



Universidad de Concepción

# *HUMEDALES CONSTRUIDOS*

## DISEÑO Y OPERACIÓN

Gladys Vidal y Sujey Hormazábal  
Grupo de Ingeniería y Biotecnología Ambiental  
(GIBA-UDEC)  
Facultad de Ciencias Ambientales,  
Universidad de Concepción



## HUMEDALES CONSTRUIDOS. DISEÑO Y OPERACIÓN

Gladys Vidal - Sujey Hormazábal

Sello Editorial Universidad de Concepción

Prohibida la reproducción total o parcial de esta obra.

© UNIVERSIDAD DE CONCEPCIÓN.

Registro de Propiedad Intelectual N° 290632 año 2018

ISBN 978-956-227-419-7

Primera edición:  
Concepción, Chile.

Diseño Editorial: Okey Diseño y Publicidad  
Impresión:  
500 ejemplares  
Trama Impresores S.A.


# *HUMedales* CONSTRUIDOS

DISEÑO Y OPERACIÓN

Editoras Gladys Vidal y Sujey Hormazábal  
Grupo de Ingeniería y Biotecnología Ambiental (GIBA-UDEC)  
Facultad de Ciencias Ambientales y Centro EULA-Chile,  
Universidad de Concepción  
Enero 2018

## CONTENIDOS

■ Presentación .....	4
■ Prefacio de las editoras .....	6
■ Agradecimientos .....	8
■ <b>CAPÍTULO 1</b>	
Historia de los Humedales Construidos .....	9
■ <b>CAPÍTULO 2</b>	
Diseño y construcción de humedales para el tratamiento de aguas .....	31



■ <b>CAPÍTULO 3</b>	
Las plantas macrófitas en sistemas de humedales construidos .....	71
■ <b>CAPÍTULO 4.</b>	
Operación de un humedal construido de flujo horizontal subsuperficial en la transformación de materia orgánica, sólidos y nutrientes .....	99
■ <b>CAPÍTULO 5</b>	
Evaluación del funcionamiento de plantas de tratamiento de aguas servidas basadas en humedales construidos instaladas en Cataluña (España) – Primeros 8 años de operación .....	181
■ <b>ANEXO A</b>	
Proyectos ejecutados por el Grupo de Ingeniería y Biotecnología Ambiental (GIBA-UDEC) en el área de las aguas servidas .....	213
■ <b>ANEXO B</b>	
Proyecto INNOVA BIO BIO N° 13.3327-IN.IIP, línea de innovación de interés público “Recuperación de agua mediante jardines depuradores a partir de aguas servidas rurales: Aplicaciones innovadoras con impacto para la comunidad rural” .....	243

## PRESENTACIÓN



Marcos von Sperling  
Universidade Federal de Minas  
Gerais, Brasil

No es fácil hacer investigación en América Latina, principalmente investigación de calidad, la que necesita un monitoreo amplio, trabajos de campo, análisis de laboratorio, equipos sofisticados y bien mantenidos, material de consumo siempre disponible y un equipo de trabajo capacitado, concentrado y dedicado; en resumen, recursos financieros y humanos. Los últimos, los tenemos con facilidad, y los primeros, hay que siempre estar buscándolos y venciendo las dificultades. Por ese motivo, cuando uno ve resultados de una investigación bien desarrollada, bien sucedida y con resultados importantes para su país, el hecho debe ser muy bien valorado.

Después de obtenidos los resultados de la investigación, hay que tornarlos públicos, o sea, publicarlos. La ruta más común es la publicación en periódicos científicos y anales de congresos. Eso permite que la información llegue a científicos y estudiantes que trabajan en el tema, y así la ciencia y la tecnología siguen sus avances. También es común la publicación de reportes técnicos meramente burocráticos para las agencias que fomentan la investigación. Sin embargo, en un gran número de veces, la información digerida y palpable no llega a la población interesada y no genera resultados que sean directamente aplicables.

Por todos esos motivos se debe celebrar mucho cuando se ve los resultados de una investigación exitosa ser presentados a un público más amplio en la forma de un libro. Un libro que trae los aspectos generales de la práctica y el soporte de la base teórica. Un libro que presenta las informaciones de forma clara y didáctica, con ilustraciones preciosas, tablas con resumen de datos importantes y un texto fluido y claro. Un libro que enseña como concebir, diseñar, construir y operar, o sea, que cubre toda la secuencia de implementación de un sistema, garantizando que éste tenga condiciones de cumplir con eficacia sus objetivos a lo largo del tiempo.

Esta es exactamente la sensación que uno tiene al estudiar el excelente libro “Humedales construidos. Diseño y operación”, escrito y editado por las colegas Gladys Vidal y Sujey Hormazábal, de la Universidad de Concepción, Chile, y que también contó con la colaboración de otros autores. El tema es de gran relevancia para nuestra realidad en América Latina, con todo su déficit en cobertura de saneamiento. La tecnología descrita es de enorme importancia para comunidades rurales, que son el foco principal de la investigación. Sabemos que una solución exitosa para comunidades rurales no es simplemente tecnológica, y por eso el libro

abre su visión para alcances más amplios, que tornen posible la apropiación de la técnica por las comunidades rurales. Los humedales representan un proceso de tratamiento de aguas residuales que tienen la simplicidad como una de sus principales fuerzas, y dar valor a esta simplicidad, sin mezclarla con conceptos muy avanzados y de comprensión más difícil es una de las virtudes del libro. O qué son los humedales, su historia, el rol de las plantas, y cómo diseñarlos, construirlos y operarlos, todo está muy bien explicado en la parte general del libro, que establece las bases teóricas y prácticas de los sistemas de humedales. A seguir, los resultados de la investigación están presentados de forma clara. Uno de los capítulos cubre la evaluación detallada de un sistema de flujo horizontal implementado en Chile, y otro capítulo cubre un análisis estadístico de la calidad de los efluentes generados por distintos sistemas de humedales en España.

Todos los autores involucrados en el proceso de desarrollo y escritura del libro deben ser felicitados por el éxito alcanzado, en especial Gladys y Sujey. Las felicitaciones son extendidas también a la Universidad de Concepción y a los organismos que dieron apoyo a la investigación. ¡Que sigan los humedales cada vez tratando más nuestras aguas residuales y contribuyendo para la preservación del ambiente y la salud pública!.

**Marcos von Sperling**



## PREFACIO DE LAS EDITORAS



Gladys Vidal



Sujey Hormazábal

Los humedales construidos son una de las tecnologías no convencionales más recomendadas y reconocidas para la depuración de aguas servidas domésticas e industriales. El mecanismo de depuración de estos sistemas es a través del metabolismo de las plantas y el consorcio bacteriano de sus raíces (rizomas). Las interacciones físicas, químicas y biológicas de sus componentes (agua, vegetación, suelo y microorganismos), permiten reducir el contenido de materia orgánica, nutrientes (nitrógeno y fósforo) y sustancias tóxicas presentes en diversos influentes.

La buena operación y control de estos sistemas tiene que ver con el manejo hidráulico de los efluentes, así como con una buena eliminación de sólidos, grasas y aceites en las operaciones previas (tratamientos primarios), de manera de evitar problemas de taponamiento (“clogging”) en los humedales. Parte del control de estos sistemas tiene que ver con un buen manejo de los sistemas hidráulicos empleados y una operación adecuada de las macrófitas.

Los humedales construidos utilizan la capacidad depurativa de plantas macrófitas, tales como *Phragmites* sp., *Schoenoplectus* sp. y *Thypha* sp., entre otras. Sin embargo, existen otras

plantas, denominadas plantas ornamentales, tales como *Zantedeschia* sp. e *Iris* sp., que bajo estas condiciones pueden florecer a partir de los nutrientes capturados de las aguas servidas y otros vertidos. La presencia de plantas ornamentales en áreas rurales es deseable para contribuir a la biodiversidad, junto con potenciar la polinización y el paisaje de estas zonas. Debido a lo anterior, una consecuencia de la depuración de las aguas es la generación de fibra, la que puede tener diferentes usos. En el libro “Las fibras vegetales y sus aplicaciones: Innovación en su generación a partir de la depuración de agua”, de las mismas autoras y editoras, se puede encontrar una descripción y aplicación de las fibras vegetales.

El presente libro “Humedales construidos: Diseño y Operación” tiene como objetivo entregar lineamientos básicos para el diseño de humedales construidos a través de la teoría y la investigación empírica. Como ejemplo de operación se entregan dos experiencias distintas, la primera de ellas en Chile, donde se muestra la construcción y operación de un sistema piloto que está operando eficientemente con más de 7 años de funcionamiento; mientras que en el segundo ejemplo se muestra la eficiencia de operación y estabilidad de 12 plantas de humedales construidos en Europa, cuya puesta



en marcha varía desde el año 1996 al 2002. Este libro corresponde a la tercera entrega, como consecuencia de la ejecución del Proyecto INNOVA BIO BIO N° 13.3327-IN.IIP “Recuperación de agua mediante jardines depuradores a partir de aguas servidas rurales: Aplicaciones innovadoras con impacto para la comunidad rural”, lo que también nos ha permitido entender las necesidades actuales de capacitación de las asociaciones y/o cooperativas de Agua Potable Rural (APR). La información entregada ha sido ordenada en los cinco siguientes capítulos: 1) Historia de los humedales construidos, 2) Diseño y construcción de humedales para el tratamiento de aguas, 3) Las plantas macrófitas en sistemas de humedales construidos, 4) Operación de un humedal construido de flujo horizontal subsuperficial en la transformación de materia orgánica, sólidos y nutrientes, y 5) Evaluación del funcionamiento de plantas de tratamiento de aguas servidas basadas en humedales construidos instaladas en Cataluña (España) – Primeros 8 años de operación.

La publicación fue diseñada pensando en poder avanzar en la aplicación de esta tecnología con responsabilidad y haciendo énfasis en que la importancia de estos sistemas radica en entenderlos y operarlos adecuadamente, para así proteger los recursos hídricos y tener agua de calidad para cuidar la salud de las personas y de los ecosistemas.

Finalmente, este libro viene a complementar la adaptación de esta tecnología, ayudando a generar información importante en el marco de la nueva Ley 20998 publicada el 14 de febrero del 2017, que “Regula los Servicios Sanitarios Rurales”. Esta ley responde a la necesidad de contar con un marco legal propio para el sector sanitario rural, que permita el crecimiento de las organizaciones comunitarias que administran, operan y mantienen los sistemas de agua potable y saneamiento de la zona, lo que influye tanto en la salud pública de los habitantes del sector rural como en la sustentabilidad ambiental.

**Gladys Vidal y Sujey Hormazábal**  
Editoras

## AGRADECIMIENTOS

Las editoras agradecen al Fondo de Innovación Tecnológica de la Región del Biobío, INNOVA BIO BIO por la financiación del Proyecto INNOVA BIO BIO N° 13.3327-IN.IIP “Recuperación de agua mediante jardines depuradores a partir de aguas servidas rurales: Aplicaciones innovadoras con impacto para la comunidad rural” que ha hecho posible la realización del libro que se presenta.

La edición de este libro “Humedales Construidos: Diseño y Operación” es el resultado de un proceso de aprendizaje del Grupo de Ingeniería y Biotecnología Ambiental (GIBA-UDEC) de la Facultad de Ciencias Ambientales y Centro EULA-Chile, durante el cual se ha generado conocimiento a partir del aporte de actividades de formación, investigación, seminarios y cursos de postgrados que se han realizado en esta Institución. Muy especialmente, las editoras desean agradecer a los estudiantes de pre y postgrado que están y han realizado sus trabajos de tesis de pregrado, doctorado y trabajos de postdoctorado relativos a la depuración de aguas servidas mediante humedales construidos, que han favorecido a la generación de conocimiento y avance en nuevas visiones que se han integrado en este libro.

Muy particularmente, las editoras agradecen a la Comisión Nacional de Ciencia y Tecnología (CONICYT) y al Centro de Recursos Hídricos para la Agricultura y la Minería – CRHIAM - Proyecto CONICYT/FONDAP/15130015 de la Comisión de Ciencias y Tecnología de Chile (CONICYT) por el apoyo a la realización de tesis doctorales y postdoctorales en el tema específico de humedales construidos para la generación de conocimiento destinado a su implementación en áreas de baja densidad poblacional y cuya operación tiene como prioridad la protección de los recursos hídricos.



# HUMedales CONSTRUIDOS

## **capítulo I**

### HISTORIA DE LOS HUMEDALES CONSTRUIDOS



## CAPÍTULO 1

### HISTORIA DE LOS HUMEDALES CONSTRUIDOS

Autoras:

Ana María Leiva

Gladys Vidal

Grupo de Ingeniería y Biotecnología Ambiental (GIBA-UDEC). Facultad de Ciencias Ambientales y Centro EULA-Chile. Universidad de Concepción. Concepción – Chile.

De acuerdo a la Organización de las Naciones Unidas (ONU), solamente el 20% de las aguas servidas generadas a nivel mundial reciben un tratamiento apropiado (ONU, 2015). Ante este desfavorable escenario, se hace necesaria la búsqueda y la aplicación de nuevas alternativas para la depuración de aguas servidas que sean eficientes, autónomas y económicamente viables. Dentro de las soluciones más atractivas, se encuentran los sistemas no convencionales para el tratamiento de aguas servidas. El funcionamiento de estos sistemas se basa en emular los fenómenos que ocurren espontáneamente en la naturaleza, controlando su operación. El uso de estas tecnologías emergentes ha demostrado la producción de efluentes de buena calidad, un bajo consumo energético, simplicidad en la operación y beneficios estéticos para el entorno (García & Corzo, 2008). Actualmente, los humedales construidos (HC) son una de las tecnologías no convencionales más recomendadas y reconocidas para la depuración de aguas servidas domésticas e industriales. Gracias a las interacciones físicas, químicas y biológicas de sus componentes (agua, vegetación, suelo y microorganismos), permiten reducir el contenido de materia orgánica, nutrientes (nitrógeno y fósforo) y sustancias tóxicas presentes en diversos influentes (Arias & Brix, 2003).

A pesar de ser una tecnología recientemente implementada, la investigación relacionada con HC y su aplicación para el tratamiento de

residuos líquidos se ha llevado a cabo a partir de los años cincuenta. Es por eso que en este capítulo se abordará el desarrollo y evolución de los humedales construidos a través del tiempo y cómo esta tecnología se ha tornado una alternativa factible para el tratamiento de aguas servidas en zonas rurales.

### USO DE HUMEDALES NATURALES COMO SISTEMAS DE TRATAMIENTO

Como su nombre lo indica, los HC basan su funcionamiento en los sistemas de humedales naturales. Hace más de tres décadas, se han definido a los humedales naturales como los “riñones de la tierra” debido a las diversas funciones que cumplen dentro del ecosistema como: transformación y almacenamiento de la materia orgánica y nutrientes, estabilización del clima, regulación del régimen hidrológico de su cuenca y hábitat para la flora y fauna.

El uso de humedales naturales para mejorar la calidad del agua no es un invento nuevo. Efectivamente se ha documentado que las antiguas civilizaciones chinas y egipcias implementaban los humedales para la disposición de sus aguas servidas (Brix, 1994). Algunos ejemplos de humedales naturales que han recibido aguas servidas son: el Great Meadows, cerca del río Concord en Lexington, Massachusetts utilizado como sitio de descarga a partir de 1912; el Brillion Marsh

en Wisconsin que ha recibido descargas de aguas servidas municipales desde 1923; la depuradora Dundas, que comenzó la descarga al humedal natural Cootes Paraíso cerca de Hamilton, Ontario, en 1919; y también un pantano de ciprés natural desde la ciudad de Waldo, Florida, en 1939 (Kadlec & Wallace, 2009). Esta situación también se ha repetido en Chile, donde los humedales del Río Cruces, en Valdivia, han recibido las descargas de efluentes provenientes de la industria de la celulosa (Delgado *et al.*, 2014). Sin embargo la utilización de estos sistemas como sitios de descarga descontrolada de aguas servidas, trajo como consecuencia pérdidas de la biodiversidad de las zonas húmedas.

A partir de la década de 1950, hubo un cambio radical acerca del uso de humedales naturales como sitio de descargas de residuos líquidos producto del creciente conocimiento sobre las funciones ecosistémicas que estos cumplen. Es por eso que desde la perspectiva de mejorar la calidad de agua, se comenzó a desarrollar sistemas de humedales que involucraran procesos naturales de tratamiento, pero en un ambiente controlado. Es así como surge la idea de implementar los HC como sistemas de ingeniería para el tratamiento de aguas servidas. Asimismo, lo anterior implicó una reducción en algunas partes del mundo respecto al uso de los humedales naturales como sistemas receptores de aguas servidas.

## Periodo 1950-1970: Primeros humedales construidos

De acuerdo a lo señalado por Brix (1994), los primeros indicios que evidencian la idea de utilizar los HC para la depuración de aguas servidas domésticas datan de 1904. En este ensayo, escrito por Nemo para el Instituto Literario de

Hornsby de Sydney, Australia, el autor propone, para viviendas con una alta disposición de terreno, un sistema de canalización de aguas servidas hacia pequeñas parcelas escavadas de poca profundidad cultivadas con plantas de jardín como lirios. Las raíces de las plantas estarían en contacto con las aguas servidas, captarían los nutrientes presentes en ellas y embellecerían el paisaje.

La Figura 1 presenta una línea de tiempo con los hitos más importante en la historia de los HC.

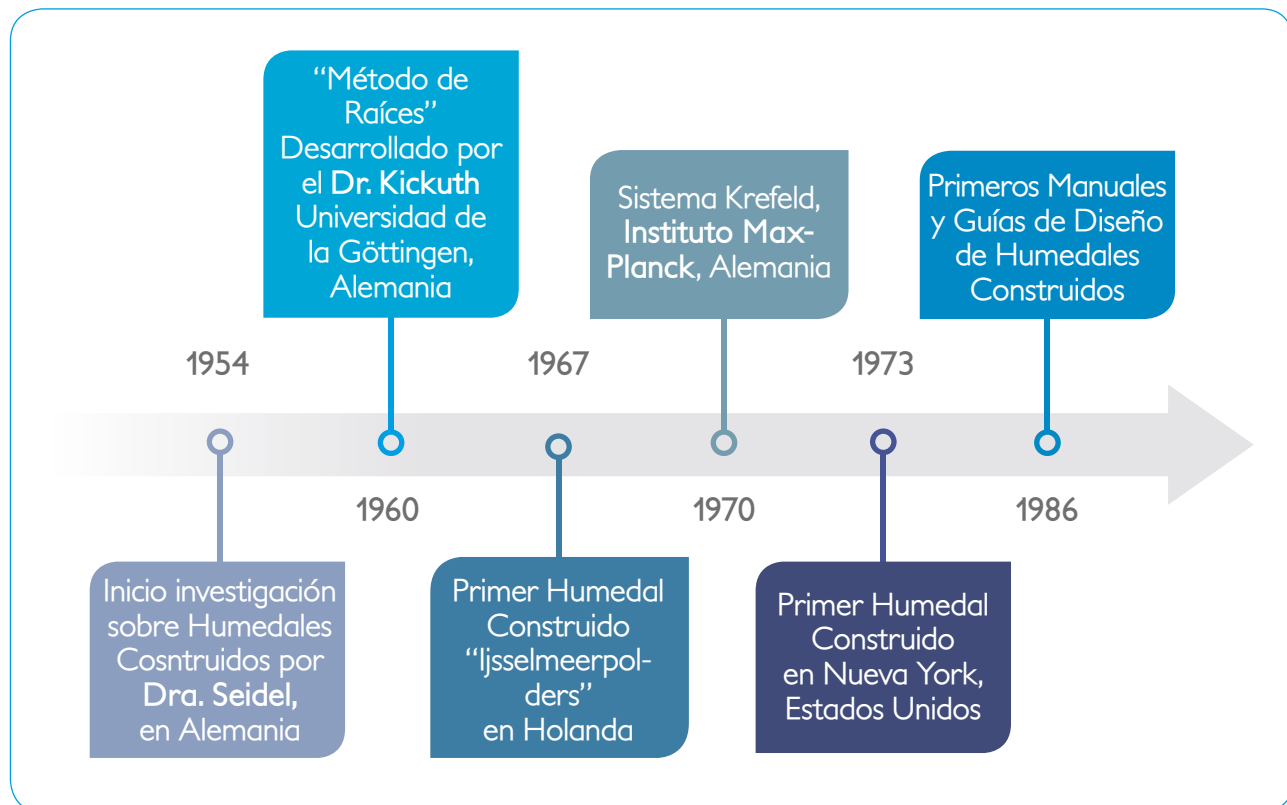


Figura 1.  
Línea de tiempo de los Humedales Construidos.  
Fuente: Elaboración propia.

Los primeros estudios científicos sobre el uso de HC para el tratamiento de aguas servidas comenzaron a partir de la investigación realizada por el Instituto Max Planck en Alemania Occidental a principios de la década de 1950. La Dra. Käthe Seidel (Figura 2) fue la pionera en llevar a cabo los primeros experimentos utilizando plantas de humedales para el tratamiento de diferentes tipos de aguas servidas. Ella postulaba que las plantas (por ejemplo: *Schoenoplectus lacustris*) eran capaces de eliminar grandes cantidades de sustancias orgánicas e inorgánicas de las aguas servidas. Asimismo, tanto las bacterias y los metales pesados contenidos en dichas aguas se eliminan mediante el paso a través de las macrófitas. En esta misma línea, ella sostenía que *Schoenoplectus spp.* (junco), no sólo enriquecía

el suelo en el cual crecían las bacterias sino que también exudaban antibióticos (Zhang, 2012).

Como resultado de todas las investigaciones realizadas por la Dra. Seidel en la década de 1970, desarrolló el sistema conocido como "Proceso del Instituto Max Planck" o "Sistema Krefeld". Su diseño consistía básicamente en cuatro a cinco etapas, cada uno con varios sistemas en paralelo y plantados con macrófitas emergentes. En particular, las primeras dos etapas estaban constituidas por humedales de flujo vertical subsuperficial (VFSS) alimentados de manera intermitente. Por su parte, las etapas siguientes consistían en humedales de flujo horizontal subsuperficial (HFSS). En cuanto a la vegetación, las plantas utilizadas fueron



**Figura 2**

Imágenes de la Dra. Käthe Seidel en a) 1940-1950 y b) 1970.

**Fuente:** Sustainable Sanitation Alliance, 2015

*Phragmites australis*, *Schoenoplectus lacustris* e *Iris pseudacorus* (Seidel & Happel, 1981). Este sistema fue la base de los sistemas de humedales “híbridos” que se revivieron a finales del siglo XX (Kadlec & Wallace, 2009).

Paralelamente, a comienzos de los años 60, la Dra. Seidel trabajó en colaboración con el Dr. Reinhold Kickuth del Instituto für Bodenkunde de la Universidad de Göttingen, Alemania. A pesar del quiebre profesional entre ambos investigadores, el Dr. Kickuth continuó trabajando en la purificación de aguas y desarrolló el sistema denominado “Método de Zona de Raíces”. Esta tecnología consistía en el diseño de estanques rectangulares plantados con *Phragmites australis* por el cual el agua fluía de manera horizontal por un lecho de suelo específico y, a la vez, se le adicionaba calcio, hierro o aluminio para potenciar la precipitación del fosfato (Andreo, 2014). En este caso, el Dr. Kickuth focalizó su investigación en la capacidad de las plantas de transportar oxígeno a través de sus tallos y raíces, en el aporte de carbono desde las plantas a las bacterias como fuente de energía, en los procesos de nitrificación y desnitrificación, y en la precipitación de fosfato (Kicktuh, 1982). A

pesar de que este diseño se acercaba más a los tratamientos de aguas servidas convencionales, se presentaron problemas hidráulicos y dificultades operativas en relación al crecimiento de las raíces en el sustrato. Esto dio un duro revés para el reconocimiento científico del uso de HC para el tratamiento de aguas servidas.

Sin embargo, en 1967, comenzaron las obras del primer HC a escala real. La Autoridad de desarrollo Holandesa “Ijsselmeerpolders” buscaba la depuración de las aguas servidas generadas por un camping con capacidad para unas 6.000 personas cerca de la ciudad de Elburg (Jong, 1976). Un año más tarde se construyó un humedal en Hungría para tratar las aguas servidas de las áreas cercanas al lago Balaton. En el caso de Estados Unidos, el desarrollo de los HC se basó en los resultados obtenidos en el uso de humedales naturales como sistemas de tratamiento de aguas servidas. Es así como en 1973, se diseñó y construyó el primer sistema piloto de humedales construidos de flujo superficial (FS) en el Laboratorio Nacional de Brookhaven, Nueva York (Kadlec & Wallace, 2009).

## Periodo de 1980-1990

Gracias a las investigaciones realizadas por universidades estadounidenses y agencias gubernamentales como la EPA (Environmental Protection Agency), la NASA (National Aeronautics and Space Administration) y la FDA (Food and Drug Administration) durante la década de 1970, en 1986 se construyó uno de los humedales más reconocido en la ciudad de Arcata, California, para una población cercana a los 19.056 habitantes y con un caudal de 8.706 m<sup>3</sup>/d (Figura 3.a). El sitio escogido fue una zona industrial abandonada constituida por rellenos sanitarios y aserraderos. Actualmente esta zona es conocida como el Santuario de Pantano y Vida Silvestre de Arcata compuesta por 62 hectáreas y sigue tratando las aguas servidas domésticas (Andreo, 2014).

Por otro lado, en 1983, la tecnología de HC fue introducida en Dinamarca. Es así como en 1987, más de 80 HFSS fueron construidos para el tratamiento de aguas servidas de pequeñas comunidades (Figura 3.b). A pesar de los problemas de colmatación, estos sistemas demostraron ser efectivos en áreas entre 3-5 m<sup>2</sup>/Persona Equivalente (Brix, 1987). Es así como esta

tecnología se fue expandiendo por Europa, como por ejemplo, en el Reino Unido, Portugal, España, Italia, Grecia y España.

Gracias al aumento progresivo de la construcción de HC, a fines de 1980, aparecieron los primeros manuales con criterios de diseño y construcción para este tipo de tecnología. Un ejemplo de ello es el manual para la depuración de aguas servidas mediante humedales construidos realizado por la Asociación Técnica de Aguas Servidas Alemana (ATV) en 1989. Por su parte, la EPA también desarrolló manuales como: Manual de Diseño: Construcción de Humedales y Sistemas de Plantas Acuáticas para el Tratamiento de Aguas Servidas Municipales (1988); Humedales Construidos de Flujo Subsuperficial para el Tratamiento de Aguas Residuales. Una Evaluación de la Tecnología (1993); Humedales Construidos para el Tratamiento de Aguas Residuales y el Hábitat de la Vida Silvestre (1993); Humedales Superficiales de Agua Libre para el Tratamiento de Aguas Residuales, Junio (1999); Manual de Humedales Artificiales para el Tratamiento de Aguas Residuales Domésticas, Septiembre (1999); y Guías de Principios para Construir Humedales para Tratamiento (2006).



Figura 3.

a) Humedal construido de Arcata, California, Estados Unidos. Fuente: Suutari & Marten, 2007. b) Humedal construido de Skobvy, Dinamarca. Fuente: Global Wetland Technology, 2005.



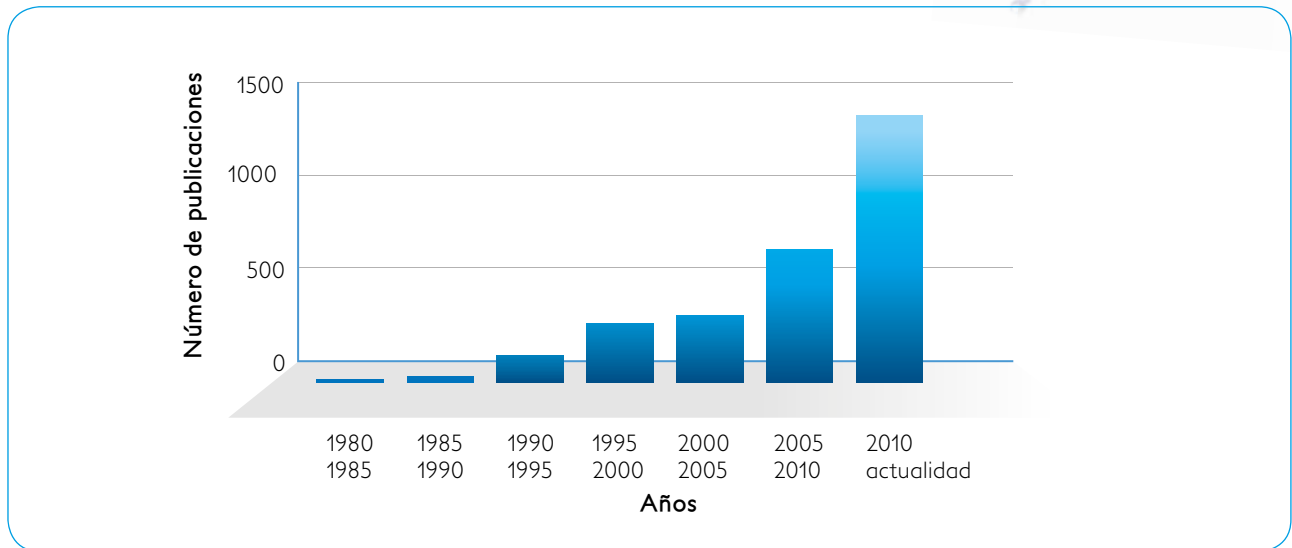


Figura 4.

Número de publicaciones científicas desde 1980 hasta la actualidad, según palabra clave “constructed wetlands” analizada en el buscador de “Web of Science”.

Fuente: Elaboración propia.

## Periodo 2000-Actualidad

La Figura 4 presenta el desarrollo de la investigación sobre HC en diferentes periodos de tiempo. Se puede apreciar que a partir de los años 2000, el número de publicaciones ha aumentado de forma considerable. En la actualidad, existen más de 1400 artículos científicos relacionadas al uso de humedales como sistemas de tratamientos de aguas servidas de distinto tipo.

Desde la implementación de los HC como sistemas para el tratamiento de aguas servidas, se han desarrollado distintos tipos de configuraciones. De acuerdo a su hidrología, se han clasificado en humedales de flujo superficial (FS) y subsuperficial (FSS). De la misma manera, estos últimos se han dividido en relación a la dirección del flujo, ya sea horizontal (HFSS) o vertical (VFSS). Asimismo, estos sistemas se han combinado formando

los conocidos “sistemas híbridos”. La Figura 5 muestra las principales configuraciones de los HC.

Los humedales FS imitan el funcionamiento y apariencia de los humedales naturales ya que el agua está en contacto permanente con la atmósfera y fluye horizontalmente a través de la superficie y el medio de soporte (USEPA, 2000). Por su parte en los humedales HFSS, el agua es alimentada y fluye horizontalmente por debajo de la superficie a través del medio de soporte. El movimiento de la masa de agua permite entrar en contacto con las zonas aeróbicas, anaeróbicas y anóxicas presente en estos humedales (Vymazal, 2005). En el caso de los humedales VFSS, el agua residual es alimentada de manera intermitente inundando la superficie del lecho y luego, por gravedad, drena a través de la superficie porosa (Stefanakis *et al.*, 2014). Esta característica permite que el aire ingrese desde la atmósfera al sistema

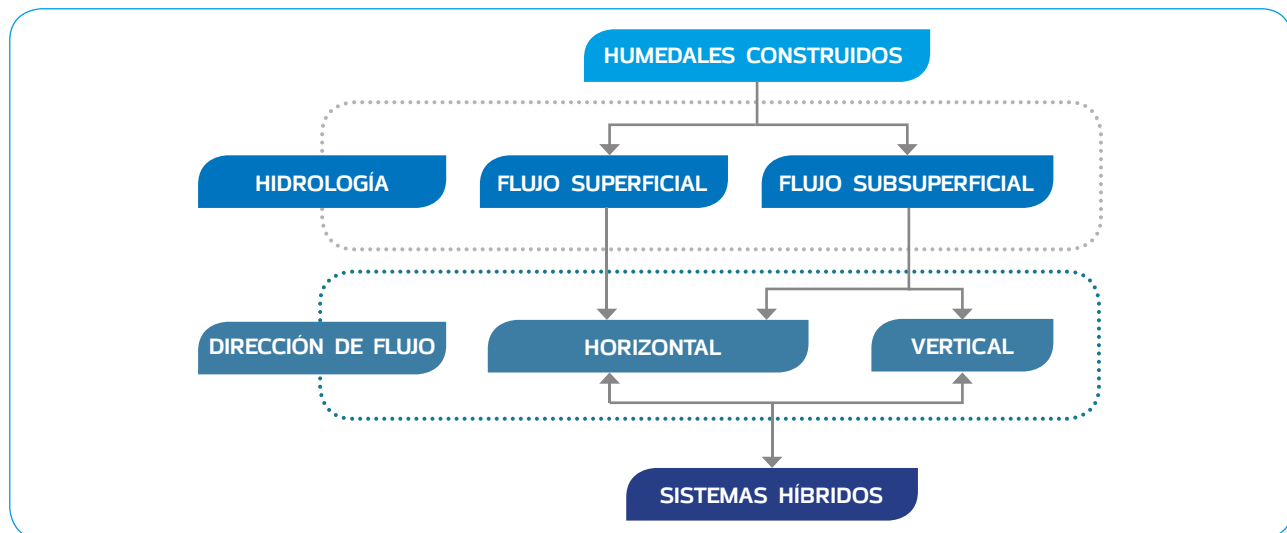
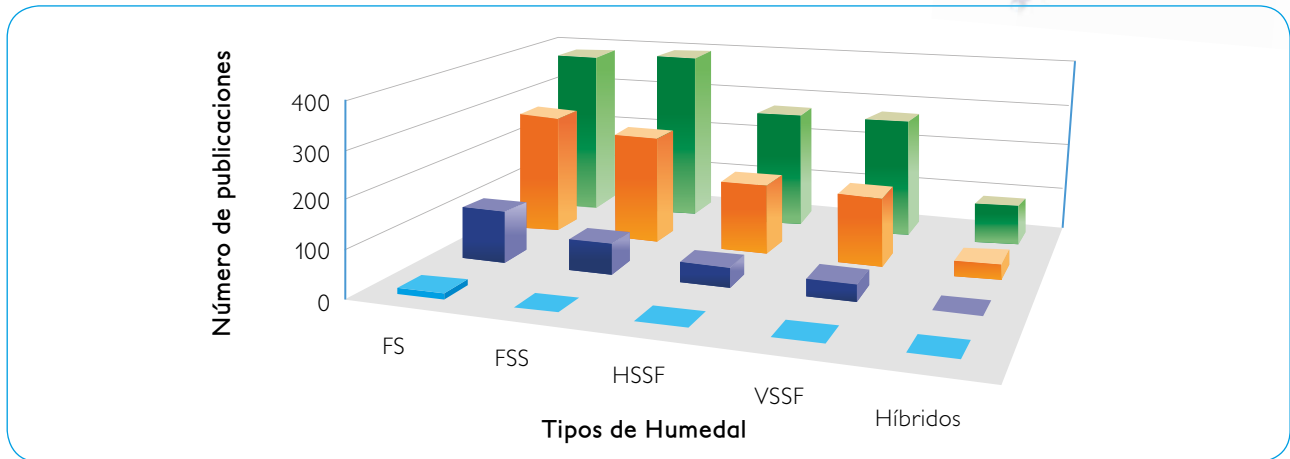


Figura 5.  
Diferentes configuraciones de los HC.  
Fuente: Plaza de los Reyes *et al.*, 2011.

generando una alta tasa de transferencia de oxígeno (Prochaska *et al.*, 2007). Recientemente, el uso de sistemas híbridos para el tratamiento de aguas servidas ha cobrado cada vez más importancia. Este tipo de humedales son sistemas cuya operación y funcionamiento consiste en la combinación secuencial de varios tipos de humedales (Zhi & Ji, 2014) usando las ventajas de los humedales VFSS y HFSS para mejorar las transformaciones y eliminación de nitrógeno (Ayaz *et al.*, 2012).

La Figura 6 presenta el número de publicaciones de las distintas configuraciones de HC durante diversos periodos de tiempo. Para todas las configuraciones, el número de publicaciones ha aumentado desde 1980 hasta la fecha. Los sistemas FS y FSS son los que presentan más publicaciones durante todos los periodos analizados, siendo así las configuraciones más utilizadas para el tratamiento de aguas servidas. Dentro de los humedales de FSS, el estudio de los humedales de HFSS y VFSS ha aumentado notoriamente a partir de los años 2000, pasando

de 79 publicaciones (en su conjunto) a 541 (año 2017). La atención por este tipo de sistemas ha llevado a la creación de guías de diseño y operación específicas. Un ejemplo de ello es la elaborada por Brix & Arias (2005) que presenta una guía completa sobre el uso de humedales VFSS en el tratamiento de aguas servidas en pequeñas comunidades o áreas rurales. Asimismo, para los humedales de HFSS, Vymazal & Kröpfelova (2008) han desarrollado un manual con una amplia información acerca del tratamiento de aguas servidas por medio de este tipo de tecnología. Gracias a las investigaciones realizadas sobre ambas tecnologías, durante la última década ha aumentado considerablemente el número de publicaciones sobre los sistemas híbridos (Figura 6). Al ser sistemas combinados, generan a la vez condiciones óptimas para la nitrificación (proporcionados por los VFSS) y desnitrificación (HFSS). Las combinaciones más comúnmente utilizadas son: VFSS-HFSS, HFSS-VFSS y VFSS-VFSS. Asimismo se ha estudiado el uso de múltiples etapas secuenciales conformados por más de dos HC (Vymazal, 2013).



**Figura 6.**

Número de publicaciones de distintas configuraciones de Humedales Construidos (FS, FSS, HSSF, VSSF y Sistemas Híbridos) durante los periodos: (A) 1980-1990 (●); (B) 1990-2000 (●); (C) 2000-2010 (●) y (D) 2010-2017 (●) analizados en el buscador "Science direct". Fuente: Elaboración propia.

Es así como esta tecnología ha sido utilizada como una solución innovadora a diversas problemáticas ambientales en todo el mundo. En el año 2005 el tsunami afectó a la isla Koh Phi Phi en Tailandia destruyendo toda la infraestructura y sistemas de alcantarillado existentes. Ante este escenario, surgió como alternativa la implementación de la tecnología de HC para el tratamiento de las aguas en esta zona. Este sistema comenzó su funcionamiento en el año 2007 y está compuesto por un humedal VFSS-HFSS-FS, el cual está orientado al tratamiento de aguas servidas y su reúso. Al estar ubicado en una zona turística rodeada de hoteles, restaurantes y almacenes, el sistema de humedales se diseñó para mejorar la estética visual del entorno generando jardines con forma de flor y mariposa. Por lo tanto, este HC, además de tratar las aguas servidas de la población de la Isla, también es utilizado como un sitio de recreación (Brix *et al.*, 2011). En la Figura 7, se puede observar este diseño.

## USO DE LOS HUMEDALES CONSTRUIDOS

Los HC han sido utilizados para tratar distintos tipos de aguas servidas, ya sean de origen doméstico o industrial, debido a las altas eficiencias de eliminación de diversos contaminantes presentes en dichos efluentes. El tratamiento de aguas servidas domésticas se ha focalizado principalmente en el uso de HC para comunidades pequeñas o zonas rurales. Esto se debe principalmente a la baja capacidad de tratamiento de esta tecnología frente a los tratamientos convencionales. Sin embargo, los HC tienen la cualidad de embellecer el paisaje producto de la presencia de plantas y de favorecer la biodiversidad en aquellas zonas. Además, estas tecnologías pueden contribuir al desarrollo económico de las zonas rurales por medio de la producción y comercialización de flores de alto valor, la generación de fibras y de espacios de recreación, y favorecer el sector apícola por medio de la polinización de flores (Steinmann *et al.*, 2003; Ciria *et al.*, 2005; Zurita *et al.*, 2009).



Figura 7.

Sistema de HC con forma de flor y mariposa implementado en la Isla Koh Phi Phi en Tailandia.

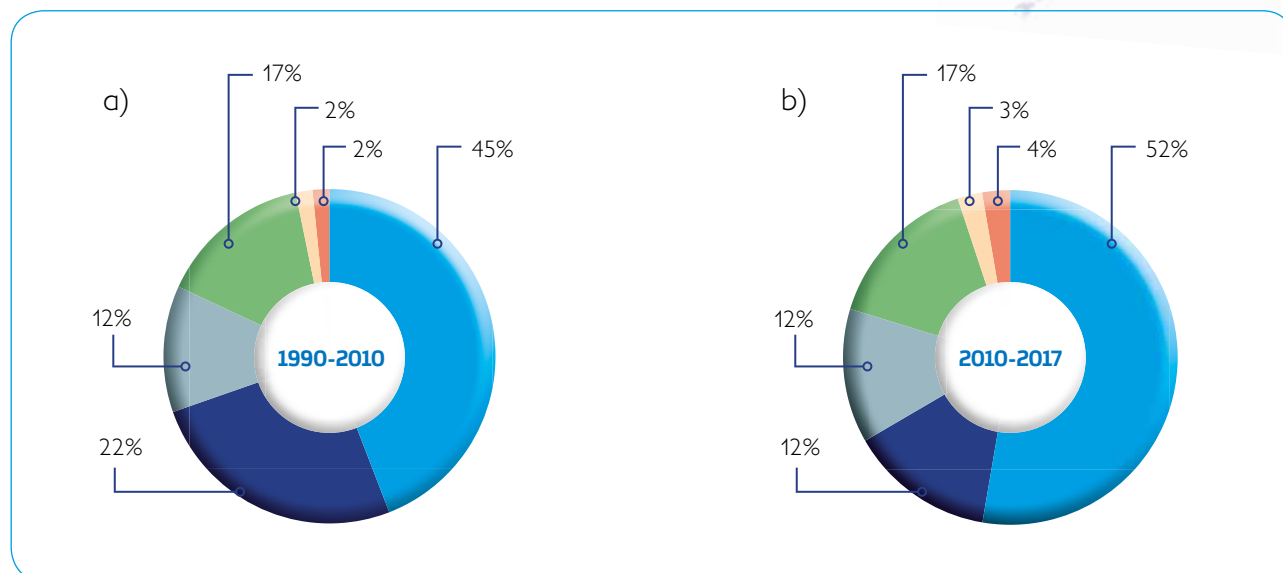
Fuente: Brix *et al.*, 2011.

Por otro lado, el tratamiento de aguas servidas de origen industrial también ha implementado la tecnología de HC. Un ejemplo de ello es la industria láctea, agroalimentaria, vitivinícola, de lixiviados y de la madera. Como los efluentes generados por este tipo de actividades poseen un alto contenido de materia orgánica, se hace necesaria la implementación de un pre-tratamiento, ya sea físico, químico o biológico, para asegurar el efectivo funcionamiento de este tipo de tecnología (Kadlec & Wallace, 2009).

La Figura 8 presenta los usos de los HC comparando diferentes periodos de tiempo. Durante los años 1990-2010, el 45% de las investigaciones estaban enfocadas en el tratamiento de aguas servidas de origen doméstico mientras que el 22% se enfocaba en la industria láctea. Sin embargo, durante los años 2010-2017 el escenario varía levemente en el cual más de la mitad de las publicaciones se orientan en el uso de humedales para aguas servidas domésticas. Además, se observa una notable disminución del uso de HC en la industria láctea.

## DESARROLLO DE HUMEDALES CONSTRUIDOS EN LATINOAMÉRICA

Aunque la implementación de los HC como sistemas de tratamiento de aguas servidas en Latinoamérica es relativamente reciente, en 1980 se estudió la posibilidad de combinar estanques de jacintos de agua con humedales VFSS para tratar las aguas servidas en Brasil (Salati, 1987). Es así como hasta el día de hoy se han utilizado distintas configuraciones, como por ejemplo, humedales VFSS para tratar efluentes de origen doméstico (Lana *et al.*, 2013). Asimismo, en México a partir de los años 1990, comenzó la utilización de este tipo de tecnología representando un 0,56% del caudal de aguas servidas tratadas a nivel nacional. En total, existen 64 sistemas de HC individuales y 96 sistemas combinados con otro tipo de tratamiento (por ejemplo: Tanque séptico) (CONAGUA, 2010). Actualmente, la investigación de HC en México se ha enfocado principalmente en utilizar policultivos de plantas ornamentales (*Iris sibirica* y



**Figura 8.**

Tratamiento de distintos tipos de aguas servidas (doméstica (●); lechería (●); purines (●); lixivios (●); vitivinícola (●) y madera (●)) durante periodos (A) 1990-2010 y (B) 2010-2017.

*Zantedeschia aethiopica*) para la eliminación de contaminantes y microcontaminantes (Zurita *et al.*, 2009; Tejada *et al.*, 2017).

En países como Colombia y Argentina también han implementado la tecnología de HC. En 1997, la Federación Nacional de Cafeteros de Colombia (FNC) incorporó como sistema de tratamiento para residuos líquidos un sistema de HC con la particularidad de ser un lecho hidropónico compuesto por grava. Sin embargo, su implementación no obtuvo los resultados esperados (Williams *et al.*, 1999) y por eso, se ha continuado con la investigación en esta área (Arias & Brown, 2009). Por su parte, en Argentina los HC se han utilizado para la eliminación de metales pesados y nutrientes de efluentes provenientes de la industria metalúrgica (Maine *et al.*, 2006; Maine *et al.*, 2009). También se ha reportado el uso de HC en países como Ecuador, Perú y

Honduras (Kivaisi, 2001). La Tabla 1 resume las características de los humedales construidos presentes en Latinoamérica.

## SITUACIÓN EN CHILE

En Chile, a partir del año 2002 comenzó la construcción de HC para el tratamiento de aguas servidas. De acuerdo a lo señalado por SUBDERE (2012), en el país existe un máximo de 10 plantas de tratamientos de aguas servidas (PTAS) que utilizan la tecnología de HC como tratamiento secundario, ubicadas principalmente en zonas rurales del centro-sur del país, por lo que la utilización de estos sistemas de tratamiento sigue siendo minoritaria.

A pesar de la poca información disponible en relación a la utilización de HC en Chile, existen algunos ejemplos que evidencian su implementación como sistemas de tratamiento

**Tabla 1.** Características de Humedales Construidos en Latinoamérica.

País	Tipo de Humedal	Tipo de AS	%DQO	%NT	%PT	Ref.
Argentina	FS	Industrial	68-70	-	14-17	Maine <i>et al.</i> , 2009
Colombia	FS-FSS	Doméstica	55-66	16-44	8-28	Arias & Brown, 2009
México	HFSS-VFSS VFSS-HFSS	Doméstica	58-79	1-13	1-9	Tejada <i>et al.</i> , 2017
Brasil	VFSS	Doméstica	89	58	-	Pelissari <i>et al.</i> , 2017

Notas: AS: Aguas Servidas; DQO: Demanda Química de Oxígeno; NT: Nitrógeno Total; PT: Fósforo Total.

**Fuente:** Elaboración propia.

de aguas servidas. Uno de ellos es el proyecto inaugurado el 29 de abril del 2015 para tratar las aguas grises de la Escuela Carlos Ariztía, ubicado en la localidad de Trapiche, La Ligua, Región de Valparaíso (Fundación Chile, 2015). En esta misma línea, la empresa Infraplant asociada con Fundación Chile, la Cementera Polpaico y el Comité de Agua Potable Rural (APR), implementaron esta tecnología a la cual denominaron “Biotreat” para tratar las aguas servidas generadas por 68 familias de la comunidad de Estación Polpaico, comuna de Til Til, Región Metropolitana (InduAmbiente, 2015) (Figura 9). Además, se ha evidenciado su uso para el tratamiento de aguas servidas de centros recreativos ubicados en el comuna de Hualqui, Región del Biobío (DGI-UBB, 2016).

A nivel de investigación, la mayoría de los estudios se ha desarrollado principalmente en la zona centro-sur del país (Vera *et al.*, 2016). En este ámbito, Plaza de los Reyes *et al.* (2014) evaluó la aplicación de humedales de flujo superficial para el tratamiento de aguas

servidas proveniente de la Industria Porcina de la zona central. Como muestra la Figura 10, el sistema estaba compuesto por una laguna anaeróbica seguido por un humedal FS con forma de un canal “zigzagueante” plantada con *Typha angustifolia*. En particular, los efluentes provenientes de este tipo de actividad productiva poseen una alta concentración de nitrógeno total (NT) (2,0 g/L) y este sistema estudiado alcanzó eficiencias de eliminación del 40%. Asimismo, Rojas *et al.* (2013) estudió la puesta en marcha de una unidad experimental basada en humedales HFSS, la cual elimina cerca de 50% de demanda biológica de oxígeno (DBO<sub>5</sub>), entre 74-84% de sólidos suspendidos volátiles (SST) y eficiencias menores al 35% de NT y fósforo total (PT).

Dentro del contexto de que en Chile existe sólo un 20% de la población rural que tiene acceso a algún sistema de tratamiento de aguas servidas (CASEN, 2009), se hace necesario la implementación de nuevas tecnologías



**Figura 9.**

Tecnología de “Biotreat” implementada en la comuna de Tiltil, Región Metropolitana.

**Fuente:** InduAmbiente, 2015.

Este proyecto se está llevando a cabo en la comuna de Hualqui, Región del Biobío, que de acuerdo al INE (2007) es considerada como una zona con características rurales donde sus principales actividades productivas son la agricultura y la industria forestal. Como lo muestra la Figura 11, la planta piloto está compuesta por humedales de HFSS. La puesta en marcha de este proyecto ha permitido desarrollar varias investigaciones científicas relacionadas con la implementación, operación, vegetación y mecanismos microbiológicos de los HC (Plaza de los Reyes *et al.*, 2014; Vera *et al.*, 2014; López *et al.*, 2015; Plaza de los Reyes & Vidal, 2015; Reyes-Contreras *et al.*, 2015; Araya *et al.*, 2016; Vera *et al.*, 2016; Burgos *et al.*, 2017; Casas Ledón *et al.*, 2017). La información proporcionada por dichos estudios ha contribuido a mejorar la operación de esta tecnología no convencional para así expandir su utilización en diferentes comunidades rurales.

sustentables para enfrentar dicha problemática. Actualmente, se está ejecutando el Proyecto INNOVA BIO BIO 13.3327-IN.IPP: “Recuperación de Agua mediante Jardines Depuradores a partir de Aguas Servidas Rurales: Aplicaciones Innovadoras con Impacto para la Comunidad Rural”, el cual tiene como propósito resolver la problemática del tratamiento de aguas servidas en las zonas rurales y, al mismo tiempo, generar un beneficio económico para la comunidad mediante la producción de flores y fibras vegetales. Por otra parte, bajo el escenario mundial de escasez hídrica, se espera proyectar lineamientos para el reúso de aguas tratadas en estos sectores y beneficiar así la agricultura rural.



Figura 10.  
Sistema de humedales construidos de flujo superficial para el tratamiento de purines de cerdo.  
Fuente: GIBA-UDEC, 2011.





Figura 11.  
Planta Piloto de Humedales Construidos en la comuna de Hualqui, Región del Biobío.  
Fuente: GIBA-UDEC, 2016.



**REFERENCIAS**  
CAPÍTULO 1



## REFERENCIAS:

Andreo, P. 2014. Evaluación y diseño de un humedal construido para la depuración de aguas residuales domésticas. Tesis doctoral, Universidad de Murcia, Murcia, España.

Araya, F., Vera, I., Sáez, K. & Vidal, G. 2016. Enhanced ammonium removal from sewage in mesocosm-scale constructed wetland with artificial aeration and natural zeolite. *Environmental Technology* 37: 1811-1820.

Arias, C & Brix, H. 2003. Humedales Artificiales para el tratamiento de aguas servidas. *Ciencia e Ingeniería Neogranadina* 13: 17-24.

Arias, M. & Brown, M. 2009. Feasibility of using constructed treatment wetlands for municipal wastewater treatment in the Bogotá Savannah, Colombia. *Ecological Engineering* 35: 1070-1078.

Ayaz, S., Aktaş, Ö., Findık, N., Akça, L. & Kınacı, C. 2012. Effect of recirculation on nitrogen removal in a hybrid constructed wetland system. *Ecological Engineering* 40: 1-5.

Brix, H. & Arias, C. 2005. The use of vertical flow constructed wetlands for on-site treatment of domestic wastewater: New Danish guidelines. *Ecological engineering* 25: 491-500.

Brix, H. 1987. Treatment of wastewater in the rhizosphere of wetland plants—the root-zone method. *Water Science and Technology* 19: 107-118.

Brix, H. 1994. Use of constructed wetlands in water pollution control: historical development, present status, and future perspectives. *Water Science and Technology* 30: 209-223.

Brix, H., Koottatep, T., Fryd, O. & Laugesen, C. 2011. The flower and the butterfly constructed wetland system at Koh Phi Phi-System design and lessons learned during implementation and operation. *Ecological engineering*. 37: 729-735.

Burgos, V., Araya, F., Reyes-Contreras, C., Vera, I. & Vidal, G. 2017. Performance of ornamental plants in mesocosm subsurface constructed wetlands under different organic sewage loading. *Ecological Engineering* 99: 246-255.

Casas-Ledón, Y., Rivas, A., López, D. & Vidal, G. 2017. Life-cycle greenhouse gas emissions assessment and extended exergy accounting of a horizontal-flow constructed wetland for municipal wastewater treatment: A case study in Chile. *Ecological Indicators* 74: 130-139.

CASEN. 2009. Encuesta de caracterización socioeconómica nacional, vivienda, hogares por zona según región y eliminación de excretas. Caracterización Socioeconómica Nacional. Ministerio de

Panificación, Gobierno de Chile. Revisado en Abril 2017. Disponible en: <http://www.mideplan.gob.cl/casen/Estadisticas/vivienda.html>.

Ciria, M., Solano, M. & Soriano, P. 2005. Role of macrophyte *Typha latifolia* in a constructed wetland for wastewater treatment and assessment of its potential as a biomass fuel. *Biosystems Engineering* 92: 535-544.

Comisión Nacional del Agua (CONAGUA). 2010. Statistics on Water in Mexico. Ediciones CONAGUA edition, Tlalplan.

Delgado, L., Tironi, A., Vila, I., Verardi, G., Ibáñez, C., Agüero, B. & Marín, V. 2014. El humedal del Río Cruces, Valdivia, Chile: una síntesis ecosistémica. *Latin American Journal of Aquatic Research* 42: 937-949.

Dirección General de Investigación, Universidad del BíoBío (DGI-UBB). 2016. Avances en proyecto humedales artificiales: La solución para tratar aguas residuales. Revisado en Abril 2017. Disponible en: <http://www.dgi.ubiobio.cl/dgi/index.php/2016/05/06/avances-en-proyecto-humedales-artificiales-la-solucion-para-tratar-aguas-residuales/>.

Fundación Chile. 2015. Humedal Artificial: una Innovadora Solución para la Sequía de la V Región. Revisado en Abril 2017. Disponible en: <http://fch.cl/humedal-artificial-una-innovadora-solucion-para-la-sequia-de-la-v-region/>.

García, J. & Corzo, A. 2008. Depuración con Humedales Construidos: guía práctica de diseño, construcción y explotación de sistemas de humedales de flujo subsuperficial.

Global Wetland Technology. 2005. Revisado en Abril 2017 (Foto Humedal de Skovby, Dinamarca). Disponible en: <http://www.globalwettech.com/references/sludgedewatering/item/90-skovby-sludge-treatment-reed-bed-system.html>

Grupo de Ingeniería y Biotecnología Ambiental (GIBA-UDEC). 2011. Revisado en Abril 2017 (Fotografía Humedal de Purines de Cerdo). Disponible en: <http://www.eula.cl/giba/galeria-fotografica>.

Grupo de Ingeniería y Biotecnología Ambiental (GIBA-UDEC). 2016. Revisado en Abril 2017 (Fotografía Planta Piloto Hualqui). Disponible en: <http://www.eula.cl/giba/galeria-imagenes>.

InduAmbiente. 2015. Gracias a Biotreat. *InduAmbiente* 137: 96-97.

Instituto Nacional de Estadística (INE). 2007. Censo Agropecuario y Forestal, Resultados por Comuna. Revisado en Abril 2017. Disponible en: [http://www.ine.cl/canales/chile\\_estadistico/censos\\_agropecuarios/censo\\_agropecuario\\_07\\_comunas.php#](http://www.ine.cl/canales/chile_estadistico/censos_agropecuarios/censo_agropecuario_07_comunas.php#).

Jong, J. 1976. The purification of wastewater with the aid of rush or reed ponds. En Biological control of water pollution. Editores: Tourbier, J. & Pierson, R. Ediciones Univ. Pennsylvania Press. 352 pp.

Kadlec, R. & Wallace, S. 2009. Treatment Wetlands. Ediciones CRC press. 1016 pp.

Kickuth, R. 1982. A low-cost process for purification of municipal and industrial waste water. *Der Tropenlandwirt* 83: 141-154.

Kivaisi, A. 2001. The potential for constructed wetlands for wastewater treatment and reuse in developing countries: a review. *Ecological engineering* 16: 545-560.

Lana, L., Moraes, D., Von Sperling, M., Morato, M., Vasconcellos, G., Paraense, M. & Moreira, T. 2013. Performance of a single stage vertical flow constructed wetland system treating raw domestic sewage in Brazil. *Water Science and Technology*.68: 1599-1606.

López, D., Fuenzalida, D., Vera, L., Rojas K. & Vidal, G. 2015. Relationship between organic matter and methane production in horizontal sub-surface flow constructed wetlands systems planted with *Phragmites australis* and *Schoenoplectus californicus* for wastewater treatment. *Ecological Engineering* 83: 296-304.

Maine, M., Sune, N., Hadad, H., Sánchez, G. & Bonetto, C. 2006. Nutrient and metal removal in a constructed wetland for wastewater treatment from a metallurgic industry. *Ecological Engineering* 26: 341-347.

Maine, M., Sune, N., Hadad, H., Sánchez, G. & Bonetto, C. 2009. Influence of vegetation on the removal of heavy metals and nutrients in a constructed wetland. *Journal of Environmental Management* 90: 355-363.

Organización de las Naciones Unidas (ONU). 2015. Wastewater Management, A UN-Water Analytical Brief. Ediciones UN-Water.

Pelissari, C., Ávila, C., Trein, C., García, J., De Armas, R. & Sezerino, P. 2017. Nitrogen transforming bacteria within a full-scale partially saturated vertical subsurface flow constructed wetland treating urban wastewater. *Science of The Total Environment* 574: 390-399.

Plaza de los Reyes, C. & Vidal, G. 2015. Effect of variations in the nitrogen loading rate and seasonality on the operation of a free water surface constructed wetland for treatment of swine wastewater. *Journal of Environmental Science and Health, Part A* 50: 1324-1332.

Plaza de Los Reyes, C., Pozo, G. & Vidal, G. 2014. Nitrogen behavior in a free water surface constructed wetland used as posttreatment for anaerobically treated swine wastewater effluent. *Journal of Environmental Science and Health Part A* 49: 218-227.

Plaza de los Reyes, C., Vera, L., Salvato, M., Borin, M. & Vidal, G. 2011. Consideraciones para la eliminación del nitrógeno en humedales artificiales. *Tecnología del Agua* 330: 40-49.

Prochaska, C., Zouboulis, A. & Eskridge, K. 2007. Performance of pilot-scale vertical-flow constructed wetlands, as affected by season, substrate, hydraulic load and frequency of application of simulated urban sewage. *Ecological Engineering* 31: 57-66.

Reyes-Contreras, C. & Vidal, G. 2015. Methanogenic toxicity evaluation of chlortetracycline hydrochloride. *Electronic Journal of Biotechnology* 18: 445-450.

Rojas, K., Vera, I. & Vidal, G. (2013). Influencia de la estación y de las especies *Phragmites australis* y *Schoenoplectus californicus* en la eliminación de materia orgánica y nutrientes contenidos en aguas servidas durante la operación de puesta en marcha de humedales construidos de flujo horizontal subsuperficial. *Revista Facultad de Ingeniería Universidad de Antioquia*: 289-299.

Salati, E. 1987. Edaphic-phytodepuration: a new approach to water treatment. En: *Aquatic Plants for Water Treatment and Resource Recovery*. Ediciones Magnolia Publishing. 1032 pp.

Seidel, K. & Happel, H. 1981. Pflanzenkläranlage "Krefelder systeme". Sicherheit in *Chemic und Umwelt* 1: 127-129.

Stefanakis, A., Akrotos, C. & Tsihrintzis, V. 2014. Vertical flow constructed wetlands: eco-engineering systems for wastewater and sludge treatment. Ediciones Elsevier, Amsterdam.

Steinmann, C., Weinhart, S. & Melzer, A. 2003. A combined system of lagoon and constructed wetland for an effective wastewater treatment. *Water Research*. 37: 2035-2042.

Subdere. 2012. Resumen catastro plantas de tratamiento de aguas servidas-Sector rural. Subsecretaría de Desarrollo Rural. Disponible en: [http://www.subdere.gov.cl/sites/default/files/documentos/catastro\\_plantas\\_tratamiento\\_aguas\\_servidas\\_sector\\_rural\\_ano\\_20121.pdf](http://www.subdere.gov.cl/sites/default/files/documentos/catastro_plantas_tratamiento_aguas_servidas_sector_rural_ano_20121.pdf)

Sustainable Sanitation Alliance. 2015. Revisado en Abril 2017 (Imágenes Dra. KätheSeidel). Disponible en: <http://forum.susana.org/forum/categories/36-constructed-wetlands-soil-filters-and-infiltration-beds/14096-1950-60-inventor-of-all-constructed-engineered-wetlands-ms-dr-kaethe-seidel-1907-1990>.

Suutari, A. & Marten, G. 2007. EUA-California (Arcata)-Humedal Costero Artificial: Una Alternativa Rentable para Tratamiento de Aguas Residuales. Revisado en Abril 2017 (Foto Humedal Arcata, California). Disponible en: <http://www.ecoinflexiones.org/foto/eua-california-arcata-humedal-artificial.html>.

Tejeda, A., Torres-Bojorges, Á. & Zurita, F. 2017. Carbamazepine removal in three pilot-scale hybrid wetlands planted with ornamental species. *Ecological Engineering* 98: 410-417.

United States Environmental Protection Agency (USEPA). 2000. Manual: Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewaters. Ediciones USEPA, Ohio.

Vera, I., Araya, F., Andrés, E., Sáez, K. & Vidal, G. 2014. Enhanced phosphorus removal from sewage in mesocosm-scale constructed wetland using zeolite as medium and artificial aeration. *Environmental Technology* 35: 1639-1649.

Vera, I., Jorquera, C., López, D. & Vidal, G. 2016. Constructed wetlands for wastewater treatment and reuse in Chile: reflections. *Tecnología y Ciencias del Agua* 7: 19-35.

Vymazal, J. & Kröpfelová, L. 2008. Wastewater Treatment in Constructed Wetlands with Horizontal Sub-Surface Flow. Environmental Pollution. Ediciones Springer Netherlands. ISBN 9781402085802, 9781402085796, 9789048179190. 566 pp.

Vymazal, J. 2005. Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment. *Ecological Engineering* 25: 478-490.

Vymazal, J. 2013. Emergent plants used in free water surface constructed wetlands: a review. *Ecological Engineering* 61: 582-592.

Williams, J., Zambrano, D., Ford, M., May, E. & Butler, J. 1999. Constructed wetlands for wastewater treatment in Colombia. *Water Science and Technology* 40: 217-223.

Zhang, Y. 2012. Design of a constructed wetland for wastewater treatment and reuse in Mount Pleasant, Utah. Project for the degree of Master of Landscape Architecture, Utah State University, Logan, Utah.

Zhi, W. & Ji, G. 2014. Quantitative response relationships between nitrogen transformation rates and nitrogen functional genes in a tidal flow constructed wetland under C/N ratio constraints. *Water Research* 64: 32-41.

Zurita, F., De Anda, J. & Belmont, M. 2009. Treatment of domestic wastewater and production of commercial flowers in vertical and horizontal subsurface-flow constructed wetlands. *Ecological Engineering* 35: 861-869.



**capítulo 2**

DISEÑO Y CONSTRUCCIÓN DE  
HUMEDALES PARA EL  
TRATAMIENTO DE AGUAS



## CAPÍTULO 2

### DISEÑO Y CONSTRUCCIÓN DE HUMEDALES PARA EL TRATAMIENTO DE AGUAS

Autor:  
Carlos Arias.  
Departamento de Biociencias  
Universidad de Aarhus.  
Dinamarca.

La generación de aguas residuales obliga a emplear tecnologías para depurar las aguas antes de verterlas al medio ambiente y así mitigar posibles efectos nocivos. Entre las soluciones más atractivas, ambientalmente apropiadas y económicas, se encuentran los tratamientos naturales, los cuales emulan los fenómenos que ocurren espontáneamente en la naturaleza. Entre las ventajas que ofrecen incluyen su capacidad de depurar y producir aguas de buena calidad, presentan bajos costos de inversión, operación y mantenimiento, y no requieren personal altamente capacitado para su operación y mantenimiento. Entre este tipo de sistemas encontramos los lagunajes, filtros biológicos de arena y los humedales construidos (HC). Se ha demostrado que los humedales para tratamiento de aguas son sistemas efectivos en la reducción de la carga de materia orgánica del agua residual, para la transformación y asimilación de nutrientes, y para la retención y/o eliminación de sustancias que pueden ser tóxicas y afectar el medio ambiente.

IWA (2000) define un humedal como una zona inundada o saturada, bien sea por aguas superficiales o por aguas subterráneas y con una frecuencia, duración y profundidad suficientes para mantener especies de plantas predominantemente adaptadas a crecer en suelos saturados. Estas zonas húmedas a través de la historia se han aprovechado de manera

espontánea e indiscriminada para el control de la contaminación. Evidentemente, la razón primordial era deshacerse de las aguas residuales más que depurarlas.

La investigación científica ha ampliado el horizonte de aplicaciones de los humedales como sistemas capaces de reducir o eliminar la polución de diferentes tipos de contaminantes presentes en las aguas. Esta se inició alrededor de los años cincuenta con el trabajo en Max Planck Institute y a cargo de Seidel y Kickuth, que desarrollaron el concepto de "rhizosphere" (Börner *et al.*, 1998) para aprovechar los fenómenos biológicos y físico-químicos que ocurren en las zonas adyacentes a las raíces de las plantas. El primer humedal construido específicamente para tratar aguas residuales entró en funcionamiento en 1974 en Othofresen, Alemania (Vymazal, 1998). Desde esa época el número de humedales para tratar aguas contaminadas ha ido en aumento y la tecnología es aplicada en todas las latitudes con la ventaja que se pueden construir y diseñar usando materiales de construcción locales. Según Kadlec (2004) se estima que hay más de 50.000 de estos sistemas en operación en diferentes partes del mundo, lo cual demuestra que la tecnología está establecida y es aceptada.

Además de la depuración de aguas residuales, los humedales ofrecen beneficios ambientales agregados como son:

- Mejora de la calidad ambiental.
- Creación y restauración de nichos ecológicos.
- Mejora paisajística.
- Contribución a la generación de zonas de amortiguamiento de crecidas de ríos y avenidas.
- Fuente de agua en procesos de reutilización de aguas residuales para riego.
- Aportan ventajas en otras actividades de carácter lúdico y económico

## TIPOS DE HUMEDALES

Vymazal (1998), sugiere una clasificación de acuerdo con las características del material vegetal predominante en los lechos, así se tiene:

- Humedales construidos, basados en macrófitas flotantes. Ej.: Jacinto de agua (*Eichhornia crassipes*), Lenteja de agua (*Lemna minor*).
- Humedales construidos, basados en macrófitas de hojas flotantes. Ej.: Lirio de agua (*Nymphaea alba*), Espiga de agua (*Potamogeton gramineus*).
- Humedales construidos, con macrófitas sumergidas. Ej.: Litorela (*Littorella uniflora*), Rizos de agua (*Potamogeton crispus*).
- Humedales construidos, con macrófitas emergentes. Ej.: Totorá (*Thypha latifolia*), Carrizos (*Phragmites australis*).

La Figura 1 ilustra cada uno de los sistemas enunciados con sus plantas características.

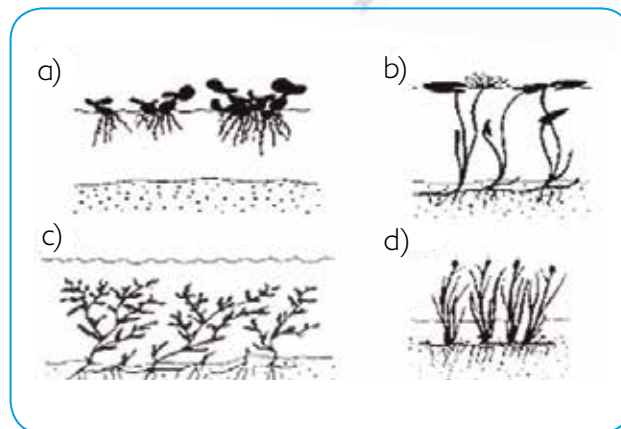


Figura 1.

Tipos de humedales según las plantas predominantes: a) Macrófitas flotantes, b) Macrófitas de hojas flotantes o natantes, c) Macrófitas sumergidas y d) Macrófitas emergentes.

Fuente: Brix, 1993.

Por otro lado, los humedales construidos también han sido clasificados de acuerdo a las características del flujo hidráulico en sus lechos así:

- Humedales construidos con flujo superficial (FS).
- Humedales construidos con flujo horizontal subsuperficial (HFSS).
- Humedales construidos de flujo vertical subsuperficial (VFSS).

La Figura 2 presenta cada uno de los sistemas enunciados.

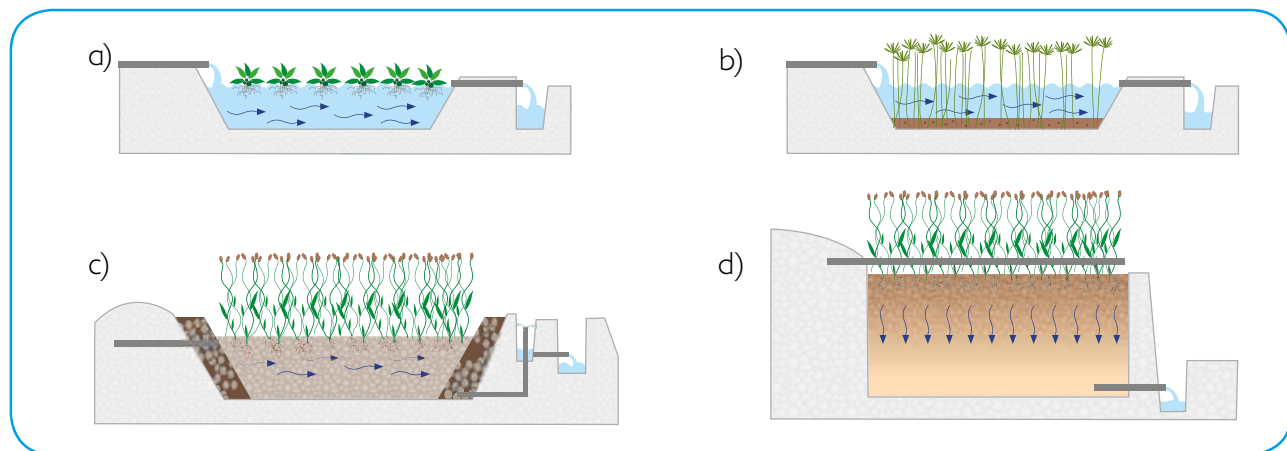


Figura 2.

Tipos de humedales construidos según el tipo de flujo predominante en los lechos: a) Humedales de flujo superficial con macrófitas flotantes, (b) Humedales de flujo superficial con macrófitas arraigadas, c) Humedales de flujo horizontal subsuperficial y d) Humedales de flujo vertical subsuperficial.

Esta clasificación obedece al sentido preferente del trasiego del agua en los lechos. En los humedales de flujo horizontal superficial el agua se vierte en la superficie en un extremo del lecho, la que avanza estando expuesta a la atmósfera y trasiega horizontalmente para finalmente ser evacuada en el extremo opuesto del lecho, usando un vertedero como control hidráulico. Estos humedales por lo general son someros y su profundidad es del orden de 0,3 m para favorecer y aumentar la difusión de oxígeno atmosférico en el agua.

En los humedales de flujo horizontal subsuperficial, el agua se distribuye en un extremo del lecho, a unos pocos centímetros debajo de la superficie, trasiega en sentido horizontal a través de un medio granular de relleno, entre las raíces de las plantas y sin estar expuesto a la atmósfera. Al final y en el fondo del lecho, el agua tratada se recoge

con una estructura adecuada que controla la altura del nivel del agua dentro del lecho y se evacua por medio de tuberías y/o vertederos. Las profundidades de este tipo de humedales no suelen exceder los 0,6 m y para asegurar el trasiego del agua deben ser construidos con una leve pendiente en el fondo.

A diferencia de los humedales de flujo horizontal subsuperficial, en los humedales de flujo vertical subsuperficial el agua fluye de manera descendente. Ésta se vierte y se distribuye homogéneamente sobre toda la superficie del lecho, percola y fluye entre el material filtrante de relleno. El material de relleno que se usa en los lechos es típicamente material inerte (arenas, gravas) que favorece la adhesión y crecimiento de biopelículas y además, el medio sirve para facilitar el arraigo de las plantas y la filtración del agua que se trata. El lecho debe tener una profundidad efectiva de alrededor de

1 m. Normalmente, estos humedales funcionan de manera secuencial y sus lechos no están saturados. El sistema de distribución del caudal de agua del influente está en la superficie, debe repartir el agua homogéneamente y sobre toda la superficie del lecho. Generalmente el sistema de distribución exige el uso de unidades presurizadas, bien sea usando bombas o aprovechando diferencias de cota para instalar sistemas de presión pasiva que deben ser calculados por personal idóneo para garantizar la distribución efectiva del agua en la superficie del lecho. Una vez el agua percola a través del lecho, se recoge en el fondo y se evacúa por medio de tubería, para permitir que el lecho se recargue de aire y el siguiente pulso tenga suficiente oxígeno para facilitar los procesos de degradación. Los humedales de flujo vertical, al funcionar con lechos no saturados, presentan cierta ventaja con respecto a los humedales de flujo horizontal, en tanto que además de eliminar sólidos en suspensión y materia orgánica, tienen mayor capacidad para nitrificar el agua tratada y eliminar parcialmente nitrógeno total y fósforo (Cooper *et al.*, 1996; Brix & Arias, 2005).

Otra alternativa es la construcción de sistemas híbridos que son combinaciones de los humedales anteriormente descritos y pueden estar compuestos de diferentes lechos y/o de zonas en donde el agua circula expuesta a la atmósfera, de zonas donde el flujo es subsuperficial e inclusive de sectores con flujo vertical o por sistemas en serie con diferentes características. Su disposición dependerá de los objetivos del tratamiento, de las características del agua a tratar, de las condiciones de operación y de la disponibilidad económica. Para mejorar aun más la calidad del agua, o cuando se quieran obtener resultados

de calidad específicos con diseños de sistemas más efectivos, también es posible implementar procesos de recirculación del agua tratada en diferentes puntos de los sistemas o usar sistemas avanzados que incorporan tecnologías que incluyen el uso de difusores de aire dentro de los lechos o sistemas de bombeo para trasladar agua entre lechos para así aumentar la disponibilidad de oxígeno.

