

Humedales de tratamiento:

*alternativa de saneamiento de aguas
residuales aplicable en América Latina*

*María Teresa Alarcón Herrera
Florentina Zurita Martínez
Jaime A. Lara-Borrero
Gladys Vidal
Editores académicos*



Pontificia Universidad
JAVERIANA
Bogotá

**HUMEDALES DE TRATAMIENTO:
ALTERNATIVA DE SANEAMIENTO DE AGUAS
RESIDUALES APLICABLE EN AMÉRICA LATINA**

PRÓLOGO

Los humedales de tratamiento se han consolidado en las últimas décadas como una tecnología confiable y eficiente para el tratamiento de diversos tipos de aguas residuales. Su uso está ampliamente extendido en diversos países europeos y de América del Norte, principalmente, en donde se utiliza como tratamiento biológico secundario o terciario. Mientras que, en la mayoría de países en desarrollo de América Latina, donde las condiciones climáticas son altamente favorables, su uso es limitado.

Esta tecnología, en apariencia simple, requiere de un conocimiento profundo de los diferentes componentes, así como de los criterios de diseño para que su construcción y funcionamiento sean adecuados. Dicho conocimiento se ha generado principalmente en Europa y Estados Unidos, por lo que existe una abundante literatura especializada, escrita en inglés. Además, tales conocimientos y criterios de diseño se han generado principalmente en climas fríos y templados. En los humedales utilizados para el tratamiento de vertidos y/o lodos, las condiciones climáticas influyen de manera importante en el diseño y operación. Por lo tanto, existe un vacío con respecto al conocimiento que se está generando en otras regiones del mundo, en particular en América Latina, en donde el idioma principal es el español.

El presente libro pretende llenar ese vacío de información existente en español, sobre los humedales de tratamiento como una tecnología potencialmente aplicable en América Latina. El libro, además muestra parte del conocimiento que se está generando en esta región, en particular en países como México, Chile, Argentina y Colombia, escrita por investigadores con trayectorias ampliamente reconocidas en sus respectivos países y a nivel internacional.

María Teresa Alarcón Herrera
Florentina Zurita Martínez
Jaime A. Lara-Borrero
Gladys Vidal

Autores:

MA. TERESA ALARCÓN-HERRERA
FLORENTINA ZURITA MARTÍNEZ

HERNAN R. HADAD
ALFREDO GARCÍA-PÉREZ
GLADYS VIDAL

M.ALEJANDRA MAINE

JAIME A. LARA-BORRERO
ARMANDO RIVAS
GABRIELA MOELLER
ISMAEL LEONARDO VERA PUERTO

Editores:

DRA. MARÍA TERESA ALARCÓN HERRERA
DRA. FLORENTINA ZURITA MARTÍNEZ
DR. JAIME A. LARA-BORRERO
DRA. GLADYS. VIDAL

Co-Autores

LILIANA REYNOSO CUEVAS
ALLAN TEJEDA ORTEGA
HAVALEND STEINMULLER
JOHN R. WHITE
ÁNGELES XITLALLI TORRES BOJORGES
MA. DE LAS MERCEDES MUFARREGE

DANIELA LÓPEZ
CAROLINA REYES
MARIO SEPÚLVEDA
CATALINA PLAZA DE LOS REYES
NORMA PEREZ
GABRIELA MORALES
ALEX SCHWARZ
GISELA ALFONSINA DI LUCA
GABRIELA C. SÁNCHEZ

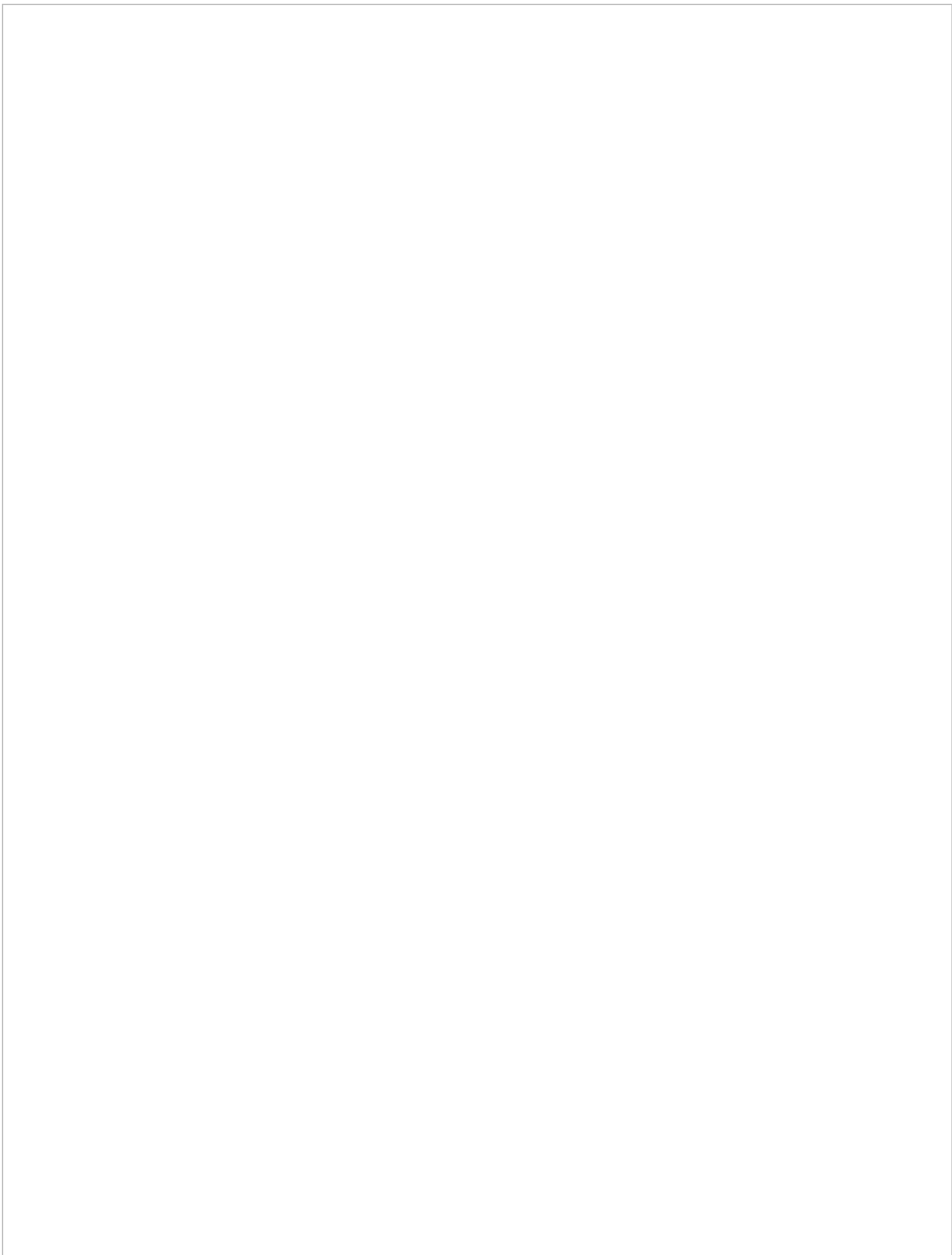


Pontificia Universidad
JAVERIANA
Bogotá

ISBN: 978-958-781-235-0

Primera edición: mayo 2018

La reproducción total o parcial de esta obra, en cualquier forma que sea, idéntica o modificada. Escrita a máquina o por sistema <<multigraph>>, mimeógrafo, impreso en fotocopia, fotoduplicación o cualquier otra no autorizada por los autores o editor, viola los derechos reservados. Cualquier utilización debe ser previamente solicitada por escrito.



EDITORES



Dra. MA. TERESA ALARCÓN HERRERA. Es Profesora e Investigadora del Dpto. de Energías Renovables y Protección al Medio Ambiente. Realizó estudios de Ingeniería Química en el Instituto Tecnológico de Durango. Maestría en Ingeniería en la Universidad Autónoma de México y de Doctorado en Ingeniería Ambiental en la Universidad de Windsor, Canadá (1994). Especialidad en Tratamiento de Agua en el Instituto de Ciencias Aplicadas de Toulouse, Francia (1979) y en la Universidad de Hannover en Alemania (1985). La Dra. Alarcón Herrera es Investigadora Nivel II, dentro del Sistema Nacional de Investigadores en México. Tiene experiencia profesional de trabajo en la Comisión de Seguridad Nuclear y Salvaguardias y el Instituto de Investigaciones Eléctricas en México. Como investigadora dentro del CIMAV, ha contribuido a la formación de alumnos de Maestría y Doctorado en el programa de posgrado de Ciencia y Tecnología Ambiental. Teniendo bajo su dirección diferentes proyectos de investigación relacionados con la calidad y tratamiento de agua y la remediación de sitios contaminados con metales y metaloides. Una de las líneas de investigación es la remoción de flúor y arsénico. Es evaluadora de proyectos de investigación, nacionales e internacionales, y de publicaciones internacionales como: Ecological Engineering, Water, Air, & Soil Pollution, Water Science and Technology, Water Supply, Water Research, Journal of Hazardous Materials, entre otras. Dirige proyectos nacionales e internacionales de investigación, financiados por diversas agencias, entre ellas la Agencia Española de Cooperación Internacional para el Desarrollo (AECID). Publicó más de 170 trabajos científicos en revistas y congresos nacionales e internacionales.



Dra. FLORENTINA ZURITA MARTÍNEZ. Actualmente es Profesora Investigadora Titular C en el Departamento de Ciencias Tecnológicas del Centro Universitario de la Ciénega de la Universidad de Guadalajara. Obtuvo el grado de Maestra en Ingeniería (opción ambiental) en la División de Estudios de Posgrado de la Facultad de Ingeniería de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM). Realizó su tesis de maestría en el Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Obtuvo el grado de Doctora en Ciencia y Tecnología en el área de ingeniería ambiental, en el Centro de Investigación y Asistencia en Tecnología y Diseño del Estado de Jalisco (CIATEJ). Es evaluadora de proyectos nacionales y árbitro de revistas internacionales como Journal of Ecological Engineering, Water Science and Technology, Environmental Technology, Water and Journal of Health, entre otras. Desde el año 2004 se ha enfocado a la investigación sobre humedales de tratamiento y fitorremediación para la remoción de contaminantes convencionales, metales pesados y emergentes de aguas y aguas residuales. Sobre esta línea de investigación ha dirigido numerosas tesis de licenciatura, maestría y doctorado y generado diversas publicaciones científicas. Es miembro del Sistema Nacional de Investigadores Nivel I. Pertenece a la International Water Association y a la Constructed Wetland Association (Reino Unido).



Dr. JAIME A. LARA-BORRERO. Actualmente es Profesor Investigador Titular en el Departamento de Ingeniería Civil de la Pontificia Universidad Javeriana de Bogotá, Universidad donde realizó sus estudios de pregrado obteniendo el título de Ingeniero Civi. Obtuvo el grado de Maestría en Ingeniería y Gestión Ambiental en la Universidad Politécnica de Cataluña y de Doctorado en Ingeniería de Caminos, Canales y Puertos (Enfasis en Ingeniería Sanitaria y Ambiental) en la Universidad Politécnica de Madrid. El Dr. Lara-Borrero es actualmente Investigador Asociado

dentro del Sistema nacional de investigadores de Colciencias en Colombia, donde es además Par evaluador reconocido.

Es evaluador de proyectos nacionales y árbitro de revistas nacionales e internacionales. Desde el año 1999 ha venido trabajando con humedales construidos para tratamiento de distintos tipos de efluentes, entre ellos, lixiviados de rellenos sanitarios, aguas residuales domésticas, aguas de escorrentía y recientemente contaminantes emergentes. Trabajos estos de los que han salido numerosas tesis de pregrado, maestría y doctorado y diversas publicaciones científicas. Es miembro del Sistema Nacional de Investigadores Nivel I. Pertenece a la International Water Association – IWA y a la Asociación Colombiana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental – ACODAL y en la actualidad es parte del grupo directivo de la Red Panamericana de Sistemas de Humedales. Publicó más de 80 trabajos científicos en revistas y congresos nacionales e internacionales.



DRA. GLADYS VIDAL. Es Ingeniera Civil Industrial con mención en Agroindustria y Doctora en Ciencias Químicas (Programa de Biotecnología Ambiental) por la Universidad de Santiago de Compostela, España (1995). Actualmente es Profesora Titular de la Facultad de Ciencias Ambientales y Centro EULA-Chile de la Universidad Concepción y coordinadora del Grupo de Ingeniería y Biotecnología Ambiental de la misma Facultad. Es guía de 15 tesis doctorales, 6 de magíster y más de 100 de pregrado y profesor responsable de 8 postdoctorados. Ha sido editora de 7 libros y

autora de 33 capítulos de libros, más de 110 artículos en revistas indexadas (ISI) y más de 30, en otras revistas con Comité Editorial. La calidad de las publicaciones de la Dra. Vidal se pone de manifiesto a través de su índice de impacto (índice h: 21, de acuerdo a la base ISI Web of Knowledge).

Ha liderado y participado en proyectos internacionales con la Unión Europea, USA, España, Alemania, Colombia y Panamá, entre otros y en otros 33 proyectos nacionales de investigación. Actualmente es investigadora principal de un Centro de Recursos Hídricos para la Agricultura y la Minería (CRHIAM) de CONICYT, en el área de las tecnologías para la gestión del agua. La Dra. Vidal ha participado en diferentes comisiones regionales y nacionales relacionadas con políticas de formación de capital humano, investigación, innovación y transferencia tecnológica. Actualmente, a nivel internacional es Chair del Grupo de Especialistas de la Industria Forestal de la IWA (International Water Association).

CAPÍTULOS

2 HUMEDALES DE TRATAMIENTO

- 2.1 Clasificación de los humedales
- 2.2 Elementos constitutivos de un humedal (medio filtrante, plantas, ...)
- 2.3 Ciclos biogeoquímico
- 2.4 Características hidráulicas

^a M. Teresa Alarcón Herrera, ^b Liliana Reynoso Cuevas.

^a Centro de Investigación en Materiales Avanzados (CIMAV) Durango. Victoria 147 Centro Histórico, 34000 Durango Dgo., México. Autor de correspondencia: teresa.alarcon@cimav.edu.mx

Teléfono: +52618

^b CONACYT Cátedras, comisionada a Centro de Investigación en Materiales Avanzados, S.C., CIMAV Unidad Durango. Victoria 147 Norte, Centro Histórico, C.P. 34000, Durango, Dgo., México.

3 LA VEGETACION EN LOS HUMEDALES DE TRATAMIENTO.

- 3.1 Clasificación de la vegetación.
- 3.2 Mecanismos de adaptación de las macrófitas a las condiciones de inundación.
- 3.3 Función de las plantas
- 3.4 Plantas ornamentales

Hernán Ricardo Hadad. Química Analítica, Facultad de Ingeniería Química, Universidad Nacional del Litoral, Santiago del Estero 2829, Santa Fe (3000), Argentina. Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET). Autor de correspondencia: hhadad@fiq.unl.edu.ar

Florentina Zurita Martínez. Laboratorio de Calidad Ambiental. Centro Universitario de la Ciénega. Universidad de Guadalajara. Av. Universidad # 1115. Ocotlán, Jalisco México. Autor de correspondencia: fzurita2001@yahoo.com

Hernán Ricardo Hadad; Ma. de las Mercedes Mufarrege. Química Analítica, Facultad de Ingeniería Química, Universidad Nacional del Litoral, Santiago del Estero 2829, Santa Fe (3000). Autor de correspondencia: hhadad@fiq.unl.edu.ar

Florentina Zurita Martínez, Allan Tejeda Ortega. Laboratorio de Calidad Ambiental. Centro Universitario de la Ciénega. Universidad de Guadalajara. Av. Universidad # 1115. Ocotlán, Jalisco México. Autor de correspondencia: fzurita2001@yahoo.com

3.5 Plantas cosechables para consumo .

Alfredo Garcia-Perez. LaGrange County Health Department. Environmental Health Office. LaGrange, IN 46761

Autor de correspondencia:
agarcia@lagrangecounty.org

4 PROCESOS DE TRANSFORMACIÓN Y REMOCIÓN DE CONTAMINANTES EN LOS HUMEDALES DE TRATAMIENTO.

4.1 Materia orgánica y sólidos suspendidos

^a Daniela López, a Carolina Reyes, a Mario Sepúlveda y a Gladys Vidal.

^a Grupo de Ingeniería y Biotecnología Ambiental, Facultad de Ciencias Ambientales y Centro EULA-Chile, Universidad de Concepción. Barrio Universitario s/n, Concepción – Chile.

Autor de correspondencia: gvidal@udec.cl
Havalend Steinmuller^a, John R. White^a,
Florentina Zurita Martínez^b

4.2 El Ciclo del Nitrógeno en los humedales

^aWetland & Aquatic Biogeochemistry Laboratory, Department of Oceanography and Coastal Sciences, Louisiana State University, Baton Rouge, USA.

^b Laboratorio de Calidad Ambiental, Centro Universitario de la Ciénega. Universidad de Guadalajara. Av. Universidad # 1115. Ocotlán, Jalisco México.

Autor por correspondencia:
fzurita2001@yahoo.com

4.3 Patógenos

Florentina Zurita Martínez, Ángeles Xitlalli Torres Bojorges.

Laboratorio de Calidad Ambiental, Centro Universitario de la Ciénega. Universidad de Guadalajara. Av. Universidad # 1115. Ocotlán, Jalisco México.

Autor por correspondencia:
fzurita2001@yahoo.com

4.4 Metales y metaloides

Gisela Alfonsina Di Luca; María Alejandra Maine^a

Química Analítica, Facultad de Ingeniería Química, Universidad Nacional del Litoral, Santiago del Estero 2829, Santa Fe (3000), Argentina. Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET).

^aAutor por correspondencia:
amaine@fiq.unl.edu.ar

5 DISEÑO Y CONSTRUCCIÓN DE HUMEDALES DE TRATAMIENTO

5.1 Diseño de Humedales de Tratamiento.

Jaime A. Lara-Borrero. Departamento de Ingeniería Civil. Facultad de Ingeniería. Pontificia Universidad Javeriana. Calle 40 No. 5 -50. Bogotá, Colombia. Email: laraj@javeriana.edu.co

5.2 Construcción de humedales de flujo sub-superficiales vertical /horizontal

Armando Rivas Hernández. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Paseo Cuauhnáhuac 8532, Col. Progreso. Jiutepec, Mor. E-mail: arivas@tlaloc.imta.mx

6 APLICACIONES ESPECÍFICAS

6.1 Tratamiento de aguas residuales

Catalina Plaza de los Reyes y Gladys Vidal*
Centro de Ciencias Ambientales EULA-Chile.
Universidad de Concepción. Barrio Universitario s/n, Concepción, Casilla 160-C, Chile. Teléfono: 56-041-2204067, Fax: 56-041-2207076.

*Autor por correspondencia: glvidal@udec.cl

6.2 Tratamiento de efluentes mineros

Norma Perez^a, Gabriela Morales^b, Alex Schwarz^a, Ma. Teresa Alarcón-Herrera^d, Gladys Vidal^{b*}

^aDepartamento de Ingeniería Civil, Facultad de Ingeniería, Universidad de Concepción. Barrio Universitario s/n, Concepción – Chile.

^bGrupo de Ingeniería y Biotecnología Ambiental, Facultad de Ciencias Ambientales y Centro EULA-Chile, Universidad de Concepción. Barrio Universitario s/n, Concepción – Chile.

^dCentro de Investigación en Materiales Avanzados, S.C., CIMAV Unidad Durango. Victoria 147 Norte, Centro Histórico, Durango, Dgo., México. C.P. 34000.

*Autor por correspondencia: glvidal@udec.cl

6.3 Tratamiento de efluentes de la industria metalúrgica

María Alejandra Maine^{a, b,*}, Gabriela C. Sánchez^a

^aQuímica Analítica, Facultad de Ingeniería Química, Universidad Nacional del Litoral, Santiago del Estero 2829, Santa Fe (3000), Argentina. ^bConsejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET).

*Autor por correspondencia: amaine@fiq.unl.edu.ar

6.4 Estabilización de lodos residuales

Gabriela E. Moeller Chávez. Universidad Politécnica del Estado de Morelos. Boulevard Cuauhnáhuac No. 566 Col. Lomas del Texcal, Jiutepec, Morelos. México.

