por HC-FSSV seguido de HC-FSSH. Los sistemas se evaluaron por duplicado durante un año de operación, cuatro meses de estabilización y ocho meses de monitoreo. Los siste-

mas HC-FSSH - HC-FSSV y HC-FSSV - HC-FSSH fueron los más efectivos ($p < 0,05$) para la remoción de ambos organismos indicadores. En estos sistemas se lograron reducciones de *E. coli* y coliformes de 3-4 unidades logarítmicas y concentraciones promedio finales de 1000 ± 300 y 210 ± 60 NMP/100ml, respectivamente. Las eficiencias globales de remoción fueron de 99,93 y 99,99%, respectivamente. Los resultados muestran que es posible lograr la desinfección natural de las aguas residuales mediante sistemas de humedales híbridos de dos etapas combinados apropiadamente.

Introducción

En América Latina y el Caribe, el 21% de la población vive en zonas rurales predominantemente agrícolas (FAO, 2012). Como sucede frecuentemente en otras regiones del mundo en vías de desarrollo, los volúmenes de agua requeridos para irrigación de cultivos son cubiertos en gran medida con aguas residuales no tratadas, debido a la abundancia de las mismas. Se estima que en esta región, apenas el 13,7% de las aguas residuales municipales colectadas, recibe algún grado de tratamiento (Jouravlev, 2004). Sin embargo, en América Latina, el riego con aguas residuales no se debe únicamente a la escasez de agua, sino también porque las aguas residuales no tratadas representan una fuente de

nutrientes de bajo costo. Así, el uso de aguas residuales crudas en la agricultura es una práctica cada vez más común, no solo en zonas rurales sino en zonas periurbanas, ante una mayor cobertura de agua potable y alcantarillado que incrementan el volumen de aguas residuales colectadas (Huibers *et al.*, 2003).

Si bien el reúso de las aguas residuales es una estrategia importante para conservar el agua, se debe realizar sin comprometer la salud pública. La irrigación con aguas residuales crudas representa una fuerte amenaza para la salud, tanto de los agricultores que manipulan el agua residual como de los consumidores y del ganado que se alimenta de pastizales regados con estas aguas; además, representan un riesgo potencial de contaminación del suelo y del agua

subterránea y superficial (Huerta *et al.*, 2002; Cervantes-Medel y Armienta, 2004). Las aguas residuales han estado implicadas como una fuente importante de riesgo a la salud para las enfermedades gastrointestinales de bajo grado y crónicas, así como brotes de enfermedades más agudas como el cólera y la tifoidea.

Los organismos indicadores más comúnmente utilizados para evaluar el nivel de tratamiento de las aguas residuales con respecto a la presencia de microorganismos patógenos son los coliformes totales, coliformes fecales y *Escherichia coli* (Boutillier *et al.*, 2009). La *E. coli* es el género de coliformes más representativo de las fuentes de contaminación fecal (Metcalf y Eddy, 2003).

Los humedales construidos representan una opción de

bajo costo que se puede emplear en sistemas centralizados o *in situ* para generar aguas residuales domésticas tratadas que se puedan reutilizar en forma segura en la agricultura (Mara, 2004; Kayombo *et al.*, 2005; Vymazal, 2005; Cirelli *et al.*, 2012). Los humedales construidos son efectivos para la remoción de patógenos y son capaces de alcanzar prácticamente el 100% de huevos helmintos, debido a los tiempos de retención más largos en comparación con las tecnologías convencionales (Sharafi *et al.*, 2012), aunque una etapa de tratamiento no es suficiente, en la mayoría de los casos, para alcanzar los niveles deseables de organismos indicadores que garanticen la ausencia de patógenos (Zurita *et al.*, 2009; Marecos do Monte y Albuquerque,

PALABRAS CLAVE / Coliformes / Desinfección / Flujo Subsuperficial / Humedales Construidos / Humedales Híbridos / Plantas Ornamentales /

Recibido: 03/02/2014. Modificado: 22/05/2015. Aceptado: 25/05/2015.

Florentina Zurita Martínez. Ingeniera Químico, Instituto Tecnológico de Oaxaca, México. Maestra en Ingeniería Ambiental, Universidad Nacional Autónoma de México. Doctora en Ciencia y Tecnología, Centro de Investigación y Asistencia en Tecnología y

Diseño del Estado de Jalisco, México. Profesora Investigadora, Universidad de Guadalajara (UdG), México. Dirección: Centro Universitario de la Ciénega, UdG. Av. Universidad 1115, 47800, Ocotlán, Jalisco, México. e-mail: fzurita2001@yahoo.com

Daniel Rojas Bravo. Ingeniero Químico, Benemérita Universidad Autónoma de México. Maestro en Ciencias en Ingeniería Química, UdG, México. Profesor, UdG, México.
Alejandra Carreón Álvarez. Ingeniera Químico, Maestra y Doctora en Ciencias en

Ingeniería Química, UdG, México. Profesora Investigadora, UdG, México.
Melesio Gutiérrez Lomeli. Químico Farmacobiólogo y Doctor en Ciencias en Procesos Biotecnológicos, UdG, México. Profesor Investigador, UdG, México.