La tecnología de humedales construidos no es ajena a los avances tecnológicos y es así como en los últimos años han aparecido modificaciones en los diseños y la construcción de estos sistemas. Los desarrollos que tienen como fin aumentar la efectividad y los rendimientos de depuración incluyen la instalación de equipos o de modificaciones en la operación que aumentan la eficiencia y, por tanto, reducen las áreas necesarias o pueden tratar contaminantes de más alta carga. Los sistemas tecnificados exigen mayores inversiones económicas, así como el uso de energía y de personal calificado para su operación y mantenimiento.

## PRINCIPIOS DE FUNCIONAMIENTO

La depuración del agua ocurre por la interacción entre los elementos que componen el humedal y los fenómenos físicos, químicos y biológicos que tienen lugar dentro del sistema. La Tabla 1 resume los mecanismos más importantes que intervienen en los procesos de depuración.

**Tabla 1.** Procesos que contribuyen a la depuración de las aguas residuales en FS<sup>1</sup>: Humedales de flujo superficial, HFSS<sup>2</sup>: Humedales de flujo horizontal subsuperficial y VFSS<sup>3</sup>: Humedales con flujo vertical subsuperficial.

Contaminante	FS <sup>1</sup>	HFSS <sup>2</sup>	VFSS <sup>3</sup>
Materia orgánica	Reducción de la materia orgánica soluble por conversión biológica por efecto de bacterias aerobias, facultativas y anaerobias que crecen en la superficie de las plantas y sobre los detritos. La materia orgánica particulada se elimina por adsorción, por filtración y por sedimentación en el fondo del lecho.	Reducción por conversión biológica por intervención de bacterias facultativas y anaeróbicas adheridas a la superficie de las plantas y los detritos del medio de relleno del humedal.	Reducción por conversión biológica por medio de bacterias facultativas y anaeróbicas adheridas a la superficie de las plantas y detritos.
Materia en suspensión	Filtración y sedimentación	Filtración y sedimentación	Filtración
Nitrógeno	Nitrificación/desnitrificación, asimilación por las plantas y volatilización.	Nitrificación/desnitrificación, asimilación por las plantas y volatilización.	Nitrificación/desnitrificación, asimilación por las plantas y volatilización.
Fósforo	Reducción por sedimentación y por asimilación por parte de las plantas y microorganismos.	Por filtración, sedimentación, adsorción, y asimilación por parte de las plantas y microorganismos.	Filtración, sedimentación, adsorción y asimilación por las plantas.
Metales pesados	Adsorción a las plantas, superficie de detritos y por sedimentación.	Adsorción a las raíces de las plantas y los detritos, sedimentación.	Adsorción a las raíces de las plantas, sedimentación y filtración.
Trazas de contaminantes orgánicos	Volatilización, adsorción, biodegradación, radiación UV.	Adsorción, biodegradación.	Volatilización, adsorción, biodegradación.



Contaminante	FS <sup>1</sup>	HFSS <sup>2</sup>	VFSS <sup>3</sup>
Patógenos	Muerte natural, depredación, radiación UV, sedimentación, secreción de antibióticos de las raíces de las plantas.	Muerte natural, depredación, sedimentación, secreción de antibióticos desde las raíces de las plantas.	Muerte natural, depredación, sedimentación, secreción de antibióticos de las raíces de las plantas.

Fuente: Adaptado de Crites & Tchobanoglous, 1998 y Brix & Arias, 2005.

## GENERALIDADES DEL DISEÑO DE LOS HUMEDALES

El dimensionamiento y las características físicas del humedal a construir dependen de la localización de la planta, de las características climáticas del sitio, de la calidad y variaciones en el tiempo del influente, de la calidad deseada del agua efluente después del tratamiento y de las restricciones de vertido de aguas tratadas exigidas por las autoridades locales.

Con respecto al diseño de las estructuras del humedal y al dimensionamiento de los lechos, es frecuente el uso de ecuaciones de primer orden, de regresiones estadísticas desarrolladas a partir de información obtenida de bases de datos locales, el empleo de modelos numéricos empíricos y la asimilación de todo el sistema a una combinación de reactores de mezcla completa en serie. Las dimensiones obtenidas por estos métodos generan áreas mínimas de tratamiento, que dependen del contaminante que se quiera tratar, de la concentración original, del objetivo de calidad final, de la ubicación geográfica de la planta y de las condiciones climáticas. Posteriormente, el área de tratamiento obtenida debe ajustarse a una serie de recomendaciones que incluyen el área específica de tratamiento mínima por Persona Equivalente (PE), relación

largo-ancho, profundidad y pendiente. Adicionalmente, se debe verificar que los medios filtrantes seleccionados (cuando se trate de humedales con flujo subsuperficial horizontal o vertical y los tecnificados) cumplan con ciertas características físicas, que incluyen porosidad, granulometría, conductividad hidráulica y resistencia mecánica del material de relleno.

Además del dimensionamiento para calcular áreas mínimas de tratamiento, todo proyecto debe incluir el cálculo hidráulico para comprobar que las dimensiones obtenidas cumplan con las condiciones hidráulicas que garanticen el trasiego de las aguas dentro de los lechos y que todas las superficies de tratamiento sean aprovechadas, para así obtener aguas tratadas de acuerdo a los cálculos cinéticos. El cálculo de las dimensiones hidráulicas y de las condiciones de flujo dentro de los reactores es inherente al tipo de humedal, pues las características físicas de los sistemas son diferentes.

Con respecto a las estructuras de distribución y recogida de aguas, las opciones incluyen canales y/o tuberías perforadas, que deben asegurar una distribución efectiva y homogénea del influente en los lechos. La ubicación y la forma dependerán del tipo de humedal, pues en los humedales de

flujo horizontal subsuperficial la distribución se hace en la cabecera de los lechos y la recogida del agua tratada para ser evacuada del sistema se hace en el extremo opuesto de estos para aprovechar el área de tratamiento. En los humedales de flujo vertical subsuperficial generalmente la distribución se hace en la parte superior, cubre toda la superficie, y la recogida se hace en el fondo del lecho una vez el agua ha percolado en contacto con plantas, material de relleno y bacterias adheridas.

La Tabla 2 presenta algunos valores típicos que se utilizan como parámetros para el diseño. Estos valores no son estrictamente obligatorios, pero brindan información de las condiciones normales de diseño para Europa. Vale la pena resaltar que actualmente se carece de valores más precisos para las constantes cinéticas que se usan para el diseño de los sistemas para zonas tropicales y subtropicales.

**Tabla 2.** Parámetros típicos de diseño para humedales construidos para tratamiento de aguas residuales domésticas.

Tipo Flujo	Superficial	Subsuperficial Horizontal	Subsuperficial Vertical	Sistemas Tecnificados
Carga Orgánica Afluente	< 6 g DBO <sub>5</sub> /m <sup>2</sup> ·d	< 6 g DBO <sub>5</sub> /m <sup>2</sup> ·d	40 g DBO <sub>5</sub> /m <sup>2</sup> ·d	120 g DBO <sub>5</sub> /m <sup>2</sup> ·d
Carga Hidráulica Superficial	< 5 cm/d	< 5 cm/d	> 5 cm/d	> 5 cm/d
Tiempo de Retención Hidráulico aproximado	5 – 15 días	> 5 días	Minutos/horas	Variable
Área aproximada por PE	5 m <sup>2</sup> a 20 m <sup>2</sup> /PE	5 m <sup>2</sup> a 10 m <sup>2</sup> /PE	1 m <sup>2</sup> a 3 m <sup>2</sup> /PE	0.5 m <sup>2</sup> /PE
Relación Largo Ancho	10:1	3:1	NA*	Variable
Profundidad	< 0,40 m	< 0,60 m	≥ 0,80 m	Variable
Pendiente del Fondo	NA*	< 0,1%	NA*	NA*
Tipo de Relleno	NA*	Arenas y gravas	Arenas y gravas	Arenas y gravas
Vegetación	Variable	Variable	Variable	Variable

\*No aplicable

Fuente: Adaptado de Börner *et al.*, 1998.



De acuerdo a Cooper (1996), los humedales con flujo horizontal subsuperficial son efectivos eliminando sólidos en suspensión para la reducción de materia orgánica ( $DBO_5$ ) teniendo como límite la capacidad de transferencia de oxígeno. Adicionalmente, su capacidad para transformar nitrógeno amoniacal a nitritos y nitratos (nitrificar) es limitada, pues dentro de estos lechos no se dan las condiciones ambientales necesarias para mantener el proceso de nitrificación; sin embargo, estos humedales son efectivos transformando nitritos y nitratos a nitrógeno gas (desnitrificar). Por otro lado, los humedales de flujo vertical subsuperficial son efectivos eliminando sólidos en suspensión y materia orgánica, además de promover el mecanismo de nitrificación; sin embargo, su modo de operación y su condición aeróbica limitan la capacidad para desnitrificar. Los sistemas tecnificados son flexibles en cuanto a su diseño y, por tanto, la capacidad de eliminación de contaminantes se adapta a las necesidades de tratamiento.

Además del cálculo de la superficie necesaria de tratamiento, de la hidráulica, de la selección de plantas, y de las estructuras de distribución y recogida, es recomendable pensar en obras complementarias que incluyen vallar perimetralmente la planta de tratamiento para evitar el acceso de personas ajenas, dotar la planta de buena señalización para informar a la población vecina y de embellecer las áreas adyacentes a los lechos para generar aceptación social del sistema de tratamiento de aguas.

### Beneficios adicionales asociados a los humedales construidos

El objetivo principal del sistema es tratar aguas contaminadas. Sin embargo, una vez se establece el sistema de tratamiento de aguas y dadas las características inherentes a este tipo

de sistema, se producen beneficios adicionales tales como crear hábitats que albergan flora y fauna, y además pueden brindar beneficios estéticos, educativos y recreativos a la sociedad.

**Vida silvestre:** Uno de los beneficios asociados a los humedales construidos es el de mejorar las condiciones ambientales al crear hábitats que benefician y pueden aumentar la presencia de especies. Por lo general, al instalar un humedal nuevo, habrá especies que se benefician con el hábitat creado y no tardarán en establecerse. Si se busca incrementar las especies es recomendable diseñar el humedal con cierta heterogeneidad que favorezca la presencia de biodiversidad. Como consecuencia, la proporción de los beneficios asociados al incremento de biodiversidad obtenidos por el establecimiento de un humedal respecto a la inversión económica es relativamente baja y esto generalmente redundará en la aceptación pública y social del sistema.

**Otros usos antropogénicos:** Los humedales naturales son sitios aptos para realizar actividades deportivas económicas y lúdicas tales como cacería, producción de plantas, acuicultura y recreación, por lo que es posible aprovechar los humedales para dichas actividades. Aunque las características de los humedales construidos emulan los humedales naturales y podrían tener un potencial similar, los humedales construidos están diseñados para tratar aguas residuales y/u otros tipos de agua que puede generar riesgos a la salud. Se deben valorar los riesgos y, de acuerdo al resultado de la evaluación, y si técnicamente es viable implementar otros usos, se deben tomar medidas para minimizar estos riesgos, los posibles efectos nocivos y el contacto directo con las personas si se quieren aprovechar para actividades donde haya posibilidad de

contacto. Sin embargo, no se debe descartar el uso de ellos para actividades educativas.

En el caso de humedales naturales o de humedales diseñados para el control de escorrentía o de eventos hidrológicos, es posible integrar el sistema con actividades recreativas tales como senderismo, trote, recreación, bici-senderismo y estudio de la vida silvestre, que son compatibles y pueden ser promovidas brindando la infraestructura necesaria para hacer de este tipo de actividades de forma segura. Para tal fin, el humedal en su etapa de diseño debe contemplar estos objetivos y, por tanto, considerar la incorporación de caminos y senderos, torres de observación de fauna, carteles de información y toda la infraestructura típica de un parque natural. Esta infraestructura, si está diseñada y ubicada adecuadamente, redundará en la aceptación por parte del público y los vecinos, beneficiando las funciones y la protección del humedal.

## HUMEDALES CONSTRUIDOS DE FLUJO HORIZONTAL SUBSUPERFICIAL

Como se ha mencionado anteriormente los humedales construidos se pueden clasificar de acuerdo a la dirección y el tipo de flujo. Las características hidráulicas de cada uno de ellos son específicas para el tipo de flujo y, por tanto, tienen implicaciones importantes en cuanto a su diseño y a la capacidad de depuración del sistema. El tipo de flujo afecta también la operación y el mantenimiento, y como consecuencia, el diseño hidráulico y el cálculo de áreas necesarias para tratamiento de humedales de flujo horizontal y los humedales de flujo vertical deben ser diferenciados.

### Diseño

El diseño de humedales incluye varias actividades, tales como cálculos hidráulicos, cálculo de

superficies necesarias para la eliminación de los contaminantes, estructuras de distribución y recogida de aguas, estructuras de aislamiento, estructuras de pretratamiento y tratamiento primario, accesos, rutas de circulación y otras estructuras presentes en cualquier planta de tratamiento de aguas residuales.

**Dimensionamiento y disposición:** El tamaño del sistema, su diseño físico y sus características dependerán, entre otros factores, de la topografía, la geología y los suelos del sitio de establecimiento. El tamaño de los lechos y de sus componentes será función del diseño hidráulico, a la vez que de las exigencias en cuanto a eliminación de contaminantes. El diseño hidráulico de un humedal no es un asunto sencillo y son varios los factores que lo afectan. Los humedales construidos son sistemas dinámicos y, a medida que pasa el tiempo, sus características físicas dentro y fuera del humedal varían y las nuevas condiciones pueden modificar el tipo de flujo, y las características hidráulicas y operativas del sistema.

El alcance de este capítulo se limita al diseño de humedales de flujo subsuperficial y, por tanto, no se acomete ni el diseño hidráulico ni el cálculo de áreas de tratamiento necesarias para humedales de flujo superficial. Sin embargo, se debe hacer énfasis que en estos últimos sistemas el flujo expuesto a la atmósfera y la inclusión de oxígeno disuelto por el interfaz de atmósfera-lámina de agua afectan los procesos de depuración y, por tanto, operan de manera diferente y no se calculan, diseñan o construyen de la misma forma.

Tradicionalmente el diseño hidráulico de los humedales de flujo horizontal subsuperficial se ha hecho asumiendo que el sistema se comporta como un canal con un medio de relleno y se asume que se comportan de acuerdo a la ley de Darcy,

que el caudal es directamente proporcional a las características hidráulicas del material de relleno, la sección transversal y la pendiente del fondo del lecho. También es posible usar modelos computacionales y métodos numéricos, pero al carecer de datos de operación no es fácil su uso. Durante el cálculo es importante tener en cuenta el uso del sistema que implica que al futuro las condiciones hidráulicas del medio de relleno variarán a medida que el humedal recibe contaminantes, y las características de conductividad hidráulica cambian con el tiempo, lo cual implica en la mayoría de los casos una menor capacidad hidráulica y mayores pérdidas de energía y, como consecuencia, la posibilidad de flujos preferenciales dentro de los lechos o el afloramiento de agua en la superficie.

### Ley de Darcy:

$$Q = k_s A_c S_w$$

Donde:

- $Q$  = Caudal promedio en el humedal (m<sup>3</sup>/d)
- $k_s$  = Conductividad hidráulica (m/d)
- $A_c$  = Superficie de la sección transversal del canal (m<sup>2</sup>)
- $S_w$  = Pendiente del gradiente hidráulico (m/m)

De acuerdo a la ley de Darcy, los factores a considerar en un diseño hidráulico incluyen la pendiente de los lechos y las pérdidas de energía por fricción generadas por los componentes del sistema tales como plantas, biopelículas y las

características físicas del material de relleno. También es importante tener en cuenta la profundidad efectiva de la columna de agua, ciclos hidrológicos de precipitaciones y sequía, y posibilidades de colmatación. Adicionalmente, los datos históricos de precipitación local son importantes, pues servirán para predecir caudales máximos y mínimos esperados. La pendiente del fondo de los lechos no debe ser usada como mecanismo para el control del flujo, para tal fin los lechos deben tener componentes con sistemas de drenaje que permitan el control del nivel de las aguas.

Una vez se calcule las características hidráulicas dentro del humedal, se procede a calcular las áreas necesarias para tratamiento. Para calcular el área de modo de asegurar la remoción de contaminantes en los lechos se pueden usar diferentes métodos. Por lo general existen varias maneras de acometer el diseño:

- a) Uso de reglas de oro (rule of the thumb) que especifica el área necesaria de acuerdo al tipo de humedal, asignando áreas determinadas para cada uno de los sistemas. El uso de este método para el diseño no tiene en cuenta las condiciones de calidad del agua, ni las condiciones climáticas del sitio de emplazamiento, ni otros factores que se deben tener en cuenta en un diseño específico para solucionar el problema de tratamiento de aguas.
- b) Uso de bases de datos de sistemas similares construidos en el área, bases de datos que recopilan información de sistemas que tratan aguas similares en condiciones comparables, de donde se puedan obtener rendimientos esperados de remoción de contaminantes que servirán para interpolar información y determinar áreas necesarias.

- c) Uso de ecuaciones de primer orden que sirven para predecir el comportamiento de depuración de contaminantes cuando intervienen organismos que implican el uso de constantes de degradación biológicas que dependen del contaminante, temperatura y otros factores.
- d) Uso de modelos de tanques en serie que combinan y pueden predecir tanto el comportamiento hidráulico como biológico dentro de los lechos y exigen el uso de constantes cinéticas y de constantes de degradación de los contaminantes a tratar.

También es posible usar modelos más complejos, pero que requieren del uso de recursos computacionales, de conocimientos de los procesos que ocurren y de más información de la que generalmente hay disponible. Ha habido evolución en los métodos de cálculo y el modelo de diseño más usado es el denominado modelo **PKC\*** basado en degradación de primer orden, donde la constante P representa las condiciones hidráulicas y la meteorización del contaminante a tratar, k corresponde a una constante de degradación cinética del contaminante que depende del tipo de humedal, de las concentraciones iniciales del contaminante, de las condiciones climáticas y de la actividad biológica, entre otras. Otro de los factores a considerar durante el diseño es la producción por el mismo sistema de materia orgánica, nutrientes y microorganismos (concentración de fondo) (**C\***), pues el humedal al ser un ecosistema donde ocurren procesos biogeoquímicos es también generador de materia orgánica y nutrientes. Por tanto, esto implica que un humedal nunca podrá producir efluentes con concentraciones de “0 mg/L” de ciertos contaminantes en la corriente de salida. El valor de **C\*** varía en función del tipo de sistema, del tipo de vegetación, del tipo y

la calidad del agua tratada, y de las condiciones climáticas. Los valores típicos de **C\*** en la literatura científica para diferentes contaminantes son: SST 2-5 mg/L, DBO<sub>5</sub> 1-10 mg/L, N total < 1,5 mg/L, P total < 0,02 mg/L y coliformes fecales <300 mg/L, pero también es posible encontrar modelos y regresiones matemáticas que sirven para calcular la concentración de fondo como función de la concentración del contaminante en el influente (Kadlec & Wallace, 2009).

### El Modelo PKC\*:

$$\frac{C - C^*}{C_i - C^*} = \frac{1}{\left(1 + \frac{k}{Pq}\right)^P}$$

Dónde:

- q** = razón de carga hidráulica (m/d)  
**k** = constante de primer orden (m/d)  
**C<sub>i</sub>** = concentración a la entrada del sistema (mg/L)  
**C<sub>f</sub>** = concentración del contaminante a la salida del sistema (mg/L)  
**C\*** = concentración intrínseca (mg/L)  
**P** = Número de tanques

Sin embargo, es recomendable utilizar como guía sistemas similares a la región de construcción del humedal, pues están sometidos a cargas similares lo que permite tomar como referencia mejores valores de constantes para el cálculo del diseño.

El valor de la constante de primer orden es función del contaminante y del tipo de humedal. Para algunos contaminantes la constante también será función de la temperatura:

$$k_T = k_{20} \theta^{(T-20)}$$

Dónde:

$k_T$  = constante de primer orden a la temperatura T (m/a)

$k_{20}$  = constante de primer orden a 20°C (m/a)

$\theta$  = coeficiente de temperatura, adimensional

$T$  = temperatura (°C)

La Tabla 3 presenta valores típicos usados en el diseño de humedales construidos de flujo horizontal.

**Tabla 3.** Valores típicos para las constantes de diseño según el tipo de contaminante para humedales construidos en regiones con estaciones.

Contaminante	Humedales construidos de flujo superficial		Humedales construidos de flujo subsuperficial	
	k20(m/a)	$\theta$	k20(m/a)	$\theta$
DBO <sub>5</sub>	34	1,00	180	1,00
SST	1000 <sup>a</sup>	1,00	3000 <sup>a</sup>	1,00
N Total	22	1,05	27	1,05
P Total	12	1,00	12	1,00
Coliformes fecales	75	1,00	95	1,00

<sup>a</sup> = valor estimado.

Fuente: Modificado de Kadlec & Wallace, 2009.

Una vez determinadas las áreas teóricas de tratamiento, se debe tener en cuenta que el humedal estará establecido en condiciones naturales que no son ajenas a efectos estocásticos y, por lo tanto, para determinar el área de tratamiento se deben incluir estos efectos, lo cual implicará que las áreas necesarias serán algo mayores que las calculadas dependiendo del contaminante y el sitio de establecimiento.

**Compartimentación:** Sin importar el tamaño total calculado del sistema, un humedal para tratamiento de aguas residuales debe estar compuesto de al menos dos lechos operando en paralelo. Obviamente, el construir más de un lecho incidirá en un aumento de los costos. La redundancia de lechos aumenta el área necesaria en forma proporcional al número de estos, debido a la necesidad de incluir más áreas

de circulación, taludes y márgenes alrededor de estos lechos. También es necesario construir caminos entre los lechos para asegurar el acceso de vehículos y equipo para dar mantenimiento. Adicionalmente, el construir lechos redundantes demanda la construcción de un número mayor de sistemas de distribución y recogida de aguas con sus respectivas arquetas y sistemas para control hidráulico. La determinación del número de lechos necesarios dependerá, entre otros factores, del área total mínima calculada para asegurar el nivel de tratamiento deseado, de las condiciones topográficas y geográficas y de las exigencias con respecto a la calidad en la descarga.

Además de decidir el número de lechos en los sistemas, también es importante definir la configuración geométrica de los lechos y los taludes de separación. Establecer zonas profundas si están contempladas en el diseño, las cuales pueden favorecer la reducción de contaminantes. Lechos regulares tienden a favorecer la distribución uniforme de las aguas y reducir los riesgos de cortocircuitos hidráulicos, además de que mejora el control de flujo dentro de estos y, como consecuencia, resultan en una mejor calidad del efluente.

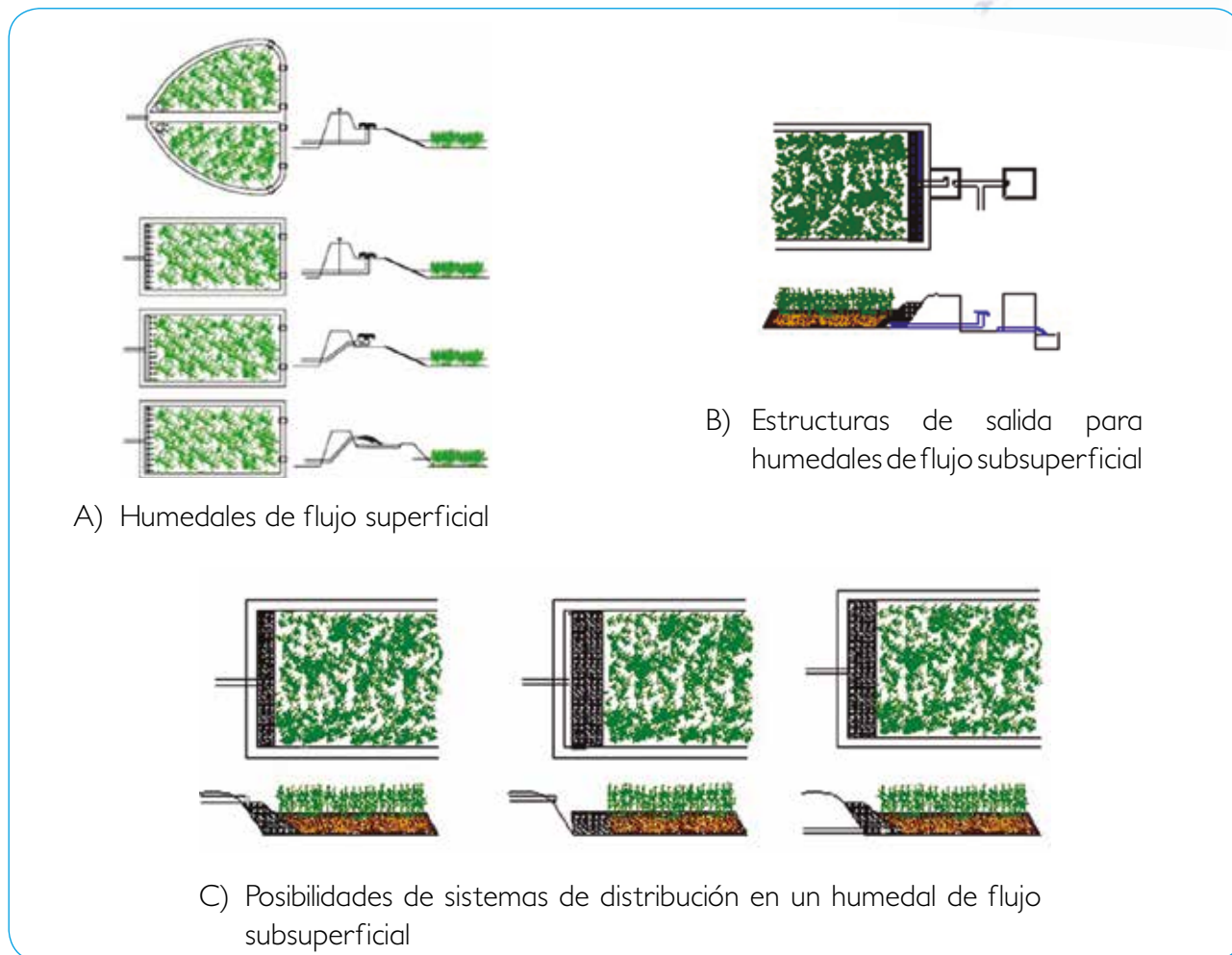
La relación largo/ancho de los lechos será función del diseño hidráulico del sistema. Esto implica que las decisiones en cuanto al diseño/geometría se

toman en la fase de cálculos de áreas para el tratamiento. También influirán otros factores, especialmente la topografía del sitio, el área disponible para construcción y los impactos ambientales que genera el sistema. Como regla general, se acepta que la relación largo/ancho debe ser por lo menos igual o mayor que 4.

#### **Estructuras de distribución y mantenimiento:**

Las estructuras de distribución y recogida de agua son una parte importante del sistema y son determinantes para su funcionamiento. Estas estructuras deben ser efectivas, autónomas, fáciles de operar y de mantener. Adicionalmente deben ser de fácil acceso, permitir el control de caudales y las tareas de mantenimiento. Las estructuras más usadas incluyen tuberías perforadas, tuberías con válvulas de compuerta y canales de distribución. En zonas donde hay inviernos fríos las estructuras de distribución deben ir enterradas para evitar la congelación. Además deben tener aislamiento térmico y algunas veces deben incorporar unidades de calefacción.

Las estructuras de salida deben evacuar efectivamente las aguas del sistema, pero también tienen la función de regular los niveles de agua dentro de los lechos. La Figura 3 presenta algunas de las opciones de sistemas de distribución y recolección de aguas a emplear en humedales construidos.



**Figura 3.**

Algunas alternativas para sistemas de distribución y recogida de aguas. Para (A) Humedales de flujo superficial, (B) Estructuras de evacuación de aguas para humedales de flujo subsuperficial y (C) Estructuras de distribución para humedales construidos de flujo subsuperficial.

**Medio de relleno:** La selección del medio de relleno depende del tipo de humedal. Los humedales de flujo superficial requieren un medio en el fondo de los lechos que facilite el arraigo de las plantas. Los humedales de flujo subsuperficial requieren un medio de diferentes características para albergar plantas, biopelícula adherida

y, simultáneamente, garantizar una buena conductividad hidráulica y evitar la colmatación.

Para minimizar costos en los humedales de flujo horizontal subsuperficial es posible usar como material de sustento la capa de suelo superior retirada cuando se inició la excavación.

La profundidad de esta capa de suelos coincide con la profundidad de las raíces de las plantas seleccionadas, por lo general unos 40 cm. Si el suelo en el sitio de construcción no es apropiado, se hace necesario importar material de otros sitios. Las características físico-químicas del material de relleno son importantes, pues factores tales como el pH, el contenido de metales, la textura del suelo, la porosidad, la granulometría y los nutrientes determinan la supervivencia de las plantas.

Una de las características principales de los humedales de flujo subsuperficial es que el agua trasiega a través del medio de relleno y no está expuesta a la superficie, por lo tanto, debe existir un balance entre una alta conductividad hidráulica y las condiciones de arraigo y desarrollo radicular para las plantas y, además, el medio de relleno debe proveer la superficie suficiente para albergar el crecimiento de biopelículas, que

son indispensables para un buen tratamiento. Los diámetros usuales de arenas y gravas de relleno para humedales construidos de flujo subsuperficial se encuentran en el rango de 0,3 a 12 mm.

Hay diferentes técnicas para la selección del material de relleno y Vymazal (1998) recomienda el uso de gravas de diferentes diámetros en función de la calidad del agua a tratar (3-6, 5-10, 6-12 mm). Por otra parte, las guías de construcción y diseño de humedales construidos editadas por la agencia del medio ambiente de Dinamarca (Ministry of Environment and Energy, 1999) sugieren el uso de gráficas de granulometría en un rango límite y de acuerdo a las características granulométricas del material ( $d_{10}$ ,  $d_{60}$  y coeficiente de uniformidad CU) (ver Figura 4). El tamaño del material de relleno debe estar entre las dos líneas transversales de la figura.

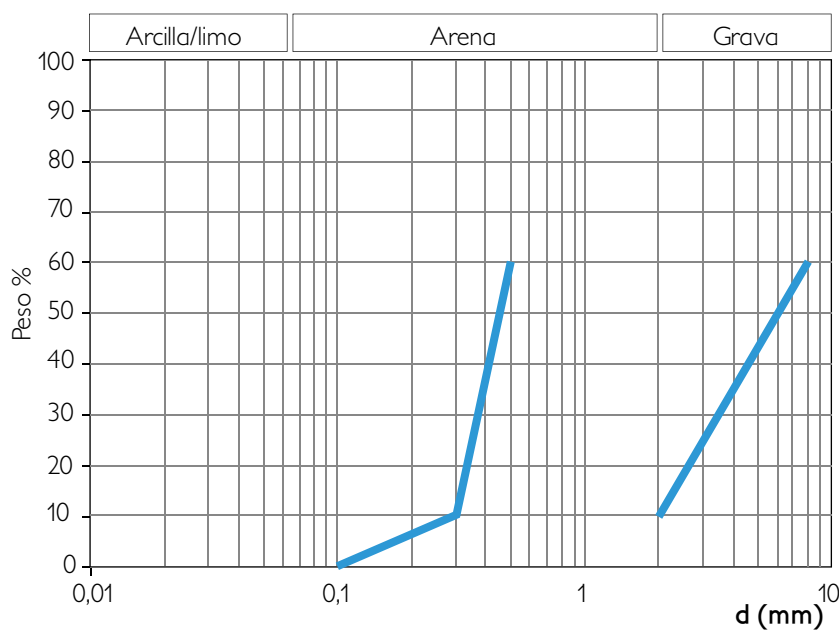


Figura 4.

Gráfica de granulometría para la selección del material de relleno en humedales de flujo horizontal subsuperficial en Dinamarca. Fuente: Adaptada de Brix & Johansen, 2004.



La Unión Europea (2001) ha publicado directrices para tratamientos de aguas residuales con métodos naturales y en uno de sus apartados trata los humedales construidos. Con respecto al dimensionamiento, las guías recomiendan que el tamaño y el diseño sean función del tipo de agua residual a tratar y de las exigencias de las normativas de calidad. En lo que se refiere a los componentes físicos y a las características de los humedales, las guías hacen recomendaciones con respecto al número de lechos, a las pendientes, a los materiales y al tipo de plantas a usar. Las guías también mencionan temas como la localización geográfica, operación y mantenimiento, y ventajas y desventajas técnicas del uso de humedales construidos para el tratamiento de aguas residuales. Sin embargo, el diseño y construcción de estos sistemas en latitudes subtropicales y tropicales implica el uso de otro tipo de constantes y de materiales. Desafortunadamente no hay un registro confiable ni sistemático de experiencias que nos indiquen constantes de depuración ni materiales de construcción que nos permitan obtener todos los beneficios que los humedales construidos podrían brindar.

## Construcción

La construcción y el establecimiento de un humedal para el tratamiento de aguas se debe acometer cumpliendo con las normativas legales y ambientales que rigen en el sitio de establecimiento. Antes de iniciar la obra debe asegurarse el cumplimiento de la normativa y la legislación local y que todos los requisitos legales se han tenido en cuenta. El constructor debe cumplir con los requisitos que pueden incluir los permisos de construcción y ambientales: escrituras, derechos, pago de obligaciones y contratos para poder iniciar la construcción.

Una vez haya autorización para iniciar la obra y se tengan los diseños del humedal, es importante replantear la obra y, con los planos de construcción y de obra en mano, visitar el sitio de emplazamiento para asegurarse que tanto la ubicación geográfica, la topografía y las características físicas del diseño correspondan al sitio. Tampoco está demás inspeccionar las zonas aledañas, vecinos, y en especial los cauces y sitios de descarga seleccionados durante la fase de diseño. Simultáneamente se debe haber ordenado la compra y el despacho del material necesario para la construcción, entre los cuales se pueden incluir elementos tales como: plantas, tuberías, aditamentos, plásticos impermeabilizantes, geomembranas, geotextiles, válvulas, materiales de relleno, gravas y arenas. El pedido y despacho de estos elementos debe hacerse de acuerdo con el plan de trabajo esperado.

Una vez replanteado el proyecto, el proceso de construcción se inicia con la limpieza y desbrozada de las zonas necesarias para la construcción del humedal. Antes de iniciar la excavación se deben retirar materiales de construcciones previas que puedan interferir con el proyecto (desechos de construcción, basura, plásticos, etc.). Posteriormente se debe marcar el área de construcción, desbrozar y excavar alrededor de 0,20 m de profundidad desde la superficie de trabajo. Se deben remover todas las raíces y troncos de la zona de construcción de los lechos y de las zonas donde se instalarán tuberías y equipos e infraestructura eléctrica.

El material de exceso retirado se puede reservar en caso de que se planee hacer obras adicionales tales como labores de rellenos, restauración, armado de taludes, compartimentación de lechos o similares. Es importante resaltar que el material resultante del desbroce no será usado bajo ninguna circunstancia para obras o relleno dentro de los lechos y solo sirve en caso de necesidad para obras complementarias.



Figura 5.

a) Sitio de construcción demarcado antes de iniciar el desbroce, b) Excavación. Nótese la reserva de material para conformar las bermas de coronación.

Una vez se ha desbrozado y adecuado la zona de trabajo en el terreno, con los planos de construcción en mano, se debe localizar cada una de las estructuras y marcarlas, estacando, colocando jalones y cuerdas de marcado, que indiquen los sitios de localización de tuberías, lechos, arquetas y demás infraestructura del proyecto.

Con el terreno delimitado se pueden iniciar los trabajos de excavación. Los recursos para estas tareas dependerán de la magnitud del proyecto que demandará el uso de maquinaria de gran capacidad, de mediana capacidad o, si el tamaño lo permite y las condiciones locales lo exigen, las excavaciones pueden hacerse manualmente (por ejemplo, sistemas individuales para casas). En caso de que el sistema diseñado requiera áreas extensas es indispensable incluir estudios geotécnicos en el proyecto.

Las excavaciones se pueden iniciar con la excavación de zanjas para tuberías y arquetas de distribución e inspección. Posteriormente se pueden acometer las excavaciones de lechos y estructuras complementarias. La profundidad y el ancho de las zanjas para la instalación de la tubería dependerán del diámetro de estas y de los cálculos hidráulicos, los cuales exigirán pendientes determinadas para garantizar el transporte de las aguas a tratar por el sistema. Las excavaciones para arquetas deben corresponder con el diámetro de éstas. En ambos casos en las excavaciones se debe considerar la instalación de arena para proteger y facilitar la nivelación de las estructuras (véase la Figura 6).



Figura 6.  
Excavaciones para el tendido de tuberías y de estructuras. Nótese el uso de arena para nivelación y protección.

La excavación de los lechos dependerá del tamaño del proyecto, la topografía local y la calidad del suelo. Normalmente, y dependiendo del material y del tipo de humedal que se construya, los taludes de los lechos pueden variar desde totalmente perpendiculares (por ejemplo, en humedales de flujo vertical subsuperficial o donde las

limitaciones de espacio lo exijan; en este caso se hace necesario el uso de tabla-estacados para mantener los taludes durante la construcción de taludes tradicionales) a relaciones que van desde 1:1 para suelos inestables (materiales arenosos) a taludes 1:2 para suelos cohesivos (suelos limo-arcillosos).



Figura 7.  
Excavaciones de dos sistemas a) Un sistema con un área de 10 hectáreas y b) Un sistema para una residencia.

La profundidad de excavación dependerá del tipo de humedal que se vaya a construir. En humedales de flujo vertical subsuperficial la profundidad será hasta de 1,5 m, mientras que en humedales de flujo horizontal subsuperficial las excavaciones no sobrepasan un metro de profundidad. El material excavado, dependiendo de la calidad, se puede reutilizar para nivelado en terrenos desiguales y para la construcción de taludes y muros de coronación en el perímetro de los lechos. Se deben construir muros de coronación de unos 40 a 50 cm de altura que sirven para evitar el ingreso de aguas de escorrentía superficial al humedal. Los muros deben ser compactados.

Una vez se excave hasta las profundidades de diseño, se debe verificar que el área excavada corresponde al área de los lechos. También se debe evaluar la calidad del suelo en el fondo

de la excavación sobre el cual se construirán los lechos (tipo de suelo, granulometría, etc.). Asimismo, debe verificarse la presencia de aguas freáticas; en caso de afloramiento de aguas se recomienda el uso de bombas de achique, las cuales facilitarán y mejorarán las condiciones y labores de construcción del sistema. Como los humedales son estructuras estancas, no debe haber infiltración desde los lechos al suelo, ni aporte de aguas subterráneas. Para evitar daños por punzonamiento en materiales de impermeabilización por la presencia de piedras o rocas, no está de más la instalación de una capa de unos 20 a 30 cm de arena limpia, que debe ser compactada y nivelada con las pendientes de diseño. Los plásticos deben ser extendidos sobre la capa de arena con cuidado y evitar la modificación de la capa de arena subyacente y las perforaciones en el plástico durante su instalación.



Figura 8.

Nivelación y compactación del fondo de un lecho. La compactación se puede hacer con maquinaria o manualmente.

De acuerdo al diseño, la impermeabilización se puede hacer con arcillas compactadas o con membranas impermeables. Las características estarán especificadas en las memorias del proyecto. En el caso de sistemas pequeños, es usual el uso de plásticos de alta densidad, de fácil instalación y manejo, los cuales garantizan la impermeabilización del sistema. Los plásticos para impermeabilización son materiales de alta densidad que son inertes, no sufren degradación y son resistentes al efecto de la luz solar. Para impermeabilizar, bajo ninguna circunstancia se debe considerar el uso de películas bituminosas o materiales que se degraden o emulsionen en contacto con el agua.

Antes de la instalación de plásticos, es importante nivelar el fondo de los lechos de acuerdo a los diseños. Usualmente el fondo debe tener pendientes no mayores del 1% en dirección al sitio de descarga, para facilitar así el flujo de agua en esa dirección. Para la instalación, el plástico se extiende en el fondo de tal manera que sea uniforme y no queden arrugas, realizando en caso de necesidad soldaduras de las juntas de pegado, que no deben sobresalir y deben ser estancas. La cobertura del plástico debe ser lo suficientemente grande para cubrir el lecho y también los taludes y los muros de coronación. También se recomienda instalar una membrana geotextil sobre el plástico para protegerlo durante el relleno de los lechos. El geotextil se instalará de manera similar al plástico de impermeabilización, pero no es indispensable el pegado y basta con traslapar el tejido.



**Figura 9.** Dos lechos impermeabilizados con polietileno. Nótese que el material cubre las bermas de coronación.

Una vez se haya instalado correctamente el plástico, o en su defecto la impermeabilización se haya realizado con arcillas compactadas, se debe proceder a la instalación de las tuberías de entrada y salida de aguas al humedal. Por lo general las conexiones de entrada y salida de agua pasarán a través del plástico de impermeabilización y de la geomembrana, por lo tanto, esta labor implicará perforar el plástico, para dar acceso a las tuberías. Una vez éstas estén instaladas, el plástico se debe pegar o fundir garantizando que se recupera la impermeabilidad y asegurando que no habrá perdidas de agua del humedal por las juntas. Para estas labores se recomienda el uso de adhesivos tales como las resinas, adhesivos industriales recomendados por el proveedor del plástico o fundir el plástico.

Una vez instaladas la acometida y la descarga de aguas en el lecho, se procede a la instalación de arquetas y otras estructuras de conducción y control hidráulico. Las arquetas y tanques de pretratamiento pueden ser comerciales y se consiguen en diferentes materiales que incluyen, entre otros plásticos, PVC y fibrocemento. En todos los casos el proveedor debe suministrar instrucciones de instalación, las cuales seguramente recomendarán el control de cotas, nivelación de las estructuras y detallarán las características de la instalación propiamente dicha. También es posible la construcción de tanques de pretratamiento y arquetas de las estructuras de distribución *in-situ*, para lo cual se deben usar guías de cálculo y construcción de agencias ambientales locales de acuerdo a los caudales esperados y al uso de materiales apropiados para garantizar estructuras funcionales y estancas. Tanto si las estructuras seleccionadas son prefabricadas como si son construidas *in-situ*, el terreno de instalación

se debe preparar asegurando la cimentación apropiada de acuerdo al peso de las estructuras y arquetas. Para sistemas pequeños es suficiente la compactación y nivelación de suelos y arena o el uso de bases de hormigón calculadas para soportar las estructuras.

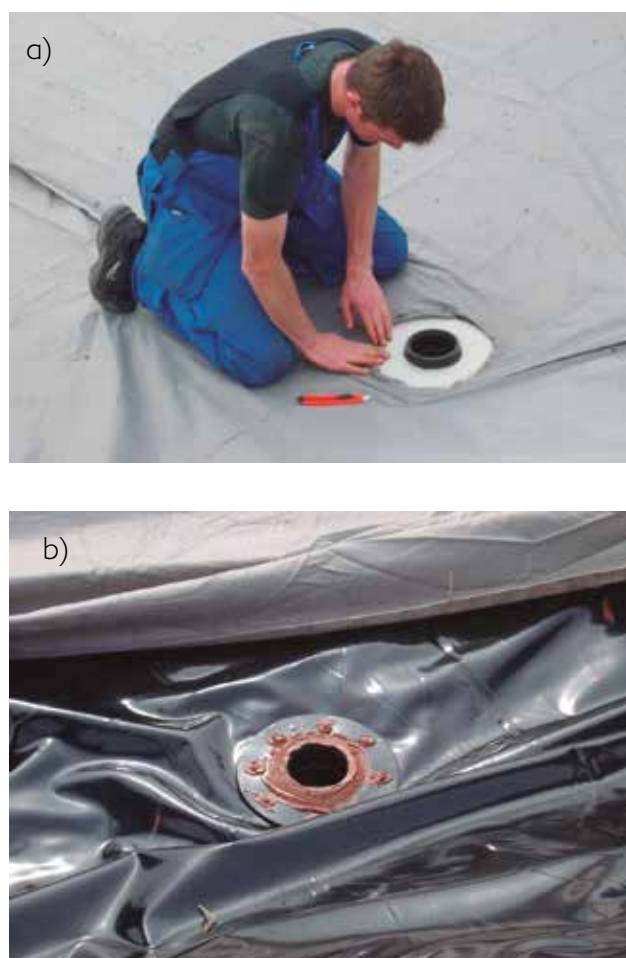


Figura 10.  
a) Instalación de tubería de evacuación de efluentes, b) Detalle de junta para evacuación de aguas. Nótese el uso de adhesivo epóxico para evitar la filtración de aguas.



Figura 11.

a) Instalación del tanque de sedimentación prefabricado y b) Nivelación del tanque de sedimentación.

La instalación de tuberías tiene dos componentes, la primera corresponde a las tuberías de influente y la segunda las tuberías de drenado. Las tuberías de influente son aquellas tuberías que alimentarán el humedal y que estarán en la cabecera del sistema. El sistema de alimentación del humedal consiste en una red de tuberías de diámetro proporcional al caudal a tratar. Esta red conecta la descarga del pretratamiento a la cabecera del humedal. Estas tuberías deben ir enterradas y, por tanto, se instalan en zanjas excavadas del tamaño correspondiente al diámetro de la tubería. La instalación de las tuberías de suministro de agua debe hacerse de forma cuidadosa y, como el transporte de las aguas es por gravedad, se deben respetar estrictamente las pendientes calculadas (estas pendientes son función del caudal y del diámetro de la tubería). Para facilitar las labores de nivelación y para proteger estas tuberías se recomienda usar una base de arena de unos 10 a 20 cm de espesor y, una vez niveladas, cubirlas con material arenoso de la misma profundidad antes de rellenar las zanjas. Además de las pendientes se debe tener especial cuidado con la instalación de los complementos

de las tuberías, tales como uniones, codos y “tés”, para lo cual se deben seguir las instrucciones del fabricante. Una vez que llega la tubería de transporte al humedal, el caudal se debe repartir equitativamente de acuerdo al número de lechos (en caso de que los lechos operen en paralelo). En caso de ser un sistema con un solo lecho, el caudal de entrada se divide en dos instalando una “te” al final y dividiendo el caudal en dos ramales de igual diámetro, con diámetros comprendidos entre 90 y 120 mm, pudiendo ser menor que el de transporte.

La distribución del agua a tratar se puede hacer por medio de canales o usando una tubería perforada con diámetro suficiente para evitar la colmatación (agujeros de al menos 12 mm de diámetro). En cualquier caso, los ramales deben ser nivelados para asegurar una distribución de caudales igual a lo largo y ancho de la cabecera del lecho y así evitar sobrecargas locales que acelerarán los procesos de colmatación del medio y acortarán la vida útil del sistema. El sistema de distribución se soporta en una capa de gravas gruesas que deben ser estables para

que no haya variación en las pendientes una vez el sistema esté instalado. Es conveniente instalar un sistema para purgado de las tuberías que permita el lavado en caso de obstrucciones.

Si el sistema de distribución seleccionado consiste en canales, lo usual es fundir el canal *in-situ*, lo cual implica el uso de técnicas constructivas similares a las usadas en la construcción de cualquier canal hidráulico. Esto incluye el uso de encofrados, pañetados y de materiales apropiadamente.

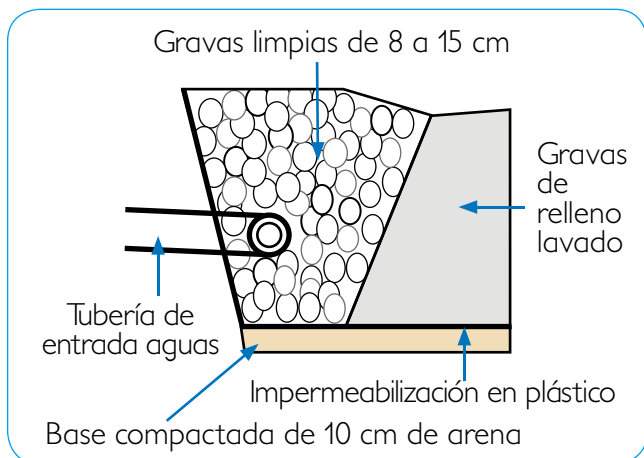


Figura 12. Detalle de instalación de la tubería y de la entrada de aguas al humedal.

El sistema de drenado se instala al final y en el fondo del lecho. Al igual que el sistema de distribución del lecho, las tuberías de recogida deben instalarse a lo ancho de todo el lecho para evitar flujos preferenciales. La tubería de recogida de aguas puede fabricarse a partir de una tubería comercial perforada, con perforaciones equidistantes del orden de 12 mm de diámetro. Las tuberías se

conectan a una de mayor diámetro que evacua las aguas del lecho. La tubería de descarga debe terminar en una arqueta que aloje el sistema de regulación de altura de nivel del agua dentro del lecho. El sistema de regulación de nivel de agua se puede construir usando una tubería flexible que permita elevar o abatir la tubería para así regular la altura dentro de los lechos. Este mecanismo también sirve para vaciar los lechos en caso de necesidad.



Figura 13. a) Instalación de tubería de evacuación de aguas tratadas y b) Sistema de regulación de nivel por medio de una cadena.



El relleno de los lechos se hace una vez que se haya instalado las estructuras de distribución y recogida de aguas. En todos los casos el material a utilizar deben ser gravas limpias y lavadas sin presencia de arcillas ni limos. En las zonas donde están instalados los sistemas de distribución y drenaje del humedal se exige la localización de gravas de mayor diámetro (8 a 15 cm) para facilitar la infiltración y distribución del agua

en la cabecera, y asimismo se hará en la zona de recogida de las tuberías de recolección. Las secciones con gravas más gruesas, a la entrada y salida, serán del orden de un metro de ancho. El llenado de los lechos se puede hacer manual o mecánicamente siempre teniendo cuidado de no perforar el plástico de impermeabilización (o dañar arcillas) y evitando la compactación del material.



Figura 14.

a), b), c) Llenado de un lecho usando maquinarias y d) Llenado de un lecho sin maquinas y con trabajo comunitario.

Fuente: Fotografía cedida por Tom Headley.

Una vez se han rellenado los lechos, se procede a nivelar la superficie. Esta última no debe tener pendientes en ninguna dirección.

**Plantado:** El proceso de plantado se inicia con la selección de plantas. Los humedales para tratamiento de aguas residuales exigen plantas que sean resistentes a las duras condiciones ambientales que se dan en estos sistemas. La variedad de plantas es mucha y entre las posibilidades se encuentran desde plantas ornamentales hasta carrizos. La prioridad en la selección es escoger plantas locales. Las plantas que se instalan en el humedal deben ser seleccionadas con anterioridad (al menos una estación o un ciclo), pues al plantarlas en el humedal deben ser adultas y estar desarrolladas. Una vez se seleccione el tipo de plantas a sembrar se calcula el número de plantas necesarias, que es función del área total de los lechos. La densidad de plantas en humedales para tratamiento es del orden de 3 a 4 plantas/m<sup>2</sup>.

Si se considera el factor estético o el económico, es deseable plantar otras especies diferentes a las cañas. Las siguientes especies pueden ser consideradas, en especial si se planta en la zona perimetral del lecho (Nota: en climas tropicales se pueden usar especies nativas):

- Iris (*Iris pseudocorus*)
- Juncos (*Scirpus lacustris*)
- Enea de hoja ancha (*Typha latifolia*)
- Enea de hoja delgada (*Typha angustifolia*)
- Especies nativas (*Canna*, *Heliconia*, *tatora*, etc.)



Figura 15.

a) Preparación de plantas en macetas para un sistema y b) Incorporación de plantas en un lecho.



Figura 16.

a) Iris, b) Heliconias, c) Humedal sembrado con mezclas de diferentes especies incluidas eneas y plátanos, y d) Plátanos.

**Distancia de sembrado entre plantas:** Las plantas se siembran con una densidad de 4 unidades/m<sup>2</sup>.

**Control de nivelación del lecho:** Antes de iniciar el proceso de plantado, el humedal se debe llenar de agua y el lecho se inunda y se corrigen los desniveles en la superficie si los hay. Una vez corregidos, se reduce el nivel del agua y se procede a plantar.

**Estación de plantado:** El mejor momento para plantar es la primavera, aunque también se puede realizar durante todo el año. Deben evitarse los períodos de heladas, pues el riesgo de congelamiento es alto.

**Plantas cultivadas en macetas:** Las plantas en el humedal crecen más rápido si son producidas en macetas a partir de semillas, que pueden ser adquiridas en viveros. Cuando se trasplante la maceta al lecho, las plantas se deben plantar con el sustrato en que han crecido en la maceta.

**Material natural:** Como alternativa, el material vegetal se puede cosechar de humedales naturales cercanos, cumpliendo las normativas ambientales locales. Por ejemplo, si el material vegetal seleccionado son carrizos o eneas, se cosechan en bloques de rizomas (20·20 cm) o trozos de rizomas con 2 a 5 plantas vivas. Se debe tener cuidado de no incluir otras especies de plantas diferentes a las cañas. Los rizomas cosechados deben tener al menos 30 cm de longitud y deben ser saludables, especialmente en el interior. Los trozos de los rizomas cosechados se deben sembrar en la superficie del lecho, con un poco de turba fertilizada (una o dos manotadas) y la parte sobresaliente no debe ser mayor a unos 30 – 40 cm de altura.

**Evitar el secado:** Las plantas deben tener suficiente humedad durante el transporte y plantado. Adicionalmente, el humedal debe estar saturado después del plantado (lleno de agua). El nivel del agua del humedal debe ser alto (por encima del nivel), hasta que las plantas estén en buen estado. Las malezas que aparezcan en los lechos deben ser removidas manualmente o, en caso de infestación, se eliminan subiendo el nivel del agua dentro del lecho.

**Cercas:** El acceso directo al humedal de niños y animales se evita instalando una cerca perimetral alrededor del sistema.

## Operación y mantenimiento

La operación y el mantenimiento, en este caso del humedal, son responsabilidad del propietario. El constructor está en la obligación de entregar al propietario guías de operación y mantenimiento.

Si el propietario forma parte de una comunidad, de una asociación de usuarios o si el sistema pertenece al municipio, entonces ellos serán los responsables de la operación y el mantenimiento. La operación y mantenimiento del humedal comprende algunas actividades como:

- Vaciado y limpieza del tanque de sedimentación (fosa séptica).
- Control del nivel del agua, en correspondencia con la estación.
- Control y supervisión del estado de las plantas.
- Proveer de servicio a las partes mecánicas del sistema.
- Lavado a presión de las tuberías de entrada y salida (spooling).
- Reparar el humedal en caso de obstrucciones.
- Verificar el buen estado de las plantas y eliminar maleza que pueda competir con estas

## Mantenimiento del tanque de sedimentación:

La eficiencia del tanque de sedimentación es de vital importancia en la operación y vida del humedal. Por tanto, el mantenimiento y la operación del tanque de sedimentación deben ser estrictos.

Los tanques de sedimentación (fosa séptica) deben ser vaciados al menos una vez al año.

Los tanques de sedimentación con cargas de fangos especiales deben ser vaciados con mayor frecuencia, la cual se determina en el momento de diseño o por inspección durante la operación (que muestre la necesidad de vaciado).

El vaciado del tanque consiste en remover la capa superior del tanque como también el fango retenido en el fondo, y dejar agua dentro del tanque.

**Llenado con agua:** Una vez retirados los fangos y las grasas, el tanque de sedimentación debe llenarse hasta  $\frac{3}{4}$  de su volumen. El agua de llenado del tanque de sedimentación debe ser de pH neutro y usar el mínimo posible de químicos floculantes, para no afectar el funcionamiento del humedal.

**Regulación de niveles de agua en el humedal:** Puede ser dividida en dos etapas.

- **Operación normal:** Durante la operación normal el nivel de agua del humedal deberá ser tal que no aflore agua en la superficie y, simultáneamente, que el medio de relleno esté saturado. Normalmente esto se logra ajustando la tubería en la arqueta de salida entre 50 y 100 mm por debajo de la superficie del lecho del humedal.

- **En condiciones invernales:** Durante el invierno, con temperaturas bajas, el nivel de agua dentro del humedal se debe bajar un tanto para evitar el congelamiento. Para asegurar la salud de las plantas, es importante restituir el nivel de agua una vez llegue la primavera y no haya riesgo de congelamiento.

**Control de las plantas:** Se divide en las siguientes etapas.

- **Después de plantarse:** Después de la primera estación de crecimiento se debe verificar que las plantas estén vivas. Si hay sitios dentro del humedal donde la densidad de plantas no haya alcanzado al menos 2 plantas/m<sup>2</sup> se debe proceder a replantar.
- **Retiro de malezas:** En caso de que aparezcan otras plantas tales como ortigas, sauces o similares, deben ser removidas manualmente. Se debe tener cuidado en no afectar el sistema radicular de las plantas.
- **Cosecha:** No es necesario recoger el material vegetal muerto que se deposita en la superficie del lecho del humedal o que se genera durante una cosecha, especialmente en otoño, pues el material muerto sirve de aislamiento térmico y protege al humedal contra el congelamiento. Si se recoge el material muerto debe hacerse en la primavera. La cosecha se debe hacer manualmente y sin usar máquinas pesadas. Los cortes se harán dependiendo de las plantas seleccionadas en el humedal, por ejemplo, para carrizos los tallos se deben cortar usando tijeras de jardinería o similar y a una altura de 100 mm sobre la superficie del lecho. Se debe tener cuidado de no afectar los brotes nuevos que estén aflorando y por ningún motivo se deben cubrir de agua los tallos.

**Lavado a presión (spooling) de las tuberías de distribución y recogida de aguas:** Las tuberías de distribución y recogida de aguas se deben lavar a alta presión, con una regularidad de, por ejemplo, una vez al año, para eliminar el fango que se haya acumulado en las tuberías o para limpiar los agujeros que podrían haberse obstruido.

**Inspección de servicio:** Todos los componentes mecánicos del sistema deben revisarse estrictamente de acuerdo a las recomendaciones del proveedor y, al menos, una vez al año.

**Regeneración de un sistema obstruido:** En caso de que el humedal se obture debido a la sobrecarga de materia orgánica, puede ser de ayuda suspender la carga por un período (por ejemplo, durante las vacaciones) y mientras tanto acumular las aguas residuales. El humedal debe vaciarse totalmente de aguas y el sistema no debe operar por un periodo de entre 3 y 4 semanas. Se obtienen mejores resultados si el período de suspensión de operación es en verano.

Si este tratamiento no soluciona el problema se puede intentar de nuevo. Si después de esto aún no se mejora la operación, entonces se debe proceder removiendo el material de relleno de los lechos y remplazándolo por material nuevo de buena calidad, así como revisar el mantenimiento y funcionamiento de la fosa séptica.

## Control de calidad de materiales

Todos los materiales usados en la construcción deben someterse a control de calidad.

**Control de materiales (del constructor):** Se debe controlar:

- Bombas y tanque de sedimentación que cumplan las normas de calidad vigentes.
- Que la arena-grava y rocas a utilizar en el filtro sean lavadas.
- Que la granulometría de la arena esté dentro de los límites aceptados por la curva.
- Que plásticos y geotextiles estén en buen estado.
- Que las plantas sean saludables y sin parásitos.

**Control durante y al final de la construcción (inspección):** La autoridad ambiental debe revisar el humedal. Por ejemplo, el municipio puede controlar el cumplimiento de los permisos necesarios y de los límites de concentración de contaminantes en la descarga, las instalaciones de tubería, la calidad de los materiales, las arquetas de entrada y salida de aguas, y el material de relleno.

**REFERENCIAS**  
CAPÍTULO 2



## REFERENCIAS

- Allen, L. 1997. Mechanisms and rates of O<sub>2</sub> transfer to and through submerged rhizomes and roots via aerenchyma. *Soil and Crop Science Society of Florida Proceedings* 56: 41-54.
- Arias, C., Brix, H. & Johansen, N. 2003. Phosphorus removal from municipal wastewater in an experimental two-stage vertical flow constructed wetland system equipped with calcite filter. *Water Science and Technology* 48(5): 51-58.
- Armstrong, J. & Armstrong, W. 1988. *Phragmites australis* – A preliminary study of soil-oxidizing sites and internal gas transport pathways. *The New Phytologist* 108: 373-382.
- Armstrong, J. & Armstrong, W. 1990. Light-enhanced convective throughflow increases oxygenation in rhizomes and rhizosphere of *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud. *New Phytologist* 114: 121-128.
- Armstrong, W. 1967. The use of polarography in the assay of oxygen diffusing from roots in anaerobic media. *Physiologia Plantarum* 20: 540-553.
- Armstrong, W. 1979. Aeration in Higher Plants. *Advances in Botanical Research* 7: 225-332.
- Armstrong, W., Armstrong, J., Beckett, P. & Justin, S. 1991. Convective gas-flows in wetland plant aeration. En: *Plant Life under Oxygen Deprivation: Ecology, Physiology and Biochemistry*. Editores: Jackson, M., Davies, D. & Lambers, H. Ediciones SPB Academic Publishing. ISBN 9051030517, 9789051030518. 326 pp.
- Bahlo, K. & Wach, F. 1990. Purification of domestic sewage with and without faeces by vertical intermittent filtration in reed and rush beds. En: *Constructed wetlands in water pollution control*. Editores: Cooper, P. & Findlater, B. Ediciones Pergamon Press. ISBN 9780080407845. 605 pp.
- Barber, D. & Martin, J. 1976. The release of organic substances by cereal roots into soil. *New Phytologist* 76: 69-80.
- Barko, J., Gunnison, D. & Carpenter, S. 1991. Sediment interactions with submersed macrophyte growth and community dynamics. *Aquatic Botany* 41: 41-65.
- Bayley, S., Zoltek, J., Hermann, A., Dolan, T. & Tortora, L. 1985. Experimental manipulation of nutrients and water in a freshwater marsh: Effects on biomass, decomposition, and nutrient accumulation. *Limnology and Oceanography* 30: 500-512.
- Bedford, B., Bouldin, D. & Beliveau, B. 1991. Net oxygen and carbon-dioxide balances in solutions bathing roots of wetland plants. *Journal of Ecology* 79: 943-959.



Beven, K. & Germann, P. 1982. Macropores and water flow in soils. *Water Resources Research* 18: 1311-1325.

Börner, T., Von Felde, K., Gschlössl, T., Kunst, S., Wissing, F., Vymazal, J., Brix, H., Cooper, P., Green, M & Haberl, R. 1998. Constructed wetlands for wastewater treatment in Europe. Ediciones Backhuys Publishers.

Breen, P. 1990. A mass balance method for assessing the potential of artificial wetlands for wastewater treatment. *Water Research* 24: 689-697.

Brix, H. 1990. Gas exchange through the soil-atmosphere interphase and through dead culms of *Phragmites australis* in a constructed reed bed receiving domestic sewage. *Water Research* 24: 259-266.

Brix, H. 1993. Macrophyte-mediated oxygen transfer in wetlands: transport mechanisms and rates. En: Constructed wetlands for water quality improvement. Editores: Moshiri, G. Ediciones Lewis Publishers. ISBN 0873715500. 632 pp.

Brix, H. 1997. Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands?. *Water Science and Technology* 35: 11-17.

Brix, H. 1994. Functions of macrophytes in constructed wetlands. *Water Science and Technology* 29: 71-78.

Brix, H., 1998. Denmark. En: Constructed wetlands for wastewater treatment in Europe. Editores: Vymazal, J., Brix, H., Cooper, P., Green, M. & Haberl, R. Ediciones Backhuys Publishers. ISBN 9073348722. 366 pp.

Brix, H., 2003. Danish experiences with wastewater treatment in constructed wetlands. 1st International Seminar on the Use of Aquatic Macrophytes for Wastewater Treatment in Constructed Wetlands. Editores: Diaz, V. & Vymazal, J. Lisboa, Portugal.

Brix, H. & Arias, C. 2005. The use of vertical flow constructed wetlands for on-site treatment of domestic wastewater: New Danish guidelines. *Ecological engineering* 25: 491-500.

Brix, H. & Johansen, N. 2004. Retningslinier for etablering af beplantede filteranlæg op til 30 PE. In *Økologisk Byfornyelse og Spildevandsrensning*. Miljøstyrelsen. 49 pp.

Brix, H. & Schierup, H. 1989. The use of aquatic macrophytes in water-pollution control. *Ambio* 18: 100-107.

Brix, H. & Schierup, H. 1990. Soil oxygenation in constructed reed beds: The role of macrophyte and soil atmosphere interface oxygen transport. En: *Constructed Wetlands in Water Pollution Control*. Editores: Cooper, P. & Findlater, B. Ediciones Pergamon Press. ISBN 9780080407845. 605 pp.

Brix, H., Sorrell, B. & Orr, P. 1992. Internal pressurization and convective gas flow in some emergent freshwater macrophytes. *Limnology Oceanography* 37: 1420-1433.

Caffrey, J. & Kemp, W. 1991. Seasonal and spatial patterns of oxygen production, respiration and root-rhizome release in *Potamogeton perfoliatus* L. and *Zostera marina* L. *Aquatic Botany* 40: 109-128.

Chappell, K. & Goulder, R. 1994. Seasonal variation of epiphytic extracellular enzyme activity on two freshwater plants, *Phragmites australis* and *Elodea canadensis*. *Archiv fuer Hydrobiologie* 132: 237-253.

Cooper, P., Job, G., Green, M. & Shutes, R. 1996. Reed beds and constructed wetlands for wastewater treatment. Ediciones Swindon: WRc. ISBN 1898920273, 9781898920274. 184 pp.

Cooper P.F 2003. UK experiences with reed beds and constructed wetlands from 1985 to 2003. 1st International Seminar on the Use of Aquatic Macrophytes for Wastewater Treatment in Constructed Wetlands. Editores: Diaz, V. & Vymazal, J. Lisboa, Portugal.

Cooper P. 2001. Nitrification and denitrification in hybrid constructed wetland systems. En: *Transformation of nutrients in natural and constructed wetlands*. Editor: Vymazal, J. Ediciones Backhuys Publishers. 634 pp.

Crites, R. & Tchobanoglous, G. 1998. Small and decentralized wastewater management systems. International Edition. Ediciones McGraw-Hill.

Cronk, J. & Fennessy, M. 2001. *Wetland Plants: Biology and Ecology*. Ediciones: Lewis Publishers. ISBN 9781566703727. 482 pp.

Drew, M. 1979. Plant Responses to anaerobic conditions in soil and solution culture. En: *Comentarios in Plant Science*. Editor: Smith, H. Ediciones: Pergamon Press. 260 pp.

Gambrell, R., DeLaune, R. & Patrick, W. 1991. Redox processes in soils following oxygen depletion. En: *Plant Life under Oxygen Deprivation: Ecology, Physiology and Biochemistry*. Editores: Jackson, M., Davies, D. & Lambers, H. Ediciones SPB Academic Publishing. ISBN 9051030517, 9789051030518. 326 pp.

Geller, G. 1997. Horizontal subsurface flow systems in the German speaking countries: summary of long-term scientific and practical experiences; recommendations. *Water Science and Technology* 35: 157-166.

- Gersberg, R., Elkins, B. & Goldman, C. 1983. Nitrogen removal in artificial wetlands. *Water Research* 17: 1009-1014.
- Gersberg, R., Lyon, S., Brenner, R. & Elkins, B. 1987. Fate of Viruses in Artificial Wetlands. *Applied and Environmental Microbiology* 53: 731-736.
- Gries, C., Kappen, L. & Lösch, R. 1990. Mechanism of flood tolerance in reed, *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel. *New Phytologist* 114: 589-593.
- Gumbrecht, T. 1993a. Nutrient removal capacity in submersed macrophyte pond systems in a temperature climate. *Ecological Engineering* 2: 49-61.
- Gumbrecht, T. 1993b. Nutrient removal processes in freshwater submersed macrophyte systems. *Ecological Engineering* 2: 1-30.
- Haberl, R. & Perfler, R. 1990. Seven years of research work and experience with wastewater treatment by a reed bed system. En: *Constructed wetlands in water pollution control*. Editores: Cooper, P. & Findlater, B. Ediciones Pergamon Press. ISBN 9780080407845. 605 pp.
- Hammer, D. 1992. *Creating freshwater wetlands*. Ediciones CRC Press. ISBN 1566700485, 9781566700481. 448 pp.
- Haslam, S. 1971a. Community regulation in *Phragmites communis* Trin.: I. Monodominant Stands. *Journal of Ecology* 59: 65-73.
- Haslam, S. 1971b. The development and establishment of young plants of *Phragmites communis* Trin. *Annals of Botany* 35: 1059-1072.
- Haslam, S. 1972. Biological flora of the British Isles. *Journal of Ecology* 60: 585-610.
- Haslam, S. 1973. Some aspects of the life history and autecology of *Phragmites communis* Trin. A Review. *Polish Archives of Hydrobiology* 20: 79-100.
- Hofmann, K. 1986. Wachstumverhalten von Schilf (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel) in klärschlammbeschickten Filterbeeten. *Archives of Hydrobiology* 107: 385-409.
- IWA, 2000. *Constructed wetlands for pollution control: processes, performance, design and operation*. Editores: Kadlec, R., Knight, R., Vymazal, J., Brix, H., Cooper, P. & Haberl, R. IWA scientific and Technical report. Ediciones IWA Publishing.

Johansen, N., Brix N. & Arias C. 2002. Design and characterization of a compact constructed wetland system removing BOD, nitrogen and phosphorus for single household sewage. Conference Paper: 8th international conference on wetland treatment for water pollution control. Arusha, Tanzania.

Kadlec, R. 2004. Nitrogen farming for pollution control. *Journal of Environmental Science and Health* 40: 1307-1330.

Kadlec, R. & Knight, R. 1996. Treatment wetlands. Ediciones Lewis Publishers. 1046 pp.

Kadlec, R & Wallace, S. 2009. Treatment Wetlands. Ediciones CRC Press. 1016 pp.

Kemp, W. & Murray, L. 1986. Oxygen release from roots of the submersed macrophyte *Potamogeton perfoliatus* L.: Regulating factors and ecological implications. *Aquatic Botany* 26: 271-283.

Kickuth, R. 1981. Abwasserreinigung in mosaikmatrizen aus aeroben und anaeroben teilbezirken. *Grundlagen der Abwasserreinigung*: 639-665.

Knight, R. 1997. Wildlife habitat and public use benefits of treatment wetlands. *Water Science and Technology* 35: 35-43.

Laan, P., Smolders, A., Blom, C. and Armstrong, W. 1989. The relative roles of internal aeration, radial oxygen losses, iron exclusion and nutrient balance in floodtolerance of *Rumex* species. *Acta Botánica Neerlandica* 38: 131-145.

Lance, J., Gerba, C. & Melnick, J. 1976. Virus movement in soil columns flooded with secondary sewage effluent. *Applied and Environmental Microbiology* 32: 520-526.

Lawson, G. 1985. Cultivating reeds (*Phragmites australis*) for root zone treatment of sewage. *Institute of Terrestrial Ecology*. 64 pp.

Marsteiner, E., Collins, A., Theis, T. & Young, T. 1996. The influence of macrophytes on subsurface flow wetland (SSF) hydraulics. 5th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control. Vienna, Austria.

McIntyre, B. & Riha, S. 1991. Hydraulic conductivity and nitrogen removal in an artificial wetland system. *Journal of Environmental Quality* 20: 259-263.

Ministry of Environment and energy. 1997. Rodzoneanlæg Act No 325 of 14 1997 on wastewater treatment in rural areas (In danish). Denmark.

Ministry of Environment and energy. 1999. Rodzoneanlæg op til 30 PE Nr. 1 Miljø- og Energiministeriet Miljøstyrelsen. Denmark.

- Mitsch, W. & Gosselink, J. 1993. Wetlands. Ediciones Van Nostrand Reinhold. ISBN 0442008058. 722 pp.
- Moorhead, K. & Reddy, K. 1988. Oxygen transport through selected aquatic macrophytes. *Journal of Environmental Quality* 17: 138-142.
- Ngo, V. 1987. Boosting pond performance with aquaculture. *Operations Forum* 4: 20-23.
- Perdomo, S., Fujita, M. & Furukawa, K. 1996. Oxygen transport through *Pistia stratiotes* L. 5th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control. Vienna, Austria.
- Pettecrew, E. & Kalff, J. 1992. Water flow and clay retention in submerged macrophyte beds. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 49: 2483-2489.
- Platzer, C. 1996. Enhanced nitrogen elimination in subsurface flow artificial wetlands - a multi stage concept. 5th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control. Vienna, Austria.
- Reddy, K. & De Busk, W. 1985. Nutrient removal potential of selected aquatic macrophytes. *Journal of Environmental Quality* 14: 459-462.
- Reddy, K., Patrick, W. & Lindau, C. 1989. Nitrification-denitrification at the plant root-sediment interface in wetlands. *Limnology and Oceanography* 34: 1004-1013.
- Richardson, C. 1985. Mechanisms controlling phosphorus retention capacity freshwater wetlands. *Science* 228, 1424-1427.
- Rodewald-Rudescu, L. 1974. Das Schilfrohr (*Phragmites communis* Trinius). Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- Rovira, A. 1965. Interactions between plant roots and soil microorganisms. *Annual Reviews in Microbiology* 19: 241-266.
- Rovira, A. 1969. Plant root exudates. *The Botanical Review* 35: 35-57.
- Sah, R. & Mikkelsen, D. 1986. Transformations of inorganic phosphorus during the flooding and draining cycles of soil. *Soil Science of America Journal* 50: 62-67.
- Sand-Jensen, K., Prahl, C. & Stokholm, H. 1982. Oxygen release from roots of submerged aquatic macrophytes. *Oikos* 38: 349-354.

Schierup, H., Brix, H. & Lorenzen, B. 1990. Wastewater treatment in constructed reed beds in Denmark - state of the art. En: *Constructed wetlands in water pollution control*. Editores: Cooper, P. & Findlater, B. Ediciones Pergamon Press. ISBN 9780080407845. 605 pp.

Seidel, K. 1966. Reinigung von Gewässern durch höhere Pflanzen. *Naturwissenschaften* 53: 289-297.

Seidel, K. 1964. Abbau von bacterium coli durch höhere wasserpflanzen. *Naturwissenschaften* 51: 395.

Seidel, K., Happel, H. & Graue, G. 1978. Contributions to revitalisation of waters. Stiftung Limnologische Arbeitsgruppe.

Smith, I., Bis, G., Lemon, E. & Rozema, L. 1997. A thermal analysis of a sub-surface, vertical flow constructed wetland. *Water Science and Technology* 35: 55-62.

Somes, N., Breen, P. and Wong, T. 1996. Integrated hydrologic and botanical design of stormwater control wetlands. 5th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control. Vienna, Austria.

Sorrell, B. & Armstrong, W. 1994. On the difficulties of measuring oxygen release by root systems of wetland plants. *Journal of Ecology* 82: 177-183.

Sorrell, B. & Boon, P. 1992. Biogeochemistry of billabong sediments. II Seasonal variations in methane production. *Freshwater Biology* 27: 435-445.

Studer, C. & Brändle, R. 1984. Sauerstoffkonsum und versorgung der rhizome von *Acorus Calamus* L., *Glyceria maxima* (Hartmann) Holmberg, *Menyanthes trifoliata* L., *Phalaris arundinacea* L., *Phragmites communis* Trin. und *Typha latifolia* L. *Botanica Helvetica* 94: 23-31.

Tornberg, T., Bendix, M. & Brix, H. 1994. Internal gas transport in *Typha latifolia* L. and *Typha angustifolia* L. 2. Convective throughflow pathways and ecological significance. *Aquatic Botany* 49: 91-105.

