

Control de la CONTAMINACIÓN de AGUAS servidas en áreas rurales de alta sensibilidad sísmica a través de humedales construidos

Incidencia en la eliminación de potencial biológico evaluado como disrupción endocrina

El terremoto ocurrido el 27 de febrero de 2010 en el sur de Chile puso de manifiesto la vulnerabilidad de la disponibilidad de agua potable y de su tratamiento en una situación de emergencia. Estas limitaciones, comunes en zonas rurales de América Latina, se pueden resolver mediante opciones como las tecnologías naturales de tratamiento del agua, que eliminan las sustancias contaminantes de las aguas residuales a través de procesos naturales que no requieren de energía externa ni de aditivos químicos, además de ser estables frente a fenómenos sísmicos. El objetivo de esta investigación es evaluar el comportamiento de operación de humedales artificiales de tipo subsuperficial (HSS) utilizando *Scirpus sp.* y *Phragmites sp.* para tratar aguas servidas provenientes de núcleos poblacionales rurales. Los resultados indican que los HSS evaluados presentan eliminaciones de entre el 50 y el 98% para materia orgánica y sólidos, mientras que los nutrientes fueron eliminados hasta el 40% en el caso de $N-NH_4^+$ y hasta el 60% en el caso del fósforo. Los efluentes tratados mediante HSS no presentaron toxicidad aguda evaluada a través de *Daphnia Magna*.



Por **G. VIDAL**. Ingeniero civil industrial mención procesos y doctora en Ciencias Químicas (programa Biotecnología Ambiental) de la Universidad de Santiago de Compostela (España). Profesor titular y subdirectora de Formación e Investigación en el Centro de Ciencias Ambientales EULA-Chile de la Universidad de Concepción [glvidal@udec.cl].
D. LÓPEZ. Bióloga marina, doctorado (c) en Ciencias Ambientales del Centro de Ciencias Ambientales EULA-Chile de la Universidad de Concepción. **I. VERA**. Ingeniero civil, máster en Hidrosistemas de la Pontificia Universidad Javeriana (Colombia). Doctorado (c) en Ciencias Ambientales del Centro de Ciencias Ambientales EULA-Chile de la Universidad de Concepción. **S. CHAMORRO**. Bióloga y doctora en Ciencias Ambientales por la Universidad de Concepción. Postdoctorado del Centro de Ciencias Ambientales EULA-Chile de la Universidad de Concepción. **A. BAEZA**. Ingeniera civil química, M. Sc. y Ph.D. en Ingeniería Ambiental por la North Carolina State University [EE UU]. Profesor asistente y jefa de la carrera de Ingeniería Ambiental del Centro de Ciencias Ambientales EULA-Chile de la Universidad de Concepción.



Chile es un país sísmico debido a que se encuentra situado sobre la conjunción de las placas de Nazca y Sudamericana, que, al chocar, causan movimientos telúricos. Estadísticamente, la interacción entre estas placas tectónicas produce un sismo destructor cada 10 años, con un promedio de 10 pequeños temblores diarios y un total anual de 3.500 movimientos sísmicos, la mayoría de ellos imperceptibles para la población. En los últimos 100 años se han producido aproximadamente 50 terremotos destructores⁽¹⁾. Especialmente impactantes han sido los efectos causados por el terremoto del 27 de febrero de 2010 (8,8 grados Richter), con epicentro en la región de Biobío, que afectó principalmente al sur de Chile. Este sismo puso de manifiesto la vulnerabilidad de la disponibili-

En Chile la interacción entre las placas tectónicas produce un sismo destructor cada 10 años, con un total anual de 3.500 movimientos sísmicos, siendo la mayoría imperceptibles para la población

dad de agua potable y del tratamiento de aguas servidas. Específicamente, debido a la intensidad del sismo, los sistemas de tratamiento convencionales (tipo lodo activado) presentaron fallos en las zonas urbanas (debido a las vibraciones que soportaron las infraestructuras civiles, la inexistencia de suministro eléctrico, la lixiviación de los suelos que sostenían la infraestructura, la escasez de combustibles y el colapso de las telecomunicaciones, entre otros), factores sustancialmente más críticos de afrontar en las comunidades rurales.

Es por ello que, a nivel mundial, una de las principales medidas para asegurar la salud pública y evitar enfermedades y epidemias infecciosas transmitidas por patógenos en el agua en situaciones de emergencia es el establecimiento de sistemas de potabilización de agua y tratamiento de aguas servidas, que puedan responder de manera efectiva a este tipo de situaciones con objeto de no dejar a la ciudadanía sin estos servicios básicos⁽²⁾.