7 ESTRATEGIAS DE MEJORA

7. Estrategias para intensificar los procesos depurativos en los humedales construidos

Ismael Leonardo Vera Puerto ^{a,b}

^a Investigador asociado externo. Centro de Investigación y Desarrollo en Recursos Hídricos (CIDERH) – Universidad Arturo Prat – Vivar 493, 3er Piso, Iquique (Chile). Tel. +56-57-2530800. ^{a a b} Profesor Auxiliar. Departamento de Obras Civiles, Facultad de Ciencias de la Ingeniería, Universidad Católica del Maule – Av. San Miguel 3605, Talca (Chile). Tel. +56-71-2203534. –

E-mail: leonardo.vera@ciderh.cl,
leovera82@gmail.com, ivera@ucm.cl

ÍNDICE

PRÓLOGO	2
EDITORES	5
CAPÍTULOS	7
ÍNDICE.....	11
1 INTRODUCCION	14
2 HUMEDALES DE TRATAMIENTO.....	15
2.1 Clasificación de los humedales	15
2.1.1 Humedales construidos.....	19
2.2 Elementos constitutivos de un humedal	21
2.3 Ciclos Biogeoquímicos.....	22
2.3.1 Tipos de ciclos biogeoquímicos	23
2.3.2 Ciclo del Carbono	23
2.3.3 Ciclo del Nitrógeno	24
2.3.4 Ciclo del Fósforo.....	26
2.3.5 Ciclo del Agua	27
2.3.6 Ciclo del Oxígeno	28
2.3.7 Ciclo del Azufre.....	29
2.4 Características hidráulicas	30
3 LA VEGETACIÓN EN LOS HUMEDALES DE TRATAMIENTO	34
3.1 Clasificación de la vegetación en los humedales	34
3.1.1 Formas de vida de macrófitas	34
3.1.2 Selección de las plantas a utilizar en los humedales de tratamiento.....	35
3.2 Mecanismos de adaptación de las MACRÓFITAS A las condiciones de inundación	45
3.2.1 El agotamiento de oxígeno en suelos inundados y su efecto en las plantas.....	45
3.2.2 Adaptaciones morfológicas y fisiológicas de las macrófitas para sobrevivir en condiciones saturadas de agua	46
3.3 Función de las plantas en los humedales de tratamiento	54
3.3.1 Acumulación de contaminantes en los tejidos de las macrófitas	56
3.3.2 Crecimiento y dispersión de macrófitas.....	59
3.3.3 Dinámica ecológica en humedales de tratamiento.....	61

3.4	Plantas ornamentales en los humedales de tratamiento	67
3.4.1	Selección de especies ornamentales.....	67
3.4.2	Especies ornamentales de valor comercial como flor de corte, evaluadas para su uso en humedales de tratamiento.....	69
3.5	Plantas cosechables para consumo o producción de materias primas.....	79
3.5.1	Antecedentes sobre el uso de aguas residuales.....	79
3.5.2	Importancia de los nutrientes en el reuso de aguas residuales	80
3.5.3	Uso de humedales construidos en el Condado de LaGrange	81
3.5.4	El futuro de los HC para producir materias primas	85
4	PROCESOS DE TRANSFORMACIÓN Y REMOCIÓN DE CONTAMINANTES EN LOS HUMEDALES DE TRATAMIENTO.....	92
4.1	Materia orgánica y sólidos suspendidos.....	92
4.1.1	Caracterización de la materia orgánica	92
4.1.2	Eliminación de materia orgánica y sólidos suspendidos mediante humedales construidos	94
4.1.3	Consideraciones sobre la sustentabilidad de los humedales construidos	99
4.2	El ciclo del nitrógeno en los humedales.....	107
4.2.1	Mineralización del nitrógeno	109
4.2.2	Inmovilización del N – Captación por las plantas y microorganismos	110
4.2.3	La Nitrificación.....	111
4.2.4	La volatilización de amoníaco	112
4.2.5	Reducción de Nitrato (Desnitrificación desasimilatoria de nitrato, Reducción Reducción asimilatoria de Nitrato). 113	
4.2.6	Oxidación anaeróbica de amonio (ANAMMOX).....	115
4.2.7	Fijación biológica del N.....	115
4.2.8	Consideraciones en el manejo de humedales.....	116
4.3	Patógenos	121
4.3.1	Organismos indicadores de la calidad del agua	123
4.3.2	Eficiencias de remoción de patógenos en los humedales de tratamiento	124
4.3.3	Mecanismos de remoción de patógenos mediante humedales de tratamiento	125
4.4	Metales y metaloides.....	132
4.4.1	Acumulación y especiación de contaminantes en el sedimento.....	133
4.4.2	Adsorción e intercambio catiónico.....	135
4.4.3	Condiciones de Potencial Redox–pH del sedimento	136
4.4.4	Sedimentación.....	138
4.4.5	Procesos mediados por microorganismos	138
4.4.6	Rol de las macrófitas	139
5	DISEÑO Y CONSTRUCCIÓN DE HUMEDALES DE TRATAMIENTO.....	146
5.1	DISEÑO DE Humedales de tratamiento	146
5.1.1	Pretratamiento	146
5.1.2	Dimensionamiento, Humedales de Flujo libre –HFS	146
5.1.3	Diseño hidráulico.....	154
5.1.4	Flujo Subsuperficial Horizontal – HFSS.....	157
5.1.5	Humedales verticales – HFV	161

5.1.6	Humedales Verticales Sistema francés.....	162
5.1.7	EJEMPLOS DE DISEÑO	163
5.1.8	Humedal de flujo libre –HFS.....	164
5.1.9	Humedal de flujo subsuperficial – HFSS	174
5.2	Construcción de humedales de tratamiento	192
5.2.1	Acciones previas a la construcción.....	193
5.2.2	Aspectos generales previos y durante la construcción.	194
6	APLICACIONES ESPECÍFICAS	202
6.1	Tratamiento de aguas Residuales.....	202
6.1.1	CONCEPTOS BÁSICOS RELACIONADOS CON HUMEDALES CONSTRUIDOS	202
6.1.2	Principales configuraciones de humedales construidos	206
6.1.2.1	- Humedal de Flujo Superficial (HFS).	207
6.1.3	Depuración de aguas residuales.....	208
6.1.4	Depuración de aguas residuales industriales	209
6.2	Tratamiento de Efluentes Mineros.....	216
6.2.1	Efluentes mineros	216
6.2.2	Origen del DAM	217
6.2.3	Aspectos ambientales producto de la actividad minera	218
6.2.4	Tecnologías para tratamiento de DAM	218
6.2.5	Elementos para la toma de decisiones y selección de tecnología de tratamiento	224
6.2.6	Experiencias de la aplicación de sistemas pasivos y casos de estudio	224
6.2.7	Consideraciones para la gestión de DAM desde la perspectiva del desarrollo sustentable	232
6.3	Tratamiento de efluentes de la industria metalúrgica.....	238
6.3.1	Caso 1: Humedal para tratamiento de efluentes de una industria metalúrgica para fabricación de herramientas 238	
6.3.2	Caso 2: Humedal para tratamiento de efluentes de una empresa metalúrgica dedicada al cromado de piezas de gran tamaño	244
6.4	Estabilización de lodos residuales	250
6.4.1	Tipo de lodos residuales y su tratamiento	250
6.4.2	Tratamiento de lodos mediante humedales	251
6.4.3	Diseño de los lechos y aplicación de los lodos	253
6.4.4	Medio de empaque y plantas.....	255
6.4.5	Desempeño de los sistemas y eficiencia de tratamiento	256
7	ESTRATEGIAS PARA INTENSIFICAR LOS PROCESOS DEPURATIVOS EN LOS HUMEDALES CONSTRUIDOS.....	259
7.1.1	Provisión de sustratos orgánicos externos en la fase líquida.....	260
7.1.2	Modificación de las condiciones de óxido-reducción	261
7.1.3	Mejoramiento de la interacción con el medio de soporte.....	264
7.1.4	Integración de nuevos micro/macro organismos y condiciones ambientales	266

1 INTRODUCCION

Los humedales de tratamiento (HT), también conocidos como construidos o artificiales son sistemas de tratamiento de aguas residuales, diseñados específicamente para separar los contaminantes del agua residual y llevar a cabo el manejo y disposición de residuos de forma apropiada. En forma opuesta a los humedales naturales (pantanos, ciénagas, marismas etc.) los cuales se consideran parte del ambiente receptor y no parte de un sistema de tratamiento. Los humedales naturales están sujetos a las leyes y normatividad aplicable en lo referente a protección de descargas en el ambiente natural.

Desde hace aproximadamente más de cuarenta años, los sistemas de humedales construidos se han utilizado en determinadas zonas de Europa para tratar las aguas residuales de pequeños municipios. En la actualidad estos sistemas se están aplicando de forma creciente en todo el mundo, en muchos países, para tratar aguas residuales de diferentes tipos, entre ellas las aguas residuales domésticas, industriales, drenajes ácidos de minas, desechos agrícolas y ganaderos, lixiviados de rellenos sanitarios, así como la degradación de compuestos orgánicos persistentes.

Por definición los HT, son sistemas no-mecánicos que dependen de la naturaleza para llevar a cabo su trabajo, el cual en los sistemas mecánicos es mejorado a través de la optimización de las reacciones cinéticas. Son considerados obras de ingeniería. La proyección física del sistema es diseñada para minimizar al máximo cortos circuitos y zonas muertas. Las plantas y los microorganismos tienen a su vez un papel muy importante dentro del sistema, que tendrá una influencia muy alta en la eficiencia global del mismo.

En el espectro de la tecnología de tratamiento de aguas residuales, los HC son sistemas de baja velocidad. Son sistemas simples y a la vez muy complejos porque incorporan diversos aspectos tales como: Procesos de precipitación, adsorción, absorción, reacciones químicas, crecimiento bacteriano que se presentan tanto en sistemas de lodos activados, como de película adherida, remoción de nutrientes, (nitrificación y desnitrificación) aspectos avanzados de mecánica de fluidos y biología de plantas. Al igual que en los sistemas de tratamiento convencional de aguas residuales, las plantas de los humedales remueven nutrientes (nitrógeno y fósforo) para la producción de biomasa a través de absorción y asimilación. Estos sistemas tienen la habilidad única de transportar oxígeno para permitir que las raíces crezcan en medios anaerobios. Además de llevar el oxígeno a las raíces de las plantas, éste oxígeno es liberado en el medio del agua y suelo circundantes incrementando de esta forma la capacidad del sistema para la descomposición aerobia de los contaminantes.

El uso de humedales de tratamiento para el saneamiento de aguas residuales es cada vez más aceptado en diferentes partes del mundo. Hoy en día los humedales de flujo subsuperficial son comunes en diferentes países europeos como Inglaterra, Francia, Dinamarca, Alemania e Italia entre otros, siendo también apropiados para los países Latinoamericanos, solo que se requiere de una mayor difusión y comprensión del funcionamiento de estos sistemas de tratamiento para las condiciones ambientales propias.

2 HUMEDALES DE TRATAMIENTO

2.1 CLASIFICACIÓN DE LOS HUMEDALES

Debido a que los humedales representan un gradiente entre ambientes acuáticos y terrestres, no hay una definición universalmente reconocida sobre estos ecosistemas, generándose así, confusiones e inconsistencias en su clasificación, inventario y manejo (Mitsch y Gosselink, 2000). Un elevado número de sistemas de clasificación de humedales se han diseñado alrededor del mundo siguiendo diversos criterios, que, en algunos casos, son aplicables a sistemas específicos, con carácter local o para aplicaciones o necesidades de manejo concretas. Cada sistema de clasificación es un intento por integrar la vegetación dominante del humedal e implícita o explícitamente, asociarla a diferentes escenarios de condiciones ambientales (Keddy, 2004).

La Convención Relativa a los Humedales de Importancia Internacional, comúnmente referida como La Convención de Ramsar, por el nombre de la ciudad de Irán en que fue adoptada en 1971, se establece originalmente por la preocupación que existía desde principios de la década de los años 60, acerca de la disminución de las poblaciones de aves acuáticas y su hábitat. Sin embargo, a través de los años, la Convención ha ampliado su inquietud a todos los aspectos referidos al uso racional y conservación de los humedales. La Convención en 1996 contaba con 96 países como partes contratantes y 859 Sitios Ramsar (Berlanga-Robles, 2008). Para efectos de la Convención, “son humedales las extensiones de marismas, pantanos y turberas, o superficies cubiertas de aguas, sean éstas de régimen natural o artificial, permanentes o temporales, estancadas o corrientes, dulces, salobres o saladas, incluidas las extensiones de agua marina cuya profundidad en marea baja no exceda de seis metros”. En la Tabla 1, se muestra el esquema general de la clasificación de los humedales según los criterios de la Convención de Ramsar.

Tabla 1. Clasificación de la Convención sobre los Humedales de la Convención de Ramsar.

Humedales Marinos Costeros	Marinos	Submareal	Aguas marinas someras permanentes Lechos marinos submareales Arrecifes de coral
		Intermareal	Costas marinas rocosas Playas de arena o guijarros
	Estuarino	Submareal	Estuarios J. Lagunas costeras saladas K. Lagunas costeras de agua dulce
		Intermareal	Bajos intermareales Pantanos y esteros Humedales intermareales arbolados
	Fluvial	Permanente	L. Deltas interiores M. Ríos, arroyos permanentes Y. Manantiales de agua dulce
		Estacionales/ intermitentes	N. Ríos, arroyos estacionales/intermitentes
	Lacustre	Permanente	O. Lagos permanentes de agua dulce (>8 ha) Tp. Pantanos/esteros/charcas permanentes de agua dulce (<8 ha)

Humedales de Tratamiento: Alternativa de Saneamiento

Humedales continentales			Q. Lagos permanentes salinos (>8 ha) Sp. Pantanos/esteros/charcas permanentes salobres (<8 ha)
		Estacionales/intermitentes	P. Lagos estacionales/intermitentes de agua dulce (>8 ha) Ts. Pantanos/esteros/charcas estacionales/intermitentes de agua dulce R. Lagos y zonas inundadas estacionales/intermitentes salobres Ss. Pantanos/esteros/charcas estacionales/intermitentes salobres
	Palustres	Permanente	Tp. Pantanos/esteros/charcas permanentes de agua dulce (<8 ha) Ts. Pantanos/esteros/charcas estacionales/intermitentes de agua dulce U. Turberas no arboladas Va. Humedales alpinos de montaña Vt. Humedales de la tundra Xf. Humedales boscosos de agua dulce Xp. Turberas arboladas
		Estacionales/intermitentes	Ss. Pantanos/esteros/charcas estacionales/intermitentes salobres Ts. Pantanos/esteros/charcas estacionales/intermitentes de agua dulce Y. Manantiales de agua dulce Xf. Humedales boscosos de agua dulce
	Geotérmicos		Zg. Humedales geotérmicos
	Humedales artificiales		1. Estanques de acuicultura 2. Estanques artificiales 3. Tierras de regadío 4. Tierras agrícolas 5. Zonas de explotación de sal 6. Áreas de almacenamiento de aguas 7. Excavaciones, canteras, piletas de residuos mineros 8. Áreas de tratamiento de agua 9. Canales de transportación y de drenaje, zanjas
	Humedales cársticos		Zk(a) Costeros Zk(b) Continentales Zk(c) Artificiales

También destaca la Clasificación de Cowardin *et al.* (1979), considerada como uno de los sistemas de clasificación más incluyentes y versátiles y que se ha usado de manera exitosa por más de veinte años en el inventario de humedales de los Estados Unidos (Tabla 2).

Tabla 2. Esquema de clasificación de los humedales según Cowardin *et al.* (1979).

Sistema	Subsistema	Clase
Marino	Submareal	Fondo rocoso Fondo no consolidado Lecho acuático Arrecife
	Intermareal	Lecho acuático Arrecife Literal rocoso Literal no consolidado
Estuarino	Submareal	Fondo rocoso Fondo no consolidado Lecho acuático Arrecife
	Intermareal	Lecho acuático Arrecife Lecho corriente Literal rocoso Literal no consolidado Humedal emergente Humedal arbustivo Humedal forestal
Fluvial	Mareal	Fondo rocoso Fondo no consolidado Lecho acuático Litoral rocoso Litoral no consolidado Humedal emergente
	Perenne inferior	Fondo rocoso Fondo no consolidado Lecho acuático Litoral rocoso Litoral no consolidado Humedal emergente
	Perenne superior	Fondo rocoso Fondo no consolidado Lecho acuático Litoral rocoso Litoral no consolidado
	Intermitente	Lecho corriente

Sistema	Subsistema	Clase
Lacustre	Limnético	Fondo rocoso Fondo no consolidado Lecho acuático
	Litoral	Fondo rocoso Fondo no consolidado Lecho acuático Litoral rocoso Litoral no consolidado Humedal emergente
Palustre		Fondo rocoso Fondo no consolidado Lecho acuático Litoral no consolidado Humedal de musgos y líquenes Humedal emergente Humedal arbustivo Humedal forestal

Clasificaciones como las de Cowardin *et al.* (1979) y Ramsar están inherentemente relacionadas a atributos biológicos, lo que resulta en una complejidad que no necesariamente debe transferirse a las partes primarias de una clasificación de ecosistemas. Una clasificación alternativa a las clasificaciones “inherentemente biológicas” es la propuesta geomorfológica de Semeniuk y Semeniuk (1995), la cual resalta las características básicas presentes en todos los humedales: la geoforma y el régimen de agua (Tabla 3).

Tabla 3. Clasificación geomorfológica de los humedales según Semeniuk y Semeniuk (1995).

Unidades primarias Forma terrestre					
Régimen de agua	Cubeta	Canal	Planicie	Pendiente	Montañas
Permanentemente inundado ^a	Lago	Río	Planicie de inundación Llanos inundados Llanura húmeda	Pendiente húmeda	Colina húmeda
Estacionalmente inundado ^a	Charca	Riachuelo			
Intermitentemente inundado ^a	Playa	Canal de drenaje			
Estacionalmente saturado ^b	Depresión húmeda	Zanja			
Observaciones: ^a Régimen inundado. Suelos cubiertos con agua y el suelo; debajo de la superficie también está saturado. ^b Saturado. Suelos saturados con agua, aunque no inundados en la superficie.					

Las diferencias fundamentales en la aproximación geomorfológica con la mayoría de las otras clasificaciones son el reconocimiento de los sistemas acuáticos y sus líneas litorales como un solo sistema, se dirige a las características fundamentales de todos los humedales, independientemente del clima, atributos biogeográficos o fisiográficos/geológicos, tipos de agua, mecanismos de suministro de agua y origen. La gran desventaja de esta

clasificación con respecto a otros sistemas, es que, en su diseño únicamente se consideran humedales naturales e interiores y a diferencia de otros sistemas, requiere de mayor capacitación para su implementación.

2.1.1 Humedales construidos

Los humedales construidos consisten principalmente en estanques poco profundos en los que se implantan especies vegetales adaptadas a la vida acuática y en los que la depuración se basa en procesos naturales de tipo microbiológico, biológico, físico y químico. Su diseño es muy variado, pero siempre incluye canalizaciones, aislamiento del suelo para evitar el paso de la contaminación a los ecosistemas circundantes y el control del flujo del efluente en cuanto a su dirección, flujo, tiempo de retención y nivel del agua (Curt, 2005).

Existe una variedad de terminologías que se emplean en la clasificación de los humedales utilizando nombres intercambiables para un mismo sistema (Fonder y Headley, 2013). El Instituto Nacional de Ecología, en el documento elaborado por Berlanga-Robles y Ruiz-Luna (2004), propone el uso de la clasificación Ramsar para catalogar los humedales construidos, debido a que, es un sistema que resalta su origen antropogénico. Por otro lado, Delgadillo *et al.* (2010) presenta una de las clasificaciones más comunes para los humedales construidos, la cual se basa inicialmente en el tipo de vegetación, y a partir de ésta, se generan varias sub-clasificaciones (Figura 1). Sin embargo, también es frecuente encontrar una clasificación más general que abarca únicamente los sistemas a partir del tipo de flujo.

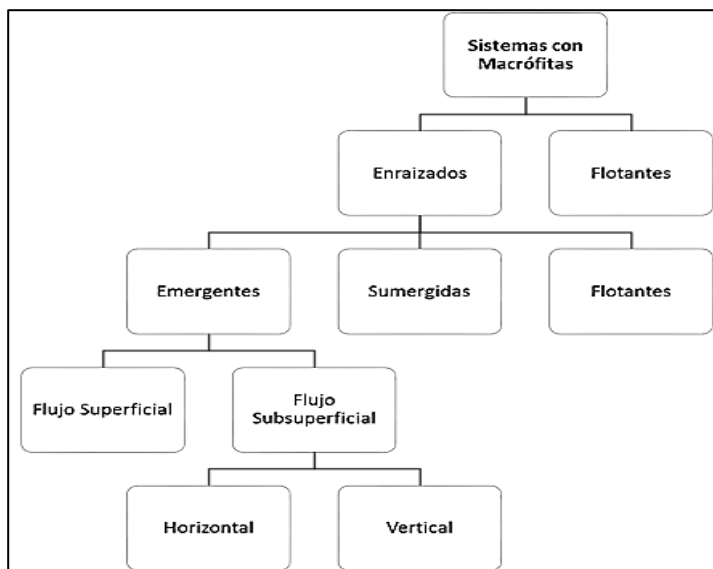


Figura 1. Esquema de clasificación de los sistemas de depuración con macrófitas. Elaborado a partir de Delgadillo *et al.*, 2010.

Los humedales enraizados son aquéllos en los que la vegetación, por ejemplo, *Typha latifolia* (espadaña o junco), se encuentra plantada o fija en el sustrato que se coloca en el fondo del humedal. Los flotantes, consisten en estanques o canales de poca profundidad y en ellos, las plantas que se emplean no tienen raíz fija al sustrato, sino que se desarrolla una especie flotante, por ejemplo, jacintos (Hidalgo *et al.*, 2005). Los enraizados pueden ser de tres tipos: emergentes, sumergidos y flotantes (Delgadillo *et al.*, 2010).

Los enraizados emergentes tienen una sub-clasificación de acuerdo al flujo de agua: flujo superficial y flujo sub-superficial. Los de flujo superficial (Figura 2), son aquéllos en los que, el agua circula sobre la superficie del suelo con vegetación desde un punto de entrada hasta el punto de descarga. Mientras que, en los de flujo sub-superficial hay dos variantes, de flujo horizontal y de flujo vertical. La vegetación se planta en el medio, que puede ser desde grava gruesa hasta arena. La profundidad del lecho va desde 0.45 a 1 m y tiene una pendiente característica de 0 a 5 %.