Unión Europea. 2001. Guía procesos extensivos de depuración de las aguas residuales. Adaptadas a las pequeñas y medias colectividades. Oficina Internacional del Agua. ISBN 9289416904. 41 pp.

Véber, K. 1978. Propagation, Cultivation and Exploitation of Common Reed in Czechoslovakia. En: *Ecological Studies* 28. Editores: Dykyjová, D. & Kvet, J. Ediciones Springer-Verlag, Berlin Heidelberg. ISBN 9783642668401, 9783642668388.

Vymazal, J., Brix, H., Cooper, P., Haberl, R., Perfler, R. & Laber, J. 1998. Removal mechanisms and types of constructed wetlands. En: *Constructed wetlands for wastewater treatment in Europe*. Editores: Vymazal, J., Brix, H., Cooper, P., Green, M. & Haberl, R. Ediciones: Backhuys Publisher.

Watson, J., Reed, S., Kadlec, R., Knight, R. & Whitehouse, A. 1989. Performance expectations and loading rates for constructed wetlands. En: *Constructed wetlands for wastewater treatment: Municipal, industrial and agricultural*. Editor: Hammer, D. Ediciones Lewis Publishers.

Weisner, S. & Ekstam, B. 1993. Influence of germination time on juvenile performance of *Phragmites australis* on temporarily exposed bottoms: Implications for the colonization of lake beds. *Aquatic Botany* 45: 107-118.

Weisner, S., Graneli, W. & Ekstam, B. 1993. Influence of submergence on growth of seedlings of *Scirpus lacustris* and *Phragmites australis*. *Freshwater Biology* 29: 371-375.

Westlake, D. 1963. Comparisons of plant productivity. *Biological Reviews* 38: 385-425.

Wetzel, R. 2001. *Limnology: lake and river ecosystems*. Ediciones Academic Press. ISBN 0127447601, 9780127447605. 1006 pp.

Worrall, P., Peberdy, K. & Millett, M. 1996. Constructed wetlands and nature conservation. *Water Science and Technology* 35: 205-213.





**capÍTULO 3**

**LAS PLANTAS MACRÓFITAS EN SISTEMAS  
DE HUMEDALES CONSTRUIDOS**



## CAPÍTULO 3

### LAS PLANTAS MACRÓFITAS EN SISTEMAS DE HUMEDALES CONSTRUIDOS

Autoras:

Sujey Hormazábal

Gladys Vidal

Grupo de Ingeniería y Biotecnología Ambiental, Facultad de Ciencias Ambientales y Centro EULA-Chile, Universidad de Concepción, Concepción-Chile.

El valle aluvial de los grandes ríos de llanura presenta numerosos humedales naturales donde se desarrolla una abundante y variada vegetación acuática (Zurita & Alarcón-Herrera, 2016). En los cuerpos de agua dulce continentales se encuentran principalmente dos tipos de vegetación pertenecientes a dos grupos taxonómicos distintos. Al primer grupo pertenecen las algas que se definen como pequeños organismos, generalmente unicelulares y microscópicos; mientras que el segundo grupo está compuesto por plantas vasculares acuáticas o macrófitas (Vidal & Hormazábal, 2016).

Las plantas macrófitas constituyen la flora hidrófila que crece en humedales naturales, especialmente dulceacuícolas, conformando el eslabón inicial de varias cadenas tróficas y sirviendo de lugar de refugio, alimentación y anidamiento de numerosos animales, especialmente aves. Estas plantas pertenecen al reino vegetal, por lo que la mayoría de ellas presentan un cormo con raíz, tallo y hojas como cuerpo vegetativo y flor, frutos y semillas como cuerpo reproductivo (CONAMA, 2008).

En el presente capítulo se presentarán las principales características de las plantas acuáticas

con la finalidad de entender su aplicación y comportamiento en la tecnología de humedales construidos.

#### MACRÓFITAS O PLANTAS VASCULARES ACUÁTICAS

Una macrófita se define como todo aquel vegetal cormófito (con raíz, tallo y hojas), que habita permanentemente en ambientes inundados, ya sea sumergido o emergente en lagos, lagunas, ríos, arroyos o estuarios. La mayoría de las especies mencionadas habitan en aguas dulces y sólo algunas soportan la salinidad que se encuentra en la cercanía del mar (Rodríguez & Dellarossa, 1998). En su hábitat natural, las macrófitas se encuentran formando asociaciones en la orilla e interior de los lagos. Estas asociaciones están relacionadas con zonas de colonización, las que a su vez están íntimamente relacionadas con el nivel de agua y la topografía, por lo que de acuerdo a su morfología, las macrófitas pueden clasificarse como flotantes libres, sumergidas o arraigadas con hojas flotantes, y emergentes. Estas formas de vida vegetal coexisten y algunas hasta crean condiciones favorables para el establecimiento de otras (Zurita & Alarcón-Herrera, 2016). A continuación se describe la clasificación de macrófitas según Rodríguez & Dellarossa (1998):

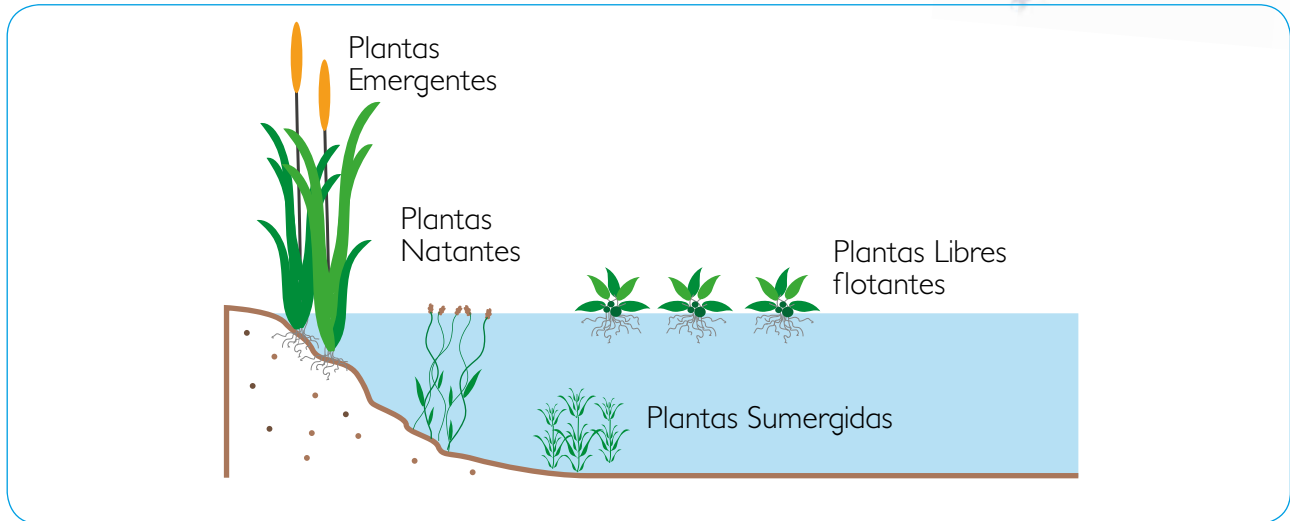


Figura 1.  
Macrófitas. Fuente: Adaptado de Zurita & Alarcón-Herrera, 2016.

- **Plantas Libres Flotantes:** Son aquellas cuyo cuerpo vegetativo flota total o parcialmente, pudiendo estar también bajo la superficie del agua.
- **Plantas Sumergidas:** Son aquellas especies cuyo cuerpo vegetativo está inmerso en el agua, y están arraigadas al sustrato. Las flores y hojas pueden flotar en la superficie del agua.
- **Plantas Natantes:** Son aquellas plantas sumergidas y arraigadas al sustrato, cuyas hojas largamente pecioladas flotan sobre la superficie del agua.
- **Plantas Emergentes:** Son aquellas que poseen gran parte del cuerpo vegetativo fuera del agua, pero las raíces y parte de tallos y hojas se encuentran sumergidas.

Las plantas macrófitas se originaron hace varios millones de años, al comienzo de la Evolución de las Angiospermas, por radiación adaptativa. Por su capacidad de colonización, muchas de ellas aparecen en todos los medios acuáticos similares disponibles en todos los continentes, presentando una distribución cosmopolita. En esta misma línea, las plantas acuáticas juegan un rol importante en el ciclo de vida de los peces, contribuyendo también en dar sustrato a un gran número de insectos y otros invertebrados que participan en las cadenas tróficas de animales superiores (Rodríguez & Dellarossa, 1998).

### Particularidades de las plantas macrófitas

Varias plantas acuáticas poseen propiedades medicinales, lo que ha traído como consecuencia una extracción intensiva poniendo en peligro su sobrevivencia, como por ejemplo *Geum queyllon* (hierba del clavo). Las macrófitas comestibles son escasas y las más conocidas son los llamados berros (*Rorippa nasturtium-aquaticum*, *Mimulus*

*luteus*) que se consumen como ensalada y que crecen en arroyos generalmente contaminados con residuos orgánicos. Muchas macrófitas tienen utilidad como plantas ornamentales de lagunas y piletas artificiales o en acuarios, por ejemplo, *Nymphaea alba*, *Eichhornia crassipes* y *Aponogeton distachyon*. Las vistosas inflorescencias secas de los vatros son usadas para decoración; las totoras, vatros y carrizos se utilizan como materia prima en todo tipo de construcciones ligeras, en mueblería, cestería y otras artesanías. Además, con el tallo del carrizo se fabrican instrumentos musicales (CONAMA, 2008; Vidal & Hormazábal, 2016).

Por otro lado, las macrófitas acumulan gran cantidad de nitrógeno y fósforo en sus tejidos y por esto se pueden utilizar para el mejoramiento de los suelos. Además, éstas pueden ser útiles como reguladores del ambiente acuático debido a la capacidad de captar metales pesados. De esta manera se purifica el medio que las rodea, siendo relevante su utilidad como indicadores ecológicos de calidad de agua (Rodríguez & Dellarossa, 1998; CONAMA, 2008).

## LAS PLANTAS MACRÓFITAS Y SU APLICACIÓN EN HUMEDALES CONSTRUIDOS

### Sistemas de humedales construidos para el tratamiento de efluentes

Los Humedales Construidos son una tecnología viable para tratar efluentes tanto de origen doméstico e industrial. Dependiendo de las características de estos efluentes, su tratamiento requiere la utilización de sistemas de humedales construidos asociados a otras tecnologías (tratamiento físico-químicos y biológicos) para asegurar su efectividad (Vidal & Araya, 2014).

La particularidad de los sistemas de humedales construidos es que poseen un bajo manejo tecnológico, lo que incide en su costo de operación y en la calificación de los profesionales a cargo. Sin embargo, se requieren extensas superficies de instalación y costos relativamente elevados en la obra civil y construcción (Morales *et al.*, 2013). La eficiencia de eliminación de materia orgánica, nutrientes y otros constituyentes de los efluentes depende del tipo del humedal seleccionado (diseño), la hidrología, las plantas y el sustrato (Plaza de los Reyes & Vidal, 2007; Vymazal, 2013).

Estos sistemas de ingeniería han sido diseñados para utilizar procesos de vegetación natural, suelo y sus conjuntos microbianos asociados para ayudar en el tratamiento de aguas servidas (López *et al.*, 2016). Una de las características que distinguen a los humedales de otros tipos de tratamiento final de efluentes es la presencia de macrófitas, donde las diferentes formas de vida de las plantas acuáticas adquieren gran importancia con respecto a su función en los humedales de tratamiento (Zurita & Alarcón-Herrera, 2016). En un humedal construido las plantas tienen roles relacionados con efectos físicos, alojamiento de microorganismos, consumo, acondicionamiento de microclima, evapotranspiración, aislamiento térmico y aspecto estético del sistema (Burgos *et al.*, 2017). En particular, las investigaciones han demostrado que las mejoras en la selección de las plantas desempeñan un papel importante en la eliminación de nutrientes de las aguas residuales (López *et al.*, 2016).

Los sistemas de humedales construidos se pueden clasificar de acuerdo a diversos criterios. La Figura 2 muestra una clasificación



**Figura 2.**

Clasificación de humedales construidos para el tratamiento de aguas servidas. Donde: FS: Humedal Flujo Superficial, HFSS: Humedal de Flujo Subsuperficial Horizontal, y VFSS: Humedal de Flujo Subsuperficial Vertical.

**Fuente:** Adaptado de *Morales et al.*, 2013.

de humedales construidos para el tratamiento de efluentes basada en la circulación y dirección del flujo de agua y los tipos de plantas macrófitas empleadas por cada tipo de humedal. De forma general se puede hablar de humedal sin medios de soporte (Humedales de Flujo Superficial, FS) y humedales con medios de soporte. Estos últimos, se dividen en Humedales de Flujo Subsuperficial Horizontal (HFSS) y de Flujo Subsuperficial Vertical (VFSS). Los humedales con medios de soporte (HFSS y VFSS) ofrecen dos ventajas respecto a los humedales sin medios (FS): a) Evitar la exposición de agentes contaminantes durante el tratamiento y b) Funcionar bien en temperaturas ambientales de congelamiento ( $<4^{\circ}\text{C}$ ). En el caso de la vegetación, ésta puede ser flotante, sumergida y emergente, y su aplicación, tal como lo muestra la Figura 2, depende de la circulación del agua (Kadlec & Wallace, 2009).

### Función de las plantas macrófitas y su relación con el tratamiento de efluentes

Las plantas en general y las macrófitas en particular, tienen la capacidad de formar biopelículas bacterianas asociadas a los rizomas y raíces que son las responsables de la biodegradación, filtración y adsorción de los compuestos que se encuentran en un agua residual a tratar.

Al mismo tiempo, permiten la transferencia de oxígeno a la columna de agua y controlan el crecimiento de algas al limitar la penetración de luz solar. Entre otras ventajas de las plantas macrófitas se puede indicar la capacidad de sobrevivir en condiciones secas, la habilidad para metabolizar el amonio directamente del agua y el alto contenido de proteínas que éstas contienen (Ran *et al.*, 2004).

La Tabla 1 y Figura 3 muestran en forma esquemática los diferentes flujos de materia orgánica, oxígeno y nutrientes (N, P) a los que están expuestas este tipo de macrófitas. La realización de la fotosíntesis es primordial para el crecimiento de las plantas y, por ende, la captación de nutrientes y de dióxido de carbono. Es importante puntualizar que la eliminación

de contaminantes de las aguas residuales es realizada por la comunidad microbiana asociada a los rizomas de las plantas. Es por este motivo que el manejo de la transferencia de oxígeno mediante las diferentes configuraciones de humedales construidos se hace fundamental para la eliminación de materia orgánica y nutrientes.

**Tabla 1.** Principales funciones de las plantas en los humedales construidos.

Sección de tejido vegetal	Función
Tejido vegetal aéreo	Atenuación de la luz, reduce crecimiento de fitoplancton. Influye en el microclima, aislamiento durante el invierno. Reduce la velocidad del viento, y riesgos de resuspensión. Almacenamiento de nutrientes. Mejora el paisaje.
Tejido vegetal sumergido	Efecto de filtración en el agua final tratada. Reduce la velocidad de la corriente, favorece la sedimentación. Proporciona área superficial para el crecimiento de la biopelícula. Excreción de oxígeno fotosintético. Incorporación de nutrientes.
Raíces y rizomas en el sedimento	Estabilización de la superficie del suelo. Previene la colmatación del medio granular. Incorpora oxígeno incrementando la degradación y la nitrificación. Incorporación de nutrientes. Exudado de antibióticos.

Fuente: Adaptada de Brix, 1997.

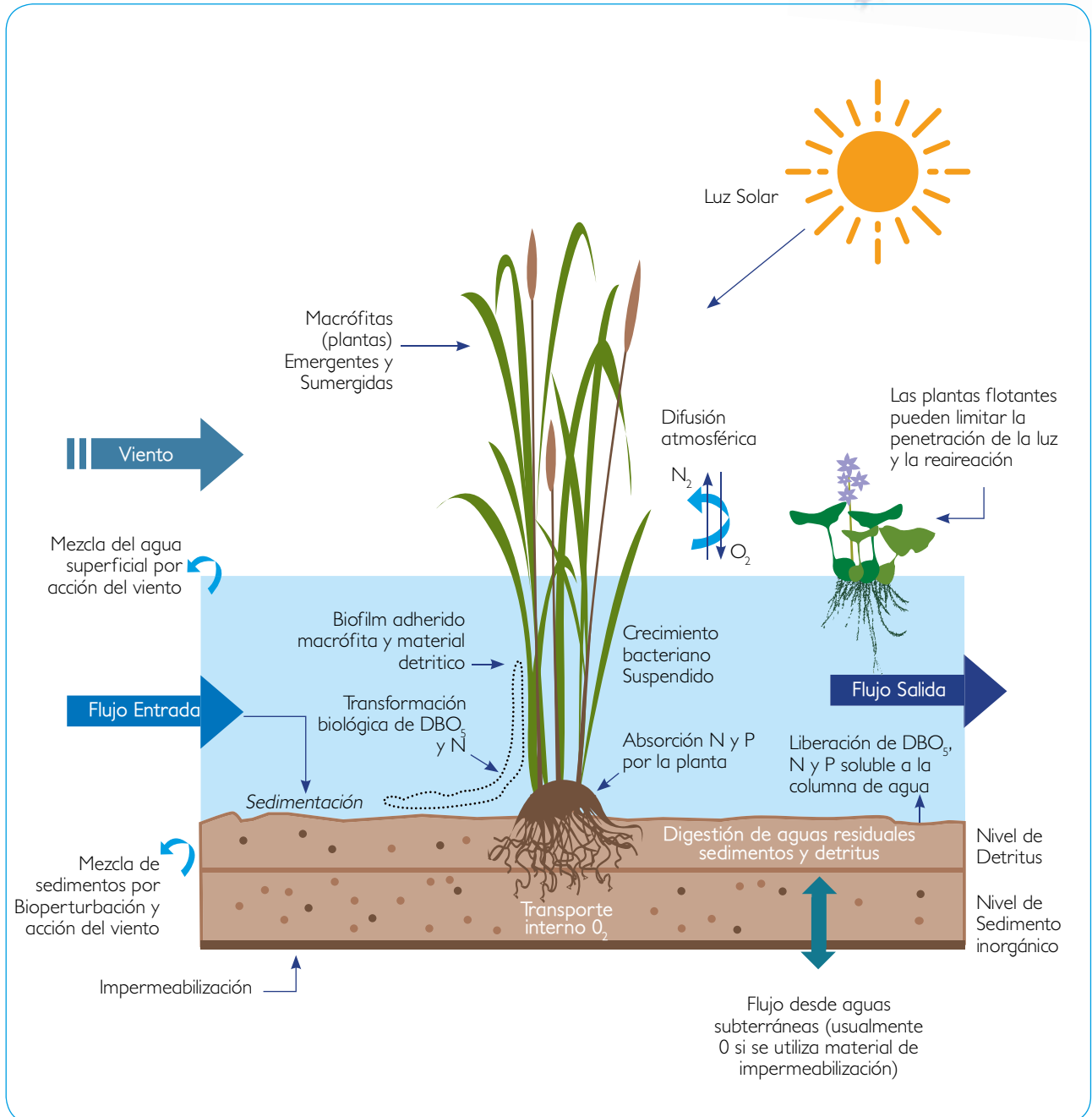


Figura 3.  
Interrelaciones de una macrófita en un humedal construido.  
Fuente: Adaptado de Wallace, 2007.

Existe una gran variedad de especies de plantas que están adaptadas a crecer en zonas húmedas. Sin embargo, sólo unas pocas especies han sido ampliamente utilizadas en humedales construidos (Wallace & Knight, 2006). Según Vymazal (2011), las plantas utilizadas en humedales construidos deben poseer ciertas características como:

- Ser tolerantes a altas cargas orgánicas y nutrientes.
- Tener abundantes raíces y rizomas a fin de proporcionar sustrato para bacterias adheridas y oxigenación de áreas adyacentes.
- Tener la biomasa aérea alta para eliminación de nutrientes, a través de su recolección.

También deben ser tolerantes a las condiciones de suelo saturado y ser capaces de operar en un ambiente anaeróbico. De la misma forma, las plantas de humedales deben conseguirse fácilmente en viveros de plantas locales (Wallace & Knight, 2006).

La Tabla 2 muestra la caracterización de varios tipos de plantas macrófitas y sus características de temperatura óptima de trabajo, germinación,

pH, máximo rango de tolerancia a la salinidad y su capacidad para capturar nutrientes (EPA, 1983; Unesco/UNEP, 2002; Borin, 2003).

Dentro de las macrófitas emergentes, se puede indicar que la familia de los *Scirpus* pueden crecer en un variado rango de pH (4-9) al igual que *Glyceria fluitans* (2-8). Debido a su resistencia de crecimiento bajo diversas condiciones ambientales y su fácil propagación, las macrófitas más utilizadas son: *Scirpus*, *Typha spp.* y *Phragmites*. Esta última presenta una elevada eficiencia en la transferencia de oxígeno porque sus rizomas penetran verticalmente y más profundamente que los de plantas como *Typha spp.* (0,3 m), pero algo menos que los de *Scirpus* (0,4 m) (Ran *et al.*, 2004). Por su parte, plantas flotantes como *Eichhornia crassipes* y *Lemna spp.* tienen mayor capacidad de captación de nutrientes (sobre 350 kg N/ha·año y 110 kg P/ha·año) que otras variedades de macrófitas (Rodríguez & Dellarossa, 1998). Sin embargo, existe un gran potencial de plantas no tradicionales de humedales que son tolerantes a la humedad de estos sistemas.



**Tabla 2.** Características de macrófitas emergentes utilizadas en humedales construidos.

Familia	Nombre Científico	Nombre Común	Temperatura (°C)		Máxima salinidad tolerable (ppt)	Rango efectivo de pH	Asimilación Nitrógeno		Asimilación Fósforo	
			Deseable	Germinación semillas			% peso seco	kg/ha año	% peso seco	kg/ha año
<b>MACRÓFITAS EMERGENTES</b>										
Cyperaceae	<i>Carex spp.</i>	Cortadera	14-32		20	5,0-7,5				
	<i>Eleocharis spp.</i>	Rume	18-27			4,0-9,0				
	<i>Scirpus lacustris</i>	Junco de laguna	16-27			4,0-9,0	1,22	125	0,18	18
Poaceae o Gramíneas	<i>Glyceria fluitans</i>	Hierba del maná	12-23	10-30	45	2,0-8,0	0,4-4,6		0,1-0,8	
	<i>Phragmites australis</i>	Carrizo	16-27	20-24	35	4,8-8,2	2,57	225	0,18	35
Iridaceae	<i>Iris pseudacorus</i>	Lirio amarillo, espadaña amarilla	15-20							
Juncáceas	<i>Juncus spp.</i>	Juncos	16-26		20	5,0-7,5	1,24	800	0,27	110
Typhaceae	<i>Typha latifolia</i>	Eneas, espadañas	10-30	12-24	30	4,0-10,0	1,37	600-2.630	0,21	75-403
<b>MACRÓFITAS FLOTANTES</b>										
Pontederiaceae	<i>Eichhornia crassipes</i>	Jacinto de agua	8-15	20-30				2000-6000		300-600
Lemnaceae	<i>Lemna spp.</i>	Lenteja de agua	6-33		4	6,5-7,5	1,5-7,2	350-1.200	0,6-2,8	116-450

Fuente: Adaptada de Plaza de Los Reyes & Vidal, 2007.

### Las plantas ornamentales en el tratamiento de efluentes por humedales construidos

Además de las plantas macrófitas antes mencionadas, en la actualidad se ha recomendado la utilización de especies ornamentales en humedales construidos. Esto se debe a que las plantas ornamentales pueden mejorar la infraestructura del sistema de tratamiento, dándole mayor realce estético y, posiblemente, otorgar beneficios económicos a la comunidad a través de la producción de flores de corte para su comercialización. Este beneficio económico permitiría recuperar parte de los recursos invertidos en la construcción y mantenimiento del sistema (Belmont *et al.*, 2004). Así, se ha documentado la utilización de más de 60 especies ornamentales y locales (Vymazal, 2011). Dentro de las plantas estudiadas en sistemas subsuperficiales se encuentran:

- *Zantedeschia aethiopica*: De nombre común Cala, es una robusta planta herbácea perenne. Crece en áreas con abundante agua. Se distribuye en todas las regiones subtropicales del mundo, con temperaturas entre 12 y 25 °C, aunque soporta las heladas. Alcanza los 1,5 m de altura y produce de 2 a 3 flores blancas por cada bulbo (Sacoto, 2010).
- *Canna spp.*: Denominadas Achiras, son plantas de rizoma corto y robusto que pueden alcanzar los 3 m de altura. Se distribuyen a lo largo de regiones subtropicales, desde Estados Unidos hasta Argentina. Se han cultivado para la decoración ya que poseen flores de color rojo oscuro a amarillo (Maas-Van de Kamer & Maas, 2008).
- *Iris spp.*: Comúnmente llamadas Lirios. *Iris pseudacorus* (Lirio amarillo), es una de la más utilizadas. Es una hierba perenne de hasta 1,5 m de altura, con un rizoma robusto. Se encuentra en cuerpos de agua de toda Europa, en el Medio Oriente y África Norte. Las especies *Iris versicolor* e *Iris sibirica* también son utilizadas en humedales construidos en América del Norte y en Europa, respectivamente (Vymazal, 2011).

La Tabla 3 muestra una caracterización de plantas comunes y ornamentales utilizadas en humedales construidos de flujo subsuperficial. Dichas plantas poseen características propias de su especie, las que son necesarias a considerar para su utilización en humedales construidos. En relación a las tasas de propagación, las especies que colonizan lentamente, como *Iris pseudacorus* (0,06 m/año), precisan mantener un mayor stock de plantas. La profundidad de penetración de plantas ornamentales varía entre 10 y 20 cm, la que es menor a la de macrófitas como *Phragmites australis*, cuyas raíces pueden llegar hasta 1 m de profundidad. Por otro lado, la altura máxima alcanzada por plantas ornamentales, de entre 1,2 y 3 m, es inferior a la de macrófitas comunes, que varían entre 3 y 5 m. Respecto a la calidad del agua y las plantas ornamentales toleran bajas concentraciones de salinidad (0-0,5 ppt) en relación a las especies comúnmente utilizadas (0-20 ppt) (Zurita *et al.*, 2006, 2008).

La mayoría de los sistemas de humedales construidos se diseñan como monocultivo de la especie de planta seleccionada. Sin embargo, se ha reportado que en sistemas de policultivo se puede alcanzar una distribución eficaz de la biomasa de raíces y proporcionar hábitat para una población microbiana más diversa (Coleman *et al.*, 2001; Calheiros *et al.*, 2007, 2015; Wu *et*

**Tabla 3.** Caracterización de plantas comunes y ornamentales utilizadas en humedales construidos de flujo subsuperficial.

PLANTA ORNAMENTAL					CARACTERÍSTICAS				
Familia	Nombre Científico	Nombre común	Método de propagación	Tasa de propagación (m/año)	Profundidad implantación (cm)	Rango de salinidad (ppt)	Rango de Temperatura (°C)	Altura máxima (m)	Referencias
<b>COMUNES</b>									
Poaceae	<i>Phragmites spp.</i>	Carrizo	Rizoma	Rápida	60-100	0-20	12-33	5	[1,6,7,8]
Typhaceae	<i>Typha spp.</i>	Espadaña	Rizoma	Muy Rápida (> 30)	30-40	0-0,5	10-30	3	[1,6,7,8]
Cyperaceae	<i>Schoenoplectus spp.</i>	Junco	Rizoma	Moderada (0,15)	70-80	0-5	16-27	3	[1,6,7,8]
<b>ORNAMENTALES</b>									
Araceae	<i>Zantedeschia aethiopica</i>	Cala	Rizoma	Lenta	10-15		12-25	1,5	[4]
Canaceae	<i>Canna spp.</i>	Achira	Rizoma	Rápida	20	0	10-25	3	[1,3,8]
Iridaceae	<i>Iris spp.</i>	Lirio	Rizoma	Lenta (0,06)	15	0-0,5	10-20	1,2	[1,8]
Cyperaceae	<i>Cyperus spp.</i>	Papiro	Rizoma	Rápida	30	0-18	18-33	1,8	[1,2,5,8]

**Referencias:** [1] Borin (2003); [2] Heers (2006); [3] Maas-Van de Kamer & Maas (2008); [4] Sacoto (2010), [5] Tanner (2006), [6] USDA (2012), [7] Vymazal (2011), [8] Wallace y Knight (2006).

al., 2012). También se ha reportado que puede aumentar la liberación de exudados de las raíces, lo que permitiría una mayor estimulación en la asimilación de N y P en comparación a sistemas plantados con una sola especie (Wu *et al.*, 2012). Además, los policultivos pueden ser menos susceptibles a plagas y enfermedades (US-EPA, 2000).

Cabe destacar que en HFSS experimentos demuestran mayores rendimientos a corto plazo en sistemas de policultivos acordes al desarrollo radicular alcanzado en la profundidad del humedal (Nuñez, 2017). Sin embargo, a largo plazo se reduciría la conductividad hidráulica del sistema, disminuyendo la vida activa del mismo, es por esto que se aconseja para el mantenimiento de sistemas con policultivos la eliminación de la potencial vegetación oportunista (Bécares, 2004).

### Evolución de la vegetación en humedales construidos: Selección de plantas para una puesta en marcha

Un humedal construido comienza su existencia con la vegetación, la que irá evolucionando con el tiempo para contener una mezcla de vegetación proporcional al patrón hídrico y a las condiciones de la calidad del agua antes de la adición de aguas residuales (Kadlec & Wallace, 2009).

La cubierta vegetal de un humedal construido está referida al área de las plantas en los humedales, y se enfoca en cuatro medidas principales: (1) Fracción de cobertura, (2) Densidad de Tallos, (3) Área/Zona Sumergida, y (4) Porosidad bajo el agua (subacuática). Durante el ciclo de vida de las macrófitas todos los tejidos vegetales son consumidos, exportados, o eventualmente se reciclan de nuevo al suelo como basura vegetal.

La humedad y la descomposición resultante del material vegetal orgánico contribuyen al ciclo de los nutrientes y contaminantes (Kadlec & Wallace, 2009).

Debido a lo anteriormente descrito, la vegetación de los humedales construidos cambia a lo largo del tiempo, ya que se van produciendo adaptaciones locales al patrón hídrico y la calidad del agua. La comunidad vegetal que se desarrolla con el tiempo está relacionada con la carga orgánica, la hidrología y el clima (Kadlec & Wallace, 2009).

Para seleccionar especies de plantas para la puesta en marcha de un humedal construido es importante considerar (Wallace & Knight, 2006):

- La hidrología del humedal.
- El clima y la latitud.
- Costo y disponibilidad del material de plantación.
- Tamaño de la planta.
- Tasa de colonización de las especies de plantas seleccionadas.
- La calidad del agua (incluyendo la salinidad, pH, alcalinidad y la demanda de oxígeno).
- Los objetivos del proyecto.
- Mantenimiento.

### CARACTERÍSTICAS DE MACRÓFITAS UTILIZADAS EN SISTEMAS DE HUMEDALES CONSTRUIDOS

Generalmente, en los humedales de tratamiento se utilizan cultivos monoespecíficos de especies tales como *Typha domingensis*, *Phragmites australis*, *Schoenoplectus californicus* y *Phalaris arundinacea*. Estas especies se han utilizado para el tratamiento de efluentes domiciliarios, cloacales e industriales. A lo largo de los años, la experiencia en el uso de humedales de

tratamiento a nivel mundial indica la utilización de especies que antes no eran comúnmente usadas como, por ejemplo, especies de macrófitas ornamentales como *Zantedeschia aethiopica* y *Canna spp.* El uso de especies no convencionales en humedales construidos de tratamiento en países en desarrollo podría traer beneficios económicos, donde algunos autores han concluido que es posible producir flores comerciales en humedales de tratamiento sin reducir la eficiencia del sistema (Zurita & Alarcón-Herrera, 2016).

A continuación, se presentan algunos ejemplos de macrófitas o plantas vasculares acuáticas junto con algunas de sus características:

### *Asclepias incarnata* (Swamp Milkweed)

Planta con una altura de hasta 2 metros y distribución geográfica a través de América del Norte Oriental junto con la existencia de ecotipos locales. Posee capullos de color rosa brillante durante la época de floración y en algunos casos puede ser una buena alternativa ornamental.

Fuente: Adaptado de Vidal & Hormazábal, 2016.



Figura 4.  
Esquema de *Asclepias incarnata*.

Fuente:  
Wallace & Knight, 2006.



Figura 5.  
*Asclepias incarnata*.

Fuente:  
Bring Back The Monarch, 2005.

### *Canna spp.* (Canna Lily)

Planta con una altura de hasta 3 metros y distribución geográfica mundial a través de viveros comerciales. Es perenne en zonas subtropicales sin morir durante las heladas y es una planta de alto mantenimiento, pero con alto valor estético.

Fuente: Adaptado de Vidal & Hormazábal, 2016.



Figura 6.  
Esquema de *Canna spp.*

Fuente:  
Wallace & Knight, 2006.



Figura 7.  
*Canna spp.*

Fuente:  
Gardening Know How, 2017.

## *Colocasia esculenta* (Taro, Elephant Ear)

Planta con una altura de hasta 2 metros y distribución geográfica mundial (subtropical). Puede extenderse y dominar los humedales; muere con las primeras heladas, cayendo completamente al suelo. Sus tubérculos contienen ácido oxálico, que es irritante para la piel expuesta.

**Fuente:** Adaptado de Vidal & Hormazábal, 2016.



**Figura 8.**  
Esquema de *Colocasia esculenta*.

**Fuente:**  
Wallace & Knight, 2006.



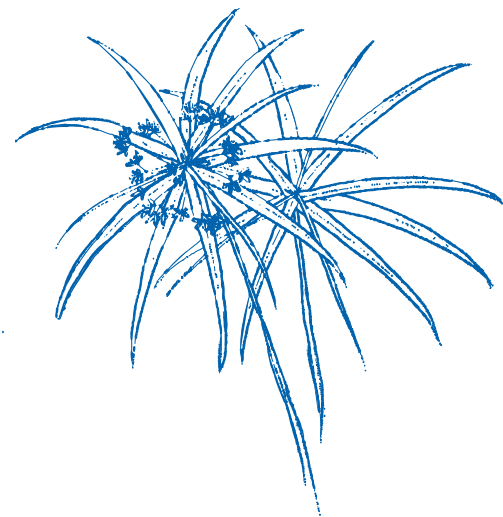
**Figura 9.**  
*Colocasia esculenta*.

**Fuente:**  
NC State University, 2017.

## *Cyperus alternifolius* (Umbrella Palm)

Planta con altura de hasta 1,2 metros y distribución geográfica alrededor de todo el mundo, en áreas subtropicales. Posee bajos requerimientos de mantenimiento y tolera condiciones de sombra mejor que la mayoría de las plantas de humedales.

**Fuente:** Adaptado de Vidal & Hormazábal, 2016.



**Figura 10.**  
Esquema de *Cyperus alternifolius*.

**Fuente:**  
Wallace & Knight, 2006.



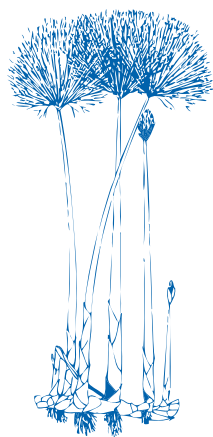
**Figura 11.**  
*Cyperus alternifolius*.

**Fuente:**  
NC State University, 2017.

### *Cyperus papyrus* (Papiro Egipcio)

Planta perenne que puede llegar a alcanzar hasta 5 metros de altura. Es originaria de Egipto y crece en climas templado-cálido, a una temperatura mínima de 5°C. Requiere sol y media sombra. Sus tallos son triangulares y posee hojas muy finas, plumosas, de color verde claro, con 12 a 30 cm de largo. Tiene inflorescencia en espiga.

**Fuente:** Adaptado de Vidal & Hormazábal, 2016.



**Figura 12.**  
Esquema de *Cyperus papyrus*.

**Fuente:**  
Vidal & Hormazábal, 2016.



**Figura 13.**  
*Cyperus papyrus*.

**Fuente:**  
Vidal & Hormazábal, 2016.

### *Iris versicolor* (Iris, Blueflag Iris)

Planta con una altura de hasta 1,2 metros y distribución geográfica al Este de América del Norte. Es una planta que crece en grupos a partir del rizoma originario y además resulta fácil de establecer cuando las plantaciones se realizan a través del rizoma. Sus rizomas pueden ser irritantes para la piel descubierta.

**Fuente:** Adaptado de Vidal & Hormazábal, 2016.



**Figura 14.**  
Esquema de *Iris versicolor*.

**Fuente:**  
Wallace & Knight, 2006.



**Figura 15.**  
*Iris versicolor*.

**Fuente:**  
Connecticut Botanical Society, 2015.



## *Phalaris arundinacea* (Reed Canarygrass)

Planta con una altura de hasta 1,5 metros y distribución geográfica desde Alaska meridional hasta Terranova, del Sur a Carolina del Norte, Kansas y Sur de California. Es una planta muy fácil de establecer, pues se difunde rápidamente y crea condiciones de monocultivo. Además tiende a acumular grandes alfombrillas de detritos vegetales.

Fuente: Adaptado de Vidal & Hormazábal, 2016.



Figura 16.  
Esquema de *Phalaris arundinacea*.

Fuente:  
Wallace & Knight, 2006.



Figura 17.  
*Phalaris arundinacea*.

Fuente:  
Go Botany, 2017.

## *Phragmites australis* (Common Reed)

Planta con una altura de hasta 5 metros y una distribución geográfica alrededor de todo el mundo (existen sobre 100 ecotipos genéticamente distintos). La viabilidad de sus semillas es generalmente muy baja, por lo que el principal método de propagación es a través de fragmentos de rizomas. Sus hojas son planas y adelgazadas en punta, mientras que sus flores van dispuestas en panojas de 20-40 cm de largo.

Fuente: Adaptado de Vidal & Hormazábal, 2016.



Figura 18.  
Esquema de *Phragmites australis*.

Fuente:  
Wallace & Knight, 2006.



Figura 19.  
*Phragmites australis*.

Fuente:  
Vidal & Hormazábal, 2016.

### *Sagittaria latifolia* (DuckPotato, Wapato, Arrowhead)

Planta con una altura de hasta 1 metro y distribución geográfica de Columbia Británica a Quebec, Sur de Florida, California y México. Existen ecotipos locales. Sus tubérculos son muy fáciles de plantar. El crecimiento el primer año es fuerte debido a la energía almacenada en los tubérculos. Tiene flores blancas en verano, y muere con la primera helada, cayendo a nivel de agua o suelo.

Fuente: Adaptado de Vidal & Hormazábal, 2016.



Figura 20.  
Esquema de *Sagittaria latifolia*.

Fuente:  
Wallace & Knight, 2006.



Figura 21.  
*Sagittaria latifolia*  
Fuente:  
My Garden Insider, 2017.

### *Schoenoplectus (Scirpus) acutus* (Hardstem Bulrush)

Planta con una altura de hasta 1,7 metros y distribución geográfica a través de América del Norte. Tolera aguas más profundas que la mayoría de las especies emergentes. Proporciona un hábitat de desove de peces.

Fuente: Adaptado de Vidal & Hormazábal, 2016.

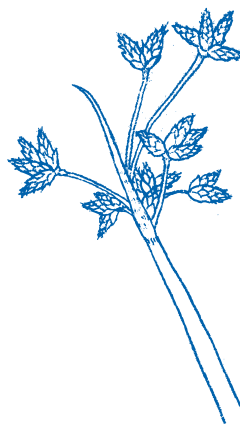


Figura 22.  
Esquema de *Schoenoplectus (Scirpus) acutus*

Fuente:  
Wallace & Knight, 2006.



Figura 23.  
*Schoenoplectus (Scirpus) acutus*.  
Fuente:  
Columbia River Gorge Wildflowers, 2006.

## *Schoenoplectus (Scirpus) atrovirens* (Green Bulrush)

Planta con una altura de hasta 1,5 metros y distribución geográfica en el Centro-Norte de Norteamérica. La planta posee tallos triangulares y requiere un bajo mantenimiento.

Fuente: Adaptado de Vidal & Hormazábal, 2016.



Figura 24.  
Esquema de *Schoenoplectus (Scirpus) atrovirens*.  
Fuente:  
Wallace & Knight, 2006.



Figura 25.  
*Schoenoplectus (Scirpus) atrovirens*.  
Fuente:  
Friends of the Wild Flower Garden, 2017.

## *Schoenoplectus (Scirpus) fluviatilis* (River Bulrush)

Planta con una altura de hasta 2 metros y distribución geográfica en el Centro-Norte de Norteamérica, Nuevo México y California. La planta posee tallos triangulares y requiere un bajo mantenimiento.

Fuente: Adaptado de Vidal & Hormazábal, 2016.



Figura 26.  
Esquema de *Schoenoplectus (Scirpus) fluviatilis*.  
Fuente:  
Wallace & Knight, 2006.



Figura 27.  
*Schoenoplectus (Scirpus) fluviatilis*.  
Fuente:  
Wallace & Knight, 2006.

### *Schoenoplectus (Scirpus) Validus* (Softstem Bulrush)

Planta con una altura de hasta 3 metros y distribución geográfica a través de América del Norte. Tolera aguas más profundas que la mayoría de las especies emergentes. Proporciona un hábitat de desove de peces.

Fuente: Adaptado de Vidal & Hormazábal, 2016.

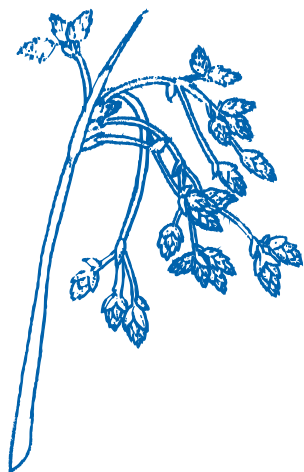


Figura 28.  
Esquema de *Schoenoplectus (Scirpus) validus*.  
Fuente:  
Wallace & Knight, 2006.



Figura 29.  
*Schoenoplectus (Scirpus) validus*.  
Fuente:  
Top Seo Articles, 2016.

### *Typha angustifolia* (Cattail (narrowleaf))

Planta con una altura de hasta 3 metros y distribución geográfica a través de América del Norte. Tiene una mayor tolerancia a la salinidad que *Typha latifolia* y tolera pH bajos.

Fuente: Adaptado de Vidal & Hormazábal, 2016.

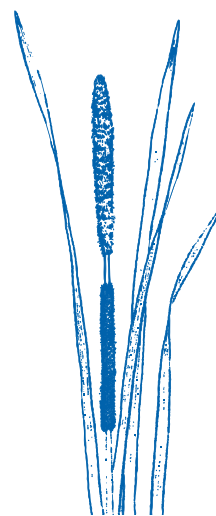


Figura 30.  
Esquema de *Typha angustifolia*.  
Fuente:  
Wallace & Knight, 2006.



Figura 31.  
*Typha angustifolia*.  
Fuente:  
Flora Silvestre del Mediterráneo, 2017

## *Typha latifolia* (Cattail (broadleaf))

Planta con una altura de hasta 3 metros y distribución geográfica a través de América del Norte.

Fuente: Adaptado de Vidal & Hormazábal, 2016.

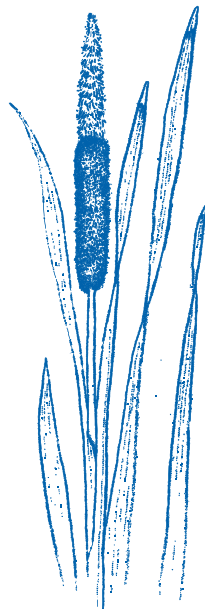


Figura 32.  
Esquema de *Typha latifolia*.  
Fuente:  
Wallace & Knight, 2006.



Figura 33.  
*Typha latifolia*.  
Fuente:  
Plants For A Future, 2012.

## *Zantedeschia aethiopica* (White Calla)

Planta perenne de 80 a 90 cm de altura. Se origina en África. Se multiplica por división de matas. Es rizomatosa, posee hojas sagitadas y flores en espata blancas a blanco-verdosas de 10 a 15 cm de largo.

Fuente: Adaptado de Vidal & Hormazábal, 2016.



Figura 34.  
Esquema de *Zantedeschia aethiopica*.  
Fuente:  
Vidal & Hormazábal, 2016.



Figura 35.  
*Zantedeschia aethiopica*.  
Fuente:  
Vidal & Hormazábal, 2016.



**REFERENCIAS**  
CAPÍTULO 3



## REFERENCIAS

Bécares, E. 2004. Función de la vegetación y procesos de diseño de humedales construidos de flujo subsuperficial horizontal y flujo superficial. En: Nuevos criterios para el diseño y operación de humedales construidos. Editores: García J., Morató, J. & Bayona J. Ediciones CPET. ISBN 8476538545, 9788476538548. 100 pp.

Belmont, M., Cantellano, E., Thomps, S., Williamson, M., Sánchez, A. & Metcalf, C. 2004. Treatment of domestic wastewater in a pilot-scale natural treatment system in central Mexico. *Ecological Engineering* 23: 299-311.

Borin, M. 2003. Fitodepurazione. Soluzioni per il trattamento dei reflui con le piante. Editorial Edagricole. Bologna, Italy. ISBN 8850648308, 9788850648306. 208 pp.

Bring Back The Monarch. 2005. *Asclepias incarnata*. Revisado en Abril 2017. Disponible en: <http://monarchwatch.org/bring-back-the-monarchs/milkweed/milkweed-profiles/ascle-pias-incarnata/>.

Brix, H. 1997. Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands?. *Water Science and Technology* 35: 11-17.

Burgos, V., Araya, F., Reyes-Contreras, C., Vera, I. & Vidal, G. 2017. Performance of ornamental plants in mesocosm subsurface constructed wetlands under different organic sewage loading. *Ecological Engineering* 99: 246-255.

Calheiros, C., Bessa, V., Mesquita, R., Brix, H., Rangel, A. & Castro, P. 2015. Constructed wetland with a polyculture of ornamental plants for wastewater treatment at a rural tourism facility. *Ecological Engineering* 79: 1-7.

Calheiros, C., Rangel, A. & Castro, P. 2007. Constructed wetland systems vegetated with different plants applied to the treatment of tannery wastewater. *Water Research* 41: 1790-1798.

Coleman, J., Hench, K., Garbutt, K., Sexstone, A., Bissonnette, G. & Skousen, J. 2001. Treatment of domestic wastewater by three plant species in constructed wetlands. *Water, Air and Soil Pollution* 128: 283-295.

Columbia River Gorge Wildflowers. 2006. Hardstem Bulrush. *Schoenoplectus acutus* var. *occidentalis*. Revisado en Abril 2017. Disponible en: <http://science.halleyhosting.com/nature/gorge/sedge/scirpus/acutus.htm>.

CONAMA, 2008. Biodiversidad de Chile, Patrimonio y Desafíos. Segunda Edición Actualizada. Ocho Libros Editores. Santiago de Chile. ISBN 978-956-8018-56-6. 640 pp.



Connecticut Botanical Society. 2015. Connecticut Plants. Revisado en Abril 2017. Disponible en: <https://www.ct-botanical-society.org/Plants/view/296>.

EPA, 1983. Wetlands and aquatic plants systems for municipal wastewater treatment. 625/1-88/022. US EPA.

Flora Silvestre del Mediterráneo. 2017. *Typha angustifolia* L. Revisado en Abril 2017. Disponible en: [http://www.florasilvestre.es/mediterranea/Typhaceae/Typha\\_angustifolia.htm](http://www.florasilvestre.es/mediterranea/Typhaceae/Typha_angustifolia.htm).

Friends of the Wild Flower Garden. 2017. Revisado en Abril 2017. Disponible en: <http://www.friendsofthewildflowergarden.org/pages/plants/bulrushdarkgreen.html>.

Gardening Know How. 2017. Canna Lily Care: How to Grow Canna Lilies. Revisado en Abril 2017. Disponible en: <https://www.gardeningknowhow.com/ornamental/bulbs/canna/canna-lily-care.htm>.

Go Botany. 2017. *Phalaris arundinacea* L. Redd canary grass. Revisado en Abril 2017. Disponible en: <https://gobotany.newenglandwild.org/species/phalaris/arundinacea/>.

Go Botany. 2017. *Bolboschoenus fluviatilis*. River tuber-bulrush. Revisado en Abril 2017. Disponible en: <https://gobotany.newenglandwild.org/species/bolboschoenus/fluviatilis/>.

Kadlec, R. & Wallace, S. 2009. Treatment wetlands. Second edition. Ediciones Taylor & Francis Group. Estados Unidos. ISBN 978-1-56670-526-4. 1016 pp.

Heers, M. 2006. Constructed wetlands under different geographic conditions: Evaluation of the suitability and criteria for the choice of plants including productive species. Master thesis Department of Environmental Engineering, Faculty of Life Sciences, Hamburg University of Applied Sciences, Germany. 166 pp.

López, D. 2016. Evaluación estacional de humedales construidos de flujo horizontal subsuperficial para la depuración de aguas servidas en zonas rurales: implicancias en la generación de metano. Tesis de Doctorado para optar al grado de Doctor en Ciencias Ambientales. Universidad de Concepción. Concepción, Chile. 240 pp.

López, D., Sepúlveda, M. & Vidal, G. 2016. *Phragmites australis* and *Schoenoplectus californicus* in constructed wetlands: Development and nutrient uptake. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition* 16: 763-777.

Maas-Vaan De Kamer, H. & Maas, P. 2008. The Cannaceae of the world. *Blumea* 53: 247-318.

Morales, G., López, D., Vera, I. & Vidal, G. 2013. Humedales construidos con plantas ornamentales para el tratamiento de materia orgánica y nutrientes contenidos en aguas servidas. *Theoria* 22: 33-46.

My Garden Insider. 2017. Broadleaf Arrowhead, Duck Potato (*Sagittaria latifolia*). Revisado en Abril 2017. Disponible en: <https://www.mygardeninsider.com/the-gardeners-library/1434/sagittaria/latifolia>.

NC State University. 2017. Colocasia esculenta. Revisado en Abril 2017. Disponible en: <https://plants.ces.ncsu.edu/plants/all/colocasia-esculenta/>.

NC State University. 2017. *Cyperus alternifolius*. Revisado en Abril 2017. Disponible en: <https://plants.ces.ncsu.edu/plants/all/cyperus-alternifolius-cyperus-involucratus/>.

Nuñez, R. 2017. Evaluación de humedales construidos en régimen de policultivo y monocultivo de plantas ornamentales para la depuración de aguas servidas. Tesis para optar al título de Ingeniero Ambiental, Universidad de Concepción. 112 pp.

Plants For A Future. 2012. *Typha latifolia*-L. Revisado en Abril 2017. Disponible en: <http://www.pfaf.org/user/plant.aspx?LatinName=Typha+latifolia>.

Plaza de los Reyes, C. & Vidal, G. 2007. Humedales construidos: una alternativa a considerar para el tratamiento de aguas servidas. *Tecnología del Agua* 288: 34-48.

Ran, N., Agami, M., & Oron, G. 2004. A pilot study of constructed wetlands using duckweed *Lemna gibba* L for treatment of domestic primary effluent in Israel. *Water Research* 38: 2241-2248.

Rodríguez, R. & Dellarossa, V. 1998. Plantas vasculares acuáticas en la región del Biobío. Ediciones Universidad de Concepción. Concepción, Chile. ISBN 956-227-153-6.

Sacoto, G. 2010. Respuesta fitotecnia de tres variedades de *Zantedeschia aethiopica* L. Spreng, a la aplicación de ácido giberélico y fertilización orgánica, en el Quinche, Provincia de Pichincha. Tesis Ingeniería Agronómica, Universidad Estatal de Bolívar, Venezuela. 144 pp.

Tanner, C. 2001. Plants as ecosystem engineers in subsurface flow treatment wetlands. *Water Science and Technology* 44: 9-17.

Tanner, C., Champion, P. & Kloosterman, V. 2006. New Zealand constructed wetland planting guidelines. National Institute of Water and Atmospheric Research report published in association with the New Zealand Water & Wastes Association. 26 pp.

Top Seo Articles. 2016. Image Gallery: *scirpus validus*. Revisado en Abril 2017. Disponible en: <http://keywordsuggest.org/gallery/739543.html>.

UNESCO/UNEP. 2002. Guidelines for the Integrated Management of the Watershed Phytotechnology and Ecohydrology Freshwater Management, Series No. 5.

United States Department of Agriculture (USDA). 2012. Plant Database. Revisado en Abril 2017. Disponible en: <http://plants.usda.gov/classification.html>.

US-EPA. 2000. Folleto informativo de tecnología de aguas residuales humedales de flujo libre superficial. Office of Water, Washington. 832-F-00-024.

Vidal, G. & Araya, F. 2014. Las aguas servidas y su depuración en zonas rurales: situación actual y desafíos. Ediciones Universidad de Concepción, ISBN 978-956-227-378-7. Registro de Propiedad Intelectual 242.970 año 2014. 118 pp.

Vidal, G. & Hormazábal, S. 2016. Las Fibras Vegetales y sus Aplicaciones – Innovación en su generación a partir de la depuración de agua. Sello Editorial Universidad de Concepción. Concepción, Chile. ISBN 978-956-227-405-0. Registro de Propiedad Intelectual 272.242 año 2016. 98 pp.

Vymazal, J. 2011. Plants used in constructed wetlands with horizontal subsurface flow: a review. *Hydrobiologia* 674: 133-156.

Vymazal, J. 2013. Plants in constructed, restores and created wetlands. *Ecological Engineering* 61: 501-504.

Wallace, S. 2007. The wetland wastewater alternative. *Water* 21: 38-44.

Wallace, S. & Knight, R. 2006. Small-Scale Constructed Wetland Treatment Systems Feasibility, Design Criteria and O&M Requirements. Wastewater Treatment and reuse. Final Report. Water Environment Research Foundation (WERF). IWA Publishing. Estados Unidos. 350 pp.

Wu, F., Chung, A., Tam, N. & Wong, M. 2012. Root exudates of wetland plants influenced by nutrient status and types of plant cultivation. *International Journal of Phytoremediation* 14: 543-553.

Zurita, F. & Alarcón-Herrera, M.T. 2016. Humedales de Tratamiento: Alternativa de Saneamiento de Aguas Residuales Aplicable en América Latina. Registro Público: 03-2016-101013195800-01. México, pág., 105-121.

Zurita, F., De Anda, J. & Belmont, M. 2006. Performance of laboratory-scale wetlands planted with tropical ornamental plants to treat domestic wastewater. *Water Quality Research Journal of Canada* 41: 410-417.

Zurita, F., De Anda, J., Belmont, M. & Cervantes-Martínez, J. 2008. Treatment of domestic wastewater and production of commercial flowers in vertical and horizontal subsurface-flow constructed wetlands. *Ecological Engineering* 35: 861-869.



## **capÍTULO 4**

OPERACIÓN DE UN HUMEDAL CONSTRUIDO DE FLUJO HORIZONTAL SUBSUPERFICIAL EN LA TRANSFORMACIÓN DE MATERIA ORGÁNICA, SÓLIDOS Y NUTRIENTES



## CAPÍTULO 4

### OPERACIÓN DE UN HUMEDAL CONSTRUIDO DE FLUJO HORIZONTAL SUBSUPERFICIAL EN LA TRANSFORMACIÓN DE MATERIA ORGÁNICA, SÓLIDOS Y NUTRIENTES

Autores:

Daniela López

Gloria Gómez

Mario Sepúlveda

Gladys Vidal

Grupo de Ingeniería y Biotecnología Ambiental, Facultad de Ciencias Ambientales y Centro EULA-Chile, Universidad de Concepción, Concepción-Chile.

## SECTOR SANITARIO Y COBERTURAS DE SANEAMIENTO EN CHILE

El abastecimiento de agua potable y el tratamiento de las aguas servidas constituye una necesidad básica y un proceso fundamental en todos los lugares donde existen asentamientos humanos, debido a que de esta forma se aseguran las necesidades básicas de la población y se disminuyen considerablemente los problemas sanitarios y potenciales daños al ecosistema (Rodríguez, 2011). Para ello el sector sanitario es el encargado de proveer los servicios de producción y distribución de agua potable y de recolección y disposición de aguas servidas (SISS, 2014). En Chile, desde el establecimiento del sistema que regula el abastecimiento de agua potable, alcantarillado y tratamiento de aguas residuales domésticas, se ha presentado un aumento paulatino en las coberturas del sector urbano y este proceso se vio acelerado en el año 2000 con la entrada en vigencia del Decreto Supremo 90/2000 (D.S.-90/2000), que norma la emisión de descargas de residuos líquidos a aguas marinas y continentales superficiales (SISS, 2014).

En Chile, los índices de cobertura en el sector urbano son bastante elevados en agua potable con un 99,9%, alcantarillado con un 96,65% y Tratamiento de Aguas Servidas (TAS) con un 99,93% (SISS, 2014). La Figura 1 muestra la cobertura porcentual de los servicios sanitarios en Chile.

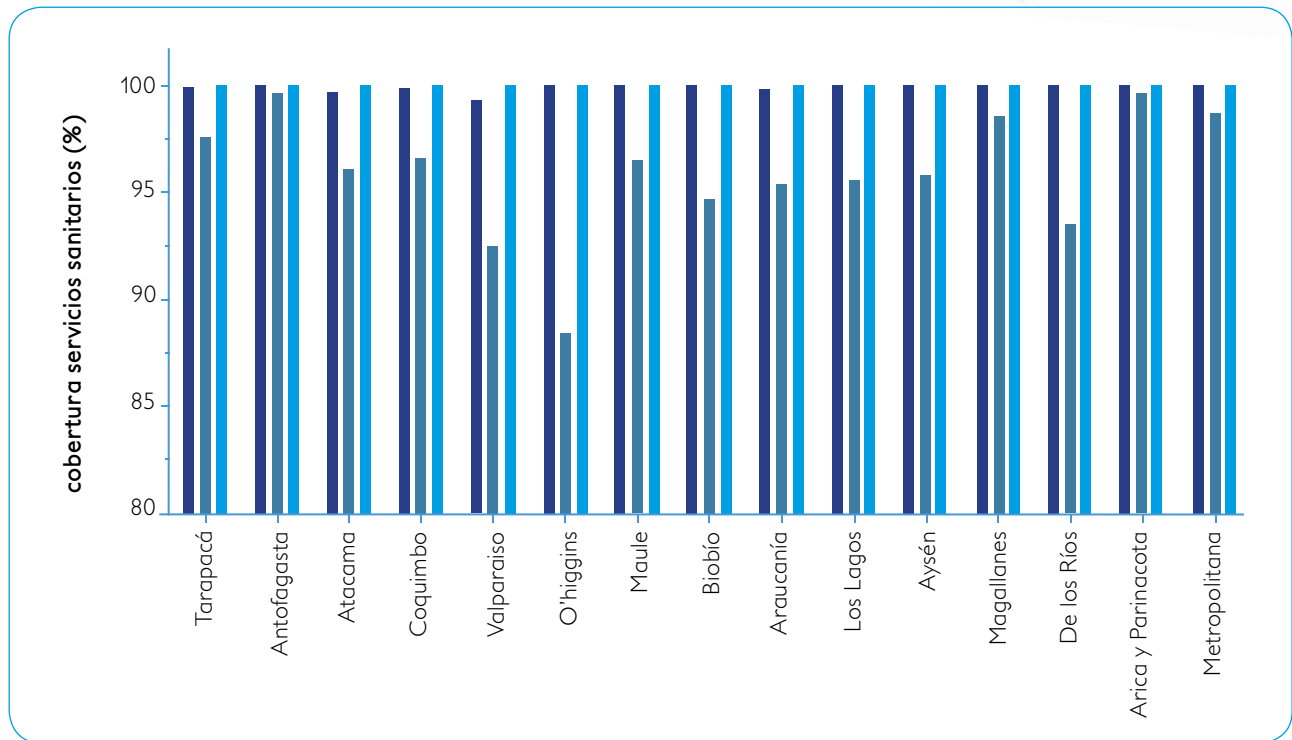


Figura 1

Cobertura porcentual de los servicios sanitarios en Chile. ●) agua potable; ●) Alcantarillado; ●) Sistema de tratamiento aguas servidas.

Fuente: Elaboración propia.

En lo que respecta al sector rural concentrado, éste presenta un índice de cobertura de agua potable actual del orden de un 99% indicando que en materia de agua potable los esfuerzos han sido los necesarios para asegurar una de las necesidades más básicas de la población. Sin embargo, en materia de saneamiento los esfuerzos han sido deficientes. La Figura 2 muestra el saneamiento en la población rural en Chile. El Censo de Población del año 2002 indicó que 2.036.322 de personas (13% del total del país) habitaban en zonas rurales. En cuanto a las viviendas rurales, 539.714 de ellas correspondían a

viviendas particulares ocupadas, representando el 13,6% de las viviendas del país. De estas viviendas un 80% cuenta con servicio domiciliario de agua potable, y sólo un 18% cuenta con servicios de alcantarillado tradicional, mientras que solo un 8% posee sistemas de tratamiento (INE, 2002; DOH & DPL, 2014).

Por su parte, en localidades rurales semi-concentradas la realidad es más crítica, existiendo 540 comunidades (195.000 habitantes) que se encuentran desprovistas de servicios básicos de agua potable y saneamiento (DGA, 2012).

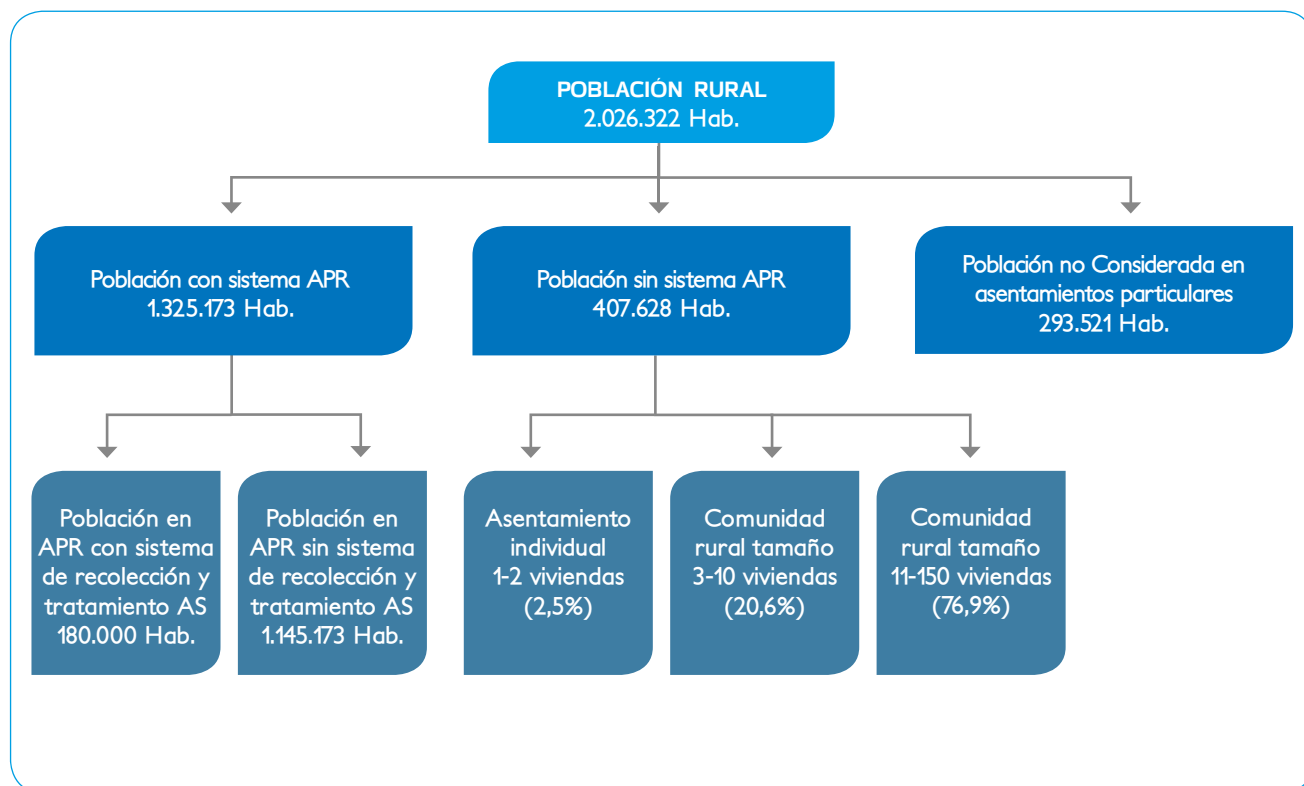


Figura 2

Esquema sobre la distribución y saneamiento de la población rural en Chile.

Fuente: SUBDERE, 2009.

Las áreas rurales son abastecidas en general por cooperativas y comités de agua potable rural, la mayoría de los cuales forman parte del Programa de Agua Potable Rural (APR) del Ministerio de Obras Públicas, que no se encuentran sometidos al marco regulatorio aplicable a las concesionarias urbanas. Actualmente, el 14 de febrero de 2017, se publicó la Ley 20998 que “Regula los Servicios Sanitarios Rurales”, cuyo principal objetivo es regular los servicios de agua potable y saneamiento de aguas en los sectores rurales.

Debido a la baja cobertura en los sistemas de tratamiento a nivel rural, desde el año 2000 se inició un programa de saneamiento rural a nivel nacional, el cual, si bien en aspectos de obras de pavimentación y redes de alcantarillado ha cumplido sin mayores contratiempos, en el caso de las plantas de tratamientos de aguas servidas no ha estado exento de dificultades. Estas dificultades se derivaron de la carencia de estudios previos respecto a las tecnologías apropiadas de tratamientos a implementar, falta de regulación respecto a las empresas



proveedoras, y falta de capacidad técnica del personal involucrado en la selección, aprobación e inspección de los contratos de dotación de TAS, traducándose en ineficiencias en los tratamientos, e inclusive en plantas que definitivamente nunca funcionaron (Dünner, 2004). Entre el año 2006-2012 se realizaron catastros de Plantas de Tratamiento de Aguas Servidas (PTAS) en zonas rurales y se determinó la existencia de 550 plantas de tratamiento en el sector rural, que en su gran mayoría atienden comunidades (SUBDERE, 2014).

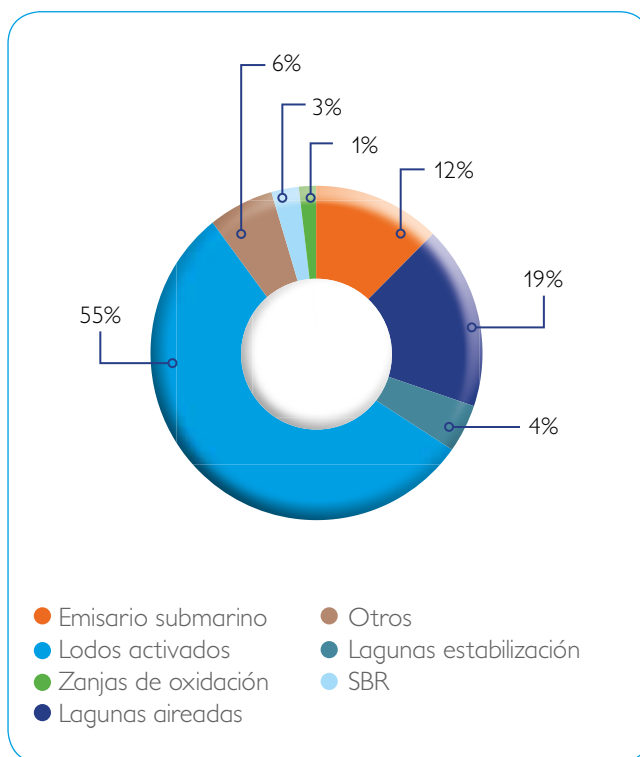
De estas 550 plantas, un 27% (148 plantas) no cumplen la norma de emisión (D.S.90/2000) y 13% (72 plantas) se encuentran en condición crítica y deben ser reemplazadas. Estos hechos son preocupantes desde el punto de vista social y sanitario ya que estas aguas sin tratamiento son descargadas en cursos de agua receptores, que posteriormente son usados para el riego de cultivos o para el consumo de localidades aguas abajo, lo que constituye un problema sanitario de gran envergadura (Reynolds, 2002).

## SISTEMAS DE TRATAMIENTO DE LAS AGUAS SERVIDAS EN ZONAS RURALES

Los sistemas de recolección y tratamiento de aguas residuales están diseñados y manejados para proteger la salud humana y ambiental (Muga & Mihelcic, 2008). De acuerdo a las necesidades medioambientales a nivel mundial y nacional ya es una obligación que nuestro país trate las aguas servidas que se generan en el sector domiciliario.

Las principales tecnologías de tratamiento para aguas servidas en sectores urbanos corresponden a sistemas convencionales tales como lodos activados (59%), lagunas aireadas

(19,8%), emisario submarino (11,7%), primario + desinfección (4,2%), lagunas de estabilización (3,2%), biodiscos (1,1%), lombrifiltros (0,7%) y biofiltros (0,4%) (SISS, 2014) (Ver Figura 3).



**Figura 3**  
 Participación porcentual de tecnologías de tratamiento aplicada en las PTAS en zonas urbanas de Chile, a partir de SISS (2013a) y SUBDERE (2012).

Fuente: Vera, 2013.

Estas tecnologías han presentado una alta funcionalidad (86,9%) en sectores urbanos. Sin embargo, al momento de implementarlas en sectores rurales no han sido óptimas debido a las necesidades técnicas de operación, elevados costos de implementación y mantención, entre otros (APR-DOH, 2012).

Debido a estos problemas es que en los últimos años ha surgido en sectores rurales la necesidad de buscar, evaluar e implementar tecnologías alternativas para la depuración de aguas servidas, las que deben contar con características de eficiencia, autonomía y ser económicamente viables (Puigagut *et al.*, 2007).

Tal como se observa de la Figura 2, la situación de recolección y disposición de las aguas servidas no es generalizada para toda la población rural, llegando sólo a cubrir al 14% del total rural que corresponde a aproximadamente 180.000 personas. Dentro del 14% de población con

recolección y tratamiento de aguas servidas existe una amplia diversidad en la forma de tratamiento utilizado, tal como se detalla en la Figura 4.

En cuanto al tipo de tratamiento utilizado, entre los años 2003 y 2010 la implementación de sistemas de tratamiento en las zonas rurales presentó un gran aumento (85%), donde la principal tecnología corresponde al tipo Lodos Activados con Aireación Extendida (LAAE), con un aumento significativo respecto a la proporción general de plantas, pasando de un 28% (2003) a un 72% (2010) (Rodríguez, 2011).

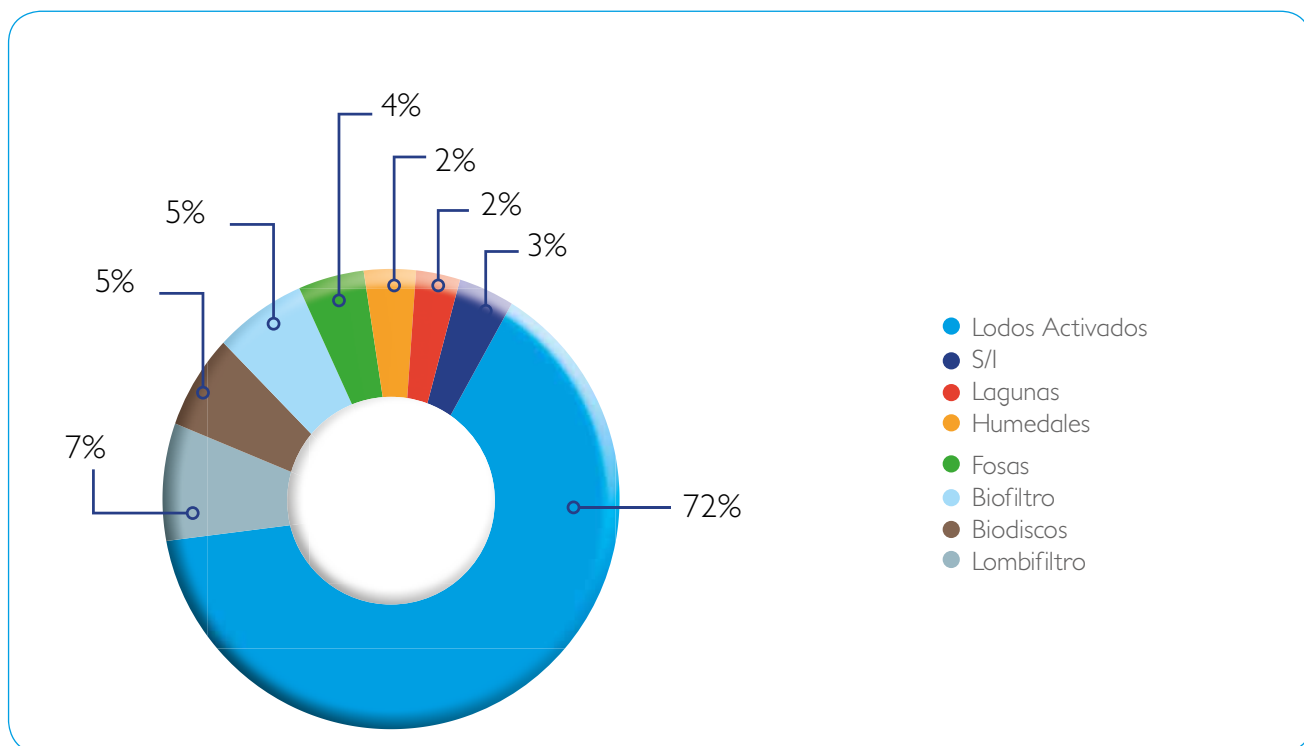


Figura 4  
División porcentual de tecnologías utilizadas en el tratamiento de aguas servidas  
Fuente: Vera, 2016

Como consecuencia de esto, todas las otras alternativas han ido disminuyendo su proporción, con un 7% para sistemas de lombifiltro, 5% para biodiscos, 5% para biofiltros, un 4% para fosas sépticas, 2% para humedales, 2% para lagunas de estabilización y un 3% sin información (S/I) (Figura 4). Dunner (2004) determinó que para poblaciones de hasta 1.000 habitantes el sistema más instalado es el de lodos activados de aireación extendida (58%). En el caso de poblaciones entre 1.000 y 3.000 habitantes, la situación es variada y se reparte principalmente entre los sistemas de decantación primaria (28%), aireación extendida (20%) y lagunas de estabilización (19%). Finalmente, para el caso de poblaciones entre 3.000 y 6.000 habitantes, el sistema predominante es el de biodiscos (68%), seguido de aireación extendida (17%) y lagunas de estabilización (15%) (Dunner, 2004).

## AGUAS SERVIDAS

Se denominan aguas servidas al agua que ha sido utilizada por una comunidad y que contiene todos los materiales añadidos a ésta durante su uso (Vidal & Araya, 2014). Estas aguas están constituidas por una mezcla de aguas domésticas o aguas servidas, industriales, de infiltración y pluviales (Mara, 2004). Dentro de esta clasificación se encuentran las aguas servidas urbanas y rurales, donde el primer grupo posee características diversas debido a los distintos orígenes de los que puede provenir, ya sea de núcleos con una mayor densidad poblacional o de sitios con presencia de actividades industriales que generen una mayor cantidad de residuos (Henze, 2002). La aguas servidas rurales en cambio, se componen de los desechos humanos (heces y orina), junto con el agua utilizada para inodoros y el agua resultante de aseo personal, preparación de alimento, lavado de ropa y limpieza utensilios caseros (Mara, 2004).