En Chile, desde la instauración del sistema que regula el abastecimiento de

agua potable, alcantarillado y tratamiento de aguas residuales domésticas, se observa un aumento paulatino en las coberturas globales de gestión del agua en el sector urbano (>85%). En el caso del sector rural, de acuerdo al Ministerio de Obras Públicas, desde 1964 se ha llevado a cabo el programa de agua potable rural, que ha logrado elevar la cobertura de población rural con acceso a agua potable de un 6% a un 98%. Sin embargo, de estas viviendas solo un 18% presenta sistema de alcantarillado y un 8% tiene sistema de tratamiento de aguas servidas⁽³⁾. Según la encuesta Caracterización Socioeconómica Nacional 2009 (CASEN), el 7,6% de hogares rurales en la región del Biobío está conectado al alcantarillado, el 54,6% posee fosa séptica, el 8,2% dispone de letrina sanitaria conectada a pozo negro, el 27,3% tiene cajón sobre pozo negro y el 0,1% cajón conectado a otro sistema, mientras que un 2,2% no dispone de sistemas de eliminación de excretas, por lo que más del 37% de los hogares rurales no posee tratamiento de sus aguas servidas.

Este hecho es preocupante desde el punto de vista social y sanitario ya que, por ejemplo, estas aguas, al no presentar tratamiento, son dispuestas directamente sobre el suelo, infiltrándose directamente en napas freáticas o se vacían en cursos de agua receptores, que posteriormente son usados para el riego de verduras para el consumo de localidades aguas abajo. Es por ello que el tratamiento de las aguas residuales domésticas constituye un reto para la sociedad, porque casi la totalidad de estas aguas rurales son dispuestas sin tratamientos y/o usadas para fines agrícolas, lo que constituye un problema sanitario de envergadura. Debido a lo anterior, en los últimos años ha surgido la necesidad de buscar, evaluar y aplicar tratamientos de depuración eficientes, autónomos y económicamente viables



A nivel mundial, una de las principales medidas para asegurar la salud pública y evitar enfermedades infecciosas transmitidas en el agua en situaciones de emergencia es el establecimiento de servicios sanitarios

para el sector rural. Entre las soluciones más atractivas se encuentran los tratamientos que imitan los fenómenos que se generan en la naturaleza. Estos sistemas corresponden a los humedales construidos. El uso de estos sistemas para depurar aguas se ha incrementado durante los últimos años y en la actualidad son una opción de tratamiento de aguas residuales reconocida y recomendada a nivel mundial⁽⁴⁾.

Los humedales construidos (HC) son sistemas de tratamiento no convencionales que se han utilizado en el tratamiento de aguas residuales desde mediados del siglo XX. Desde entonces se han convertido en una tecnología de tratamiento fiable para distintos tipos de aguas residuales⁽⁵⁾. En la actualidad se emplean con gran cobertura en Europa. Muchos se utilizan para viviendas individuales o pequeños grupos de casas,

pero el uso más común es para el tratamiento de las aguas residuales domésticas en zonas rurales de baja densidad poblacional como tratamiento secundario o terciario⁽⁶⁾.

Los humedales construidos o artificiales se definen como sistemas biológicos confinados mediante algún tipo de impermeabilización, que surgen a partir de la simulación de los mecanismos propios de los humedales naturales para la depuración de las aguas, donde se combinan procesos físicos, químicos y biológicos que ocurren al interactuar las aguas con el suelo, las plantas, los microorganismos y la atmósfera, permitiendo el tratamiento de aguas residuales. Están diseñados para aprovechar muchos de los procesos que ocurren en los humedales naturales, pero lo hacen dentro de un ambiente más controlado⁽⁵⁾.

Al igual que otros sistemas naturales de depuración, los humedales construidos presentan algunas ventajas frente a los sistemas convencionales mecanizados. Una de ellas se relaciona con el bajo consumo energético (36,5 Kw-h/año), que está asociado principalmente al pretratamiento y a equipos de bombeo, mientras que en sistemas de lodos activados el consumo es tres veces superior (129.648 Kw-h/año), asociado a las necesidades de aireación⁽⁷⁾. Otra ventaja se relaciona con la simplicidad en la operación. Los sistemas de humedales construidos requieren menos tiempo de trabajo de operarios (0,6 horas/día)⁽⁸⁾. Además, pueden ser manipulados por operarios con poca experiencia en tratamiento de aguas residuales. Los humedales construidos también presentan una baja producción de residuos durante la operación del sistema. Los residuos se suelen limitar a los generados por el pretratamiento y el tratamiento primario. Otra ventaja competitiva es el bajo coste de operación y mantenimiento del sistema. Los costes actuales estimados de los humedales se encuentran en torno a 0,75 €/hab./año (para una población de 2.000 hab.), generados en un 99% por el pago del operador (una estimación de 12 horas a la semana), mientras que el coste para los sistemas de lodos activados asciende a 24,23 €/hab./año⁽⁷⁾. Finalmente, otras ventajas se encuentran asociadas a un bajo impacto sonoro y a una buena integración con el medio ambiente natural, potenciando la fauna local, la educación ambiental y las zonas de recreo.

Objetivo

El objetivo de este trabajo fue evaluar el comportamiento de la operación de humedales artificiales de tipo subsuperficial utilizando *Schoenoplectus californicus* y *Phragmites sp.* para tratar aguas servidas

provenientes de núcleos poblacionales rurales de baja densidad poblacional.