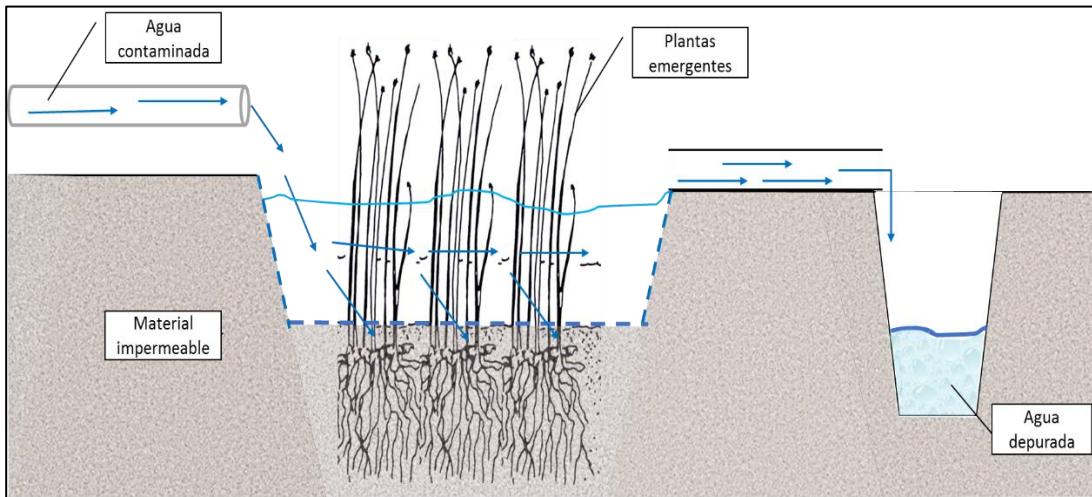


Figura 2. Esquema de un humedal de flujo superficial.

En los humedales de flujo sub-superficial horizontal (Figura 3a), el agua circula horizontalmente a través del sustrato de manera continua al ser aplicada en la parte superior de un extremo y recogida por un tubo de drenaje en la parte opuesta inferior, favoreciendo las condiciones anaerobias al mantenerse el nivel del agua por debajo del sustrato (Brix, 2003; Delgadillo *et al.*, 2010). En los de flujo sub-superficial vertical (Figura 3b), el agua circula verticalmente a través del sustrato de manera intermitente y en ellos se reciben las aguas residuales de arriba hacia abajo, a través de un sistema de tuberías de conducción de agua, favoreciendo la aireación y condiciones aerobias (Delgadillo *et al.*, 2010).

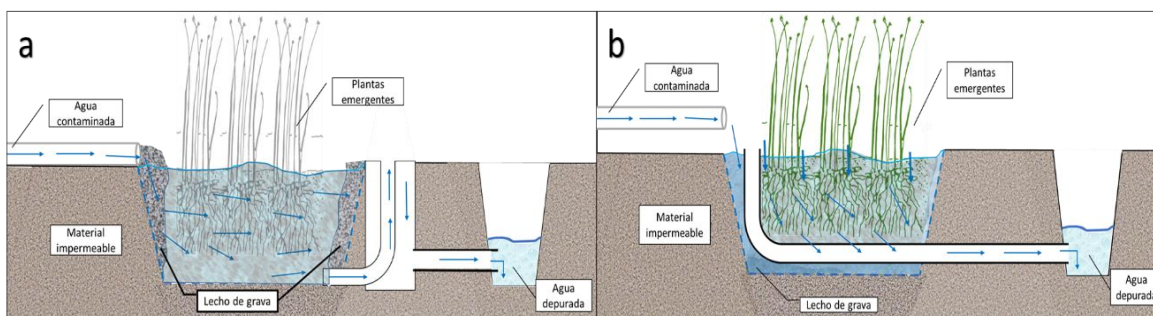


Figura 3. Esquema simplificado de un humedal artificial de flujo sub-superficial horizontal (a) y vertical (b).

Los humedales construidos de flujo sub-superficial vertical tienen la ventaja de que nitrifican, es decir, pasan el nitrógeno amoniacal a nitritos y nitratos y en algunos países este paso es requisito obligado en el tratamiento de aguas. Los humedales artificiales reproducen la dinámica de los humedales naturales, y como éstos, constituyen delicados ecosistemas, que combinan procesos físicos, químicos y biológicos en un medio diseñado, construido y manejado por el hombre. Es de vital importancia la actuación e interacción de los componentes vivos del sistema (microorganismos, hongos, algas, vegetación y fauna) y el agua residual a tratar (Curt, 2005). El papel de la vegetación en la eficacia de los sistemas de tratamiento con macrófitas, ha sido ampliamente debatido en el ámbito científico. Es indudable que la vegetación en los humedales artificiales es un componente fundamental, ya que el sistema de tratamiento está estrechamente relacionado con un tipo determinado de vegetación. Por ejemplo, no pueden desarrollarse sistemas acuáticos si no se dispone de plantas flotantes.

Los sistemas basados en plantas enraizadas sumergidas, tienen el tejido fotosintético completamente embebido en el agua, pero generalmente las flores están expuestas a la atmósfera. Los dos tipos predominantes son elodea (*Elodea*, *Myriophyllum*, *Ceratophyllum*) e isoetáceas (*Isoetes*, *Littorella*, *Lobelia*) (Brix, 2003). En los sistemas que utilizan plantas flotantes predominan el jacinto de agua (*Eichornia crassipes*) y la lenteja de agua (*Lemna spp*).

La selección del tipo del humedal a emplear para una aplicación particular radica en la composición de las aguas residuales y el tipo de contaminante que desea removerse. En muchas ocasiones, se utiliza una combinación de diferentes tipos de humedales, sistemas conocidos como “híbridos”.

2.2 ELEMENTOS CONSTITUTIVOS DE UN HUMEDAL

Los humedales construidos están constituidos básicamente por cuatro elementos: influente, sustrato, vegetación y microorganismos.

Influente – es el agua residual que entra al humedal y que puede ser doméstica, industrial, o una mezcla, e incluso drenajes procedentes de eventos de precipitación pluvial.

Sustrato – se refiere a los materiales o medio filtrante que se colocan en el lecho del humedal y que entre sus funciones tienen el servir como soporte para las plantas y el desarrollo del ecosistema, y puede incluir todos o algunos de los siguientes elementos: arena, grava, suelo, composta, etc. Generalmente, se incluyen varias capas de arena y grava de diferentes graduaciones, según las características del influente a tratar. El uso de arena gruesa contribuye a la eficiencia de los procesos de tratamiento, proporcionando la superficie para el crecimiento microbiano y soportando la adsorción y los procesos de filtración (Hoffmann *et al.*, 2011).

Vegetación – son las especies vegetales o plantas que llevarán a cabo algunas de las funciones de depuración del agua residual a tratar mediante procesos de adsorción, fijación, etc.

Microorganismos – son el consorcio formado por organismos vivos que intervienen en las reacciones biológicas del proceso de tratamiento.

En la práctica, los humedales se pueden realizar mediante una serie de canales impermeabilizados con una lámina plástica, por los que fluye el agua residual. Una consideración importante, antes del vertido del agua residual bruta, es implementar un pretratamiento para eliminar los elementos gruesos, las arenas sedimentables, las materias sólidas en suspensión y las grasas/aceites. En el caso de aguas industriales con elevada carga orgánica se debe considerar un sistema físico-químico o un decantador para disminuir una parte de dicha carga. La instalación debe contar con un by-pass para poder desviar el exceso de caudal. La superficie del humedal, así

como el área a plantar, se determina de acuerdo al terreno disponible y la población que se va a atender. La profundidad mínima requerida es de 0.5 m y 0.2 m de resguardo (Fernández, 2005).

En los humedales, el sustrato está formado por el suelo que puede ser de arena, grava, roca y/o sedimentos. La principal característica del medio es que debe ser permeable para permitir el paso de agua a través de él. Por lo tanto, se prefieren suelos de tipo granular, principalmente grava con un diámetro de 5 mm aproximadamente. La importancia del sustrato radica en que soporta a los organismos vivos, influye en el movimiento del agua a través del sistema, además de que las transformaciones microbianas tienen lugar principalmente dentro del sustrato y de que éste almacena muchos contaminantes y acumula los restos de la vegetación (incrementando las fuentes de carbono); la resistencia hidráulica del medio se relaciona con la velocidad de flujo y el caudal a tratar (Arias, 2004).

Las plantas son organismos fotoautótrofos; tienen la habilidad de transferir oxígeno desde la atmósfera a través de hojas y tallos hasta el medio donde se encuentran las raíces, creando regiones aerobias donde los microorganismos utilizan el oxígeno disponible para producir diversas reacciones de degradación de la materia orgánica (Delgadillo *et al.*, 2010). Existe un gran número de plantas de humedales como los juncos de agua, eneas o espadañas (*Typha sp.*), esparganios (*Sparganium sp.*), diversas especies de juncos (*Cyperus sp.*, *Scirpus*, *Juncus*, entre otros) y los carrizos (*Phragmites sp.*); el número de plantas recomendado es de 10 plantas por metro cuadrado.

Los microorganismos se encargan de realizar el tratamiento biológico; en la zona superior del humedal, donde predomina el oxígeno liberado por las raíces de las plantas y el oxígeno proveniente de la atmósfera, se desarrollan colonias de microorganismos aerobios, mientras que en el resto del lecho granular predominarán los microorganismos anaerobios. Los principales procesos que llevan a cabo los microorganismos son la degradación de la materia orgánica, la eliminación de nutrientes y elementos traza y la desinfección (Arias, 2004).

Los principales microorganismos presentes en la biopelícula de los humedales son: bacterias, levaduras, hongos y protozoarios. La biomasa microbiana consume gran parte del carbono y muchos nutrientes. La actividad microbiana tiene la función de transformar un gran número de sustancias orgánicas e inorgánicas en sustancias inocuas e insolubles y alterar las condiciones de potencial de reducción y oxidación del sustrato afectando así a la capacidad de proceso del humedal. Asimismo, gracias a la actividad biológica, muchas de las sustancias contaminantes se convierten en gases que son liberados a la atmósfera (Lara-Borrero, 1999).

2.3 CICLOS BIOGEOQUÍMICOS

Los humedales naturales son sistemas de flujo que maximizan la sostenibilidad a largo plazo a expensas de la eficiencia. A su vez, los humedales construidos con control preciso de hidrología, que prevenga los eventos raros de flujo estacional, son más predecibles y más eficientes (Roldán y Ramírez, 2008). Los humedales intervienen en funciones físicas de regulación del ciclo hídrico superficial y de acuíferos, retención de sedimentos, control de erosión y estabilización microclimática. Intervienen también en funciones químicas como las de regulación de ciclos biogeoquímicos (retención, filtración y liberación), y descomposición de biomasa terrestre, así como en la retención de dióxido de carbono (CO₂).

El término de “ciclo biogeoquímico” deriva del movimiento cíclico de los elementos que forman los organismos biológicos, el ambiente geológico y donde interviene un cambio químico. Mientras que el flujo de energía en un ecosistema es abierto, ya que al ser utilizada para el mantenimiento de las funciones vitales de los seres vivos se degrada y disipa en forma de calor, no sigue un ciclo y fluye en una sola dirección, el flujo de materia es cerrado, ya que los nutrientes se reciclan, además de que existe un intercambio entre formas bióticas y abióticas.

El ingreso de los diversos elementos a los ecosistemas ocurre principalmente a través de la atmósfera, ya sea que se depositen en forma seca o húmeda o mediante la fijación biológica activa (CO_2 y nitrógeno). Los aportes de nutrientes de origen geológico al sistema provienen de la meteorización de minerales, los cuales ejercen un rol importante sobre la fertilidad del suelo y procesos bióticos en los ecosistemas. En las regiones templado-húmedas, el flujo de nutrientes está íntimamente relacionado con el ciclo hidrológico. Sin embargo, estos ciclos han sido alterados por las actividades antropogénicas, como son la agricultura, ganadería, industria y la pérdida de espacios forestales.

Los seres vivos estamos formados por elementos químicos, fundamentalmente oxígeno, hidrógeno, carbono y nitrógeno, que en su conjunto suponen más del 95 % del peso. El resto de los elementos, como fósforo, azufre, calcio, fierro y potasio, se encuentran presentes en cantidades muy pequeñas. Algunos seres vivos son capaces de captar los elementos y compuestos de los depósitos yacientes en los que se acumulan, los cuales se van transfiriendo en las cadenas tróficas de unos seres vivos a otros, y son sometidos a procesos químicos que los van situando en distintas moléculas. Es importante mencionar que los ciclos de los elementos mantienen una estrecha relación con el flujo de energía en el ecosistema (Universidad de Navarra, 2000).

2.3.1 Tipos de ciclos biogeoquímicos

1.- Sedimentarios: los nutrientes circulan principalmente en la corteza terrestre (suelo, rocas, sedimentos, etc.), la hidrósfera y los organismos vivos. Los elementos en estos ciclos son generalmente reciclados mucho más lentamente que en el ciclo gaseoso; además, el elemento se transforma de modo químico y con aportación biológica en un mismo lugar geográfico. Los elementos son retenidos en las rocas sedimentarias durante largos periodos de tiempo, con frecuencias de miles a millones de años. Ejemplos de este tipo de ciclos son el fósforo y el azufre.

2.- Gaseoso: los nutrientes circulan principalmente entre la atmósfera y los organismos vivos. En la mayoría de estos ciclos, los elementos son reciclados rápidamente, con frecuencia de horas o días. Este tipo de ciclo, se refiere a que la transformación de la sustancia involucrada cambia de ubicación geográfica y que se fija a partir de una materia prima gaseosa. Ejemplos de ciclos gaseosos son: el carbono, el nitrógeno y oxígeno.

3.- Mixtos: El ciclo hidrológico, es un ejemplo de la combinación de ciclos sedimentario y gaseoso, donde el agua circula entre el océano, la atmósfera, la tierra y los organismos vivos; este ciclo además distribuye el calor solar sobre la superficie del planeta.

2.3.2 Ciclo del Carbono

El carbono es un elemento básico en la formación de las moléculas de carbohidratos, lípidos, proteínas y ácidos nucleicos, pues todas las moléculas orgánicas están formadas por cadenas de carbonos enlazados entre sí; un 18 % de la materia orgánica viva está constituida por carbono.

El ciclo del carbono comienza cuando las plantas, a través de la fotosíntesis y utilizando la clorofila como catalizador, emplean el dióxido de carbono (CO_2) presente en la atmósfera, el cual al descomponerse pasa a formar parte del tejido vegetal, en forma de hidratos de carbono, grasas y proteínas. Así, el carbono pasa a los herbívoros que consumen plantas y una parte de los compuestos de carbono se almacena en los tejidos de los animales; posteriormente, pasa a los carnívoros y una parte es eliminada en forma de gas. La Figura 4, es un esquema general del ciclo del carbono.

Aunque la mayor parte del carbono se encuentra inmovilizado en la corteza terrestre en forma de rocas (sobre todo, rocas calizas). Otra porción se encuentra en los combustibles fósiles, principalmente carbón y petróleo,

formados hace millones de años y es devuelto a la atmósfera a través de la combustión que se realiza por medio de la oxidación de moléculas de carbono, o sea, la combinación del carbono con moléculas de oxígeno formando dióxido de carbono y agua, liberando luz y energía térmica.

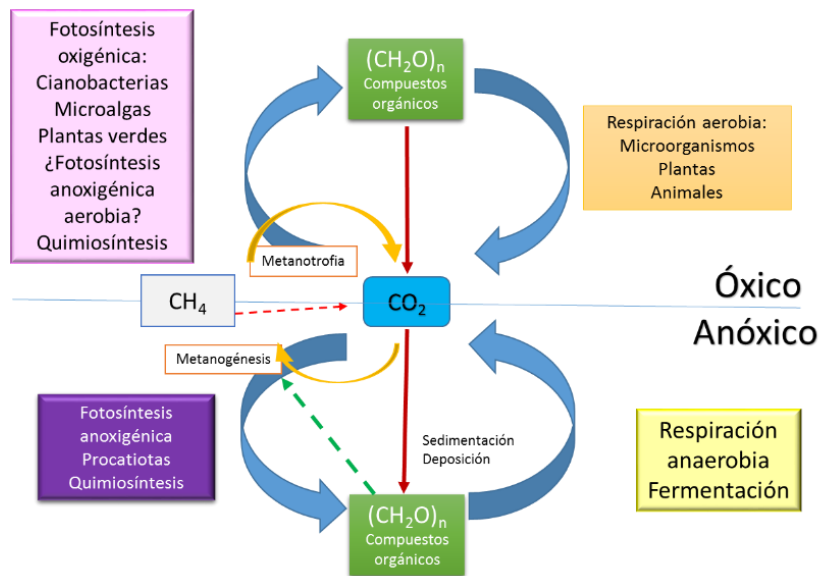


Figura 4. Ciclo del Carbono.

A lo largo de la historia del planeta, ha existido una acumulación de dióxido de carbono que no se ha podido incorporar al ciclo. Esto se observa a través de la formación de rocas carbonadas llamadas calizas o de combustibles fósiles tales como el carbón, el gas natural y el petróleo. Sin embargo, la actividad del hombre ha determinado la vuelta de importantes cantidades de ese carbono, que durante tanto tiempo habían permanecido separado, lo cual, según parece, está ocasionando severos problemas a la biosfera (Arana, 2001).

La vuelta de CO_2 a la atmósfera se hace cuando en la respiración los seres vivos oxidan los alimentos, produciendo CO_2 . En el conjunto de la biosfera, la mayor parte de la respiración la hacen las raíces de las plantas y los organismos del suelo y no, como podría parecer, los animales más visibles; los seres vivos acuáticos toman el CO_2 del agua.

La solubilidad de este gas en el agua, es muy superior a la de otros gases, como el oxígeno o el nitrógeno, porque reacciona con el agua formando ácido carbónico. En los ecosistemas marinos, algunos organismos convierten parte del CO_2 que toman el carbonato cálcico ($CaCO_3$) que necesitan para formar sus conchas, caparazones o masas rocosas en el caso de los arrecifes. Cuando estos organismos mueren, sus caparazones se depositan en el fondo formando rocas sedimentarias calizas en donde el carbono queda retirado del ciclo durante miles y millones de años. Este carbono volverá lentamente al ciclo cuando se van disolviendo las rocas.

2.3.3 Ciclo del Nitrógeno

El nitrógeno (N_2) está considerado como el elemento más abundante en la atmósfera; dada su estabilidad, es difícil que reaccione con otros elementos y por lo tanto, tiene bajo aprovechamiento. El nitrógeno está presente en las aguas residuales en forma de nitrato (NO_3^-), nitrito (NO_2^-), amonio (NH_4^+) y nitrógeno orgánico. Todas estas formas, incluido el nitrógeno gaseoso (N_2 , NO_x), forman parte del ciclo del nitrógeno porque están interrelacionadas bioquímicamente (Curt, 2005).

Gracias al proceso biológico de algunas bacterias y cianobacterias, el nitrógeno que se encuentra en la atmósfera puede ser asimilado; estas bacterias y algas cianofíceas pueden usar el N_2 del aire y lo convierten en otras formas químicas (NO_3^- y NH_4^+), asimilables por las plantas. Los organismos emplean el nitrógeno en la síntesis de proteínas, ácidos nucleicos (ADN y ARN) y otras moléculas fundamentales del metabolismo.

En el metabolismo de los compuestos nitrogenados en los animales acaba formándose el ion amonio, que es muy tóxico y debe ser eliminado. Esta eliminación se hace en forma de amoniaco (algunos peces y organismos acuáticos), en forma de urea (el hombre y otros mamíferos), o en forma de ácido úrico (aves y otros animales de zonas secas). Estos compuestos van a la tierra o al agua, de donde pueden tomarlos de nuevo las plantas o ser usados por algunas bacterias.

El ciclo del nitrógeno (Figura 5) se divide en las siguientes etapas: fijación, nitrificación o mineralización, asimilación, amonificación, inmovilización y desnitrificación (Hayatsu, *et al.*, 2008), procesos mediados principalmente por los microorganismos presentes en el suelo.

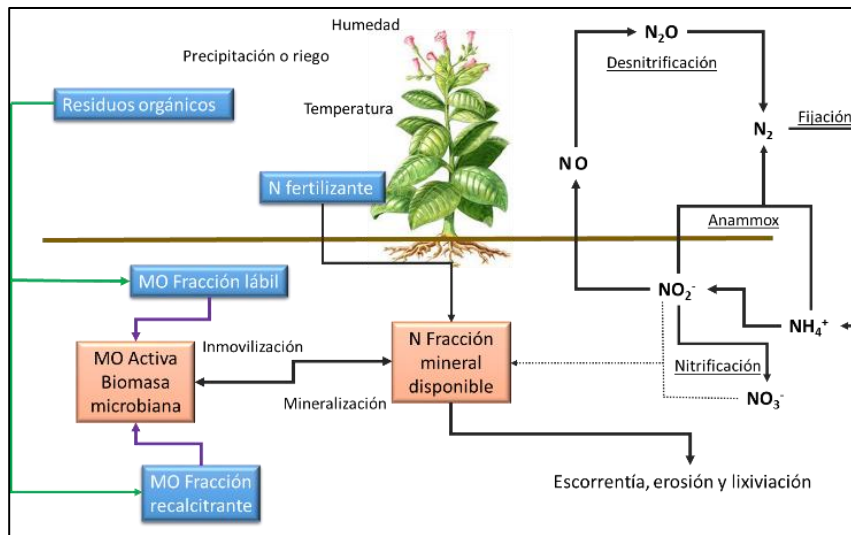


Figura 5. Ciclo del nitrógeno, los cuadros negros representan las entradas al sistema, los grises las fracciones disponibles y sin recuadro están los procesos y factores que influyen en la disponibilidad de nitrógeno (MO: materia orgánica).