WASTEWATER DISINFECTION IN THREE HYBRID CONSTRUCTED WETLANDS

Florentina Zurita Martínez, Daniel Rojas Bravo, Alejandra Carreón-Álvarez and Melesio Gutiérrez-Lomeli

SUMMARY

Three pilot-scale hybrid constructed wetlands systems were evaluated in order to compare their efficiency in the removal of total coliforms and *Escherichia coli*. The first system consisted on horizontal subsurface flow constructed wetlands (HSSF-CW) followed by stabilization ponds (SP), the second one by HSSF-CW followed by vertical subsurface-flow constructed wetland (VSSF-CW), and the third one by VSSF-CW followed by HSSF-CW. The systems were evaluated in duplicate for one year of operation, four months of stabilization and eight

months of monitoring. The HSSF-CW:VSSF-CW and VSSF-CW:HSSF-CW systems were the most effective ($p < 0.05$) for the removal of both indicator organisms. In these systems, *E. coli* was reduced in 3-4 log units and average concentrations of 1000 ± 300 and 210 ± 60 MPN/100ml, respectively, were reached. Global removal efficiencies were 99,93 and 99,99%, respectively. These results show that it is possible to achieve natural wastewater disinfection by using hybrid wetland systems with two well-selected stages.

DESINFECÇÃO DE AGUAS RESIDUAIS EM TRES SISTEMAS DE ZONAS ÚMIDAS CONSTRUIDAS HÍBRIDAS

Florentina Zurita Martínez, Daniel Rojas Bravo, Alejandra Carreón-Álvarez e Melesio Gutiérrez-Lomeli

RESUMO

Avaliaram-se três sistemas de zonas úmidas construídas híbridas em escala piloto para comparar sua eficiência na remoção de coliformes totais e *Escherichia coli*. O primeiro sistema esteve composto de zonas úmidas construídas de fluxo subsuperficial horizontal (HC-FSSH), seguido de lagoas de estabilização (LE); o segundo por HC-FSSH seguido de zonas úmidas construídas de fluxo subsuperficial vertical (HC-FSSV); e o terceiro, por HC-FSSV seguido de HC-FSSH. Os sistemas foram avaliados em dobro durante um ano de operação, quatro meses de estabilização e oito meses de monitoramento. Os

sistemas HC-FSSH - HC-FSSV e HC-FSSV - HC-FSSH foram os mais efetivos ($p < 0,05$) para a remoção de ambos os organismos indicadores. Nestes sistemas foram atingidas reduções de *E. coli* e coliformes de 3-4 unidades logarítmicas e concentrações médias finais de 1000 ± 300 e 210 ± 60 NMP/100ml, respectivamente. As eficiências globais de remoção foram de 99,93 e 99,99%, respectivamente. Os resultados mostram que é possível conseguir a desinfecção natural das águas residuais mediante sistemas de zonas úmidas híbridas de duas etapas combinadas apropriadamente.

2010; García *et al.*, 2013). Diferentes autores sostienen que para generar aguas residuales domésticas tratadas con la calidad definida por la Organización Mundial de la Salud (OMS) para riego restringido y no restringido se requiere de la implementación de humedales construidos híbridos que consisten en la combinación por etapas de diferentes tipos de humedales (Kim *et al.*, 2006; Barros *et al.*, 2008; Reynoso *et al.*, 2008).

Los patógenos representan el principal objetivo en los lineamientos establecidos por la OMS para el reúso seguro del agua residual tratada y la concentración de *E. coli* debe encontrarse por debajo de 1000 NMP/100ml (WHO, 2006). Sin embargo, la OMS también sugiere límites con respecto a la concentración de contaminantes básicos como la carga orgánica o los sólidos en suspensión para el reúso del agua residual en la agricultura; pero ello es

sobre todo, por el impacto que la irrigación con aguas residuales puede tener en las propiedades del suelo. Es deseable una concentración de demanda bioquímica de O_2 (DBO) $< 110-400 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ para obtener efectos benéficos en el suelo, ya que concentraciones superiores junto con altas concentraciones de sólidos disueltos totales (SDT) lo pueden anular; de igual manera, una concentración de sólidos suspendidos totales (SST) de $100-350 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ puede causar obstrucciones dependiendo del tipo de suelo, por lo que los SST deben ser inferior a estos valores; así también, para disminuir los riesgos de salinización, la conductividad debe ser $< 3000 \mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$. Afortunadamente, hay suficiente evidencia con respecto a la capacidad de los humedales construidos de una sola etapa para alcanzar estos niveles deseables (Zurita *et al.*, 2011; García *et al.*, 2013). Con respecto a los

nutrientes, una baja remoción es deseable cuando el reúso es para propósitos de irrigación (WHO, 2006). Así, el principal problema consiste en lograr los estándares establecidos con respecto a los microorganismos patógenos.

En este trabajo se evaluaron tres sistemas híbridos de humedales construidos con el objetivo primordial de comparar sus eficiencias para la remoción de microorganismos patógenos utilizando como organismos indicadores los coliformes totales y la *E. coli*.

Materiales y Métodos

Este estudio se llevó a cabo en el Centro Universitario de la Ciénega, Universidad de Guadalajara, estado de Jalisco, México. Se trabajó con un agua residual compuesta de aguas grises (de una cafetería), aguas negras de los sanitarios y aguas residuales provenientes de los laboratorios de investigación y

docencia. El agua residual se bombeó de un pozo de visita hacia un depósito de almacenamiento de 1100 litros de capacidad, acondicionado para la sedimentación del agua. Se trató un caudal de 200 lit/día.