Materiales y metodología

Características de la estación experimental

- **Ubicación.** Para la realización de este proyecto se implementó una estación experimental, constituida por cuatro unidades paralelas de HSS. Está ubicada dentro del terreno de la Planta de Tratamiento de Aguas Servidas (PTAS) de la comuna de Hualqui, provincia de Concepción, región del Biobío (Chile), perteneciente a la Empresa de Servicios Sanitarios del Biobío (ESSBIO S.A.) (36°59'26.93" de latitud sur, y 72°56'47.23" de longitud oeste).
- **Obtención del influente.** Para la alimentación de la estación experimental se utilizó el agua servida que llega a la PTAS. El agua fue extraída después del pretratamiento (cámara de rejillas y desarenador), y antes de ingresar al tratamiento biológico. El agua servida inicialmente fue llevada a un estanque de almacenamiento de 650 litros. Éste a su vez alimenta por presión cada una de las cuatro unidades de HSS. Sin embargo, debido a que el pretratamiento para el influente de agua servida cruda es solo cribado y desarenado en condiciones deficientes, se produjo el ingreso de grasas y sólidos menores a 40 mm a la zona de entrada de cada unidad de HSS. Como consecuencia, se observó el fenó-

meno de *clogging* en los primeros 0,20 metros. Este fenómeno ocurre por la acumulación de sólidos, generando la obstrucción del medio poroso e impidiendo la correcta circulación del agua⁽⁹⁾. Para mitigar el problema se implementó un sistema de tratamiento primario previo a la estación experimental. Este sistema está formado por tres partes: tanque desarenador-desengrasador de 630 litros, fosa séptica de 1.200 litros y tanque de 630 litros que actúa como pozo de bombeo. Del pozo de bombeo se entrega agua a un nuevo tanque de distribución de 1.000 litros que lo distribuye a las cuatro unidades de HSS.

- **Características de las unidades de HSS.** El humedal consta de cuatro unidades paralelas de HSS, con un área de 4,5 m² de superficie cada una y un volumen útil aproximado de 1,52 m³. Como medio de soporte se utilizó grava de tamaño 3/4" a 1". El tiempo de retención hidráulico (TRH) varió entre 3 y 9 d, siendo función de la cantidad de agua servida aplicada. Cada unidad de HSS está plantada con un total de 18 ejemplares. Las unidades 1 y 3 fueron plantadas con la especie de macrófita *Phragmites australis*, mientras que las unidades 2 y 4 fueron plantadas con la especie *Schoenoplectus californicus*.

Estrategia de monitorización

- **Parámetros de campo.** Los parámetros medidos *in situ* fueron: temperatura (° C), potencial de óxido reducción (POR) (mV), oxígeno disuel-

El sector rural ha logrado pasar de un 6% a un 98% la cobertura de agua potable. Sin embargo, en los tratamientos de aguas servidas en el sector rural solo un 18% presenta sistema de alcantarillado y un 8% tratamiento de aguas.

to (OD) (ppm) y pH. Cada unidad de HSS presenta tres divisiones horizontales (A, B y C), junto a la clasificación numérica de los tres puntos de monitorización por división horizontal. Los parámetros *in situ* fueron medidos quincenalmente en los muestreadores A2, B2 y C2, excepto el OD, que se monitorizó solo en B2. Para la toma de los parámetros se utilizó un multiparamétrico portátil Oakton PC650-480485 y un medidor de oxígeno disuelto portátil Hanna oxi 330i/set HI 9146-04.

- **Determinación de parámetros *ex situ*.** Se tomaron muestras a la salida de cada una de las unidades de HSS, y de la entrada general, cada 15 d. Las muestras fueron filtradas por membranas Wathman de 0,45 μm de tamaño de poro y luego refrigeradas a 6° C para su posterior análisis. Los parámetros DQO, SST, SSV, amonio (N-NH_4^+) y fosfato (P-PO_4^{3-}) se midieron cada 15 días, mientras que la DBO_5 , NT y PT se midieron cada 30 días.

Determinación de actividad estrogénica

La actividad estrogénica de los efluentes fue determinada por el ensayo YES (*Yeast Estrogen Assay*)⁽¹⁰⁾. Este ensayo permite la identificación de sustancias capaces de mimetizar la actividad del estrógeno humano por la interacción con el gen hER, presente en el ADN de *Saccharomyces cerevisiae*⁽¹¹⁾.

La cepa de levadura fue modificada genéticamente por el Departamento de

Genética de Glaxo y fue donada por la profesora Marcia Dezotti, del departamento de Ingeniería Química de Polución de Aguas de la Universidad Federal de Río de Janeiro (Brasil). Esta cepa contiene el gen constitutivamente expresado, el (hER), que controla la expresión del gen reportero lac-Z produciendo la enzima β -galactosidasa.