A pesar de que la mayor parte del nitrógeno se encuentra en la atmósfera, la reserva realmente activa de este elemento se encuentra en el suelo, ya que aquí van a parar los desechos orgánicos de los organismos vivos y los restos de éstos. Y es así, como las bacterias fijadoras de nitrógeno concluyen el proceso de descomposición de estos materiales, convirtiendo el nitrógeno orgánico en inorgánico (nitratos). Los nitratos son la única forma en la cual, las plantas pueden absorber este elemento para poder sintetizar sus propias proteínas, por medio de la fotosíntesis.

Para los sistemas agrícolas, la incorporación de nitrógeno es esencial para la fertilidad del suelo y por tanto para la productividad vegetal. Tradicionalmente, se han abonado los suelos con nitratos para mejorar los rendimientos agrícolas y desde que se consiguió la síntesis artificial de amoniaco por el proceso Haber fue posible fabricar

abonos nitrogenados que se emplean actualmente en grandes cantidades en la agricultura. Sin embargo, su mal uso produce un gran problema de contaminación en las aguas: la eutrofización.

Recientemente, se ha propuesto que para interpretar los mecanismos y proponer modelos de la dinámica del nitrógeno, es necesario tener en cuenta las diferentes fracciones orgánicas o compartimentos, considerando que la temperatura, el tamaño de partícula de los residuos, la agregación, el tipo de suelo, la humedad, el secado y molido, el anegamiento y la anaerobiosis y los efectos vegetales, también tienen efectos sobre su dinámica (Cerón y Aristizábal, 2012).

2.3.4 Ciclo del Fósforo

El ciclo del fósforo es un ejemplo de un ciclo sedimentario cuya principal área de almacenamiento del elemento se encuentra en la corteza terrestre. Por meteorización de las rocas o sacado por las cenizas volcánicas, queda disponible para que lo puedan tomar las plantas y con facilidad es arrastrado por las aguas y llega al mar. Parte del que es arrastrado, sedimenta al fondo del mar y forma rocas que tardarán millones de años en volver a emerger y liberar de nuevo las sales de fósforo.

El fósforo se encuentra en las aguas residuales en forma de fosfatos, ya sea disueltos o en partículas. Los fosfatos se clasifican en ortofosfatos, fosfatos condensados (piro- meta- y poli-fosfatos) y fosfatos en compuestos orgánicos (fósforo orgánico). El fósforo, junto con el nitrógeno, es uno de los elementos más importantes en los ecosistemas (Curt, 2005).

El fósforo es un componente esencial de los organismos; forma parte de los ácidos nucleicos (ADN y ARN); del ATP y de otras moléculas que tienen PO_4^{3-} y que almacenan la energía química; de los fosfolípidos que forman las membranas celulares; y de los huesos y dientes de los animales. Está en pequeñas cantidades en las plantas, en proporciones de un 0.2%, aproximadamente; en los animales, hasta el 1% de su masa puede ser fósforo.

Las plantas absorben el fósforo y otras sales minerales, a través de sus raíces (Figura 6). De las plantas, el fósforo pasa por varias cadenas alimentarias y vuelve generalmente al suelo o al agua, a través de la acción de los desintegradores. Los animales obtienen fósforo al alimentarse de las plantas o de otros animales que hayan ingerido. En la descomposición bacteriana de los cadáveres, el fósforo se libera en forma de ortofosfatos (H_3PO_4) que pueden ser utilizados directamente por los vegetales verdes, formando fosfato orgánico (biomasa vegetal); la lluvia puede transportar este fosfato a los mantos acuíferos o a los océanos.

Las fuentes de fósforo y su distribución son críticas para la sostenibilidad de las prácticas agrícolas, ya que dicho elemento, se requiere para favorecer la formación de semillas, el desarrollo radicular, la fuerza de las pajas en los cereales y la maduración de los cultivos. La principal contribución a la dinámica del fósforo en los suelos está dada por el recambio de los procesos de mineralización-inmovilización microbianos (Richardson y Simpson, 2011), que poseen un papel esencial en la rizósfera. Estos procesos están influenciados por una combinación de factores como las especies vegetales, el tipo de suelos y los factores ambientales. Con los compuestos de fósforo que se recogen directamente de los grandes depósitos acumulados en algunos lugares de la tierra se abonan los terrenos de cultivo, a veces en cantidades desmesuradas, originándose problemas de eutrofización.

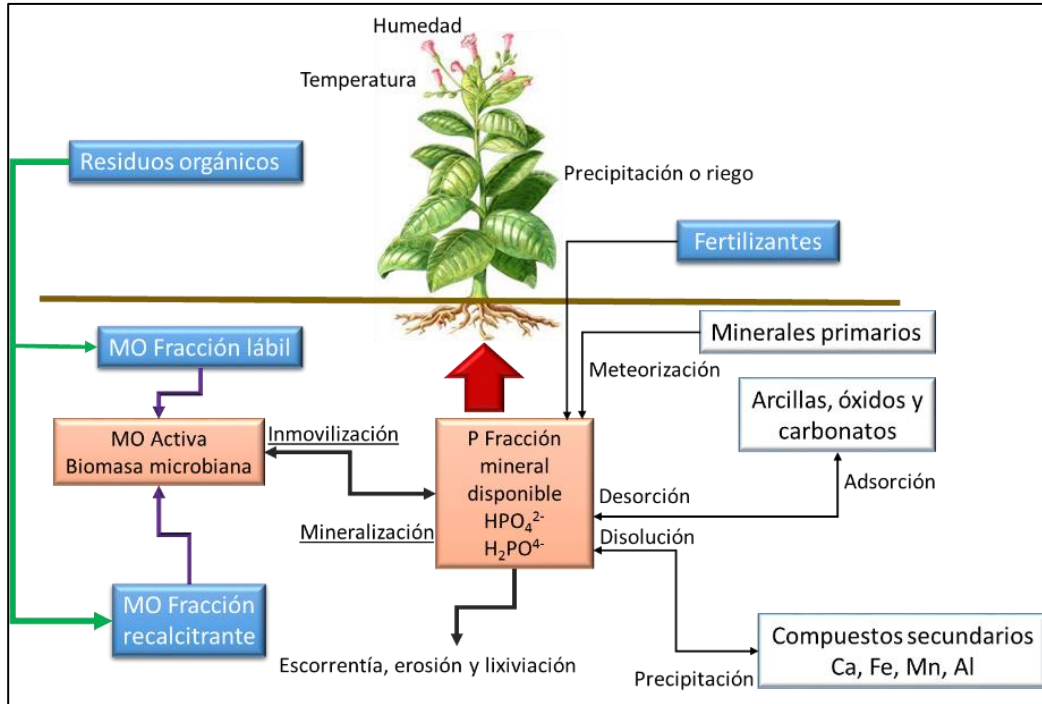


Figura 6. Ciclo del fósforo. Los cuadros negros son las entradas al sistema, los grises son las fracciones disponibles, sin color las fracciones minerales y sin recuadro los procesos y factores que intervienen en la disponibilidad del fósforo (MO: materia orgánica).

2.3.5 Ciclo del Agua

El ciclo hidrológico es un modelo conceptual que describe el almacenamiento y movimiento del agua entre la biósfera, atmósfera, litósfera e hidrósfera. Se puede admitir que la cantidad total de agua que existe en la Tierra, en sus tres fases: sólida, líquida y gaseosa, se ha mantenido constante desde la aparición de la humanidad. El agua de la Tierra - que constituye la hidrósfera - se distribuye en tres reservorios principales: los océanos, los continentes y la atmósfera, entre los cuales existe una circulación continua. El movimiento del agua en el ciclo hidrológico es mantenido por la energía radiante del sol y por la fuerza de gravedad (Ordoñez, 2011).

El ciclo hidrológico se define como la secuencia de fenómenos por medio de los cuales el agua pasa de la superficie terrestre, en la fase de vapor, a la atmósfera y regresa en sus fases líquida y sólida. La transferencia de agua desde la superficie de la Tierra hacia la atmósfera, en forma de vapor de agua, se debe a la evaporación directa, a la transpiración por las plantas y animales y por sublimación (paso directo del agua sólida a vapor de agua).

La cantidad de agua movida, dentro del ciclo hidrológico, por el fenómeno de sublimación es insignificante en relación a las cantidades movidas por evaporación y por transpiración, cuyo proceso conjunto se denomina evapotranspiración. El vapor de agua es transportado por la circulación atmosférica y se condensa después de haber recorrido grandes distancias. El agua condensada da lugar a la formación de nieblas y nubes y, posteriormente, a precipitación.

La precipitación también incluye el agua que pasa de la atmósfera a la superficie terrestre por condensación del vapor de agua (rocío) o por congelación del vapor (helada) y por intercepción de las gotas de agua de las nieblas (nubes que tocan el suelo o el mar).

El agua que precipita en tierra puede tener varios destinos. Una parte es devuelta directamente a la atmósfera por evaporación; otra parte escurre por la superficie del terreno, escorrentía superficial, que se concentra en surcos y va a originar las líneas de agua. El agua restante se infiltra, esto es, penetra en el interior del suelo; esta agua infiltrada puede volver a la atmósfera por evapotranspiración o profundizarse hasta alcanzar las capas freáticas. Tanto el escurrimiento superficial como el subterráneo van a alimentar los cursos de agua que desaguan en lagos y en océanos.

La escorrentía superficial se presenta siempre que hay precipitación y termina poco después de haber terminado la precipitación. Por otro lado, el escurrimiento subterráneo, especialmente cuando se da a través de medios porosos, ocurre con gran lentitud y sigue alimentando los cursos de agua mucho después de haber terminado la precipitación que le dio origen.

El agua que precipita sobre los suelos va a repartirse, a su vez, en tres grupos: uno, que es devuelta a la atmósfera por evapotranspiración, y dos, que producen escurrimiento superficial y subterráneo. Esta división está condicionada por varios factores, unos de orden climático y otros, dependientes de las características físicas del lugar donde ocurre la precipitación. La precipitación constituye la entrada principal al sistema hidrológico continental (Hingray *et al.*, 2009).

Así, la precipitación, al encontrar una zona impermeable, origina escurrimiento superficial y la evaporación directa del agua que se acumula, queda en la superficie. Si ocurre en un suelo permeable, poco espeso y localizado sobre una formación geológica impermeable, se produce entonces escurrimiento superficial, evaporación del agua que permanece en la superficie y aún evapotranspiración del agua, que fue retenida por la cubierta vegetal. En ambos casos, no hay escurrimiento subterráneo; éste ocurre en el caso de una formación geológica subyacente permeable y espesa.

La energía solar, es la fuente de energía térmica necesaria para el paso del agua desde las fases líquida y sólida a la fase de vapor, y también es el origen de las circulaciones atmosféricas que transportan el vapor de agua y mueven las nubes.

El ciclo hidrológico (Figura 7), puede ser visto, en una escala planetaria, como un gigantesco sistema de destilación, extendido por todo el planeta. El calentamiento de las regiones tropicales, debido a la radiación solar, provoca la evaporación continua del agua de los océanos, la cual es transportada bajo forma de vapor de agua por la circulación general de la atmósfera, a otras regiones. Durante la transferencia, parte del vapor de agua, se condensa debido al enfriamiento y forma nubes que originan la precipitación. El regreso a las regiones de origen resulta de la acción combinada del escurrimiento proveniente de los ríos y de las corrientes marinas.

2.3.6 Ciclo del Oxígeno

El oxígeno (O₂) es el elemento químico más abundante en los seres vivos y forma parte del agua y de todo tipo de moléculas orgánicas. Como molécula, en forma de O₂, su presencia en la atmósfera se debe a la actividad fotosintética de organismos primitivos. Al principio, debió ser una sustancia tóxica para la vida, por su gran poder oxidante. Todavía ahora, una atmósfera de oxígeno puro produce daños irreparables en las células. Pero el metabolismo celular se adaptó a usar la molécula de oxígeno como agente oxidante de los alimentos abriendo así una nueva vía de obtención de energía mucho más eficiente que la anaeróbica.

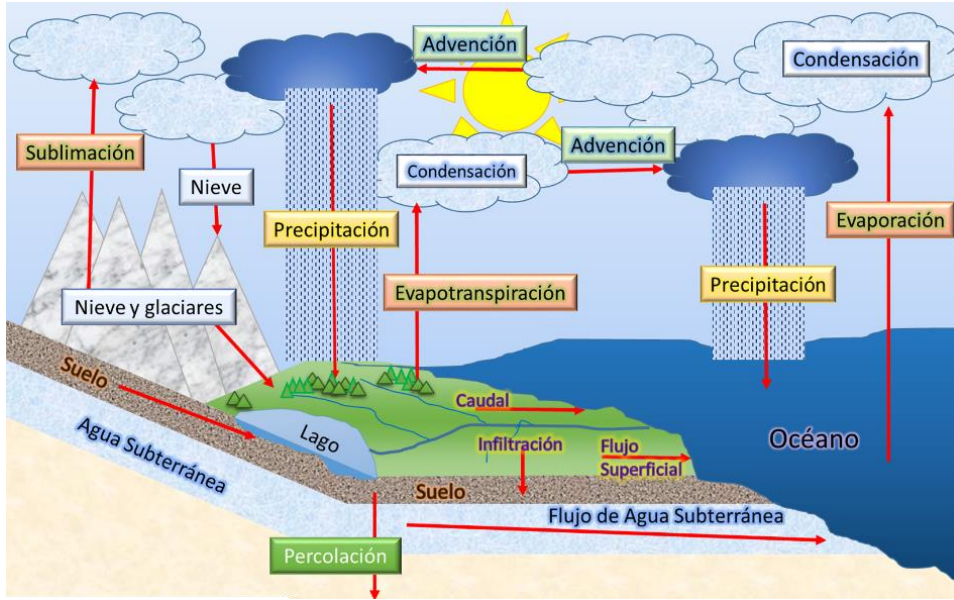


Figura 7. Representación del Ciclo Hidrológico

El ciclo del oxígeno es la cadena de reacciones y procesos que describen la circulación del oxígeno en la biósfera terrestre (Figura 8). El oxígeno molecular presente en la atmósfera y el disuelto en el agua interviene en muchas reacciones de los seres vivos. En la respiración celular, se reduce oxígeno para la producción de energías y generándose dióxido de carbono, y en el proceso de fotosíntesis se origina oxígeno y glucosa a partir de agua, CO_2 y radiación solar. La reserva fundamental de oxígeno utilizable por los seres vivos está en la atmósfera. Su ciclo está estrechamente vinculado al del carbono, pues el proceso por el que el carbono es asimilado por las plantas (fotosíntesis), supone también devolución del oxígeno a la atmósfera, mientras que el proceso de respiración ocasiona el efecto contrario.

Otra parte del ciclo natural del oxígeno que tiene un notable interés indirecto para los seres vivos de la superficie de la Tierra es su conversión en ozono (O_3). Las moléculas de O_2 , activadas por las radiaciones muy energéticas de onda corta, se rompen en átomos libres de oxígeno que reaccionan con otras moléculas de O_2 , formando O_3 . Esta reacción es reversible, de forma que el ozono, absorbiendo radiaciones ultravioletas vuelve a convertirse en O_2 .

2.3.7 Ciclo del Azufre

El azufre está incorporado prácticamente en todas las proteínas y de esta manera es un elemento absolutamente esencial para todos los seres vivos. Se desplaza a través de la biosfera en dos ciclos, uno interior y otro exterior. El ciclo interior comprende el paso desde el suelo (o desde el agua en los ambientes acuáticos) a las plantas, a los animales, y de regreso nuevamente al suelo o al agua. Sin embargo, existen vacíos en este ciclo interno. Algunos de los compuestos sulfúricos presentes en la tierra (por ejemplo, el suelo) son llevados al mar por los ríos. Este azufre se perdería y escaparía del ciclo terrestre si no fuera por un mecanismo que lo devuelve a la tierra. Tal mecanismo consiste en convertirlo en compuestos gaseosos tales como el ácido sulfhídrico (H_2S) y el dióxido de azufre (SO_2). Éstos, penetran en la atmósfera y generalmente son lavados por las lluvias, aunque parte del dióxido de azufre puede ser directamente absorbido por las plantas desde la atmósfera (Figura 9).

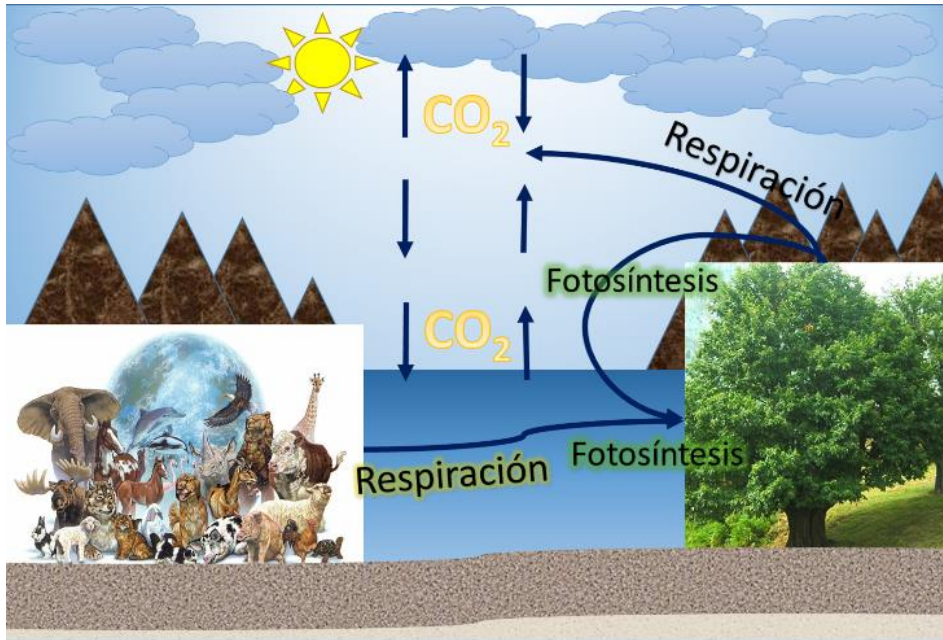


Figura 8. Ciclo del oxígeno.

Las bacterias desempeñan un papel crucial en el ciclo del azufre. Cuando está presente en el aire, la descomposición de los compuestos del azufre (incluyendo la descomposición de las proteínas) produce sulfato (SO_4^-). Bajo condiciones anaeróbicas, el ácido sulfhídrico (gas de olor a huevos podridos) y el sulfuro de dimetilo (CH_3SCH_3) son los productos principales. Cuando estos dos últimos gases llegan a la atmósfera, son oxidados y se convierten en dióxido de azufre. La oxidación posterior del dióxido de azufre y su disolución en el agua de lluvia produce ácido sulfhídrico y sulfatos, formas principales bajo las cuales regresa el azufre a los ecosistemas terrestres. El carbón mineral y el petróleo contienen también azufre y su combustión por la actividad industrial del hombre, está provocando exceso de emisiones de gases sulfurosos a la atmósfera y ocasionando problemas como la lluvia ácida.

El humedal representa un complejo sistema que conecta procesos biológicos, geológicos, químicos y físicos, constituyendo un sistema natural complejo en el que se interrelacionan los seres vivos (plantas, peces, microorganismos) con los componentes inertes que se pueden encontrar en los sedimentos o en el agua; gracias a los ciclos biogeoquímicos, los elementos se encuentran disponibles para ser usados una y otra vez por los organismos. Sin estos ciclos, los seres vivos se extinguirían. Los ciclos biogeoquímicos sirven como modelo para ilustrar las interacciones entre biósfera, atmósfera, geósfera e hidrósfera, todo ello mediado por una combinación de fenómenos cíclicos en algunos casos, lineales en otros, reversibles e irreversibles. El equilibrio que rige este proceso se ha de encontrar perfectamente ajustado a los mecanismos y necesidades que tiene el humedal, tanto a lo largo del tiempo como en un momento determinado, ya que los elevados tiempos de retención del agua en los humedales contribuyen a una mayor tasa de transformación de los nutrientes.

2.4 CARACTERÍSTICAS HIDRÁULICAS

El diseño hidráulico de un humedal es crítico para obtener buenos rendimientos en la eficiencia de depuración del influente. En términos hidráulicos, los humedales más utilizados se clasifican en dos categorías (Zhang *et al.*, 2009): 1) Flujo superficial (libre) y 2) Flujo sub-superficial, que pueden a la vez, ser de flujo horizontal o vertical.