Se trabajó con tres sistemas de dos etapas, por duplicado (Figura 1). El sistema I consistió de humedales construidos de flujo subsuperficial horizontal (HC-FSSH) seguido de lagunas de estabilización (LE). Los HC-FSSH se alimentaron en forma continua con un tiempo de retención hidráulico de tres días. El efluente de los HC-FSSH fluyó por gravedad hacia las LE. Similar al sistema I, el sistema II estuvo compuesto por HC-FSSH como primera etapa seguido por humedales construidos de flujo subsuperficial vertical (HC-FSSV). Los HC-FSSH operaron de la misma manera como en el sistema I, pero su efluente se recogió en un depósito y se bombeó de forma intermitente cada 2h sobre el sustrato de

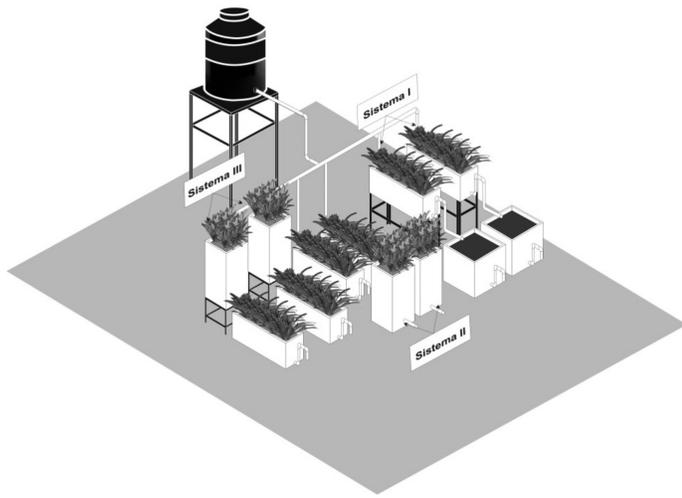


Figura 1. Sistemas de humedales artificiales híbridos evaluados durante un periodo de un año. Sistema I: HC-FSSH:LE; Sistema II: HC-FSSH:HC-FSSV. Sistema III: HC-FSSV:HC-FSSH.

los HC-FSSH. El sistema III estuvo compuesto por HC-FSSV seguido por HC-FSSH. Los HC-FSSV se alimentaron de forma intermitente por medio de una bomba que fue programada para descargar 2,8 litros cada 2h en la superficie del sustrato; su efluente fluyó por gravedad hacia los HC-FSSH.

Las dimensiones de los HC-FSSH, HC-FSSV y LE, fueron de 120×40×50cm, de 48×48×110cm y de 70×70×70cm (largo x ancho x altura), respectivamente. Las unidades se construyeron de fibra de vidrio y se reforzaron con estructuras exteriores de hierro. En los HC-FSSH se plantaron seis individuos de *Zantedeschia aethiopica* (25-30cm de altura), en tanto que en los HC-FSSV se plantó un individuo adulto de *Strelitzia reginae*. Las dos plantas son especies ornamentales con alto valor de mercado en México que han sido utilizadas en estudios previos (Zurita *et al.*, 2009, 2011), desarrollándose vigorosamente con producción de flores. Como medio filtrante se utilizó roca volcánica tezontle con un d_{10} de 0,645mm, d_{60} de 2,3mm y un coeficiente de uniformidad (CU) de 3,6.

Los sistemas se estabilizaron durante cuatro meses y posteriormente se monitorearon en forma semanal durante ocho meses. Se realizaron

determinaciones de coliformes totales (CTot) y de *E. coli* utilizando el método Colilert (IDEXX, 2013), que detecta simultáneamente los CTot y *E. coli* en aguas y aguas residuales. Este método se basa en la capacidad de los coliformes totales para producir la enzima β -galactosidasa que metaboliza el nutriente indicador de Colilert, el O-nitrofenil- β -D-galactopiranosido (ONPG), lo que cambia las muestras a un color amarillo; por su parte, la *E. coli*, debido a su capacidad de producir la enzima β -glucuronidasa, metaboliza el 4-metilumbelliferil- β -D-glucuronido (MUG), también presente en el reactivo Colilert, lo que lleva a la producción de una sustancia fluorescente. El método Colilert está aprobado por la Agencia de Protección Ambiental de EEUU para el análisis de aguas y aguas residuales (APHA/AWWA/WEF, 2005).

También se midieron parámetros de control como pH, O_2 disuelto y conductividad en el influente y efluentes. Las mediciones de pH y conductividad se realizaron con un potenciómetro Thermo Scientific 3 Star, y las mediciones de O_2 disuelto con un medidor Orion 3 Star Thermo Electron.

Para el análisis estadístico se utilizó un diseño de bloques completos aleatorizados para analizar los datos a lo largo del tiempo. Se realizaron análisis de varianza (ANOVA) multifactorial utilizando el software Statgraphics Centurion XVI. Cuando se observaron diferencias significativas entre los tratamientos ($p < 0,05$) al realizar el ANOVA, se realizaron pruebas de intervalos múltiples por el método de la diferencia mínima significativa (LSD).

Resultados y Discusión

Conductividad, pH y O_2 disuelto

En la Tabla I se presentan los resultados de los parámetros de control monitoreados durante este estudio. Los valores de conductividad eléctrica (CE) en el influente son superiores a los encontrados en un agua residual municipal (Zurita *et al.*, 2009, 2011) debido probablemente a la presencia de los efluentes de laboratorios en el campus universitario. Sin embargo, los valores promedio finales en los tres efluentes, son $< 1500 \mu S \cdot cm^{-1}$, que se considera como el valor de umbral a partir del cual se puede esperar una reducción en el rendimiento de cultivos sensibles a la salinidad (Pedrero y Alarcón, 2009). De acuerdo con

el análisis estadístico, la CE se redujo significativamente en los tres sistemas evaluados ($p < 0,05$), alcanzándose valores similares en los efluentes (Tabla I). Una disminución de la CE a pesar de pérdidas significativas de agua en los humedales construidos se explica por la captación de los micro y macro elementos por las plantas y su eliminación por adsorción en las raíces, detritus y por la sedimentación de materia en suspensión (Kyambadde *et al.*, 2005).