- **Ensayo de YES assay.** Los análisis se realizaron en microplacas de 96 posiciones a 28 ° C y preparadas bajo campana esterilizada⁽¹⁰⁾. Las muestras analizadas se realizaron en duplicado para los efluentes provenientes de las celdas de los humedales.

La respuesta observada corresponde a un cambio del color amarillo a rojo, el cual fue medido espectrofotométricamente a través de un lector de placas EL x 800, BioTex a 570 nm y a 630 nm. La resta de ambos determinará la concentración del compuesto. El efluente fue filtrado a través de membranas estériles de 0,2 μm .

Bioensayos agudos a través de *Daphnia magna*

- **Cultivos de *Daphnia magna*.** Los organismos que se utilizaron en este trabajo se obtuvieron a partir de cultivos del Laboratorio de Bioensayos del Centro de Ciencias Ambientales EULA-CHILE (*Daphnia magna*) y del Laboratorio de Ficología (*Selenastrum capricornutum*), ambos de la Universidad de Concepción. Los cultivos se llevaron a cabo siguiendo el procedimiento de normativa chilena⁽¹²⁾. Los medios de cultivo

se mantuvieron a 20° C, con fotoperiodo de 16 h luz - 8 h oscuridad. Antes de cada alimentación, se cambiaron los medios de cultivo y se removieron los neonatos. La dureza del medio fue controlada en $250 \pm 25 \text{ mg CaCO}_3/\text{L}$ y el pH varió entre 7,5 y 8,6⁽¹²⁾.

- **Determinación de toxicidad aguda de los efluentes en *D. magna*.** Para el desarrollo de las pruebas de toxicidad aguda con *D. magna* se usaron neonatos (< 24 h nacidos) expuestos a diferentes concentraciones de los efluentes durante un periodo de 48 horas evaluadas en cinco concentraciones (100, 50, 25, 12,5 y 6,25%), además de un control con cuatro réplicas por cada nivel^(13,14). Las condiciones de los ensayos, así como los criterios de aceptabilidad de los bioensayos de toxicidad aguda con *Daphnia magna* se realizaron de acuerdo a protocolos normalizados^(12, 15). La respuesta evaluada en los organismos fue la concentración del efluente, que produce la muerte al 50% de la población de neonatos expuestos (concentración letal media o CL_{50}) a las 48 horas de exposición, con un nivel de fiabilidad del 95%. Cada una de las pruebas fue calculada a través del análisis Spearman-Kärber Method, versión 1.5⁽¹⁵⁾.

Resultados y discusión

Caracterización del influente

La Tabla 1 muestra la caracterización fisicoquímica del influente para las estaciones de verano, otoño e invierno. Las concentraciones de los parámetros DQO, SST, SST y SSV aumentaron entre un 30-45% en la estación de invierno respecto a las otras dos estaciones. Por otra parte, PT y P-PO_4^{3-} se mantuvieron estables en las tres estaciones con concentracio-

Los humedales construidos evaluados presentan eliminaciones de entre el 50 y el 98% para materia orgánica y sólidos. Se espera aumentar las eficiencias a lo largo de los años debido a la madurez de las plantas, de los rizomas y a la relación con la microbiología existente.



Los humedales construidos tienen la capacidad de eliminar la toxicidad aguda presente en las aguas servidas

nes entre 8-13 mg PO₄⁻³ /l y 13-15 mg PT/l. El influente presenta desviaciones estándar entre 2% y 30% en otoño, de 20% a 50% en verano y de 3% a 70% en invierno (respecto a la media) para todos los parámetros evaluados. Estos datos concuerdan con Vera (2012)⁽¹⁶⁾.

Parámetros *in situ*

La Tabla 2 muestra los parámetros *in situ* medidos en cada unidad de HSS para las estaciones de verano, otoño e invierno. El POR para las cuatro unidades de HSS fue inferior a -170 mV en las tres estaciones, siendo la estación de verano la que presenta las mayores condiciones de anaerobiosis (-234 mV). Estos valores son similares a lo encontrado en HSS, indicando que bajo estas condiciones de óxido-reducción en el humedal se estarían generando ambientes anaeróbicos^(17,18). El pH no presenta cambios entre las estaciones, con variaciones entre 6,9-7,5 en las cuatro unidades. La temperatura presentó un máximo de 22,4° C en verano y un mínimo en de 9,9° C en invierno. El OD medido en las cuatro unidades de HSS es inferior a 0,6 mg/l, siendo estos valores concordantes a lo encontrado en HSS en

etapa inicial, hallándose concentraciones de OD entre 0,1 y 0,2 mg/l⁽¹⁷⁾. Por otra parte, Vymazal y Kröpfelová, (2008)⁽¹⁹⁾ indican que HSS con OD menores a 2 mg/l se consideran como sistemas anaeróbicos.

Concentraciones de efluentes y eficiencias de eliminación

Respecto al N-NH₄⁺ para las unidades 1 y 3, las eficiencias de eliminación fueron en promedio del 25%, disminuyendo del 40% (verano) a un 20% (otoño) y a un 13% en invierno. Respecto a las unidades 2 y 4, las eliminaciones fueron en

Tabla 1. Caracterización del influente.