## Generación de las aguas servidas

La cantidad de aguas servidas generadas en los hogares y su composición varía de acuerdo al tipo de instalaciones, implicancias familiares de los habitantes (número de individuos, edad, tipos de viviendas y movilidad), niveles socioeconómicos, entre otros. Por otra parte, las características también varían con respecto a la ubicación geográfica y la movilidad estacional o anual de los habitantes (USEPA, 1992).

En el caso de las aguas servidas de tipo rural, corresponde a los residuos líquidos originados en poblaciones que producen menos de 3.800 m<sup>3</sup>/d de aguas servidas (USEPA, 2000) y/o los residuos líquidos que son generados por poblaciones inferiores o iguales a 2.000 Habitantes-Equivalente (Hab.-Eq.) (Unión Europea en la directiva EU 91/271). Un Hab.-Eq. es homologado a una contaminación orgánica de 60 g DBO<sub>5</sub>/d (Henze *et al.*, 2002). Para el caso de Chile, se considera que las aguas servidas de tipo rural se originan en asentamientos rurales o en asentamientos humanos concentrados o dispersos que poseen 1.000 o menos habitantes, o entre 1.001 y 2.000 habitantes con menos del 50% de su población económicamente activa dedicada a actividades secundarias y/o terciarias (INE, 2002).

Los volúmenes de producción de aguas servidas varían a su vez entre la población urbana y rural dependiendo de la disposición de agua potable y su uso. En núcleos urbanos, a nivel internacional, se estima que produce alrededor de 200 L/(hab·d) de aguas servidas (Henze *et al.*, 2002). Además, se estima que las poblaciones urbanas presentan un consumo 20% superior respecto a las poblaciones rurales presentando, por tanto, una mayor producción de aguas servidas (Von Sperling, 2007; Vera, 2013). A nivel país, el

consumo de agua potable en zonas urbanas fue de 1.109 millones de m<sup>3</sup> en el año 2014, que se traduce en una dotación promedio por habitante de 138 litros por habitante al día, oscilando entre 73 y 491 L/(hab·d) (SISS, 2014). En el caso de las poblaciones rurales, de acuerdo a Villarroel (2012), la dotación promedio alcanza los 124 L/(hab·d), oscilando entre 15 y 210 L/(hab·d). En la práctica, el coeficiente de retorno (0,8-0,9), definido como la proporción de agua utilizada que es eliminada como agua servida, indica que cada persona en el sector urbano y rural estarían produciendo un volumen de aguas servidas de alrededor de 117 L/(hab·d) y 105 L/(hab·d), respectivamente (Araya *et al.*, 2014; SISS, 2014).

### Caracterización de las aguas servidas

Las aguas servidas se componen de 99% de agua y 1% sólidos suspendidos, coloidales y disueltos (Hanjra *et al.*, 2012). En la Tabla 1 se observan las principales características de las aguas servidas. La composición típica del agua servida sin tratamiento depende de las características socioeconómicas de las comunidades, y número y tipo de unidades industriales y comerciales (Hanjra *et al.*, 2012). Los componentes de las aguas servidas son normalmente una mezcla compleja de compuestos orgánicos e inorgánicos. A su vez, los constituyentes encontrados en las aguas servidas se pueden clasificar en las categorías de contaminantes físicos, químicos o biológicos (Vidal & Araya, 2014).

**Características físicas:** Dentro de las características físicas se encuentran: a) Sólidos Sedimentables, Suspendidos y Disueltos, donde aproximadamente el 60% de los sólidos son sedimentables y un 65% de la Demanda Química de Oxígeno (DQO) en las aguas servidas (AS)

domésticas se compone de materia particulada (>1.600nm), y sólo el 14% es soluble (<2nm) (Dulekgurgen *et al.*, 2006); b) Temperatura, la que puede determinar la solubilidad de diversos gases como el oxígeno y también ejercer efecto en las reacciones químicas y biológicas que pueden ocurrir; c) Turbiedad y Color, debido a la materia en suspensión, organismos microscópicos y partículas que afectan el traspaso de la luz a través del agua, perturbando el desarrollo de organismos fotosintéticos; y d) Olor causado por los gases liberados durante el proceso de descomposición de la materia orgánica. Entre los compuestos olorosos asociados al agua servida se encuentran: aminas, amoníaco, mercaptanos, diaminas, sulfuro de hidrógeno. El olor más característico del agua servida séptica es debido a la presencia de sulfuro de hidrógeno (detección a <0,00021 ppmV), que es producido al reducirse los sulfatos a sulfitos por la acción de los microorganismos anaerobios (Guerrero, 2014).

**Tabla 1.** Caracterización de las aguas servidas.

Parámetros	Unidad	Tipo de agua servida		
		Concentrado	Moderado	Diluido
<b>Fisicoquímicos</b>				
pH		7-8	7-8	7-8
Cloruros	mg Cl /L	500	360	280
Sólidos Suspendidos Totales (SST)	mg SST/L	450	300	190
Sólidos Suspendidos Volátiles (SSV)	mg SSV/L	320	210	140
DBO <sub>5</sub> Total	mg O <sub>2</sub> /L	350	250	150
DQO Total	mg O <sub>2</sub> /L	740	530	320
Carbono Orgánico Total (COT)	mg C/L	250	180	110
Nitrógeno Total (NT)	mg N/L	80	50	30
Amonio (N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> )	mg N/L	50	30	18
Nitrito (N-NO <sub>2</sub> )	mg N/L	0,1	0,1	0,1
Nitrato (N-NO <sub>3</sub> )	mg N/L	0,5	0,5	0,5
Nitrógeno Orgánico	mg N/L	30	20	12
Nitrógeno Total Kjeldahl	mg N/L	80	50	30
Fósforo Total (PT)	mg P/L	14	10	6
Ortofosfato	mg P/L	10	7	4
Fosfato Orgánico	mg P/L	4	3	2
<b>Relaciones constituyentes en aguas servidas</b>				
DBO/DQO		0,5	0,47	
DQO/NT		12-16	8-12	6-8
DQO/PT		45-60	35-45	20-35
SSV/SST		0,8-0,9	0,6-0,8	0,4-0,6
DQO/COT		3,0-3,5	2,5-3,0	2,0-2,5

Fuente: Henze, 2002.

**Características químicas:** Estas se agrupan en constituyentes orgánicos e inorgánicos. Dentro de los constituyentes inorgánicos se encuentra principalmente: a) El pH, que expresa una tendencia de acidez del agua y generalmente se sitúa en un rango neutro (6,5-8,5); b) Nutrientes, compuestos principalmente por nitrógeno y fósforo en sus diferentes formas, los cuales tienen un rol fundamental en la eutrofización de las aguas (Araya *et al.*, 2014). El nitrógeno orgánico puede estar presente en los aminoácidos, urea, ácido úrico y purinas y pirimidinas (Plaza de los Reyes *et al.*, 2011). En un agua servida sin tratamiento se ha determinado que se generan 12 g N/(hab·d) y entre 3-7 kg N/(hab·año). Las formas inorgánicas del nitrógeno es el amonio ( $\text{NH}_4^+$ ), nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ), nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ), óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ) y nitrógeno elemental disuelto o nitrógeno gas ( $\text{N}_2$ ); y el fósforo es representado por Fósforo Total (PT) y Fosfatos ( $\text{PO}_4^{-3}$ ), y se ha determinado que se generan 2 g P/(hab·d) y 0,4-1,2 kg P/(hab·año) (Henze *et al.*, 2002; Vera *et al.*, 2014); y c) Metales Pesados como arsénico (As), cadmio (Cd), cromo (Cr), plomo (Pb), mercurio (Hg) y plata (Ag), los que pueden ser encontrados en las aguas servidas debido a que son vertidos de las viviendas residenciales, la infiltración de las aguas subterráneas y los vertidos industriales.

**Características biológicas:** Las aguas servidas contienen una gran cantidad de microorganismos potencialmente patógenos que, dependiendo de la concentración de las especies, plantean un riesgo potencial para la salud humana (Ashbolt *et al.*, 2001). En la Tabla 2 se encuentran algunos de microorganismos indicadores utilizados para la caracterización microbiológica de las aguas servidas. Estos organismos van desde virus sub-microscópicos a gusanos parásitos visibles a simple vista y representan componentes importantes de la calidad del agua. Entre ellos se encuentran las bacterias, protozoos, virus, helmintos, rotíferos, entre otros (Gerardi, 2006). Sin embargo, la identificación y cuantificación de los organismos patógenos para los humanos en las aguas servidas tratadas es costosa y técnicamente difícil. En consecuencia, se ha implementado la utilización de una batería de especies clave en la caracterización y aseguramiento de la calidad microbiológica de las aguas, que son fáciles de controlar y correlacionar con las poblaciones de organismos patógenos (Ashbolt *et al.*, 2001; Bitton, 2011; Vidal & Araya, 2014).

**Tabla 2.** Caracterización microbiológica de las aguas servidas.

Microbiológicos	Unidad	Tipo de agua servida		
		Concentrado	Moderado	Diluido
Coliformes Totales	Nº/100 ml	10 <sup>13</sup>		10 <sup>11</sup>
Coliformes Fecales ( <i>Escherichia coli</i> )	Nº/100 ml	5x10 <sup>8</sup>		10 <sup>6</sup>
Estreptococos fecales	Nº/100 ml	10 <sup>8</sup>		10 <sup>6</sup>
Colifagos	Nº/100 ml	5x10 <sup>5</sup>		5x10 <sup>4</sup>
Giardia (Protozoo)	Nº/100 ml	10 <sup>3</sup>		10 <sup>2</sup>
Áscaris lumbricoides (Helminto)	Nº/100 ml	10-10 <sup>3</sup>		

Fuente: Elaboración propia.

## SISTEMAS DE HUMEDALES CONSTRUIDOS Y BIODEGRADACIÓN DE LOS COMPONENTES DE LAS AGUAS SERVIDAS

Los humedales construidos son sistemas de tratamiento de aguas servidas que han sido diseñados y construidos para utilizar los procesos naturales relacionados con la vegetación, los suelos y sus ensamblajes microbianos asociados a los humedales permitiendo el tratamiento de aguas servidas. Están diseñados para tomar una ventaja de muchos de los mismos procesos que se dan en los humedales naturales, pero lo hacen en un entorno más controlado (Vymazal & Kröpfelová, 2008). Estos sistemas de depuración están constituidos por lagunas o canales poco profundos (de menos de 1 m), plantados con vegetales propios de las zonas húmedas y donde los métodos de descontaminación se basan en procesos físicos, biológicos y químicos entre todos los componentes del humedal para el tratamiento de aguas servidas.

## Tipos de humedales construidos

Existen varios tipos de clasificaciones en la identificación de los humedales. Los humedales construidos pueden clasificarse de acuerdo al régimen hídrico, bajo esta clasificación se distinguen 2 tipos de humedales: Humedal de Flujo Superficial (FS) y Humedal de Flujo Subsuperficial (FSS), dentro del cual se pueden encontrar de Flujo Horizontal (HFSS) y Vertical (VFSS). Además, pueden existir combinaciones entre estos para formar sistemas híbridos (Vidal & Araya, 2014).

Otra clasificación basada en el tipo de material vegetal empleado y adaptado al tipo de residuo líquido a tratar, los divide en: a) Sistema de Macrófitas Flotantes, con especies de plantas que no presentan enraizamiento en el fondo, tales como: Lenteja de agua (*Lemna spp.*) y Jacinto de agua (*Eichhornia crassipes*); b) Sistema de Macrófitas Sumergidas, con especies de plantas que tienen su sistema foliar sumergido

en la columna de agua (*Soetes lacustris*, *Lobelia dortmanna*, *Egeria densa*, y *Elodea canadensis*); y c) Sistema de Macrófitas Emergentes, compuesto por especies de plantas enraizadas en el fondo con sus hojas y tallos sobre la superficie del agua,

siendo comúnmente empleadas *Phragmites* spp., *Typha* spp., *Schoenoplectus* spp. y *Carex* spp. (Plaza de los Reyes et al., 2011). Dichas clasificaciones pueden ser combinadas según se muestra en la Figura 5.

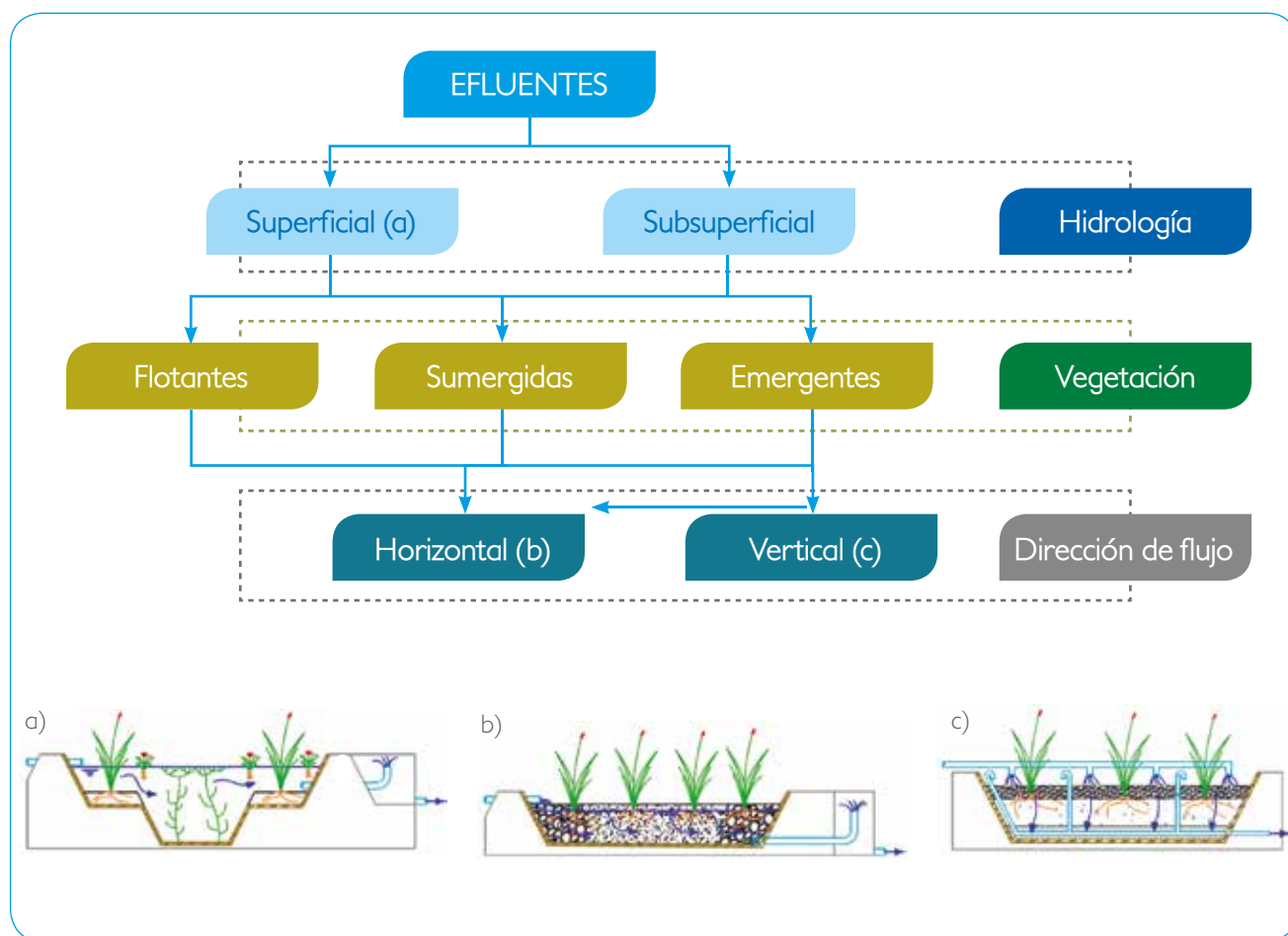


Figura 5

Tipos de humedales construidos: (a) Humedal construido de flujo superficial (FS); (b) Humedal construido de flujo horizontal subsuperficial (HFSS); (c) Humedal construido de flujo vertical (VFSS).

Fuente: Adaptado de Morales et al., 2014.



**Humedales construidos de flujo superficial (FS):** Un FS es un tipo de humedal en el que el agua está expuesta directamente a la atmósfera. Este tipo de sistema es capaz de imitar a los sistemas naturales, tanto en apariencia como en función, ya que el agua pasa sobre la superficie y es filtrada a través de un denso soporte de plantas acuáticas (USEPA, 2000). Como las aguas fluyen a través del humedal, los principales procesos que se generan son sedimentación, filtración, oxidación, reducción, adsorción y precipitación (Halverson, 2004; Plaza de los Reyes *et al.*, 2013). La capa cerca de la superficie del agua es un medio aeróbico, mientras que las aguas más profundas y el sustrato son generalmente anaeróbico (Halverson, 2004). Las principales características de este tipo de humedal son: a) Capa de suelo de 0,2-0,3 m (zona de enraizamiento); b) Profundidades de agua entre 0,2-0,6 m; c) Carga hidráulica entre 12-50 mm/d; d) Carga orgánica superficial 1-11 g DBO<sub>5</sub>/m<sup>2</sup>·d; e) Tiempo de Retención Hidráulico (TRH) entre 5-15 días (Vymazal & Kröpfelová, 2008). La Figura 5a muestra un esquema de la configuración tipo de un FS y la Tabla 3 muestra las características de diseño y depurativas de este tipo de humedales. La vegetación utilizada puede corresponder a macrófitas flotantes, sumergidas y/o emergentes (Morales *et al.*, 2012). Se recomienda que las zonas plantadas no tengan profundidades superiores a los 0,75 m, mientras que las zonas determinadas a presentar espejos de agua, se recomiendan con profundidades superiores a los 1,20 m (USEPA, 2000). Debido a la posibilidad de exposición humana a los patógenos, los FS se utilizan principalmente como tratamiento secundario o terciario. A su vez, se han utilizado ampliamente en el tratamiento de aguas lluvias urbanas, agrícolas e industriales, debido a su capacidad para hacer frente a los flujos de pulso y los niveles de agua cambiantes (Vymazal, 2013). Los

FS son adecuados en todos los climas, incluyendo las zonas frías. Sin embargo, se consideran más sostenibles en climas con temperaturas más cálidas (>10°C). Por otra parte, debido a que los FS imitan estrechamente los humedales naturales, atraen a una amplia variedad de vida silvestre, proporcionando beneficios secundarios significativos, principalmente en forma de usos humanos y hábitat de vida silvestre (Vera *et al.*, 2016).

**Humedales construidos de flujo horizontal subsuperficial (HFSS):** Un HFSS es un sistema donde el agua residual circula a través del medio granular, rizomas y raíces de las plantas. El diseño normalmente consiste en una cama rectangular (pendiente de fondo entre 0,5 y 1%), rellena de un medio soporte poroso y plantado con vegetación emergente (López *et al.*, 2015). En el diseño requieren entre 5-10 m<sup>2</sup>/PE (Población Equivalente (PE)) (Vymazal & Kröpfelová, 2008).

Las aguas servidas (previamente tratadas) se alimentan en la entrada y pasan lentamente de forma horizontal bajo la superficie, a través del medio de filtración hasta la salida, que es descargada en un dispositivo de control de nivel. Durante el paso de las aguas servidas a través del HFSS, éstas entran en contacto con una red de zonas aeróbicas, anóxicas y anaerobias (Vymazal, 2005). Los HFSS están compuestos por los siguientes elementos: (1) Estructuras de entrada del influente, (2) Impermeabilización del fondo y laterales, ya sea con láminas sintéticas o arcilla compactada, (3) Medio granular, (4) Vegetación emergente típica de zonas húmedas, y (5) Estructuras de salida regulables para controlar el nivel del agua.

**Tabla 3.** Características de operación, diseño y depurativas de los humedales construidos.

Tipo de humedal	Características Diseño			Características Operación		Características Depurativas							
	Profundidad (m)	Áreas unitarias (m <sup>2</sup> /P.E.)	Relación tamaño	Tiempo de retención hidráulico (TRH) (d)	Carga hidráulica aplicada (mm/d)	Materia orgánica		Nitrógeno		Fósforo		Patógenos	
						Cargas aplicadas (gDBO <sub>5</sub> /m <sup>2</sup> ·d)	Eficiencia de eliminación (%)	Cargas aplicadas (gNT/(m <sup>2</sup> ·d))	Eficiencia de eliminación (%)	Cargas aplicadas (gPT/(m <sup>2</sup> ·d))	Eficiencia de eliminación (%)	Individuos (n°/100 mL) <sup>o</sup>	Eficiencia de eliminación (%)
Flujo superficial	0,06 - 1,2	5,0 - 20	2:1 - 4:1	5 - 15	12 - 50	1 - 11	54 - 88	0,02 - 4,2	20 - 52	0,1	3 - 66	1800 - 556000	79 - 99
Flujo subsuperficial horizontal	0,3 - 1,0	1,2 - 12(a)	0,25:1 - 4:1	2 - 10	23 - 50	3 - 15	65 - 95	1 - 10	20 - 75	0,04 - 0,6	15 - 78	5×10 <sup>7</sup> - 6,5 × 10 <sup>7</sup>	98 - 99
Flujo subsuperficial vertical	0,5 - 1,4	0,85 - 5,5	3:1 - 14:1	1 - 2	27 - 110	10 - 60	30 - 95	2,8 - 30	35 - 55	0,06	23 - 60	1,0×10 <sup>6</sup> - 1,7×10 <sup>6</sup>	99 - 99

<sup>o</sup>Coliformes fecales.

**Fuente:**

EPA, 2000; García *et al.*, 2004; Cooper *et al.*, 2005; Vohla *et al.*, 2005; Vymazal, 2005; Crites *et al.*, 2006; Wallace & Knight, 2006; Akratos & Tsihrintzis, 2007; García & Corzo, 2008; Vymazal & Kröpfelová, 2008; Kadlec & Wallace, 2009; Vera *et al.*, 2010; Plaza de los Reyes *et al.*, 2011; Vera, 2013; Pelissari *et al.*, 2014; Vera *et al.*, 2014; Zhu *et al.*, 2014; Rai *et al.*, 2015.

La Figura 5b y Tabla 3 muestran un esquema de la configuración y características tipo de un HFSS. La profundidad de agua en que se operan es entre 0,3-1,0 m. Se caracterizan por funcionar permanentemente inundados (el agua se encuentra entre 0,05 y 0,1 m por debajo de la superficie) y con cargas orgánicas superficiales entre 3-15 g DBO<sub>5</sub>/m<sup>2</sup>·d (García & Corzo, 2008). A su vez, permiten una carga hidráulica entre 10-50 mm/d y TRH entre 2-10 días. Como material granular, suele emplearse desde arena gruesa (D<sub>10</sub>=2mm) hasta grava gruesa (D<sub>10</sub>=128mm), siendo los tamaños más grandes empleados para una mejor distribución en las zonas de entrada y salida (Crites *et al.*, 2006). Los HFSS son comúnmente utilizados para el tratamiento secundario de viviendas unifamiliares para las comunidades pequeñas (Puigagut *et al.*, 2007) y para comunidades de hasta 40.000 habitantes. Por otra parte, debido a que el agua no está expuesta durante el proceso de tratamiento, el riesgo asociado a la exposición humana o la vida silvestre hacia los organismos patógenos se reduce al mínimo. A su vez, estos sistemas son capaces de operar bajo condiciones más frías que los sistemas FS, debido a la capacidad para aislar la parte superior (Plaza de los Reyes & Vidal, 2007).

**Humedales construidos de flujo vertical subsuperficial (VFSS):** Esta tipología de humedales fue desarrollada en Europa como alternativa a los humedales horizontales para producir efluentes nitrificados. En general, en los sistemas verticales, el agua se aplica de manera uniforme en la parte superior en forma de riego, percolando de manera vertical a través de la misma y tiene lugar a modo de pulsos de manera que el medio granular no está permanentemente inundado (Weedon, 2003; García & Corzo, 2008). Las aguas servidas son recolectadas mediante

tuberías perforadas, puestas de forma paralela al eje longitudinal e instaladas en el fondo del humedal (Crites *et al.*, 2006). La profundidad media de los VFSS suele variar entre 0,5 y 1,4 m. Por otro lado, el medio granular utilizado es de tipo heterogéneo, ya que se disponen en capas horizontales con distinta granulometría. La profundidad del medio granular es entre 0,5 y 0,8 m. Los VFSS están constituidos por los siguientes elementos: (1) Estructuras de entrada del afluente, (2) Impermeabilización, (3) Medio granular, (4) Vegetación y (5) Estructuras de salida. Adicionalmente suelen incluir tuberías de aireación (1 tubería/4 m<sup>2</sup>). La impermeabilización y la vegetación son idénticos a los sistemas horizontales (García & Corzo, 2008). La Figura 5c y Tabla 3 muestra un esquema de la configuración y características tipo de un VFSS. Estos sistemas operan con cargas de alrededor de 10-25 g DBO/m<sup>2</sup>·d, y TRH entre 1-2 días (García & Corzo, 2008; Vymazal, 2008; Stefanakis & Tsihrintzis, 2009). Los sistemas verticales han presentado efectividad al implementarlos para aguas domésticas, municipales, industriales, lácteas y refinerías petróleo (Vymazal, 2008).

#### TRANSFORMACIÓN Y ELIMINACIÓN DE MATERIA ORGÁNICA MEDIANTE HUMEDALES CONSTRUIDOS DE FLUJO HORIZONTAL SUBSUPERFICIAL

Los humedales construidos son sistemas altamente complejos que separan y transforman los contaminantes mediante mecanismos físicos, químicos y biológicos que pueden ocurrir simultánea o secuencialmente a medida que el agua servida fluye a través del sistema (Vymazal, 2011). Los mecanismos predominantes y su secuencia de reacción dependen de los parámetros externos de entrada al sistema, las interacciones internas y las características del humedal (EPA, 2000).

Los dos principales mecanismos de eliminación en la mayoría de los sistemas de tratamiento son las separaciones líquido/sólido y transformaciones de los constituyentes. En el caso de las separaciones, típicamente incluyen la separación por gravedad, filtración, absorción, adsorción, intercambio iónico, extracción y la lixiviación. Por su parte, las transformaciones pueden ser químicas, incluyendo las reacciones oxidación/reducción, floculación, reacciones ácido/base, precipitación, o una serie de reacciones bioquímicas que ocurren bajo condiciones aeróbicas, anóxicas o anaerobias (EPA, 2000).

### Degradación de la materia orgánica

La materia orgánica contenida en las AS, se compone de una mezcla compleja de biopolímeros (Magonikal *et al.*, 2004; Vymazal & Kröpfelová, 2009), que se encuentran en forma soluble y particulada. La mayoría de las fracciones particuladas de la materia orgánica pueden ser eliminadas o retenidas por mecanismos físicos (sedimentación y filtración), mientras que las formas disueltas son degradadas en el HC (Vymazal, 2011; Du *et al.*, 2014). Algunos de los constituyentes de la Materia Orgánica (MO) corresponden a: proteínas, carbohidratos y lípidos, los que son fácilmente degradados por microorganismos (lábil), mientras que otros compuestos tales como la lignina y hemicelulosa son resistentes a la descomposición (recalcitrante) (Vymazal & Kröpfelová, 2009; Sepúlveda, 2016).

Por otra parte, a la hora de evaluar los procesos y eficiencias de eliminación de MO,

se debe considerar que los HC reciben MO a partir de dos fuentes diferentes: la materia orgánica contenida en las aguas residuales (carga externa) y la materia orgánica de la producción primaria en el humedal en sí, que constituye la carga interna (García *et al.*, 2010). De este modo, al evaluar los procesos asociados a la MO en HC, estos reflejarán el equilibrio entre las cargas internas y externas, por un lado, y las pérdidas debido a la exportación y la descomposición por el otro (Tanner *et al.*, 1998).

**Carga interna:** La carga interna en HC se genera por la acumulación de sedimentos, que están formados principalmente por remanentes de macrófitas (restos de hojas, raíces y rizomas), y fracciones no biodegradables de la microflora y microfauna muerta (algas, hongos, invertebrados, bacterias) (López *et al.*, 2016). A medida que aumenta la biomasa de las plantas éstas mueren y la descomposición llevada a cabo por la biomasa bacteriana convierte las partículas de MO en sustancias húmicas que aumentan el depósito de Materia Orgánica Disuelta (MOD) (Pinney *et al.*, 2000; Quanrud *et al.*, 2001). Al respecto, se ha determinado que el aporte anual a los sólidos de las hojas y tallos en un humedal natural puede estar entre 60 a 70 g SST/m<sup>2</sup> (López, 2016). Más aún, Tanner & Sukias (1995) determinaron que la carga de origen vegetal fue 1,2-2,0 kg/m<sup>2</sup> mayor en los humedales plantados con respecto a los sin plantar (Tanner *et al.*, 1998). La Figura 6 muestra las cargas internas asociadas a humedales construidos.

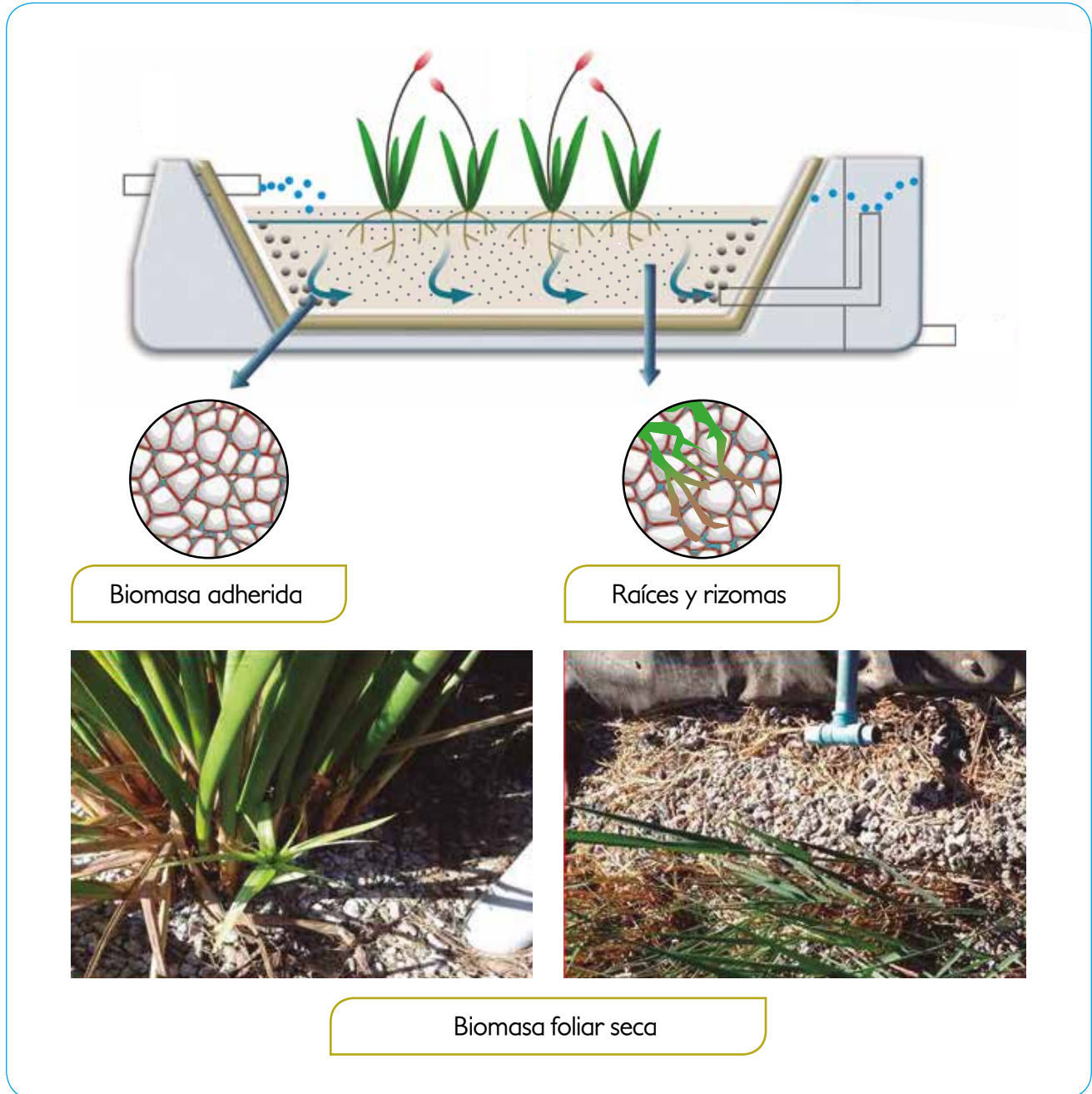


Figura 6  
Diagrama de cargas internas asociadas a humedales construidos.  
Fuente: Modificado de Vera, 2012.

En términos de  $\text{DBO}_5$  y DQO, la concentración base que aporta la MO interna a menudo se asume que está alrededor de 1-10 mg  $\text{DBO}_5/\text{L}$  y de 10-100 mg DQO/L (Rousseau *et al.*, 2004; García *et al.*, 2010). Dado que la carga interna permanece en el humedal, estos se vuelven progresivamente más difíciles de degradar, por ende, la eficiencia de eliminación de  $\text{DBO}_5$  disminuye a medida que el agua se mueve a través del sistema (Vera *et al.*, 2011).

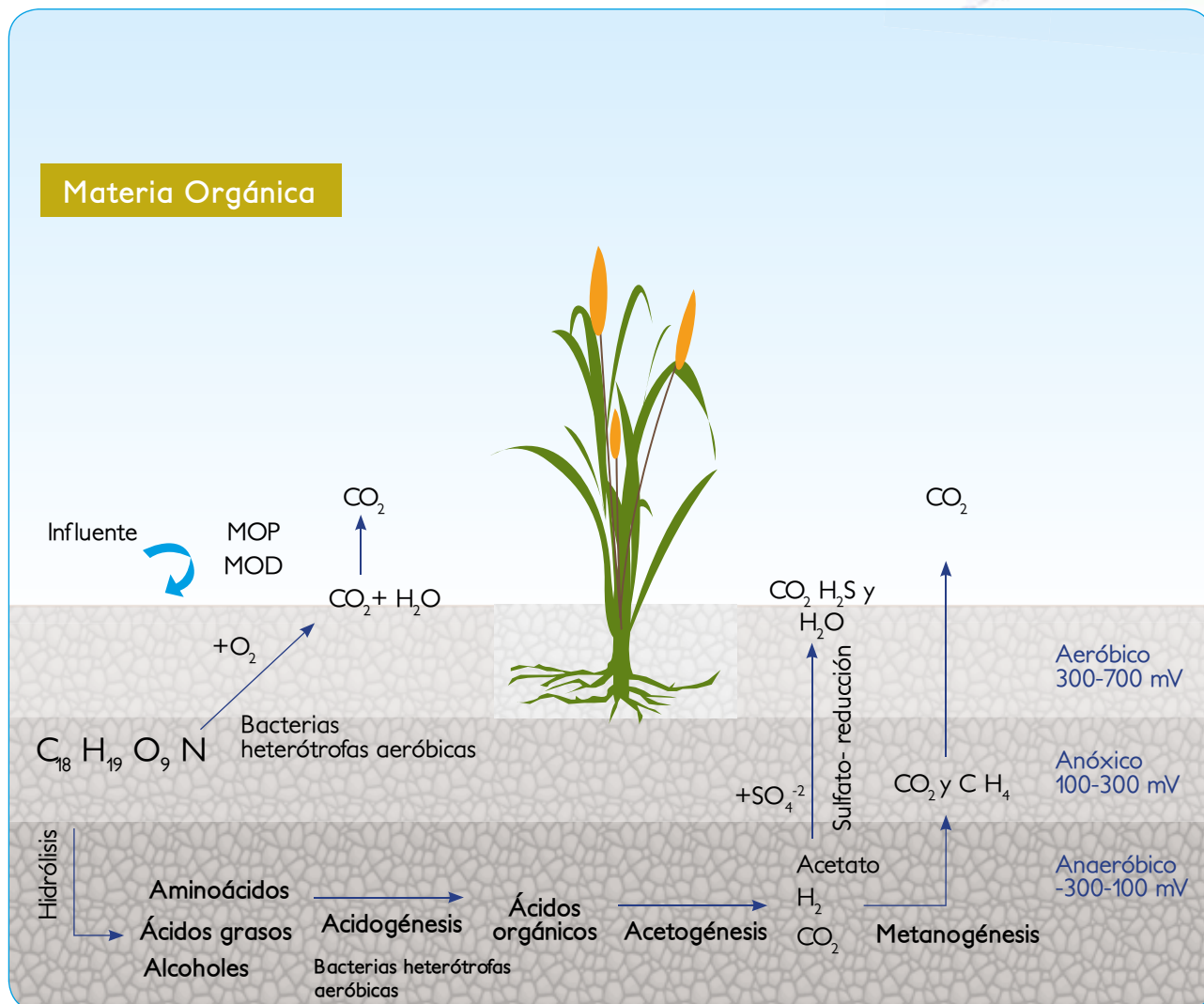
**Carga externa:** La MO procedente de las AS (cargas externas) puede ser clasificada en particulada y disuelta, comúnmente denominada como MOD (Materia Orgánica Disuelta) y MOP (Materia Orgánica Particulada). De este modo, al describir los procesos de eliminación de MO es necesario separar ambas fracciones, debido a las diferencias en los procesos implicados (García *et al.*, 2010). Concretamente, la fracción biodegradable particulada está relacionada con macromoléculas que se deben desglosar en formas más simples antes de ser aprovechadas por los microorganismos (Mathieu & Etienne, 2000; Rodríguez *et al.*, 2012). A su vez, la fracción biodegradable disuelta está relacionada con compuestos que pueden ser directamente adsorbidos para la síntesis del nuevo material celular, como Ácidos Grasos Volátiles (AGV), carbohidratos simples, aminoácidos, alcoholes, entre otros, por tal motivo es denominada fracción rápidamente biodegradable.

Por otro lado, se ha determinado que la eficiencia de eliminación de MO por los humedales estará condicionado por diversos factores, entre ellos parámetros de diseño y operación, características climáticas y maduración del sistema (Vymazal, 1998; Vasudevan *et al.*, 2011). De hecho, se ha determinado que la carga orgánica superficial es uno de los parámetros críticos que afectan a la eficacia del tratamiento

y el tiempo de vida del sistema (Cooper *et al.*, 1997; USEPA, 2000).

### Materia Orgánica Particulada (MOP)

En HC la mayor parte de la MOP es retenida por mecanismos físicos, principalmente por floculación/sedimentación y filtración/intercepción de las partículas coloidales y supra coloidales (EPA, 2000). Esta transferencia de material particulado del agua al lecho de sedimentos en los humedales tiene importantes consecuencias para la calidad del agua, así como las propiedades y funciones de los ecosistemas de humedales (López *et al.*, 2015). Las partículas cuando entran en un HC quedan retenidas principalmente por tres motivos: a) Las constricciones del flujo producidas por el medio granular, b) La baja velocidad del agua y c) Las fuerzas de adhesión entre partículas. Además, las raíces y rizomas de las plantas contribuyen también a la retención de la MOP. Por tanto, la eliminación de la MOP ocurre fundamentalmente por una combinación de mecanismos físicos (Sepúlveda-Mardones *et al.*, 2017). Tanner *et al.* (1998) determinó que los sólidos se acumulan en las capas superficiales y en la parte superior del medio granular, y representan una mezcla de sólidos de aguas residuales, plantas y detritus microbiano. Más aún, Kadlec (2003) determinó que en HFSS la concentración total de la MO disminuye rápidamente cerca de la entrada y una menor eliminación adicional se produce más allá de esta área. Esto es debido al hecho de que una gran proporción de la MO del influente se encuentra en forma de partículas (> 65% en términos de DQO) y, por lo tanto, se mantiene cerca de la entrada por sedimentación y filtración (Dulekgurgen *et al.*, 2006). En la Figura 7 se muestran los procesos de degradación de materia orgánica en HSSF.



**Figura 7**  
 Diagrama de degradación de materia orgánica en HSSF.  
 Fuente: López, 2016

A su vez, Tanner *et al.* (1998) determinó que las tasas de acumulación de compuestos orgánicos aportados por las aguas residuales aplicadas fueron 0,4-1,6 kg SSV/m<sup>2</sup>·año (Caselles-Osorio *et al.*, 2007). Además, determinó que las tasas de acumulación de MOP fueron aproximadamente dos veces mayor durante los dos primeros años de funcionamiento que en los tres años siguientes

(García *et al.*, 2010). Los valores habituales de eliminación de MOP se encuentran en el intervalo 85-95% (López *et al.*, 2015). Para obtener niveles de eficiencia superiores a 90% de eliminación MOP la USEPA (2000) recomienda que la máxima carga de MOP para un tratamiento secundario con HFSS no sea superior a 20 g MOP/m<sup>2</sup>·d, a fin de evitar la colmatación. Este valor se

considera bastante elevado, ya que para que los sistemas funcionen adecuadamente la carga de MOP deber ser similar a la de  $DBO_5$ , que como mucho puede ser de  $6 \text{ g/m}^2\cdot\text{día}$  (García *et al.*, 2004). En la Tabla 4 se documentan las eficiencias de eliminación de MO y sólidos por HFSS que tratan aguas servidas.

### Materia Orgánica Disuelta (MOD)

La degradación de la MOD en HC es llevada a cabo por la biomasa microbológica adherida y suspendida, mediante procesos aeróbicos y anaeróbicos (García *et al.*, 2010). El tipo de descomposición (aeróbico o anaeróbico) está determinada por el equilibrio entre las cargas de MO (internos y externos) y la transferencia de oxígeno en el humedal. Si el oxígeno es suficiente para satisfacer la demanda ejercida por las cargas de MO, condiciones aeróbicas prevalecerán (potencial redox  $>300 \text{ mV}$ ). Si las tasas de transferencia de oxígeno no pueden satisfacer las demandas de oxígeno, condiciones anaeróbicas prevalecerán (López *et al.*, 2015). Específicamente, en HFSS la carga orgánica aplicada y la saturación continua del lecho de filtración determinan que los principales

procesos que prevalecen son procesos anóxicos/ anaeróbicos, mientras que los procesos aeróbicos se limitan a pequeñas zonas adyacentes a las raíces y los rizomas (pérdida de oxígeno radial) y a una capa superficial, donde se puede producir la difusión de oxígeno de la atmósfera (Vymazal & Kröpfelová, 2009). Los valores típicos de la Oxígeno Disuelto (OD) en los sistemas HFSS son muy bajos ( $<0,1 \text{ mg/L}$ ), lo que indica condiciones reductoras fuertes (Vymazal y Kröpfelová, 2008). Así, en HFSS la vía metabólica predominante será probablemente la vía anaeróbica.

Por otra parte, se ha determinado de acuerdo a Caselles-Osorio & García (2006), que la eliminación de MOD en HFSS es entre 76-94% medida como DQO (glucosa), con cargas de  $6 \text{ g COD/m}^2\cdot\text{d}$ . Del mismo modo, Caselles-Osorio *et al.* (2007) determinaron que el mismo sistema de HFSS mantiene sus niveles de eficiencia (92%) en condiciones de alta carga ( $23 \text{ g COD/m}^2\cdot\text{d}$ ). De modo semejante, Du *et al.* (2014) determinó que la MOD con mayores pesos moleculares es eliminada y biodegradada preferentemente por un HFSS.



**Tabla 4.** Eficiencias de eliminación de materia orgánica y sólidos en HFSS en el tratamiento de aguas servidas.

Ubicación	Macrófita <sup>a</sup>	Q (m <sup>3</sup> /d)/ TRH(d) <sup>b</sup>	Calidad Influyente (mg/L)			Eficiencias (%)			Calidad Efluente (mg/L)			Referencias
			DBO <sub>5</sub>	DQO	SST	DBO <sub>5</sub>	DQO	SST	DBO <sub>5</sub>	DQO	SST	
Alemania	<i>Phr</i>	n.a.	162	390	n.a.	95	94	n.a.	8	25	n.a.	Luederitz <i>et al.</i> , 2001
	<i>Ji, Je</i>	n.a.	123	250	n.a.	93	91	n.a.	9	13	n.a.	
España	<i>Phr</i>	3/3	327	557	272	85-90	73-77	91-93	32-49	128-150	19-24	Solano <i>et al.</i> , 2004
		6/1,5				77-79	50-68	70-87	68-75	178-278	35-81	
España	<i>Phr</i>	0,04/ 3,5	174	307	95	87	80	>90	35	63		Pedescoll <i>et al.</i> , 2011
Italia	<i>Phr</i>	n.a.	n.a.	68	54	n.a.	70	80	n.a.	16	8	Barbera <i>et al.</i> , 2014
Japón	<i>Phr</i>	0,5/6	200	140	150	99	94	99	3	6	2	Liu <i>et al.</i> , 2009
Estonia	<i>Phr</i>	12,5/ 0,042	98	n.a.	45	94	n.a.	84	6	n.a.	7	Öövel <i>et al.</i> , 2007
México	<i>Sre, Anth</i>	0,005- 0,03/4 <sup>c</sup>	50	190	11	79	77	99	11	44	0,1	Zurita <i>et al.</i> , 2011
México Grecia	<i>Sre, Anth</i>	0,005- 0,03/5 <sup>d</sup>	116	248	58	78	76	82	25	59	10	Zurita <i>et al.</i> , 2011 Akratos & Tsihrintzis, 2007
		n.a./6	361	583	n.a.	65	75	n.a.	126	144	n.a.	
Grecia Vietnam	<i>Phr</i> <i>Phr vall</i>	n.a./14	361	583	n.a.	88	87	n.a.	43	89	n.a.	Akratos & Tsihrintzis, 2007
		n.a./20	80	140	n.a.	94	93	n.a.	25	40	n.a.	
Vietnam		0,1/			36	83	84	93	14	22	3	Trang <i>et al.</i> , 2010
Vietnam Kenia	<i>Phr vall</i> <i>Cyp</i>	0,5/	45	135	35	81	57	95	9	60	3	Trang <i>et al.</i> , 2010 Mburu <i>et al.</i> , 2013
		0,7/	50	169	36	76	63	86	12	63	5	
		n.a.	73,6	159,5	103,1	61	43	75	28,9	91	26	

<sup>a</sup>Phr: *Phragmites australis*; Ji: *Juncus inflexus*; Je: *Juncus effusus*; Sre: *Strelitzia regina*; Anth: *Anthurium andreaum*; Phr vall: *Phragmites vallatoria*; Cyp: *Cyperus papyrus*; <sup>b</sup>Q: Caudal; TRH: Tiempo Retención Hidráulico; <sup>c</sup>Escala laboratorio; <sup>d</sup>Escala piloto.

Fuente: Elaboración propia.

## Procesos involucrados en la degradación de materia orgánica en HFSS

La degradación de la MO en HFSS consiste en una serie de procesos que convierten compuestos orgánicos en metano, CO<sub>2</sub> y en nuevas células bacterianas (Vymazal & Köpfelová, 2009). Estos procesos son comúnmente considerados como procesos de múltiples pasos. El primer paso, corresponde a la depolimerización de la MOP (sólidos particulados y coloidales), específicamente definida como hidrólisis.

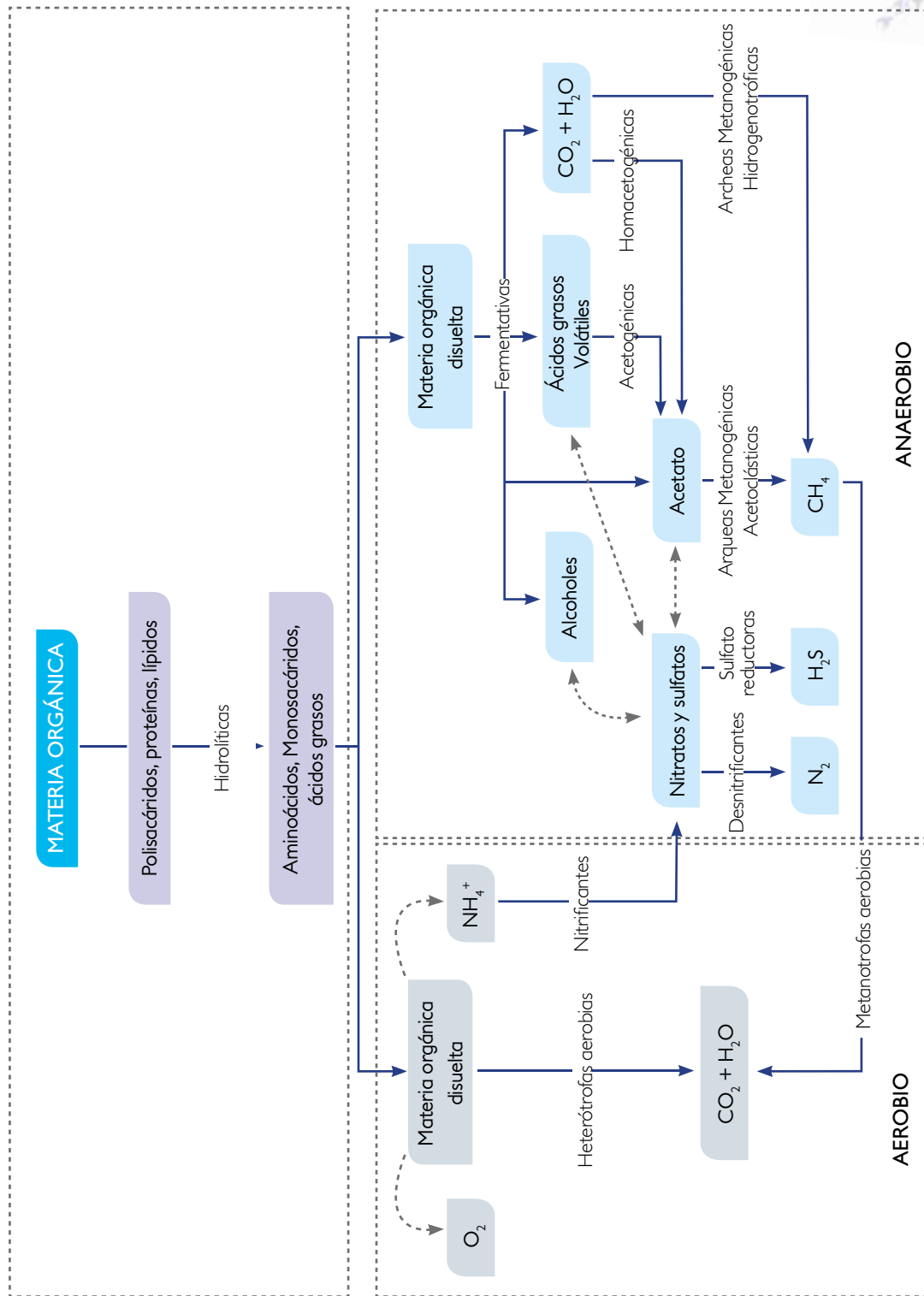
**Hidrólisis:** En la hidrólisis los compuestos orgánicos, en su mayoría insolubles, tales como los carbohidratos, proteínas y lípidos se descomponen en monómeros y dímeros solubles, es decir, mono-azúcares, aminoácidos y ácidos grasos de cadena larga (> 8 átomos de carbono). Este proceso es llevado a cabo por bacterias anaeróbicas facultativas y los géneros más frecuentes son miembros de la familia Enterobacteriaceae, además de los géneros: *Bacillus*, *Streptococcus*, *Bacteroides*, *Micrococcus* y *Clostridium* (Geraldí, 2003; Angelidaki *et al.*, 2011; Christy *et al.*, 2014). La hidrólisis de estas bacterias corresponde a un proceso biológico mediado por la actividad exo-enzimática de dos tipos de enzimas: las excretadas por los

microorganismos como parte del metabolismo extracelular; y las enzimas inmovilizadas en coloides del suelo y materiales húmicos (Shackle *et al.*, 2000; Speece, 2008). A su vez, la hidrólisis de los polímeros es realizada por diferentes grupos enzimáticos. Las enzimas encargadas de hidrolizar los azúcares, proteínas y lípidos corresponden a las amilasas, proteasas y lipasas, respectivamente (Christy *et al.*, 2014).

### Ec.1



Una fórmula química aproximada para la mezcla de residuos orgánicos es C<sub>6</sub>H<sub>10</sub>O<sub>4</sub> (Christy *et al.*, 2015). La Ec. 1 muestra un ejemplo de reacción de hidrólisis, donde los residuos orgánicos se descomponen en un azúcar simple (glucosa).



**Figura 8.** Degradación de materia orgánica por procesos aeróbicos y anaeróbicos.  
**Fuente:** Adaptado de Sepúlveda, 2016.

En HC la hidrólisis es un proceso que se produce ya sea bajo condiciones aeróbicas como anóxicas o anaeróbicas (García *et al.*, 2010), donde se produce la hidrólisis tanto en la MOP interna como externa que se genera e ingresa en el HC. En el caso de la MO externa, Ruiz *et al.* (2010) determinaron para un HC que cerca de un 59% de los SSV presentes en el influente fueron eliminados por procesos de hidrólisis, mientras que el 24% fue acumulado en el medio y un 17% permaneció en el efluente. Por otra parte, McHenry & Werker (2005) mediante la evaluación de la cinética de hidrólisis de diacetato y la biomasa microbiana, determinaron que la presencia de plantas (*Phragmites australis*) en HFSS no aumenta la intensidad de la actividad hidrolítica en el sistema.

**Degradación aeróbica:** La degradación de la MOD por vía aeróbica logra la oxidación de la materia orgánica por microorganismos que utilizan el oxígeno para el intercambio de electrones, obteniendo en el proceso nueva biomasa, junto con productos finales como el CO<sub>2</sub> (90%) y H<sub>2</sub>O (Van Haandel & Lettinga, 1994; Henze *et al.*, 2002). El tipo de microorganismo responsable del proceso aeróbico son las bacterias heterótrofas aeróbicas que usan la materia orgánica como fuente de energía en el intercambio de electrones con el oxígeno y además, como fuente de carbono para la producción de nuevo material celular (Von Sperling, 2007), lo que se puede representar mediante la siguiente reacción:

Ec.2



En HFSS la degradación aeróbica es restringida debido a que estos sistemas se encuentran inundados de forma permanente, por lo que la concentración de oxígeno es generalmente muy baja o indetectable (<1 mg/L) (García *et al.*, 2010). Las principales vías de entrada de oxígeno descritas para HFSS corresponden a: entrada de oxígeno por el influente, aireación superficial física y la liberación de la planta. El oxígeno está por lo general presente en muy bajas concentraciones en las aguas servidas, por lo que la entrada de oxígeno en el afluente es generalmente insignificante. Incluso si el agua residual contiene oxígeno hasta el punto de saturación (7-11 mg/L), la concentración no tendría un efecto notable en las aguas servidas típicas, con DBO<sub>5</sub> entre 200 a 300 mg/L (García *et al.*, 2010). El suministro de oxígeno insuficiente reducirá en gran medida el rendimiento de oxidación biológica aerobia por bacterias heterótrofas. Si el suministro de oxígeno no se limita, la degradación aeróbica se regirá por la cantidad de materia orgánica disponible (Vymazal & Köpfelová, 2009). Henze

*et al.* (2002) indican un consumo de  $1,42 \text{ kgO}_2/\text{kg}$  de materia orgánica oxidada medida como  $\text{DBO}_5$ . A su vez, en entornos con alto flujo de aguas servidas, la tasa de consumo de oxígeno por los sedimentos puede estimarse como 2 a  $10 \text{ g/m}^2\text{-d}$  (López, 2016). Rousseau & Santa (2007) determinaron que el transporte de oxígeno del aire al agua en un HFSS (de  $0,63 \text{ m}^2$  y la profundidad del agua  $0,3 \text{ m}$ ) sin plantar fue de  $0,7 \text{ gO}_2/\text{m}^2\text{-d}$  con TRH de 2 días. A su vez determinaron que mayores turbulencias de aire en tiempos de retención hidráulicos inferiores (TRH) aumenta las tasas de transferencia de oxígeno. Por lo tanto, puede verse que la cantidad de oxígeno transportado del aire al agua en un HFSS es insignificante en comparación con la demanda de oxígeno de las aguas servidas (García *et al.*, 2010). En la Figura 8 se presenta la degradación de materia orgánica por procesos aeróbicos.

**Degradación anaeróbica:** La degradación anaeróbica en HFSS es la principal vía de degradación (90-94%) debido a que los sistemas horizontales están inundados de forma permanente, por lo que la concentración de oxígeno es generalmente muy baja o indetectable ( $<0,1 \text{ mg/L}$ ) (García *et al.*, 2004). La degradación anaeróbica es un proceso biológico que ocurre en ausencia de oxígeno, mediante el cual determinados microorganismos pertenecientes principalmente al Dominio Bacteria (por ejemplo, bacterias fermentativas y bacterias oxidantes de ácidos orgánicos) y Archaea (metanogénicas) son capaces de convertir los compuestos orgánicos presentes en las aguas servidas en metano,  $\text{CO}_2$ , nuevas células bacterianas y otros gases (por ejemplo ácido sulfúrico o  $\text{H}_2\text{S}$ ,  $\text{NH}_3$ ) (Angelidaki *et al.*, 2011). En la Figura 8 y 9 se presenta la degradación de la materia orgánica por procesos anaeróbicos.

La producción de nuevas células es baja, ya que en teoría el 90% de la energía disponible por oxidación directa se transforma en metano y sólo el 10% se emplea en crecimiento bacteriano, frente al 50% consumido en un sistema aeróbico (Moreno *et al.*, 2007). Por otro lado, la degradación anaeróbica utiliza un proceso secuencial que involucra una

serie de rutas metabólicas combinadas, que ocurren en cuatro etapas: hidrólisis (descrito anteriormente), acidogénesis (fermentación), acetogénesis y metanogénesis (Angelidaki *et al.*, 2011). La Figura 9 muestra la degradación de los distintos constituyentes de las aguas servidas por vía anaeróbica.

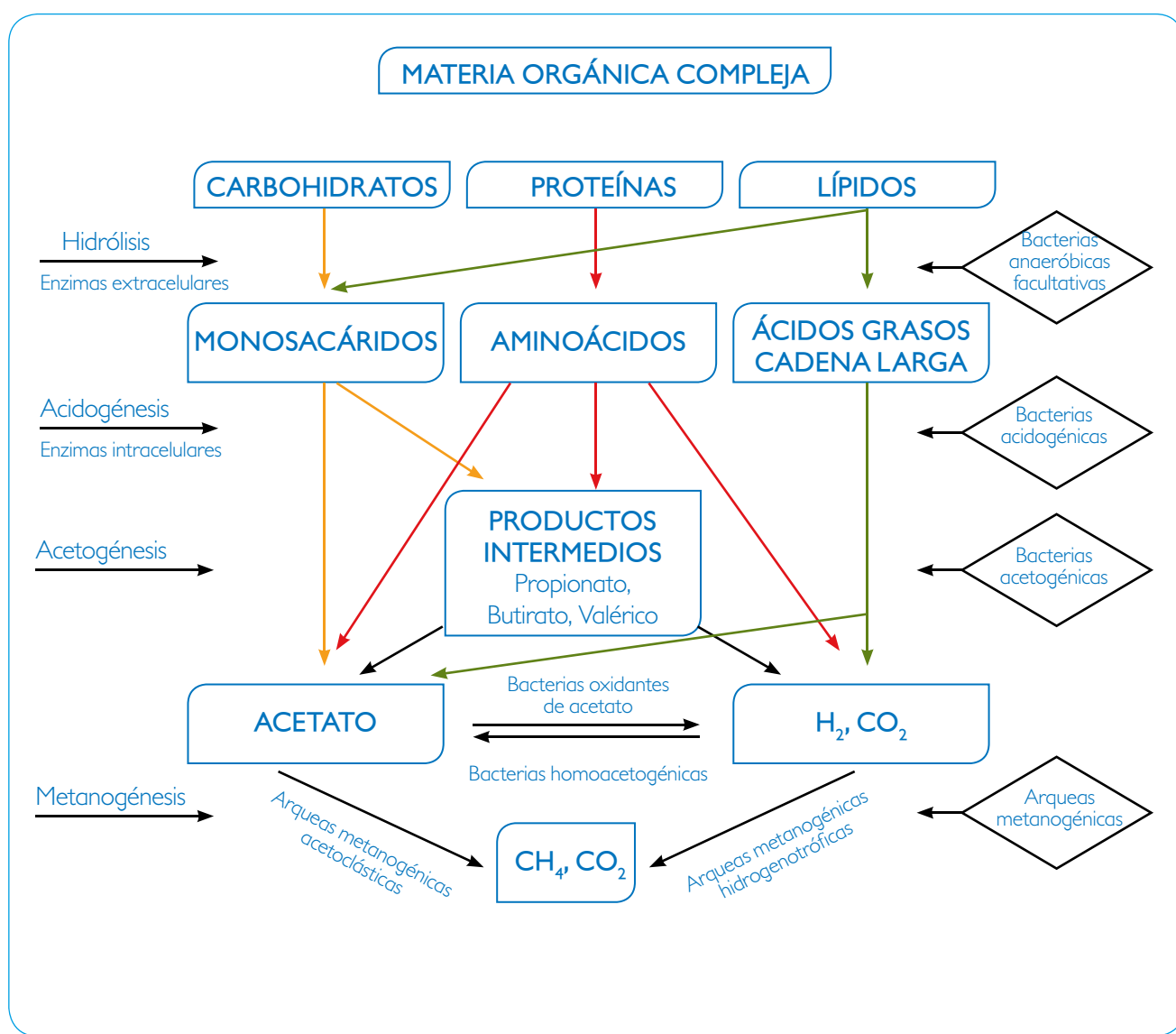


Figura 9. Representación esquemática de degradación anaeróbica  
Fuente: Adaptado de: Christy *et al.*, 2014 y Moreno *et al.*, 2007.

**Fase acidogénesis (fermentación):** En esta etapa las moléculas orgánicas solubles (aminoácidos, monosacáridos y ácidos grasos) formadas durante la etapa de hidrólisis son transformados por varios tipos de microorganismos mediados por la acción de endoenzimas microbianas (Geraldí, 2003; Angelidaki *et al.*, 2011), formando compuestos de menor peso molecular, tales como ácidos orgánicos (ácidos grasos volátiles-AGV) de 2 a 8 átomos de carbono (acetato, butirato, lactato) y compuestos reducidos como etanol,  $\text{CO}_2$  e  $\text{H}_2$ , entre otros (Angelidaki *et al.*, 2011; Christy *et al.*, 2015). En la acidogénesis, las condiciones ambientales/operacionales (temperatura, pH, potencial redox, entre otros) a las que viven estos grupos bacterianos condicionará la formación de determinados grupos de ácidos grasos volátiles. Es así, como a pH entre 5 a 7, prioriza la generación de ácido butírico; mientras a pH cercanos a 8 se favorece la producción de ácidos propiónico y acético condicionando finalmente la composición del biogás (Angelidaki *et al.*, 2011).

Las ecuaciones 3-5 representan tres típicas reacciones de acidogénesis. En la Ec. (3) la glucosa es convertida en etanol. La Ec. (4) muestra como la glucosa es transformada a propionato y la Ec. (5) muestra la glucosa convertida en ácido acético. La transición de material orgánico a ácidos orgánicos causa que el pH del sistema disminuya; esta condición es beneficiosa para las bacterias acidogénicas y acetogénicas que prefieren a ambientes ácidos, con un pH de 4,5 a 5,5 (Angelidaki *et al.*, 2011).

Ec.3



Ec.4

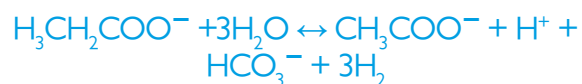


Ec.5



**Fase Acetogénesis:** Durante esta etapa, los ácidos grasos volátiles y el etanol formados en la etapa anterior, son transformados en acetato,  $\text{H}_2$  y  $\text{CO}_2$  mediante las bacterias acetogénicas sintotróficas a partir de dos rutas diferentes: deshidrogenación acetogénica, donde producen acetato a partir de la fermentación de ácidos propiónico, butírico y alcoholes, e hidrogenación acetogénica, donde las bacterias homoacetogénicas sintetizan acetato a partir de hidrógeno, dióxido de carbono y/o sacáridos (Angelidaki *et al.*, 2011).

Ec.6



Ec.7



Ec.8

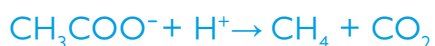


La Ec. (6) representa la conversión de propionato a acetato (a baja presión de hidrógeno). En la Ec. (7) la glucosa es convertida en acetato. Las bacterias acetogénicas no pueden convertir directamente el etanol a metano o  $\text{CO}_2$ , primero deben convertir el etanol a ácido acético y consecuentemente libera el hidrógeno molecular. La Ec. (8) muestra como el etanol es convertido en acetato (Christy *et al.*, 2015). Esta fase de la degradación anaeróbica se lleva a cabo en amplios rangos de pH (6,5–7,0) y temperatura (15–69°C). Sin embargo, las condiciones óptimas de temperatura para la acetogénesis suelen estar en rangos entre 30 a 37°C (Montalvo & Guerrero, 2003).

**Fase metanogénica:** En esta etapa se utilizan los productos generados en la etapa de acetogénesis, transformándolos a  $\text{CH}_4$  (Liu *et al.*, 2011). Las tres vías principales para la formación de metano en ambientes anaeróbicos son conocidos como (Conrad *et al.*, 2010; Angelidaki *et al.*, 2011): metanogénesis acetoclástica, donde acetato es convertido en metano y dióxido de carbono (Ec. 9); la metanogénesis hidrogenotrófica, donde el dióxido de carbono se reduce a metano (Ec. 10); y la metanogénesis

metilotrófica, donde compuestos metilados (metanol (Ec.11), metilaminas (Ec.12), metilmercaptopropionato, sulfuro de dimetilo, etc.) se convierten en metano (Angelidaki *et al.*, 2011).

Ec.9



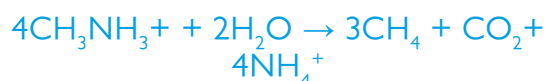
Ec.10



Ec.11



Ec.12



Los microorganismos encargados en esta etapa corresponden a arqueas metanogénicas pertenecientes al dominio Archaea. Las arqueas son microorganismos que requieren condiciones estrictas anaeróbicas y con bajo Potencial Óxido-Reducción (POR) (<-200 mV) (Le mer *et al.*, 2001), abundante en ambientes donde aceptores de electrones externos, como  $\text{O}_2$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{Fe}_3^+$  y  $\text{SO}_4^{2-}$  son limitados (Thauer *et al.*, 2008; Angelidaki, 2011). Las arqueas metanogénicas se establecen en dos grupos: arqueas metanógenas hidrogenotróficas (aquellas que consumen  $\text{H}_2$ ,  $\text{CO}_2$  y ácido fórmico) y las arqueas metanogénicas acetoclásticas (aquellas que consumen acetato, metanol y algunas metilaminas) (Moreno *et al.*, 2007).



## TRANSFORMACIÓN Y ELIMINACIÓN DE NUTRIENTES MEDIANTE HUMEDALES CONSTRUIDOS

### Nitrógeno

El ciclo biogeoquímico del nitrógeno (N) en humedales es complejo, pues involucra conversiones entre las diferentes formas del nitrógeno y transferencias entre los diferentes compartimentos de almacenamiento (Kadlec *et al.*, 2005). Los procesos de eliminación de nitrógeno dependen de la forma que éste se encuentre: nitrógeno orgánico (40%), nitrógeno amoniacal (60%) ( $\text{NH}_4^+$ ) o nitrógeno oxidado ( $\text{NO}_2^-$  y  $\text{NO}_3^-$ ) (USEPA, 2000). Específicamente, la eliminación de nitrógeno en un HC incluye rutas biológicas (es decir, la amonificación, nitrificación/desnitrificación, incorporación a tejidos vegetales, asimilación de la biomasa microbiana, y la reducción de nitrato a amonio (nitrato-amonificación), oxidación anaerobia de amonio (ANAMMOX) y físico-químicas (es decir, adsorción-desorción de amonio, sedimentación y volatilización amonio)) (EPA, 2000; Vymazal, 2007). Entre los principales mecanismos de eliminación se encuentran: “Volatilización”, es un proceso físico-químico de transferencia de nitrógeno amoniacal que pasa desde la fase líquida ( $\text{NH}_4^+$ ) a la gaseosa ( $\text{NH}_3$ ) (Plaza de los Reyes *et al.*, 2011). Reddy & Patrick (1984) señalaron que para maximizar las pérdidas por volatilización se requiere un pH de 9,3 y una proporción entre amoníaco y amonio de 1:1 (Vymazal, 2007). Sin embargo, valores de pH del orden de 9,3 no son comunes en aguas servidas, por lo tanto, se minimiza la volatilización como proceso. Tasas de volatilización reportadas son hasta de 2,2 g N/m<sup>2</sup>·d (Vymazal, 2007). “Adsorción / sedimentación”, son procesos físico-químicos, en donde compuestos inorgánicos como el amonio son adsorbidos por reacciones

de catión intercambiable (detritus y/o arcilla) y depositados en el sedimento, o donde nitrógeno orgánico particulado cae por sedimentación al suelo (Vymazal, 2007). Mayo *et al.* (2005) determinó una tasa de 0,12 g N/m<sup>2</sup>·d de nitrógeno acumulado en los medios de grava. “Amonificación” (mineralización), es el proceso donde N orgánico se convierte biológicamente en amoníaco. Las tasas de amonificación reportadas para humedales oscilan entre 0,004 y 0,53 g N/m<sup>2</sup>·d (Tanner *et al.*, 2002; Mayo *et al.*, 2005). A su vez, la temperatura óptima para la amonificación es entre 40-60°C, mientras que el pH óptimo es entre 6,5 y 8,5 (Vymazal, 2007). “Nitrificación”, corresponde a la oxidación biológica del amonio a nitrato, con nitrito como un intermediario en el proceso. La nitrificación es realizada inicialmente por bacterias quimiolitotróficas (estrictamente aeróbico) que oxidan el amonio a nitrito (ejemplo: *Nitrosomonas*), luego bacterias facultativas quimiolitotróficas (*Nitrobacter winogradskyi*) oxidan el nitrito a nitrato (Mayo *et al.*, 2005; Vymazal, 2007; ). La nitrificación se ve influenciada por diversos factores, entre ellos: temperatura (óptimo 30 a 40°C), alcalinidad, pH, sustratos y oxígeno disuelto (Vymazal, 2007). En los HFSS, puesto que la transferencia de oxígeno es baja y hay pocas zonas aeróbicas, la nitrificación no es destacable y el rendimiento de eliminación del amonio no supera generalmente el 30% (García & Corzo, 2008). Las tasas de nitrificación en humedales están en el rango de 0,01 a 2,15 g N/m<sup>2</sup>·d con el valor medio de 0,048 g N/m<sup>2</sup>·d (Mayo *et al.*, 2005; Vymazal, 2007). “Desnitrificación”, este proceso elimina el nitrato formado previamente por la nitrificación y lo convierte en nitrógeno gas (Abou-elela *et al.*, 2013). Este proceso requiere de microorganismos heterótrofos (ejemplo: *Pseudomonas*) bajo condiciones anóxicas para reducir nitrato como fuente

de energía y materia orgánica (2,3 g DBO<sub>5</sub>/g N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) para transformarlo a nitrógeno gas (Ahn, 2007; Abou-elela *et al.*, 2013). Las tasas de desnitrificación se encuentran en un rango entre 0,003 y 1,02 g N/m<sup>2</sup>·d (Vymazal, 2007). La

Tabla 5 resume las eficiencias de eliminación de nitrógeno y fósforo en HFSS en el tratamiento de aguas servidas.

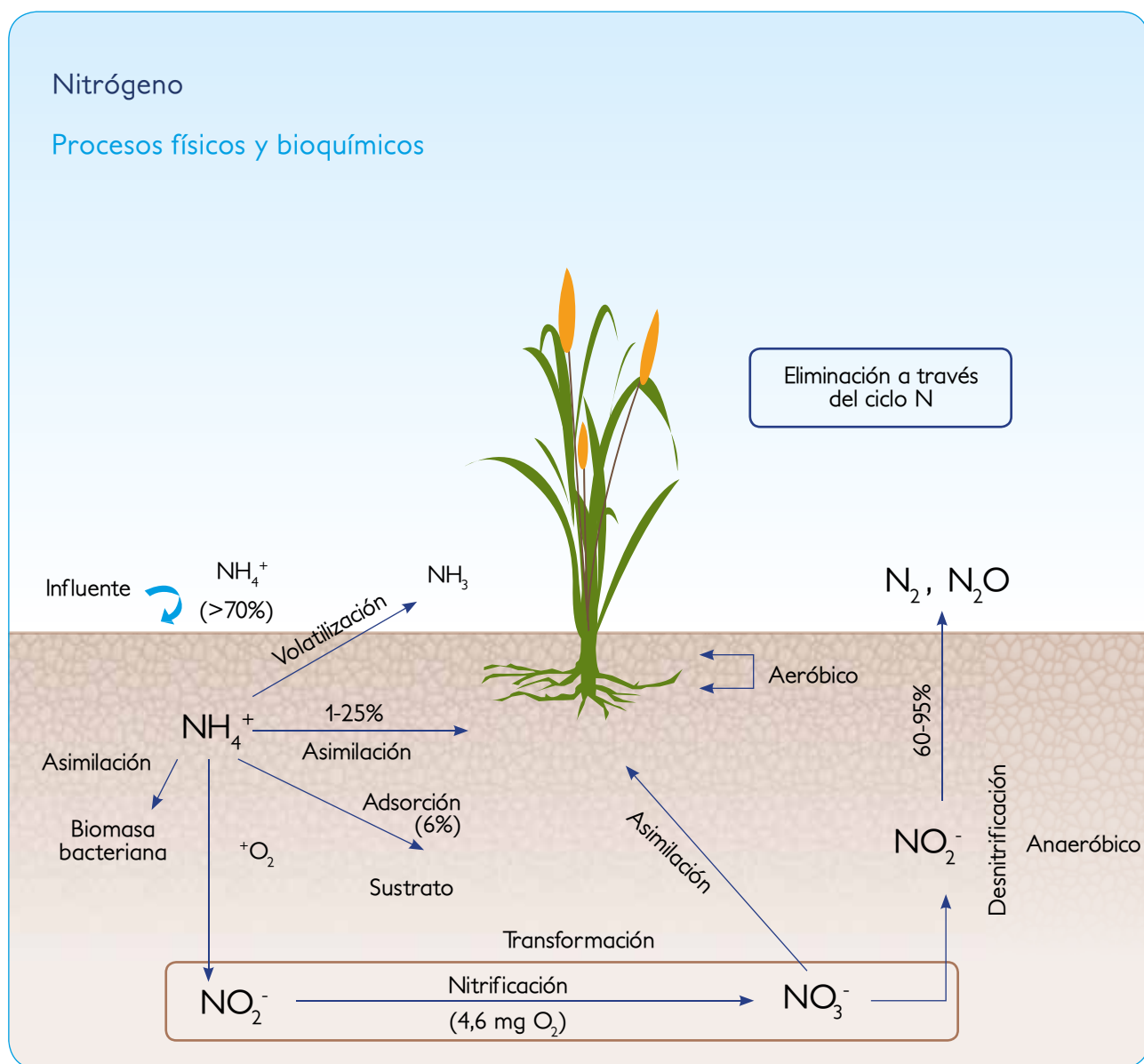


Figura 10. Procesos de transformación y degradación de nitrógeno en HFSS.  
Fuente: López, 2016

**Tabla 5.** Eficiencias de eliminación de nitrógeno y fósforo en HFSS en el tratamiento de aguas servidas.

Lugar	Parámetros de variación	Medio de soporte	Macrófita	TRH (d)	influyente (mg/L)		Eficiencias (%)		Efluente (mg/L)		Referencias
					N	P	N	P	N	P	
India		Grava (6-25 mm)	TL, Phr y CE	0,5-1,5	17,6 <sup>a</sup>	7,1 <sup>b</sup>	70,2	67,9	5,5	2,3	Rai <i>et al.</i> , 2015
Alemania	25 cm Prof. ; CH <sup>d</sup> : 100 L/d	Grava (8-16 mm)	Phr S/V		83		17		69		Button <i>et al.</i> , 2015
	50 cm Prof.; CH: 200 L/d		Phr S/V		83		7,2		77		
China	Macrófita/ carga aplicada	Grava (24,8 mm) y Escoria (2,74 mm)	Phr	10	20		88,7				Zhu <i>et al.</i> , 2014
			CA	10	40		89,9				
Egipto		Grava (40-80 mm)	<i>Canna</i> , Phr y Cyp	11	32,8	3,2	60	63	6,5		Abou-Elela <i>et al.</i> , 2013
					17,2		57,1		8,8		
Vietnam	CH:31 mm/d	Arena de rio (0,25-0,43 mm)	Phr vall		52	7	84	99	9	< 0,2	Trang <i>et al.</i> , 2010
	CH:62 mm/d				63	10	61	98	25	2,5	
	CH:146 mm/d				70	11,5	16	72	58	3	
México	Monocultivo Policultivo	Grava (roca volcánica) (12mm)	ZA SR, AA y AgA	4 4	28,7	8,3	53,7	44,7	13,1	4,2	Zurita <i>et al.</i> , 2009
					28,7	8,3	51,7	35,8	13,8	4,9	
Grecia	Grava media	Grava media (4-25 mm)			64	9,1	54,8	21,1	28,9	7,2	Akratos & Tsihrintzis, 2007
	Grava Fina	Grava fina (0,25-16 mm)	Phr	6-20	64	9,1	82,5	81,5	11,2	1,6	

TL: *Typha latifolia*; Phr: *Phragmites australis*; CE: *Colocasia esculenta*; S/V: Sin vegetación; CA: *Calamagrostis angustifolia*; Cyp: *Cyperus papyrus*; Phr vall: *Phragmites vallis*; ZA: *Zantedeschia aethiopicum*; SR: *Strelitzia reginae*; AA: *Anthurium andreaeanum*; AgA: *Agapanthus africanus*. <sup>a</sup>amonio (N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>); <sup>b</sup> fosfato (P-PO<sub>4</sub><sup>-</sup>); <sup>c</sup> Prof.: Profundidad; <sup>d</sup> Carga Hidráulica.