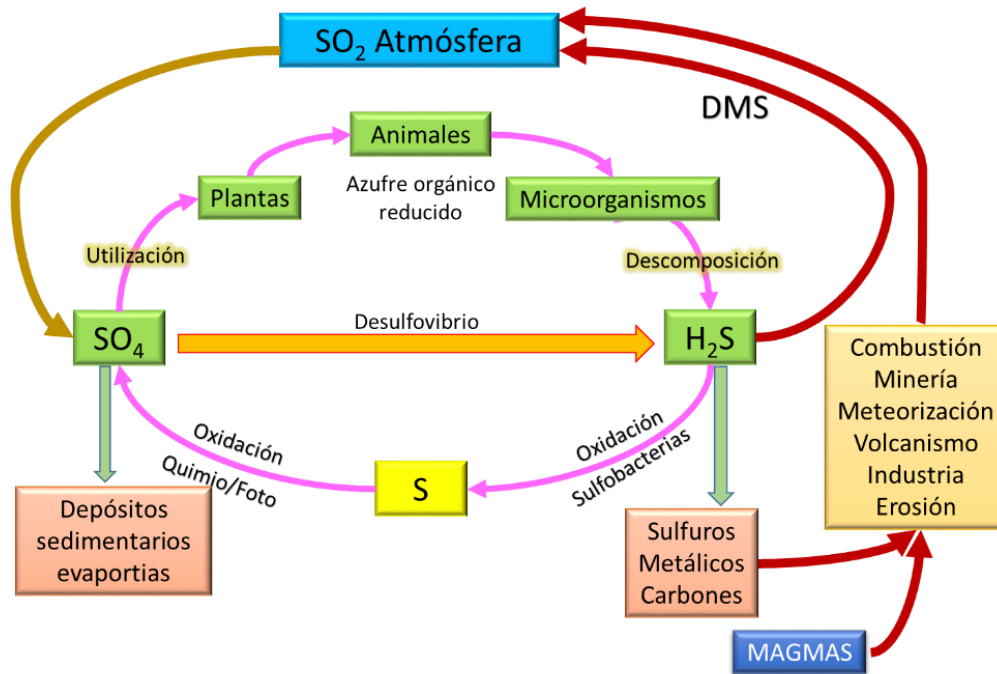


Figura 9. Ciclo del azufre.

Humedales de Flujo Superficial: son similares a los humedales naturales y consisten básicamente, en una laguna o canales de poca profundidad a través de los cuales se desplaza el agua a baja velocidad sobre o por debajo del sustrato.

Humedales de Flujo Sub-superficial: el agua fluye horizontal o verticalmente a través del sustrato. La eficiencia de cualquier tipo de humedal construido depende del sistema hidráulico, así como de otros factores, entre los que se incluyen: precipitación pluvial, infiltración, evapo-transpiración, carga hidráulica y profundidad del agua. Todos estos factores pueden tener un efecto en la remoción de contaminantes orgánicos, nutrientes y elementos traza, no sólo por la alteración en el tiempo de detención, sino por el efecto de concentración o dilución de contaminantes, por lo cual, se recomienda llevar a cabo un balance hidráulico para diseñar adecuadamente el sistema (USEPA, 1988). Otros factores que deben tenerse en cuenta durante el diseño y la operación de los sistemas de humedales, independientemente del tipo que se trate, es el evitar que el agua siga una ruta preferencial que dé origen a la formación de “cortos circuitos” y de zonas muertas.

REFLEXIONES

Los humedales sustentan generalmente una rica biodiversidad, y en muchos casos constituyen hábitats para especies amenazadas. Su importancia radica tanto en sus peculiaridades biológicas –vegetación y fauna especializada– como en las funciones que desempeñan en el ciclo del agua y de la materia orgánica, reciclado de nutrientes, mantenimiento de redes tróficas y estabilización de sedimentos. Los humedales construidos tienen un importante papel como ‘depuradoras’, son considerados sistemas blandos de depuración en los que se imita la dinámica de los humedales naturales, pero con mayor velocidad y control en diversas variables.

Desde un punto de vista económico tienen un reducido costo de instalación y mantenimiento. Entre los procesos hidrológicos que se desarrollan en ellos está la recarga de acuíferos, cuando sus aguas descienden hasta las capas subterráneas. Las funciones ecológicas que desarrollan favorecen la mitigación de las inundaciones y de la erosión costera. Además, a través de la retención, transformación y remoción de sedimentos, nutrientes y contaminantes, cumplen un papel fundamental en los ciclos de la materia y en la calidad del agua.

REFERENCIAS

- Arana, F., 2001. *El mundo de la Ecología*. Editorial Océano.
- Arias, O., 2004. *Estudio de la biodegradación de la materia orgánica en humedales construidos de flujo subsuperficial*. Universitat Politècnica de Catalunya. Departament d'Enginyeria Hidràulica, Marítima i Ambiental. Tesina, Barcelona.
- Brix, H., 2003. *Plants used in constructed wetlands and their functions*. En: 1st International seminar on the use of aquatic macrophytes for wastewater treatment in constructed wetlands. Lisboa, Portugal.
- Berlanga-Robles, C.A., Ruiz-Luna, A., 2004. *Análisis comparativo de los sistemas clasificatorios de humedales*. Instituto Nacional de Ecología, Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo, A.C.
- Berlanga-Robles, C.A., Ruiz-Luna, A., de la Lanza E., G., 2008. *Esquema de clasificación de los humedales en México*. Investigaciones geográficas, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM. 66, 25-46. ISSN 0188-4611.
- Cerón, L.E., Aristizábal, F. A., 2012. *Dinámica del ciclo del nitrógeno y fósforo en suelos*. Rev. Colomb. Biotecnol. XIV (1), 285-295.
- Cowardin, L.M., Carter, V., Golet, F.C., LaRoe, E.T., 1979. *Classification of wetlands and deepwater habitats of the United States*, U.S. Department of the Interior, Fish and Wildlife Service, Washington, D.C.
- Curt, M.D., 2005. *Fitodepuración en humedales. Conceptos Generales*, en: Fernández, J. (Ed.), *Manual de Fitodepuración. Filtros de macrofitas en flotación*. EDITAN Obra social, Fundación Global Nature, Universidad Politécnica de Madrid y Ayuntamiento de Lorca, Madrid, pp. 61-77.
- Delgadillo, O., Camacho, A., Pérez, L.F., y Andrade, M., 2010. *Depuración de aguas residuales por medio de humedales artificiales*. (N. A. Durán, Ed.) (p. 115). Cochabamba, Bolivia: Centro Andino para la Gestión y Uso del Agua (Centro AGUA).
- Fernández, J., 2005. *Humedales artificiales para depuración*, en: Fernández, J. (Ed.), *Manual de Fitodepuración. Filtros de macrofitas en flotación*. EDITAN Obra social, Fundación Global Nature, Universidad Politécnica de Madrid y Ayuntamiento de Lorca, Madrid, pp. 79-89.
- Fonder, N. y Headley, T., 2013. *The taxonomy of treatment wetlands: A proposed classification and nomenclature system*. Ecological Engineering, 51, 203–211. doi: 10.1016/j.ecoleng.2012.12.011
- Hayatsu, M., Tago, K., Saito, M., 2008. *Various players in the nitrogen cycle: Diversity and functions of the microorganisms involved in nitrification and denitrification*. Soil Sci. Plant Nutrition. 54, 33-45.
- Hidalgo, J.C., Junod-Montano, J., y Sandoval-Estrada, M., 2005. *Recientes aplicaciones de la depuración de aguas residuales con plantas acuáticas*. Theoria, 14(1), 17-25.

- Hingray, B., Picouet, C., Musy, A., 2009. *Hydrologie 2 Une science pour l'ingénieur*. Première édition. Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne. Italia. ISBN: 978-88074-798-5.
- Hoffmann, H., Platzler, C., Winker, M., y Muench, E. von., 2011. *Revisión Técnica de Humedales Artificiales de flujo sub superficial para el tratamiento de aguas grises* (p. 39). Eschborn, Alemania.
- Keddy, P.A., 2004. *Wetland Ecology*, Cambridge University Press. Cambridge.
- Lara-Borrero, Jaime A., 1999. *Depuración de aguas residuales urbanas mediante humedales artificiales*, Tesis de Maestría, Universidad Politécnica de Cataluña Instituto Catalán de Tecnología, Barcelona.
- Mitsch, W.J., Gosselink, J.G., 2000. *Wetlands*, John Wiley and Sons Inc., Nueva York.
- Ordoñez, J.J., 2011. *Cartilla Técnica, Ciclo Hidrológico*. Primera edición. Lima, Perú. ISBN: 978-9972-602-77-1
- Richardson, A.E., Simpson, R.J., 2011. Soil microorganisms mediating phosphorus availability uptake on microbial phosphorous. *Plant Physiol.* 156, 989-996.
- Roldán P., G., Ramírez R., J.J., 2008. *Fundamentos de limnología neotropical*. Universidad de Antioquia. 440.
- Semeniuk, C.A., Semeniuk, V., 1995. A geomorphic approach to global classification for inland wetlands. *Vegetatio*, 118, 103-124.
- Universidad de Navarra, 2000. *Ciclos de los elementos*. Libro electrónico - Ciencias de la tierra y del medio ambiente. Escuela Superior de Ingenieros de San Sebastián, Universidad de Navarra. Navarra, España.
- <http://www1.ceit.es/Asignaturas/Ecologia/Hipertexto/04Ecosis/130Ciclos.htm>
- USEPA, 1988. *Design Manual Constructed Wetlands and Aquatic Plant Systems for Municipal Wastewater Treatment*.
- Zhang, D., Gersberg, R.M., y Keat, T.S., 2009. Constructed wetlands in China. *Ecological Engineering*, 35(10), 1367-1378. doi: 10.1016/j.ecoleng.2009.07.007
- http://www.divulgacion.ccg.unam.mx/webfm_send/109

3 LA VEGETACIÓN EN LOS HUMEDALES DE TRATAMIENTO

3.1 CLASIFICACIÓN DE LA VEGETACIÓN EN LOS HUMEDALES

3.1.1 Formas de vida de macrófitas

El valle aluvial de los grandes ríos de llanura presenta numerosos humedales naturales donde se desarrolla una abundante y variada vegetación acuática. En su hábitat natural las macrófitas se encuentran formando asociaciones en el margen e interior de los lagos. Estas asociaciones se corresponden con zonas de colonización relacionadas íntimamente con el nivel de agua y la topografía, por lo que, de acuerdo a su morfología, las macrófitas pueden clasificarse como emergentes, flotantes libres, sumergidas o arraigadas con hojas flotantes (Fig. 1). Así, se reconoce una zona litoral caracterizada por vegetación emergente, una segunda zona más profunda, con asociaciones de macrófitas con hojas flotantes y una zona más interna habitada por plantas sumergidas. Las especies emergentes, son plantas arraigadas que se desarrollan en los bordes de los cuerpos de agua y son capaces de soportar períodos de inundación y sequía. Las especies de hojas flotantes se desarrollan en zonas más profundas que las anteriores, se encuentran arraigadas al fondo y sus láminas foliares se encuentran flotando sobre la superficie del agua. Las macrófitas flotantes libres habitan en cualquier parte del cuerpo de agua según la corriente y el viento y en los ríos pueden desplazarse a la deriva empujadas por la corriente. Las macrófitas sumergidas pueden mostrar partes aéreas sobre la superficie del agua, como las flores o porciones de tallos, pero la mayor proporción se encuentra bajo el agua pudiendo arraigarse o no al fondo, según las especies. Las diferentes formas de vida vegetal coexisten y algunas hasta crean condiciones favorables para el establecimiento de otras (Sculthorpe, 1967; Hutchinson, 1975).

Una de las características que distinguen a los humedales de tratamiento de otros tipos de tratamiento final de efluentes, es la presencia de macrófitas. Las diferentes formas de vida de las plantas acuáticas adquieren gran importancia con respecto a su función en los humedales de tratamiento. En un cuerpo de agua natural, puede encontrarse una secuencia de formas de crecimiento a lo largo de un gradiente de profundidad que se extiende desde la costa hasta las partes más profundas. En los humedales de tratamiento se intenta representar este gradiente plantando los diferentes tipos de macrófitas en las áreas correspondientes a su forma de crecimiento. Por ejemplo, en los bordes de un humedal de flujo libre superficial sería conveniente plantar especies emergentes, mientras que en las zonas centrales de mayor profundidad, se desarrollarían las especies flotantes libres. A fin de lograr una mayor dispersión de las plantas emergentes, una estrategia a aplicar en los humedales de flujo libre podría ser la construcción de taludes de tierra para disminuir la profundidad del agua. La Fig. 2, muestra un humedal de flujo libre donde se construyeron taludes y se plantaron ejemplares de *Typha domingensis* para favorecer el aumento de su cobertura (Maine et al., 2009, 2013).

Por otro lado, en los humedales de flujo sub-superficial siempre se usan especies emergentes que sean capaces de desarrollarse en el sustrato utilizado, ya sea éste roca, leca, arena, etc. Un ejemplo son las especies emergentes *T. domingensis* y *Arundo donax*, las cuales son utilizadas en distintos humedales de flujo sub-superficial que se encuentran en operación en Méjico (Fig. 3), donde se utiliza como sustrato al “tezontle”, el cual es una roca de origen volcánico abundante en la región.

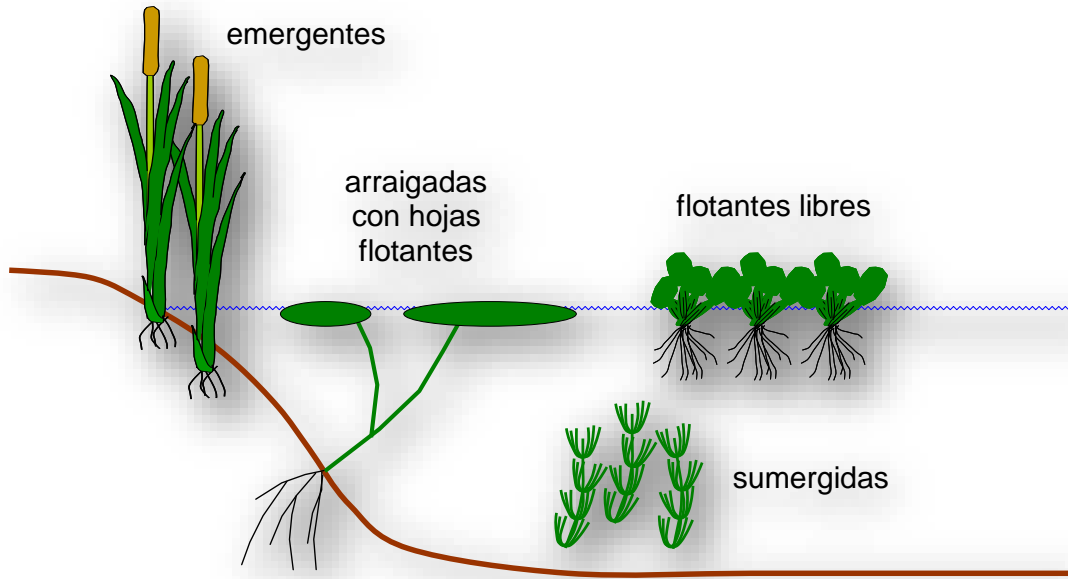


Figura 1. Esquema que representa las diferentes formas de vida de las macrófitas.

Las especies emergentes se desarrollan en los bordes de los cuerpos de agua. Las especies arraigadas con hojas flotantes se desarrollan en zonas más profundas que las anteriores. Las macrófitas flotantes libres pueden desplazarse a la deriva empujadas por la corriente. La mayor proporción de las plantas sumergidas se encuentra bajo el agua, pero pueden mostrar partes aéreas sobre la superficie.

La Fig. 4 muestra algunas de las especies de macrófitas emergentes más utilizadas en humedales de tratamiento. La Fig. 5 muestra fotografías de algunas de las macrófitas flotantes libres más utilizadas o que en algunos casos se desarrollan inesperadamente cubriendo a veces una gran parte de la superficie del agua en humedales de tratamiento. Muchas de las especies de macrófitas que se usan comúnmente en humedales de tratamiento en diferentes países del mundo, tienen una distribución cosmopolita. Tal es el caso de *T. domingensis*, *Phragmites australis* y *Eichhornia crassipes*. Cabe aclarar que, para referirse a las diferentes macrófitas respetando un rigor taxonómico, deben utilizarse los nombres científicos, ya que los nombres vulgares varían entre los diferentes países, incluso entre diferentes regiones de un mismo país.

3.1.2 Selección de las plantas a utilizar en los humedales de tratamiento

Las diferentes macrófitas que habitan en una región pueden usarse en humedales construidos ya que presentan la ventaja de estar adaptadas al clima y a las condiciones hídricas y edáficas predominantes. Pero no todas las especies presentan la misma eficiencia en la remoción de contaminantes. Las especies de plantas utilizadas en el tratamiento implicarán diferencias en la eficiencia de la remoción (Gersberg et al., 1986). Es necesario encontrar plantas regionales que en las condiciones ambientales donde se va a llevar a cabo el tratamiento, presenten alta tolerancia a las condiciones del efluente a tratar y capacidad de remoción de los contaminantes que se desean eliminar.



Figura 2. Humedal de flujo libre superficial para el tratamiento de efluentes de una industria metalúrgica en la ciudad de Santo Tomé, provincia de Santa Fe (Argentina), donde se observan taludes para favorecer el aumento de cobertura de *T. domingensis* recién plantados (a) y al cabo de 6 meses (b) (Fotos: Hernán Hadad).



Figura 3. Humedal subsuperficial de flujo horizontal para el tratamiento de efluentes provenientes de la comunidad rural de San Jerónimo Purenchécuaro en la cuenca del Lago de Pátzcuaro en el Estado de Michoacán (Méjico) que utiliza como sustrato al “tezontle”, donde se desarrolla las especies emergentes *T. domingensis* y *A. donax*. Este sustrato es una roca de origen volcánico abundante en la región (Fotos: Hernán Hadad).



Figura 4. Fotografía de algunas de las macrófitas emergentes más utilizadas en humedales de tratamiento: *Schoenoplectus californicus*, vista general (a) y detalle de la inflorescencia (b), *Typha domingensis* (c) y *Arundo donax* (d) (Fotos: Hernán Hadad).



Figura 5. Fotografía de algunas de las macrófitas flotantes libres más utilizadas en humedales de tratamiento y de algunas especies que se desarrollan inesperadamente en los mismos: *Eichhornia crassipes*, vista general (a) y detalle de la inflorescencia (b), *Salvinia herzogii* (c), *Pistia stratiotes* (d), *Spirodela polyrhiza* y *Wolffia colombiana* (e) y *Azolla caroliniana* (Fotos: Hernán Hadad).

En regiones cercanas a sistemas de grandes ríos de llanura la comunidad de macrófitas es dominante y actúa como sustrato para las comunidades animales. Generalmente, en los humedales que forman parte de la llanura de inundación del Río Paraná en Sudamérica, se encuentra una gran diversidad de tipos de vegetación (bosques en galería, pastizales, lagunas, pantanos, etc.), por lo cual, estos sitios alcanzan una elevada importancia ecológica respecto a su riqueza específica a la vez que se constituyen como eficientes productores de biomasa. Por esta razón, la utilización de humedales de tratamiento en dicha región es absolutamente viable desde el punto de vista de la disponibilidad de macrófitas. Una desventaja de plantas como *E. crassipes* y otras similares es su escasa resistencia a las bajas temperaturas. En la construcción de humedales para el tratamiento de efluentes es fundamental considerar la luz y la temperatura como los factores abióticos que determinan prioritariamente el funcionamiento del proceso de tratamiento. La temperatura está relacionada con la luz disponible y es así que el diseño de estos sistemas depende fuertemente de la ubicación geográfica. En algunas regiones demasiado frías, estos sistemas funcionan sólo estacionalmente (Jenssen et al., 1993).

La elección de las especies a utilizar en los humedales de tratamiento, es un factor importante que debe contemplar la capacidad de supervivencia de las plantas a los efectos potencialmente tóxicos del efluente a tratar y su variabilidad. En un humedal de tratamiento de efluentes sanitarios donde los contaminantes a tratar son nutrientes, las plantas tienen asegurado su crecimiento, sin embargo, en el tratamiento de un efluente industrial, donde las condiciones para el crecimiento vegetal dependen de las características del efluente, las plantas deben alcanzar una buena eficiencia en la remoción de los contaminantes al mismo tiempo que deben tolerar las condiciones impuestas por el efluente (Hadad et al., 2006; Maine et al., 2009, 2013).

Generalmente, en los humedales de tratamiento se utilizan cultivos monoespecíficos de especies tales como *T. domingensis*, *Phragmites australis*, *Schoenoplectus californicus* y *Phalaris arundinacea* (Vymazal y Kröpfelová, 2008; Kadlec y Wallace, 2009). Estas especies se han utilizado para el tratamiento de efluentes domiciliarios, cloacales e industriales (Mbuligwe, 2005; Vymazal, 2011; Vymazal y Kröpfelová, 2008; Maine et al., 2007; Kadlec y Wallace, 2009; Nivala et al., 2013). Aunque las especies de macrófitas abundantes en una región determinada se encuentran adaptadas a las condiciones climáticas locales, sus respuestas frente a las condiciones impuestas por el efluente a tratar son desconocidas. A pesar de que el rol positivo de las macrófitas sobre la eficiencia de remoción en los humedales de tratamiento ha sido bien documentado (Gersberg et al., 1986; Brix, 1994, 1997; Vymazal, 2013; Zhang et al., 2014), las respuestas de plantas diferentes con formas de vida y tamaño comparables son difíciles de demostrar (Brisson y Chazarenc, 2009).