Parámetro	Concentración (mg/l)		
	Verano	Otoño	Invierno
DBO ₅	138,00 ± 127,3	138,53 ± 8,3	200,25 ± 61,4
DQO	210,65 ± 66,8	252,16 ± 46,5	419,68 ± 72,6
SST	342,50 ± 194,5	481,47 ± 79,6	587,00 ± 275,4
SSV	62,5 ± 38,9	458,23 ± 59,9	479,58 ± 230,9
NT	89,00 ± 1,4	92,33 ± 24,2	88,00 ± 65,1
N-NH ₄ ⁺	83,33 ± 22,2	120,33 ± 28,9	100,40 ± 39,2
NO ₃ ⁻	ND	ND	ND
PT	13,70 ± 1,9	15,17 ± 1,4	14,20 ± 2,5
PO ₄ ⁻³	8,53 ± 3,3	13,39 ± 0,2	10,06 ± 0,4

ND: no detectado.

Tabla 2. Parámetros *in situ* medidos en cada unidad de HSS por estación.

Parámetro	Estación	Celda 1	Celda 2	Celda 3	Celda 4
POR (mV)	V	- 217,2±30,0	- 227,5±34,4	- 242,2±55,6	- 250,3±60,9
	O	- 193,5±9,5	- 183,8±10,6	- 198,2±23,4	- 195,3±22,7
	I	- 190,5±79,5	-187,3±74,9	-171,3±104,4	-184,4±71,4
pH	V	7,0±0,2	7,1±0,2	7,0±0,1	7,1±0,2
	O	6,9±0,2	7,3±0,4	7,3±0,3	7,7±0,3
	I	7,2±0,5	7,5±0,6	7,5±0,5	7,4±0,5
T (° C)	V	21,6±1,8	22,4±1,7	22,2±1,4	22,1±1,2
	O	13,8±3,5	15,6±3,4	14,7±4,0	13,9±4,1
	I	9,9±1,1	10,4±1,2	10,7±1,5	10,5±1,5
OD (mg/l)	V	-	-	-	-
	O	0,3±0,1	0,4±0,1	0,5±0,1	0,5±0,2
	I	0,4±0,1	0,4±0,1	0,4±0,0	0,4±0,1

V: verano. O: otoño. I: invierno. POR: potencial de óxido reducción. T: temperatura. OD: oxígeno disuelto.