Fuente: López, 2016

## Fósforo

La eliminación del fósforo (P) en HC se puede dar por procesos bióticos y abióticos (Vera *et al.*, 2014). Los procesos bióticos incluyen la asimilación por las plantas y microorganismos, y la mineralización de los restos de vegetación y del fósforo orgánico. Los procesos abióticos incluyen la fragmentación, sedimentación, lixiviación, adsorción/desorción, precipitación y dilución (Aguirre, 2004; Vymazal & Kröpfelová, 2008). La asimilación por bacterias y plantas son responsables de eliminación  $P-PO_4^{3-}$ , mientras que la precipitación y adsorción son responsables de la eliminación de todas las formas de fósforo (Kadlec & Wallace, 2009). La eliminación de fósforo en el HFSS está estrechamente relacionada con las propiedades físico-químicas e hidrológicas del material de soporte, porque el P es adsorbido o precipitado principalmente por el medio de soporte (Vohla *et al.*, 2009). De modo semejante, el P puede ser eliminado mediante la asimilación por las plantas. La mayor parte del fósforo procedente de las aguas servidas es asimilado por las raíces, hojas y brotes de las plantas, pero esta cantidad es generalmente muy baja (2,3-9%) (Vohla *et al.*, 2005; Kröpfelová, 2011; López *et al.*, 2015). Se han reportado para HFSS acumulación de fósforo en el rango de 0,7-5,5 g P/m<sup>2</sup> (Vymazal & Kröpfelová, 2011). Malecki-Brown *et al.* (2010) determinó que la especie *Schoenoplectus californicus*

presenta una acumulación de 2,5 g P/kg peso seco y de 0,55 g P/m<sup>2</sup>. Además, se ha reportado que la asimilación de P es generalmente más alta durante el comienzo de la temporada de crecimiento (inicio de la primavera), antes de que se alcance la tasa de crecimiento máxima (Vymazal, 2007). Sin embargo, estos incrementos de biomasa no deben ser considerados como parte de la capacidad de eliminación de fósforo sostenible a largo plazo de los humedales (Kadlec & Wallace, 2009). Por último, la asimilación de P por parte de los microorganismos también se da y es muy rápida, pero la magnitud (cantidad almacenada) es muy baja (12-13%) (Vymazal & Kröpfelová, 2008). La captación por microbiota (bacterias, hongos, algas, macroinvertebrados, etc.) es rápida debido a que estos organismos crecen y se multiplican a tasas elevadas (Vymazal & Kröpfelová, 2008). En comparación con otros compartimentos, almacenamiento microbiano (0,5-1,0 g P/m<sup>2</sup>·año) es el menor (macrófitas: 1,0-2,5 g P/m<sup>2</sup>·año, 25 a 30%; la adsorción del suelo: 1,5 a 3,8 g P/m<sup>2</sup>·año, 38-46%). A su vez, el almacenamiento a corto plazo (4,0 a 8,3 g P/m<sup>2</sup>·año) es mayor en comparación con el almacenamiento a largo plazo (5 años 0,92 ± 0,15 gP/m<sup>2</sup>·año) (Vymazal & Kröpfelová, 2008).

## Fósforo

### Procesos físicos y bioquímicos

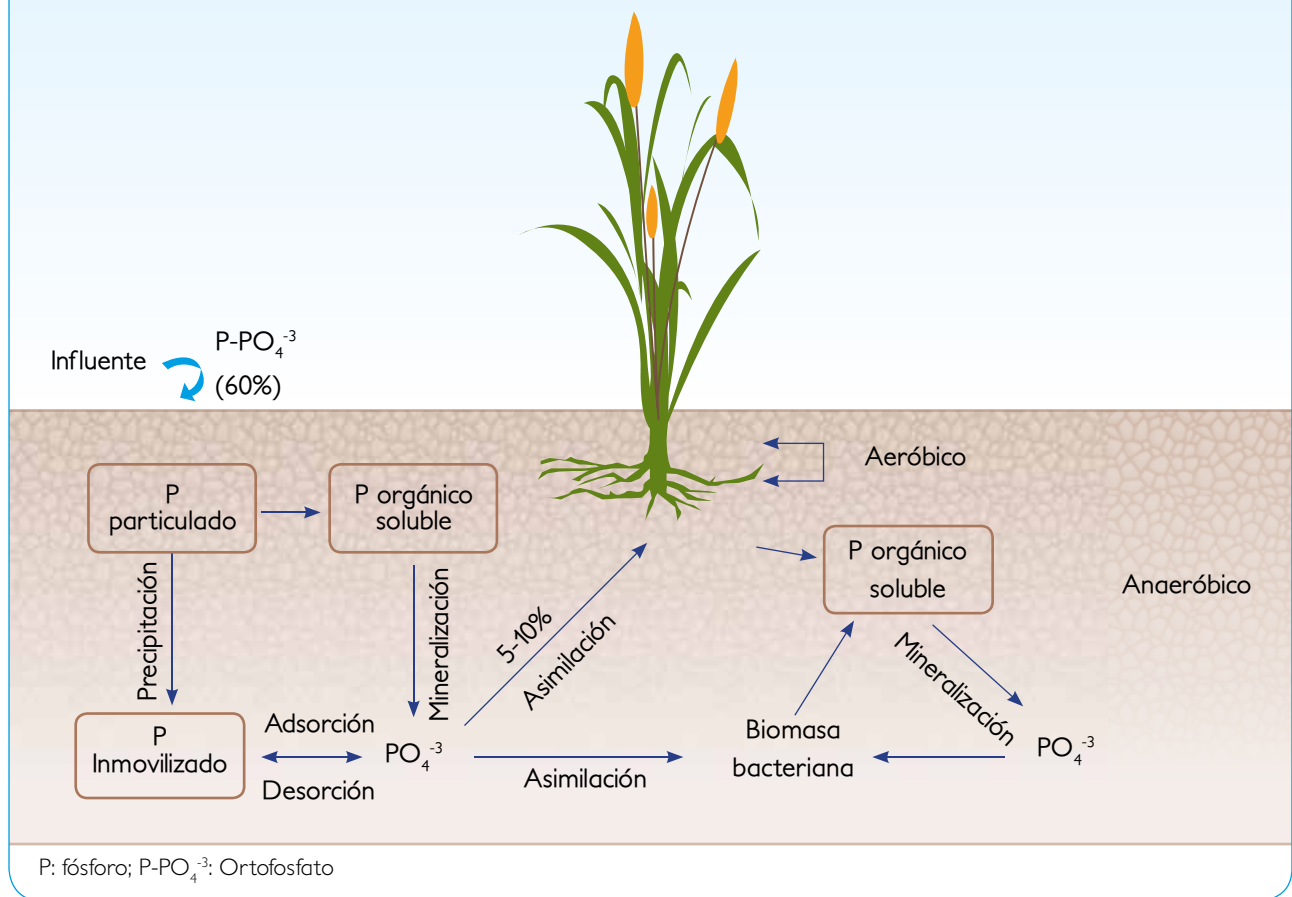


Figura 11.

Procesos de transformación y degradación de fósforo en HFSS.

Fuente: López, 2016

## CONSTRUCCIÓN Y PUESTA EN MARCHA DE PLANTA PILOTO DE HUMEDALES CONSTRUIDOS

### Ubicación

La planta piloto de humedales construidos se construyó 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. ( $36^{\circ}59'26.93''$  de la latitud sur, y  $72^{\circ}56'47.23''$  de longitud oeste).

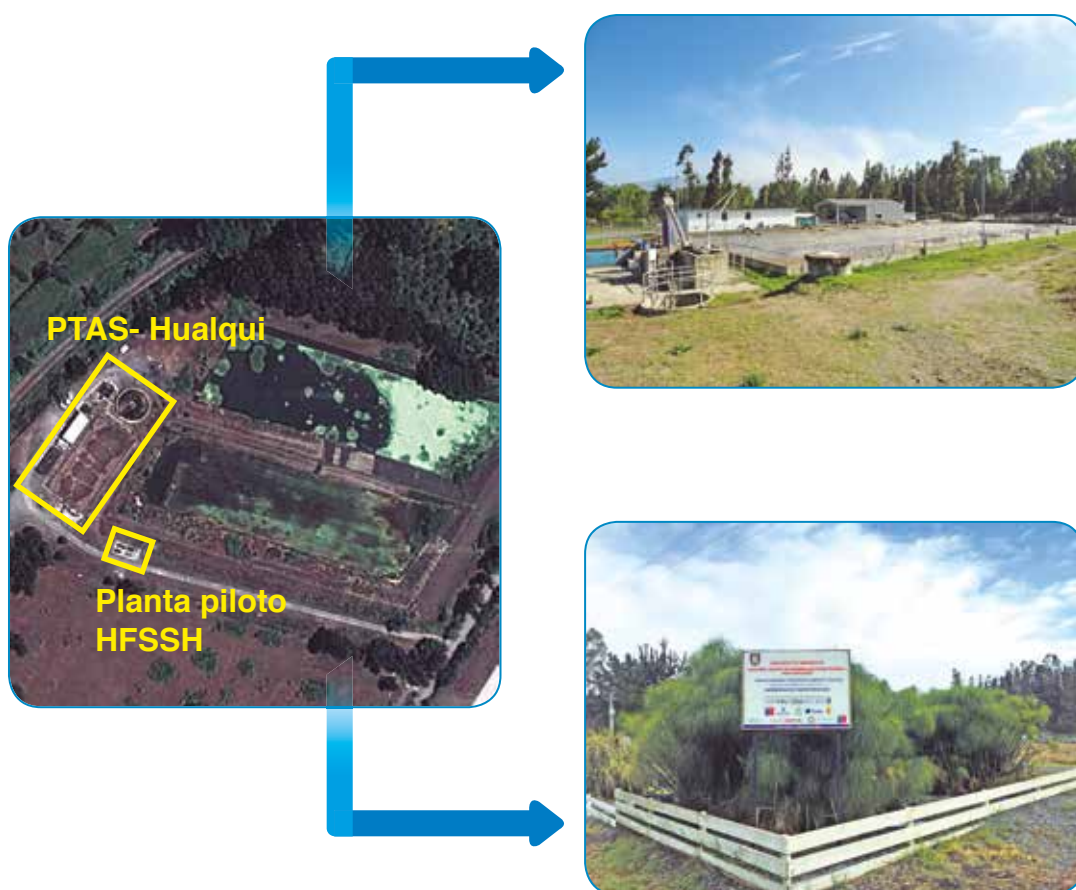


Figura 12.  
Ubicación planta piloto de humedales construidos de Hualqui.  
Fuente: Elaboración propia.

## Etapas de construcción

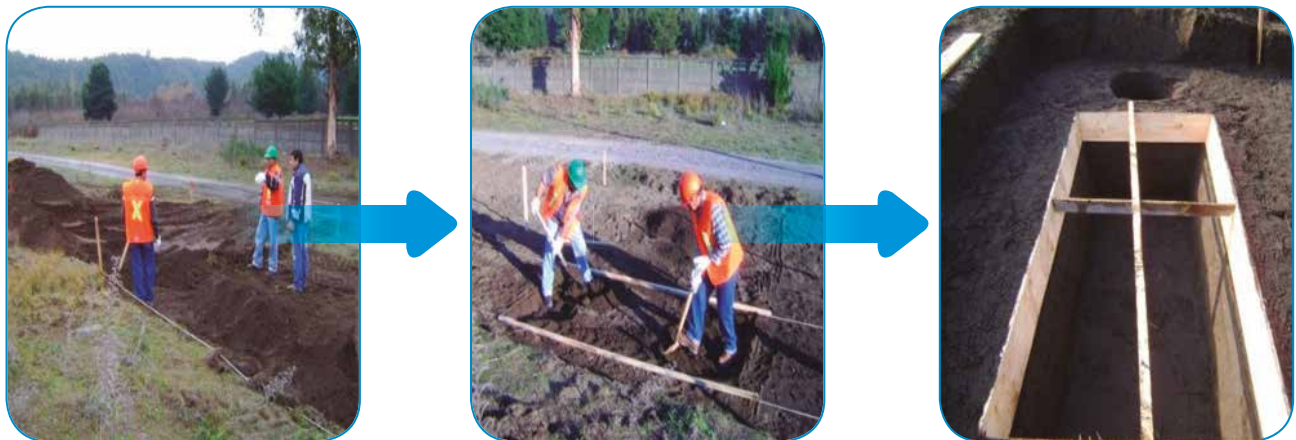
**Primera etapa de construcción:** La construcción del humedal se inicia con movimiento de tierra mediante la excavación de cuatro orificios rectangulares siguiendo las características geométricas de la Tabla 6 (Vera, 2012), cada uno correspondiente a una celda del humedal, además de cuatro orificios para la instalación de las estructuras de salida del efluente tratado en cada una de las celdas del humedal.

**Tabla 6.** Características geométricas de una celda del humedal

Características geométricas	Unidad	Valor
Área	m <sup>2</sup>	4,5
Relación largo/ancho		2
Altura promedio	m	0,57
Altura promedio lámina de agua	m	0,4
Volumen total	m <sup>3</sup>	1,28

En la Figura 13 se observa los pasos que implican el movimiento de tierra para la construcción de cada celda del humedal.

## MOVIMIENTO DE TIERRA



**Figura 13.** Movimiento de tierra para iniciar la construcción de los humedales.  
**Fuente:** Adaptado de Vera, 2012.

Luego se procede a la impermeabilización de las celdas mediante una membrana de polietileno de alta densidad, teniendo en consideración que el terreno esté lo más plano posible para evitar perforaciones de esta misma. La membrana debe situarse de manera tal que recubra toda la superficie de la celda. En la Figura 14 se observa los pasos que implican la impermeabilización para la construcción de cada celda del humedal.

### IMPERMEABILIZACIÓN



Figura 14.  
Impermeabilización de las celdas de los humedales construidos.  
Fuente: Elaboración propia

Se instalaron 9 zonas de muestreo en cada celda, en base a tubos de PVC de una altura superior a la celda y con orificios para permitir el flujo de agua. Se adicionó también una estructura de PVC en forma de “U” con orificios para permitir la salida del efluente hacia un tambor de recolección mediante una tubería flexible sujeta con una cadena para permitir una posición adecuada. En la Figura 15 se observa la construcción de las estructuras de salida del humedal.

### ESTRUCTURAS DE SALIDA



Figura 15.  
Estructuras de salida del agua servida tratada en el humedal construido.  
Fuente: Elaboración propia



Sobre la membrana se depositó grava de tamaño entre 19-25 mm y porosidad 0,4 como medio de soporte para la vegetación. Además, se plantó en cada celda un total de 18 ejemplares, donde dos celdas fueron plantadas con *Phragmites australis* y las otras dos fueron plantadas con *Schoenoplectus californicus*, y para terminar se completó el volumen total de la celda con la grava restante. En la Figura 16 se observa la adición de la grava como medio de soporte y la plantación de 18 ejemplares en cada celda.

## SOPORTE Y PLANTACIÓN



Figura 16.  
Medio de soporte y plantación de ejemplares de *Schoenoplectus californicus*.  
Fuente: Elaboración propia

Junto con lo anterior se instalaron las estructuras de entrada del influente a cada una de las celdas, esto mediante la conexión de tubos de PVC desde un tanque de 650 L que alimenta por gravedad a cada una de las 4 celdas del humedal hasta la entrada de estas. La entrada de las celdas consiste en un tubo en forma de “T” del largo de la celda con orificios para permitir que el agua se distribuya por toda la estructura. En la Figura 17 se observa la construcción de estructuras de entrada de agua servida a cada celda del humedal.

## ESTRUCTURAS DE ENTRADA



Figura 17  
Estructuras de entrada del agua servida tratada en el humedal construido.  
Fuente: Elaboración propia

**Segunda etapa de construcción:** Transcurrido un año y medio de operación se observó la aparición de colmatación debido al crecimiento de las raíces de las plantas, la acumulación de sólidos y la formación de biomasa microbiana (fangos y sedimentos). La colmatación es la obstrucción gradual del medio poroso impidiendo la correcta circulación del agua. Para solucionar el problema de colmatación en las celdas se implementó un tratamiento primario para eliminar sólidos suspendidos, grasas y materia orgánica.

- **Tanque Desarenador - Desengrasador:** Consiste en un tanque de capacidad de 630 L, el cual funciona en base a la sedimentación de arenas de menor tamaño de partícula en el fondo del tanque y la flotación de grasas y aceites en la superficie.
- **Fosa Séptica:** Consiste en un tanque horizontal de capacidad de 1200 L sellado de forma hermética y que permite eliminar parte de la materia orgánica contenida en el agua servida debido a la acción de bacterias. Además permite la sedimentación de sólidos en el fondo.

- **Tanque de Bombeo:** Consiste en un tanque de capacidad de 630 L, el cual posee una bomba sumergible para aguas negras marca Pedrollo modelo VXm8/35-I en su interior para permitir elevar el influente hacia un tanque de distribución.
- **Tanque de Distribución:** Consiste en un tanque de capacidad de 1300L el cual recolecta el influente para luego alimentar por gravedad a cada una de las unidades del humedal.

La Figura 18 muestra la configuración y funcionamiento del sistema de HFSS luego de la segunda etapa de construcción.

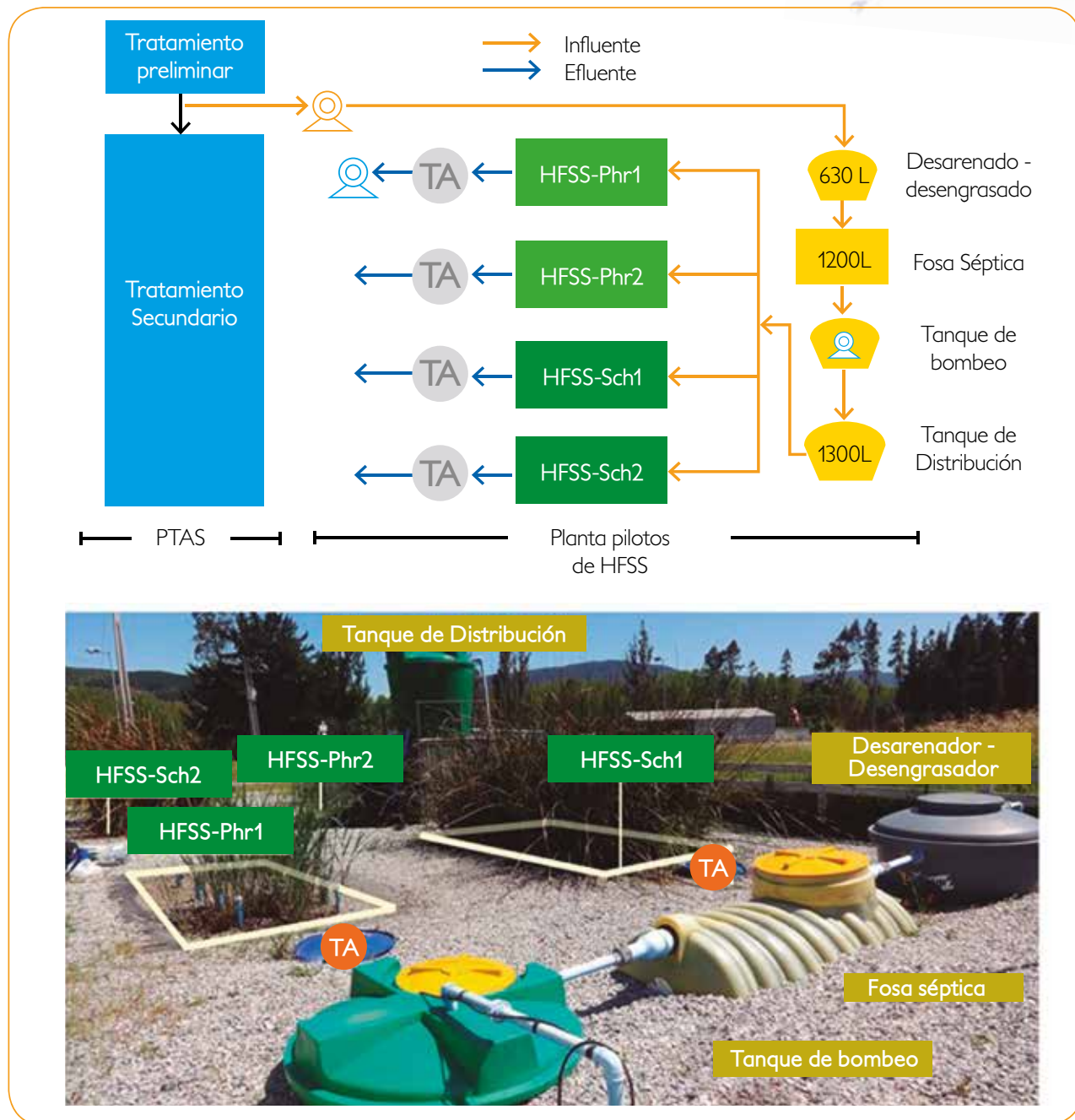


Figura 18.

Planta piloto de HFSS ubicado en la PTAS-Hualqui. HFSS-Phr1 y HFSS-Phr2: celdas plantadas con *Phragmites australis*; HFSS-Sch1 y HFSS-Sch2: celdas plantadas con *Schoenoplectus californicus*; flechas naranjas: influente; flechas azules: efluente; TA: tanque de almacenamiento.

Fuente: Sepúlveda, 2015.

**Tercera etapa de construcción:** En el quinto año de operación, considerando la puesta en marcha, se instalaron dos nuevas celdas con las plantas ornamentales. A partir del uso de humedales construidos siguiendo las mismas características de diseño de las celdas anteriores. La diferencia de estas celdas es que se plantaron especies ornamentales, siendo una de estas plantada en régimen de monocultivo con la especie *Cyperus papyrus* (Papiro egipcio) y la otra celda plantada con *Cyperus papyrus* y *Zantedeschia aethiopica* (Cala) en régimen de policultivo. Esto se realizó con la finalidad de

evaluar y comparar la eficiencia en la remoción de contaminantes de las plantas macrófitas con las plantas ornamentales. A partir del uso de plantas ornamentales se podría además obtener un beneficio económico mediante la comercialización de éstas, junto con mejorar la estética de la infraestructura del sistema de tratamiento (Morales *et al.*, 2013). La Figura 19 resume los pasos para realizar la segunda etapa de construcción correspondiente a humedales con plantas ornamentales.



Figura 19  
Tercera etapa de construcción de planta piloto de humedales construidos.  
Fuente: Elaboración propia

**Obtención del influente:** Los humedales de la planta piloto se alimentan con aguas servidas extraídas desde la PTAS de Hualqui luego pasar por un pre-tratamiento, el que consiste en la separación mediante una cámara de rejillas de 40 mm de abertura, para luego pasar por un desarenador. Posteriormente, las aguas servidas son llevadas a un tratamiento primario para eliminar sólidos suspendidos y materia orgánica utilizando una bomba sumergible para aguas negras marca Dreno Pompe modelo COMPATTA 55M.

### Puesta en marcha:

La puesta en marcha de la planta piloto de humedales fue realizada en un período de 103 días para permitir la estabilización del sistema, la cual se determinó monitoreando con cierta periodicidad parámetros hidráulicos, *in situ* y fisicoquímicos, junto con sobrevivencia y crecimiento de vegetación según la frecuencia expuesta en la Tabla 7 (Rojas, 2012).

**Tabla 7.** Frecuencia de medición de parámetros en período de puesta en marcha.

Parámetros		Frecuencia
Hidráulicos	Caudal, CH, VCO, TRH	Semanal
<i>In Situ</i>	POR, pH, OD, t°	Quincenal
Fisicoquímicos	DBO <sub>5</sub> , SST,SSV, NT, PT DQO, NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> , PO <sub>4</sub> <sup>-3</sup>	Mensual Quincenal
Vegetación	Sobrevivencia y crecimiento	Semanal

Fuente: Adaptado de Rojas, 2012.

En la Tabla 8 podemos ver cómo varían los parámetros hidráulicos en este período de puesta en marcha.

**Tabla 8.** Parámetros hidráulicos en período de puesta en marcha

Parámetros	Unidad	Rango
Caudal	m <sup>3</sup> /d	0,045 – 0,248
TRH	d	5 - 12
Carga hidráulica	mm/d	10 – 55
VCO	Kg/m <sup>3</sup> ·d	0,04 – 0,07

Fuente: Adaptado de Rojas, 2012.

Los parámetros que tienen relación con la sobrevivencia y vegetación son una de las formas más sencillas de apreciar durante el período de puesta en marcha mediante la observación visual de cómo es el comportamiento de las plantas en cada una de las celdas del sistema piloto de humedales construidos, tal como se visualiza en

la Figura 20, donde se aprecia que dos de las celdas, las plantadas con *Phragmites australis* sobreviven durante el período de puesta en marcha, sin embargo las dos restantes plantadas con *Schoenoplectus californicus* presentan una baja sobrevivencia y, por tanto, debieron ser posteriormente replantadas.



Figura 20  
Seguimiento fotográfico de plantas durante período de puesta en marcha.  
Fuente: Adaptado de Rojas, 2012.

## OPERACIÓN DE PLANTA PILOTO DE HUMEDALES CONSTRUIDOS

### Monitoreo de planta piloto de humedales construidos

Se realiza una visita a terreno a la Planta Piloto de Humedales de Hualqui de manera mensual, de forma que se pueda llevar un control del funcionamiento de éste mediante la determinación de parámetros *in situ*, así como también tomando muestras para determinar las eficiencias de eliminación de materia orgánica, nutrientes y sólidos suspendidos.

Se recomienda el uso de elementos de protección personal al momento de realizar el monitoreo, la toma y análisis de las muestras, y la mantención al sistema de humedales construidos. Para ello el personal que realice dicha acción debe al menos utilizar guantes, delantal, pelo tomado y zapatos cerrados.

**Parámetros *in situ*:** Estos parámetros corresponden a temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ), potencial de óxido reducción (mV), oxígeno disuelto (ppm), pH y conductividad (mS/cm), los cuales son medidos en el mismo humedal. La Figura 21 muestra la distribución de los puntos de medición de parámetros *in situ* los cuales están divididos en zona A situada a 0,65 m del punto de entrada, la zona B situada a 1,4 m del punto de entrada y la zona C situada a 2,25 m del punto de entrada, siendo el área superficial de 1,5 m<sup>2</sup>. La medición se realiza en los puntos A2, B2 y C2 a excepción del OD el cual se monitorea solo en B2 (Rojas, 2012).

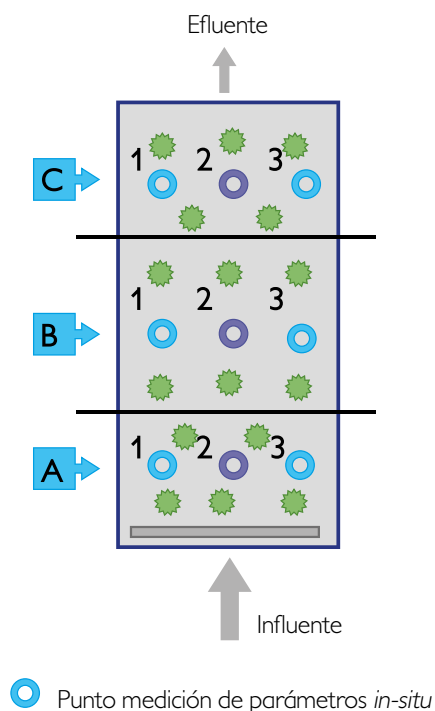


Figura 21  
Zonas de medición de parámetros *in situ*.  
Fuente: Rojas, 2012.



Por otra parte, la medición de estos parámetros se realiza utilizando un multiparamétrico portátil OAKTON (PC650–480485) y un medidor de oxígeno disuelto portátil (Hanna oxi 330i/set HI 9146-04), tal como se observa en la Figura 22.

**Parámetros fisicoquímicos:** Para la caracterización de los parámetros fisicoquímicos se extraen muestras de la entrada y salida general de las aguas servidas del humedal, así como también de la salida de cada una de las celdas como se muestra en la Figura 23. Luego estas muestras son llevadas a un laboratorio para su análisis de acuerdo con los protocolos establecidos en Standard Methods (APHA, AWWA, WPCF, 1985). Para materia orgánica se determina  $DBO_5$  y DQO, nutrientes nitrógeno y fósforo, sólidos suspendidos volátiles y totales, y patógenos mediante cuantificación de coliformes totales, fecales y colifagos somáticos.



Figura 22

Medición de parámetros in situ.

Fuente: Elaboración propia.





Figura 23

Toma de muestra para análisis de parámetros fisicoquímicos.

Fuente: Elaboración Propia.

**Análisis de macrófitas:** El análisis de las macrófitas tiene dos variantes fundamentales, por un lado se analiza el crecimiento y sobrevivencia de la planta de acuerdo con Neubauer *et al.* (2012) mediante la medición de:

- **Abundancia y cobertura:** La determinación de la abundancia se realiza tomando como referencia un cuadrante de  $0,0625 \text{ m}^2$  de área por zona, seleccionando el área de muestreo de cada zona de las celdas de humedales de manera aleatoria. Posteriormente, se procedió a la identificación visual de las especies presentes en la zona, contabilizando los individuos de cada especie por cuadrante ( $\text{tallos}/\text{m}^2$ ).
- **Producción de biomasa:** Se realizó una determinación de la biomasa mediante la obtención de biomasa foliar de cada planta por celda. La biomasa aérea y subterránea se obtuvo por deshidratación a  $75^\circ\text{C}$  durante 24 h, hasta alcanzar un peso constante.
- **Longitud de tallos y flores:** Para determinar el tamaño promedio de flores y tallos por especie en las celdas del humedal se seleccionaron en forma aleatoria diez individuos. Las plantas de la muestra se evaluaron con medidas de altura (desde la base hasta el ápice).

En la Figura 24 se observa el análisis de las macrófitas en terreno mediante la utilización de un cuadrante para determinar la abundancia (izquierda) y la longitud de tallos (derecha).



Figura 24

Análisis de macrófitas en terreno.

Fuente: Elaboración Propia.

Por otro lado, se determina cómo la presencia de macrófitas influye en el proceso de eliminación de nutrientes mediante la asimilación de nitrógeno y fósforo, para esto se realiza:

- **Capacidad de depuración de nutrientes:** Se realiza un análisis foliar para determinar el contenido de nitrógeno y fósforo en la planta, con el fin de cuantificar la asimilación de nutrientes por parte de especies macrófitas y ornamentales del HFSS. Para esto, se tomaron muestras foliares, radiculares, flor y hoja de cada especie en los humedales construidos. Las muestras fueron enviadas al Instituto de Investigaciones Agropecuarias (INIA) Quilamapu de Chillán para realizar el análisis.

### Mantenimiento de planta piloto de humedales construidos

**Mantenimiento de la vegetación:** Las plantas presentes en el humedal tienen una importancia operacional y un valor estético para el sistema, por tanto, es necesario realizar una mantención rutinaria de éstas, siendo ejecutadas principalmente las actividades de:

- Replantación en caso de que la cobertura de éstas no sea la adecuada.
- Poda de limpieza para eliminar las zonas secas o enfermas de las plantas.
- Remoción manual de maleza indeseada y restos de poda.



**Figura 25**  
Mantención del tratamiento primario.  
**Fuente:** Elaboración propia.

**Mantención del tratamiento primario:** Este tratamiento, como se detalla anteriormente, está conformado por dos etapas para la eliminación de grasas, sólidos sedimentables y flotables, mediante la utilización de un tanque y una fosa séptica horizontal. La mantención consiste principalmente en el vaciado de estos para eliminar las grasas y sedimentos, y luego la limpieza mediante el uso de una hidro-lavadora que permita el arrastre de la materia adherida en las paredes. Dicha mantención es realizada a lo menos una vez al año, tal como se observa en la Figura 25.

Otra mantención realizada a los tanques correspondientes al tratamiento primario es el pintado de color negro de la superficie exterior, que se encuentra expuesta a la radiación solar, de manera tal de evitar el deterioro del material.

**Limpieza de grava por colmatación:** Si ocurre colmatación en el sistema, se debe realizar una remoción manual de la grava impregnada con lodos para luego limpiarla por arrastre con agua. De este modo la grava se reinserta posteriormente en el sistema, logrando atenuar este fenómeno. La figura 26 muestra etapas desarrolladas para limpieza de grava.



Figura 26

Limpieza de grava por colmatación.

Fuente: Elaboración propia.

### Problemas asociados a la operación de planta piloto de humedales construidos

**Colmatación:** La colmatación corresponde a la obstrucción gradual del medio poroso de soporte, impidiendo la correcta circulación del agua servida debido al crecimiento de las raíces de las plantas, la acumulación de sólidos y/o la formación de lodos en las celdas de los humedales (Samsó *et al.*, 2011; Rojas, 2012). La figura 27 muestra colmatación en las celdas HFSS. En caso de que los sistemas de humedales construidos presenten problemas de colmatación se recomienda realizar una limpieza del medio de soporte como se describió anteriormente. Sin embargo, para evitar este problema se sugiere la implementación de un pretratamiento o tratamientos primarios, que permitan la eliminación de sólidos gruesos, tal como se describió anteriormente en las etapas de construcción del humedal.

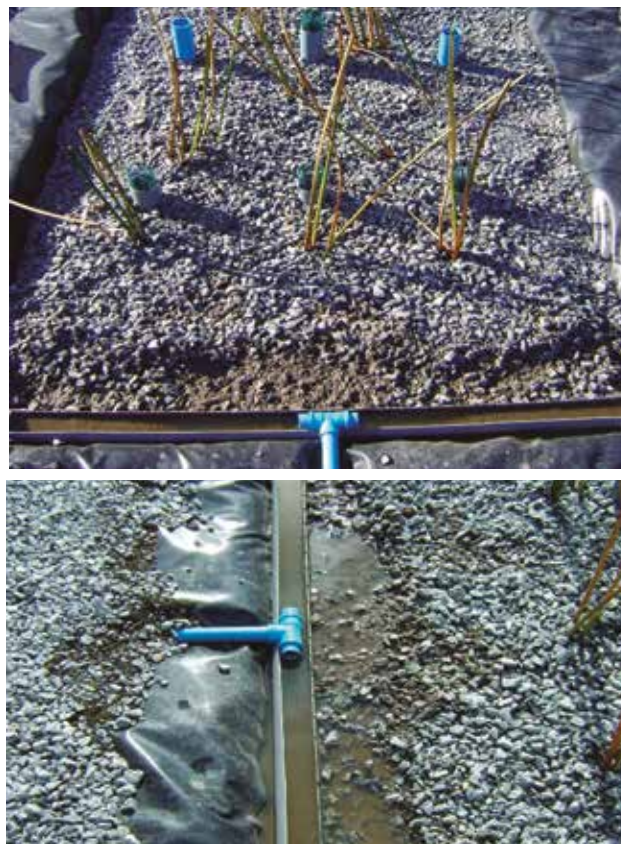


Figura 27

Colmatación de las celdas.

Fuente: Elaboración propia.

**Plaga de pulgón:** La plaga de pulgón afecta específicamente a las macrófitas pertenecientes a la especie *Phragmites australis* en la época de verano. Los pulgones actúan adhiriéndose a tallos y hojas de las plantas de manera tal que evitan que éstas puedan realizar la fotosíntesis necesaria para sobrevivir y, por tanto, en esta época se secan y disminuyen su biomasa (López, 2016). La presencia de pulgones trae consigo además la aparición de organismos depredadores como la chinita, mosca y abeja. Una de las alternativas para eliminar el pulgón sería la utilización de un insecticida que permita eliminar esta plaga, sin embargo, en estos sistemas no se utilizan dichos productos, pues su aplicación tendría efectos negativos sobre la biomasa la cual es esencial para el tratamiento del agua servida. Una alternativa para evitar el uso de insecticidas es la preparación de infusiones en base a ajo, ortiga, ajenojo, entre otros, los cuales deben ser pulverizados en la planta. La Figura 28 muestra la aparición de la plaga de pulgón en época de verano, sus consecuencias y una alternativa para atenuar la plaga mediante el uso de fermentados.

Aparición de pulgones en época de verano



Aplicación de infusión de ortiga



**Figura 28**  
Plaga de pulgón en plantas de *Phragmites australis*.  
**Fuente:** Elaboración propia.

**Replantar ejemplares de plantas:** Uno de los problemas de la utilización de plantas, y que es posible observar en las primeras etapas de operación, es que los ejemplares seleccionados para la implementación de los humedales construidos no logren crecer en las celdas bajo las nuevas condiciones en que

estos se encuentran, tal como se observa en la Figura 29, donde se aprecia que la celda plantada con *Phragmites australis* (derecha) logró un crecimiento óptimo en comparación con *Schoenoplectus californicus* (izquierda), la cual debió ser replantada con nuevos ejemplares obtenidos desde una laguna.



Figura 29  
Replantación de *Schoenoplectus californicus*.  
Fuente: Elaboración propia.

## DESEMPEÑO Y FUNCIONAMIENTO DE SISTEMAS DE HUMEDALES CONSTRUIDOS EN EL TRATAMIENTO DE AGUAS SERVIDAS

El desempeño de los HFSS depende de diversos factores, por lo que el funcionamiento de estos variará en uno u otro sistema dependiendo de su diseño (por ejemplo: profundidad, medio filtrante, tipo de macrófita) y condiciones climáticas del lugar. La planta piloto de HFSS se monitorea desde la puesta en marcha, determinando parámetros de calidad de agua, emisiones de metano y análisis foliar de la composición del tejido vegetal. Los parámetros más importantes a determinar son aquellos que indican concentración de materia orgánica, nutrientes, sólidos suspendidos totales, indicadores de coliformes, algunos metales y compuestos relevantes para el reúso. La materia orgánica usualmente se determina mediante la demanda química de oxígeno (DQO), utilizada para establecer la materia orgánica oxidable por agentes químicos. Así mismo, la demanda biológica de oxígeno ( $DBO_5$ ) es utilizada para medir la porción de materia orgánica fácilmente biodegradable. Para la caracterización de los nutrientes (nitrógeno y fósforo) se consideró el nitrógeno total (NT) y fósforo total (PT). La Figura 30 presenta una fotografía de una muestra del influente y efluente de la planta piloto de HFSS. Los parámetros mencionados se determinan en las muestras obtenidas tanto del influente como en el efluente de cada celda para así determinar las eficiencias de eliminación de contaminantes. Con relación a los sólidos, se consideraron los sólidos suspendidos totales (SST) y aquellos sólidos acumulados dentro de los HFSS para evaluar la capacidad de degradación de estos en el sistema y determinar su nivel de colmatación. Los organismos patógenos se

determinan mediante la técnica para cuantificar coliformes totales (CT). Se considera además un análisis para evaluar la posibilidad de reúso del efluente de los HFSS.



Figura 30

Muestras obtenidas en el influente (izquierda) y en el efluente (derecha) de la planta piloto de HFSS.

Fuente: Elaboración propia.

## Transformación y eliminación de materia orgánica mediante humedales construidos

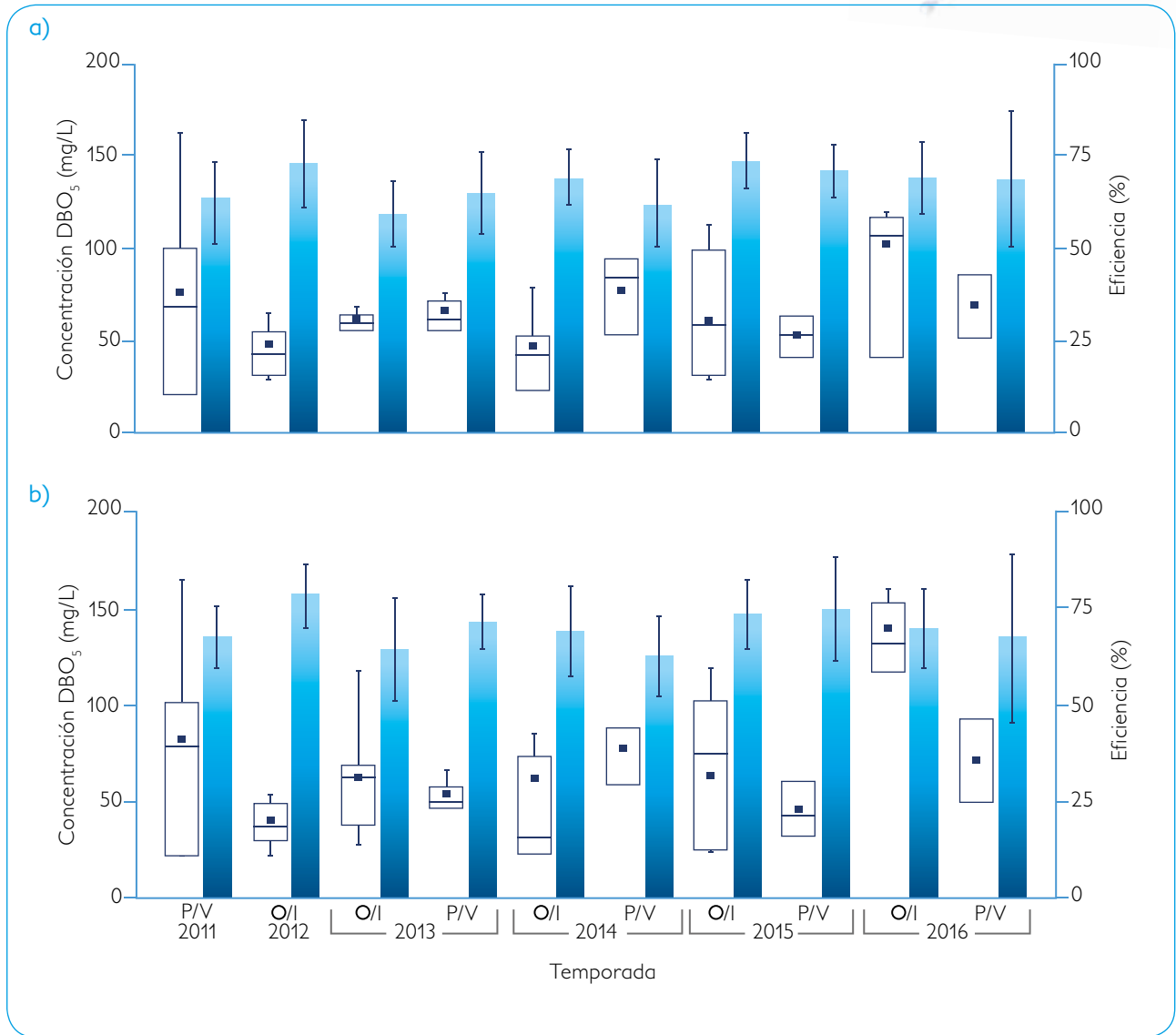
La transformación de materia orgánica dentro de los HFSS se lleva a cabo mediante vías anaerobias de metanogénesis, sulfato reducción y desnitrificación. Debido a que la digestión anaerobia ocurre a menor velocidad que la aerobia por motivos de cinética microbológica, los tiempos de residencia hidráulicos deben ser

altos (3-7 días) para lograr la degradación de materia orgánica. La materia orgánica en el influente suele llegar como una mezcla compleja de componentes de diferentes tamaños y composiciones. Esto genera que haya una fracción de esta materia orgánica fácilmente degradable por vías biológicas y otra fracción más reticente a esta degradación o recalcitrante. Las aguas servidas pueden tener concentraciones de  $\text{DBO}_5$  desde 100 a 350 mg/L con un índice de biodegradabilidad ( $\text{DBO}_5/\text{DQO}$ ) desde los 0,6 a los 0,8 indicando que es posible el tratamiento de las aguas por vías biológicas. La Figura 31 muestra las concentraciones en el efluente (cajas) y las eficiencias de eliminación de  $\text{DBO}_5$  (barras) de las celdas plantadas con *Phragmites australis* (HFSS-Phr) y *Schoenoplectus californicus* (HFSS-Sch) presentes en la planta piloto.

Ambas celdas presentan una variación del 35% en el periodo de puesta en marcha del sistema (2011) con una concentración de  $\text{DBO}_5$  promedio de 89 mg/L en el efluente. Desde el 2012 en adelante el promedio fue entre 49-78 mg/L, aumentando 45% en la temporada de otoño invierno (O/I) del 2016, siendo la concentración promedio de  $\text{DBO}_5$  115 mg/L coincidente con un aumento del 15% en la concentración del

influyente. La eficiencia de eliminación promedio de  $\text{DBO}_5$  fue de 69%, siendo similar en ambos tipos de celdas con rangos de 59-74% para HFSS-Phr y rangos entre 63-78% para HFSS-Sch. Los HFSS de la planta piloto presentaron eficiencias de eliminación bajas con respecto a lo reportado en otros HFSS, donde se reportan eficiencias de eliminación de  $\text{DBO}_5$  entre 71-97%, generando efluentes con concentraciones de 15-70 mg/L (Vymazal & Kröpfelová, 2009). Esto puede deberse a condiciones de diseño, composición de las aguas servidas (índice de biodegradabilidad) y condiciones climáticas, entre otros factores. En este contexto, para HFSS profundos (0,5 m) se recomiendan cargas de 2  $\text{gDBO}_5/\text{m}^2\cdot\text{d}$ . Por el contrario, para recibir las cargas que se aplicaron a los humedales de la planta piloto (6,0-9,7  $\text{gDBO}_5/\text{m}^2\cdot\text{d}$ ) se recomiendan HFSS de 0,3 m de profundidad para lograr eficiencias de eliminación superiores al 90% (García *et al.*, 2004). La menor profundidad del sistema favorece la difusión de oxígeno al seno del HFSS, otorgando un ambiente adecuado para la generación de reacciones aerobias, cuya tasa de degradación es hasta 10 veces más rápida que las vías anaerobias.





**Figura 31**

Concentraciones del efluente (cajas) y eficiencias de eliminación (barras) de (a) HFSS-Phr y (b) HFSS-Sch. O/I: temporada de otoño/invierno; P/V: temporada de primavera/verano. DBO<sub>5</sub>: demanda bioquímica de oxígeno.

La Figura 32 muestra las concentraciones en el efluente y las eficiencias de eliminación de las dos celdas instaladas en 2015, una celda plantada con *Cyperus papyrus* (HFSS-Cyp) y otra con *Cyperus papyrus* y *Zantedeschia aethiopica* (HFSS-Cyp/Zant). La concentración del efluente promedio es de 64 mg/L y 110 mg/L de  $\text{DBO}_5$ . La eficiencia de eliminación de  $\text{DBO}_5$  promedio de ambas celdas es 72%. Al inicio de la operación de ambas celdas se observan eficiencias de eliminación de  $\text{DBO}_5$  superiores y cercanas al 75%, logrando efluentes con concentraciones menores a los 80 mg/L. El mejor desempeño con respecto a HFSS-Phr y HFSS-Sch se debe a la reciente puesta en marcha de HFSS-Cyp y HFSS-Cyp/Zan. Adicionalmente, la puesta en marcha de HFSS-Cyp y HFSS-Cyp/Zan se realizó con un sistema de tratamiento primario, por lo que el efluente se encontraba con una composición adecuada para su tratamiento, al contrario de HFSS-Phr y HFSS-Sch a cuyos

influentes de entrada sólo se le retiraban los sólidos de tamaño superior a 60 mm. En el primer año de operación el lecho filtrante de los HFSS aún no se encuentra totalmente saturado ni desprovisto de oxígeno, por lo que en los primeros 90 días pueden existir reacciones aerobias, las cuales degradan materia orgánica con mayor rapidez que aquellas vías anaerobias (Ramond & Leggae, 2013). Es esperable que en años posteriores las eficiencias de eliminación disminuyan. En caso contrario, posiblemente esta diferencia se deba a que, por un lado, *C. papyrus* y *Z. aethiopica* otorgan un ambiente más aerobio en la cercanía de sus raíces que *P. australis* y *S. californicus*. O bien las primeras exudan menos compuestos orgánicos biodegradables que las segundas, añadiendo menor materia orgánica al sistema. Sin embargo, son necesarios más datos experimentales para comprobar esta afirmación.

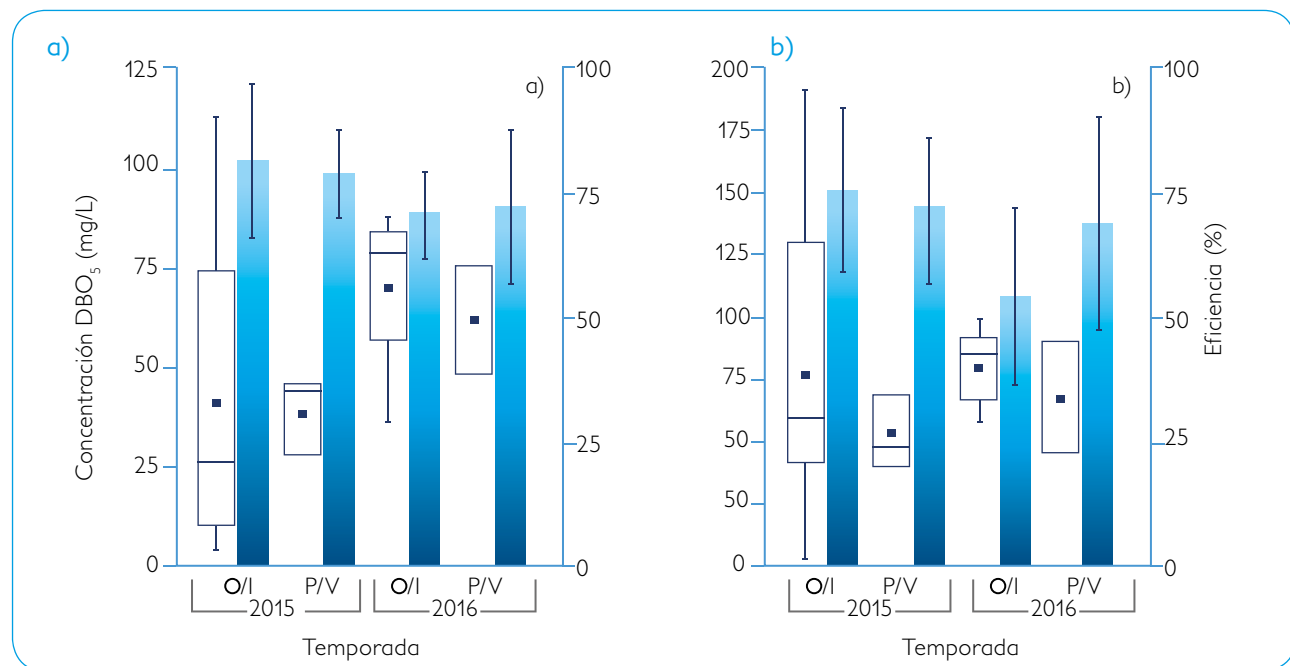


Figura 32

Concentraciones en el efluente y eficiencias de eliminación de  $\text{DBO}_5$  de las celdas (a) HFSS-Cyp y (b) HFSS-Cyp/Zant. O/I: otoño/invierno; P/V: primavera/verano;  $\text{DBO}_5$ : demanda bioquímica de oxígeno.

La digestión anaerobia de la materia orgánica posee varias etapas e intermediarios metabólicos utilizados por consorcios microbianos. De esta manera las sustancias orgánicas poliméricas se transforman a unidades monoméricas mediante el proceso de hidrólisis, pasando de polisacáridos, proteínas y lípidos a monosacáridos, aminoácidos y ácidos grasos de cadena larga. Posteriormente, el proceso de acidogénesis transforma estas sustancias en ácidos grasos de cadena corta o ácidos grasos volátiles (AGV) (por ejemplo: ácido propiónico, ácido butírico, ácido isovalérico, entre otros). Luego, una etapa denominada acetogénesis transforma estos AGV en acetato,  $\text{CO}_2$  y  $\text{H}_2\text{O}$ . Finalmente, el acetato y parte del  $\text{CO}_2$  se transforman en metano como último producto. Este es un mecanismo que puede llegar a representar hasta el 90% de las reacciones bioquímicas presentes en un HFSS.

El metano es un gas que ha generado preocupación en el contexto de cambio climático, ya que tiene un potencial de efecto invernadero equivalente en masa a 23 veces el del  $\text{CO}_2$  en un horizonte de 100 años. Adicionalmente, su concentración en la atmósfera ha aumentado un 145% desde el siglo XIX, mientras que otros gases de efecto invernadero como el  $\text{CO}_2$  y el  $\text{N}_2\text{O}$  han aumentado un 30 y 15%, respectivamente. El metano se emite en diversas fuentes, como humedales naturales (21 % de todas las emisiones naturales de metano), por termitas, ganado y otros. Las emisiones naturales corresponden al 45% del total, mientras que aquellas antrópicas (sistemas de tratamiento de aguas servidas, vertederos, etc.) corresponden al 55%. Se ha estimado que al año 2040 las emisiones originadas en el tratamiento de aguas servidas alcanzará valores de 0,34-0,69  $\text{GgCH}_4/\text{año}$  (Czepiel *et al.*, 1993; Fadel & Massound, 2001). Existen diversos estudios donde

se determinan las emisiones de metano en HFSS que tratan aguas servidas, puesto que si bien esta tecnología es una solución para el tratamiento de aguas servidas de núcleos descentralizados, estos podrían eventualmente estar generando un problema global aportando a las emisiones de gases de efecto invernadero. Se han cuantificado emisiones *in situ*, obteniéndose valores desde los 20-2.200  $\text{mgCH}_4/\text{m}^2\cdot\text{d}$  en HFSS que tratan aguas servidas. Estas emisiones se generan mediante arqueas presentes en la grava del HFSS, las cuales presentan actividad microbiológica denominada actividad metanogénica.

Una forma de determinar esta actividad es el ensayo de actividad metanogénica específica. Esto se llevó a cabo en la planta piloto de HFSS. Se extrajo la biomasa microbiológica adherida a la grava en contacto con las aguas servidas. Esta biomasa es trasladada y almacenada en botellas selladas y conectadas a un sistema de cuantificación de biogás, determinando la producción diaria de metano y la tasa de degradación de AGV (López *et al.*, 2015). La Figura 33 muestra la producción de metano obtenidas a partir del cultivo de la biomasa proveniente de los HFSS de la planta piloto. Este ensayo se realiza en condiciones controladas y óptimas de temperatura ( $35^\circ\text{C}$ ) y sustrato (solución de ácidos grasos volátiles) para la producción de biogás. La actividad metanogénica específica (AME) máxima se obtiene a partir de la mayor pendiente de las curvas de producción en la Figura 33. Se encontró que en O/I del 2015 (luego de 1550 días de operación) las AME fueron 86 y 47% mayores que O/I del 2013 (luego de 550 días de operación) y P/V del 2015 (luego de 1400 días de operación), respectivamente. Este incremento con respecto al tiempo de operación indica que los HFSS no se encontraban aclimatados luego de 550 días de operación puesto que la actividad

metanogénica siguió aumentando de forma significativa. Los HFSS poseen una película de microorganismos (biopelícula) que se van desarrollando en forma de comunidades a medida que transcurre el tiempo de operación. Este desarrollo microbiológico sumado a la dinámica de colmatación por sólidos y la saturación del sistema otorga un tiempo de aclimatación para poder lograr eficiencias de

eliminación aceptables. Se han cuantificado tiempos de aclimatación de 400-730 días para obtener la eliminación de materia orgánica estable y con eficiencias sobre el 90% (Vera *et al.*, 2011; Samsó & García, 2014). Estas estimaciones se realizaron mediante análisis estadísticos en sistemas de HFSS a escala industrial y mediante modelos matemáticos adaptados para HFSS.

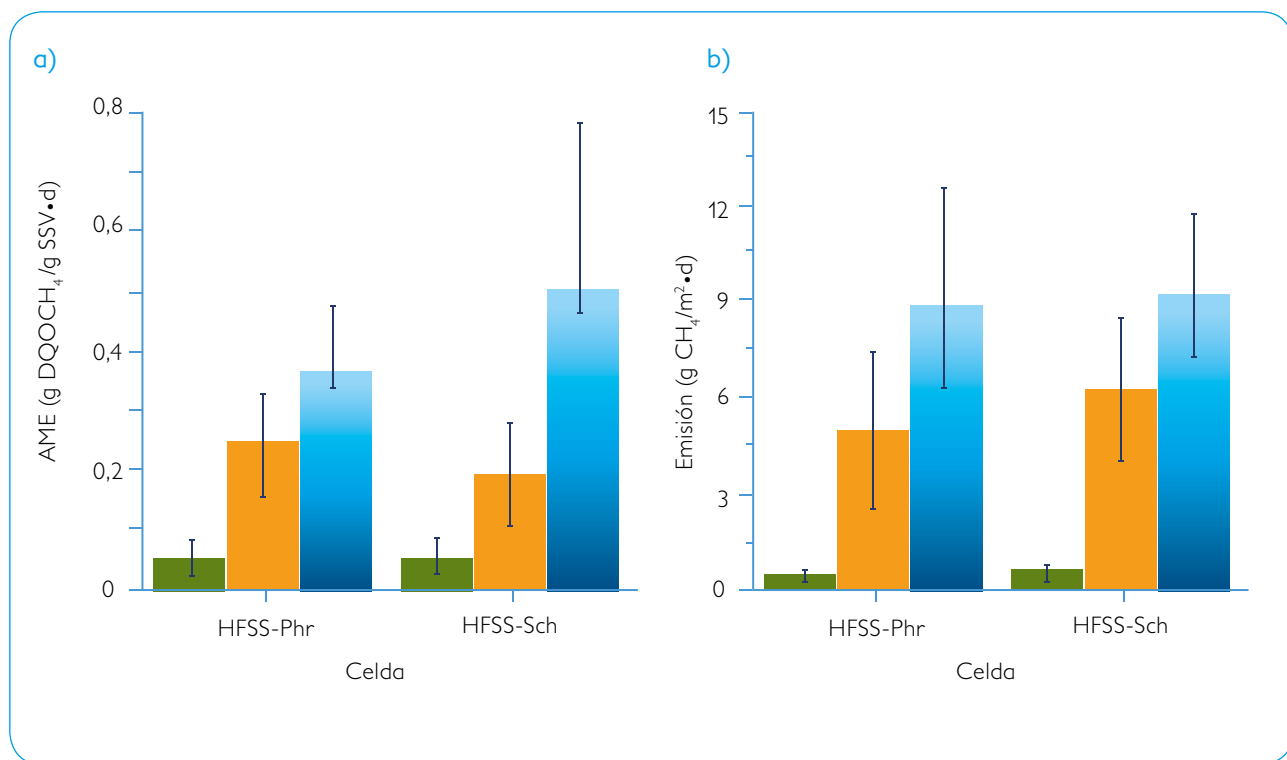


Figura 33

Valores de actividad metanogénica específica (a) y emisiones de metano estimadas (b) en las celdas HFSS-Phr y HFSS-Sch de la planta piloto. AME: actividad metanogénica específica. O/I del 2013 (●); P/V del 2015 (●); O/I del 2015 (●).

Con los valores de AME se puede estimar las emisiones de metano que podrían estar ocurriendo en los HFSS de la planta piloto (en condiciones máximas). Esta estimación se realiza a través de una extrapolación del contenido total de sólidos suspendidos volátiles (SSV) en forma de biopelícula en la grava del HFSS y con los valores de AME por gramo de SSV (López *et al.*, 2015). Las emisiones estimadas se encontraron en el rango 0,4-5,3, 2,5-18,0 y 7,3-29,0 gCH<sub>4</sub>/m<sup>2</sup>·d en O/I del 2013, P/V del 2015 y O/I del 2015, respectivamente. En estos valores se observa el mismo comportamiento, donde el aumento de los valores con respecto al tiempo de operación se debe tanto al aumento de la AME como al desarrollo de la biomasa microbiana adherido a la grava de los HFSS. Para disminuir la producción de metano de los HFSS se recomienda el diseño y construcción de sistemas someros (0,3 m) con la finalidad de promocionar la difusión de oxígeno

dentro del sistema y así disminuir la anaerobiosis del mismo. De esta manera la predominancia de las reacciones bioquímicas aerobias provocará un aumento de las eficiencias de eliminación de materia orgánica, aumentando la producción de CO<sub>2</sub> en relación al CH<sub>4</sub>.

### Transformación y eliminación de sólidos mediante humedales construidos

Los mecanismos de eliminación de sólidos suspendidos en HFSS consisten principalmente en fenómenos físicos de filtración y sedimentación. En general los humedales construidos presentan altas eficiencias de eliminación de sólidos, alcanzando valores superiores al 90%. La Figura 34 muestra las concentraciones en el efluente y las eficiencias de eliminación de sólidos suspendidos totales (SST) en los HFSS-Phr y HFSS-Sch.

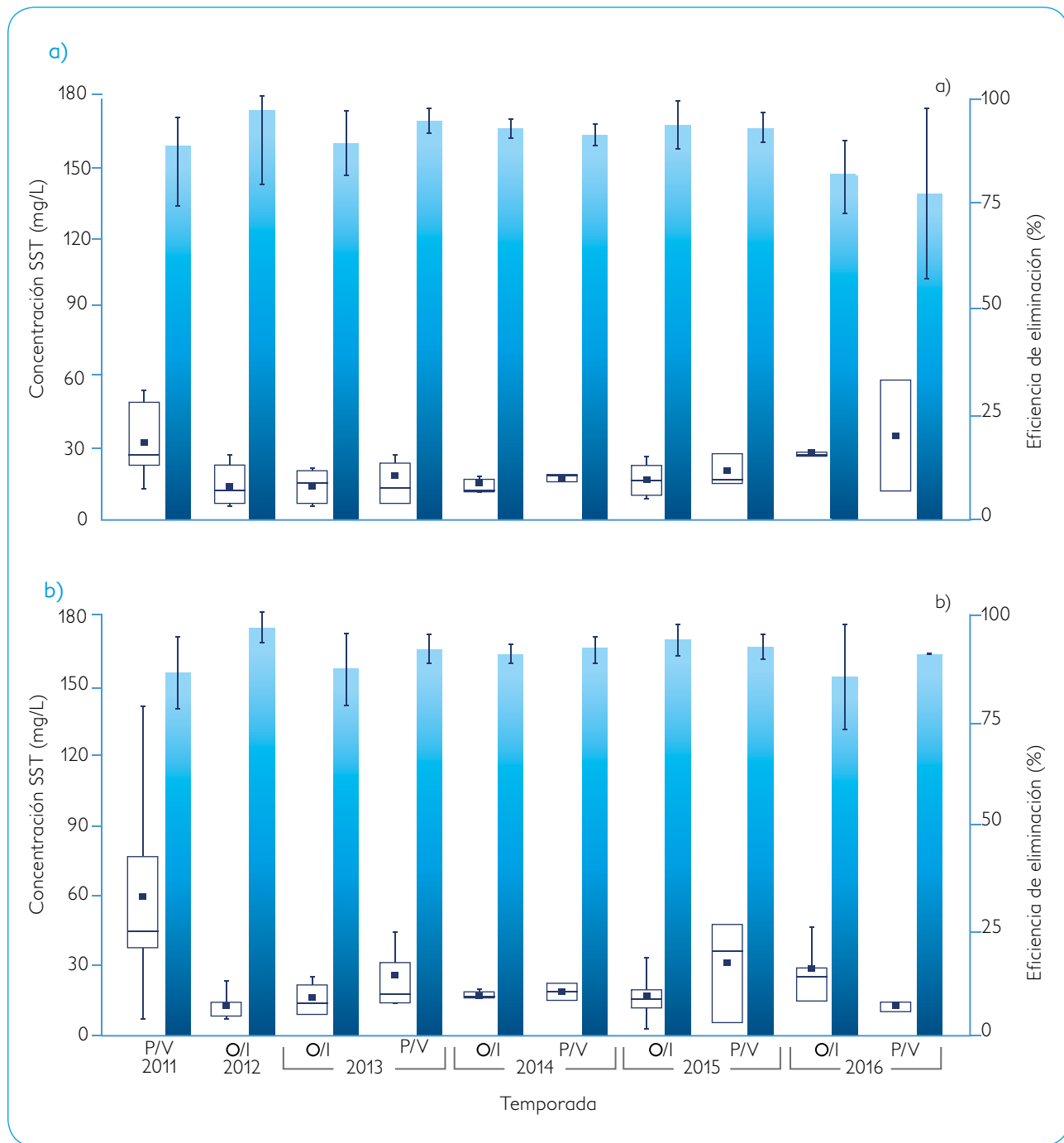


Figura 34

Concentraciones en el efluente (cajas) y eficiencias de eliminación (barras) de sólidos suspendidos totales (SST) en HFSS-Phr (a) y HFSS-Sch (b). O/I: otoño/invierno; P/V: primavera/verano.

Las concentraciones de SST en el año 2011 fueron en promedio 60 mg/L, con valores hasta los 110 mg/L. Luego en el año 2012 ésta disminuyó a 19 mg/L. Esta disminución ocurrió gracias a la instalación de un sistema de pretratamiento, el cual consistió en un sedimentador para retirar grasas y sólidos, y una fosa séptica de 1200 L. Esto permitió reducir en un 68% la concentración de SST en el influente, lo cual es superior al 30% reportado en otros HFSS al implementar un pretratamiento (Pedescoll *et al.*, 2011). La instalación del tratamiento primario fue necesaria ya que la composición del influente no cumplía las características de diseño requeridas para un correcto funcionamiento. Vymazal (2005) recomienda la instalación de un sistema de tratamiento primario para obtener eficiencias de eliminación de sólidos superiores al 95%, donde el tratamiento primario estaría eliminando el 45% de los sólidos, logrando concentraciones de 9,5 mg/L. Sumado a esto, el año 2011 los HFSS se colmataron con grasas, las cuales quedaron atrapadas en la superficie del medio filtrante. Este recubrimiento de grasas impidió la infiltración del influente, ocasionando la inundación del sistema, por lo que hubo que retirar la grava y lavarla para volver a iniciar la puesta en marcha. Las eficiencias de eliminación fueron bajas (75%) para lo comúnmente encontrado en literatura (>95%) (Caselles-Osorio *et al.*, 2007). En los años siguientes, hasta el 2015, éstas se mantienen cercanas a lo esperado con un promedio de 93%. En el año 2016, esto disminuye con rangos entre 81-92%, posiblemente debido a la creciente colmatación de los humedales.

El fenómeno de colmatación es un suceso descrito en literatura debido a que es uno de los problemas operacionales típicos de los HFSS. La colmatación ocurre ya que el principal mecanismo de eliminación de SST es la filtración, por lo que a medida que ingresan los sólidos estos se acumulan.

Esto último sucede debido a que su composición no permite que la tasa de degradación de los sólidos sea mayor a la tasa de ingreso. Se realizó un análisis de los sólidos acumulados en HFSS-Phr y HFSS-Sch, encontrándose 0,8-4,6 y 3,2-11,2 kgSST/m<sup>2</sup>, respectivamente. Los sólidos cuantificados en el sistema se acumularon en el periodo 2011-2015 dando lugar a tasas de acumulación de 0,7±0,3 y 1,5±0,6 kgSST/m<sup>2</sup>·año. Se encontró que la celda HFSS-Sch presentó mayor acumulación de sólidos que HFSS-Phr. Esto se debe a que la presencia de plantas está asociada a mayor acumulación de sólidos debido a que estos se quedan atrapados en las raíces, disminuyendo la porosidad del medio filtrante (Tanner *et al.*, 1998). Se encontró en la planta piloto que *Phragmites australis* cubrió sólo el 64% de la superficie del humedal, mientras que *Schoenoplectus californicus* cubrió el 85% (López *et al.*, 2016). Además, la acumulación de sólidos se presenta con valores decrecientes desde la entrada del influente a la salida. En HFSS-Phr se encontró que en la zona de entrada del influente se acumularon 71 y 32% mayor cantidad de sólidos que en las zonas media y de salida. La zona de entrada del influente de HFSS-Sch presentó un 19 y 37% mayor acumulación que las zonas media y de salida, respectivamente. De estos sólidos, se describe en literatura que en HFSS sólo el 20% de los sólidos acumulados corresponden al componente orgánico, y de esta fracción el 90% está comprendido por materia orgánica no biodegradable (Mander *et al.*, 2015). Debido a esto es que se genera la colmatación continua del humedal y con mayor intensidad en la entrada de estos. Por tanto, se recomienda que la entrada del humedal se encuentre desprovista de vegetación. La constante colmatación de sólidos de baja biodegradabilidad es la que condiciona la durabilidad de los HFSS, determinando su vida útil una vez que estos se encuentran completamente colmatados. Como consecuencia de esta colmatación, los tiempos de retención

hidráulicos disminuyen debido a la generación de caminos preferenciales. Adicionalmente, los sólidos ocupan los espacios en los poros utilizando espacio para el desarrollo de biopelícula activa para la degradación de contaminantes. La vida útil de los HFSS se extiende a los 10 años de funcionamiento aproximadamente, dependiendo de la composición del influente y el medio filtrante. Luego de esto, es necesario cambiar el medio filtrante, lavarlo y volver a vegetar con plantas nuevas o rizomas extraídos del medio inicial.

La Figura 35 muestra las concentraciones en el efluente y las eficiencias de eliminación de sólidos en las celdas HFSS-Cyp y HFSS-Cyp/Zant. Las concentraciones en HFSS-Cyp se presentaron

en el rango 3–14,7 mg/L y HFSS-Cyp/Zant presentó concentraciones de 3-43 mg/L, en ambas temporadas analizadas. Ambas celdas mostraron eficiencias de eliminación promedio de 97%. Esto se atribuye a que el medio filtrante se encontraba con espacio disponible para retener los sólidos que van entrando. Una vez estos espacios comienzan a ocuparse por los sólidos entrantes, el HFSS se comienza a colmar, dando menor lugar a la retención de sólidos y disminuyendo las eficiencias de eliminación de estos. Hijosa *et al.* (2011) reporta disminuciones del 90 al 60% luego de 3 años de operación; sin embargo, esto dependerá de las características de las aguas servidas, medio filtrante, profundidad y tipo de macrófita.

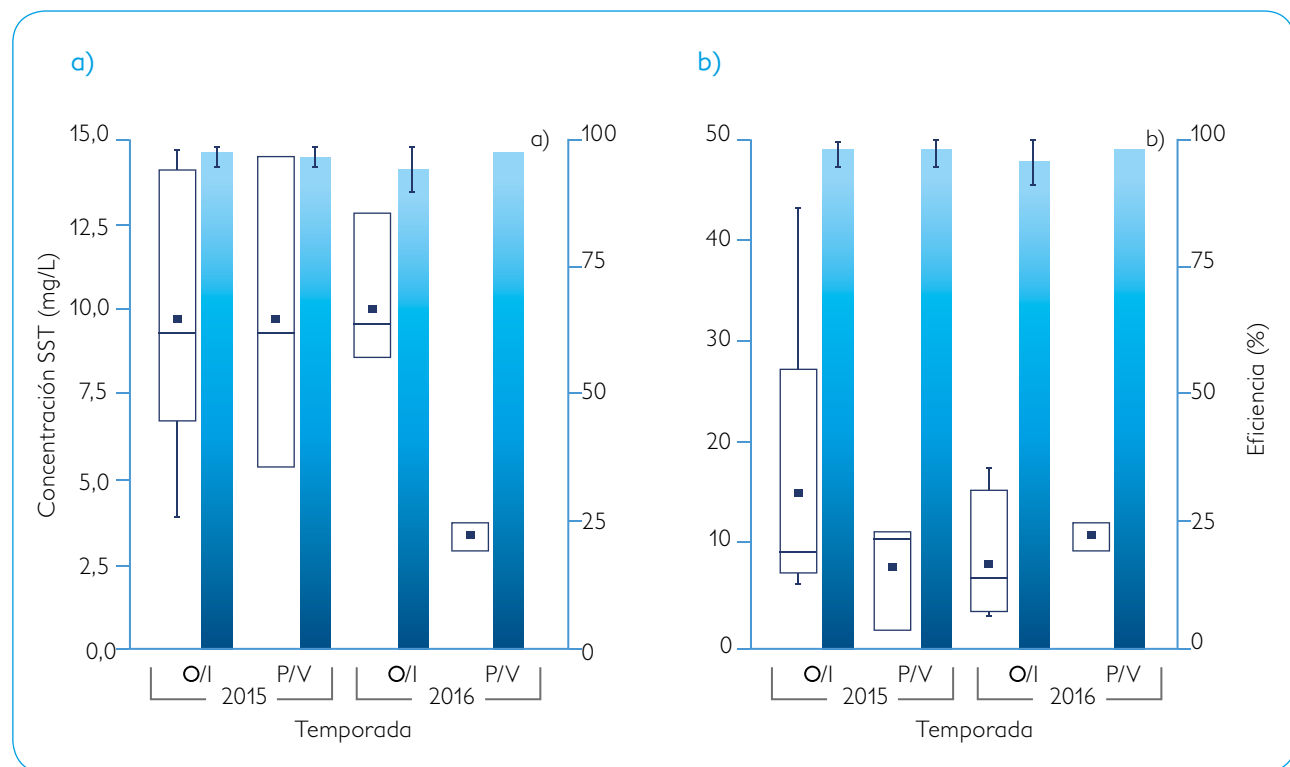


Figura 35

Concentraciones en el efluente (cajas) y eficiencias de eliminación (barras) de sólidos suspendidos totales (SST) de las celdas HFSS-Cyp (a) y HFSS-Cyp/Zant (b). O/I: otoño/invierno; P/V: primavera/verano.