Debido a la elevada riqueza macrofítica que existe en el mundo, sería valioso el estudio de la eficiencia y tolerancia de plantas acuáticas de uso no convencional en humedales de tratamiento, en especial de las especies que son abundantes en diferentes regiones. Hadad et al. (2006), evaluó el crecimiento de las macrófitas de un humedal de flujo superficial construido a escala piloto para el tratamiento de un efluente de una industria metalúrgica. Entre las especies utilizadas se encontraban macrófitas flotantes y emergentes comúnmente utilizadas en humedales de tratamiento y especies que habitualmente se encuentran en los humedales naturales pertenecientes al sistema del valle de inundación del Río Paraná Medio (Argentina). Se trasplantaron tres especies flotantes (*Pistia stratiotes*, *E. crassipes* y *Salvinia rotundifolia*), y ocho emergentes (*Cyperus alternifolius*, *Panicum elephantipes*, *Thalia geniculata*, *Polygonum punctatum*, *Pontederia cordata*, *Pontederia rotundifolia*, *T. domingensis* y *Aechmea distichantia*). La Fig. 6 muestra los cambios en la cobertura a lo largo del período estudiado. Algunas de las especies emergentes no lograron desarrollarse y desaparecieron en un corto tiempo (*T. geniculata*, *P. rotundifolia* y *A. distichantia*). Las especies flotantes *E. crassipes*, *P. stratiotes* y *S. rotundifolia* mostraron un desarrollo inicial pero luego disminuyeron su cobertura hasta desaparecer junto con las emergentes *P. punctatum*, *P. cordata* y *P. elephantipes*. Solamente *T. domingensis* permaneció en el humedal convirtiéndose

en la macrófita dominante cubriendo la totalidad del mismo. En un humedal de flujo superficial construido a mayor escala para tratar los mismos efluentes que en el trabajo de Hadad et al. (2006), se observó una dominancia de *T. domingensis* luego de que las macrófitas flotantes sean las dominantes, incluso tolerando eventos de depredación por animales herbívoros (Maine et al., 2007, 2009).

Typha sp. ha demostrado ser una de las macrófitas más tolerantes, invasoras y productivas en humedales de tratamiento de todo el mundo (Juwarker et al., 1995; Manios et al., 2003; Maddison et al., 2005; Carranza-Álvarez et al., 2008; Vymazal y Kröpfelová, 2008; Calheiros et al., 2009; Kadlec y Wallace, 2009; Hadad et al., 2006, 2010; Maine et al., 2007, 2009, 2013; Vymazal, 2013). Debido a las características que poseen, las especies pertenecientes a este género forman comunidades monoespecíficas en los humedales de tratamiento donde se les utiliza. Es importante comparar la eficiencia en la remoción de los contaminantes del efluente a tratar, la tolerancia de las plantas entre el uso de diferentes especies (elevada riqueza) y el uso de solamente una especie (comunidad monoespecífica). Al respecto, Brisson (2013) propone que para la remoción de contaminantes los policultivos son frecuentemente tan eficaces como la especie más eficiente que contiene. Además de la remoción de contaminantes, la utilización de una alta diversidad de plantas posee otros beneficios, tales como una mayor resiliencia a las perturbaciones, valor estético, riqueza de hábitats, etc. Sin embargo, las conclusiones que puedan obtenerse de la comparación entre el estudio de la eficiencia de monocultivos y policultivos aún son dudosas. En comparación con esto, existe una mayor cantidad de estudios que comparan la eficiencia de diferentes especies de macrófitas. Sin embargo, la mayoría de los trabajos se han realizado a escala piloto, y de micro o mesocosmos (Akratos y Tsihrintzis, 2007; Wang et al., 2009; Gagnon et al., 2012; Stefanakis y Tsihrintzis, 2012; Uggetti et al., 2012), por lo que es difícil validar los resultados para humedales a escala real.

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 utilizadas, como por ejemplo especies de macrófitas ornamentales como *Zantedeschia aethiopica* y *Canna* spp. (Belmont y Metcalfe, 2003; Konnerup et al., 2009; Zurita et al., 2009; Zhang et al., 2011; Macci et al., 2014). El uso de especies no convencionales en humedales de tratamiento en países en desarrollo podría traer beneficios económicos. Zurita et al. (2009) estudió la eficiencia de cuatro especies ornamentales de valor comercial (*Zantedeschia aethiopica*, *Strelitzia reginae*, *Anturium andreaeanum* y *Agapanthus africanus*) en dos tipos de humedales sub-superficiales construidos para el tratamiento de un efluente domiciliario. Estos autores concluyeron que es posible producir flores comerciales en humedal de tratamiento sin reducir la eficiencia del sistema.

Otro tipo de plantas no convencionales usadas en humedal de tratamiento son las especies arbóreas. Una de las más utilizadas es el Sauce (*Salix* sp.). Un humedal construido basado en el uso de sauces se utilizó para el tratamiento de efluentes cloacales de áreas rurales de Dinamarca (Gregersen y Brix, 2001). El atributo principal de este tipo de tratamiento es que el sistema no posee descarga alguna de líquidos debido a la evapotranspiración y los nutrientes se reciclan a través de la biomasa de los sauces. La biomasa cosechable podría ser utilizada como fuente de energía (Brix y Arias, 2005). Vincent et al. (2014) estudiaron un humedal construido a escala piloto plantado con *Salix miyabeana* para tratar un lixiviado de un depósito de postes de madera que fueron tratados con conservantes. Los sauces no fueron significativamente afectados en su crecimiento por los contaminantes, por lo que un humedal construido basado en sauces podría ser usado como un tratamiento secundario para este tipo de efluentes. Además, la evapotranspiración de estos sistemas podría ser una manera eficiente de alcanzar una descarga “cero” y evitar la existencia de un efluente de salida. Otra especie arbórea es *Melaleuca* sp., la cual es utilizada en humedales de tratamiento en Australia, región donde es nativa. Bolton y Greenway (1997, 1999) compararon la eficiencia de *Melaleuca quinquenervia* y *Melaleuca alternifolia* en un wetland construido para el tratamiento de un efluente cloacal. Teniendo en cuenta el crecimiento y la acumulación de P en sus tejidos, ambas especies resultaron ser adecuadas para este tratamiento.

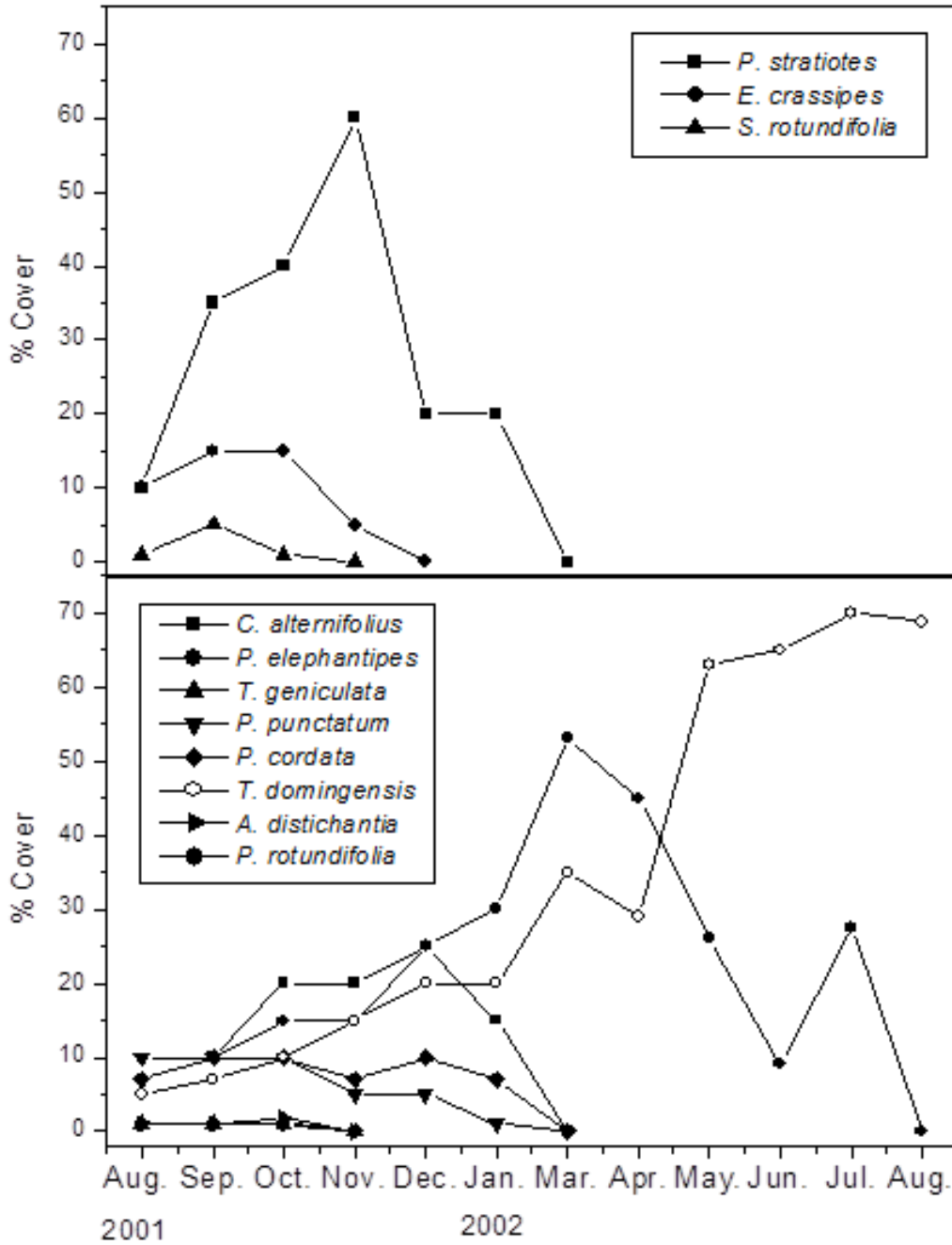


Figura 6. Cambios a lo largo del tiempo en la cobertura de macrófitas trasplantadas al inicio del estudio (macrófitas flotantes libres, arriba; macrófitas emergentes, abajo). Extraído de Hadad et al. (2006).

REFERENCIAS

- Akratos, C.S., Tsihrintzis, V.A., 2007. Effect of temperature, HRT, vegetation and porous media on removal efficiency of pilot scale horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Ecol. Eng.* 29(2), 173-191.
- Belmont, M.A., Metcalfe, C.D., 2003. Feasibility of using ornamental plants (*Zantedeschia aethiopica*) in subsurface flow treatment wetlands to remove nitrogen, chemical oxygen demand and nonylphenol ethoxylate surfactants—a laboratory-scale study. *Ecol. Eng.* 21(4-5), 233-247.
- Bolton, K.G.E. Greenway, M., 1999. Pollutant removal capability of a constructed *Melaleuca* wetland receiving primary settled sewage. *Water Sci. Tech.* 39(6), 199-206,
- Bolton, K.G.E., Greenway, M., 1997. A feasibility study of *Melaleuca* trees for use in constructed wetlands in subtropical Australia. *Water Sci. Tech.* 35(5), 247-254.
- Brisson, J., 2013. Ecosystem services of wetlands: does plant diversity really matter? Proceedings of 5th International Symposium on Wetland Pollutant Dynamics and Control, WETPOL 2013, Ecole des Mines de Nantes-GEPEA Nantes (Francia). Chazarenc, F., Gagnon, V., Méchineau, M. (Eds.). 13-17 october, 2013. 10-11 pp.
- Brisson, J., Chazarenc, F., 2009. Maximizing pollutant removal in constructed wetlands: Should we pay more attention to macrophyte species selection? *Sci. Tot. Environ.* 407, 3923-3930.
- Brix, H., 1994. Functions of macrophytes in constructed wetlands. *Water Sci. Technol.* 29(4), 71-78.
- Brix, H., 1997. Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands? *Water Sci. Tech.* 35(5), 11-17.
- Brix, H., Arias, C.A., 2005. The use of vertical flow constructed wetlands for on site treatment of domestic wastewater: new danish guidelines. *Ecol. Eng.* 25, 491-500.
- Calheiros, C.S., Duque, A.F., Moura, A., Henriques, I.S., Correia, A., Rangel, A.O., Castro, P.M., 2009. Substrate effect on bacterial communities from constructed wetlands planted with *Typha latifolia* treating industrial wastewater. *Ecol. Eng.* 35, 744-753.
- Carranza-Álvarez, C., Alonso-Castro, A.J., Alfaro de la Torre, M.C., García de la Cruz, R.F., 2008. Accumulation and distribution of heavy metals in *Scirpus americanus* and *Typha latifolia* from an artificial lagoon in San Luis Potosí, México. *Water Air Soil Pollut.* 188(1-4), 297-309.
- Gagnon, V., Chazarenc, F., Koiv, M., Brisson, J., 2012. Effect of plant species on water quality at the outlet of a sludge treatment wetland. *Water Res.* 46(16), 5305-5315.
- Gersberg, R., Elkins, B., Lyon, S., Goldman, C., 1986. Role of aquatic plants in wastewater treatment by artificial wetlands. *Wat. Res.* 20(3), 363-368.
- Gregersen, P., Brix, H., 2001. Zero-discharge of nutrients and water in a willow dominated constructed wetland. *Water Sci. Technol.* 44(11-12), 407-412.
- Hadad, H.R., Maine, M.A., Bonetto, C., 2006. Macrophyte growth in a pilot-scale constructed wetland for industrial wastewater treatment. *Chemosphere.* 63(10), 1744-1753.
- Hadad, H.R., Mufarrege, M.M., Pincioli, M., Di Luca, G.A., Maine, M.A., 2010. Morphological response of *Typha domingensis* to an industrial effluent containing heavy metals in a constructed wetland. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 58(3), 666-675.
- Hutchinson, G.E., 1975. A treatise on limnology. Vol. III. Limnology botany. John Wiley & Sons. New York. 460 pp.

- Jenssen, P., Maehlum, T., Krogstad, T., 1993. Potential use of constructed wetlands for wastewater treatment in northern environments. *Water Sci. Technol.* 28(10), 149-157.
- Juwarker, A.S., Oke, B., Patnaik, S.M., 1995. Domestic wastewater treatment through constructed wetland in India. *Water Sci. Technol.* 32, 291-294.
- Kadlec, R.H., Wallace, S.D., 2009. *Treatment Wetlands*, second ed. CRC Press, Boca Raton, Florida.
- Konnerup, D., Koottatep, T., Brix, H., 2009. Treatment of domestic wastewater in tropical, subsurface flow constructed wetlands planted with *Canna* and *Heliconia*. *Ecol. Eng.* 35, 248-257.
- Macci, C., Peruzzi, E., Doni, S., Iannelli, R., Masciandaro, G., 2014. Ornamental plants for micropollutant removal in wetland systems. *Environ. Sci. Pollut. Res.* DOI 10.1007/s11356-014-2949-x.
- Maddison, M., Soosaar, K., Lõhmus, K., Mander, Ü., 2005. Cattail population in wastewater treatment wetlands in Estonia: biomass production, retention of nutrients, and heavy metals in phytomass. *J. Environ. Sci. Health.* 40, 1157-1166.
- Maine, M.A., Suné, N., Hadad, H.R., Sanchez, G., Bonetto, C., 2007. Removal efficiency of a constructed wetland for wastewater treatment according to vegetation dominance. *Chemosphere.* 68, 1105-1113.
- Maine, M.A., Suné, N., Hadad, H.R., Sanchez, G., Bonetto, C., 2009. Influence of the vegetation on the removal of heavy metals and nutrients in a constructed wetland. *J. Environ. Manag.* 90, 355-363.
- Maine, M.A., Hadad, H.R., Sánchez, G.C., Mufarrege, M.M., Di Luca, G.A., Caffaratti, S.E., Pedro, M.C., 2013. Sustainability of a constructed wetland faced with a depredation event. *J. Environ. Manag.* 128, 1-6.
- Manios, T., Stentiford, E.I., Millner, P.A., 2003. The effect of heavy metals accumulation on the chlorophyll concentration of *Typha latifolia* plants, growing in a substrate containing sewage sludge compost and watered with metaliferous water. *Ecol. Eng.* 20, 65-74.
- Mbuligwe, S.E., 2005. Comparative treatment of dye-rich wastewater in engineered wetland systems (EWSs) vegetated with different plants. *Water Res.* 39, 271-280.
- Nivala, J., Headley, T., Wallace, S., Bernhard, K., Brix, H., van Afferden, M., Müller, R.A., 2013. Comparative analysis of constructed wetlands: The design and construction of the ecotechnology research facility in Langenreichenbach, Germany. *Ecol. Eng.* 61(B), 527-543.
- Sculthorpe, C.D., 1967. *The Biology of Aquatic Plants*. Edward Arnold Ltd. Londres. 610 p.
- Stefanakis, A.I., Tsihrintzis, V.A., 2012. Effects of loading, resting period, temperature, porous media, vegetation and aeration on performance of pilot-scale vertical flow constructed wetlands. *Chem. Eng. J.* 181-182, 416-430.
- Uggetti, E., Ferrer, I., Carretero, J., García, J., 2012. Performance of sludge treatment wetlands using different plant species and porous media. *J. Hazard. Mat.* 217-218, 263-270.
- Vincent, J., Brisson, J., Comeau, Y., 2014. Willow constructed wetlands to treat leachate from wood pole yards. *Memorias de la 2da. Conferencia Panamericana de sistemas de humedales para el manejo, tratamiento y mejoramiento de la calidad del agua*. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua-Facultad de Cs. Ambientales (Universidad Tecnológica de Pereira). Morelia. Michoacán (México), 8-12 de junio, 2014. Rivas, A., Paredes, D. (Eds.).
- Vymazal, J., 2011. Constructed wetlands for wastewater treatment: Five decades of experience. *Environ. Sci. Technol.* 45, 61-69.

- Vymazal, J., 2013. Emergent plants used in free water surface constructed wetlands: A review. *Ecol. Eng.* 61P, 582-592.
- Vymazal, J., Kröpfelová, L., 2008. Wastewater treatment in constructed wetlands with horizontal subsurface flow. *Environ. Pollut. Vol. 14.* Springer. 566 pp.
- Wang, R.Y., Korboulewsky, N., Prudent, P., Baldy, V., Bonin, G., 2009. Can vertical-flow wetland systems treat high concentrated sludge from a food industry? A mesocosm experiment testing three plant species. *Ecol. Eng.* 35(2), 230-237.
- Zhang, Y., Chen, Z.H., Zhang, Z., Zhou, X.Y., Tu, Y., 2011. Ornamental plants in constructed wetlands, en: Aquino J.C. (ed.) *Ornamental plants: Types, cultivation and nutrition.* Nova Science Publishers. New York. pp. 81-96.
- Zhang, D.Q., Jinadasa, K.B., Richard, M.G., Liu, Y., Ng, W.J., Tan, S.K., 2014. Application of constructed wetlands for wastewater treatment in developing countries: A review of recent developments (2000-2013). *J. Environ. Manag.* 141, 116-131.
- Zurita, F., De Anda, J., Belmont, M.A., 2009. Treatment of domestic wastewater and production of commercial flowers in vertical and horizontal subsurface-flow constructed wetlands. *Ecol. Eng.* 35(5), 861-869.

3.2 MECANISMOS DE ADAPTACIÓN DE LAS MACRÓFITAS A LAS CONDICIONES DE INUNDACIÓN

Las plantas vasculares asociadas a los humedales son una pieza fundamental en el proceso de depuración contribuyendo a ello de varias formas. Estas plantas se conocen como macrófitas acuáticas o hidrófitas, porque son capaces de realizar su desarrollo reproductivo y vegetativo en un cuerpo acuático. Son plantas con características propias como resultado de su adaptación a suelos inundados.

Las hidrófitas pueden ser flotantes, sumergidas o palustres. Éstas últimas también se denominan helófitos, plantas emergentes o anfibas. De entre todos los diversos grupos de hidrófitas, los que más importancia tienen en los procesos de depuración en humedales son los helófitos, que tienen sus raíces hundidas en el suelo del fondo del humedal, pero que sus tallos y hojas, atraviesan la columna de agua, emergen por encima de la superficie y desarrollan las funciones propias de los vegetales (fotosíntesis, floración, reproducción, fructificación y diseminación, entre otras) en contacto con el aire atmosférico. A este grupo de plantas pertenecen los carrizos (*Phragmites spp.*), las espadañas (*Typha spp.*) y el lirio de agua (*Iris pseudacorus L.*) entre otros.

3.2.1 El agotamiento de oxígeno en suelos inundados y su efecto en las plantas

En las condiciones inundadas que prevalecen en los humedales, la principal limitante para el desarrollo de las plantas es la insuficiencia de oxígeno para las partes sumergidas, convirtiéndose en la fuente más importante de estrés (Mitsch y Gosselink, 2007). El agotamiento de oxígeno se debe fundamentalmente a la baja difusión de oxígeno (Colmer, 2003; Jackson y Colmer, 2005) y a la velocidad a la que el oxígeno es consumido por los microorganismos y las raíces de las plantas (Visser *et al.*, 2003). La difusión del oxígeno en un medio acuoso es, de acuerdo con diferentes autores, 10 000 veces más lento que la difusión en un medio poroso, como los suelos bien drenados (Stottmeister *et al.*, 2003; Vymazal y Kröpfelová, 2008).