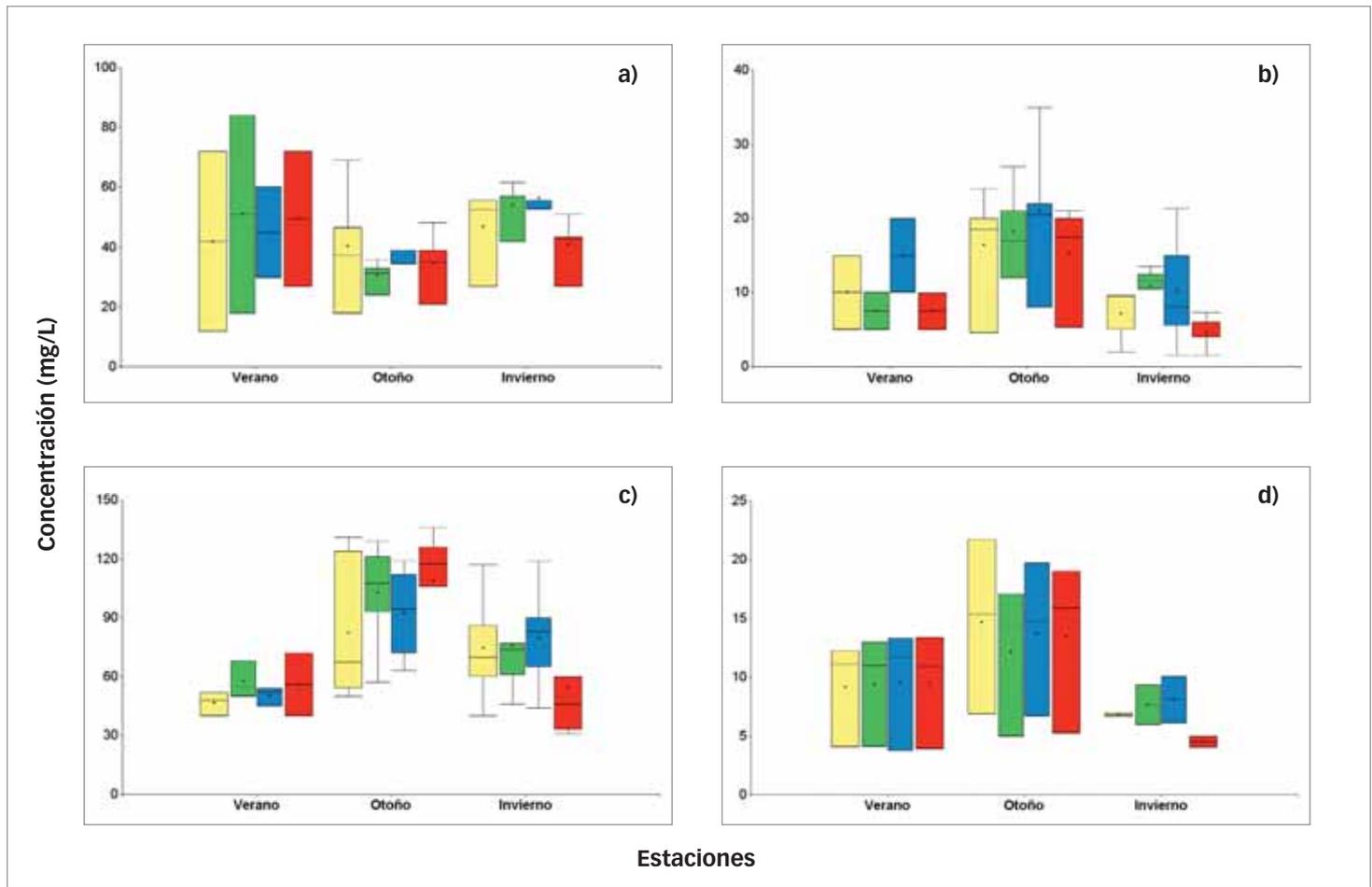


Figura 1. Concentración de los efluentes de cada HSS. a) DBO₅, b) SSV c) N-NH₄⁺, d) P-PO₄⁻³. (■) HSS-1 y (■) HSS-2; (■) HSS-3 y (■) HSS-4.

promedio del 20,6%, disminuyendo del 30% (verano) al 5% (otoño) y luego aumentando la eficiencia al 28% en invierno, con concentraciones inferiores a 80 mg/l. Cabe destacar que el aumento en la eficiencia en la eliminación en invierno puede estar condicionado por las precipitaciones. Estas eliminaciones de N-NH₄⁺ son similares a los valores propuestos por Vera *et al.* (2011)⁽²⁰⁾ y Rojas (2012)⁽⁷⁾, y están dentro del valor esperado para sistemas HSS entre 30 y 60%⁽²¹⁾. Por otra parte, el P-PO₄⁻³ (representa más del 60% del PT en el agua servida⁽²²⁾) presentó concentraciones mayores a 3,7 mg/l, llegando incluso a 22 mg/l (Figura 1). Las eficiencias de eliminación en promedio fueron bajas (<5%), encontrándose en algunas unidades de HSS mayores concentraciones de P-PO₄⁻³ en la salida. Estos re-



La investigación confirma que los humedales tienen una efectividad depuradora como sistemas de tratamiento de aguas servidas para el sector rural. Además, son funcionalmente estables frente a fenómenos sísmicos.

Tabla 3. Eficiencias de eliminación para cada unidad de HSS por estación.

Parámetro	Estación	Eficiencia (%)			
		HSS-1	HSS-2	HSS-3	HSS-4
DBO ₅	V	71,7 ± 4,7	62,8 ± 0,5	55,6 ± 25,6	56,1 ± 17,4
	O	72,6 ± 19,9	80,2 ± 6,6	71,4 ± 13,6	77,1 ± 11,6
	I	74,7 ± 11,4	70,8 ± 11,4	69,8 ± 10,1	78,1 ± 8,7
DQO	V	57,7 ± 8,9	65,8 ± 2,3	61,4 ± 12,3	62,1 ± 7,9
	O	58,4 ± 10,2	62,9 ± 14,1	59,6 ± 14,7	64,6 ± 12,8
	I	67,4 ± 10,9	68,9 ± 10,6	66,3 ± 12,5	67,1 ± 5,5
SST	V	82,5 ± 20,2	85,5 ± 17,5	90,4 ± 10,6	92,2 ± 9,6
	O	97,1 ± 2,2	96,9 ± 1,7	96,3 ± 2,6	97,5 ± 1,6
	I	98,4 ± 1,0	97,6 ± 1,2	97,4 ± 2,0	98,6 ± 1,2
SSV	V	84,5 ± 1,7	87,3 ± 2,2	65,9 ± 32,5	82,9 ± 16,3
	O	96,9 ± 1,8	96,6 ± 1,3	96,3 ± 1,5	97,2 ± 1,4
	I	97,9 ± 1,5	96,7 ± 1,8	96,6 ± 2,7	98,7 ± 0,8
N-NH ₄ ⁺	V	41,7 ± 15,5	28,9 ± 14,0	36,5 ± 19,6	31,3 ± 19,5
	O	27,3 ± 31,2	6,3 ± 31,1	17,1 ± 23,2	-
	I	17,9 ± 38,8	15,4 ± 38,7	8,8 ± 46,2	41,5 ± 29,7
NT	V	41,5 ± 4,1	34,0 ± 6,5	49,8 ± 14,7	34,9 ± 11,7
	O	39,3 ± 33,4	27,3 ± 35,3	29,4 ± 29,8	19,4 ± 45,6
	I	31,6 ± 48,1	19,7 ± 68,2	17,7 ± 72,1	69,3 ± 13,8
PT	V	8,7 ± 0,1	1,4 ± 11,2	1,0 ± 1,4	4,5 ± 25,7
	O	-14,3 ± 42,6	1,6 ± 31,3	-13,3 ± 38,6	-
	I	36,9 ± 0,9	28,1 ± 23,8	21,9 ± 30,9	59,2 ± 7,3