## Transformación y eliminación de nutrientes mediante humedales construidos

Las concentraciones promedio de nitrógeno total (NT) fueron de  $71,4 \pm 21,5$  mg/L. Estas son 30% superiores entre los años 2013-2015, con rangos promedio entre 72-96 mg/L, en comparación con los otros años. La eficiencia de eliminación promedio es de 37%, siendo 11% superior en las temporadas de P/V que en O/I en cada año. Este aumento en P/V con respecto a O/I se debe a dos motivos, que se encuentran en función de la estacionalidad. Primero, el rango de temperaturas en P/V detectado dentro de los HFSS es de 13-24°C, mientras que en O/I es de 8-19°C. El aumento de las temperaturas proporciona el ambiente adecuado para que microorganismos nitrificantes oxiden el  $\text{NH}_4^+$  a  $\text{NO}_3^-$ , cuya temperatura óptima es 35°C. Posteriormente, el ambiente anaerobio favorece a aquellos organismos desnitrificantes que pueden reducir el  $\text{NO}_3^-$  a  $\text{N}_2$  en forma gaseosa y eliminarlo de la fase líquida hacia la atmósfera. No obstante, las condiciones anaerobias inhiben este proceso dado que la etapa de nitrificación requiere de oxígeno. A pesar de esto, una caracterización a nivel molecular de la microbiología del sistema arrojó un organismo que podría pertenecer a la familia *Nitrosomonadaceae*, un grupo de microorganismos nitrificantes. La aparición de estos organismos puede estar asociada a las

raíces de las plantas, las cuales pueden transferir gases como el oxígeno desde la atmósfera al seno del sistema. Segundo, en la época de P/V comienza el período de crecimiento de las macrófitas, las cuales asimilan el amonio para la construcción de sus estructuras vitales. En la planta piloto de HFSS se cuantificó la capacidad de asimilación de *Phragmites australis* y *Schoenoplectus californicus* obteniéndose valores de 11,4 y 7,5 gN/m<sup>2</sup>, respectivamente, en la época de crecimiento; mientras que en la época de senescencia, las asimilaciones fueron de 1,3 y 1,2 para *P. australis* y *S. californicus*, respectivamente. Del total de nitrógeno eliminado, se concluyó que sólo el 6% fue por causa de la asimilación por las plantas. Aún más, se ha encontrado que durante la senescencia hay lixiviación de nitrógeno añadiendo hasta 0,2 gN/m<sup>2</sup> d a las aguas tratadas (López *et al.*, 2016). En cuanto al efecto de la macrófita utilizada, a lo largo de todo el tiempo de operación se observó que HFSS-Sch eliminó 10% más NT que HFSS-Phr, a pesar de la mayor asimilación por parte de HFSS-Phr. Esto afirma que el resto de la eliminación de nitrógeno total debe estar gobernado ya sea por el proceso de nitrificación/desnitrificación o posiblemente por procesos físicos como la adsorción o volatilización de amonio.

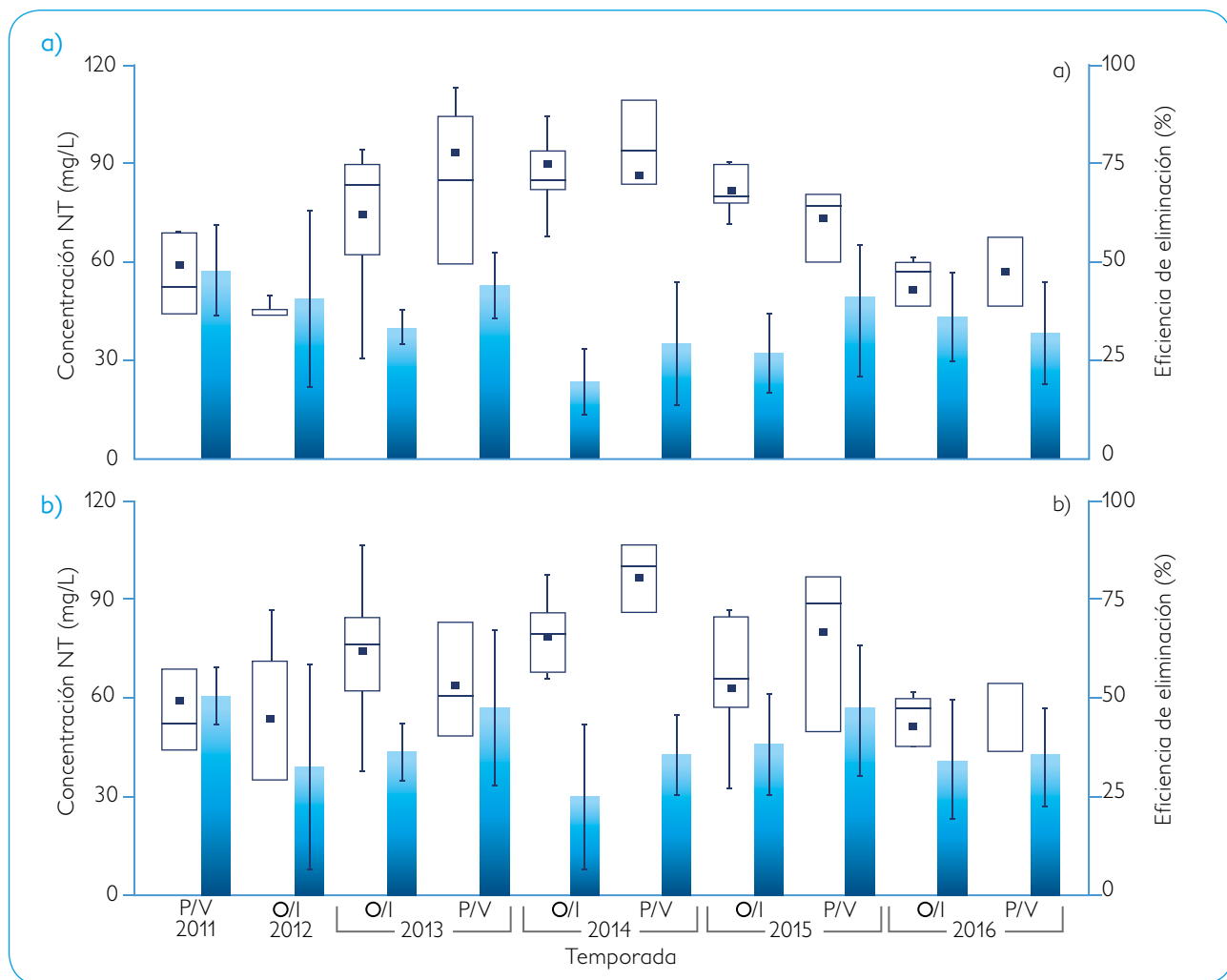


Figura 36

Concentraciones en el efluente (cajas) y eficiencias de eliminación (barras) de nitrógeno total (NT) de las celdas HFSS-Phr (a) y HFSS-Sch (b). O/I: otoño/invierno; P/V: primavera/verano.

En la Figura 37 se muestran las concentraciones en el efluente y eficiencias de eliminación de NT de las celdas HFSS-Cyp y HFSS-Cyp/Zant. La concentración promedio de NT en el efluente es de 60,3 mg/L, con eficiencias de eliminación de 44% en promedio para ambas celdas. Las eficiencias de eliminación de estas celdas muestran ser mayores a

las de HFSS-Phr y HFSS-Sch. Esto se debe al hecho de que, al estar iniciando su operación, aún existen sitios activos en el medio filtrante para la adsorción de amonio (Araya *et al.*, 2016) y espacios disponibles para una mayor difusión de oxígeno, otorgando el ambiente adecuado para el proceso de nitrificación/desnitrificación.

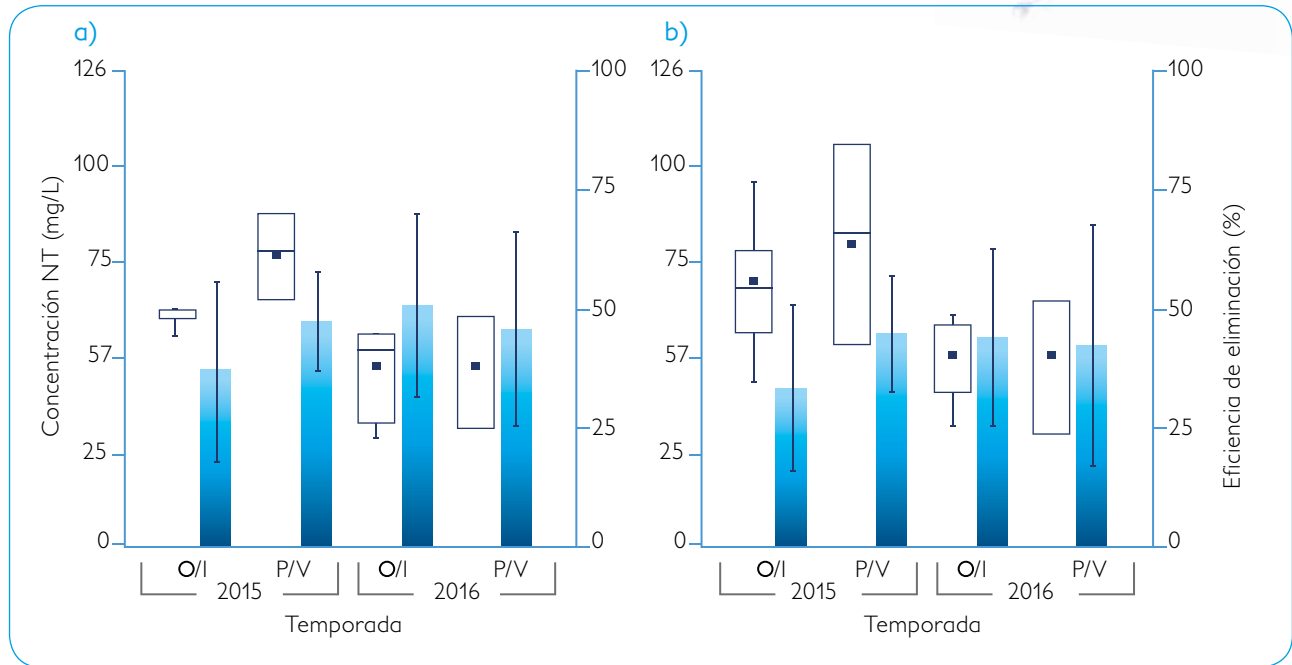


Figura 37

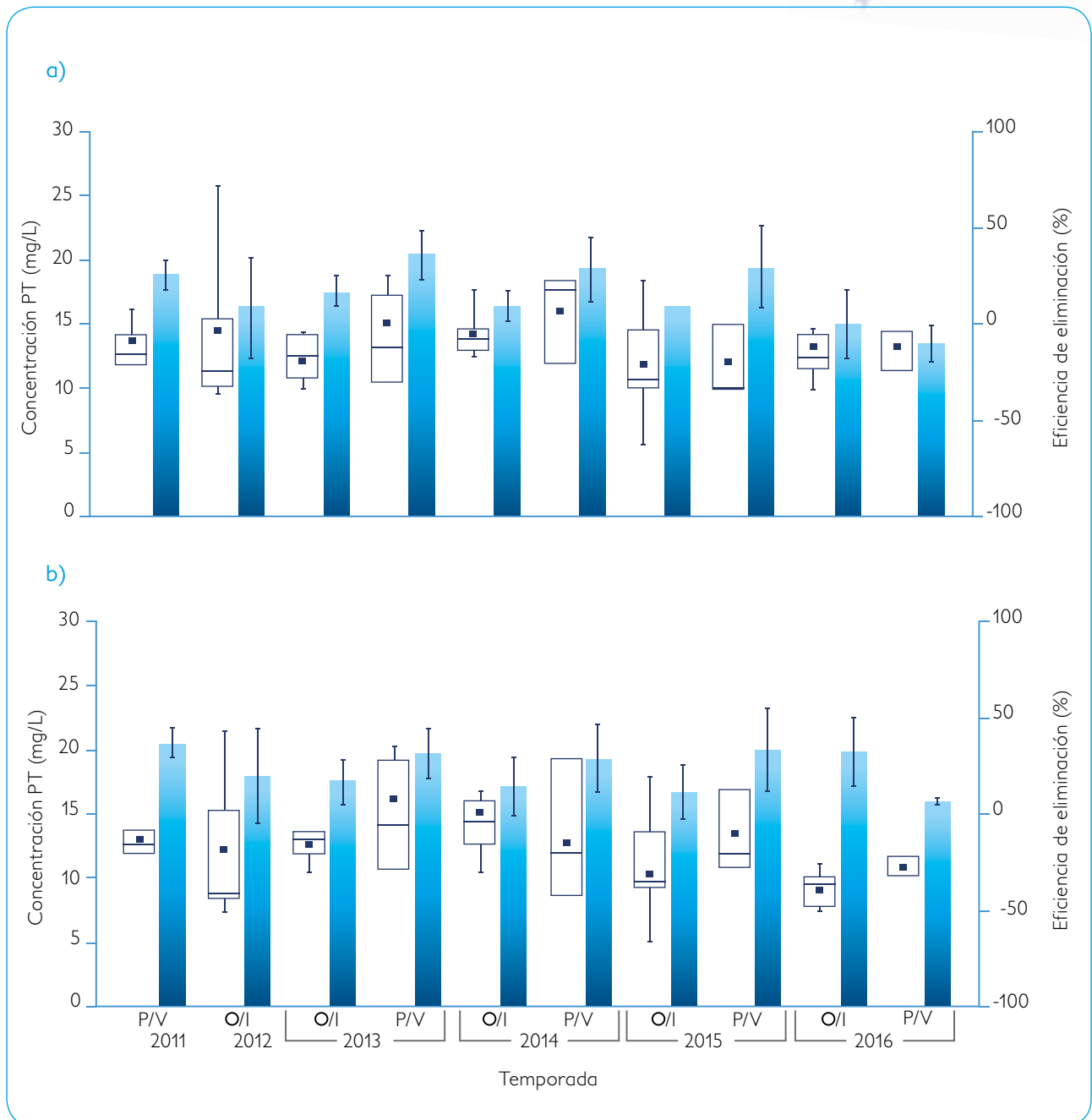
Concentraciones en el efluente (cajas) y eficiencias de eliminación (barras) de nitrógeno total (NT) de las celdas HFSS-Cyp (a) y HFSS-Cyp/Zant (b). O/I: otoño/invierno; P/V: primavera/verano.

La Figura 38 muestra las concentraciones en el efluente y las eficiencias de eliminación de fósforo total (PT) en HFSS-Phr y HFSS-Sch. Se observó una variación menor a 11% durante todo el periodo de operación con concentraciones en el efluente con rangos de 10,8–15,5 mg/L. La eficiencia de eliminación promedio fue de 19%, siendo 33% superior en HFSS-Sch ( $22,8 \pm 10,6\%$ ) que en HFSS-Phr ( $15,3 \pm 14,3\%$ ). En ambas celdas se observó que en la temporada P/V las eficiencias de eliminación de PT aumentaron un 59 y 32% en comparación a O/I, en HFSS-Phr y HFSS-Sch, respectivamente. Esto debido a que en las temporadas de crecimiento de las macrófitas (P/V) el contenido de fósforo fue de 0,4 gP/m<sup>2</sup>, mientras que en O/I fue de 0,1 gP/m<sup>2</sup>, demostrando aumento en la asimilación

de fósforo en esta época. Sin embargo, se encontró que sólo el 4-9% del fósforo eliminado fue por vías de asimilación de las plantas, pues el resto se elimina por adsorción en el medio, llegando a aportar más del 50% de la eliminación (Vera *et al.*, 2014). Considerando esto, en ciertas temporadas (O/I: 2012, 2014, 2015 y 2016; P/V: 2016) la variación en las concentraciones de PT fue superior al 100%, en algunos períodos encontrándose inclusive eficiencias de eliminación negativas. Esto se debe a que las precipitaciones en O/I pueden haber generado desorción del PT adsorbido en el medio filtrante y en la vegetación en senescencia, más la traslocación de nutrientes hacia las raíces en dicha temporada, lo que

puede haber añadido PT al sistema, entregando eficiencias negativas y desviaciones superiores al 100% (Vymazal, 2011). Es por esto que los HFSS generalmente presentan una disminución significativa en las eficiencias de eliminación de PT una vez el medio filtrante se ha saturado. Por ejemplo, se han observado reducciones en la eliminación en otros HFSS desde 74,5 a 24,7 gP/m<sup>2</sup>·d y desde los 20,7 a los 5,1 kgP/año (Arias & Brix, 2004). Adicionalmente, es sabido que en HFSS las condiciones reductoras (potencial óxido reducción menor a -250 mV) provocan la desorción del fósforo desde el medio filtrante, aportando fósforo al sistema. Una manera de aumentar la eficiencia de eliminación de PT es el uso de zeolita en lugar de grava como medio filtrante, logrando aumentos hasta de un 70% en las eficiencias de eliminación de PT (Vera *et al.*, 2014). Sin embargo, los procesos de eliminación de PT en HFSS generalmente se basan en adsorción, cuya durabilidad es limitada (desde 1 a 5 años) debido a la saturación de la superficie del medio filtrante. Una manera estable al largo plazo de eliminación de PT es añadir una unidad independiente del HFSS cuya función sea generar la adsorción y precipitación del fósforo utilizando materiales que contengan hierro, aluminio, calcio u óxidos de calcio en su composición. De esta manera, se podrán obtener eficiencias de eliminación total de PT cercanas al 95% y, una vez el material esté saturado, este se puede cambiar sin la necesidad de desmontar el HFSS. Se han probado una gran variedad de materiales para optimizar la eliminación de fósforo mediante adsorción y precipitación, como arena, grava, zeolita, dolomita, apatita y residuos de la industria petroquímica, entre otros. Las composiciones de estos materiales van entre el 28-47% de óxidos de calcio, logrando retenciones de fósforo entre los 3,5 y 420 gP/kg material (Vohla *et al.*, 2011).

En la Figura 39 se muestran las concentraciones en el efluente y las eficiencias de eliminación de PT en HFSS-Cyp y HFSS-Cyp/Zant. Las concentraciones de PT son similares en ambas celdas con promedio de  $10 \pm 2,6$  mg/L en todo el tiempo de operación. Se evidencia además que estas fueron 11% superiores en P/V que en O/I. Esto se contradice con lo mencionado anteriormente, sin embargo, se atribuye a las altas tasas de evapotranspiración en verano, que pueden llegar a representar el 30% de la entrada en el influente en volumen. Esta reducción del volumen del agua en el tratamiento aumenta las concentraciones de contaminantes en el efluente, por tanto, a pesar del aumento de la asimilación por parte de las plantas, la baja cobertura presente en el inicio de la operación (< 20%) no logra corregir esta disminución en las eficiencias. Las eficiencias de eliminación promedio fueron de un 29%, disminuyendo un 57% el año 2016 en comparación con el 2015, atribuible a la baja en la capacidad de adsorción debido a la saturación del medio filtrante según lo explicado anteriormente.



**Figura 38**

Concentraciones en el efluente (cajas) y eficiencias de eliminación (barras) de fósforo total (PT) de las celdas HFSS-Phr (a) y HFSS-Sch (b). O/I: otoño/invierno; P/V: primavera/verano.

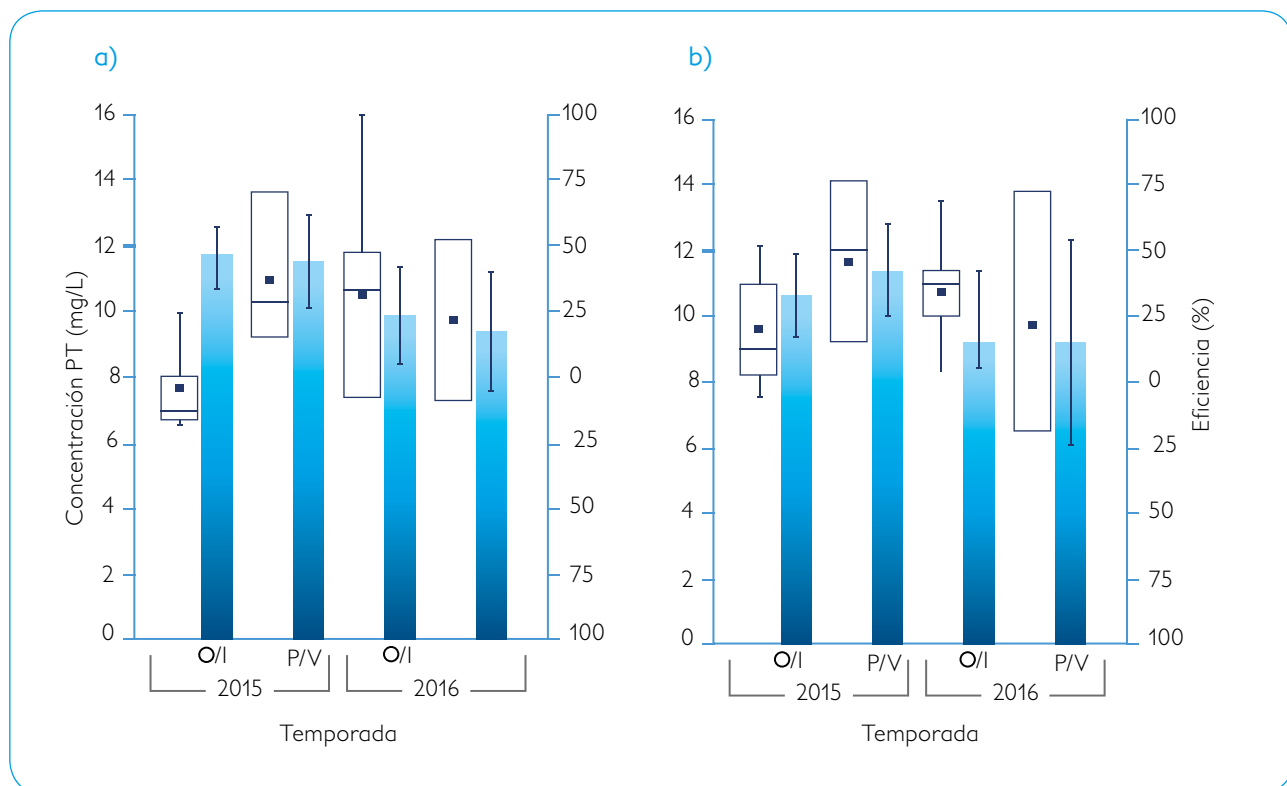


Figura 39

Concentraciones en el efluente (cajas) y eficiencias de eliminación (barras) de fósforo total (PT) de las celdas HFSS-Cyp (a) y HFSS-Cyp/Zant (b). O/I: otoño/invierno; P/V: primavera/verano.

### Eliminación de contaminantes para el reúso

Se estima que dentro de los próximos 50 años más del 40% de la población se enfrentará a escasez hídrica. Debido a esto, el reúso de agua es una medida útil para lograr la sustentabilidad global. Actualmente, más del 10% de la población mundial consume alimentos de cultivos cuyo riego consiste en el reúso de las aguas servidas, sean estas tratadas o no (OMS, 2006). Gran parte de este reúso se

realiza en países en vías de desarrollo haciendo uso de las aguas servidas para riego, extraída directamente de sistemas de tratamiento en el lugar (fosas sépticas, letrinas sanitarias, etc.) con contenido de coliformes. Adicionalmente, las aguas servidas están constituidas por un amplio número de contaminantes, los cuales pueden impactar en los ecosistemas receptores. Los humedales construidos, específicamente los HFSS poseen mecanismos para eliminar ciertos contaminantes, sin embargo, algunos

de estos no logran ser retirados de las aguas. Para el reúso de las aguas servidas tratadas por HFSS es necesario tener en consideración la normativa vigente en el país de aplicación puesto que, dependiendo de la composición de las aguas servidas, es que los HFSS podrán alcanzar la calidad de agua requerida por dicha normativa. En este caso, se expondrá el análisis llevado a cabo en la planta piloto de HFSS con respecto a la normativa chilena (NCh 1333) debido a su locación. El objetivo de esta norma es regular el uso del agua, considerando aspectos de salud pública y de cuidado de los ecosistemas. Se considera la regulación para el uso de agua para consumo humano, para bebida de animales, riego, recreación, estética y vida acuática. La Tabla 9 muestra los límites permitidos por la normativa chilena para el uso de agua en riego de hortalizas.

Además de velar por la calidad del agua, es necesario tener en cuenta que el sitio de disposición puede ser el suelo (por ejemplo, para uso en riego). Una de las desventajas del reúso de las aguas servidas, es que éstas contienen ciertos componentes que se van acumulando en el suelo a medida que el agua utilizada para riego se va evaporando. En este contexto la

OMS indica los límites del contenido de estos contaminantes en el suelo, para los cuales el cultivo de alimentos para el consumo humano es seguro. Dentro de estos, se encuentran los elementos inorgánicos como el arsénico (8 mg/kg suelo), plomo (84 mg/kg suelo), mercurio (7 mg/kg suelo), fluoruros (635 mg/kg suelo), plata (3 mg/kg suelo), molibdeno (0,6 mg/kg suelo), entre otros. Por otro lado, también se indica los límites de seguridad para elementos inorgánicos como el clorobenceno (211 mg/kg suelo), cloroformo (0,47 mg/kg), tolueno (12 mg/kg suelo) y dioxinas (0,18 mg/kg), entre otros. Adicionalmente, en los últimos años otros tipos de contaminantes, denominados contaminantes emergentes, han sido de gran preocupación debido a su efecto en el medio ambiente y a sus bajas concentraciones. Dentro de estos se encuentran todos aquellos fármacos modificados o no por el metabolismo humano, además de todos aquellos compuestos de cuidado personal.

La Tabla 9 muestra la caracterización del influente y efluente de la planta piloto de HFSS considerando los contaminantes presentes en la NCh 1333.

**Tabla 9.** Concentración de componentes de relevancia para el uso de aguas (NCh 1333).

Parámetro	Unidad	Concentración influyente	Concentración efluente	Límite NCh 1333	Eficiencia (%)
Aluminio	mg/L	2,55	0,372	5	89,0
Arsénico	mg/L	0,0026	0,0059	0,1	-71,0
Bario	mg/L	0,033	0,011	4	74,9
Boro	mg/L	0,063	0,025	0,75	70,1
Cloruros	mg/L	88,04	76,48	200	34,5
Cobre	mg/L	0,0875	0,0258	0,2	77,8
Cromo	mg/L	<0,001	<0,001	0,1	-
Fluoruro	mg/L	2,89	0,19	1	95,0
Hierro	mg/L	1,82	1,36	5	43,7
Litio	mg/L	<0,005	<0,005	2,5	-
Manganeso	mg/L	0,115	0,126	0,075	17,4
Mercurio	mg/L	<0,0005	<0,0005	0,2	-
Molibdeno	mg/L	0,004	<0,001	0,001	100,0
Níquel	mg/L	<0,001	<0,001	0,01	-
Plomo	mg/L	0,004	0,001	5	81,2
RAS		3,23	2,94		-
Sodio Porcentual	%	55,39	54,17	35	-
Sulfato	mg/L	56,95	35,48	250	53,0
Vanadio	mg/L	0,011	0,005	0,1	65,7
Zinc	mg/L	0,2456	0,0761	2	76,6
CT	CT/100mL	$1 \times 10^8$	$1 \times 10^6$	$1 \times 10^3$	$1 \times 10^2$

CT: coliformes totales expresado en número más probable (NMP)/100mL; NCh Of 1333: Norma Chilena oficial número 1333. RAS: relación de adsorción de sodio



En general, las concentraciones de los parámetros determinados en el influente se encuentran dentro del límite permitido por la normativa chilena vigente (NCh 1333). Por lo tanto, el influente con el cual se alimenta la planta piloto presentó concentraciones apropiadas para su uso en riego, exceptuando por los siguientes componentes, cuyas concentraciones excedieron a lo establecido por la NCh 1333:

- a) El Fluoruro en el influente presentó concentraciones de 2,89 mg/L, lo cual excede a lo establecido por la norma (1 mg/L) en un 65%. La concentración elevada de fluoruro en suelos ha demostrado ser tóxica para cultivos como el de cebolla con concentraciones superiores a los 55 mgF/kg suelo.
- b) El manganeso en el influente presentó niveles 34% más concentrado que lo establecido por la NCh 1333. Este compuesto presenta toxicidad en plantas en un amplio rango de concentraciones (160 – 9600 mgMn/kg hojas secas).
- c) El molibdeno (Mo) en el influente presentó concentraciones 75 % mayores a las permitidas por la normativa vigente. Este componente presenta toxicidad en plantas cuando alcanza concentraciones en la fibra en el rango de 380-9600 mgMo/kg fibra (Foy *et al.*, 1978). En humanos, se ha observado toxicidad por Mo por ingestas de 13.5 mgMo/día.
- d) El sodio porcentual sobrepasó los límites de la norma en un 37%. Este parámetro indica la capacidad de las aguas de aumentar la salinidad de los suelos, lo que promueve la erosión.
- e) Los coliformes totales excedieron en  $1 \times 10^5$  NMP/100mL a lo establecido por la NCh 1333

para riego de cultivos de verduras y frutas a ras de suelo y para recreación con contacto directo.

Al igual como se observó con las concentraciones en el influente de la planta piloto, el efluente presentó niveles dentro del límite de lo establecido por la norma NCh 1333 en la mayoría de sus constituyentes, con algunas excepciones. El manganeso y sodio porcentual presentaron valores 40 y 37 % mayores a los establecidos por la norma chilena. En cuanto a la concentración de manganeso en el efluente, ésta resulta ser mayor (9%) a la del influente. Esto se debe a que los HFSS suelen concentrar sus efluentes debido a la pérdida de volumen de agua por evapotranspiración, pudiéndose perder hasta un 38% del volumen de entrada en HFSS plantados con *Phragmites australis* (Hijosa *et al.*, 2011). De esta manera, considerando el balance hídrico, los HFSS lograron eliminar un 17,4% de Mo, lo cual equivale a la eliminación de 0,1 mgMn/m<sup>2</sup>•día. El manganeso es un micronutriente que cumple funciones estructurales y energéticas en las plantas. Las concentraciones de manganeso en el agua fresca generalmente son suficientes para los requerimientos de las plantas, es por esto que con cargas mayores no se observan eliminaciones de manganeso por parte de éstas (cuya composición en peso seco es de 0,25% de manganeso).

El sodio porcentual es un parámetro que mide la relación de concentración de sodio (Na<sup>+</sup>) con respecto a los iones calcio (Ca<sup>2+</sup>) y magnesio (Mg<sup>2+</sup>), de manera que con altas relaciones de sodio porcentual, este ion desplaza al Ca<sup>2+</sup> y Mg<sup>2+</sup> del suelo, disminuyendo su disponibilidad para los cultivos, provocando erosión (Sadzawka, 2006). La relación de adsorción de sodio (RAS) es un parámetro relacionado al sodio porcentual, el cual presenta desplazamiento de coloides y

pérdida de permeabilidad del suelo. No obstante, los efluentes muestran valores de RAS menores a los encontrados en el influente.

En cuanto a los organismos indicadores (coliformes totales y fecales) la OMS indica que son diversas las acciones para lograr que el agua para riego contenga una cantidad de coliformes segura (logrando una reducción total de  $1 \times 10^7$  NMP/100mL). En esto se considera tanto el tratamiento de aguas servidas (sin cloración) con una disminución de 4 uLog y la reducción natural del agua al estar en contacto con el suelo durante el riego y el consumo, con una reducción de  $1 \times 10^2$  NMP/100mL. También se considera el lavado de los vegetales antes de su consumo que permite reducir en  $1 \times 10^1$  NMP/100mL. La planta piloto de HFSS presentó eliminaciones de  $1 \times 10^2$  NMP/100mL, obteniendo efluentes con concentraciones de  $1 \times 10^6$  NMP/100mL, lo cual excede en  $1 \times 10^3$  NMP/100mL a lo establecido por la norma y las recomendaciones de la OMS para uso de aguas con fines recreativos de contacto directo con el agua, y para su uso en riego de hortalizas a ras de suelo. Para este tipo de usos, es necesario implementar un sistema de desinfección apropiado para sistemas descentralizados como el hipoclorito de sodio o la radiación UV. Se ha encontrado que la implementación de procesos de desinfección por hipoclorito de sodio (10 mg/L) y radiación UV ( $2,5 \text{ mW/cm}^2$ ) logran concentraciones finales de coliformes totales en el rango de  $0-1 \times 10^1$  NMP/100mL para ambas tecnologías, respectivamente.

Se observa en la Tabla 9 que el fluoruro y el molibdeno son eliminados de las aguas servidas obteniendo niveles permisibles por la NCh 1333 para su uso en riego. El fluoruro presentó eficiencias de eliminación del 95%, (0,4 gF/d), mientras que el molibdeno presentó

concentraciones indetectables por la metodología utilizada, asumiendo una eliminación del 100%.

## CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES FINALES DEL CAPÍTULO

Los sistemas HFSS son una tecnología adecuada para eliminar materia orgánica, nutrientes y sólidos en zonas rurales, donde la densidad poblacional es baja. Es una tecnología que requiere bajo nivel de operación y baja energía. Sin embargo, debe haber una personal capacitado para la operación de bombas, limpieza de fosas de decantación de lodo y mantención de las plantas, entre otras acciones.

Los sistemas de HFSS necesitan un tratamiento de sólidos y grasas muy cuidadoso. De no existir esta unidad operando en forma óptima, el humedal puede sufrir un taponamiento severo y su funcionamiento se vería fuertemente afectado. Las unidades de sistemas de humedales por sí sola no es un tratamiento definitivo para eliminación de nutrientes ni de patógenos. Es necesario considerar otras unidades para tal efecto. Por tanto, el agua descargada de un humedal superficial, sin sistema de desinfección posterior, no está habilitada, por ejemplo, para utilizarla como agua de riego en un huerto familiar.

Los efluentes obtenidos de un HFSS no están habilitados para ser descargados a un lago y/o un curso de agua con poca capacidad de dilución, pues poseen una carga de amonio considerable que podrían causar daño a la biodiversidad de estos ecosistemas.

REFERENCIAS

**HUMedales**  
CONSTRUIDOS

**REFERENCIAS**  
CAPÍTULO 4



## REFERENCIAS

Abou-Elela, S., Golinielli, G., Abou-Taleb, E. & Hellal, M. 2013. Municipal wastewater treatment in horizontal and vertical flows constructed wetlands. *Ecological Engineering* 61: 460-468.

Agua Potable Rural (APR) & Dirección de Obras Hidráulicas (DOH). 2012. Situación y desafíos del saneamiento rural en Chile y su marco regulatorio. Ministerio de obras públicas. Chile.

Aguirre, P. 2004. Mecanismos de eliminación de la materia orgánica y de los nutrientes en humedales construidos de flujo subsuperficial. En: Nuevos criterios para el diseño y operación de humedales construidos. Editores: García, J., Morató, J. & Bayona, J. Ediciones CPET, Centro de Publicaciones, Campus Nord, Barcelona, España. 100 pp.

Ahn, C., Gillevet, P. & Sikaroodi, M. 2007. Molecular characterization of microbial communities in treatment microcosm wetlands as influenced by macrophytes and phosphorus loading. *Ecological Indicators* 7: 852-863.

Akratos, C. & Tsihrintzis, V. 2007. Effect of temperature, HRT, vegetation and porous media on removal efficiency of pilot-scale horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Ecological Engineering* 29: 173-191.

Angelidaki, I., Karakashev, D., Batstone, D., Plugge, C. & Stams, A. 2011. Biomethanation and its potential. *Methods in Enzymology* 494: 327-351.

Araya, F., Pesante, S., Vera, I. & Vidal, G. 2014. Las aguas servidas en zonas rurales. En: Las aguas servidas y su depuración en zonas rurales: situación actual y desafíos. Editores: Vidal, G. & Araya, F. Universidad de Concepción. Concepción, Chile. 118 pp.

Araya, F., Vera, I., Sáez, K. & Vidal, G. 2016. Effects of aeration and natural zeolite on ammonium removal during the treatment of sewage by mesocosm-scale constructed wetlands. *Environmental Technology* 37: 1811-1820.

Arias, C., Brix, H. 2005. Phosphorus removal in constructed wetlands: Can suitable alternative media be identified?. *Water Science and Technology* 51: 267-273.

Ashbolt, N., Grabow, W. & Snozzi, M. 2001. Indicators of microbial water quality. En: World Health Organization. Water quality: Guidelines, standards, and health: Assessment of risk and risk management for water-related infectious disease. Editores: Fewtrell, L., & Bartram, J. Ediciones IWA Publishing. 425 pp.

Bitton, G. 2011. Wastewater microbiology. 4th ed. John Wiley Sons. Unites States. 781 pp.

- Caselles-Osorio, A. & García, J. 2006. Performance of experimental horizontal subsurface flow constructed wetlands fed dissolved or particulate organic matter. *Water Research* 40: 3603-3611.
- Caselles-Osorio, A., Puigagut, J., Segú, E., Vaello, N., Granés, F., García, D. & García, J. 2007. Solids accumulation in six full-scale subsurface flow constructed wetlands. *Water Research* 41: 1388-1398.
- Christy, P., Gopinath, L. & Divya, D. 2014. A review on anaerobic decomposition and enhancement of biogas production through enzymes and microorganisms. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 34: 167-173.
- Conrad, R., Klose, M., Claus, P. & Enrich-Prast, A. 2010. Methanogenic pathway,  $^{13}\text{C}$  isotope fractionation, and archaeal community composition in the sediment of two Clearwater lakes of Amazonia. *Limnology and Oceanography* 55: 689-702.
- Cooper, P. 2005. The performance of vertical flow constructed wetland systems with special reference to the significance of oxygen transfer and hydraulic loading rates. *Water Science & Technology* 5: 81-90.
- Crites, R., Middlebrooks, J., Reed, S. 2006. Natural Wastewater Treatment Systems. Ediciones Taylor Francis Group. Boca Raton, Estados Unidos. 537 pp.
- Czepiel, P., Crill, P. & Harriss, R. 1993. Methane emissions from municipal wastewater treatment processes. *Environmental Science & Technology* 27: 2472-2477.
- Dirección de Obras Hidráulicas (DOH) & Dirección de Planeamiento (DPL). 2014. Identificación de brechas para la disponibilidad de agua potable rural, Chile: todos con agua; Regiones piloto Atacama y Los Ríos. Programa Agua Potable Rural. Chile. 29 pp.
- Dirección General de Aguas (DGA). 2012. Estrategia Nacional de Recursos Hídricos 2012-2025. Chile. 40pp.
- Du, X., Xu, Z., Li, J. & Zheng, L. 2014. Characterization and removal of dissolved organic matter in a vertical flow constructed wetland. *Ecological Engineering* 73: 610-615.
- Dulekgurgen, E., Doğruel, S., Karahan, Ö. & Orhon, D. 2006. Size distribution of wastewater COD fractions as an index for biodegradability. *Water Research* 40: 273-282.
- Dünner, I. 2004. Evaluación Integral de plantas de tratamiento de aguas servidas y alternativas de tratamiento en localidades rurales concentradas. Aplicaciones en las regiones RM y VII. Memoria para optar al título de Ingeniero Civil. Universidad de Chile. Santiago, Chile. 175 pp.

El-Fadel, M. & Massound, A. 2001. Methane emissions from wastewater management. *Environmental Pollution* 114: 117-185.

Frêne, C., Ojeda, G., Santibañez, J., Donoso, C., Sanzana, J., Molina, C., Andrade, P. & Núñez-Ávila, M. 2014. Agua en Chile: diagnósticos territoriales y propuestas para enfrentar la crisis hídrica. Editores: Frêne, C. & Andrade, P. Chile. 58 pp.

García, J., Aguirre, P., Mujeriego, R., Huang, Y., Ortiz, L. & Bayona, J. 2004. Initial contaminant removal performance factors in horizontal flow reed beds used for treating urban wastewater. *Water Research* 38: 1669-1678.

García, J. & Corzo, A. 2008. Depuración con humedales construidos. Guía práctica de diseño, construcción y explotación de sistemas de humedales de flujo subsuperficial. Universidad Politécnica de Catalunya, España. 108 pp.

García, J., Rousseau, D., Morato, J., Lesage, E., Matamoros, V. & Bayona, J. 2010. Contaminant removal processes in subsurface-flow constructed wetlands: a review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 40: 561-661.

Gerardi, M. 2003. The microbiology of Anaerobic Digesters. Wiley-Interscience. Ediciones John Wiley Sons, Inc., Publication. New Jersey, Estados Unidos. 177 pp.

Gerardi, M. 2006. Wastewater bacteria. Wiley-Interscience. Ediciones John Wiley Sons, Inc., Publication. Pennsylvania, Estados Unidos. 255 pp.

Guerrero, M. 2014. Estudio del impacto ambiental y plan de manejo ambiental de la planta de tratamiento de aguas servidas de la junta administradora de agua potable y alcantarillado de la parroquia Quinchicoto. Tesis para optar al título de Magister en Agroecología y Ambiente. Universidad Técnica de Ambato, Ecuador. 138 pp.

Halverson, N. 2004. Review of constructed subsurface flow vs. surface flow wetlands. Aiken: Westinghouse Savanna River Company. Estados Unidos. 42 pp.

Hanjra, M., Blackwell, J., Carr, G., Zhang, F. & Jackson, T. 2012. Wastewater irrigation and environmental health: Implications for water governance and public policy. *International Journal of Hygiene and Environmental Health* 215: 255-269.

Henze, M. Harremoës, P., LaCour-Jansen, J. & Arvin, E. 2002. Wastewater treatment: biological and chemical processes. Springer Science, Heidelberg, Germany. 430 pp.

Hijosa-Valsero, M., Sidrach-Cardona, R. & Bécares, E. 2012. Comparison of interannual removal variation of various constructed wetlands types. *Science of the Total Environment* 430:174-183.

Instituto Nacional de Estadística (INE). 2002. Glosario de términos de demografía y estadísticas vitales. Revisado en Agosto 2017. Disponible en: <http://palma.ine.cl/demografia/menu/glosario.pdf>.

Kadlec, R. 2003. Effects of pollutant speciation treatment wetlands design. *Ecological Engineering* 201: 1-16.

Kadlec, R. & Knight, R. 1996. Treatment Wetlands. Ediciones Lewis Publishers, CRC Press. 893 pp.

Kadlec, R., Tanner, C., Hally, V. & Gibbs, M. 2005. Nitrogen spiraling in subsurface-flow constructed wetlands: implications for treatment response. *Ecological Engineering* 25: 365-381.

Kadlec, R. & Wallace, S. 2009. Treatment Wetlands. Ediciones Taylor y Francis Group, Boca Raton, Estados Unidos. 1016 pp.

Le Mer, J. & Roger, P. 2001. Production, oxidation, emission and consumption of methane by soils: a review. *European Journal of Soil Biology* 37: 25-50.

Liu, D., Ding, W., Jia, Z. & Cai, Z. 2011. Relation between methanogenic archaea and methane production potential in selected natural wetland ecosystems across China. *Biogeosciences* 8: 329-338.

López, D. 2016. Evaluación estacional de humedales construidos de flujo horizontal subsuperficial para la depuración de aguas servidas en zonas rurales: implicancias en la generación de metano. Tesis de Doctorado para optar al grado de Doctor en Ciencias Ambientales. Universidad de Concepción. Concepción, Chile. 240 pp.

López, D., Fuenzalida, D., Vera, L., Rojas K. & Vidal, G. 2015. Relationship between organic matter and methane production in horizontal sub-surface flow constructed wetlands systems planted with *Phragmites australis* and *Schoenoplectus californicus* for wastewater treatment. *Ecological Engineering* 83: 296-304.

López, D., Sepúlveda, M. & Vidal, G. 2016. *Phragmites australis* and *Schoenoplectus californicus* in constructed wetlands: Development and nutrient uptake. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition* 16: 763-777.

Malecki-Brown, L., White, J. & Brix, H. 2010. Alum application to improve water quality in a municipal wastewater treatment wetland: Effects on macrophyte growth and nutrient uptake. *Chemosphere* 79: 186-192.

Mander, Ü., Maddison, M., Soosaar, K., Koger, H., Teemusk, A., Truu, J., Well, R. & Sebilö, M. 2015. The impact of a pulsing water table on wastewater purification and greenhouse gas emission in a horizontal subsurface flow constructed wetland. *Ecological Engineering* 80: 69-78.

Mara, D. 2004. Domestic wastewater. Treatment in developing countries. Routledge, Earthscan. London, Sterling, UK. 293 pp.

Mathieu, S. & Etienne, P. 2000. Estimation of wastewater biodegradable COD fractions by combining respirometric experiments in various  $S_o/X_o$  ratios. *Water Research* 34: 1233-1246.

Mayo, A. & Bigambo, T. 2005. Nitrogen transformation in horizontal subsurface flow constructed wetlands I: Model development. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C* 30: 658-667.

McHenry, J. & Werker, A. 2005. In-situ monitoring of microbial biomass in wetland mesocosms. *Water Science & Technology* 51: 233-241.

Megonikal, J., Mines, M. & Visscher, P. 2004. Anaerobic metabolism: linkage to trace gases and aerobic processes. *Biogeochemistry* 8: 317-424.

Ministerio de Desarrollo Social (MDS). 2015. Metodología formulación y evaluación de proyectos de evacuación, tratamiento y disposición de aguas servidas sector rural. División de evaluación social de inversiones. Chile. 16 pp.

Montalvo, S. & Guerrero, L. 2003. Tratamiento anaerobio de residuos. Producción de biogás. Universidad Técnica Santa María. Valparaíso, Chile. 413 pp.

Morales, G., López, D., Vera, I., & Vidal, G. 2013. Humedales construidos con plantas ornamentales para el tratamiento de materia orgánica y nutrientes contenidos en aguas servidas. *Theoria* 22: 33-46.

Moreno, J., Moral, R., García, J., Valero, J. & Bernal, M. 2007. Aspectos biológicos de la digestión anaeróbica. En: De residuo a recurso. El camino hacia la sostenibilidad. Ediciones Mundi-prensa. España. 319 pp.

Muga, H. & Mihelcic, J. 2008. Sustainability of wastewater treatment technologies. *Journal of Environmental Management* 88: 437-447.

Neubauer, M., Plaza de los Reyes, C., Pozo, G., Villamar, C. & Vidal, G. 2012. Growth and nutrient uptake by *Schoenoplectus californicus* (CA Méyer) Sójak in a constructed wetland fed with swine slurry. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition* 12: 421-430.

Pedescoll, A., Corzo, A., Álvarez, E., Puigagut, J. & García, J. 2011. Contaminant removal efficiency depending on primary treatment and operational strategy in horizontal subsurface flow treatment wetlands. *Ecological Engineering* 37: 372-380.

Pelissari, C., Sezerino, P., Decezaró, S., Wolff, D., Bento, A., De Carvalho Junior, O. & Philippi, L. 2014. Nitrogen transformation in horizontal and vertical flow constructed wetlands applied for dairy cattle wastewater treatment in southern Brazil. *Ecological Engineering* 73: 307-310.



Pinney, M., Westerhoff, P. & Baker, L. 2000. Transformations in dissolved organic carbon through constructed wetlands. *Water Research* 34: 1897-1911.

Plaza de los Reyes, C. & Vidal, G. 2007. Humedales construidos: una alternativa a considerar para el tratamiento de aguas servidas. *Tecnología del agua* 288, 34-48.

Plaza de los Reyes, C, Vera, L., Salvato, M, Borin, M. & Vidal, G. 2011. Consideraciones para la eliminación de nitrógeno en humedales artificiales. *Tecnología del Agua* 31: 41-49.

Plaza de los Reyes, C., Villamar, C., Neubauer, M., Pozo, G. & Vidal, G. 2013. Behavior of *Typha angustifolia* L. in a free water surface constructed wetlands for the treatment of swine wastewater. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*. 48: 1216-1224.

Puigagut, J., Villaseñor, J., Salas, J., Bécares, E. & García, J. 2007. Subsurface-flow constructed wetlands in Spain for the sanitation of small communities: a comparative study. *Ecological Engineering* 30: 312-319.

Quanrud, D., Karpiscak, M. & Arnold, R. 2001. Behavior of organic carbon during subsurface wetland treatment in the Sonoran Desert. *Water Science & Technology* 44: 267-272.

Rai, U., Upadhyay, A., Singh, N., Dwivedi, S. & Tripathi, R. 2015. Seasonal applicability of horizontal sub-surface flow constructed wetland for trace elements and nutrient removal from urban wastes to conserve Ganga River water quality at Haridwar, India. *Ecological Engineering* 81: 115-122.

Ramond, J., Welz, P., Cowan, D. & Burton, S. 2012. Microbial community structure stability, a key parameter in monitoring the development of constructed wetland mesocosm during start-up. *Research in Microbiology* 163: 28-35.

Reddy, K. & Patrick, W. 1984. Nitrogen transformations and loss in flooded soils and sediments. *CRC Critical Reviews in Environmental Control* 13: 273-309.

Reynolds, K. 2002. Tratamiento de aguas residuales en Latinoamérica. *Latinoamérica* 12: 1-4.

Rodríguez, P. 2011. Análisis de la situación de las aguas servidas en zonas rurales de la IV, VI y RM de Chile y proposición de un sistema sustentable para su tratamiento. Memoria para optar al título de Ingeniero Civil. Universidad de Chile. Santiago, Chile. 151 pp.

Rodríguez, J., Mañunga, T. & Cárdenas, C. 2012. Effect of organic matter fractions on the performance of a pulp and paper mill wastewater treatment system. *Revista UDCA Actualidad Divulgación Científica* 15: 447-455.

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 título de Ingeniero Ambiental. Universidad de Concepción. Concepción, Chile. 110 pp.

Rojas, K., Vera, I. & Vidal, G. 2013. Influencia de la estación y de las especies *Phragmites australis* y *Schoenoplectus californicus* en la eliminación de materia orgánica y nutrientes contenidos en aguas servidas durante la operación de puesta en marcha de humedales construidos de flujo horizontal subsuperficial. *Revista Facultad de Ingeniería Universidad de Antioquia*: 289-299.

Rousseau, D. & Santa, S. 2007. Quantification of oxygen transfer pathways in horizontal subsurface-flow constructed wetlands. En: 2nd International Symposium on Wetland Pollutant Dynamics and Control WETPOL 2007. Editores: Mander, Ü., Koiv, M. & Vohla, C. Tartu, Estonia. 260 pp.

Rousseau, D., Vanrolleghem, P. & De Pauw, N. 2004. Model-based design of horizontal subsurface-flow constructed treatment wetlands: A review. *Water Research* 38: 1484-1493.

Ruiz, I., Díaz, M., Crujeiras, B., García, J. & Soto, M. 2010. Solids hydrolysis and accumulation in a hybrid anaerobic digester-constructed wetlands system. *Ecological Engineering* 36: 1007-1016.

Samsó, R., Pedescoll, A., Garcia, J. 2011. Buenas prácticas en el diseño de humedales construidos, derivadas del estudio de la conductividad hidráulica, para retrasar el desarrollo de la colmatación. Departamento de Ingeniería Hidráulica, Marítima y Ambiental. Universidad Politécnica de Catalunya. Barcelona, España. 8pp.

Samsó, R. & García, J. 2014. The Cartridge Theory: A description of the functioning of horizontal subsurface flow constructed wetlands for wastewater treatment, based on modeling results. *Science of the Total Environment* 473: 651-658.

Sepúlveda, M. 2016. Producción de metano en el tratamiento de aguas servidas por humedales de flujo horizontal subsuperficial utilizando *Phragmites australis* y *Schoenoplectus californicus*: composición de las comunidades microbianas. Tesis para optar al título de Bioingeniero. Universidad de Concepción. Concepción, Chile. 110pp.

Sepúlveda-Mardones, M., López, D. & Vidal, G. 2017. Methanogenic activity in the biomass from horizontal subsurface flow constructed wetlands treating domestic wastewater. *Ecological Engineering* 105: 66-77.

Shackle, V., Freeman, C. & Reynolds, B. 2000. Carbon supply and the regulation of enzyme activity in constructed wetlands. *Soil Biology and Biochemistry* 32: 1935-1940.

Speece, R. 2008. Anaerobic Biotechnology and Odor/Corrosion Control for Municipalities and Industries. J. M. Speece, Ediciones Archae Press. Nashville, Estados Unidos. 586 pp.

Stefanakis, A. & Tsihrintzis, V. 2009. Performance of pilot-scale vertical flow constructed wetlands treating simulated municipal wastewater: effect of various design parameters. *Desalination* 248: 753-770.

Subsecretaría de Desarrollo Regional y Administrativo (SUBDERE). 2009. Manual de soluciones de saneamiento sanitario para zonas Rurales. Centro de documentación y publicación CEDOC. Chile. 202 pp.

Subsecretaría de Desarrollo Regional y Administrativo (SUBDERE). 2014. Taller sobre estrategia para las plantas de tratamiento de las aguas servidas rurales en Chile. Revisado en Marzo 2015. Disponible en: <http://www.subdere.cl/sala-de-prensa/subdere-y-bid-desarrollan-taller-sobre-estrategia-para-las-plantas-de-tratamiento-de->.

Superintendencia de Servicios Sanitarios (SISS). 2014. Informe anual de coberturas urbanas de servicios sanitarios. Santiago, Chile. 24 pp.

Tanner, C., Kadlec, R., Gibbs, M., Sukias, J. & Nguyen, M. 2002. Nitrogen processing gradients in subsurface-flow treatment wetlands—influence of wastewater characteristics. *Ecological Engineering* 18: 499-520.

Tanner, C., Sukias, J., Upsdell, M. 1998. Organic matter accumulation during maturation of gravel-bed constructed wetlands treating farm dairy wastewater. *Water Research* 32: 3046-3054.

Thauer, R., Kaster, A., Seedorf, H., Buckel, W. & Hedderich, R. 2008. Methanogenic archae: Ecologically relevant differences in energy conservation. *Nature Reviews Microbiology* 6: 579-591.

United States Environmental Protection Agency (USEPA). 1992. Manual Wastewater Treatment/Disposal for Small Communities. Cincinnati, Ohio, Estados Unidos. 120 pp.

United States Environmental Protection Agency (USEPA). 2000. Manual: Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewaters. Cincinnati, Ohio, Estados Unidos. 166 pp.

Van Haandel, A. & Lettinga, G. 1994. Anaerobic Sewage Treatment. Ediciones John Wiley Sons. Michigan, Estados Unidos. 226 pp.

Vasudevan, P., Griffin, P., Warren, A., Thapliyal, A. & Tandon, M. 2011. Localized domestic wastewater treatment: part I constructed wetlands an overview. *Journal of Scientific and Industrial Research* 70: 583-594.

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 para optar al grado de Doctor en Ciencias Ambientales. Universidad de Concepción. Concepción, Chile. 236 pp.

Vera, I., García, J., Sáez, K., Moragas, L., Vidal, G. 2011. Performance evaluation of eight years experience of constructed wetland systems in Catalonia as alternative treatment for small communities. *Ecological Engineering* 37: 364-371.

Vera, I., Araya, F., Andrés, E., Sáez, K. & Vidal, G. 2014. Enhanced phosphorus removal from sewage in subsurface treatment wetland through zeolite as medium and artificial aeration. *Environmental Technology* 35: 1639-1649.

Vera, I., Jorquera, C., López, D. & Vidal, G. 2016. Humedales construidos para tratamiento y reúso de aguas servidas en Chile: reflexiones. *Tecnología y Ciencias del Agua*. 7: 19-35.

Vidal, G. & Araya, F. 2014. Las aguas servidas y su depuración en zonas rurales: situación actual y desafíos. Editores: Vidal, G. & Araya, F. Ediciones Universidad de Concepción. ISBN 978-956-227-378-7. Registro de Propiedad Intelectual 242.970 año 2014. 118 pp.

Vidal, G. & Hormazabal, S. 2016. Las fibras vegetales y sus aplicaciones - Innovación en su generación a partir de la depuración de agua. Editores: Vidal, G. & Hormazabal, S. Sello Editorial Universidad de Concepción. ISBN 978-956-227-405-0. Registro de Propiedad Intelectual 272.242 año 2016. 98 pp.

Villaruel, C. 2012. Asociaciones Comunitarias de Agua Potable Rural en Chile: Diagnóstico y Desafíos. Santiago, Chile. 24 pp.

Vohla, C., Koiv, M., Bavor, J., Chazarenc, F. & Mander, Ü. 2011. Filter materials for phosphorus removal from wastewaters in treatment wetlands - A review. *Ecological Engineering* 37: 70-89.

Vohla, C., Poldvere, E., Noorvee, A., Kuusemets, V. & Mander, Ü. 2005. Alternative filter media for phosphorus removal in a horizontal subsurface flow constructed wetland. *Journal of Environmental Science and Health, Part A* 40: 1251-1264.

Von Sperling, M. 2007. Biological Wastewater Treatment. Volume 1: Wastewater characteristics, treatment and disposal. Ediciones IWA Publishing. London, England. 292 pp.

Vymazal, J. 2005. Removal of enteric bacteria in constructed treatment wetlands with emergent macrophytes: A review. *Journal of Environmental Science and Health* 40:1355-1367.

Vymazal, J. 2007. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *Science of the Total Environment* 380: 48-65.

Vymazal, J. 2011. Long-term performance of constructed wetlands with horizontal sub-surface flow: Ten case studies from the Czech Republic. *Ecological Engineering* 37: 54-63.

Vymazal, J. 2013. Emergent plants used in free water surface constructed wetlands: a review. *Ecological Engineering* 61: 582-592.

Vymazal, J. 2013. Vegetation development in subsurface flow constructed wetlands in the Czech Republic. *Ecological Engineering* 61: 575-581.

Vymazal, J., Brix, H., Cooper, P., Haberl, R., Perfler, R. & Laber, J. 1998. Removal mechanisms and types of constructed wetlands. *Constructed wetlands for wastewater treatment in Europe* 17-66.

Vymazal, J. & Kröpfelová, L. 2008. Wastewater Treatment in Constructed Wetlands with Horizontal Sub-Surface Flow. *Environmental Pollution* 14. Springer, Heidelberg, Germany. 566 pp.

Vymazal, J. & Kröpfelová, L. 2009. Removal of organics in constructed wetlands with horizontal subsurface flow: A review of the field experience. *Science of the Total Environment* 407: 3911-3922.

Vymazal, J. & Kröpfelová, L. 2011. A three-stage experimental constructed wetland for treatment of domestic sewage: first 2 years of operation. *Ecological Engineering* 37: 90-98.

Wallace, S. & Knight, R. 2006. Small-scale Constructed Wetland Treatment Systems: Feasibility, Design Criteria and OM Requirements. Ediciones IWA Publishing.

Weedon, C. 2003. Compact vertical flow constructed wetland systems- First two years' performance. *Water Science & Technology* 48: 15-23.

World Health Association. 2006. Who guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater, Volume 1: Policy and regulatory aspects. World Health Organization, Geneva, Switzerland. 100 pp.

Zhu, H., Yan, B., Xu, Y., Guan, J. & Liu, S. 2014. Removal of nitrogen and COD in horizontal subsurface flow constructed wetlands under different influent C/N ratios. *Ecological Engineering* 63: 58-63.



## **capÍTULO 5**

EVALUACIÓN DEL FUNCIONAMIENTO DE PLANTAS DE TRATAMIENTO DE AGUAS SERVIDAS BASADAS EN HUMEDALES CONSTRUIDOS INSTALADAS EN CATALUÑA (ESPAÑA) –PRIMEROS 8 AÑOS DE OPERACIÓN



## CAPÍTULO 5

### EVALUACIÓN DEL FUNCIONAMIENTO DE PLANTAS DE TRATAMIENTO DE AGUAS SERVIDAS BASADAS EN HUMEDALES CONSTRUIDOS INSTALADAS EN CATALUÑA (ESPAÑA) – PRIMEROS 8 AÑOS DE OPERACIÓN

Autores:

Ismael Vera<sup>1-2</sup>

Joan García<sup>3</sup>

Katia Sáez<sup>4</sup>

Gladys Vidal<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Grupo de Ingeniería y Biotecnología Ambiental (GIBA), Facultad de Ciencias Ambientales y Centro EULA-Chile, Universidad de Concepción, Concepción-Chile.

<sup>2</sup>Departamento de Obras Civiles, Facultad de Ciencias de la Ingeniería, Universidad Católica del Maule.

<sup>3</sup>Grupo de Ingeniería y Microbiología Ambiental (GEMMA), Departamento de Hidráulica, Marítima y Ambiental, Universidad Politécnica de Cataluña.

<sup>4</sup>Departamento de Estadística, Facultad de Ciencias Físicas y Matemáticas, Universidad de Concepción, Concepción-Chile.

## INTRODUCCIÓN

Los sistemas naturales para tratamiento de aguas servidas y en especial los Humedales Construidos de Flujo Horizontal Subsuperficial (HFSS) han demostrado ser una solución atractiva en el tratamiento de aguas servidas de pequeñas comunidades, especialmente aquellas ubicadas en entornos rurales (Puigagut *et al.*, 2007). En este sentido, las Plantas de Tratamiento de Aguas Servidas (PTAS) basadas en HFSS dividen las etapas del tratamiento, combinando pretratamiento o tratamiento primario para la eliminación de sólidos y grasas, junto a etapas posteriores (tratamiento secundario y/o terciario) compuestas por Humedales Construidos (H.C.) y/o tecnologías naturales para la eliminación de materia orgánica y otros compuestos (Rousseau *et al.*, 2004; Vymazal, 2005; Cooper, 2009).

En estas PTAS la tendencia indica que la eliminación de sólidos se realiza mediante tecnologías que aprovechan la reducción en el movimiento del agua (disminución de la velocidad del flujo) para generar sedimentación. Entre las diferentes tecnologías que basan su funcionamiento en este principio, destacan los tanques sépticos y los tanques Imhoff (Brix y Arias, 2005; Puigagut *et al.*, 2007; Álvarez *et al.*, 2008). Por su parte, los HFSS se utilizan para eliminar la materia orgánica y mejorar la calidad de los efluentes a etapas previas de tratamiento. Por esta razón, se utilizan principalmente para dar tratamiento secundario y/o terciario (Vymazal, 2009). Pese a que la instalación de una PTAS contribuye al mejoramiento de la calidad del agua del cuerpo hídrico receptor, para conocer la eficiencia de una PTAS y el aporte a la protección del ecosistema, es importante conocer el comportamiento histórico de los efluentes. En este sentido, herramientas estadísticas han sido utilizadas para entregar



información relacionada con su funcionamiento, confiabilidad y estabilidad (Niku *et al.*, 1979; Niku & Schroeder 1981). En el caso de una PTAS el funcionamiento se relaciona con la operación de la misma, ligando a las variables operativas, mientras que la confiabilidad y la estabilidad se relacionan con la calidad del efluente al sistema de tratamiento. En este sentido, la confiabilidad puede entenderse como el porcentaje del tiempo es el que las concentraciones de efluentes cumplen con los estándares para descarga o con los objetivos de calidad con que se planificó el sistema de tratamiento, mientras que la estabilidad hace referencia a la magnitud de los valores que no se ajustan a las concentraciones establecidas en la normativa o el diseño (Niku *et al.*, 1979; Niku & Schroeder, 1981).

Por otro lado, puntualizando en los HFSS, estos utilizan plantas acuáticas como un elemento importante del tratamiento. Al respecto, los primeros experimentos con plantas acuáticas para tratar aguas residuales fueron desarrollados por la Dra. Käthe Siegel en Alemania durante la década de 1950 (Vymazal, 2011). Sin embargo, la patente más antigua relacionada con el uso de plantas acuáticas para mejorar la calidad del agua fue solicitada en 1903 por Cleophas Monjeau en los Estados Unidos (Wallace & Knight, 2006). Luego de los estudios de la Dra. Siegel, durante la década de 1970 y hasta mediados de 1980 se instalaron HFSS basados en el modelo alemán. Este modelo utilizaba el suelo natural como medio de soporte. Sin embargo, los problemas con la conductividad hidráulica (parámetro que indica la facilidad de circulación del agua) fueron indicando la falta de normas de diseño y la necesidad de mejorar el sistema de tratamiento. A raíz de esto, en el Reino Unido se produce la principal modificación, como fue la utilización de materiales granulares como la grava en reemplazo del suelo, para ser utilizados como medio de soporte de las

plantas. Ya en 1987, más de 20 sistemas operaban en Reino Unido bajo esta modificación (Vymazal, 2011). A partir de ese momento, se conoce la versión básica de HFSS que se utiliza hasta hoy día con algunas modificaciones.

A nivel mundial, Wallace & Knight (2006) han indicado que operan más de 50.000 PTAS basadas en Humedales Construidos. Estos mismos autores identifican en una evaluación específica de 1.640 sistemas de tratamiento, que el 78% de ellos son utilizados en tratamiento de aguas servidas, y que al menos el 80% de ellos son Humedales Construidos de tipo subsuperficial, donde la participación de HFSS es superior al 50%. Varios estudios sobre el comportamiento histórico de HFSS en PTAS a escala real han sido publicados (Vymazal, 2002; Rousseau *et al.*, 2004; Molle *et al.*, 2005; Paing & Voisin, 2005; Brix *et al.*, 2007). Para Little Stretton (Inglaterra), el funcionamiento para una evaluación de 9 años de los HFSS empleados para tratamiento secundario mostró que a partir del cuarto año la Demanda Biológica de Oxígeno ( $DBO_5$ ) presentó concentraciones inferiores a 10 mg/L, mientras que los Sólidos Suspendidos Totales (SST) presentaron concentraciones inferiores a 30 mg/L (Cooper, 2009). Por otra parte, concentraciones efluentes medias para Nitrógeno Total (NT) de 27 mg/L y eficiencias medias de eliminación de 42% en sistemas HFSS han sido reportadas para República Checa (Vymazal, 2002). Esta tendencia es confirmada por la experiencia danesa en Humedales Construidos, donde para  $DBO_5$  y SST, las concentraciones efluentes son inferiores a 20 mg/L, y la eliminación de NT y Fósforo Total (PT) alcanzada por sistemas HFSS oscila entre un 30 y 50% (Brix *et al.*, 2007).

En el caso de España, un estudio comparativo sobre los Humedales Construidos presentes en ese país determinó que las PTAS basadas en HFSS

presentan múltiples configuraciones, e identificó que la Comunidad Autónoma de Cataluña (ubicada al Nordeste de España) es la región que concentra la mayor cantidad de estas PTAS (Puigagut *et al.*, 2007).

Al respecto, es importante comentar al lector cómo se llegó a la instalación de sistemas HFSS en Cataluña. La Directiva Comunitaria EU 91/271 promulgada en 1991 estableció los límites de actuación en materia de tratamiento de aguas residuales para los estados miembros de la Unión Europea, entre los que se incluye España, y por supuesto, Cataluña. Es así como a finales de la década de los noventa, en Cataluña, la Agencia Catalana del Agua (Agència Catalana de l'Aigua, ACA) había prácticamente desarrollado la primera fase del Plan de Saneamiento de Cataluña. Esta primera fase consistió en diseñar y construir sistemas de saneamiento para los núcleos urbanos con población igual o superior a 2.000 Habitantes Equivalente (Hab.-Eq., donde 1 Hab.-Eq. corresponde a una carga orgánica contaminante de 60 g DBO<sub>5</sub>/d). Esta fase dio lugar aproximadamente a 300 PTAS en servicio con un caudal tratado cercano a 1.700.000 m<sup>3</sup>/d (Robusté, 2004).

Finalizada esa primera fase, se empezó a gestar la segunda fase de dicho Plan de Saneamiento. Esta segunda fase del plan se enfocó en cumplir con la meta de la misma directiva europea (EU 91/271), que estableció como fecha límite el 31 de diciembre de 2005 para que todas las poblaciones de menos de 2000 Hab.-Eq. llevaran a cabo un tratamiento adecuado de sus aguas servidas (García & Collado, 2017). Por tanto, para cumplir esta meta, la Agencia Catalana del Agua preparó el Programa de Saneamiento de Aguas Residuales Urbanas 2002 (PSARU, *Programa de Sanejament d'Aigües Residuals Urbanes 2002*), con el que se pretendía abordar el problema de

tratamiento de las poblaciones pequeñas (<2.000 Hab.-Eq.) (Velayos *et al.*, 2011). Uno de los objetivos de este plan fue definir el tipo de tratamiento adecuado para estas poblaciones pequeñas. En este sentido, sistemas convencionales y naturales fueron definidos para ser construidos y estudiados. Entre los sistemas naturales, desde los orígenes del PSARU se determinó la construcción de PTAS basadas en Humedales Construidos. Se decidió por los Humedales Construidos dadas las ventajas que esta tecnología había mostrado en otros lugares de Europa. En total entre los años 1996 y 2002 se documenta la construcción de 15 PTAS con sistemas de Humedales Construidos, de las cuales 12 de ellas incluyen HFSS (Velayos *et al.*, 2011).

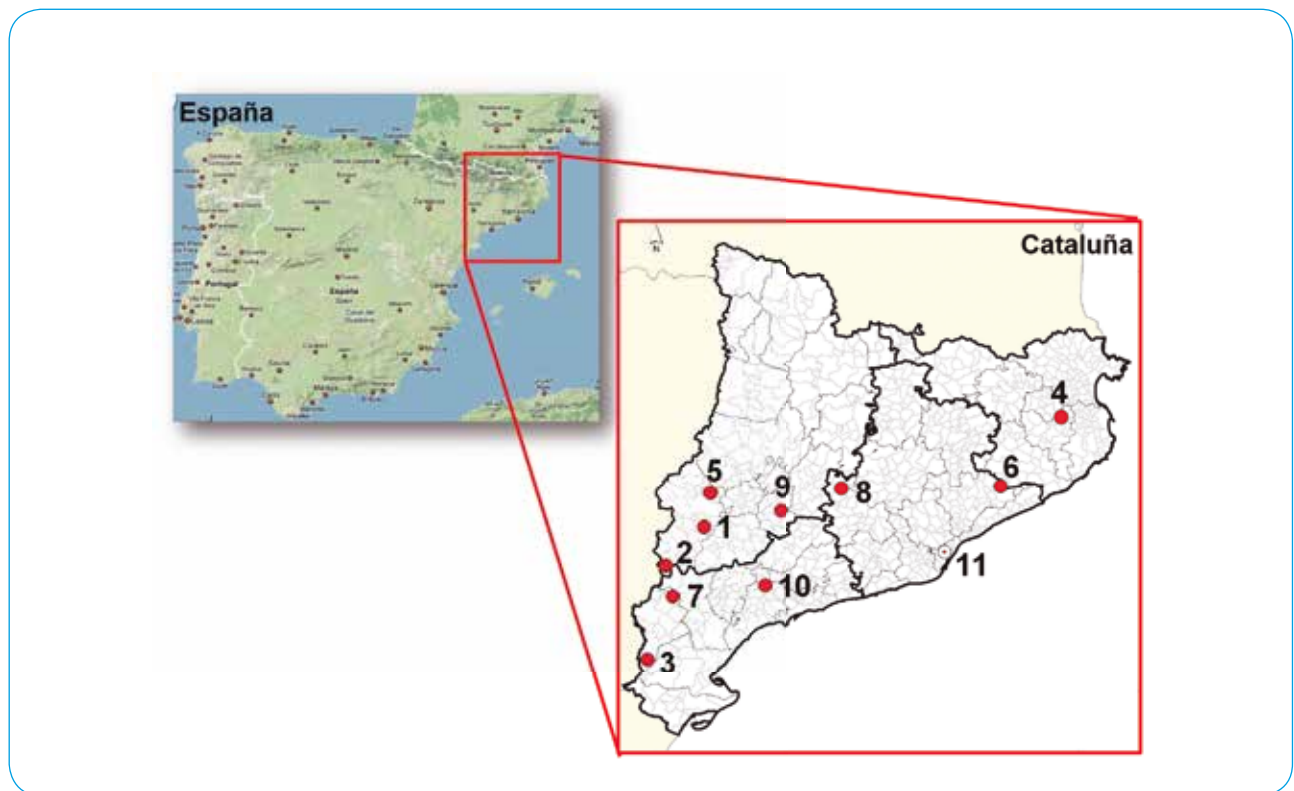
Las PTAS basadas en HFSS que se presentan en este capítulo de libro como se comentó en el párrafo previo, fueron construidas a partir de 1996, siendo la mayor cantidad de ellas construidas en el año 2002. Por su parte, la información de operación que se discute corresponde en promedio a los primeros 8 años de funcionamiento (al año 2009). Todas las PTAS incluidas en este capítulo de libro son utilizadas como tratamiento secundario en el saneamiento de poblaciones inferiores a 2000 Hab.-Eq. Además, este capítulo tiene como objetivo evaluar mediante herramientas estadísticas y conceptuales el comportamiento histórico para la operación (8 años en promedio), caracterizando el funcionamiento por PTAS, y de forma integrada, clasificando el comportamiento histórico medio para determinar similitudes entre ellas. Finalmente, se busca analizar la influencia de las configuraciones presentes en Cataluña, dando especial énfasis en las unidades de pulimento adicionales al HFSS secundario, y su aporte al comportamiento global de las PTAS. Para todos los análisis se emplean cuatro parámetros de calidad del agua: DBO<sub>5</sub>, SST, NT y PT.

## DESCRIPCIÓN DE LAS PTAS Y FORMA DE EVALUACIÓN

### PTAS basadas en humedales construidos en Cataluña (España)

La información de las PTAS utilizadas en este capítulo de libro y presentada a continuación fue realizada con información de Velayos *et al.*

(2006), Puigagut *et al.* (2007) y del sitio web de la Agencia Catalana del Agua (ACA). En la Tabla 1 se resumen las principales características técnicas de las PTAS analizadas. Por su parte, la Figura 1 muestra la ubicación de las PTAS dentro de la Comunidad Autónoma de Cataluña localizada al nordeste de España. La Figura 2 muestra imágenes de dos de las PTAS evaluadas.



**Figura 1.**

Localización geográfica de las PTAS dentro de la Comunidad Autónoma de Cataluña. El número representa la localización de: (1) Alfés; (2) Almatret; (3) Arnes; (4) Cervià de Ter; (5) Corbins; (6) Gualba; (7) La Fatarella; (8) Sant Martí de Sesgueioles; (9) Verdú; (10) Vilaplana; (11) Barcelona.