Si las raíces de una planta terrestre se inundan, el suministro de oxígeno rápidamente disminuye (Fig. 2.8), esto detiene el metabolismo aerobio de las raíces, daña el estado energético de las células y reduce prácticamente todas las actividades metabólicas como la extensión y división celular y la absorción de nutrientes. Aunque el metabolismo celular cambia a glicólisis anaerobia, la producción de ATP se reduce (Crawford y Braendle, 1996). Los productos finales metabólicos tóxicos de la fermentación pueden acumularse, causando acidosis citoplasmática y eventualmente, la muerte. La completa destrucción de la mitocondria y otros organelos ocurre durante las primeras 24 horas (Mitsch y Gosselink, 2007). Si las raíces sobreviven a la escasez de oxígeno, aún pueden ser dañadas mortalmente por los cambios en la bioquímica del suelo. Estos cambios suceden debido a que la respiración microbiana utiliza iones inorgánicos como aceptores de electrones alternativos al oxígeno, para sostener la generación de energía (Fig. 1). Los cambios se asocian con decrecimientos en el potencial redox (Van der Putten *et al.*, 1996). Las bacterias anaerobias facultativas primeramente reducen los nitratos, convirtiéndolos a nitrito, óxido nitroso y nitrógeno gas, haciendo que el nitrato no esté disponible para las plantas. Conforme el estado reducido del medio se intensifica, las bacterias anaerobias obligadas reducen los óxidos de Mn^{4+} , Fe^{3+} para formar compuestos solubles de Mn^{2+} , Fe^{2+} que pueden entrar a las raíces e interferir con las actividades enzimáticas y dañar las membranas (Jackson, 2004). Si la inundación se prolonga, las bacterias anaerobias pueden entonces convertir los SO_4^{2-} a H_2S ; el sulfuro es tóxico porque se combina con el hierro de los citocromos y otros compuestos que contienen hierro en las células (Armstrong y Armstrong, 2005a). Finalmente, en un estado reducido extremo del medio, las bacterias metanogénicas reducen el dióxido de carbono a metano.

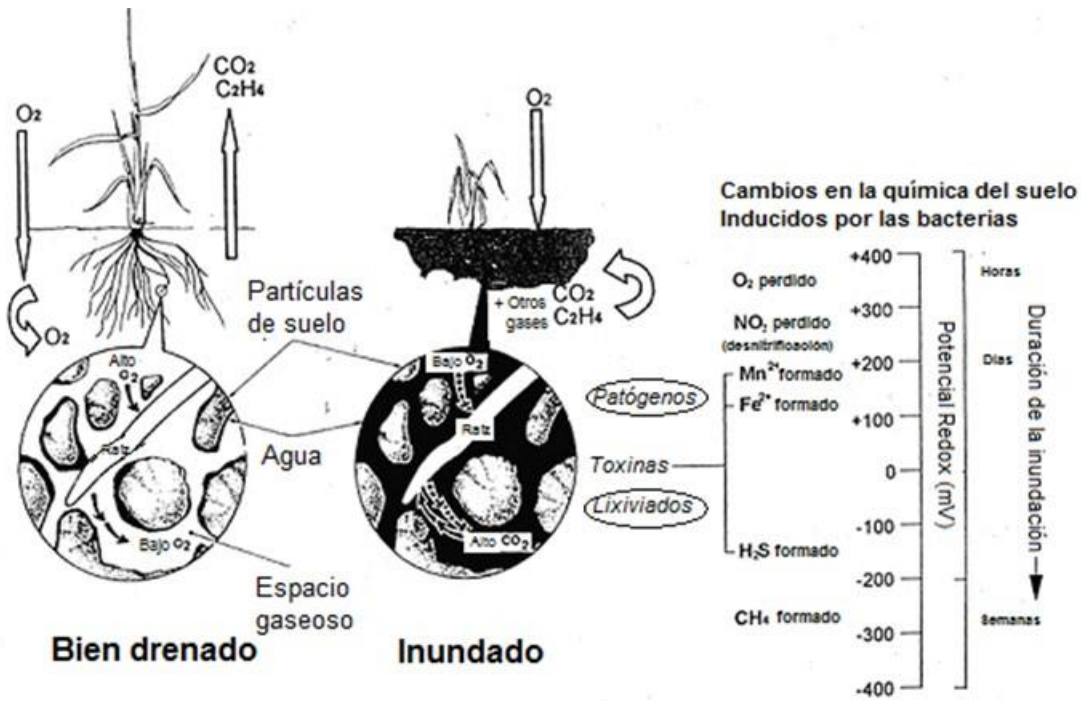


Figura 1. Efecto de la inundación en 1) el desplazamiento y expulsión del oxígeno aéreo del suelo, atrapamiento de gases generados metabólicamente y 2) la consecuencia, con el tiempo, para el potencial redox del suelo, la pérdida de nitrato libre y la generación posterior de productos finales reducidos (Jackson, 2004).

3.2.2 Adaptaciones morfológicas y fisiológicas de las macrófitas para sobrevivir en condiciones saturadas de agua

Los ambientes inundados son un ejemplo de ambientes extremos, en los que las plantas vasculares requieren de adaptaciones excepcionales para sobrevivir y desarrollarse (Visser *et al.*, 2003) y que les permiten ser altamente productivas en áreas en las que la inmensa mayoría de plantas no sobreviven (Jackson y Colmer, 2005). Los estudios mediante microscopía electrónica (Vartapetian *et al.*, 2003), han confirmado que las plantas superiores presentan dos tipos de estrategias cuando se encuentran en condiciones anaerobias: “tolerancia aparente” y “tolerancia verdadera”. La tolerancia aparente consiste en estrategias para evitar el estrés; se realiza a nivel global de la planta y consiste en el suministro de oxígeno desde las partes aéreas de la planta hacia los órganos localizados en condiciones anaerobias; esto le permite a la planta una tolerancia a largo plazo y es lo que otorga las altas tasas de crecimiento en las especies de humedales. La tolerancia verdadera se basa en adaptaciones metabólicas. Se realiza a nivel celular y molecular, así la planta puede desarrollarse en ausencia total de oxígeno, pero generalmente es una tolerancia de corto plazo (días o semanas).

3.2.2.1 Presencia de aerénquima

En general, las plantas que crecen en suelos anegados han evolucionado un amplio rango de respuestas características que aparecen para evitar el estrés (Tabla 3.1); varias de estas aclimataciones aparecen juntas.

Tabla 3.1 Adaptaciones y respuestas de las plantas a la inundación y saturación del agua.

Adaptaciones estructurales (morfológicas) Presencia de aerénquima en raíces y tallos Raíces adventicias Hipertrofia del tallo Troncos estriados Sistemas de raíces someras Lenticelas Neumatofos
Adaptaciones fisiológicas Flujo de gas presurizado Oxigenación rizosférica Disminución en la captación de agua Alteración en la absorción de nutrientes Protección contra sulfuros Respiración anaeróbica.

Fuente: Adaptado de Mitsch y Gosselink (2007).

En las plantas emergentes, la principal estrategia es el desarrollo de aerénquima en raíces y tallos que permiten la difusión de oxígeno desde las partes aéreas de la planta hacia las raíces (Braendle y Crawford, 1999; Stottmeister *et al.*, 2003; Visser *et al.*, 2003; Jackson y Colmer, 2005; Mitsch y Gosselink, 2007), así disminuye su dependencia del oxígeno externo difundido a través del agua (Kadlec y Knight, 1996). Esta capacidad para favorecer la respiración de las raíces no la tienen las plantas que no toleran el encharcamiento, que son la gran mayoría.

La aerénquima es un tipo de tejido especializado que forma una red de espacios intercelulares llenos de gas que interconecta toda la planta (Fig. 2) (Evans, 2003; Visser *et al.*, 2003; Jackson y Colmer, 2005). Los espacios o poros intercelulares pueden representar hasta el 60 por ciento del volumen de las raíces de las plantas de humedales; en contraste, en una planta terrestre los poros representan tan sólo entre el 2 y el 7 por ciento de su volumen (Mitsch y Gosselink, 2007).

Entre las especies de humedales, la presencia de aerénquima es variable (Colmer, 2003) y diversos estudios han demostrado un incremento en plantas sujetas a inundación y a una anaerobiosis más intensa, principalmente en las raíces; sin embargo, aún no queda claro si la formación es inducida por la deficiencia de oxígeno o por la acumulación de fitotoxinas causadas por la anaerobiosis o los productos gaseosos de descomposición (Vymazal y Kröpfelová, 2008). Por otra parte, en algunas especies, un incremento en la producción de etileno durante la anaerobiosis, mejora el desarrollo de la aerénquima.

En especies bien adaptadas, la aerénquima puede extenderse desde los estomas de las hojas, hasta las extremidades de las raíces; es capaz de facilitar la aireación de raíces hasta de 300 mm de largo (Vartapetian y Jackson, 1997).

El desarrollo de la aerénquima no sólo mejora el movimiento de O₂ hacia los tejidos sumergidos, sino que también facilita el venteo desde ellos hacia la atmósfera, de los gases producidos en las raíces o en el suelo por los microorganismos (Colmer, 2003; Evans, 2003). Entre los gases más importantes se encuentran el bióxido de carbono, el etileno, el metano; si estos gases no se liberaran, se acumularían a concentraciones relativamente altas en las raíces.

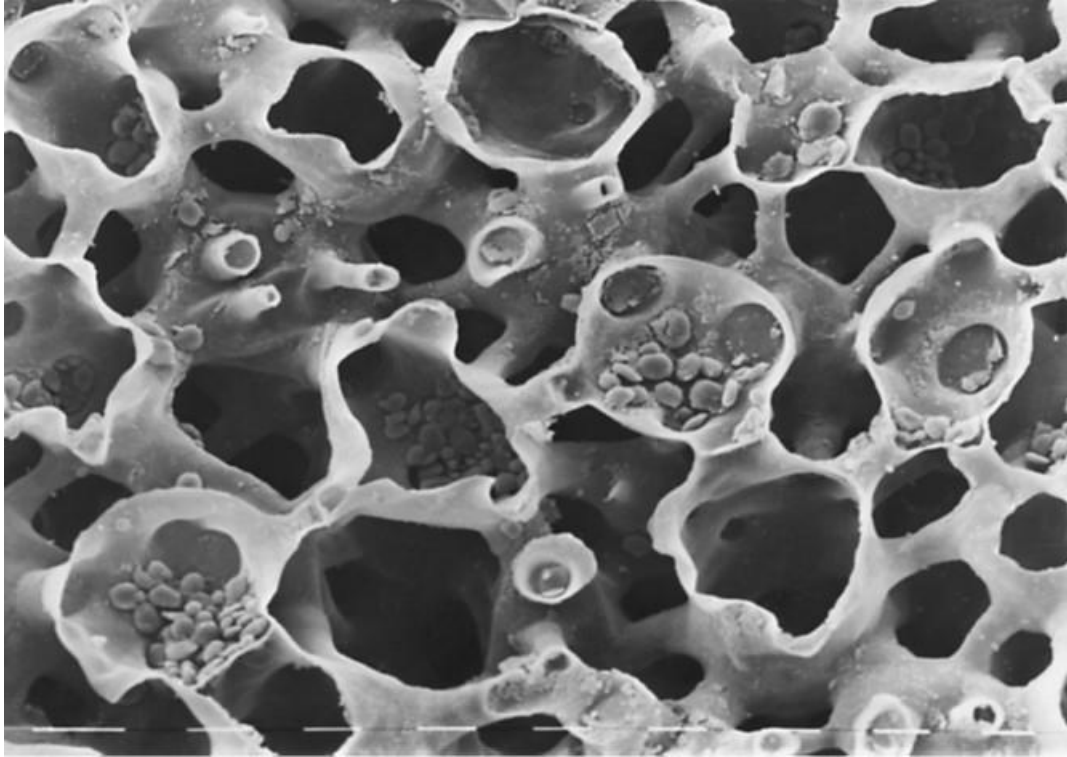


Figura 2. Aerénquima y células con granos de almidón en la corteza del rizoma de la espadaña (Braendle y Crawford, 1999).

Las condiciones anaerobias en los humedales propician la formación de otros órganos en las plantas que ayudan a suministrar el oxígeno a su sistema de raíces, tal es el caso de las raíces adventicias tanto en especies leñosas y herbáceas tolerantes a la inundación y en algunas plantas intolerantes a la inundación (Mitsch y Gosselink, 2007). Otras estrategias son la presencia de lenticelas (pequeños poros en las hojas y tallos) que permiten la entrada de oxígeno atmosférico en la red de tejido aerenquimoso (Kadlec y Knight, 1996); o los neumatofos cubiertos de lenticelas (raíces aéreas) en especies leñosas que proporcionan aireación adicional en las raíces.

3.2.2.2 Mecanismos de transporte gaseoso en las hidrófitas

La aerénquima permite que los gases se muevan en una forma relativamente fácil entre las partes aéreas y subterráneas de las plantas en los humedales. A lo largo de la aerénquima, el transporte gaseoso puede ser por simple difusión o debido a una presurización del flujo (Evans, 2003). En algunas especies como *Phragmites*, se ha demostrado que la presurización del flujo permite la aireación de los rizomas en forma más efectiva que la difusión por sí sola (Amstrong *et al.*, 1996).

DIFUSIÓN MOLECULAR PASIVA

El oxígeno se difunde libremente hacia las partes aéreas de las plantas a través de los estomas o lenticelas; de ahí se difunde mediante los espacios gaseosos hacia las porciones enterradas de la planta (Cronk y Fennessy, 2001). Esto se realiza mediante una difusión molecular pasiva, que es el proceso más común mediante el cual los gases se mueven a través de todos los tipos de plantas. Es un proceso físico mediante el cual las sustancias se mueven desde zonas de alta concentración (o presiones parciales) a sitios de menor concentración (Cronk y Fennessy, 2001). El proceso se resume por la Ley de Fick de la Difusión:

$$\frac{Q}{t} = D^* A \left(\frac{C_i - C_f}{L} \right) \quad \text{Ec. 1}$$

Donde:

Q/t , es la cantidad de gas movido por segundo (densidad de flujo), (mol/s)

D^* , es el coeficiente de difusión del medio a través del cual el gas se mueve (m^2/s)

A , es el área de la sección transversal de la ruta de difusión (m^2),

C_i , es la concentración al inicio de la trayectoria (mol/m^3),

C_f , es la concentración al final de la trayectoria (mol/m^3),

L , es la longitud de la trayectoria de difusión (m).

La difusión del gas varía como una función del medio, en el cual ocurre la difusión, el peso molecular del gas, y la temperatura. El coeficiente de difusión cuantifica la relativa facilidad con la que el gas se difunde a través de un medio (aire, agua o tejido) a lo largo de su trayectoria hacia el tejido o célula. Los coeficientes de difusión tan pequeños de los gases en el agua, en comparación con sus coeficientes de difusión en el aire, convierten al agua en el principal enemigo para la oxigenación de los tejidos. Para el O_2 , etileno y CO_2 , el coeficiente de difusión en el agua es casi 10 000 veces más pequeño que en el aire (Li *et al.*, 2004), (en el aire: $0.201 \text{ cm}^2 \text{ s}^{-1}$; en el agua $2.1 \times 10^{-5} \text{ cm}^2 \cdot \text{s}^{-1}$), (Colmer, 2003; Jackson y Colmer, 2005). Por otra parte, mientras mayor sea el área de la sección transversal, una mayor cantidad de gases puede moverse en un tiempo determinado. Debido a este aspecto de la difusión, en las plantas el tamaño y tipo de tejido influyen de manera importante. Las masas más grandes de tejido generalmente tienen cocientes pequeños superficie/volumen y afectan negativamente los requerimientos para el intercambio gaseoso en la superficie externa del tejido (Jackson, 2004). De manera que un tejido grande puede conducir a interiores pobremente aireados con centros hipóxicos o anaeróbicos y células periféricas mejor aireadas. Otro problema relacionado con el espesor del tejido, es, que más oxígeno se consume conforme la ruta se alarga; conforme el O_2 se utiliza en la respiración, el gradiente de concentración que provoca el flujo interno a zonas más lejanas, disminuye (Jackson, 2004).

FLUJO DE GAS PRESURIZADO (O VENTILACIÓN PRESURIZADA)

El flujo másico de gases mediante gradientes de presión, se ha demostrado en diversos géneros de plantas de humedales incluyendo *Nuphar*, *Nymphaea*, *Nelumbo*, *Typha* y *Phragmites* (Arkebauer *et al.*, 2001). Inicialmente es estimulado por la difusión de N_2 y O_2 a través de las estomas hacia el interior húmedo de las hojas más jóvenes por un gradiente de concentración (Jackson, 2004), se mueve por los tallos hacia los rizomas y regresa a la atmósfera por los tallos de las hojas más viejas (Fig. 3a). El proceso es inducido por las diferencias entre la presión de vapor de agua y la temperatura en el interior de las hojas y el aire circundante (Mitsch y Gosselink, 2007). Las hojas más jóvenes tienen los poros más pequeños ($<0.1 \mu\text{m}$) y debido a las diferencias de temperatura y vapor de agua entre el interior y exterior de las hojas, la presión de los gases dentro de las hojas más jóvenes se incrementa a un nivel más alto que en las hojas más viejas. Conforme las hojas crecen y maduran, el tamaño de sus poros se incrementa perdiendo su capacidad de soportar gradientes de presión (Cronk y Fennessy, 2001). Puesto que los espacios gaseosos de las hojas más viejas, están conectados con los de las hojas más jóvenes, las hojas más viejas liberan la presión generada en las hojas más jóvenes. Como resultado, grandes volúmenes de oxígeno se transportan hacia los rizomas enterrados (Arkebauer *et al.*, 2001).

En 8 especies, incluyendo, *Baumea articulata*, *Cyperus involucreatus*, *Eleocharis sphacelata*, *Schoenoplectus validus*, *Typha domingensis*, *T. orientalis*, *Phragmites australis* y *Juncos ingens*, se encontraron flujos de gas que variaron entre 0.2 a $10 \text{ cm}^3/\text{min.tallo}$. Los valores más altos se registraron en las dos especies de *Typha* y en

Phragmites; además se encontró que el flujo, es más alto durante el día (en la *T. domingensis* durante la noche fue de $0.2 \text{ cm}^3/\text{min.tallo}$ y se incrementó a $3 \text{ cm}^3/\text{min.tallo}$, en el día) (Mitsch y Gosselink, 2007).

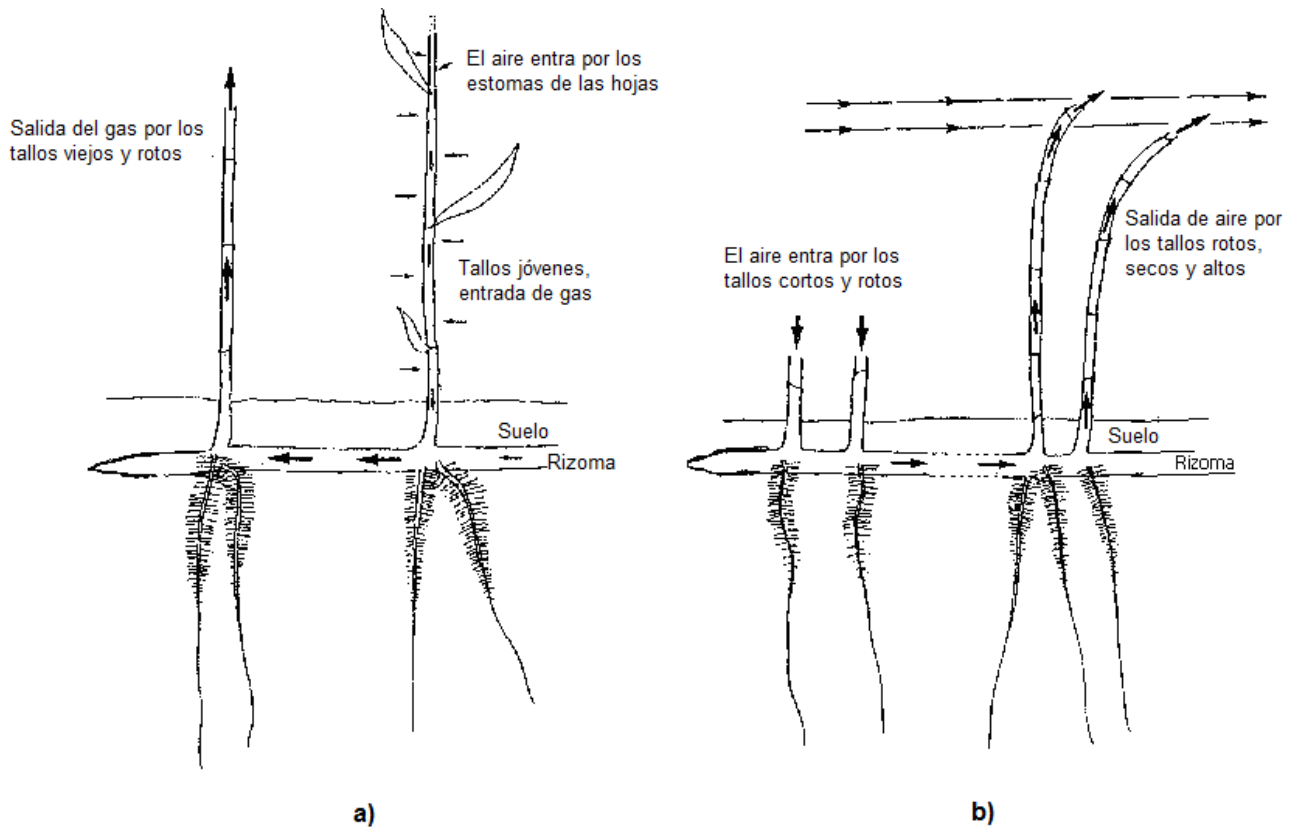


Figura 3. Diagrama que muestra los mecanismos de transporte de gases en *Phragmites australis*, a) flujo de gas a través de las plantas, por un incremento en la presión interna. La presurización debido a gradientes en las concentraciones de vapor de agua y temperatura a través de una sección porosa en las hojas, conduce el flujo de masa; b) flujo de gas a través de las plantas, por reducciones en la presión interna lo que causa una “succión”; el viento que sopla a través de los tallos viejos reduce la presión debido al efecto Vénturi. Adaptado de Colmer (2003).