V: verano. O: otoño. I: invierno.

sultados son similares a los encontrados por García *et al.* (2005)⁽²³⁾, que habían reportado eliminaciones inferiores al 15%, y que son atribuibles principalmente a la absorción por las plantas.

Evaluación de la toxicidad biológica del efluente por actividad endocrina y *Daphnia magna*

Las muestras analizadas correspondieron a los efluentes provenientes de cada unidad de HSS. Los resultados de toxicidad y el análisis de compatibilidad previo a los ensayos YES arrojaron como resultado que existe toxicidad que está relacionada con las características físico-químicas de los efluentes tratados. Debido a los resultados de eliminación en nutrientes que tuvieron las unidades HSS (Tabla 3), se pudo con-

cluir que N-NH₄⁺ es uno de los compuestos que presenta inactivación de la producción de β-galactosidasa, por lo cual el ensayo YES no sería una herramienta válida para la determinación de disrupción endocrina. Estos resultados concuerdan con los obtenidos por Santos *et al.* (2012)⁽²⁴⁾.

Por otra parte, utilizando *Daphnia magna* se evaluó la toxicidad aguda de los efluentes provenientes del pretratamiento, tratamiento primario y de las cuatro celdas de los HSS bajo cinco concentraciones distintas (100, 50, 25, 12,5 y 6,25%), con el fin de determinar la concentración letal que produce la muerte al 50% de la comunidad de dafnídeos (CL₅₀), evaluado a 24 y 48 horas de exposición. La Tabla 4 muestra que los efluentes provenientes del pretratamiento y del tratamiento primario presentan un CL₅₀ de 70,71%, en ambos casos. Sin embargo, los efluentes tratados provenientes de las cuatro celdas de HSS no registraron toxicidad aguda (CL₅₀) a las 24 y 48 horas de exposición.

La eliminación de la toxicidad agua presente en el efluente se puede deber principalmente a la capacidad que presentan los humedales de eliminar materia orgánica y sólidos suspendidos. Debido a esto, los efluentes provenientes del pretratamiento y tratamiento primario (que contienen materia orgánica y sólidos suspendidos), con concentraciones mayores de 200 mg/l de materia orgánica y sólidos suspendidos, generan una disminución del oxígeno disuelto (<1 mg/l) en los ensayos y pueden afectar directamente a la supervivencia de estos organismos. *Daphnia magna* bajo condiciones limitadas de oxígeno (hipoxia) se ven afectadas en sus pro-

Tabla 4. Toxicidad aguda (CL₅₀) en *Daphnia magna* (intervalo de confianza 95%).

	Toxicidad aguda en <i>Daphnia Magna</i> (CL ₅₀)	
	24 h	48 h
Pretratamiento	70,71	70,71
Tratamiento primario	70,71	70,71
Unidad 1 HSS	ND	ND
Unidad 2 HSS	ND	ND
Unidad 3 HSS	ND	ND
Unidad 4 HSS	ND	ND

ND: no detectado.

cesos fisiológicos, especialmente en su sistema circulatorio⁽²⁵⁾ y en la tasa metabólica⁽²⁶⁾.

Conclusiones

- Todos los HSS evaluados en su puesta en marcha presentan eliminaciones de entre 50-98% para materia orgánica y sólidos, con mayores eficiencias a lo largo del año debido probablemente a la aclimatación de la biomasa bacteriana.
- Respecto a los nutrientes, todos los HSS presentan eliminaciones inferiores al 40% en el caso de N-NH₄⁺ y eficiencias de hasta el 60% para el PT. Sin

embargo, la alta eficiencia observada en invierno puede estar potenciada por el efecto de las precipitaciones, generando una sobreestimación de la eficiencia en la eliminación de fósforo. Debido a esta sobreestimación, se propone como medida correctiva la implementación de una estación meteorológica en la estación de los humedales, de manera que considere las variaciones que se estarían generando sobre las eficiencias de eliminación debido a las condiciones climáticas (precipitación, evapotranspiración y humedad, entre otros).

- Los efluentes tratados mediante HSS no presentaron toxicidad aguda evaluada a través de *Daphnia magna*. Sin

embargo, no fue posible evaluar actividad endocrina debido a la interferencia que pudo existir con compuestos que fueron tóxicos para la activación de la levadura *Saccharomyces cerevisiae* recombinante.