El pH es considerado un parámetro importante cuando el reúso del agua es para irrigación de cultivos. Está bien documentado que el agua para riego, debe tener preferentemente un pH entre 5 y 6,5 para maximizar la captación de nutrientes por las plantas (Ghehsareh y Samadi, 2012). Valores cercanos a ese intervalo se lograron en los sistemas que incluyeron una etapa con HC-FSSV, debido a la nitrificación que tiene lugar en este tipo de humedales ante las condiciones aeróbicas predominantes (Zurita *et al.*, 2009). Durante la nitrificación se generan iones H^+ , por lo tanto, el pH tiende a ser bajo en los efluentes de humedales verticales (Vymazal, 2005) en comparación con los efluentes de humedales horizontales; mientras mayor sea la nitrificación mayor será la disminución del pH.

Como se esperaba, la concentración de O_2 disuelto se incrementó significativamente en los tres sistemas ($p < 0,05$) con respecto a la entrada. Cabe aclarar que la medición no se efectuó en el interior de los sistemas sino en un

TABLA I
PARÁMETROS DE CONTROL EN LOS TRES HUMEDALES ARTIFICIALES HÍBRIDOS EVALUADOS

	Influente	Sistema I (HC-FSSH:LE)		Sistema II (HC-FSSH:HC-FSSV)		Sistema III (HC-FSSV:HC-FSSH)	
		Etapa 1	Etapa 2	Etapa 1	Etapa 2	Etapa 1	Etapa 2
Conductividad*	1,8 ±0,3	1,8 ±0,1	1,4 ±0,1	1,7 ±0,4	1,4 ±0,3	1,4 ±0,3	1,4 ±0,4
pH	8,2 ±0,08	8,0 ±0,08	8,1 ±0,08	8,2 ±0,14	6,4 ±0,13	6,7 ±0,12	6,8 ±0,12
OD**	1,5 ±0,5	5,5 ±0,6	8,8 ±1,7	4,7 ±0,7	4,3 ±0,6	6,9 ±0,5	5,2 ±0,5

*($\mu S \cdot cm^{-1}$) $\times 10^3$ *

**El OD ($mg \cdot l^{-1}$) fue medido en un contenedor a la salida de los sistemas.

depósito recolector del efluente. Por ello el agua tratada estuvo expuesta a la atmósfera, lo que le permitió, en cierta medida, una oxigenación adicional. El valor más alto fue registrado en el efluente de las lagunas de estabilización, debido a la presencia de algas.

Coliformes totales

En la Tabla II se presentan resultados obtenidos con respecto a la concentración de coliformes totales (CTot), así como los porcentajes de remoción obtenidos en los sistemas evaluados. La concentración de CTot en el agua residual utilizada en este estudio fue similar a las concentraciones encontradas en el agua residual doméstica empleada en estudios previos (Zurita *et al.*, 2009). En forma global, la reducción promedio en la concentración de CTot fue significativamente mayor y similar en los dos sistemas que incluyeron una etapa con HC-FSSV ($p < 0,05$) en comparación con el primer sistema que incluyó una etapa con lagunas de estabilización (Figuras 2a-c). La menor reducción global en este sistema se debió a un incremento de los CTot en la segunda etapa, después de una reducción significativa de 1,1 unidades logarítmicas en la primera etapa ($p < 0,05$; Figura 2a); con lo que la reducción total en unidades logarítmicas fue de solo 0,82. Este comportamiento ya ha sido reportado por otros autores quienes han encontrado que los CTot son capaces de multiplicarse en el agua si las condiciones son óptimas, como

lo son la presencia de materia orgánica y nutrientes (Campos, 2003; Oakley, 2005). Por otra parte, las aves que frecuentaron las instalaciones también pudieron contribuir con concentraciones significativas.

En el sistema II (HC-FSSH:HC-FSSV) se lograron reducciones de 1,08 y 1,12 unidades logarítmicas, respectivamente, y una reducción global de 2,20 unidades; resultados similares a los obtenidos por Masi y Martinuzzi, (2007), quienes evaluaron un sistema de HC-FSSH:HC-FSSV en un clima mediterráneo. La mayor eficiencia lograda en comparación con el sistema HC-FSSH:LE se debe a la presencia de HC-FSSV, cuya capacidad para la reducción de CTot es superior por las condiciones aeróbicas predominantes y adversas para estos organismos indicadores (Zurita *et al.*, 2009). Con respecto al sistema III (HC-FSSV:HC-FSSH) se lograron reducciones de 1,36 y 0,19 unidades logarítmicas en la primera y segunda etapas, respectivamente; alcanzándose una reducción global de 1,55. Con estos resultados este sistema alcanzó una eficiencia ligeramente inferior al sistema II, pero sin diferencia significativa ($p > 0,05$).