**Fuente:** Maps de Google y Vera *et al.*, 2011.



Figura 2.  
Vista general de a) PTAS Arnes y b) PTAS Verdú.  
Fuente: Elaboración propia

**Tabla 1.** Características de PTAS basadas en HFSS de la Comunidad Autónoma de Cataluña

Población	Población de diseño (Hab.-Eq. <sup>a</sup> )	Inicio operación	Secuencia de tratamiento				Área unitaria del HFSS (m <sup>2</sup> /Hab.-Eq.) <sup>e</sup>
			Pre-tratamiento	Primario	Secundario	Unidad de pulimento	
Alfés	329	2002	Rejilla gruesa	Fosa Séptica	HFSS <sup>c</sup>	LE <sup>d</sup>	7,4
Almatret Norte	424	2002	Rejilla gruesa	Fosa Séptica	HFSS	LE	1,1
Almatret Sur	373	2002	Rejilla gruesa	Fosa Séptica	HFSS	LE	2,7
Arnes	497	1996	Rejilla fina	Tanque Imhoff	HFSS	LE	2,9 <sup>f</sup>
Cervià de Ter	850	2000	Rejilla gruesa	Fosa Séptica	HFSS	-	3,5
Corbins	1340	2001	Rejilla fina	Tanque Imhoff	HFSS	LE + HFSS + Filtro de Arena	2,2
Gualba	1065	2002	Rejilla fina	-	HFSS	LE	2,3 <sup>f</sup>
La Fatarella	1170	2002	Rejilla fina	Tanque Imhoff	HFSS	-	2,7
Sant Martí Sesgueioles	550	2002 <sup>b</sup>	Rejilla fina	Fosa Séptica	HFSS	-	3,7 <sup>f</sup>
Verdú	1014	2001	Rejilla fina	Fosa Séptica	HFSS	LE+HFSS	3,9
Vilaplana	613	2002	Rejilla fina	Sedimentador	HFSS	HFSS	3,9 <sup>f</sup>

<sup>a</sup>Hab.-Eq.: Habitante Equivalente. <sup>b</sup>Dato establecido a partir de las series históricas. <sup>c</sup>HFSS: Humedal Construido de Flujo Horizontal Subsuperficial. <sup>d</sup>LE:Laguna de Estabilización. <sup>e</sup>Referida al-HFSS del tratamiento secundario. <sup>f</sup>Datos calculados a partir de la memoria de diseño.

Fuente: Vera et al., 2011.

Las PTAS que utilizan HFSS en Cataluña tratan las aguas servidas de pequeñas comunidades que varían entre los 329 Hab.-Eq. hasta los 1.349 Hab.-Eq. (Tabla 1). Las PTAS se localizan en la zona climática mediterránea seca y prelitoral con temperaturas medias anuales que oscilan entre 11 y 15 °C, y precipitaciones medias anuales variando en el rango de 350 a 500 mm en las zonas más secas (Alfés, Almatret, Corbins, Verdú, y La Fatarella) hasta 750 a 1000 mm en las zonas más húmedas (Gualba).

En la secuencia de tratamiento, el pretratamiento para la eliminación de sólidos de mayor tamaño se realiza mediante rejilla manual y automática, mientras que los sólidos de menor tamaño (tratamiento primario) se realiza bajo dos tecnologías: tanque séptico y tanque Imhoff. La Figura 3 muestra la rejilla manual empleada en la PTAS de Alfés. La Figura 4 y 5 muestra la rejilla automática utilizada en la PTAS Verdú y Corbins, respectivamente. Por su parte, la Figura 6 presenta la parte superficial de la Fosa Séptica utilizada en la PTAS de Alfés, mientras que en la Figura 7 se muestra el tanque Imhoff utilizado en la PTAS de Corbins.



Figura 4.  
Rejilla automática utilizada en la PTAS de Verdú.  
Fuente: Elaboración propia



Figura 3.  
Combinación de rejillas manuales utilizadas en la PTAS de Alfés.  
Fuente: Elaboración propia



Figura 5.  
Funcionamiento de rejilla automática. PTAS de Corbins.  
Fuente: Elaboración propia



**Figura 6.**  
Fosa séptica utilizada en la PTAS de Alfes.  
**Fuente:** Elaboración propia



**Figura 7.**  
Tanque Imhoff utilizado en la PTAS Corbins.  
**Fuente:** Elaboración propia

En las PTAS analizadas, los HFSS son empleados principalmente como tratamiento secundario. *Phragmites australis* es la única especie de planta utilizada en todas las PTAS. La Figura 8 muestra el detalle de la especie *Phragmites australis* en la PTAS de Verdú. En los casos en los que se emplean unidades de pulimento, entendidas estas unidades de pulimento como sistemas de tratamiento complementarios al tratamiento secundario principal desarrollado por un HFSS, la tecnología mayormente empleada son las lagunas de estabilización (LE). De las once PTAS presentadas en este capítulo de libro, siete de ellas han operado desde el año 2002.



**Figura 8.**  
Detalle de planta *Phragmites australis* utilizada en las PTAS de Cataluña (PTAS Verdú).  
**Fuente:** Elaboración propia

## Características de los datos para la evaluación de las PTAS basadas en humedales construidos en Cataluña

La información de los valores de concentración influente y efluente fue suministrada directamente por la Agencia Catalana del Agua. Los registros de la información muestran que en general existe un dato mensual para los parámetros  $DBO_5$ , SST,

NT y PT. Es importante señalar que los registros corresponden a valores del efluente global de la PTAS, dado que no se contó con información de cada una de las etapas del tratamiento. Además, no existen registros de caudal para ninguna de las PTAS en los 8 años promedio evaluados. Esto se explica porque dado el pequeño tamaño de estas instalaciones, en la mayoría de casos no se instalaron sistemas para medir caudales. Incluso es importante señalar que la falta de instalación también se debió a que varias de estas PTAS no cuentan con suministro de energía eléctrica, esto porque no era necesario para su funcionamiento. La Figura 9 muestra los canales de alimentación a los HFSS en la PTAS Verdú que funcionan por gravedad.



Figura 9.  
Canales de alimentación a los HFSS en la PTAS Verdú.  
Fuente: Elaboración propia

Para las PTAS donde existiera más de un dato por mes, se procedió a calcular un promedio simple para obtener un único valor mensual. Posteriormente, se formaron series de datos mensuales con diferentes cantidades de datos, comenzando en el mismo año de inicio de operación de la PTAS (excepto Arnes, donde el registro de datos de calidad del agua se inicia en el 2000) hasta mayo del 2009. Las eficiencias de eliminación fueron calculadas con este ordenamiento mensual. Los valores que se presentarán posteriormente corresponden al total de la PTAS y no únicamente a la etapa de tratamiento secundario realizada por el HFSS.

### Herramientas estadísticas utilizadas para evaluación de las PTAS

Varias herramientas estadísticas fueron utilizadas para evaluar el funcionamiento de las PTAS basadas en HFSS de Cataluña.

El primer grupo de herramientas estadísticas se enfocó en el análisis de las series de datos de efluentes. Se construyó una función acumulada de probabilidad, denominada distribución empírica, para cada serie de datos de cada parámetro de calidad del agua por cada PTAS ( $DBO_5$ , SST, NT y PT). Una distribución empírica puede definirse como una serie de datos ordenados ascendientemente asociando el porcentaje de información de la serie que se encuentra por debajo del valor seleccionado. Esto se realiza para conocer el porcentaje de datos, en este caso concentraciones efluentes, que la PTAS ha tenido bajo una determinada concentración. Además, el realizar una distribución empírica sirve para determinar mediante una prueba estadística de comparación el tipo de distribución probabilística acumulada teórica que mejor representa a



la serie de datos. De esta forma se puede entender el comportamiento de los efluentes y, además, saber si los efluentes de PTAS basadas en HFSS presentan un comportamiento similar al de efluentes de PTAS basadas en tecnologías convencionales como los lodos activados.

Las distribuciones probabilísticas acumuladas teóricas Normal, Log-Normal y Gamma se utilizaron como referencia para evaluación del comportamiento de efluentes en PTAS, ya que han sido empleadas en la evaluación de PTAS basadas en tecnologías convencionales (Niku *et al.*, 1979; Niku *et al.*, 1982; Oliveira & Von Sperling, 2008). Estos mismos autores habían señalado la posibilidad de utilizar otras distribuciones probabilísticas teóricas para la evaluación de efluentes de PTAS. Por esta razón, dos distribuciones probabilísticas teóricas adicionales fueron probadas: a) Weibull, frecuentemente empleada en modelos de falla en el tiempo para procesos en ingeniería, y b) Cauchy, que presenta una acumulación de datos con respecto a un valor de control y colas pesadas que son características de grandes datos distantes de la mediana. La prueba de bondad de ajuste de Kolmogorov Smirnov (KS-test) con un nivel de significancia  $\alpha=0,05$  fue utilizada para la evaluación de ajuste de la distribución empírica (datos) y la teórica.

El segundo grupo de herramientas estadísticas se utilizó para determinar el mejor valor que caracterizará de forma resumida a cada parámetro efluente de cada PTAS. Para esto se determinaron la media y la mediana. La mediana fue utilizada como identificador de una serie de datos cuando la distribución probabilística empírica realizada con los datos históricos se ajustara mejor a distribuciones probabilísticas teóricas sesgadas como la Log-normal, Gamma,

Weibull y Cauchy. Por otra parte, la media fue seleccionada cuando existiera mejor ajuste a distribuciones probabilísticas teóricas centrales como la Normal. En los casos en que más de una distribución probabilística teórica se ajustó a la distribución empírica, se selecciona la que presentó mayor valor de  $p$  en la prueba estadística KS-test. En aquellos casos donde no se pudo definir el tipo de distribución probabilística teórica, se procedió a tomar la mediana como su mejor identificador.

El tercer grupo de herramientas estadísticas se enfocó en la evaluación de la relación entre las diferentes PTAS. Para esto, con los valores seleccionados (mediana o media) para cada PTAS y parámetro de calidad del agua ( $DBO_5$ , SST, NT y PT), se procedió a determinar la similitud del comportamiento histórico y forma en que se podían agrupar los sistemas de tratamiento basados en su funcionamiento. El objetivo de este análisis fue evaluar si configuraciones de PTAS similares producen efluentes similares. Para esto, se realizó un análisis de conglomerados jerárquicos que consiste en agrupar elementos, en este caso PTAS, que presentan características similares en sus efluentes. Como medida de proximidad se utilizó la distancia simple y como algoritmo de agrupación el método de Ward. Si bien, en un comienzo se pensó en emplear la mayor longitud de los registros históricos por encontrarse vacíos de información en algunos de los meses, cálculos preliminares mostraron que no se lograron agrupamientos completos, y por tanto, se decidió trabajar con las medias y/o medianas.

El cuarto, y último grupo de herramientas estadísticas, se utilizó para analizar la influencia de las unidades de pulimento sobre el comportamiento global de la PTAS. Tomando en

cuenta la información disponible, sólo se trabajó con los datos de seis PTAS. El criterio de selección de estas PTAS se basó en la Tabla 1 utilizando aquellas que presentaron tanque séptico como tratamiento primario. Estas PTAS fueron divididas en tres grupos: a) PTAS sin unidades de pulimento; b) PTAS con unidades de pulimento basadas en sistemas lagunares; y c) PTAS con unidades de pulimento basadas en sistemas lagunares más HFSS. El KS-test con nivel de significancia  $\alpha = 0,05$  mediante una comparación estadística bidimensional fue aplicado a las distribuciones probabilísticas empíricas realizadas con los registros históricos efluentes. Este test estadístico se utilizó para evaluar la similitud de la distribuciones probabilísticas empíricas entre los distintos grupos, y de esta forma determinar si son similares o no. Con este análisis se puede establecer si existe una influencia significativa por la adición de una unidad de pulimento. Todos los análisis estadísticos fueron realizados con R statistical software versión 2.10.0 (Ihaka & Gentleman, 1996).

## EVALUACIÓN DE LAS PTAS: PRINCIPALES ALCANCES

### Comportamiento de los efluentes por PTAS

Como se mencionó previamente, el comportamiento de los efluentes se analiza estudiando el ajuste de la distribución empírica formada con la serie histórica de datos para cada parámetro de calidad del agua por PTAS, respecto a una distribución probabilística teórica. Un aspecto importante a destacar de este análisis es que los datos efluentes a una PTAS (en este caso basada en HFSS) ajustados a una distribución probabilística podrían ser interpretados como un modelo de confiabilidad. En términos de

una PTAS, la confiabilidad puede entenderse como el porcentaje del tiempo para el que las concentraciones efluentes previstas cumplen con los límites de descarga establecidos por la normativa, o bien, con los objetivos de calidad con que se planificó el sistema de tratamiento (Oliveira & Von Sperling, 2007).

La Tabla 2 resume los resultados del KS-test realizado para los 4 parámetros de calidad del agua ( $DBO_5$ , SST, NT y PT) que fueron evaluados con 5 distribuciones probabilísticas teóricas: Normal, Log-normal, Cauchy, Gamma y Weibull en las once PTAS.

**Tabla 2.** Resultados de prueba de bondad de ajuste KS-test para distribuciones de probabilidad empírica respecto a distribuciones de probabilidad teóricas, realizada por parámetro para los efluentes de cada PTAS.

Población	Parámetro	¿Se ajusta la distribución teórica a la distribución empírica?				
		Distribución probabilística teórica				
		N	L	C	G	W
Alfés	DBO <sub>5</sub>	No	No	No	No	No
	SST	No	Si	No	Si	Si
	NT	Si	Si	Si	Si	Si
	PT	Si	Si	Si	Si	Si
Almatret Norte	DBO <sub>5</sub>	No	No	No	No	No
	SST	No	Si	No	Si	Si
	NT	Si	Si	Si	Si	Si
	PT	Si	Si	Si	Si	Si
Almatret Sur	DBO <sub>5</sub>	No	Si	No	Si	No
	SST	Si	Si	Si	Si	Si
	NT	Si	Si	Si	Si	Si
	PT	Si	Si	Si	Si	Si
Arnes	DBO <sub>5</sub>	No	No	No	No	No
	SST	No	No	No	No	No
	NT	Si	Si	Si	Si	Si
	PT	Si	Si	Si	Si	Si
Cervià de Ter	DBO <sub>5</sub>	No	No	No	No	No
	SST	No	Si	No	Si	Si
	NT	Si	No	Si	Si	Si
	PT	Si	Si	Si	Si	Si
Corbins	DBO <sub>5</sub>	No	No	No	No	No
	SST	Si	Si	No	Si	Si
	NT	Si	Si	Si	Si	Si
	PT	Si	Si	Si	Si	Si
Gualba	DBO <sub>5</sub>	No	No	No	No	No
	SST	No	No	Si	No	No
	NT	Si	Si	Si	Si	Si
	PT	No	Si	Si	Si	Si

Población	Parámetro	¿Se ajusta la distribución teórica a la distribución empírica?				
		Distribución probabilística teórica				
		N	L	C	G	W
La Fatarella	DBO <sub>5</sub>	Si	Si	No	Si	Si
	SST	No	Si	Si	Si	Si
	NT	Si	Si	Si	Si	Si
	PT	Si	Si	Si	Si	Si
San Martí de Sesgueioles	DBO <sub>5</sub>	No	Si	No	Si	Si
	SST	No	Si	No	No	No
	NT	Si	Si	No	Si	Si
	PT	Si	Si	Si	Si	Si
Verdú	DBO <sub>5</sub>	No	No	No	No	No
	SST	Si	Si	Si	Si	Si
	NT	Si	Si	Si	Si	Si
	PT	Si	Si	Si	Si	Si
Vilaplana	DBO <sub>5</sub>	No	Si	No	Si	Si
	SST	No	Si	No	Si	Si
	NT	Si	Si	Si	Si	Si
	PT	Si	Si	Si	Si	Si

N: Normal; L: Log-normal; C: Cauchy; G: Gamma; W: Weibull. Para valores en negrita  $p < 0,05$ .  
Fuente: Vera et al., 2011.

La Tabla 2 muestra que para la DBO<sub>5</sub>, en siete de las PTAS, las concentraciones efluentes no pueden ser descritas por alguna de las distribuciones probabilísticas teóricas evaluadas ( $p < 0,05$ ). En el caso de los SST, se observa que en nueve de las PTAS la distribución Log-normal es la que se ajusta a la distribución empírica ( $p > 0,05$ ). Por su parte, los nutrientes (NT y PT) presentan problemas de ajuste ( $p < 0,05$ ) en solo dos PTAS (NT con Log-normal en Cerviá de Ter; PT con Normal en Gualba).

Niku *et al.* (1979) planteó un modelo de confiabilidad para la DBO<sub>5</sub> y los SST efluentes a PTAS basadas en lodos activados como sistema de tratamiento principal. Este modelo de confiabilidad se basó en el ajuste ( $p > 0,01$ ) de la distribución empírica a una distribución teórica Log-normal. Sin embargo, los resultados de la Tabla 2 muestran que la distribución Log-Normal no es la distribución teórica que mejor describe el comportamiento temporal de la DBO<sub>5</sub> en PTAS con HFSS, así como tampoco sería la única

distribución probabilística teórica para los nutrientes (NT y PT). Por tanto, la metodología planteada por Niku *et al.* (1979) no sería replicable a PTAS que basan su tratamiento secundario en HFSS como las empleadas en Cataluña. Esto daría cuenta de las diferencias entre los procesos de tratamiento convencionales como los Lodos Activados y los no convencionales como los Humedales Construidos.

Estas diferencias manifiestas en el comportamiento de los efluentes se explicarían por las diferencias en los fundamentos de los procesos de tratamiento comparando entre un lodo activado y un HFSS, siendo dos de ellas:

a) El uso de plantas por parte del HFSS, y b) La compleja red de zonas aeróbicas, anaeróbicas y anóxicas presentes en los HFSS (Vymazal, 2005). Por tanto, las diferencias en que se realiza el tratamiento serían las responsables del comportamiento particular presentado por las concentraciones efluentes de  $DBO_5$  en las PTAS analizadas, ya que en al menos siete PTAS el comportamiento efluente no puede ser descrito por una distribución probabilística teórica. La Figura 10 ejemplifica la integración con el paisaje por parte de PTAS basadas en HFSS, la que sería otra característica diferenciadora con PTAS basadas en tecnologías convencionales como los lodos activados.



**Figura 10**  
Vista general de la PTAS Verdú rodeada por terrenos agrícolas.  
**Fuente:** Elaboración propia

### Calidad del agua por PTAS

La Figura 11 muestra en diagramas de barra con su desviación estándar, el valor de la concentración (media o mediana) que mejor caracteriza una

serie de datos, junto a la eficiencia de eliminación media para los parámetros de calidad del agua DBO<sub>5</sub>, SST, NT y PT medidos en los efluentes de las once PTAS.

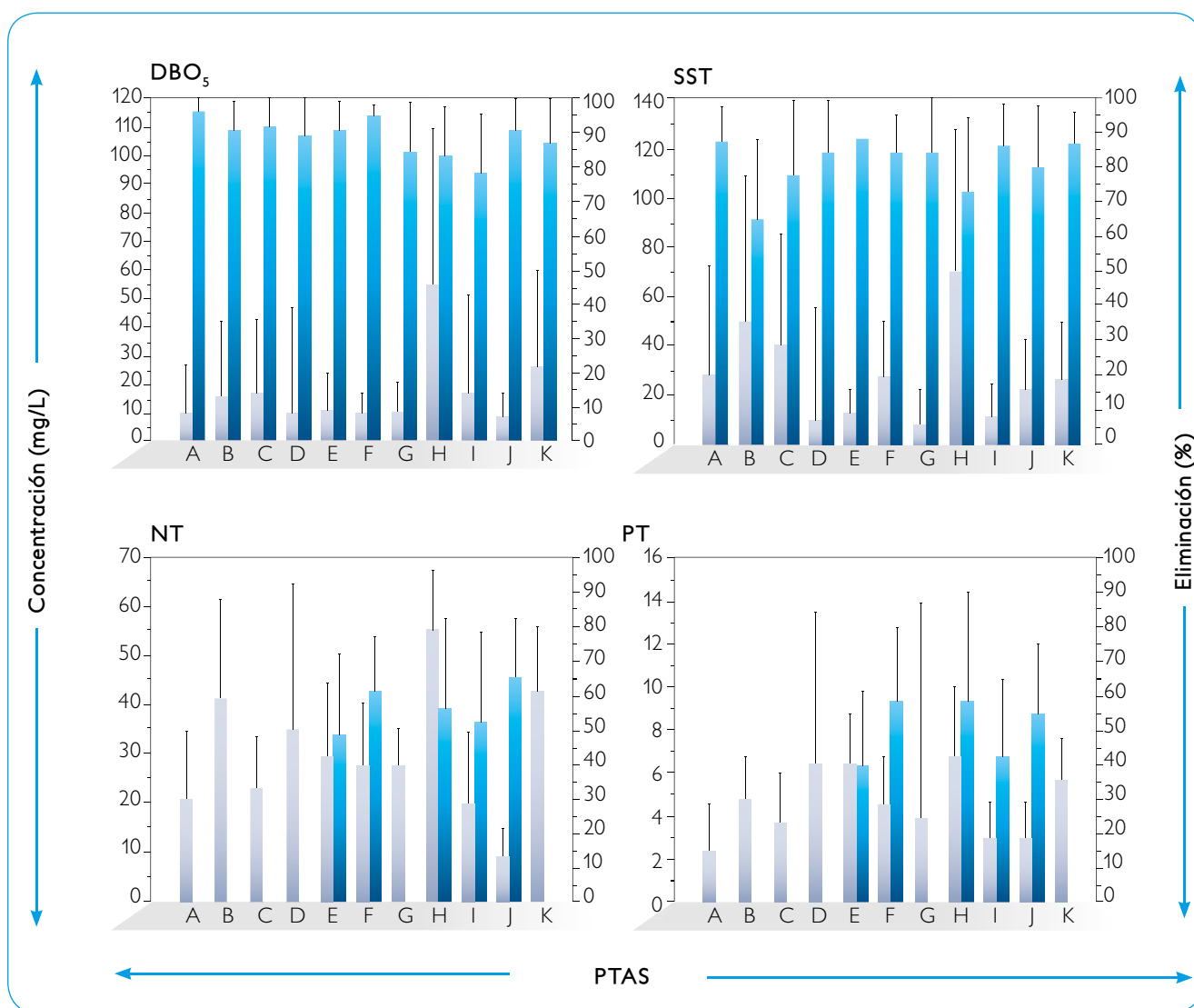


Figura 11 .

Características de los efluentes para cada PTAS. A: Alfés; B: Almatret Norte; C: Almatret Sur; D: Arnes; E: Cervià de Ter; F: Corbins; G: Gualba; H: La Fatarella; I: Sant Martí Sesgueioles; J: Verdú; K: Vilaplana. (●) Concentración (○) Eliminación

Fuente: Elaboración propia

La  $DBO_5$  presenta valores medios de concentración inferiores a 25 mg/L en nueve de las once PTAS y eficiencias medias de eliminación que varían entre 78 y 96% (Figura 11). Se destaca que el comportamiento presentado por los valores efluentes de  $DBO_5$  en siete de las PTAS no se ajusta a ninguna función probabilística teórica, siendo estas mismas siete PTAS las que presentan los menores valores de concentración media (inferior a 16 mg/L). Oliveira & Von Sperling (2008), estudiando registros de efluentes de PTAS convencionales basadas en lodos activados, sistemas lagunares y sistemas anaeróbicos, indican que la distribución probabilística Log-Normal es la que mejor describe el comportamiento de la calidad del efluente (especialmente para  $DBO_5$  y SST). En la distribución probabilística Log-normal diferentes factores como por ejemplo, características de los influentes y condiciones ambientales, afectan la media de la concentración efluente presentando efectos multiplicativos y no aditivos como ocurre en el caso de distribuciones normales. Por tanto, cualquier variación de factores afectaría de mayor manera la variable de respuesta que, en este caso, sería la concentración de  $DBO_5$  efluente. Tomando en cuenta lo anterior, se puede deducir que la falta de ajuste presentada por las siete PTAS significaría que estas PTAS basadas en sistemas HFSS son capaces de mitigar estos efectos multiplicativos. Sin embargo, una evaluación de los registros de  $DBO_5$  en los efluentes sólo para el HFSS y no para toda la PTAS permitiría dar una conclusión más rigurosa al respecto. La Figura 12 presenta una muestra de agua tomada del efluente de la PTAS Alfés.

Las eficiencias medias de eliminación de SST están en un rango de 65 a 88%, con ocho PTAS sobre



Figura 12.  
Efluente tomado de la PTAS Alfés.  
Fuente: Elaboración propia

el 80%, similar a lo reportado por otros autores para este tipo de PTAS (Vymazal, 2002 y Puigagut *et al.*, 2007). En términos de concentración, ocho de las PTAS presentan valores medios de SST inferiores a 35 mg/L. Estas concentraciones pueden considerarse altas al ser comparadas con un valor de SST de 10,2 mg/L reportado por Vymazal (2002). A pesar de esto, los resultados de este trabajo son consistentes con los valores medios ( $34 \pm 10$  mg/L) reportados por Marecos & Albuquerque (2010). La diferencia entre los resultados de este trabajo y los publicados por Vymazal (2002) podrían explicarse por la presencia de una unidad lagunar posterior a los HFSS, y a la posible formación de algas en caso de comportarse como lagunas facultativas (Von Sperling, 2007).

Otra explicación del aumento de SST en los efluentes podría encontrarse en el trabajo de Caselles-Osorio *et al.* (2007), quienes estudiaron la acumulación de sólidos en las zonas de entrada a los HFSS, y establecieron una posible relación

de esta acumulación y los valores de la descarga efluente. En este sentido, es importante comentar al lector que las PTAS basadas en Humedales Construidos Subsuperficiales que utilizan medios de soporte del tipo grava, como los HFSS y los VFSS (Humedales Construidos de Flujo Vertical Subsuperficial), tienen el potencial de sufrir de taponamiento, fenómeno conocido en inglés como “clogging”. El taponamiento o “clogging” es definido como el proceso de obstrucción progresiva del medio de soporte. Este fenómeno se produce por cuatro factores principales: a) La retención y acumulación de sólidos, b) La compleja interacción que ocurre en la retención y degradación de la materia orgánica, c) El desarrollo y decaimiento de la vegetación, y d) La acumulación de precipitados químicos (Pedescoll *et al.*, 2011). Por tanto, el “clogging” tiene una relación directa con la operación de los sistemas de tratamiento primario. Recordemos que los sistemas de tratamiento primario se instalan previamente a los Humedales Construidos y se encargan de la eliminación de sólidos y grasas. Además, también se ha indicado que el taponamiento se relaciona con la selección del medio granular, lo que incluye el tamaño y el origen (Pedescoll *et al.*, 2011). En este sentido, es importante recalcar que un tratamiento primario bien diseñado y operado, reduce el riesgo de taponamiento o “clogging” de una PTAS basada en HFSS.

Pese a este problema, HC del tipo HFSS han funcionado efectivamente para el tratamiento de aguas servidas desde la década de 1980, con tiempos de operación de más de 10 años (Cooper, 2009). Nivala *et al.* (2012) indicó tres formas de evaluar el efecto del “clogging” en HC: a) Determinación de la conductividad hidráulica, que indica la severidad del fenómeno, b) Estudios

de trazadores, para comprender el efecto del taponamiento en la dinámica del flujo a través del HC, y c) La caracterización del material orgánico presente en el medio de soporte, para conocer el grado y naturaleza de la obstrucción. También, este mismo grupo de autores recomendó que bajo una carga orgánica máxima de  $250 \text{ gDBO}_5/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$  se evitaría este fenómeno. La recomendación aplica para HC que emplean medios de soporte con granulometría  $d_{10}$  mayor a 4 mm y se calcula tomando en cuenta el área de la sección transversal del humedal construido donde se trata el agua (Nivala *et al.*, 2012).

Las PTAS basadas en HFSS operadas en Cataluña no han sido ajenas a esta problemática. En este sentido, la Figura 13 presenta el taponamiento (clogging) presente en dos PTAS, Alfés y Corbins, donde se puede apreciar la formación de “pozas” o “charcos” por sobre la superficie de grava.

Por otro lado, respecto al NT, los porcentajes de eliminación medios no superan en ninguna de las PTAS el 66%, con concentraciones medias que varían entre 9 y 55 mg/L. Estos porcentajes medios de eliminación (48 a 66%) son consistentes a lo mostrado por Puigagut *et al.* (2007), donde Humedales Construidos en España presentaron eficiencias medias de eliminación de 51%. Sin embargo, este es un valor bajo comparado con las eficiencias medias para  $\text{DBO}_5$  y SST en sistemas HFSS ( $\text{DBO}_5=82\%$ ;  $\text{SST}=78\%$ ) (Vymazal *et al.*, 2006). Vymazal (2007) indicó que la falta de oxígeno disponible para la nitrificación, proceso de conversión de amonio a nitrato, limita el proceso de eliminación de nitrógeno (medido como NT) en la mayoría de HFSS. Esto ocurre porque el amonio es la especie de nitrógeno que se encuentra mayoritariamente en el agua servida.



a)



b)



**Figura 13.**

Encharamientos originados por el problema de taponamiento (Clogging). a) PTAS de Alfes, y b) PTAS de Corbins.

**Fuente:** Elaboración propia

Las eficiencias de eliminación de PT pueden considerarse similares a las de NT, con valores medios de entre 39 y 58% (Figura 11), y presentando concentraciones medias que varían entre 2 y 6,8 mg/L. La eliminación de Fósforo en HC del tipo subsuperficial se realiza a través de varios procesos como la acumulación en el lecho, la adsorción, la precipitación y la toma por parte de las plantas y microorganismos. Sin embargo, la precipitación/adsorción sería el mecanismo

principal de eliminación (Vymazal, 2007). Esta precipitación/adsorción se realiza con medios de soporte especiales diferentes a la grava. Por tanto, y tomando en cuenta que en todas las PTAS se utilizó grava convencional como medio de soporte, este hecho indicaría que los HFSS utilizados en las PTAS en Cataluña no fueron diseñados para remover Fósforo. La Figura 14 muestra un ejemplo de la grava utilizada en las PTAS evaluadas.

a)



b)



**Figura 14.**

Ejemplos de grava utilizada en los HFSS empleados en PTAS de Cataluña. a) Grava utilizada en zonas de entrada y salida; y b) Grava utilizada en las zonas intermedias del HFSS. La moneda de 1 euro es similar en tamaño a una moneda de 100 pesos chilenos.

**Fuente:** Elaboración propia

Una característica importante de la Figura 11 es la alta variabilidad de los datos, la que se evalúa a través de la desviación estándar. Esta característica podría asimilarse a la estabilidad del sistema de tratamiento. Las desviaciones estándar para las concentraciones de  $\text{DBO}_5$  varían entre 7,2 y 54,2 mg/L. Este rango es similar al de las concentraciones medias. Lo mismo ocurre para los rangos de las desviaciones estándar de los SST (9,5 a 58,7 mg/L), NT (5,5 a 29,5 mg/L) y PT (1,2 a 10 mg/L). Este hecho puede explicarse por la forma natural en que se lleva a cabo el proceso de tratamiento. Otra característica importante es que siempre las concentraciones más altas para la  $\text{DBO}_5$ , SST, NT y PT corresponden a la PTAS de La Fatarella. Pese a esto, las eficiencias medias de eliminación no son las más bajas ( $\text{DBO}_5=83\%$ ;  $\text{SST}=73\%$ ;  $\text{NT}=56,1\%$ ;  $\text{PT}=58,4\%$ ).

En forma general, y a manera de resumen, se puede indicar que los efluentes analizados de las once PTAS para los parámetros  $\text{DBO}_5$ , SST, NT y PT presentan valores de concentración y eficiencias de eliminación comparables con estudios previos publicados sobre HFSS a gran escala utilizados en PTAS (Vymazal, 2002; Rousseau *et al.*, 2004; Molle *et al.*, 2005; Paing & Voisin, 2005; Brix *et al.*, 2007).

De otro lado, cuando se consideran las PTAS individualmente, una relación entre el área unitaria del HFSS (Tabla 1) y las eficiencias de eliminación (Figura 11) no puede ser establecida. Es importante este análisis, ya que el área unitaria ha sido tradicionalmente empleada como una regla de diseño en HFSS. Vymazal (2005) había establecido que un valor de  $5 \text{ m}^2/\text{Hab.-Eq.}$  era necesario para la eliminación de  $\text{DBO}_5$  y SST. Los valores de área unitaria en el caso de las PTAS de Cataluña varían desde  $1,1 \text{ m}^2/\text{Hab.-Eq.}$

(Almatret Norte) hasta  $7,4 \text{ m}^2/\text{Hab.-Eq.}$  (Alfés), con un promedio de  $3,3 \text{ m}^2/\text{Hab.-Eq.}$

La PTAS de Alfés con la mayor área unitaria de  $7,4 \text{ m}^2/\text{Hab.-Eq.}$  presenta eficiencias de eliminación promedio de 96% para  $\text{DBO}_5$  y 88% para los SST, siendo estas eficiencias de eliminación comparables con PTAS que presentan áreas unitarias menores como la de Corbins, con un área de  $2,2 \text{ m}^2/\text{Hab.-Eq.}$ , y eficiencias de eliminación de  $\text{DBO}_5$  y SST de 94,7% y 84,3%, respectivamente, y también con Vilaplana, que presenta un área unitaria de  $3,9 \text{ m}^2/\text{Hab.-Eq.}$ , y eficiencias de eliminación de 87,6% para los SST. La Figura 15 presenta una vista general de la PTAS de Alfés. En este sentido, no se puede establecer una relación clara entre el aumento del área unitaria del HFSS y el aumento en la capacidad de eliminación de  $\text{DBO}_5$  y SST.



Figura 15.  
Vista de la PTAS Alfés.

Fuente: Elaboración propia

## Clasificación del comportamiento medio para todas las PTAS

La Figura 16 resume el resultado del análisis de conglomerados aplicado para agrupar las PTAS. De esta forma se buscó definir si existen similitudes entre las diferentes configuraciones de PTAS y el comportamiento de los efluentes durante el tratamiento de aguas servidas.

En la Figura 16 se identifican claramente tres grupos:

a) Grupo A, integrado por las PTAS de San Martí de Sesgueioles, Arnés, Cervià de Ter y Gualba. Este grupo se caracteriza por un

comportamiento intermedio de NT (20 a 35 mg/L), y el mejor comportamiento para los SST (8 a 13 mg/L), comparado con las otras PTAS. Dentro de este grupo no existe un comportamiento definido para PT. Un rasgo técnico común que presentan es que tres de las cuatro PTAS agrupadas no poseen unidad de pulimento (Tabla 1).

b) Grupo B, integrado por las PTAS de Verdú, Almatret Sur, Alfés, Corbins. Este grupo se caracteriza por un comportamiento medio de SST (22 a 40 mg/L) y PT (2 a 4,5 mg/L), comparado con las otras PTAS. No existe una tendencia definida en este grupo para el NT. Técnicamente todos los sistemas

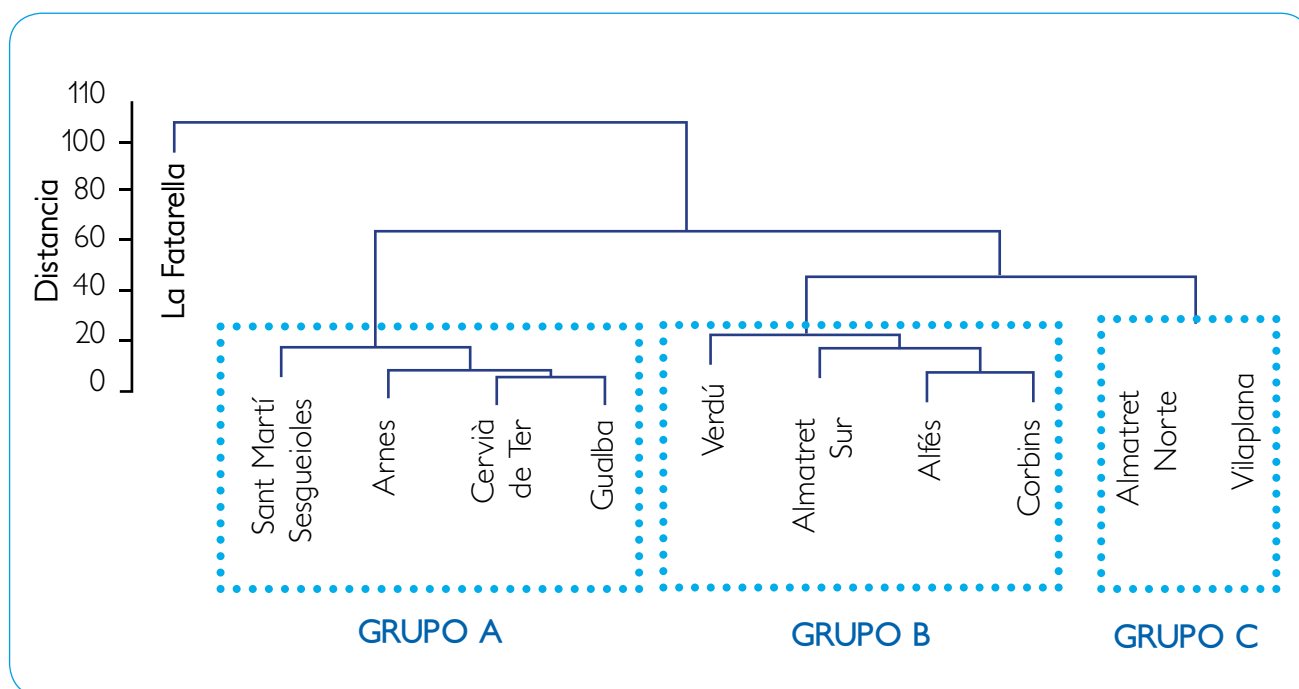


Figura 16.

Resultado análisis de conglomerados. Dendrograma de clasificación de las PTAS basado en sus descriptores medios.

Fuente: Vera et al., 2011.

clasificados en este grupo presentan unidad de pulimento (Tabla 1).

- c) Grupo C, integrado por las PTAS de Almatret Norte y Vilaplana. Este grupo se caracteriza por presentar los valores más altos de NT ( $>40$  mg/L) y PT (4,8 y 5,6 mg/L), comparado con las otras PTAS. No existe una tendencia definida en este agrupamiento para los SST. Las PTAS que integran este grupo no presentan un rasgo técnico común (Tabla 1).

Al realizar un análisis entre la similitud de los grupos obtenidos (Figura 16) y los valores de área unitaria del HFSS (Tabla 1), no se observa una clara relación entre estas dos variables, ratificando lo argumentado previamente. El Grupo A que presenta un comportamiento intermedio de concentración de NT, con un valor de área entre 2,3 a 3,7  $\text{m}^2/\text{Hab.-Eq.}$ , no agrupa los mayores valores de área unitaria (7,4  $\text{m}^2/\text{Hab.-Eq.}$  y 3,9  $\text{m}^2/\text{Hab.-Eq.}$ ), hecho que permite establecer que no existe en este caso una relación directa entre la eliminación de NT y el área unitaria. Wallace & Knight (2006) muestran que para obtener una  $\text{DBO}_5$  efluente de 25 mg/L (límite de la Directiva Comunitaria EU 91/271) el 50% del tiempo, un área de 10  $\text{m}^2/\text{Hab.-Eq.}$  es necesaria, y para obtener reducciones significativas de nitrógeno evaluado como NTK (Nitrógeno Total Kjeldahl), áreas unitarias de 12  $\text{m}^2/\text{Hab.-Eq.}$  serían necesarias. En este mismo sentido, Kadlec & Wallace (2009) empleando análisis de regresión de promedios anuales efluentes a PTAS con HFSS también indican que áreas unitarias de 10  $\text{m}^2/\text{Hab.-Eq.}$  serían las requeridas para obtener un valor de  $\text{DBO}_5$  del efluente de 25 mg/L. Por su parte, Vymazal (2005) había establecido que un valor de 5  $\text{m}^2/\text{Hab.-Eq.}$  era necesario para

la eliminación de  $\text{DBO}_5$  y SST, pero insuficiente para lograr una eliminación completa del NT.

Tomando en cuenta el párrafo anterior, todos los valores de área unitaria extraídos de la literatura y discutidos previamente son superiores a los utilizados en las PTAS de Cataluña (Tabla 1). Marecos & Albuquerque (2010) trabajando también con HFSS bajo condiciones climáticas mediterráneas en Portugal, utilizaron también menores valores de área unitaria (2,5  $\text{m}^2/\text{Hab.-Eq.}$ ). Como puede verse, menores áreas unitarias (3,3  $\text{m}^2/\text{Hab.-Eq.}$ , promedio de los HFSS utilizados en PTAS de Cataluña) en condiciones climáticas mediterráneas presentan un comportamiento depurativo (78 a 96% de eliminación) similar al obtenido por HFSS en regiones con menores temperaturas ambientales anuales especialmente para la  $\text{DBO}_5$ . Por tanto, una conclusión importante de este trabajo es la posibilidad de reducir el área unitaria como regla de diseño pasando de la recomendación actual de 5  $\text{m}^2/\text{Hab.-Eq.}$  a valores de alrededor de 3,5  $\text{m}^2/\text{Hab.-Eq.}$ , cuando sistemas HFSS son utilizados como parte de la secuencia de tratamiento de una PTAS instalada en una zona climática mediterránea para tratar principalmente SST y  $\text{DBO}_5$ . Esta zona climática se presenta en la zona centro-sur de Chile. Sin embargo, durante la etapa de diseño, si se toma la decisión de reducir el área, es importante también evaluar otros dos parámetros como es la carga hidráulica y la carga orgánica superficial, ambas íntimamente ligadas con los valores de área unitaria.

Otros aspectos de los HFSS utilizados en las PTAS de Cataluña como su configuración geométrica y las propiedades del medio de

soporte están presentados en Caselles-Osorio *et al.* (2007) y Puigagut *et al.* (2007) para cinco de la PTAS evaluadas en este capítulo de libro (Alfés, Almatret Norte, Almatret Sur, Corbins y Verdú). Los HFSS de estas PTAS muestran uniformidad en la relación Largo/Ancho (L/A) la que es cercana a 1, una profundidad del agua cercana a 0,5 m, y características del medio de soporte con un tamaño  $D_{60}$  cercano a 9 mm y una porosidad de 40%. Si bien el grupo B (Figura 16) incluye a cuatro de estas cinco PTAS, no se puede ser concluyente acerca de la influencia de estas variables sobre el agrupamiento obtenido por el análisis de conglomerados. También es importante destacar que el grupo B incluye a dos PTAS con problemas de taponamiento (clogging), Alfés y Corbins. Se reitera al lector que el fenómeno de taponamiento tiene varias causas, entre ellas, una mala operación de los sistemas de tratamiento primario encargados de la eliminación de sólidos y grasas. Dado que no se contó con información de cada una de las etapas del proceso de tratamiento en ninguna PTAS, no se puede ser concluyente respecto a si en la PTAS Corbins y Alfés los pretratamientos presentaron un mal funcionamiento y operación, para ser los principales responsables del fenómeno de taponamiento (clogging) presente.

De otro lado, la Figura 17 presenta los registros completos de  $DBO_5$  para todas las PTAS estudiadas. En general, los valores de  $DBO_5$  no influyeron en los agrupamientos previamente obtenidos con el análisis de conglomerados. Esto se explica por el buen funcionamiento de nueve PTAS, las que presentaron concentraciones descriptivas por debajo de lo establecido en la Directiva Comunitaria EU 91/271 que corresponde a 25 mg/L. De forma

complementaria, se puede indicar que el análisis estadístico previo realizado a los datos (no mostrado de forma específica en este capítulo de libro), indicó que en siete PTAS (Alfés, Almatret Sur, Arnes, Cervià de Ter, Corbins, Gualba y Verdú) el 75% del tiempo (percentil 75 de la distribución empírica realizada con los datos históricos), el valor de la  $DBO_5$  estuvo por debajo del límite de 25 mg/L, e incluso, en cuatro PTAS (Cervià de Ter, Corbins, Gualba y Verdú) la  $DBO_5$  fue inferior a este valor el 90% del tiempo. La PTAS de La Fatarella es un caso particular que no se clasifica dentro de ningún grupo. Esto se debe a la superioridad de los valores de concentración medios de los efluentes respecto a las otras PTAS (Figura 11).

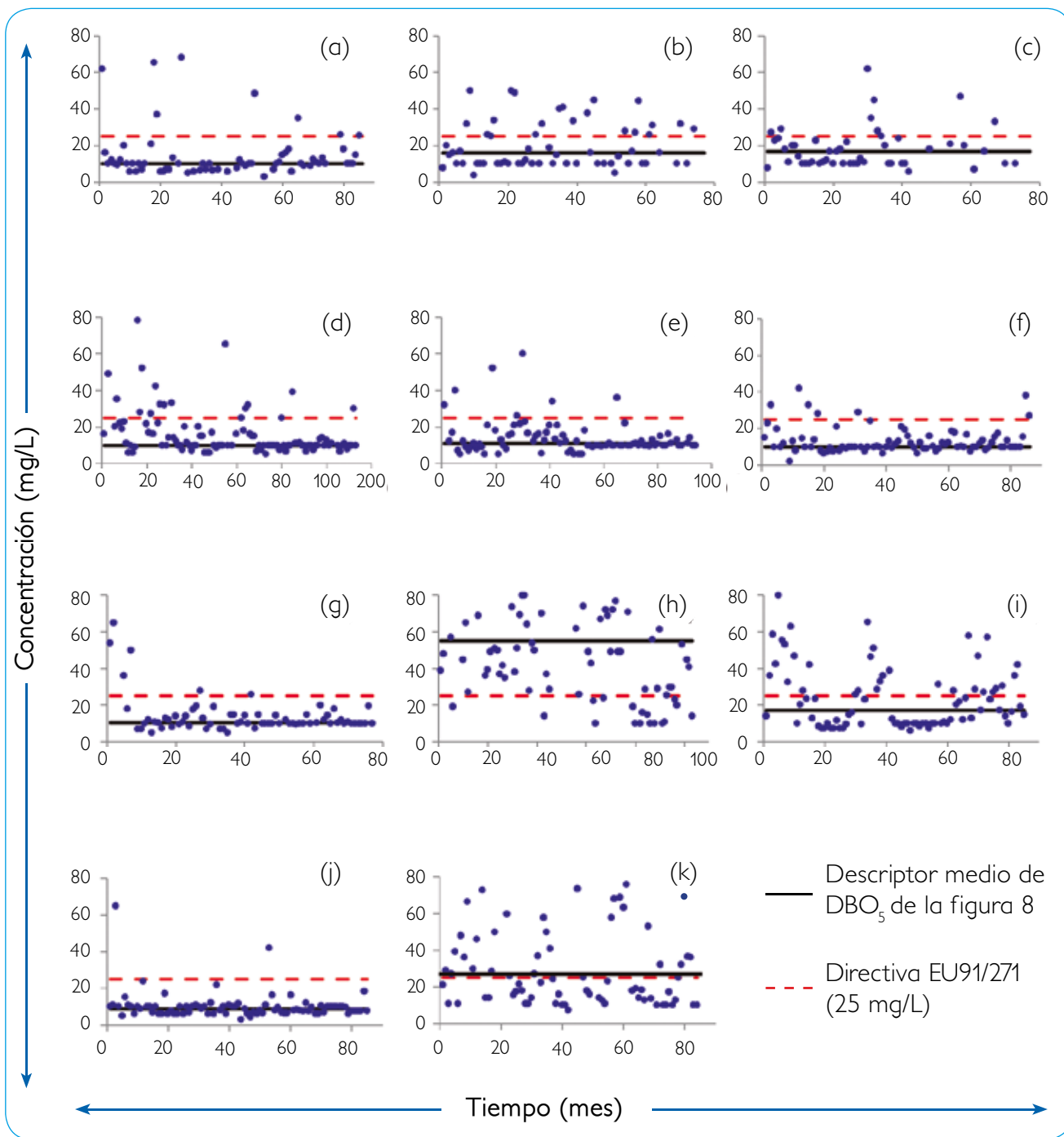


Figura 17.

Comportamiento temporal de la DBO<sub>5</sub> por PTAS: (a) Alfés; (b) Almatret Norte; (c) Almatret Sur; (d) Arnes; (e) Cervià de Ter; (f) Corbins; (g) Gualba; (h) La Fatarella; (i) Sant Martí de Sesgueioles; (j) Verdú; (k) Vilaplana. Conc.: Concentración. Valor mensual (●).

Fuente: Vera *et al.*, 2011.

## Evaluación de la influencia de las unidades de pulimento sobre el comportamiento global

Las seis PTAS incluidas en este apartado se dividieron bajo la siguiente clasificación: a) PTAS sin unidades de pulimento: Cervià de Ter y Sant Martí de Sesgueioles (Grupo 1); b) PTAS con unidades de pulimento basadas en sistemas lagunares: Alfés, Almatret Norte y Almatret Sur (Grupo 2); y c) PTAS con unidades de pulimento

basadas en sistemas lagunares más HFSS: Verdú (Grupo 3). La Figura 18 resume las distribuciones empíricas acumuladas realizadas con los datos históricos para los tres grupos propuestos. La Figura 19 muestra un ejemplo del tipo de laguna utilizada como unidad de pulimento en las PTAS de Cataluña. Al fondo de la Figura 19 puede notarse el HFSS que es utilizado de forma complementaria a la laguna como unidad de pulimento.

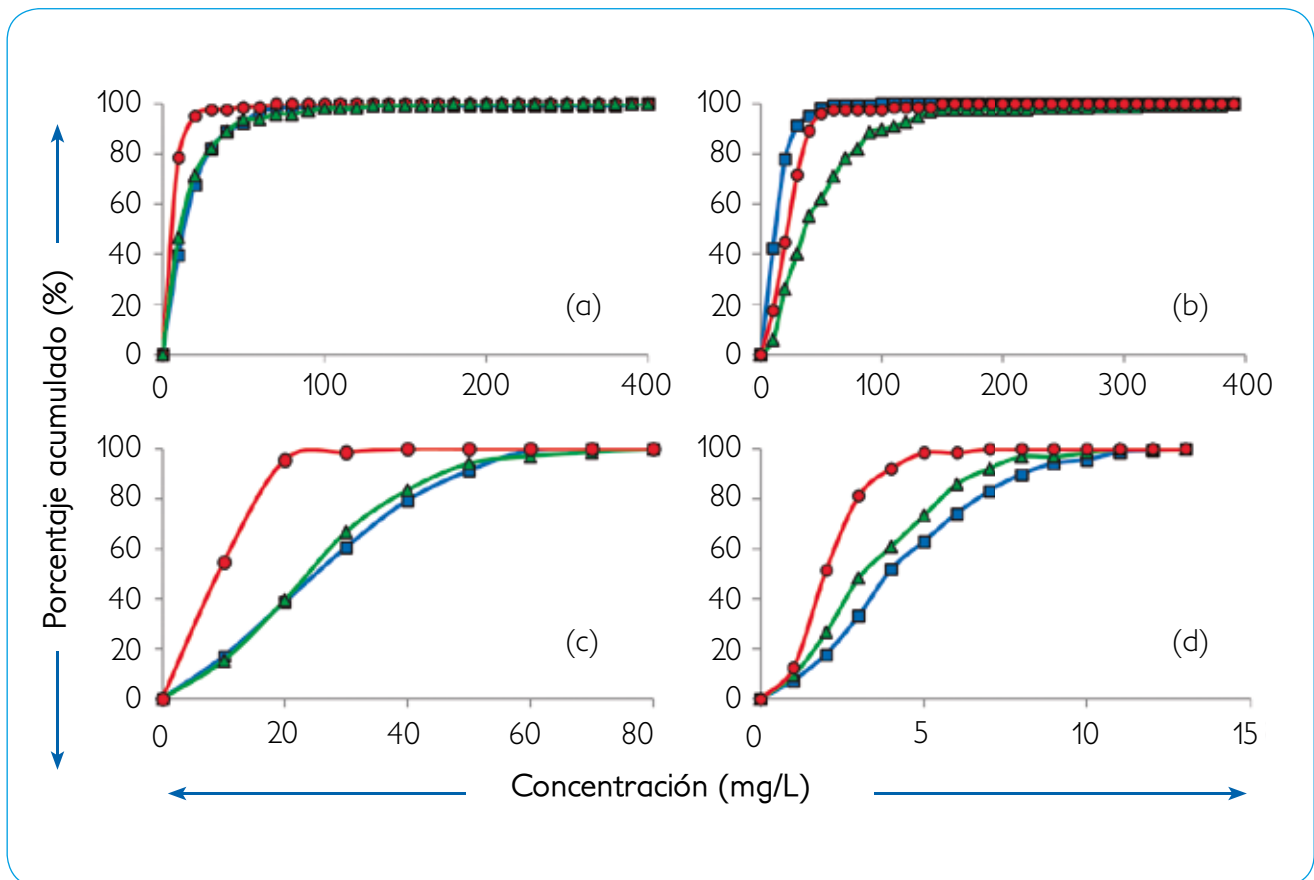


Figura 18.

Distribuciones empíricas acumuladas de probabilidad realizadas a partir de los registros históricos para (a)  $DBO_5$ , (b) SST, (c) NT y (d) PT. Tratamiento Primario: Tanque Séptico. PTAS sin unidades de pulimento (■) (Grupo 1); PTAS con unidades de pulimento basadas en sistemas lagunares (▲) (Grupo 2); PTAS con unidades de pulimento basadas en sistemas lagunares más HFSS (●) (Grupo 3).

Fuente: Vera *et al.*, 2011.



Figura 19.

Vista de laguna más HFSS utilizado como unidad de pulimento posterior al HFSS secundario. Esta imagen corresponde al que se definió como Grupo 3 (PTAS Verdú).

Fuente: Elaboración propia

Se puede observar para el caso de la  $DBO_5$  (Figura 18.a), que las distribuciones empíricas son similares para los Grupos 1 y 2. Este hecho fue comprobado por el análisis estadístico que determinó que no existen diferencias significativas ( $p=0,7688$ ) entre estos grupos. Esto significa que los dos conjuntos históricos de datos pueden considerarse similares. Sin embargo, se determinó que sí existen diferencias del Grupo 1 y 2 respecto al Grupo 3 (Grupo 1 y Grupo 3,  $p<0,001$ ; Grupo 2 y Grupo 3,  $p<0,001$ ).

Para los SST (Figura 18.b), a través del mismo análisis estadístico, se determinó que los tres grupos son completamente diferentes (Grupo 1 y 2,  $p<0,001$ ; Grupo 1 y 3,  $p<0,001$ ; Grupo 2

y 3,  $p<0,001$ ). En el caso del NT (Figura 18.c), los Grupos 1 y 2, también pueden considerarse similares ( $p=0,8177$ ), pero ambos grupos difieren del Grupo 3 (Grupo 1 y Grupo 3,  $p<0,001$ ; Grupo 2 y Grupo 3,  $p<0,001$ ). Para PT, ocurre la misma situación, es decir, la similaridad entre el Grupo 1 y Grupo 2 ( $p=0,1041$ ), y la divergencia con el Grupo 3 (Grupo 1 y Grupo 3,  $p<0,001$ ; Grupo 2 y Grupo 3,  $p<0,001$ ). La Figura 18.a, 18.c y 18.d muestran porcentajes acumulados superiores de datos debido a las unidades de pulimento de lagunas más HFSS (Grupo 3) para la  $DBO_5$ , NT y PT. Esto indica que las PTAS del Grupo 3 presentan mejores comportamientos históricos respecto a los otros dos grupos para los tres parámetros de calidad del agua señalados. Por



el contrario, una disminución de los porcentajes acumulados de datos debido a ambos tipos de unidades de pulimento (Grupo 2 y 3) se presenta con los SST (Figura 18.b).

Si bien, el agregar sistemas lagunares más HFSS como unidades de pulimento en las PTAS mejora significativamente ( $p < 0,05$ ) la concentración final esperada para NT y PT (Figura 18.c y 18.d), el fundamento depurativo del lagunaje no permite considerarlos como tratamientos terciarios específicos para la eliminación de nutrientes. Por tanto, es importante indicar que si en los requerimientos de tratamiento se necesita eliminar nutrientes (Nitrógeno y Fósforo) se deben utilizar procesos específicos para ello.

En forma general, para la  $DBO_5$ , el NT y PT, no se encontró que en la configuración de las PTAS tuviera una influencia positiva significativa ( $p > 0,05$ ) la adición de una laguna como sistema de pulimento, cuando se compara con una PTAS que utiliza sólo HFSS durante el tratamiento secundario. Sin embargo, por el fundamento biológico de tratamiento de los sistemas lagunares, la posible formación de algas podría ser la causa de elevar el contenido de SST en el efluente de la PTAS (Von Sperling, 2007). Dado que no se pudo revisar en detalle las memorias de diseño de todas las PTAS, es posible que el objetivo de utilizar una laguna al final, como una posible laguna de maduración, se asocie a la eliminación de organismos patógenos y amonio (Camargo-Valero & Mara, 2007; Von Sperling, 2007; Von Sperling *et al.*, 2010). En comparación con un HFSS, García *et al.* (2008) indicó que el uso de una laguna de maduración incrementa la eliminación de Coliformes Fecales en más de 1 unidad logarítmica durante el verano. Pese a esto, el incremento en la concentración de SST en el efluente causada por la adición de esta laguna

final muestra que se necesita de un filtro posterior como un HFSS para mantener las concentraciones efluentes de SST. Estas unidades de pulimento conformadas por un sistema lagunar y un HFSS final contribuirían a mejorar de forma significativa ( $p < 0,05$ ) las concentraciones efluentes de  $DBO_5$ , NT y PT, neutralizando así el efecto sobre los SST por utilizar sólo lagunas. Tanner *et al.* (2005) ya había recomendado el uso de un filtro posterior a sistemas lagunares. Finalmente, Kadlec (2005) afirmó que la integración óptima de estas dos tecnologías naturales (Humedales Construidos y Lagunas) mejoraría la eficiencia de eliminación de  $DBO_5$ , SST y organismos patógenos en las PTAS.

## REFLEXIONES FINALES

La experiencia de Cataluña empleando Humedales Construidos de flujo horizontal subsuperficial (HFSS) en PTAS de pequeñas comunidades ( $< 2000$  Hab.-Eq.), para los 8 años promedio de funcionamiento analizados, muestra una eliminación promedio superior al 78% para  $DBO_5$  y SST. En el caso de los nutrientes, la eliminación de NT y PT sólo alcanza un valor promedio del 40 al 60%. Todos los resultados obtenidos respecto a las eficiencias de eliminación son consistentes a evaluaciones realizadas sobre sistemas de humedales construidos de flujo horizontal subsuperficial a gran escala.

Por su parte, la evaluación de los ajustes a distribuciones de probabilidad acumulada teóricas muestra que la  $DBO_5$  en siete de las PTAS evaluadas presenta un comportamiento que no puede ser descrito por una de las cinco distribuciones probabilísticas teóricas evaluadas. A su vez, los SST tienen tendencia en nueve PTAS a la distribución probabilística teórica Log-normal, mientras que los nutrientes (NT y PT) se ajustan a cualquiera de las distribuciones de

probabilidad evaluadas. Estas características son importantes ya que permite concluir que los efluentes de PTAS basadas en HFSS presentan un comportamiento diferente a los efluentes de PTAS basadas en tecnologías convencionales como los lodos activados.

Respecto al análisis de conglomerados, en los agrupamientos realizados, diez de las once PTAS se clasificaron en tres grupos principales definidos por el comportamiento de NT, PT y SST, presentando características técnicas comunes por cada grupo determinado. Pese a esto, no se observa una relación entre los agrupamientos y el valor de área unitaria del HFSS.

Respecto al área unitaria, el valor promedio calculado para los HFSS utilizados en las PTAS evaluadas presenta un valor de  $3,3 \text{ m}^2/\text{Hab.-Eq.}$ . Este valor es inferior a recomendaciones de  $5 \text{ m}^2/\text{Hab.-Eq.}$ , que actualmente se emplean para el diseño de humedales construidos de flujo horizontal subsuperficial. Por esta razón, podría inferirse que valores de  $3,5 \text{ m}^2/\text{Hab.-Eq.}$  podrían ser aplicables a HFSS incluidos en una PTAS localizada en zona climática mediterránea. Pese a esto, es importante tener en cuenta que, si no se diseña y opera de forma correcta el pretratamiento para la eliminación de sólidos y grasas, es factible que esta reducción de área incremente la posibilidad de presentarse el fenómeno de taponamiento (clogging). Incluso, aún no realizando la reducción de área, un diseño incorrecto y una mala operación del pretratamiento puede conducir a la aparición del fenómeno de taponamiento (clogging). También se recomienda al momento de diseñar verificar las condiciones de carga hidráulica y carga orgánica superficial.

Finalmente, las configuraciones analizadas en este capítulo de libro mostraron que para eliminar  $\text{DBO}_5$  y SST, el uso de un sistema de tratamiento primario de tanque séptico o tanque Imhoff como pretratamiento junto con un sistema HFSS sería suficiente para lograr eficiencias superiores a 78 % para ambos parámetros. Sin embargo, si se requiere aumentar la eliminación de NT y PT, el empleo de una unidad de pulimento de sistema lagunar que deba incluir un sistema de filtro final como un HFSS mejora significativamente ( $p < 0,05$ ) la eficiencia global de la PTAS, sin comprometer las eficiencias de eliminación para la  $\text{DBO}_5$  y los SST. En el caso de emplear únicamente un sistema lagunar como unidad de pulimento, se afectará la concentración efluente de SST, y no se presentará un aporte significativo ( $p < 0,05$ ) para reducir la concentración de  $\text{DBO}_5$ , NT y PT en el efluente de la PTAS.

REFERENCIAS

**HUMedales**  
CONSTRUIDOS

## REFERENCIAS

### CAPÍTULO 5



## REFERENCIAS

ACA, 2017. Agencia Catalana del Agua. Revisado en: Abril, 2017. Disponible en:

<http://aca-web.gencat.cat>.

Álvarez, J., Ruíz, I. & Soto, M. 2008. Anaerobic digester as a pretreatment for constructed wetlands. *Ecological Engineering* 33: 54-67.

Brix, H. & Arias, C. 2005. The use of vertical flow constructed wetlands for on-site treatment of domestic wastewater: New Danish guidelines. *Ecological Engineering* 25: 491-500.

Brix, H., Schierup, H. & Arias, C. 2007. Twenty years experience with constructed wetland system in Denmark – what did we learn?. *Water Science and Technology* 56: 63-68.

Caselles-Osorio, A., Puigagut, J., Segú, E., Vaello, N., Granés, F., García, D. & García, J. 2007. Solids accumulation in six full-scale subsurface flow constructed wetlands. *Water Research* 41: 1388-1398.

Camargo-Valero, M. & Mara, D. 2007. Nitrogen removal via ammonia volatilization in maturation ponds. *Water Science and Technology* 55: 87-92.

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.

García, M., Soto, F., González, J. & Bécares, E. 2008. A comparison of bacterial removal efficiencies in constructed wetlands and algae-based systems. *Ecological Engineering* 32: 238-243.

García, J. & Collado, N. 2017. Análisis económico de sistemas de depuración en núcleos rurales. Comunicación personal.

Ihaka, R. & Gentleman, R. 1996. R: a language for data analysis and graphics. *Journal of Computational and Graphical Statistics* 5: 299-314.

Kadlec, R. 2005. Wetland to pond treatment gradients. *Water Science and Technology* 51: 291-298.

Kadlec, R. & Wallace, S. 2009. Treatment Wetlands. Second edition. Ediciones CRC. 1016 pp.

Marecos do Monte, H. & Albuquerque, A. 2010. Analysis of constructed wetland performance for irrigation reuse. *Water Science and Technology* 61: 1699-1705.

Molle, P., Liénard, A., Boutin, C., Merlin, G. & Iwema, A. 2005. How to treat raw sewage with constructed wetlands: an overview of the French systems. *Water Science and Technology* 51: 11-21.

- Niku, S., Schroeder, E. & Samaniego, F. 1979. Performance of activated sludge process and reliability-based design. *Journal Water Pollution Control Federation* 51: 2841-2857.
- Niku, S. & Schroeder, E. 1981. Stability of activated sludge process based on statistical measures. *Journal Water Pollution Control Federation* 53: 457-470.
- Niku, S., Schroeder, E. & Haugh, R. 1982. Reliability and stability of trickling filter process. *Journal Water Pollution Control Federation* 54: 129-134.
- Nivala, J., Knowles, P., Dotro, G., García, J. & Wallace, S. 2012. Clogging in subsurface-flow treatment wetlands: measurement, modeling and management. *Water Research* 46: 1625-1640.
- Oliveira, S. & Von Sperling, M. 2007. Reliability analysis of stabilisation pond systems. *Water Science and Technology* 55: 127-134.
- Oliveira, S. & Von Sperling, M. 2008. Reliability analysis of wastewater treatment plants. *Water Research* 42: 1182-1194.
- Paing, J. & Voisin J. 2005. Vertical flow constructed wetlands for municipal wastewater and septage treatment in French rural area. *Water Science and Technology* 51: 145-155.
- Pedescoll, A., Corzo, A., Álvarez, E., García, J. & Puigagut, J. 2011. The effect of primary treatment and flow regime on clogging development in horizontal subsurface flow constructed wetlands: An experimental evaluation. *Water Research* 45: 3579-3589.
- Puigagut, J., Villaseñor, J., Salas, J., Bécades, E. & García, J. 2007. Subsurface-flow constructed wetlands in Spain for the sanitation of small communities: A comparative study. *Ecological Engineering* 30: 312-319.
- Rousseau D., Vanrolleghem, P. & De Pauw, N. 2004. Constructed wetlands in Flanders: a performance analysis. *Ecological Engineering* 23: 151-163.
- Robusté, J. 2004. Humedales construidos en explotación, experiencia en Catalunya. En: Nuevos criterios para el diseño y operación de humedales construidos. Editores: García, J., Morató, J. & Bayona J. Ediciones CPET. 100 pp.
- Tanner, C., Craggs, R., Sukias, J. & Park J. 2005. Comparison of maturation ponds and constructed wetlands as the final stage of an advanced pond system. *Water Science and Technology* 51: 307-314.
- Velayos, G., Turon, C., Comas, J. & Poch, M. 2006. Experience with constructed wetlands in Catalonia-State of the art. In: 10<sup>th</sup> International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, Lisbon, Portugal. 1/37- 1/45 pp.

Vera, I., García, J., Sáez, K., Moragas, L. & Vidal, G. 2011. Performance evaluation of eight years experience of constructed wetland systems in Catalonia as alternative treatment for small communities. *Ecological Engineering* 37: 364-371.

Von Sperling, M., 2007. Waste stabilization ponds. Vol. 3. Biological Wastewater Treatment Series. Ediciones IWA Publishing. 162 pp.

Von Sperling, M., Dornelas, F., Assunção, F., de Paoli, A. & Mabub, M. 2010. Comparison between polishing (maturation) ponds and subsurface flow constructed wetlands (planted and unplanted) for the post-treatment of the effluent from UASB reactors. *Water Science and Technology* 61: 1201-1209.

Vymazal, J., 2002. The use of sub-surface constructed wetlands for wastewater treatment in the Czech Republic: 10 years experience. *Ecological Engineering* 18: 633-646.

Vymazal, J. 2005. Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment. *Ecological Engineering* 25: 478-490.

Vymazal, J., Greenway, M., Tonderski, K., Brix, H. & Mander, Ü. 2006. Constructed wetlands for wastewater treatment. En: Wetland and natural resource management. Editores: Verhoen, J., Beltman, B., Bobbink, R., Whigham, D. Ediciones SpringerLink, Berlin. 354 pp.

Vymazal, J. 2007. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *Science of the Total Environment* 380: 48-65.

Vymazal, J. 2009. The use constructed wetlands with horizontal sub-surface flow for various types of wastewater. *Ecological Engineering* 35: 1-17.

Vymazal, J., 2011. Constructed Wetlands for Wastewater Treatment: Five Decades of Experience. *Environmental Science & Technology* 45: 61-69.

Wallace, S. & Knight, R. 2006. Small-Scale Constructed Wetland Treatment Systems Feasibility, Design Criteria and O&M Requirements. Wastewater Treatment and Reuse. Final Report. Water Environment Research Foundation (WERF). Ediciones IWA Publishing. 350 pp.

## **ANEXO A**

PROYECTOS EJECUTADOS POR EL GRUPO DE INGENIERÍA Y BIOTECNOLOGÍA AMBIENTAL (GIBA-UDEC) EN EL ÁREA DE LAS AGUAS SERVIDAS



## ANEXO A

### PROYECTOS EJECUTADOS POR EL GRUPO DE INGENIERÍA Y BIOTECNOLOGÍA AMBIENTAL (GIBA-UDEC) EN EL ÁREA DE LAS AGUAS SERVIDAS

Sujey Hormazábal y Gladys Vidal

Grupo de Ingeniería y Biotecnología Ambiental, Facultad de Ciencias Ambientales y Centro EULA-Chile, Universidad de Concepción, Concepción - Chile.

A continuación se entrega un listado de diferentes proyectos relacionados con la temática de humedales construidos que han sido ejecutados por GIBA-UDEC a partir del año 2005. Estos proyectos corresponden a proyectos de investigación que constituyen un marco referencial para la actividad del grupo. Conectados con éstos, se encuentran proyectos específicos de formación de estudiantes de postdoctorado, doctorado y pregrado concedidos por distintas entidades públicas y privadas.



## PROYECTO 1 PROGRAMA ALFA

Proyecto Internacional Europa-Latinoamérica, Programa Alfa II-0543-FI-FA-FCD, RED TECSPAR, Programa de Cooperación Académica entre la Unión Europea y América Latina: “Tecnologías sostenibles para la potabilización y tratamiento de aguas residuales” (2005-2010).

**Universidades Participantes:** Universidades de: degli Studi di Padova (Italia) Dublin Institute of Technology (Irlanda), APPLUS – Certification Technological Center (España). Antioquia (Colombia), Autónoma de San Luis De Potosí (México,) Politècnica de Catalunya (España) y Universidad de Concepción.

**Investigación Responsable de Chile:** Dra. Gladys Vidal, Universidad de Concepción.

### RESUMEN

La gestión adecuada de los recursos hídricos a nivel global es uno de los principales retos de la humanidad. Actualmente hay más de 1500 millones de personas que no tienen acceso al agua con garantías suficientes de calidad. Esto es debido principalmente al vertido incontrolado de aguas residuales a las fuentes de abastecimiento y a la falta de sistemas fiables de tratamiento de las aguas distribuidas. Queda claro, por tanto, que la potabilización y la depuración de aguas deben formar parte de un binomio inseparable, si el objetivo final es la promoción de la Salud Pública y la preservación del medio ambiente. Los sistemas convencionales de potabilización y depuración requieren de numerosos equipos y sistemas electromecánicos que producen costes de explotación y mantenimiento elevados. En consecuencia, la implantación de estos sistemas plantea grandes dificultades en países con problemas económicos, por lo que las tecnologías

sostenibles de bajo coste se convierten en una alternativa viable.

El objetivo principal de la red fue la transferencia de conocimientos y experiencias desde Europa a América Latina, para potenciar la implantación de tecnologías sostenibles de potabilización y depuración que incidan de forma positiva a la calidad de los recursos de hídricos y, a la vez, favorezcan la disminución del uso de aditivos químicos, la reducción en la generación de subproductos y otros residuos, la minimización del consumo de agua y/o de energía y la valoración de los recursos depurados para la agricultura o de usos no convencionales.



## PROYECTO 2 INNOVA BIO BIO

Proyecto de apoyo a la realización de Tesis de Educación Superior de Pre Grado y Post INNOVA BIO BIO N° 10 CH S2 680 F11 "Alternativas de tratamiento de aguas servidas para núcleos humanos de baja densidad poblacional mediante sistemas híbridos de humedales artificiales" (2011-2012).

**Investigador Responsable:** Francisca Araya.

**Profesor Patrocinante:** Dra. Gladys Vidal.

### RESUMEN

Una opción para el tratamiento de las aguas servidas generadas en núcleos poblacionales pequeños son los humedales artificiales, que pueden clasificarse en 3 tipos: Flujo Horizontal Superficial (HFS); Flujo Horizontal subsuperficial (HFSS); Flujo vertical subsuperficial (VFSS).

Con humedales artificiales, con medios tradicionales como la grava, se alcanzan eliminaciones de materia orgánica superiores al 75%, y para los nutrientes la combinación de humedales de tipo VFSS y HFSS (sistemas híbridos) ha alcanzado eliminaciones de amonio ( $\text{NH}_4^+$ ) de hasta 80%. Respecto al fósforo, su eliminación se favorece al utilizar medios especiales con capacidad de captar nutrientes mediante procesos de adsorción (como la zeolita), que luego pueden liberarse por desorción, dando la aplicabilidad de ser reutilizado como fertilizante.

El objetivo de este trabajo es evaluar el uso de zeolita y grava como medio de soporte en sistemas híbridos de humedales artificiales, para eliminar materia orgánica y nutrientes de las aguas servidas. Para esto, se construyó un sistema híbrido de humedales artificiales (VFSS + HFSS) a escala laboratorio. La operación se dividió en 4 etapas, según la estrategia de aireación de los

humedales VFSS: Etapa I-aireación 24 h/d, Etapa II-aireación 1 h/d, Etapa III-aireación 4 h/d, y, Etapa IV-sin aireación.

Los resultados encontrados presentaron porcentajes de eliminaciones para materia orgánica del 75% para las cuatro etapas. Para los nutrientes, la eliminación de fosfato ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) alcanzó un 45% y 76 % para grava y zeolita, y de 88% y 99% para  $\text{NH}_4^+$ , respectivamente. De la eliminación de nutrientes más de un 30% correspondió a la captación de las plantas, y en el caso de la zeolita hasta 27% correspondió al efecto de la adsorción. Finalmente, la zeolita como medio de soporte aumentó significativamente ( $p < 0,05$ ) en más de un 20% la eliminación de materia orgánica y nutrientes, respecto del medio de grava.



## PROYECTO 3 MAPFRE

Proyecto FUNDACIÓN MAPFRE (España), en el marco del Programa Ayudas a la Investigación 2011–Medio Ambiente. Fundación MAPFRE, Número de Registro MA/11/AYU/026 “Control de la contaminación de aguas servidas en áreas rurales de alta sensibilidad sísmica, a través de humedales construidos: Incidencia en la eliminación del potencial biológico evaluado como disrupción endocrina (CON2ASER)” (2012).

**Investigador Responsable:** Dra. Gladys Vidal.  
Co-Investigadores: Dra. Daniela López, Dr. Leonardo Vera, Dra. Soledad Chamorro y Dra. Carolina Baeza.

## RESUMEN

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 este proyecto fue evaluar el comportamiento de operación de humedales artificiales de tipo subsuperficial (FSS) utilizando *Scirpus sp.* y *Phragmites sp.* para tratar aguas servidas provenientes de núcleos poblacionales rurales.

Para la realización de este proyecto se implementó una estación experimental, constituida por cuatro unidades paralelas de HFSS. 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 la latitud sur, y 72°56'47.23" de longitud oeste).

Los resultados indicaron que los HFSS evaluados presentaron eliminaciones de entre el 50 y el 98% para materia orgánica y sólidos con mayores eficiencias a lo largo del año, debido probablemente a la aclimatación de la biomasa bacteriana; mientras que los nutrientes fueron eliminados en menores porcentajes de hasta el 40% en el caso de  $N-NH_4^+$  y hasta el 60% en el caso del fósforo. 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. Los efluentes tratados mediante HFSS 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 confirmó 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.



## PROYECTO 4 INNOVA BIO BIO

Proyecto INNOVA BIOBIO 13.3327-IN.IIP  
“Recuperación de agua mediante jardines depuradores a partir de aguas servidas rurales: Aplicaciones innovadoras con impacto para la comunidad rural” en el marco de su línea de innovación de interés público.