- Todo lo anterior confirma que los humedales tienen una efectividad depuradora como sistemas de tratamiento de aguas servidas para el sector rural. Además, son funcionalmente estables frente a fenómenos sísmicos. ♦

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido financiado gracias a una ayuda a la investigación concedida por FUNDACIÓN MAPFRE.

PARA SABER MÁS

- [1] Servicio Sismológico. Base de datos del Departamento de Geofísica, Universidad de Chile. <http://ssn.dgf.uchile.cl/> [Consulta: 02 de Octubre, 2012].
- [2] OMS (Organización Mundial de la Salud) (1989) Directrices sanitarias sobre el uso de aguas residuales en agricultura y acuicultura. Serie Informes Técnicos, 778. Ginebra. 93.
- [3] Superintendencia de Servicios Sanitarios (SISS) (2010) Informe anual de coberturas urbanas de servicios sanitarios.
- [4] Vymazal J. (2010) Constructed wetlands for wastewater treatment- A Review *Water* 2: 530-54935
- [5] Vymazal J. (2005) Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment. *Ecological engineering* 25 (5): 478-490.
- [6] Cooper P. (2009) What can we learn from old wetlands? Lessons that have been learned and some that may have been forgotten over the past 20 years. *Desalination* 246:11-26.
- [7] Rojas K. (2012) Puesta en marcha de un sistema piloto de humedales construidos de flujo subsuperficial para la depuración de aguas servidas rurales: Consideración de indicadores de sustentabilidad. Tesis para optar al grado ingeniero ambiental. Universidad de Concepción, Chile. 11 pp.
- [8] García J., Mujeriego R., Obis J. y Bou, J. (2001) Wastewater treatment for small communities in Catalonia (Mediterranean region). *Water Policy* 3: 341-350.
- [9] Kadlec R. y Wallace. S. (2009) «Treatment Wetlands». 2nd ed. CRC Press. Boca Raton. Florida. pp. 1016.
- [10] Routledge J. y Sumpter J. (1996) Estrogenic activity of surfactants and some of their degradation products assessed using a recombinant yeast screen. *Environmental Toxicology and Chemistry* 15: 241-248.
- [11] Chamorro S., Monsálvez E., Hernández V., Becerra J., Mondaca M.A., Piña B. y Vidal G. (2010) Detection of estrogenic activity from kraft mill effluents by yeast estrogen screen. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 84:165-169.
- [12] Norma Chilena Oficial, NCH 2083. (1999) Bioensayo de toxicidad aguda mediante la determinación de la inhibición de la movilidad de *Daphnia magna* o *Daphnia pulex* (Crustacea, Cladocera). INN-Chile.
- [13] Larrain, A. (1995) Criterios ecotoxicológicos para evaluar alteraciones ambientales y establecer parámetros de control: importancia de los bioensayos de toxicidad. *Ciencia y Tecnología Marina. Conama* (n° especial): 39-47.
- [14] López D., Chamorro S., Silva, J., Bay-Schimth E. y Vidal G. (2011) Chronic toxicity of pulp mill effluents and phytosterols on *Daphnia magna*. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 87: 633-637.
- [15] US EPA (Environmental Protection Agency) (1983) *Water quality criteria*, 1972. National Academy of Sciences, U.S. E.P.A. Research series. (Washington DC, USA). pp 1-6.
- [16] Vera, I. (2012) Análisis de funcionamiento y patrones asociativos de sistemas de tratamiento convencionales y naturales de aguas servidas para la eliminación de materia orgánica y nutrientes. Tesis de doctorado en Ciencias Ambientales. Centro de Ciencias Ambientales EULA-Chile, Universidad de Concepción, 229 p.
- [17] García J., Aguirre P., Mujeriego R., Huang Y., Ortiz L. y Bayona J. (2004) Initial contaminant removal performance factors in horizontal flow reed beds used for treating urban wastewater. *Water Research* 38 (7): 1669-1678.
- [18] Faulwetter J., Gagnon V., Sundberg C., Chazarenc F., Burr M., Brisson J., Camper A. y Stein, O. (2009) Microbial processes influencing performance of treatment wetlands: A review. *Ecological Engineering* 35 (6): 987-1004.
- [19] Vymazal J. y Kröpfelová. L. (2008) Wastewater treatment in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow. B. Alloway, J. Trevors (editors). Springer. Dordrecht, Netherlands. 566 pp.
- [20] Vera I., García J., Sáez K., Moragas L. y Vidal G. (2011) Performance evaluation of eight years experience of constructed wetland systems in Catalonia as alternative treatment for small communities. *Ecological Engineering* 37 (2): 364-371.
- [21] Plaza de los Reyes C., Vera I., Salvato M., Borin M. y Vidal G. (2011) Consideraciones para la eliminación de nitrógeno en humedales artificiales. *Tecnología del Agua* 330 (31): 40-49.
- [22] Henze, M., Harremoës, P., LaCour Jansen, J., Arvin, E. (2002) Wastewater treatment: Biological and chemical processes. 3rd ed. Springer. Heidelberg, Germany. 430 pp.