En general, los resultados obtenidos con respecto a la remoción de CTot son similares a los encontrados por otros autores en la evaluación de humedales construidos en los que se han encontrado remociones comparativamente más bajas de CTot con respecto a otros organismos indicadores, debido a la presencia de los mismos en el suelo y agua y a

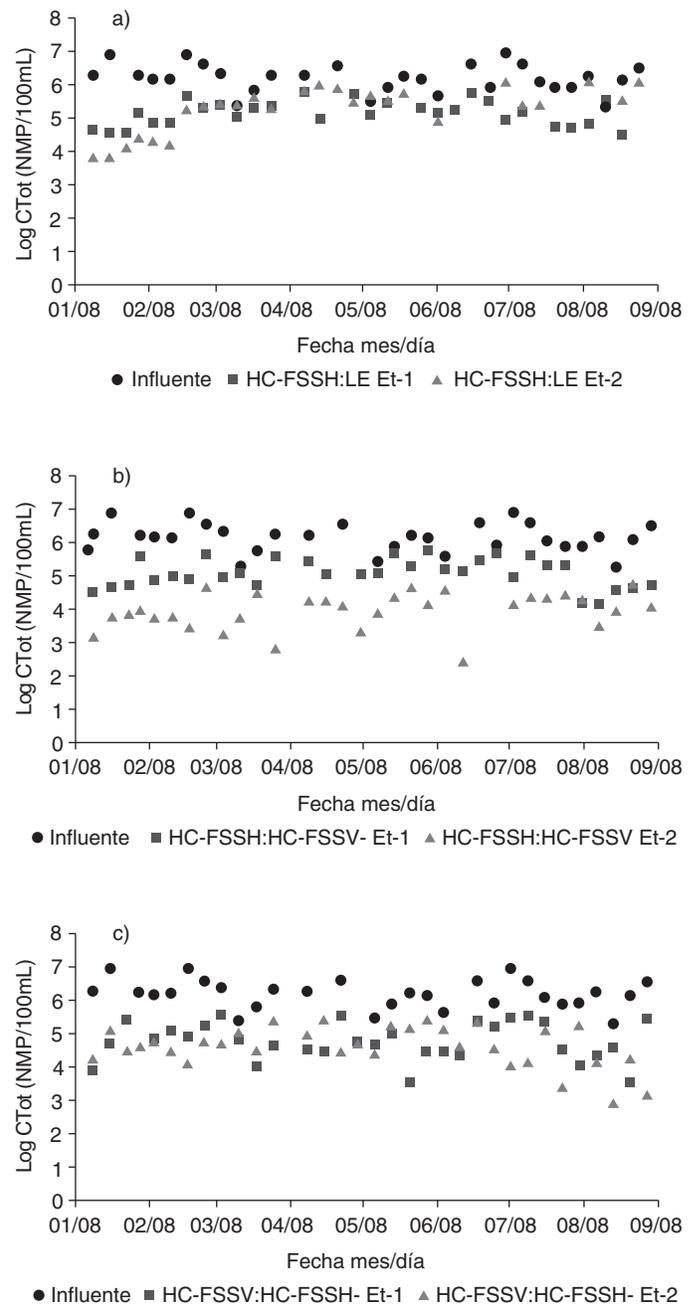


Figura 2. Evolución en la concentración de coliformes totales en los tres sistemas evaluados: a) Sistema I: HC-FSSH:LE b) Sistema II: HC-FSSH:HC-FSSV c) Sistema III: HC-FSSV:HC-FSSH.

TABLA II
CONCENTRACIÓN DE COLIFORMES TOTALES EN LOS SISTEMAS ESTUDIADOS Y PORCENTAJES DE REMOCIÓN*

	Influente	Sistema I (HC-FSSH:LE)		Sistema II (HC-FSSH:HC-FSSV)		Sistema III (HC-FSSV:HC-FSSH)	
		Etapa 1	Etapa 2	Etapa 1	Etapa 2	Etapa 1	Etapa 2
Coliformes totales**	250 ±99	20 ±6,3	38 ±14	21 ±6,6	1,6 ±0,57	11 ±4,1	7,1 ±2,5
Remoción (%)		92	-90 (84,8)	91,6	92,38 (99,36)	95,6	35,45 (97,16)
Reducción (log)		1,1	-0,28 (0,82)	1,08	1,12 (2,2)	1,36	0,19 (1,55)

* Promedio ±error estándar. Los porcentajes de remoción globales de cada sistema, así como la reducción global en unidades logarítmicas se muestra entre paréntesis.

** (NMP/100ml)×104.

las condiciones favorables para su crecimiento (García *et al.*, 2013). En el presente estudio se observó aumento de los CTot, en las lagunas de estabilización y en los HC-FSSH localizados después de los HC-FSSV (Figuras 2a y c).

Escherichia coli

En la Tabla III se muestran los valores promedio de la

concentración de *E. coli* en los humedales construidos y los porcentajes de remoción logrados en cada uno de los sistemas. Este es el organismo indicador más utilizado por la OMS para evaluar el riesgo asociado al uso del agua residual en la agricultura por la presencia de microorganismos patógenos (WHO, 2006). En este estudio, los resultados globales obtenidos con respecto a su remoción fueron similares a los obtenidos con los CTot en el sentido de que los sistemas más efectivos fueron aquellos que incluyeron una etapa con HC-FSSV ($p < 0,05$). En el sistema I, sin embargo, sí se registró una reducción significativa de *E. coli* en los efluentes de cada una de las dos etapas que conformaron el sistema (Figura 3a). Las reducciones en unidades logarítmicas fueron de 1,71 y de 0,87 para la primera y segunda etapas, respectivamente; mientras que la reducción global fue de 2,58 unidades. A pesar de la alta eficiencia registrada, no fue suficiente para lograr una concentración de 1000 NMP/100ml, definida por la OMS para el reúso seguro del agua residual tratada para riego (WHO, 2006; Mara y Bos, 2010). Por otra parte, la reducción en la concentración de *E. coli* corrobora lo que han sostenido diversos autores con respecto a la mayor confiabilidad de la *E. coli* en comparación con los CTot como organismo indicador, debido a su limitada capacidad para reproducirse en el agua al igual que los microorganismos patógenos.