**Investigador Responsable:** Dra. Gladys Vidal  
Co-Investigadores: Sujey Hormazábal, Dr. Jorge Jara, Dra. Carolina Baeza, Dra. Patricia González, Dra. Soledad Chamorro, Dra. Katherine Sossa, Dra. Carolina Reyes.

### RESUMEN

El sector rural de Chile presenta necesidades de tratamiento de las aguas. Las tecnologías de tratamiento deben dar respuestas muy distintas a las ya instaladas en ciudades debido a la baja densidad de la población rural, baja tecnificación, necesidades energéticas y consideraciones en la operación.

Dentro de las alternativas tecnológicas que han sido implementadas como sistemas no convencionales o tecnología verde se encuentra el uso de jardines depuradores o humedales construidos. Esta tecnología pasiva de tratamiento para las aguas servidas rurales utiliza la capacidad depurativa de plantas macrófitas, tales como *Phragmites sp.* y *Schoenoplectus sp.*, para ser empleadas en estos sistemas. Una vez que el agua ha sido tratada a través de estos jardines depuradores, es posible evaluar la potencialidad de reusar el agua en la agricultura.

Esta propuesta tiene dos ejes principales: a) La utilización de diferentes tipos de plantas macrófitas y ornamentales con la finalidad de poder utilizar los nutrientes de las aguas servidas en la producción de flores y fibra que puedan proyectar un negocio e impacto

social, contribuyendo al beneficio social de la comunidad rural y resolviendo un problema con la contaminación rural, y b) La reutilización de las aguas tratadas de las comunidades rurales para beneficio de la agricultura rural. Por lo descrito anteriormente, este Proyecto tiene como objetivo central el “Desarrollar e implementar jardines depuradores para la recuperación de agua a partir de aguas servidas rurales y generar fibra de uso comercial”. Los objetivos específicos asociados a la ejecución de este proyecto son: 1) Diseñar y operar jardines depuradores de agua servidas rurales para la recuperación de agua; 2) Caracterizar y evaluar diferentes tipos de macrófitas respecto a su capacidad para depurar agua y producción de fibra de uso comercial; 3) Identificar y evaluar usos del agua tratada en la agricultura rural, considerando calidad del agua y tipo de riego; y 4) Realizar actividades de difusión y masificación de la operación y monitoreo de jardines depuradores, a la comunidad interesada.

FONDO DE INNOVACIÓN TECNOLÓGICA DE LA REGIÓN DEL BÍO-BÍO  
CORFO INNOVA BIO BIO



## PROYECTO 5 COMITÉ DE DESARROLLO PRODUCTIVO REGIONAL

Proyecto de apoyo a la realización de tesis o trabajo profesional de educación superior de pregrado, Comité de Desarrollo Productivo Regional, Código 2016-67529 “Análisis comparativo de la percepción de la población adulta de las comunidades rurales de Hualqui y San Pedro de Atacama respecto al reúso de aguas servidas tratadas” (2017).

**Investigador Responsable:** Daniela Segura.

**Profesor Patrocinante:** Dra. Gladys Vidal

### RESUMEN

Los recursos hídricos están sufriendo escasez, consecuencia del crecimiento demográfico, del desarrollo económico y del cambio climático. Chile presenta una geografía variada desde áreas desérticas en el norte, hasta áreas húmedas en el sur. Sin embargo, estos últimos años se ha enfrentado a serios escenarios de sequías en todo el territorio.

La metodología de este trabajo consistió en emplear una encuesta en las comunidades de San Pedro de Atacama (Región desértica) y Hualqui (Región húmeda) para identificar la percepción frente al reúso de aguas servidas tratadas. Esta se aplicó de manera directa a hombres y mujeres, desde los 18 hasta los 90 años en las regiones en estudio.

El objetivo de este estudio consistió en comparar la percepción pública de las comunidades habitantes de una región desértica y una región húmeda, respecto al reúso de aguas servidas tratadas para hacer frente a escenarios de escasez hídrica. Los resultados arrojaron que la población de San Pedro de Atacama está consciente del estado de sus recursos hídricos, declarando un 86% que

existe escasez durante alguna época del año. Por el contrario, en Hualqui un 55% expresó que sufrían por la falta de agua. Respecto al conocimiento sobre el reúso de aguas servidas tratadas, en San Pedro de Atacama un 47% dijo entender el concepto, al contrario de Hualqui, donde la misma alternativa obtuvo un 27%. Finalmente, en relación a la aceptación frente al reúso, los usos no potables tuvieron una mejor acogida que los usos potables, ya que según los encuestados no había riesgo de enfermedades hacia las poblaciones.



## PROYECTO 6 FONDECYT POSTDOCTORADO

Proyecto del Fondo de Ciencia y Tecnología, Fondecyt 3120216 para estudiantes de Postdoctorado 2012 "Evaluación de la eliminación del potencial biológico presente en aguas residuales urbanas y efluentes de celulosa Kraft a través de sistemas biológicos convencionales y no convencionales detectado con *Saccharomyces cerevisiae* Recombinante y *Daphnia magna*" (2012-2015).

**Investigador Responsable:** Dra. Soledad Chamorro.

**Profesor Patrocinante:** Dra. Gladys Vidal.

### RESUMEN

Investigaciones recientes han demostrado que la acción de microcontaminantes específicos, con actividad que imitan la acción de hormonas endógenas, pueden ser encontrados en efluentes de la industria de celulosa kraft y aguas residuales urbanas, y generan efectos de disrupción endocrina. Sistemas de tratamientos establecidos para la depuración de aguas residuales urbanas, como para las industrias de celulosa kraft, están basados principalmente en sistemas biológicos convencionales denominados lodos activados. Este sistema presenta una alta eficiencia en la remoción de materia orgánica (> 60%); sin embargo, no remueve compuestos específicos tales como 17- $\beta$ - estradiol, 17- $\alpha$ -etinilestradiol, dietilstilbestrol y fitosteroles, isoflavonas, estilbenos y compuestos aromáticos cíclicos, presentes en aguas residuales urbanas y efluentes de celulosa kraft, respectivamente.

Los sistemas no convencionales como humedales construidos son una alternativa costo-efectiva a los sistemas convencionales de tratamiento del tipo lodos activados. Específicamente,

humedales basados en sistema de flujo horizontal subsuperficial (HFSS) y sistemas de flujo vertical (VFSS) presentan eliminaciones de materia orgánica cercana al 70%. Además, se ha observado una remoción sobre el 90% de potenciales compuestos activos como lo son los de origen farmacéuticos, de cuidado personal y herbicidas.

Basado en la necesidad de conocer el comportamiento de los sistemas convencionales en la depuración de aguas residuales urbanas y de celulosa kraft, así como de evaluar el potencial biológico presente en estos, nace este proyecto que tiene como objetivo evaluar la eliminación del potencial biológico presente en aguas residuales urbanas y efluentes de celulosa kraft, a través de sistemas biológicos convencionales y no convencionales detectado con *Saccharomyces cerevisiae* recombinante y *Daphnia magna*.



## PROYECTO 7 FONDECYT POSTDOCTORADO

Proyecto del Fondo de Ciencia y Tecnología, Fondecyt 3140162 para estudiantes de Postdoctorado 2013 “Evaluación de la eliminación de microcontaminantes orgánicos, nutrientes y materia orgánica contenidos en agua residual doméstica tratada por los humedales construidos” (2013-2016).

**Investigador responsable:** Dra. Carolina Reyes.

**Profesor Patrocinante:** Dra. Gladys Vidal.

## RESUMEN

La calidad del agua es un recurso escaso y esencial para el desarrollo humano. Debido a esto, el tratamiento de aguas residuales y la reutilización y recuperación del agua son muy importantes con el fin de asegurar una gestión sostenible del recurso. La presencia de Contaminantes Orgánicos Emergentes (COE) en el medio ambiente plantea muchas preguntas acerca de su peligro para los seres humanos y sobre las consecuencias que estas sustancias pueden provocar en los ecosistemas de agua y suelo. Varios estudios han reportado que las plantas de tratamiento de aguas residuales no son capaces de eliminar los COEs. Debido al potencial riesgo ambiental, las nuevas tecnologías de tratamiento se deben desarrollar para minimizar la concentración de los COE en el medio ambiente.

Los humedales construidos son sistemas alternativos al tratamiento convencional de aguas residuales para pequeñas comunidades, esto se debe principalmente a que los costos de operación y mantenimiento se reducen. A pesar de las ventajas, la obstrucción del lecho es el problema más importante durante la operación debido a los sólidos y grasas contenidas en el influente. Varios estudios han descrito la capacidad

de humedales construidos para la eliminación de materia orgánica y nutrientes; sin embargo, recientemente se han empezado a aplicar en la eliminación de microcontaminantes orgánicos. El objetivo principal de este proyecto es evaluar la capacidad de los humedales construidos en la eliminación de microcontaminantes orgánicos, materia orgánica y los nutrientes de las aguas residuales urbanas.



## PROYECTO 8 FONDECYT POSTDOCTORADO

Proyecto del Fondo de Ciencia y Tecnología, Fondecyt 3170295 para estudiantes de Postdoctorado 2017 “Evaluación de las emisiones de metano y óxido nitroso en humedales subsuperficiales híbridos para la depuración de aguas servidas en zonas rurales” (2017-2019).

**Investigador responsable:** Dra. Daniela López.

**Profesor Patrocinante:** Dr. José Luis Campos, Universidad Adolfo Ibañez

### RESUMEN

Los Humedales Construidos (HC) son sistemas pasivos de depuración que se ha comprobado que son eficaces en el tratamiento de aguas servidas.

Los humedales construidos con flujo subsuperficial (FSS) se clasifican dependiendo de la dirección del flujo, y estos pueden ser vertical (VFSS) u horizontal (HFSS). Específicamente, se ha evidenciado que los FSS son efectivos en la eliminación de Materia Orgánica (MO) (75–95%) y sólidos suspendidos ( $\geq 90\%$ ). Sin embargo, a la hora de evaluar la eliminación de Nitrógeno Total (NT), esta ha sido menos efectiva (30%). Lo anterior, se debe a que para lograr la eliminación del NT en los FSS se requieren tanto condiciones aeróbicas para poder generar procesos de nitrificación, como anaeróbicas para poder desnitrificar. En FSS no se logran ambas condiciones debido a la forma en que se operan estos sistemas. Por lo tanto, para optimizar la transformación y eliminación de NT en los FSS se debe generar tanto el proceso de nitrificación como el de desnitrificación, utilizando HC que proporcionen ambas condiciones. Para lo anterior, durante los últimos años se dirigió un interés creciente hacia sistemas que generen

ambas condiciones. Para lograr aquello, se diseñaron sistemas de humedales construidos Híbridos (HB) que combinan las ventajas de los humedales de flujo subsuperficial vertical (VFSS) y horizontal (HFSS), con el fin de generar condiciones para nitrificar y desnitrificar y, por ende, mejorar las tasas de eliminación de nitrógeno.

Respecto a lo anterior, el objetivo de este proyecto es optimizar la altura de lámina de agua de un humedal construido de flujo subsuperficial híbrido para mejorar las eficiencias de eliminación de materia orgánica y nitrógeno y, a su vez, minimizar las emisiones de metano y óxido nitroso.





## PROYECTO 9 CONICYT DOCTORADO

Proyecto de Doctorado Beca Programa CONICYT, AT-24100052 “Análisis de funcionamiento y patrones asociativos de sistemas de tratamiento convencionales y naturales de aguas servidas para la eliminación de materia orgánica y nutrientes” (2009-2012).

**Estudiante de Doctorado en Ciencias Ambientales:** Leonardo Vera, Universidad Javeriana, Colombia.

**Profesor Guía:** Dra. Gladys Vidal.

### RESUMEN

El desarrollo de actividades humanas ha generado una fuerte presión sobre los sistemas acuáticos continentales por demanda de agua y disposición de aguas servidas. Las aguas servidas se originan por la mezcla de los residuos líquidos producidos por las diferentes actividades humanas de un asentamiento, los que son recolectados y transportados por un sistema de alcantarillado. En este sentido, la descarga de aguas servidas sin tratamiento presenta efectos en el funcionamiento de los sistemas acuáticos continentales, causando oscilaciones de oxígeno disuelto, eutrofización, toxicidad y enfermedades en los seres humanos. Para mitigar el efecto ambiental por descarga de aguas servidas en sistemas acuáticos continentales, el tratamiento se constituye de tres partes: recolección, tratamiento y restitución. Esta tesis se focalizó en la evaluación de sistemas de tratamiento de tipo convencional y natural. El objetivo de la tesis fue evaluar el funcionamiento y la relación entre sistemas de tratamiento convencionales y naturales, para la eliminación de materia orgánica y nutrientes, a través de patrones asociativos, empleando herramientas estadísticas, conceptuales y operacionales.



## PROYECTO 10 CONICYT DOCTORADO

Proyecto de Doctorado Beca Programa CONICYT, AT-21110449 “Evaluación estacional de humedales construidos de flujo horizontal subsuperficial para la depuración de aguas servidas en zonas rurales: implicancias en la generación de metano” (2011 – 2016).

**Estudiante de Doctorado en Ciencias Ambientales:** Daniela López.

**Profesor Guía:** Dra. Gladys Vidal.

### RESUMEN

La cobertura del alcantarillado y tratamiento de las aguas servidas en el sector rural en Chile es del 18% y en sistemas de tratamiento es del 8%. Las políticas gubernamentales del país están recién en construcción para poder potenciar estos temas. Las principales tecnologías de tratamiento para aguas servidas en sectores urbanos corresponden a sistemas convencionales tales como lodos activados (61%), lagunas aireadas (23%), sistemas de medio fijo (4,2%) y lombrifiltros (3,9%), entre otros (7,9%). Sin embargo, al momento de implementarlas en sectores rurales, no han sido óptimas debido a las necesidades técnicas de operación, elevados costos de implementación y falta de personal técnico capacitado para mantención, entre otros.

Debido a los problemas antes mencionados, es que en los últimos años ha surgido en sectores rurales la necesidad de buscar, evaluar e implementar tecnologías alternativas para la depuración de aguas servidas que cuenten con características de eficiencia, autonomía y sean económicamente viables. Entre las soluciones más atractivas se encuentran los Humedales Construidos (HC), que son sistemas pasivos de depuración, los que se ha comprobado que son

eficaces en el tratamiento de aguas servidas. El proceso de descontaminación de las aguas servidas se realiza simultáneamente por acción física, química y biológica, donde interaccionan la vegetación, suelo y ensamblajes microbianos. A su vez, se ha demostrado que los HC son efectivos en la eliminación de materia orgánica (75–95% Demanda Biológica de Oxígeno–DBO<sub>5</sub>), sólidos suspendidos ( $\geq 90\%$ ), transformación y asimilación de nutrientes ( $> 50\%$ ), inactivar sustancias tóxicas y eliminación de patógenos ( $> 70\%$ ). Sin embargo, al momento de proponer una solución para el tratamiento de aguas servidas en las zonas rurales, es importante evaluar, además de las eficiencias de eliminación de contaminantes, el destino final que tendrán estos mismos. Por ello, se hace relevante evaluar la producción de metano como destino final de la eliminación de MO.

Debido a lo antes indicado, el objetivo de esta tesis fue evaluar, estacionalmente, la eliminación de materia orgánica y nutrientes de las aguas servidas tratadas por *Phragmites australis* (Phr) y *Schoenoplectus californicus* (Sch) en un humedal de flujo horizontal subsuperficial, construido a escala piloto, y establecer su incidencia en la actividad microbiológica metanogénica de la biomasa adherida al soporte granular y, por ende, en la producción de metano.



## PROYECTO 11 CONICYT DOCTORADO

Proyecto de Doctorado Beca Programa CONICYT, Nacional/21160606 “Recuperación de energía a partir del tratamiento de aguas servidas mediante la integración de una celda combustible microbiana en un humedal construido” (2015-2017).

**Estudiante de Doctorado en Ciencias Ambientales:** Thaís González.

**Profesor Guía:** Dra. Gladys Vidal.

### RESUMEN

Actualmente el objetivo de los tratamientos de aguas servidas es cumplir con las exigencias de las normas de descarga de efluentes, principalmente mediante la disminución del contenido de contaminantes orgánicos y nutrientes. Sin embargo, debido al nuevo escenario de cambio climático, al crecimiento de la población y agotamiento de los combustibles fósiles, el enfoque demanda una nueva visión sostenible en el uso y la recuperación de los recursos hídricos. La tendencia mundial reciente persigue nuevos tratamientos que logren con la eliminación de contaminantes la recuperación de los recursos del agua servida como, por ejemplo, nutrientes, agua, energía y/o componentes valiosos.

En la búsqueda de nuevas tecnologías sostenibles para la producción de energía, las celdas combustibles microbianas (CCM) surgen como una opción prometedora y novedosa ya que permite la obtención de energía eléctrica a partir del tratamiento de aguas servidas. Las CCM son definidas como un sistema bioelectroquímico que convierte la energía química contenida en los enlaces químicos de sustancias orgánicas a energía eléctrica mediante reacciones químicas catalizadas por microorganismos electroquímicamente

activos (MEAs). En condiciones anaeróbicas los microorganismos oxidan la materia orgánica del agua servida hasta  $\text{CO}_2$ ,  $\text{H}_2\text{O}$  y electrones. Los MEAs tienen la capacidad de transferir los electrones producidos en su actividad metabólica hasta un electrodo generando una corriente eléctrica como, por ejemplo, las del género *Geobacter* y *Shewanella*. A pesar de demostrar altos porcentajes de eliminación de sustancias carbonáceas (90%), su relación costo/beneficio en aplicaciones a sistemas convencionales de tratamiento es todavía elevada. Por otro lado, los requerimientos que exigen las CCMs para su funcionamiento se encuentran en forma natural en los humedales construidos (HC) donde los gradientes redox se encuentran definidos pudiendo generar una diferencia de potencial redox. Esto permite combinar ambas tecnologías para producir bioelectricidad durante el tratamiento del agua servida.

El objetivo de esta tesis ha consistido en evaluar la recuperación de energía en forma de electricidad a partir del tratamiento de aguas servidas mediante la integración de una celda de combustible microbiana en un humedal construido.



## PROYECTO 12 TESIS PREGRADO

Proyecto de Tesis para optar al Título de Ingeniero Químico “Evaluación de la capacidad de retención de fósforo mediante procesos de adsorción empleando zeolita y su aplicación en sistemas de humedales construidos para la depuración de aguas residuales urbanas” (2010). Proyecto Movilidad Erasmus-Mundus Universidad de Valladolid (España) – Universidad de Concepción.

**Estudiante de Ingeniería Química:** Elisabet Andres, Universidad de Valladolid, España.

**Profesores:** Dra. Gladys Vidal (Guía).

### RESUMEN

En los últimos años, la presión ejercida sobre los recursos hídricos ha llevado a centrar los esfuerzos en la implementación de sistemas de recogida y tratamiento de las Aguas Residuales Urbanas. Sin embargo, debido al elevado costo de implementación y operación no resultan rentables para pequeñas comunidades. Por ello, se buscan alternativas de tratamiento de aguas residuales más eficientes y económicamente viables entre las que se encuentran los humedales. Dentro de estos sistemas, el mejor mecanismo de eliminación de nutrientes, especialmente fósforo, es mediante procesos de adsorción sobre el medio, por ello es muy importante la selección del substrato si se pretende este fin. La zeolita es un mineral natural de origen volcánico que se caracteriza fundamentalmente por tener una elevada porosidad y una gran capacidad de intercambio iónico, además, se trata de un recurso abundante y de bajo costo, por lo que en este estudio se propone como material de soporte. El objetivo de la tesis fue analizar la capacidad de eliminación de fósforo (fosfato) mediante procesos de adsorción, empleando zeolita como material adsorbente y

estudiar su viabilidad como soporte en sistemas híbridos de humedales construidos.

Se dispuso a escala de laboratorio un sistema de humedales híbridos de flujo subsuperficial compuesto por dos líneas, una empleó grava como material de soporte, y otra que empleó la misma zeolita. Cada una de las líneas contó con un primer humedal de flujo subsuperficial vertical (VFSS) alimentado con agua residual urbana, efluente del tratamiento primario de una PTAS, y un segundo humedal de flujo subsuperficial horizontal (HFSS) que fue alimentado por la descarga del primero. Se llevó un seguimiento en cuanto a la eliminación de fósforo y DQO (Demanda Química de Oxígeno).

Los resultados obtenidos para el fósforo, durante este periodo de muestreo indicaron que la grava alcanza rápidamente su estado de saturación tras 17 días de operación, a partir de los cuales la eliminación de fósforo no tenía lugar mediante procesos de adsorción, descendiendo así la eficiencia de eliminación del mismo hasta valores entre 40-60%; mientras que la zeolita, continuó eliminando fósforo sin llegar a saturarse, alcanzando eficiencias de eliminación cercanas al 100% durante todo el periodo de muestreo. Respecto a la eliminación de DQO, ambos medios presentaron prácticamente la misma eficiencia cercana al 90%. Por tanto, a partir de estos resultados, la zeolita se presenta como un material eficiente para la depuración de aguas residuales en materia de DQO y fósforo, mejor que la grava.



## PROYECTO 13 TESIS PREGRADO

Proyecto de Tesis para optar al Título de Ingeniero Ambiental "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" (2012).

**Estudiante de Ingeniería Ambiental:** Karen Rojas.

**Profesores:** Dra. Gladys Vidal (Guía) y Dr. Leonardo Vera (Co-Guía).

### RESUMEN

Desde hace más de treinta años, los humedales construidos se han utilizado en Europa para tratar aguas servidas de pequeños municipios. En la actualidad estos sistemas se están aplicando en todo el mundo. Los humedales construidos se clasifican en a) Flujo Horizontal Superficial (HFS); b) Flujo Horizontal Subsuperficial (HFSS); c) Flujo Vertical Subsuperficial (VFSS).

En Chile actualmente no se utilizan humedales construidos para tratar aguas servidas, a pesar de que estos constituyen una alternativa al problema del saneamiento de las zonas rurales. Por esto, es importante evaluar el funcionamiento de un HFSS para la depuración de aguas servidas rurales en la Región del Biobío y analizar con indicadores de sustentabilidad la potencialidad de implementación, en comparación a los sistemas convencionales instalados para este segmento de la población. Para esto, se dispuso en la Planta de Tratamiento de Aguas Servidas (PTAS) de la comuna de Hualqui un sistema de HFSS a escala piloto, constituido por cuatro celdas paralelas de 4,5 m<sup>2</sup> con medio de soporte grava. Dos celdas fueron plantadas con *Phragmites australis* y las otras dos celdas con *Scirpus californicus*.

Durante el monitoreo, el HFSS presentó eficiencias

de eliminación para los parámetros DQO, DBO<sub>5</sub>, Sólidos Suspendidos Totales (SST), Amonio (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) y NT hasta de un 79%, 68%, 96%, 91% y 45% en primavera y un 61%, 76%, 92%, 60%, 63,8% en invierno para cada uno de los parámetros respectivamente, siendo las celdas plantadas con *Phragmites australis* superiores en promedio de 14,2% en invierno y de 10,8% en primavera respecto a las plantadas con *Scirpus californicus*. Finalmente, los indicadores ambientales del HFSS presentaron un menor consumo de energía con 18,23 kW-h/hab·año y una mayor potencia instalada 0,78 kW/hab que otros sistemas de tratamiento. Además, no presentó consumo de productos químicos ni insumos. Respecto a los niveles de cumplimiento del Decreto Supremo (D.S.) 90, para el HFSS son inferiores al 40%, esto se explica por ser esta una etapa de puesta en marcha del sistema. Respecto a los indicadores económicos, esta planta presenta un costo de inversión de 2,32 millones de pesos por habitante, lo que representa que es hasta 12 veces más que un sistema convencional. Sin embargo, por economía de escala puede ser reducido hasta 0,035 millones de pesos por habitante.



## PROYECTO 14 TESIS PREGRADO

Proyecto de Tesis para optar al Título de Bioingeniero “Operación de un sistema piloto de humedales construidos para la depuración de aguas servidas: Consideraciones de la actividad biológica en la eliminación de materia orgánica y nutrientes” (2013).

**Estudiante de Bioingeniería:** Daniel Fuenzalida.

**Profesores:** Dra. Gladys Vidal (Guía) y Dra. Daniela López (Co-Guía).

### RESUMEN

Las aguas servidas rurales en Chile tienen depuración sólo en un 8% de la población. Esta problemática ambiental puede ser solucionada mediante la implementación de humedales construidos. Los humedales de flujo horizontal subsuperficial (HFSS), que utilizan grava como medio de soporte, poseen eficiencias de eliminación de 75-95% de materia orgánica biodegradable ( $DBO_5$ ), 30-60% para nitrógeno (NT) y 10% para fósforo (PT).

El objetivo de este trabajo fue evaluar la evolución de la actividad microbiana en el soporte granular de un HFSS, y ver si ésta influyó en la eliminación de la materia orgánica y nitrógeno del efluente tratado de aguas servidas.

Para esto se utilizó una planta piloto de HFSS construida en Hualqui, con 4 celdas en paralelo con grava como medio de soporte. Dos celdas fueron plantadas con *Phragmites australis* y las otras dos con *Schoenoplectus californicus*, monitoreándolas por 420 días.

Se pudo comprobar que, para las cuatro celdas, existió aumento de las eficiencias de eliminación de materia orgánica (medida como Demanda Química de Oxígeno o DQO) de 30 a 70% y sólidos (SST) de 70 a 95%. A su vez, balances de

masa indicaron que cerca de un 35% de NT y 10% de PT fue eliminado por las celdas durante los primeros 420 días de operación.

La actividad microbiana de los HFSS fue evaluada a través de las bacterias metanogénicas. Estas bacterias, en condiciones ideales, degradarían más del 60% de la materia orgánica (DQO) alimentada, mostrando las mayores actividades específicas de la biomasa ( $> 20 \text{ mL CH}_4/\text{g SSV}\cdot\text{día}$ ) en las zonas de entrada y media de los HFSS, con una producción cercana a  $10 \text{ L CH}_4/\text{celda}\cdot\text{día}$ .

Finalmente, las celdas de HFSS plantadas con *Phragmites australis* y las celdas con *Schoenoplectus californicus* presentaron eficiencias de eliminación similares luego de 420 días de operación, tanto para la eliminación de materia orgánica como para sólidos y nutrientes.



## PROYECTO 15 TESIS PREGRADO

Proyecto de Tesis para optar al Título de Ingeniero Químico “Eliminación de nitrógeno mediante humedales construidos de flujo subsuperficial vertical” (2015).

**Estudiante de Ingeniería Química:** Laura López.

**Profesores:** Dra. Gladys Vidal (Guía) y Dra. Carolina Reyes (Co-Guía).

## RESUMEN

La generación de aguas servidas es el resultado de las diferentes actividades que el hombre realiza diariamente. Estas aguas se caracterizan por contener elevadas concentraciones de materia orgánica, nutrientes y agentes patógenos, los cuales pueden afectar seriamente a la población y a los ecosistemas. Es por ello que la aplicación de tecnologías de tratamiento de aguas servidas se torna inevitable; sin embargo, los elevados costes de implementación y la eliminación parcial de los contaminantes, limitan su aplicación.

Durante la última década, crece el interés por la aplicación de sistemas de tratamiento no convencionales, debido principalmente a los bajos costes de operación y a las eficiencias de eliminación obtenidas. Durante el desarrollo de la presente tesis, evaluó la factibilidad de utilizar un sistema de humedales construidos de flujo subsuperficial vertical (VFSS) para tratar aguas servidas domésticas de un área rural.

El sistema en estudio está compuesto de dos humedales construidos de flujo subsuperficial vertical, diferenciados entre sí por la especie vegetal *Schoenoplectus californicus* y *Cyperus haspan*. El monitoreo efectuado al sistema se centró en determinar la eficiencia de eliminación de materia orgánica, nutrientes y sólidos, a dos

diferentes velocidades de carga orgánica: 10 y 20 mg DBO<sub>5</sub>/L, respectivamente. Finalmente, a partir de los resultados obtenidos para la eliminación de nitrógeno, se realizó el balance de materia de todas formas de nitrógeno presentes en el humedal.



## PROYECTO 16 TESIS PREGRADO

Proyecto de Tesis para optar al Título de Ingeniero Ambiental “Evaluación de humedales construidos plantados con especies ornamentales en la eliminación de materia orgánica, nutrientes y contaminantes patógenos de aguas servidas de origen rural” (2015).

**Estudiante de Ingeniería Ambiental:** Viviana Burgos.

**Profesores:** Dra. Gladys Vidal (Guía).

### RESUMEN

La descarga de aguas servidas sin previo tratamiento es una práctica habitual en núcleos rurales y el impacto ambiental de estas descargas ha obligado a considerar algún tipo de tratamiento previo. Una opción no convencional para el tratamiento de las aguas servidas son los humedales construidos, que consisten normalmente en un monocultivo o policultivo de plantas acuáticas, allí el efluente pasa a través del humedal considerando un tiempo de retención. El efluente es tratado mediante procesos físicos, químicos y bacteriológicos.

Las plantas juegan un papel fundamental en estos procesos y la selección de las especies depende de la adaptación de éstas al clima local, la tolerancia a concentraciones elevadas de contaminantes y su capacidad de asimilarlos, como también su resistencia a insectos y enfermedades.

El objetivo del presente trabajo consistió en evaluar la capacidad de plantas ornamentales en la eliminación de contaminantes provenientes de aguas residuales de origen rural, mediante un sistema de humedales construidos del tipo subsuperficial horizontal (HFSS). Para ello se construyeron cuatro sistemas de humedales a escala laboratorio con las especies ornamentales

Lirio acuático (*Iris pseudacorus*), Jacinto de agua (*Eichhornia crassipes*), Tulbagia (*Tulbaghia violacea*) y Papiro egipcio (*Cyperus papyrus*), operando cada humedal al 25%, 50% y 100% de carga de aguas servidas, evaluando su capacidad de eliminación y la adaptación de cada especie. Los resultados indicaron eliminaciones mayores al 90% de materia orgánica (medidos como  $\text{DBO}_5$  y DQO) y de sólidos. Con respecto a la eliminación de nutrientes, la especie *papiro egipcio* presentó porcentajes mayores al 90%, muy superior a las especies Lirio acuático, Tulbagia y Jacinto de agua, destacándose entre las especies estudiadas. La eliminación de microorganismos patógenos estuvo entre una a dos UL/100mL, para todas las especies, acordes con estudios bibliográficos al respecto.





## PROYECTO 17 TESIS PREGRADO

Proyecto de Tesis para optar al Título de Ingeniero Ambiental “Desarrollo de un modelo de intervención para minimizar la incidencia de las enfermedades infecciosas gastrointestinales a nivel comunal: Caso de estudio Hualqui” (2015).

**Estudiante de Ingeniería Ambiental:** Daniel Mundaca.

**Profesores:** Dra. Patricia González (Guía) y Dra. Gladys Vidal (Co-Guía).

## RESUMEN

En el presente estudio se desarrolló una propuesta de intervención que pudiese ser capaz de reducir la incidencia de las enfermedades infecciosas gastrointestinales en la población, mediante la aplicación de herramientas enfocadas a la prevención. En primer lugar se realizó un análisis de los determinantes sociales que rodean a la población, poniendo énfasis en la educación, calidad de las viviendas, accesos a las redes asistenciales de salud y las condiciones ambientales. Luego se procedió a identificar los factores de riesgo de la población, asociado a las Enfermedades Infecciosas Gastrointestinales (EIGI). Se tomó como caso de estudio la comuna de Hualqui, la que no presenta condiciones límite en ninguna de las áreas analizadas, no obstante, si presentó condiciones que pueden ser mejoradas. Para el desarrollo del trabajo se realizaron encuestas a la población y entrevistas a personas claves en la problemática estudiada tales como profesionales del Departamento de Epidemiología y de Saneamiento Básico de la Seremi de Salud Región del Biobío, así como a los encargados de los APR. Además, se realizó una recopilación bibliográfica de fuentes especializadas tanto en el ámbito social como ambiental.

Finalmente se puede mencionar que las principales conclusiones fueron que el crecimiento que presenta la comuna no se concreta en forma igualitaria en los diferentes aspectos de la población. Además, se evidenció una importante deficiencia respecto a monitoreos biológicos y fisicoquímicos, no siendo suficientes para representar adecuadamente la calidad de agua que presenta la comuna.

Los factores de riesgo más relevantes que afectaron a las EIGI, fueron: Eficiencia del sistema de vigilancia, Condiciones de vida (Vivienda), Cobertura de agua potable (Calidad) y Cobertura de Saneamiento.



## PROYECTO 18 TESIS PREGRADO

Proyecto de Tesis para optar al Título de Ingeniero Ambiental “Evaluación de procesos de desinfección (Cloro y UV) en sistemas de tratamiento de aguas servidas descentralizados (Humedales Construidos)” (2015).

**Estudiante de Ingeniería Ambiental:** Loreto Acevedo.

**Profesores:** Dra. Ana Carolina Baeza (Guía) y Dra. Gladys Vidal (Co-Guía).

### RESUMEN

Del total de la población en Chile, sólo el 13% vive en sectores rurales. De ellos, sólo un 14% (aproximadamente 180.000 personas) cuenta con recolección y disposición de aguas servidas, es decir, queda un porcentaje de la población rural que no posee un tratamiento adecuado de sus aguas residuales. Es por ello que una opción es la implementación de sistemas descentralizados como los humedales construidos, que corresponden a tecnologías factibles debido a su bajo costo, facilidad de instalación y utilización, además de tener resultados positivos en la eliminación de diferentes componentes del agua residual, como materia orgánica, sólidos suspendidos e incluso patógenos. Sin embargo, el humedal no asegura una completa eliminación de patógenos. Es por esto, que se hace necesario implementar sistemas de desinfección que aseguren su completa eliminación. Dentro de este contexto, se deben utilizar opciones de desinfección aptas para estos sistemas. Idealmente deben ser de fácil operación, mantenimiento y eficientes en eliminar patógenos. Para ello, existen dos opciones que cumplen con estas características: el cloro y la luz ultravioleta. El cloro es ampliamente utilizado por su capacidad de eliminar una amplia gama

de patógenos, además de tener un bajo costo y ser de fácil acceso, sin embargo, existen riesgos en la interacción de cloro con otros componentes del agua residual (materia orgánica) pudiendo generar subproductos de desinfección que son tóxicos para la salud humana y medio ambiente. Por otro lado, la luz UV también es capaz de eliminar patógenos de manera óptima y, al ser proceso físico, no deja químicos en el agua, siendo más amigable con el medio ambiente y además es de fácil manipulación.

El objetivo de esta investigación fue evaluar la eficiencia de desinfección de cloro y UV sobre efluentes de aguas servidas rurales depuradas por humedales construidos de flujo horizontal subsuperficial (HFSS).

Finalmente, en esta investigación fue posible determinar la efectiva eliminación de coliformes con la aplicación de concentraciones de cloro de 10 mg/L, logrando valores mínimos de  $<1,8$  NMP/100 mL. De la desinfección con luz UV, se obtuvieron valores mínimos de colifagos somáticos de 0 UFP/100 mL con una intensidad promedio de  $2,5$  mW/cm<sup>2</sup> en tiempos de contacto entre 3 a 5 minutos. No obstante, no fue posible lograr concentraciones de coliformes tan bajas como en la cloración, registrando valores mínimos de 2 NMP/100 mL.



## PROYECTO 19 TESIS PREGRADO

Proyecto de Tesis para optar al Título de Ingeniero Ambiental “Determinación del costo exergético del tratamiento de aguas servidas en el humedal construido Hualqui” (2016).

**Estudiante de Ingeniería Ambiental:** Ariel Rivas.

**Profesores:** Dra. Yannay Casas (Guía) y Dra. Gladys Vidal (Co-Guía).

### RESUMEN

Los humedales construidos desempeñan un papel importante en la descentralización de sistemas de tratamiento de aguas servidas debido a sus características como sistemas naturales de fácil aplicación, con un óptimo costo, un uso eficaz y bajas exigencias operativas. Sin embargo, es importante tener en cuenta criterios que permitan visualizar mejor la cantidad y calidad de los recursos usados, relacionando los sectores económicos, eficiencia de proceso y costo ambiental de las emisiones.

En este sentido el presente trabajo determinó los costos exergéticos de los recursos usados en el tratamiento de aguas servidas mediante la tecnología de humedales construidos de Hualqui aplicando la herramienta de la contabilidad de la exergía extendida (EEA). Se tomó como caso de estudio un sistema de tratamiento de humedales construidos flujo horizontal sub-superficial (HFSS) a escala piloto.

Se procedió a estimar el costo de remediación ambiental en el sistema de tratamiento, expresados en términos  $MJ/m^3$  de aguas servida tratada. Para ello se determinaron las contribuciones exergéticas de cada una de las corrientes de entrada y salida del proceso. De la misma forma, los costos capitales y de la labor son llevados en términos de exergía

mediante los factores econométricos, los cuales son indicadores que dependen de la situación económica y social de la región estudiada (comuna de Hualqui).

Los costos de remediación ambiental para todas las variables analizadas (especies macrófitas y estaciones del año) varían desde 124 hasta 128  $MJ/m^3$  de agua servida tratada, asociados principalmente a los altos valores de los equivalentes exergéticos del capital y la labor. Los mayores costos de remediación ambiental tanto para *Phragmites* como *Schoenoplectus* se presentaron en la estación de invierno, alcanzando valores de 127.07 y 126.97  $MJ/m^3$  de agua servida tratada, respectivamente. No observándose diferencias significativas por tipo de vegetación.

Los valores de los costos de remediación ambiental reportados en este estudio están directamente relacionados con el factor de la economía de escala. Con respecto a esto, el incremento de la capacidad de la planta en un 50% de la capacidad actual permite reducir los costos de remediación ambiental hasta aproximadamente un 19%.



## PROYECTO 20 TESIS PREGRADO

Proyecto de Tesis para optar al Título de Bioingeniero “Evaluación del proceso de nitrificación de aguas servidas mediante humedales construidos de flujo vertical subsuperficial” (2016).

**Estudiante de Bioingeniería:** Ana María Leiva.  
**Profesores:** Dra. Gladys Vidal (Guía) y Dra. Carolina Reyes (Co-Guía).

### RESUMEN

Los Humedales Construidos de Flujo Vertical Subsoperficial (VFSS) han sido utilizados para la eliminación de nitrógeno principalmente en zonas rurales de Europa ya que proporcionan un medio con condiciones aeróbicas que promueve la eliminación de amonio por medio de la nitrificación. Además, se trata de una tecnología de fácil operación, de bajo consumo energético y de buena integración en el ambiente. En este trabajo, se implementaron 2 sistemas de Humedales Construidos de Flujo Subsoperficial Vertical a escala de laboratorio, uno plantado con *A.africanus* (HC-Aga) y otro control sin vegetación (HC-Control), con el objetivo de estudiar la nitrificación. Para eso, en primer lugar, se procedió a evaluar las eficiencias de eliminación tanto de materia orgánica como nutrientes a diferentes cargas de nitrógeno amoniacal. Luego, a través de un análisis a diferentes alturas, se determinó dónde y cómo ocurre el proceso de nitrificación. Finalmente, se analizó el efecto de la vegetación sobre los procesos de eliminación y de nitrificación.

Tanto HC-Control como HC-Aga, lograron eficiencias de materia orgánica, amonio y fósforo de 50, 70 y 60% promedio durante todas las etapas de operación. En cuanto a la nitrificación, un 90% del nitrógeno amoniacal fue transformando a nitrato o nitrito, lo que

demuestra que este mecanismo predomina en la eliminación de nitrógeno en ambos sistemas. Este estudio, sugiere además que este proceso ocurre en los primeros 30,5 cm de ambos humedales producto de las condiciones de oxigenación y de alto contenido de nutrientes en la superficie de lecho. Finalmente, se puede constatar que *A.africanus* no influyó en los procesos de eliminación ni nitrificación, ya que no existen diferencias significativas entre HC-Control y HC-Aga. A pesar de que el efecto de la vegetación no haya sido el esperado, el sistema propuesto por este trabajo podría ser una alternativa de tratamiento para eliminar el contenido de nitrógeno presente en las aguas servidas rurales.



## PROYECTO 21 TESIS PREGRADO

Proyecto de Tesis para optar al Título de Bioingeniero “Producción de metano en el tratamiento de aguas servidas por humedales de flujo horizontal subsuperficial utilizando *Phragmites australis* y *Schoenoplectus californicus*: composición de las comunidades microbianas” (2016).

**Estudiante de Bioingeniería:** Mario Sepúlveda.

**Profesores:** Dra. Gladys Vidal (Guía) y Dra. Daniela López (Co-Guía).

### RESUMEN

Los humedales construidos de flujo horizontal subsuperficial (HFSS) han sido una tecnología mundialmente utilizada para el tratamiento de aguas servidas. Sin embargo, las condiciones de operación de los HFSS permiten el desarrollo de microorganismos productores de metano (GEI). De los diversos factores que inciden en las producciones de metano, el tipo de vegetación utilizada en los HFSS puede afectar las comunidades microbianas, y por ende, estas producciones de metano. El objetivo de este trabajo fue evaluar las producciones de metano y composición de las comunidades microbianas de HFSS que tratan aguas servidas utilizando *Phragmites australis* y *Schoenoplectus californicus*. Se utilizó una estación piloto de HFSS plantados con *P. australis* y *S. californicus* cuyo monitoreo consideró: determinación de eficiencias de eliminación de contaminantes; determinación de actividad metanogénica específica (AME); determinación de las comunidades microbianas mediante las técnicas PCR en tiempo real, y PCR-DGGE, usando partidores contra el gen ARNr 16S, con posterior secuenciación.

Los HFSS presentaron eficiencias de eliminación

del 70, 65, 93 y 92% de DBO<sub>5</sub>, DQO, SST y SSV, respectivamente. Las producciones de metano fueron en general mayores en la salida del efluente, con valores de AME entre 0,013 y 1,176 gDQOCH<sub>4</sub>/gSSV•d. En promedio se cuantificaron 5,8·10<sup>6</sup> copias/gSSV bacterias y 4,7·10<sup>4</sup> copias/gSSV arqueas. Los microorganismos encontrados pertenecieron principalmente a los géneros *Clostridium*, *Bacteroidales*, *Methanosaeta*, *Methanosarcina* y a los subgrupos β y γ-proteobacteria.

El uso de *P. australis* o *S. californicus* generó diferencias no significativas en las producciones de metano entre el 20 y 43 %. La estacionalidad generó diferencias significativas desde el 70 al 97 % en las producciones de metano. Las comunidades microbianas presentaron diferentes composiciones entre el uso de *P. australis* o *S. californicus*. La metanogénesis acetoclástica fue el mecanismo principal en la producción de metano en los HFSS.



## PROYECTO 22 TESIS PREGRADO

Proyecto de Tesis para optar al Título de Ingeniero Ambiental “Evaluación de humedales construidos en régimen de policultivo y monocultivo de plantas ornamentales para la depuración de aguas servidas” (2017).

**Estudiante de Ingeniería Ambiental:** Romina Núñez.

**Profesores:** Dra. Gladys Vidal (Guía) y Dra. Daniela López (Co-Guía).

### RESUMEN

Los humedales construidos (HC) son una alternativa tecnológica para el tratamiento de aguas servidas. Se ha demostrado que son efectivos en la eliminación de materia orgánica (75-95% DBO<sub>5</sub>), sólidos suspendidos ( $\geq 90\%$ ), nutrientes (30-60% NT; 40% PT) y patógenos (>70%). La mayoría de estos sistemas se diseñan en monocultivo con especies macrófitas típicas de ambientes húmedos, sin embargo, la operación de HC con especies ornamentales es cada vez más llamativa, ya que además de tratar las aguas servidas permite generar beneficios económicos a la comunidad a través de la producción de flores.

El objetivo de este estudio fue evaluar la eficiencia de eliminación de materia orgánica, nutrientes, parámetros microbiológicos y las emisiones de metano utilizando humedales construidos de flujo horizontal subsuperficial (HFSS) a escala piloto plantados con especies ornamentales en régimen de policultivo y monocultivo.

Se utilizaron dos sistemas a escala piloto de HFSS, uno plantado en configuración de policultivo con las especies ornamentales *Zantedeschia aethiopica* (L) Spreng. y *Cyperus papyrus* L., mientras que el otro sistema fue plantado con

la especie *Cyperus papyrus* L., en configuración de monocultivo. Su monitoreo consistió en la determinación de eficiencias de eliminación de contaminantes; determinación del perfil de degradación de los contaminantes; realización de un balance de masa y la comparación de la evolución de biomasa foliar. Además, se evaluó la producción de metano a través de un ensayo de actividad metanogénica máxima (AME<sub>m</sub>) de la biomasa adherida a la grava.

Los resultados muestran que el HFSS en régimen de policultivo alcanzó mayores eficiencias de eliminación, logrando eficiencias de 69%, 64%, 34%, 33% para DBO<sub>5</sub>, DQO, NT, PT, respectivamente. A su vez el HFSS en régimen de monocultivo presentó eficiencias de 64%, 57%, 29%, 22% para DBO<sub>5</sub>, DQO, NT, PT, respectivamente. Respecto a las emisiones de metano, se estimaron un 58% mayores emisiones de metano para el HFSS en régimen de policultivo respecto al HFSS en régimen de monocultivo. Al finalizar el estudio, la biomasa (4120 gPS/m<sup>2</sup>) y cobertura (28%) del HFSS en régimen de policultivo fue mayor que el de monocultivo (1437 gPS/m<sup>2</sup> y 13%, respectivamente). El balance de masas indicó que para el HFSS en régimen de policultivo un 6% NT fue asimilado por las plantas, mientras que el HFSS en régimen de monocultivo sólo alcanzó un 3% NT.

Finalmente, ambas configuraciones de HFSS presentaron eficiencia de eliminación promedio para sólidos (95%) y parámetros microbiológicos (30%).



## PROYECTO 23 TESIS PREGRADO

Proyecto de Tesis para optar al Título de Ingeniero Ambiental “Evaluación del proceso de desinfección mediante tecnología de oxidación avanzada foto-fenton en sistemas de tratamiento de aguas servidas descentralizados” (2017).

**Estudiante de Ingeniería Ambiental:** Francisca Pedreros.

**Profesores:** Dra. Ana Carolina Baeza (Guía) y Dra. Gladys Vidal (Co-Guía).

## RESUMEN

De la población rural en Chile, un 86% no cuenta con recolección ni disposición de aguas servidas. Una solución a esta problemática es la implementación de sistemas descentralizados como los humedales construidos (HC), que presenta resultados positivos en la remoción de diferentes componentes del agua residual, como materia orgánica, sólidos suspendidos y nutrientes. Sin embargo, no asegura una completa eliminación de patógenos y no produce efluentes de buena calidad sanitaria. De esta forma, es recomendable disponer de un sistema de desinfección para aumentar la eliminación de patógenos y optar a la reutilización para riego agrícola de tales aguas residuales. El proceso de oxidación avanzada Foto-Fenton realiza desinfección mediante la generación de radicales  $\text{OH}\cdot$  no selectivos, a diferencia de metodologías convencionales de desinfección, como el cloro que actúa a través de la oxidación química selectiva y  $\text{UV}_{254}$  que realiza inactivación a través de radiación. El objetivo consistió en evaluar la eficiencia de desinfección de Foto-Fenton sobre efluentes de aguas servidas rurales provenientes de HC, determinar la remoción de microorganismos patógenos indicadores (coliformes totales, fecales

y colifagos somáticos), comparar con tecnología de desinfección convencional y evaluar la calidad del agua post-desinfección para reuso en riego agrícola.

La eficiencia de desinfección de la tecnología evaluada fue de  $5,6 \pm 0,8$  uLog para coliformes totales,  $6,00 \pm 0,5$  uLog para coliformes fecales y  $2,19 \pm 1,3$  uLog para colifagos somáticos en 150 minutos. Para remociones similares a través de cloración, Acevedo (2015) reportó 120 minutos y para  $\text{UV}_{254}$ , tan solo 5 minutos. De esta manera Foto-Fenton no es más eficiente que tecnologías convencionales para reuso agrícola de efluentes de aguas servidas rurales provenientes de humedales construidos.



## PROYECTO 24 TESIS PREGRADO

Proyecto de Tesis para optar al Título de Ingeniero Ambiental “Evaluación del potencial reúso de aguas servidas en la agricultura, tratadas mediante lodos activados y humedales construidos bajo diferentes procesos de desinfección” (2017).

**Estudiante de Ingeniería Ambiental:** Adrián Albarrán.

**Profesores:** Dra. Gladys Vidal (Guía) y Dra. Daniela López (Co-Guía).

### RESUMEN

Ante la reducción en la disponibilidad del agua, algunas comunidades han optado por el reúso como solución a la problemática. El reúso en la agricultura proporciona fuentes de agua dulce para el riego, además del aprovechamiento de los nutrientes presentes en estas aguas. A nivel rural existen distintas tecnologías aplicadas al tratamiento de las aguas servidas, algunas de estas son convencionales (Lodos activados o LA) o bien no convencionales (Humedales construidos o HC).

El objetivo de este trabajo fue evaluar la respuesta de bioindicadores a la aplicación de efluentes de sistemas de tratamiento de aguas servidas convencionales (LA con Aireación Extendida) y no convencionales (HC de Flujo Subsuperficial Horizontal) sometidos a procesos de desinfección (Cloración e irradiación UV), para evaluar el reúso en la agricultura. Se evaluó la respuesta de semillas de *Raphanus sativus* y *Triticum aestivum* en dos bioensayos. El primero consistió en la germinación en placas de las semillas para evaluar la respuesta a exposición aguda (6 días); mientras que el segundo consistió en la germinación en suelo de dichas semillas mediante una mezcla de arena, turba y caolín (7:1:2) como

réplica de suelo, obteniendo así una respuesta crónica (14 días).

Para el bioensayo en placas se obtuvo que la especie *R. sativus* incrementó su epicotilo entre un 36-59% entre los cuatro efluentes, mientras que el índice de germinación (IG) demostró un aumento (50-90% para LA-UV y HFSS-UV, respectivamente). Por su parte, en el bioensayo en suelo se produjo una variación en la elongación de la raíz (24% de reducción en *R. sativus* y 13% de aumento en *T. aestivum*) y la germinación (reducción de 24 - 32 % para *R. sativus* y *T. aestivum*, respectivamente). Sin embargo, mantuvieron las tendencias observadas en el bioensayo en placas, solo existiendo una variación del IG (35% de disminución en LA y 22% de aumento en HFSS) de la especie *T. aestivum*. Los efluentes que mostraron un mejor desempeño en la comparación con la normativa seleccionada (U.S.EPA, 2012 y NCh 1333, 1987) fueron los efluentes LA-UV y HFSS-UV, sin embargo, las mayores elongaciones de epicotilo (16 - 57%) e índices de germinación se presentaron en las semillas irrigadas con la muestra HFSS-UV.





## PROYECTO 25 TESIS PREGRADO

Proyecto de Tesis para optar al Título de Ingeniero Ambiental “Eliminación de ibuprofeno y triclosan en humedales de flujo vertical subsuperficial con capacidad de nitrificación” (2017).

**Estudiante de Ingeniería Ambiental:** Elizabeth Gutiérrez.

**Profesores:** Dra. Gladys Vidal (Guía) y Dra. Daniela López (Co-Guía).

### RESUMEN

El agua es un recurso vital para los ecosistemas existentes en la Tierra. Su contaminación tiene un impacto directo con todos los ecosistemas que se relacionan con ella. El exceso de materia orgánica y nutrientes provocan alteraciones en el agua como el florecimiento algal (eutrofización), es decir, oscilaciones de oxígeno disuelto y la muerte de la mayoría de seres vivos. A esto se le agrega la producción masiva y consumo de productos químicos potencialmente peligrosos para el medio ambiente y la salud humana. Variedad de estos compuestos son utilizados en todo el mundo para curar o prevenir enfermedades. Muchos estudios evidencian la presencia de estos compuestos en el medio ambiente, y su frecuencia a provocado preocupación, lo que nos lleva a estudiar sus efectos en el medio ambiente, naciendo a partir de esta problemática la necesidad de crear nuevas tecnologías de tratamiento. Organismos internacionales recomiendan el uso de tecnologías no convencionales o naturales como humedales construidos como opciones para el tratamiento de aguas servidas.

Debido a lo anterior es que el objetivo de este estudio ha sido evaluar la eliminación de ketoprofeno y triclosan en humedales construidos de flujo vertical subsuperficial con capacidad de nitrificación.



## PROYECTO 26 TESIS PREGRADO

Proyecto de Tesis para optar al Título de Ingeniero Ambiental “Instalación, operación y evaluación de la eficiencia de un sistema de desinfección UV a escala piloto” (2017 hasta la fecha).

**Estudiante de Ingeniería Ambiental:** Ariel Álvarez.

**Profesores:** Dra. Gladys Vidal (Guía) y Sujey Hormazábal (Co-Guía).

### RESUMEN

El crecimiento de la población humana y el amplio desarrollo de diversas actividades industriales ha desencadenado en una producción de aguas servidas cada vez mayor (Ramalho, 1996). Las aguas servidas son una mezcla de desechos líquidos provenientes desde hogares, instituciones educativas y comerciales (aguas residuales domésticas), fábricas e industrias (aguas residuales industriales) y las aguas de precipitaciones (lluvia) e infiltraciones. Todas estas confluyen y son recolectadas en los sistemas de alcantarillado (Báez, 2004). Las aguas servidas están constituidas por un 99% de agua y 1% de sólidos suspendidos que involucran coloidales y disueltos, los que normalmente forman una mezcla compleja de compuestos orgánicos e inorgánicos, constituyendo diferentes tipos de contaminantes físicos, químicos y biológicos (Hanjra *et al.*, 2012). Los contaminantes de tipo biológico son de gran importancia, ya que se asocian principalmente a la existencia de microorganismos que pueden generar enfermedades tanto a humanos como a animales. En sectores rurales se ha reportado la presencia de contaminantes biológicos como bacterias (Coliformes Totales (CT):  $10^{11}$  NMP/100 mL, Coliformes Fecales (CF) *Escherichia coli*:  $10^6$  NMP/100 mL y *Streptococcus fecales*:  $10^6$  NMP/100

mL), protozoos (*Giardia*:  $10^2$  NMP/100 mL), virus (Colifagos:  $5 \cdot 10^4$  NMP/100mL), helmintos, rotíferos, algas, entre otros (Henze *et al.*, 2002; Metcalf y Eddy, 2003; Oakley, 2005).

Las enfermedades transmitidas por el agua son producidas por el “agua sucia”, es decir, que se ha contaminado con desechos humanos, animales o químicos (OMS, 2008). Dentro de este amplio grupo, se pueden encontrar las más comunes como Disentería, Cólera, Hepatitis A, Fiebre tifoidea y Poliomeilitis, entre otras, las que en su mayoría presentan alcances a nivel de todo el mundo (OMS, 2014). Hay que tener en cuenta, que la transmisión de enfermedades por el agua a través del consumo es sólo una de las fuentes de contaminación de los agentes patógenos transmitidos por la vía fecal-oral. Sin embargo, los alimentos contaminados, las manos, los utensilios y la ropa también constituyen potenciales focos de contaminación. Para reducir la posibilidad de transmisión es importante mejorar la calidad del agua y su disponibilidad, así como los sistemas de eliminación de excrementos y la higiene en general (OMS, 2008).

El objetivo principal de los procesos de desinfección como parte del tratamiento de aguas servidas es la desactivación o destrucción de los microorganismos patógenos que puedan encontrarse en el agua residual para finalmente proteger la salud humana de enfermedades. En el presente trabajo se ha evaluado la instalación de un sistema de desinfección UV en la planta piloto de humedales construidos, verificando además la puesta en marcha y operación del sistema.



## PROYECTO 27 INVESTIGACIÓN PREGRADO

Proyecto de la asignatura Seminario de Investigación de la carrera de Ingeniería Ambiental “Eliminación de materia orgánica y nutrientes de aguas servidas de origen rural mediante la utilización de humedales construidos plantados con especies ornamentales” (2013).

**Estudiante de Ingeniería Ambiental:** Gabriela Morales.

**Profesores:** Dra. Gladys Vidal (Guía) y Dr. Leonardo Vera (Co-Guía).

### RESUMEN

El tratamiento de las aguas servidas es fundamental para la conservación de los recursos hídricos y de los ecosistemas asociados a ellos. Para los sectores urbanos se han implementado diversas tecnologías de tratamiento, consideradas como convencionales. Estas tecnologías, debido a su alto consumo energético y su necesidad de mantenimiento, no son recomendadas para zonas rurales. Una opción para el tratamiento de las aguas servidas generadas en estos sectores son las tecnologías no convencionales. Dentro de ellas se encuentran los humedales construidos (HC), que son sistemas diseñados y construidos para utilizar los procesos naturales que involucran vegetación, suelos y consorcios microbianos para tratar las aguas servidas.

Las plantas más utilizadas en humedales construidos de flujo horizontal subsuperficial (HFSS) corresponden a especies de los géneros *Phragmites*, *Typha* y *Schoenoplectus*. Estas plantas tienen eficiencias de eliminación que varían, entre 60% y 95% para materia orgánica valorada como demanda bioquímica de oxígeno a los 5 días ( $DBO_5$ ), de un 30% a 65% para nitrógeno total, y entre 40% y 60% para fósforo total (Vymazal,

2007). Sin embargo, se ha recomendado el uso de plantas locales y/o de especies ornamentales. Las plantas ornamentales pueden mejorar la infraestructura del sistema de tratamiento y proporcionar beneficios económicos a la comunidad a través de la producción de flores, sin que aparentemente se afecte la eficiencia de tratamiento del sistema. Para plantas ornamentales se han alcanzado eficiencias de eliminación que varían entre 70% y 80% para la  $DBO_5$ , entre 45% y 60% para nitrógeno total, y entre 40% y 50% para fósforo total (Zurita, 2009). Así, la gran ventaja de operar HFSS con plantas ornamentales, es que estas representan una alternativa económica para los países en desarrollo, donde el tratamiento de aguas servidas representa un gasto de operación importante. Entre las plantas ornamentales que pueden ser utilizadas en HFSS, se encuentran *Zantedeschia aethiopica* (Cala) y *Cyperus papyrus* (Papiro egipcio).

Debido a lo previamente descrito, el objetivo de este trabajo fue evaluar la eficiencia de eliminación de materia orgánica y nutrientes contenidos en las aguas servidas de origen rural de Chile, utilizando humedales construidos de flujo horizontal subsuperficial, plantados con las especies ornamentales *Zantedeschia aethiopica* y *Cyperus papyrus*. Además, se pretende proponer diversas medidas de gestión para las plantas ornamentales utilizadas en el humedal construido y determinar la conveniencia de su implementación.



## PROYECTO 28 INVESTIGACIÓN PREGRADO

Proyecto de la asignatura Seminario de Investigación de la carrera de Ingeniería en Biotecnología Vegetal “Evaluación de patógenos en un sistema de tratamiento de humedal construido” (2014).

**Estudiante de Ingeniería Ambiental:** Catalina Mardones.

**Profesores:** Dra. Gladys Vidal (Guía) y Dra. Katherine Sossa (Guía).

### RESUMEN

Las aguas residuales se definen como desechos líquidos provenientes de residencias, edificios, instituciones, fábricas o industrias (Báez, 2004), por lo que corresponden a las aguas proveniente de todas nuestras actividades básicas. Están compuestas por materia orgánica e inorgánica, organismos vivos, elementos tóxicos, entre otros, que las hacen inadecuadas para su uso, por lo que es necesaria su evacuación, recolección y transporte para su tratamiento y disposición final. El uso de sistema de tratamiento de lodos activados ha llegado a un 77,5% en la VI, VII y VIII región (Empresas Sanitarias Grupo OTTPP / ESSBIO – NUEVOSUR), zonas del país caracterizadas por la abundancia de zonas rurales, donde este tipo de sistemas no puede ser empleado. Actualmente las aguas sanitarias no poseen tratamiento en estas zonas, sino que son directamente descargadas a las aguas superficiales. Esta descarga provoca severos daños al medio ambiente y a la salud pública. La gran cantidad de materia orgánica que estas aguas poseen provoca la eutrofización de ríos, lagos, océanos, etc. Además, la presencia de agentes patógenos es causa de graves enfermedades, como, por ejemplo, el virus de la hepatitis A, enfermedad

mortal o la bacteria *Escherichiacoli*, la cual está presente en las heces, y es uno de los causantes principales de enfermedades tales como cólera, diarrea, gastroenteritis, disentería, etc.

Esta problemática conlleva a la necesidad de nuevas tecnologías que den una solución sustentable como son por ejemplo, los humedales construidos. Los humedales construidos consisten en el uso de plantas proveniente de ecosistemas con gran actividad biológica, que poseen la capacidad de transformar muchos de los contaminantes comunes que provienen de las aguas sanitarias en bioproductos no dañinos o en nutrientes esenciales que pueden ser utilizados para aumentar la actividad biológica. (Kadlec & Wallace, 2009).

El objetivo de esta investigación consistió en evaluar la presencia de patógenos microbianos en efluentes tratados por un humedal construido subsuperficial.



## **ANEXO B**

PROYECTO INNOVA BIO BIO N° 13.3327-IN.IIP,  
LÍNEA DE INNOVACIÓN DE INTERÉS PÚBLICO  
“RECUPERACIÓN DE AGUA MEDIANTE  
JARDINES DEPURADORES A PARTIR DE  
AGUAS SERVIDAS RURALES: APLICACIONES  
INNOVADORAS CON IMPACTO PARA LA  
COMUNIDAD RURAL”.



## Proyecto INNOVA BIO BIO N° 13.3327-IN.IIP, Línea de Innovación de Interés Público “Recuperación de agua mediante jardines depuradores a partir de aguas servidas rurales: Aplicaciones innovadoras con impacto para la comunidad rural”.

Este Proyecto se ejecutó en conjunto con Gobierno Regional, Dirección de Obras Hidráulicas, Municipalidad de Hualqui, Comité de Agua Potable Rural (APR) Alto Ñuble, Comité de Agua Potable Rural APR Quiriquina y empresa Sanitaria ESSBIO S.A. Duración 2014-2017.

Sujey Hormazábal y Gladys Vidal

Grupo de Ingeniería y Biotecnología Ambiental, Facultad de Ciencias Ambientales y Centro EULA-Chile, Universidad de Concepción, Concepción-Chile.

### RESUMEN PROYECTO:

El sector rural de Chile presenta necesidades de tratamiento de las aguas. Las tecnologías de tratamiento deben dar respuestas muy distintas a las ya instaladas en ciudades debido a la baja densidad de la población rural, baja tecnificación, necesidades energéticas y consideraciones en la operación.

Dentro de las alternativas tecnológicas que ha sido implementada como sistemas no convencionales o tecnología verde se encuentra el uso de jardines depuradores. Esta tecnología pasiva de tratamiento para las aguas servidas rurales utiliza la capacidad depurativa de plantas macrófitas, tales como *Phragmites sp.* y *Schoenoplectus sp.*, para ser empleadas en estos sistemas. Una vez que el agua ha sido tratada a través de estos jardines depuradores, es posible evaluar la potencialidad de reusar el agua en la agricultura.

Esta propuesta tiene dos ejes principales:

- a) Utilización de diferentes tipos de plantas macrófitas y ornamentales con la finalidad de poder utilizar los nutrientes de las aguas servidas en la producción de flores y fibra que puedan proyectar un negocio e impacto social, contribuyendo al beneficio social de las comunidades rurales y resolviendo un problema con contaminación rural.
- b) Reutilización de las aguas tratadas de las comunidades rurales, para beneficio de la agricultura rural.

Durante la ejecución de este Proyecto se realizó una profusa difusión, capacitación, seminarios y actividades en general hacia la comunidad rural y colegios de educación básica y media de preferencia. A continuación se muestra en imágenes dicha difusión.

## CAPACITACIÓN

- **"Microbiología para reúso de aguas servidas"**: este curso de capacitación fue realizado entre el 31 de julio y el 01 de agosto del año 2014, en cooperación con el Instituto de Salud Pública de Chile.



Figura 1.  
Curso "Microbiología para reúso de aguas servidas".

- **"Agua Potable y Aguas Servidas en el Sector Rural"**: este taller de trabajo fue realizado el día 14 de agosto de 2014, en cooperación con AIDIS y el Gobierno Regional.



Figura 2.  
Taller de Trabajo "Agua Potable y Aguas Servidas en el Sector Rural".

- **"Las aguas servidas y la importancia de su tratamiento"**: este curso de capacitación fue realizado el día 19 de diciembre de 2014, con apoyo de la Cooperativa de Agua Potable Quiriquina, de la comuna de San Ignacio.



Figura 3.  
Curso "Las aguas servidas y la importancia de su tratamiento".

- **“Recuperación de Energía y Compuestos Valiosos a partir de las Aguas Servidas”**: este curso fue realizado entre los días 07 al 15 de enero de 2015, con la cooperación de la Universidad Tecnológica de Pereira, Colombia.



Figura 4.

Curso “Recuperación de Energía y Compuestos Valiosos a partir de las Aguas Servidas”.

- **“Las aguas servidas: caracterización y tratamiento en zonas rurales”**: este seminario se realizó el día 25 de noviembre de 2015 y fue organizado por la Sra. Cecilia Román, Gerente de la Cooperativa de Agua Potable Rural Cumpeo, Talca.



Figura 5.

Seminario “Las aguas servidas: caracterización y tratamiento en zonas rurales”.

- **“Humedales Construidos para el Control de la Contaminación Acuática”**: este curso fue realizado entre los días 05 al 15 de enero de 2016, siendo dictado por el Dr. Carlos Arias, perteneciente a la Universidad de Aarhus, Dinamarca.



Figura 6.

Curso “Humedales Construidos para el Control de la Contaminación Acuática”.



- **"La Gestión del Agua Servida en el Sector Rural"**: Seminario internacional realizado el día 12 de enero de 2016. Se contó con la participación y colaboración del Dr. Carlos Arias (Universidad de Aarhus, Dinamarca), la Cooperativa de Agua Potable Rural Quiriquina, Sra. Cecilia Román (Gerente de la Cooperativa de Agua Potable Rural Cumpeo), Sr. Cristian Roco (encargado de Programa de Mejoramiento de Barrios de la Subsecretaría de Desarrollo Regional del Maule) y la Sra. Andrea Silva (Seremi de Salud de la Región del Biobío).



Figura 7.

Asistentes al seminario internacional "La Gestión del Agua Servida en el Sector Rural".



Figura 8.

Seminario internacional "La Gestión del Agua Servida en el Sector Rural".

- **“Evaluación Microbiológica de Ensuciamiento de Membranas en Plantas de Membrana en APR”**: Seminario realizado el día 02 de Agosto de 2016 por el Profesor Francisco Remonsellez, de la Universidad Católica del Norte.



Figura 9.

Seminario “Evaluación Microbiológica de Ensuciamiento de Membranas en Plantas de Membrana en APR”.

- **“Desinfección de Agua para Reúso”**: Seminario realizado el día 23 de mayo de 2017, donde se contó con la colaboración de la alumna de Magister Monserrat Vázquez, de la Universidad Politécnica del Estado de Morelos (México).



Figura 10.

Seminario “Desinfección de Agua para Reúso”.

## CONEXIÓN CON EL MUNDO RURAL

- **Visita a terreno APR Villa Laja:**



Figura 11.  
Visita a terreno APR Villa Laja.

- **Visita a terreno Cooperativa Agua Potable Quiriquina, Comuna de San Ignacio:**



Figura 12.  
Visita a terreno Cooperativa Agua Potable Quiriquina, Comuna de San Ignacio.



Figura 13.  
Visita a terreno Cooperativa Agua Potable Quiriquina, Comuna de San Ignacio.

- **Visita Ecoescuela “El Manzano”:**



Figura 14.  
Visita a Ecoescuela “El Manzano”.

- **Visita Cooperativa de Agua Potable Quiriquina a las Instalaciones del Grupo de Ingeniería y Biotecnología Ambiental:**



Figura 15.  
Visita de la Cooperativa de Agua Potable Quiriquina a las Instalaciones del Grupo de Ingeniería y Biotecnología Ambiental.

- **Visita Ilustre Municipalidad de Hualqui:**



Figura 16.  
Visita a la Ilustre Municipalidad de Hualqui.

- Visita a terreno Cooperativa de Agua Potable Rural San Miguel San Ignacio, Comuna de San Ignacio:



Figura 17.  
 Visita a la Cooperativa de Agua Potable Rural San Miguel San Ignacio, Comuna de San Ignacio.

## DIFUSIÓN EN LA PRENSA

- El Diario de Concepción - 23 de junio de 2011.



Figura 18.  
 Difusión de noticia en El Diario de Concepción el 23 de junio de 2011.

- El Diario de Concepción - 19 de septiembre de 2011.



Figura 19.

Titular de noticia de difusión en El Diario de Concepción el 19 de septiembre de 2011.



Figura 20.

Difusión de noticia en El Diario de Concepción el 19 de septiembre de 2011.

- El Sur - 30 de septiembre de 2011



Figura 21.  
Difusión de noticia Diario El Sur el 30 de septiembre de 2011.

- Diario La Discusión -  
27 de octubre de 2014.



Figura 22.  
Titular de noticia de difusión en Diario La Discusión el 27 de Octubre de 2014.



**LA DISCUSIÓN**  
www.ladiscusion.cl

viernes 27 de octubre de 2014. 9  
**ECONOMÍA**

**INDICADORES ECONÓMICOS**

<b>MONEDAS</b>	<b>UF</b>	<b>UTM, OCTUBRE</b>	<b>IPC, SEPTIEMBRE</b>
DOVIM \$ 584,20	abr \$ 24.295,68		MEJORAL 0,80%
EURO \$ 740,56	may \$ 24.301,93	\$ 42.431,00	ANUAL (12 MESES) 4,90%
	may \$ 24.308,17		

INDICADOR ES CLAVE EN LOCALIDADES SIN ACCESO AL SERVICIO

# UdeC crea proyecto para depurar aguas servidas en zonas rurales

Mediante jardines depuradores se recuperará el agua para ser reutilizada con fines agrícolas.

Investigación del Centro EULA-Chile cuenta con el financiamiento de Innova Bio Bio.

Texto: La Discusión  
Fotos: Cristian Estay

Depurar las aguas servidas en sectores rurales que no cuentan con sistema de alcantarillado es el objetivo de un proyecto de investigación que lidera el Centro EULA-Chile de la Universidad de Concepción y que cuenta con el financiamiento de Innova Bio Bio.

Se trata de utilizar jardines depuradores para recuperar el agua a partir de aguas servidas residuales y generar agua de uso comestible, para ser utilizada en actividades agrícolas y recreativas.

El proyecto se ejecutará por etapas en el departamento de Ingeniería y Tecnología Ambiental de la UdeC, y en zonas rurales de la zona sur.

El primer objetivo es la depuración de las aguas servidas en la zona rural de San Ignacio, en la zona sur de la zona rural de San Ignacio, donde se vive una población de unos 100 habitantes.

Actualmente, las aguas servidas se arrojan al río, lo que genera un fuerte olor y contaminación del agua.

El proyecto se ejecutará por etapas en el departamento de Ingeniería y Tecnología Ambiental de la UdeC, y en zonas rurales de la zona sur.



El proyecto se ejecutará por etapas en el departamento de Ingeniería y Tecnología Ambiental de la UdeC, y en zonas rurales de la zona sur.

El primer objetivo es la depuración de las aguas servidas en la zona rural de San Ignacio, en la zona sur de la zona rural de San Ignacio, donde se vive una población de unos 100 habitantes.

Actualmente, las aguas servidas se arrojan al río, lo que genera un fuerte olor y contaminación del agua.

El proyecto se ejecutará por etapas en el departamento de Ingeniería y Tecnología Ambiental de la UdeC, y en zonas rurales de la zona sur.

**POBLACIÓN RURAL**

En Chile la población que vive en el campo representa el 14,5% del total de habitantes. En la zona rural de San Ignacio, en la zona sur de la zona rural de San Ignacio, donde se vive una población de unos 100 habitantes.

El primer objetivo es la depuración de las aguas servidas en la zona rural de San Ignacio, en la zona sur de la zona rural de San Ignacio, donde se vive una población de unos 100 habitantes.

Actualmente, las aguas servidas se arrojan al río, lo que genera un fuerte olor y contaminación del agua.

El proyecto se ejecutará por etapas en el departamento de Ingeniería y Tecnología Ambiental de la UdeC, y en zonas rurales de la zona sur.

**EN EL PAÍS**

**3.5% DE LA POBLACIÓN NO CUENTA CON SERVICIO DE ALCANTARILLADO.**

**JARDINES**

**PLANTAS**  
Los jardines depuradores permiten recuperar agua potable a partir de aguas servidas residuales y generar agua de uso comestible, para ser utilizada en actividades agrícolas y recreativas.

El primer objetivo es la depuración de las aguas servidas en la zona rural de San Ignacio, en la zona sur de la zona rural de San Ignacio, donde se vive una población de unos 100 habitantes.

Actualmente, las aguas servidas se arrojan al río, lo que genera un fuerte olor y contaminación del agua.

El proyecto se ejecutará por etapas en el departamento de Ingeniería y Tecnología Ambiental de la UdeC, y en zonas rurales de la zona sur.

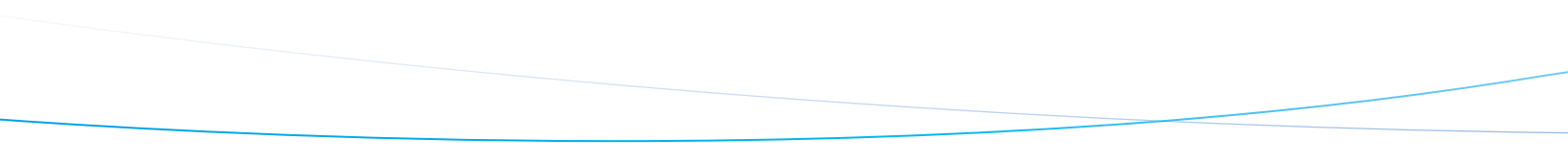
**CITACIÓN**

Citar a los autores WALTER KARL HEINZ MUSCHEN GRUBER, a doña EVA ALEXANDRA DEL ROSARIO SILVA ESPINOZA y demás investigadores, a la asistencia del día 27 de octubre de 2014 a las 12:00 horas en el Oficio del Registro Público de Chile con Juan Luis Rojas Henríquez, ubicado en calle El Roble 620, Chillán, a fin de otorgar el consentimiento necesario para la publicación de la obra en el sitio web de la revista "Innova Bio Bio".

Figura 23. Difusión de noticia Diario La Discusión el 27 de octubre de 2014.









Universidad de Concepción



**EULA-CHILE**  
Centro de Ciencias Ambientales



FACULTAD DE CIENCIAS  
AMBIENTALES

**GIBA** | Grupo de  
Ingeniería  
y Biotecnología  
Ambiental  
UdeC



**CRHIAN**  
CENTRO DE RECURSOS HÍDRICOS PARA LA AGROPECUARIO Y LA MINA



FONDO DE INNOVACIÓN TECNOLÓGICA DE LA REGIÓN DEL BÍO-BÍO  
**CORFO INNOVA BIO BIO**  
Sociedad por Acciones

# *HUMEDALES CONSTRUIDOS*

**DISEÑO Y OPERACIÓN**

**Gladys Vidal y Sujey Hormazábal**

Grupo de Ingeniería y Biotecnología Ambiental  
(GIBA-UDEC)

Facultad de Ciencias Ambientales,  
Universidad de Concepción

ISBN: 978-956-227-419-7



9 789562 227419 7