En el sistema II (Figura 3b), las reducciones en unidades logarítmicas fueron de 1,71

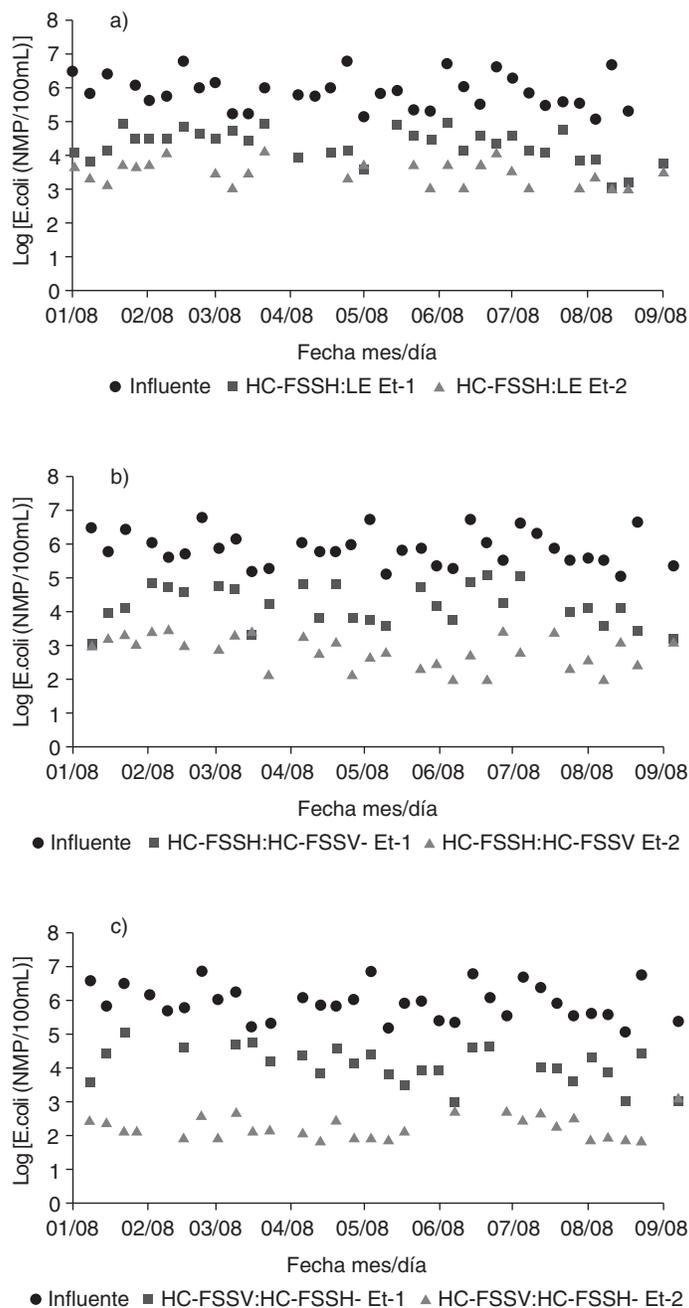


Figura 3. Evolución en la concentración de *E. coli*, en los tres sistemas evaluados: a) Sistema I: HC-FSSH:LE b) Sistema II: HC-FSSH:HC-FSSV c) Sistema III: HC-FSSV:HC-FSSH.

TABLA III
CONCENTRACIÓN DE *E. coli* EN LOS HUMEDALES
CONSTRUIDOS HÍBRIDOS Y PORCENTAJES DE REMOCIÓN*

	Influyente	Sistema I (HC-FSSH:LE)		Sistema II (HC-FSSH:HC-FSSV)		Sistema III (HC-FSSV:HC-FSSH)	
		Etapa 1	Etapa 2	Etapa 1	Etapa 2	Etapa 1	Etapa 2
		<i>E. coli</i> **	160 ±68	3,1 ±0,96	0,42 ±0,14	3,1 ±1,3	0,1 ±0,03
Remoción (%)		98,06	86,42 (99,74)	98,06	96,58 (99,93)	98,88	98,82 (99,99)
Reducción (log)		1,71	0,87 (2,58)	1,71	1,47 (3,18)	1,95	1,93 (3,88)

* Promedio ±error estándar. Los porcentajes de remoción globales de cada sistema, así como la reducción global en unidades logarítmicas se muestra entre paréntesis.

** (NMP/100ml) ×10⁴.

y 1,47, respectivamente, con una reducción global de 3,18. Este valor cae dentro del intervalo de 3-4 unidades logarítmicas, recomendado por la OMS, que se deben lograr en los sistemas de tratamiento para proteger la salud de los agricultores que riegan con agua residual tratada (Mara y Bos, 2010). Con esta eficiencia, en este sistema se logró por lo tanto, la concentración de 1000 NMP/100ml.

En el sistema III se alcanzó la menor concentración de *E. coli* (Figura 3c), aunque sin diferencia significativa con el sistema II ($p > 0,05$). La reducción en unidades logarítmicas fue de 1,95 y 1,93 en la primera y segunda etapas, respectivamente, y la reducción global fue de 3,88 unidades logarítmicas, lo que significó una remoción total de 99,99%. Este valor es superior al hallado por Herrera-Melián *et al.* (2010), quienes encontraron eficiencias en el rango de 99,6-99,9% en sistemas híbridos (HC-FSSV:HC-FSSH), debido probablemente al menor tamaño del sustrato empleado en el presente estudio. De igual manera, los resultados concuerdan con los encontrados por García *et al.* (2013), quienes encontraron una reducción de 4 unidades logarítmicas en la concentración de *E. coli*, en sistemas HC-FSSV:HC-FSSH en condiciones climáticas tropicales. Los mismos autores encontraron que los sistemas HC-FSSH:HC-FSSH y HC-FSSV:HC-FSSV fueron significativamente menos efectivos.

Cabe resaltar que a pesar de que el primer sistema (HC-FSSH:LE) no fue lo suficientemente efectivo para lograr los niveles de desinfección deseables, podría ser el sistema más económico de los tres sistemas evaluados, ya que si la pendiente del terreno lo permite, puede funcionar por gravedad. Por su parte, la presencia de HC-FSSV en los otros dos sistemas, en general incrementa los costos de operación, debido a la necesidad de alimentación intermitente mediante bombeo.

Estos resultados demuestran que los humedales construidos de una sola etapa no son suficientes para lograr los estándares con respecto a patógenos establecidos por la OMS para garantizar el reúso seguro del agua residual, como se ha encontrado en investigaciones previas (Zurita *et al.*, 2009). Solo mediante la combinación de por lo menos dos etapas es posible lograrlo. La eliminación de los organismos indicadores se logra en los humedales a través de varios mecanismos, tales como la exposición a biocidas excretados por las raíces de las plantas, la adsorción al medio filtrante y a la materia orgánica sedimentable, la inactivación natural y la depredación por nematodos y protozoarios entre otros (Kadlec y Wallace, 2009). La presencia de las plantas también es un factor determinante en la eficiencia (García *et al.*, 2013). Sin embargo en el presente estudio, a lo largo de los ocho meses de monitoreo, las eficiencias fueron similares (Figuras 3a-c), a pesar de que la cobertura vegetal disminuyó durante la estación seca, caracterizada por una mayor temperatura ambiental, y aumentó visiblemente con una alta producción de biomasa en la estación lluviosa, que correspondió a los últimos casi cuatro meses del estudio. Probablemente, sería necesario un periodo de estudio más amplio, para determinar la influencia de las plantas. Por otra parte, de acuerdo con Boutilier *et al.* (2009), si el agua residual ha sido sometida a una sedimentación previa, como se realizó en este estudio, el principal mecanismo es la inactivación natural.

Conclusiones

Los resultados obtenidos en este estudio demuestran y coinciden con los obtenidos por otros autores en que los humedales construidos híbridos son eficaces para la remoción de microorganismos patógenos de las aguas residuales. Sin embargo, para

garantizar la generación de aguas residuales tratadas reutilizables en la agricultura en forma segura se requieren sistemas de por lo menos dos etapas y la selección de los sistemas individuales.

Los sistemas más efectivos fueron los que incluyeron HC-FSSH combinados con HC-FSSV. El sistema en el que los HC-FSSV estuvieron como primera etapa registró eficiencias ligeramente superiores, aunque sin diferencia significativa con respecto al sistema en que los HC-FSSV estuvieron como segunda etapa ($p > 0,05$). En estos sistemas se lograron reducciones de 3-4 unidades logarítmicas y concentraciones promedio de *E. coli* ≤ 1000 NMP/100ml, definidos por la OMS como el límite para proteger la salud pública cuando se reutiliza agua residual tratada.

A pesar de la mayor efectividad de los sistemas que incluyeron una etapa de HC-FSSV, es posible que en las zonas rurales pobres de América Latina, el sistema I (HC-FSSH:LE) sea el sistema más recomendable por su menor costo, a pesar de que no ofrezca una protección óptima para la salud pública.

Finalmente, se confirmó que los coliformes totales no son los organismos indicadores más recomendables para evaluar el grado de desinfección alcanzado en los sistemas naturales de tratamiento ya que tienen la capacidad de reproducirse si las condiciones son propicias, siendo la *E. coli* un organismo indicador más recomendable.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen al Consejo Estatal de Ciencia y Tecnología de Jalisco (COEC y TJAL) por el financiamiento para la realización de este proyecto y a Rosa E. Lozano Mares por la asistencia técnica en los análisis de calidad del agua.

REFERENCIAS

APHA/AWWA/WEF (2005) *Standard Methods for the Examination of*

- Water and Wastewater*. American Public Health Association. Washington, DC, EEUU.
- Barros P, Ruiz I, Soto M (2008) Performance of an anaerobic digester-constructed wetland system for a small community. *Ecol. Eng.* 33: 142-149.
- Boutilier L, Jamieson R, Gordon R, Lake C, Hart W (2009) Adsorption, sedimentation, and inactivation of *E. coli* within wastewater treatment wetlands. *Water Res.* 17: 4370-4380.
- Campos PC (2003) Comportamiento de los Indicadores de Contaminación Fecal en los Diferentes Sistemas de Desinfección. En: *Ciencia y Tecnología para Comunidades Rurales, Reuso y Tratamientos Avanzados de Aguas Residuales Domésticas*. CYRA/UAM. Buenos Aires, Argentina. www.bvsde.paho.org/bvsacd/cd57/comportamiento.pdf (Cons. 24/02/2013).
- Cervantes-Medel A, Armienta MA (2004) Influence of faulting on groundwater quality in Valle del Mezquital, Mexico. *Geofis. Int.* 43: 477-493.
- Cirelli GL, Consoli S, Licciardello F, Aiello R, Giuffrida F, Leonardi C (2012) Treated municipal wastewater reuse in vegetable production. *Agric. Water Manag.* 104: 163-170.
- García JA, Paredes D, Cubillos JA (2013) Effect of plants and the combination of wetland treatment type systems on pathogen removal in tropical climate conditions. *Ecol. Eng.* 58: 57-62.
- Ghehsareh AM, Samadi N (2012) Effect of soil acidification on growth indices and microelements uptake by greenhouse cucumber. *Afr. J. Agric. Res.* 7: 1659-1665.
- Herrera-Melián JA, Martín-Rodríguez AJ, Araña J, González-Díaz O, González-Henriquez JJ (2010) Hybrid constructed wetlands for wastewater treatment and reuse in the Canary Islands. *Ecol. Eng.* 36: 891-899.
- Huerta L, Contreras-Valadez R, Palacios-Mayorga S, Miranda J, Calva-Vasquez G (2002) Total elemental composition of soils contaminated with wastewater irrigation by combining IBA techniques. *Nucl. Instr. Meth. B.* 189: 158-162.
- Huibers FP, Moscoso O, Durán A, Van Lier JB (2003) The use of wastewater in Cochabamba, Bolivia: A degrading environment. En Scott CA, Faruqi NI, Raschid-Sally L (Eds.) *Wastewater Use in Irrigated Agriculture. Coordinating the Livelihood and Environmental Realities*. IWMI/IDRC/CRDI/CABI. Wallingford, RU. pp. 135-144.
- IDEXX (2013) Simplicity: the clear choice for wastewater testing. IDEXX Laboratories, Inc. Westbrook, ME, EEUU. www.idexx.com/pdf/en_us/water/wastewater-testing-brochure.pdf (Cons. 19/05/2015).
- Jouravlev A (2004) Los servicios de agua potable y saneamiento en los umbrales del siglo XXI. Comisión Económica para América Latina y el Caribe. www.eclac.org/publicaciones/xml/9/19539/lcl2169e.pdf (Cons. 9/01/2014).
- Kadlec RH, Wallace S (2009) *Treatment Wetlands*. 2ª ed. CRC. Boca Raton, FL, EEUU. 1048 pp.
- Kayombo S, Mbwette TSA, Katima JHY, Ladegaard N, Jørgensen SE (2005) *Waste Stabilization Ponds and Constructed Wetlands Design Manual*. UNEP/IETC/Danida. 59 pp.
- Kim Y, Giokas DL, Lee Jin-Woo, Paraskevas PA (2006) Potential of natural treatment systems for the reclamation of domestic sewage in irrigated agriculture. *Desalination* 189: 229-242.
- Kyambadde J, Kansime F, Dalhammar G (2005) Nitrogen and phosphorus removal in substrate-free pilot constructed wetlands with horizontal surface flow in Uganda. *Water Air Soil Pollut.* 165: 37-59.
- Mara D (2004) Natural sewage treatment in the UK: selection guidelines. *J. Chart. Inst. Water Environ. Manag.* 18: 230-234.
- Mara D, Bos R (2010) Risk analysis and epidemiology: The 2006 WHO guidelines for the safe use of wastewater in agriculture. En Drechsel P, Scott CA, Raschid-Sally, Redwood M, Bahri A (Eds.) *Wastewater Irrigation and Health. Assessing and Mitigating Risk in Low-Income Countries*. IWMI/IDRC. Londres, UK. pp. 51-62.
- Metcalf y Eddy (2003) *Wastewater Engineering Treatment and Reuse*. 4ª ed. McGraw-Hill. Nueva York, EEUU. 1819 pp.
- Marecos do Monte H, Albuquerque A (2010) Analysis of constructed wetland performance for irrigation reuse. *Water Sci. Technol.* 61: 1699-1705.
- Masi F, Martinuzzi N (2007) Constructed wetlands for the Mediterranean countries: hybrid systems for water reuse

- and sustainable sanitation. *Desalination* 215: 44-55.
- Oakley SM (2005) *Lagunas de Estabilización en Honduras. Manual de Diseño, Construcción, Operación y Mantenimiento. Monitoreo y Sostenibilidad*. USAID. <http://cidbimena.desastres.hn/docum/Honduras/laguna-de-estabilizacion-en-honduras.pdf> (Cons. 24/02/2013).
- FAO (2012) *Agricultura y Desarrollo Rural*. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. Roma, Italia. <http://datos.bancomundial.org/tema/agricultura-y-desarrollo-rural> (Cons. 10/01/2014).
- Pedrero F, Alarcón JJ (2009) Effects of treated wastewater irrigation on lemon. *Desalination* 246: 631-639.
- Reynoso R, Torres LA, Bécares E (2008) Efficiency of natural systems for removal of bacteria and pathogenic parasites from wastewater. *Sci. Total Environ.* 395: 80-86.
- Sharafi K, Fazlzadehdavil M, Pirsahab M, Derayat J, Hazrati S (2012) The comparison of parasite eggs and protozoan cysts of urban raw wastewater and efficiency of various wastewater treatment systems to remove them. *Ecol. Eng.* 44: 244-248.
- Vymazal J (2005) Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetland systems for wastewater treatment. *Ecol. Eng.* 25: 478-490.
- WHO (2006) *Guidelines for the Safe Use of Wastewater, Excreta and Greywater*. Vol. 2. *Wastewater Use In Agriculture*. World Health Organization. Ginebra, Suiza. http://whqlibdoc.who.int/publications/2006/9241546832_eng.pdf (Cons. 10/01/2014).
- Zurita F, De Anda J, Belmont MA (2009) Treatment of domestic wastewater and production of commercial flowers in vertical and horizontal subsurface-flow constructed wetlands. *Ecol. Eng.* 35: 861-869.
- Zurita F, Belmont MA, De Anda J, White JR (2011) Seeking a way to promote the use of constructed wetlands for domestic wastewater treatment in developing countries. *Water Sci. Technol.* 63: 654-659.