Las plantas jóvenes mantienen presiones altas mediante dos estrategias físicas que no dependen del metabolismo de la planta. El primero se llama *transpiración térmica* o *termo-ósmosis* y requiere de una sección porosa que separe la atmósfera externa de la atmósfera interna de la planta; con poros lo suficientemente pequeños para ofrecer mayor resistencia al flujo presurizado que a la difusión de la fase gaseosa (Armstrong y Armstrong, 2005b), en otras palabras, el tamaño del poro de los estomas es tal que, la resistencia que ofrecen a la difusión hacia el interior es menor que la resistencia al flujo másico de gases hacia el exterior (Colmer, 2003; Jackson, 2003). Otro elemento fundamental para que tenga lugar la transpiración térmica, es el calor del sol (Cronk y Fennessy, 2001); es necesario que la atmósfera interna esté permanentemente más caliente que la atmósfera externa (Armstrong y Armstrong, 2005b). Cuando el interior de las hojas está más caliente que el ambiente, el gas se mueve hacia y a través de la sección porosa. Sin embargo, con temperaturas más altas, el gas se expande y la presión se incrementa dentro de las hojas jóvenes; como resultado de la presurización, se origina un flujo de gases a lo largo de los espacios interconectados llenos de gas (Jackson, 2004) a una velocidad determinada por el gradiente de presión y la resistencia al flujo (Armstrong y Armstrong, 2005b). El gradiente de presión es más alto a medio día y decrece

en las noches. La habilidad de las hojas jóvenes para atrapar calor parece maximizarse por las antocianinas (pigmentos rojos) que incrementan su absorción de luz; conforme las hojas maduran, pierden esta capacidad (Cronk y Fennessy, 2001).

La segunda estrategia, conocida como presurización inducida por la humedad, también requiere de una sección porosa y calor, además de una fuente constante de agua dentro de la planta (Jackson, 2004). Tiene su origen cuando una atmósfera húmeda se separa de una atmósfera seca, mediante una sección porosa con lo cual se genera un flujo difusivo de vapor de agua a través de la sección desde el lado húmedo al lado seco y simultáneamente, un flujo difusivo de gases atmosféricos desde el lado seco al lado húmedo hasta que las concentraciones se igualan; sin embargo, si la atmósfera saturada tiene un suministro continuo de agua para sustentar la humidificación del espacio gaseoso y si los poros son lo suficientemente pequeños para ofrecer una resistencia mayor al flujo presurizado hacia el exterior que a la difusión hacia el interior, entonces el influjo difusivo de gases atmosféricos conducirán a un incremento global en la concentración de especies gaseosas dentro de la cámara, y como consecuencia un incremento en la presión total (Armstrong *et al.*, 1996). En las plantas, esto significa que la presión de vapor es mayor en el lado más húmedo de la sección (esto es, adentro de las hojas jóvenes), de manera que las hojas jóvenes mantienen una presión de aire mayor que el resto de la planta. Las presiones ligeramente más altas en las hojas jóvenes causan que los gases fluyan a través de los peciolos de las hojas, a través de los rizomas y de regreso a la atmósfera mediante los peciolos y hojas más viejas (Cronk y Fennessy, 2001).

CONVECCIÓN INDUCIDA POR EFECTO VENTURI

Un cuarto mecanismo que permite el movimiento del gas dentro de las plantas se ha evaluado en *Phragmites australis*. Este mecanismo, conocido como convección inducida por efecto Venturi, se basa en gradientes de velocidad del viento (Colmer, 2003). Los brotes rotos y secos y cortos del *Phragmites* pueden permanecer adheridos a los rizomas hasta por dos o tres años y están más cerca del suelo que los brotes menos viejos y más altos. Esto crea un gradiente de presión en el cual los gases son conducidos desde el área de alta concentración (brotes rotos y cortos) hacia el área de concentración más baja (brotes más altos) (Fig. 3b). De esta forma, el aire es jalado a través de la planta completa, incluyendo las porciones subterráneas, por el déficit en la presión del gas en los tallos más altos expuestos al aire (Cronk y Fennessy, 2001).

LA IMPORTANCIA DE LA OXIGENACIÓN DE LA RIZÓSFERA

La introducción del aire atmosférico en el interior de las plantas por alguno o varios de los mecanismos mencionados, permite entonces que haya oxígeno suficiente en el medio anóxico no sólo para la respiración de las raíces, sino también para la formación de una película oxidada sobre la superficie de las raíces. Esta película protege a la raíz de los daños por compuestos tóxicos, presentes en la rizósfera anóxica, usualmente, reducida en extremo (Brix, 1997).

Las tasas de liberación de oxígeno, por las raíces depende de la concentración interna de oxígeno, la demanda de oxígeno del medio circundante y la permeabilidad de las paredes de las raíces (Brix, 1997). De esta manera, se ha encontrado que la intensidad en la aportación de oxigenación a las raíces es afectada por el potencial redox del medio. Por ejemplo, para *Typha latifolia* y *Juncus effusus*, aparentemente, la intensidad es mayor en un rango de $-250 \text{ mV} < E_h < -150 \text{ mV}$ y disminuye en condiciones más oxidadas o más reducidas (Stottmeister, 2003). Adicionalmente, se ha encontrado que la tasa de liberación de oxígeno, se incrementa con la cantidad de biomasa aérea, mientras que la biomasa de las raíces no es determinante.

REFERENCIAS

- Arkebauer, T.J.; Chanton, J.P.; Verma, S.B.; Kim, J. 2001. Field measurements of internal pressurization in *Phragmites australis* (Poacea) and implications for regulation of methane emissions in a midlatitude prairie wetland. *American Journal of Botany* 88(4), 653-658.
- Armstrong, J., Armstrong, W., 2005a. Rice: Sulfide-induced barriers to root radial oxygen loss, Fe²⁺ and water uptake, and lateral root emergence. *Ann. Bot.* 96, 625-638.
- Armstrong, W., Armstrong, J., Beckett, P.M., 1996. Pressurised ventilation in emergent macrophytes: the mechanism and mathematical modeling of humidity induced convection. *Aquat. Bot.* 54, 121-135.
- Armstrong, W., Armstrong, J., 2005b. Stem photosynthesis not pressurized ventilation is responsible for light-enhanced oxygen supply to submerged roots of alder (*Alnus glutinosa*). *Ann. Bot.* 96, 591-612.
- Braendle, R., Crawford, R.M.M 1996. Plants as amphibians. *Urban & Fischer Verlag* Vol. 2/1, 56-78.
- Brix, H. 1997. Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands?. *Wat. Sci.Tech.* 35 (5), 11-17.
- Colmer, T.D., 2003. Long-distance transport of gases in plants: a perspective on internal aeration and radial oxygen loss from roots. *Plant, Cell and Environment*, 26, 17-36.
- Crawford, R.M.M., Braendle, R., 1996. Oxygen deprivation stress in a changing climate. *Journal of Experimental Botany.* 47, 145-159.
- Cronk, J.K. y Fennessy, M.S., 2001. *Wetland Plants: Biology and Ecology*. CRC Press/Lewis Publishers. Boca Raton, FL. 440 pp.
- Evans, D.E., 2003. Aerenchyma formation. *New Phytologist.* 161, 35-49.
- Jackson, M.B., Colmer, T. D. 2005. Response and Adaptation by Plants to Flooding Stress. *Ann. Bot.* 96, 501-505.
- Jackson, M.B., 2004. The impact of flooding stress on plants and crops. Disponible en: http://www.plantstress.com/Articles/waterlogging_i/waterlog_i.htm. Accesado el 1 de febrero de 2008.
- Kadlec RH, Knight RL. 1996. *Treatment Wetlands*. CRC Press, Lewis Publishers. Boca Raton, FL.
- Li, S., Pezeshki, S.R., Goodwin, S., 2004. Effects of soil moisture regimes on photosynthesis and growth in cattail (*Typha latifolia*). *Acta Oecologica.* 25, 17-22.
- Mitsch, W.J., Gosselink, J.G., 2007. *Wetlands*, 4th ed., John Wiley & Sons, Inc., New York.
- Stottmeister, U., Wieszner, A., Kusch, P., Kappelmeyer, U., Kastner, M., Bederski, O., Muller, R.A., Moormann, H., 2003. Effects of plants and microorganisms in constructed wetlands for wastewater treatment. *Biotechnol. Adv.* 22 (1), 93-117.
- Van der Putten, W.H., Peters, B.A.M., Van den Berg, M.S., 1996. Effects of litter on substrate conditions and growth of emergent macrophytes. *New. Phytol.* 135, 527-537.
- Vartapetian, B.B., Jackson, M.B., 1997. Plant adaptations to anaerobic stress. *Ann. Bot.* 79, 3-20.
- Visser, E.J.W., Voesenek, L.A.C.J., Vartapetian, B.B., Jackson, M. B., 2003. Flooding and plant growth. *Ann. Bot.* 91, 107-109.

Vymazal, J., Kröpfelová, L., 2008. Wastewater Treatment in Constructed Wetlands with Horizontal Sub-Surface Flow. Springer, Dordrecht.

3.3 FUNCIÓN DE LAS PLANTAS EN LOS HUMEDALES DE TRATAMIENTO

Las macrófitas que crecen en humedales de tratamiento presentan diversas propiedades que las convierten en un componente esencial (Brix, 1994). Sin embargo, el rol de las macrófitas ha sido cuestionado debido a que los procesos más importantes de remoción de contaminantes en humedales de tratamiento se basan en procesos físicos y microbianos (Brix, 1997). En humedales tanto naturales como construidos, la comunidad macrofítica es la que mayor biomasa produce y a través de su actividad metabólica, es capaz de interferir de diferentes maneras en la dinámica del sistema (Esteves, 1988).

Las macrófitas son el principal componente biológico de los humedales de tratamiento ya que no sólo asimilan los contaminantes directamente en sus tejidos, sino que además influyen en la biogeoquímica de los sedimentos, actúan como un catalizador para las reacciones de purificación, aumentando la diversidad del ambiente en la zona de las raíces favoreciendo diversas reacciones químicas y bioquímicas que mejoran la purificación (Jenssen et al., 1993).

La aireación en los humedales de tratamiento es un factor importante para obtener eficiencias de remoción de contaminantes aceptables. El ingreso de oxígeno al sistema a través de la vegetación es un proceso indispensable (Shubiao et al., 2014). Las macrófitas poseen tejidos parenquimáticos aeríferos que transportan oxígeno desde las partes aéreas hacia las raíces (Fig. 1), y de esta manera, la rizósfera produce un microambiente oxigenado que estimula la descomposición de materia orgánica y el crecimiento de bacterias (Gersberg et al., 1986; Brix y Schierup, 1990; Tanner et al., 2002; Zhang et al., 2014). Al mismo tiempo, con la producción de nueva biomasa y la senescencia de tejidos viejos durante los ciclos de crecimiento, se desarrolla en el fondo un lodo anaeróbico que provee las condiciones propicias para que el proceso de desnitrificación se lleve a cabo (Vymazal, 2013).

La base del tratamiento de aguas residuales con humedales construidos, es el crecimiento cooperativo de plantas y microorganismos asociados con dichas plantas. Se ha llegado a pensar que la mayor parte de la responsabilidad de la biodegradación la llevan los microorganismos que viven sobre y alrededor de las raíces. Una vez que esos microorganismos se establecen en las raíces generan una relación simbiótica con las macrófitas. Esta relación presenta un efecto sinérgico que redundando en un aumento de la velocidad de degradación y remoción de contaminantes en la zona radicular. También existe un proceso de neutralización electrostática entre las raíces y las partículas coloidales en suspensión o sólidos suspendidos permitiendo que estas últimas se adhieran a las raíces formando una masa que va lentamente digiriéndose y removiéndose (Brix, 1993).

Los procesos biológicos, químicos y físicos que se dan entre los contaminantes, los microorganismos y las plantas acuáticas son muchos. Todavía no se tiene un claro concepto de todos ellos y su interrelación. En cuanto a los metales, se ha propuesto que los mecanismos que utilizan las plantas para la remoción de los mismos no son necesariamente semejantes para las diferentes especies de macrófitas y para los diferentes metales. Dentro de estos mecanismos se encuentran: la sorción por raíces (una combinación de procesos físicos y químicos como quelación, intercambio iónico y precipitación química), los procesos biológicos, que incluyen la translocación a la parte aérea, y la precipitación inducida por exudados de raíces o por microorganismos. Incluso, se ha demostrado a escala de laboratorio que las macrófitas no solamente sorben contaminantes cuando están vivas, sino que su biomasa seca es capaz de adsorber metales (Dushenkov et al., 1995; Schneider y Rubio, 1999; Miretzky et al., 2006; Suñé et al., 2007). Las hojas secas que se desprenden de una planta viva debido a los ciclos de crecimiento son un compartimiento importante en la acumulación de los contaminantes en un humedal de tratamiento. Maine et al. (2014) monitorearon un humedal construido para el tratamiento de un efluente industrial que contenía Cr. Estos autores observaron que en la zona de entrada se acumularon restos de hojas de *T. domingensis*, en los que se encontraron altas concentraciones de metales retenidos. Esto sería una importante ventaja para el

manejo de humedales de tratamiento, debido a que, al morir las plantas, como su degradación es lenta, siguen reteniendo metales dentro del humedal y estos detritos pueden ser removidos fácilmente para su disposición final. En el caso de los nutrientes, Greenway (2007) propuso que las concentraciones de los mismos cambian con la edad de las plantas y de las hojas. Las plantas y hojas jóvenes generalmente muestran las mayores concentraciones de nutrientes, especialmente nitrógeno. Cuando la planta alcanza su madurez, la concentración de nutrientes disminuye. Sin embargo, debido a que la biomasa vegetal aumenta con la madurez, la acumulación total de nutrientes también aumenta. Durante la senescencia los nutrientes son translocados desde las hojas maduras hacia los brotes en crecimiento o los órganos de almacenamiento. Así, las plantas muertas poseen menores concentraciones de nitrógeno y fósforo, por lo que, en un humedal de tratamiento, la cosecha de los tejidos muertos no optimizaría la remoción de nutrientes.

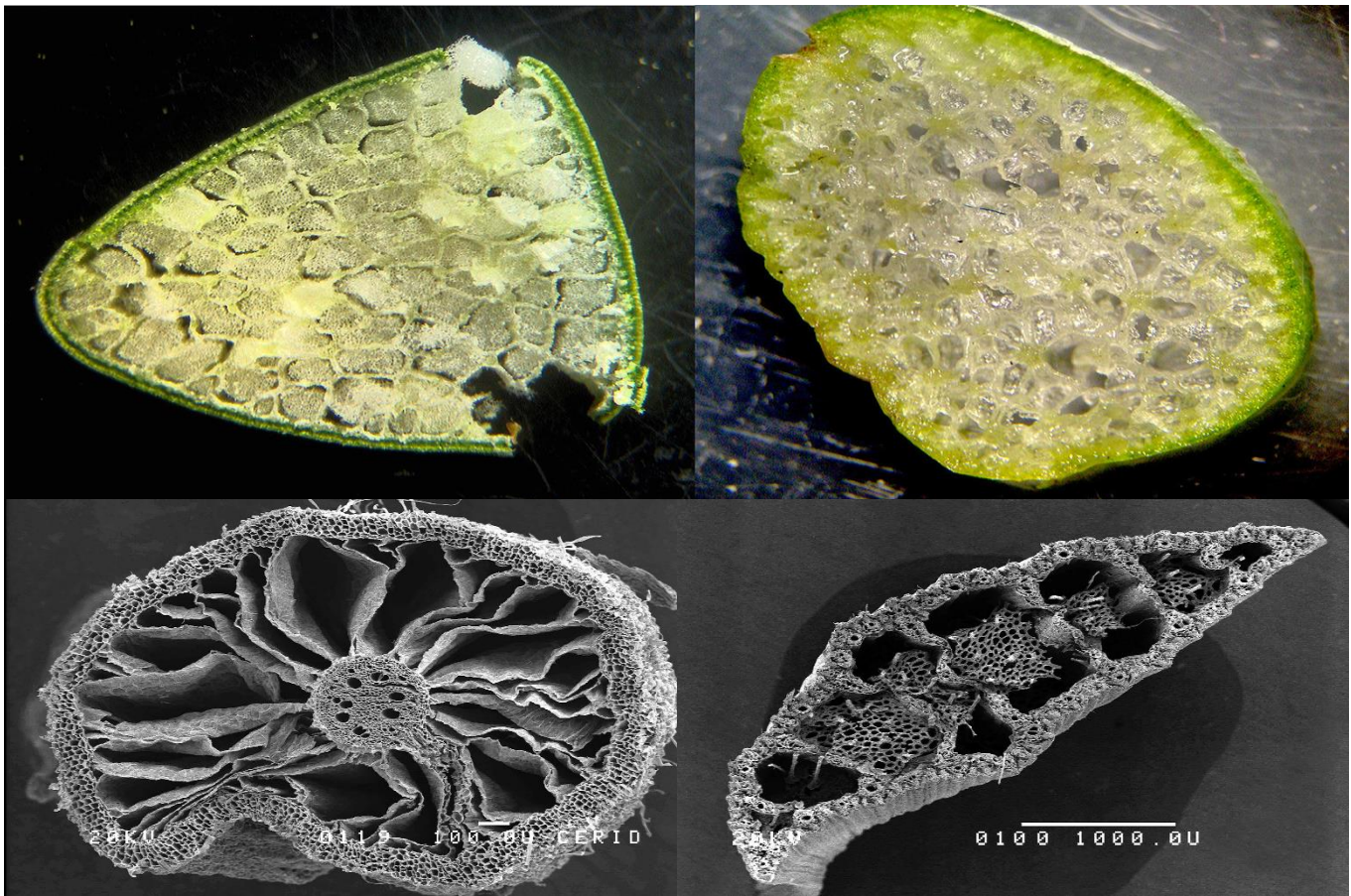


Figura 1.- (a) y (b) Fotografías de cortes transversales de tallos de *Schoenoplectus californicus* y *Pontederia* cortada, respectivamente. En la primera puede observarse la sección triangular del tallo, la cual es una característica distintiva de la especie de la Familia *Cyperaceae*. (c) y (d) Fotografías de cortes transversales de raíz y hoja de *Typha domingensis*, respectivamente, tomadas por un microscopio electrónico de barrido. Todas las especies muestran abundante tejido parenquimático aerífero esponjoso, el cual permite el transporte de oxígeno desde las hojas hacia las raíces. Fotos: Hernán Hadad (a y b), Mercedes Mufarrege (c y d).

Otra función de las macrófitas es la de mantener una baja densidad del fitoplancton a través del bloqueo de luz, secreción de sustancias alelopáticas, provisión de refugios o hábitats para herbívoros y modificación del régimen de nutrientes. Las macrófitas ejercen un efecto negativo sobre el fitoplancton debido a que existe una mayor herbivoría por parte del zooplancton que se refugia en ellas (SØndergaard y Moss, 1998). Las macrófitas atenúan la penetración de luz en la columna de agua. En el caso de las macrófitas flotantes, tales como *Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes*, *Lemna gibba*, *Salvinia herzogii*, etc., las cuales pueden cubrir toda la superficie de un humedal, el crecimiento algal puede verse muy limitado debido a la escasez de luz, lo cual es deseable en los humedales de tratamiento. Las funciones de los exudados de las raíces son diversas. Un caso es la alelopatía, la cual se define como la inhibición de una especie vegetal debido a un compuesto químico sintetizado por otra especie vegetal (Szczepanski, 1977; Rice, 1984; Putnam, 1985). Sin embargo, aún no está claro cómo la alelopatía podría afectar las plantas en un humedal de tratamiento (Vymazal y Kröpfelová, 2008).

Las macrófitas poseen funciones secundarias, como, por ejemplo, proveer un hábitat adecuado para la vida silvestre (Fig. 2). Grandes sistemas de tratamiento pueden albergar una variada vida silvestre (Mitsch y Gosselink, 2000; Vymazal y Kröpfelová, 2008). Además, brindan un aspecto estético sobre los sistemas.

3.3.1 Acumulación de contaminantes en los tejidos de las macrófitas

Los nutrientes y los metales juegan un papel importante en el crecimiento y metabolismo de las plantas (Kabata-Pendias, 2011). Sin embargo, si en un humedal de tratamiento se vuelcan en altas concentraciones pueden producir efectos tóxicos sobre las macrófitas. Debido a que las macrófitas presentan una gran plasticidad morfológica, pueden modificar la morfología externa e interna de sus raíces, con el fin de sobrevivir a la exposición a contaminantes (Kapitonova, 2002; Hadad et al., 2009, 2010, 2011; Nilratnisakorn et al., 2007; Mufarrege et al., 2010, 2011). López-Bucio et al. (2002), observaron que altas concentraciones de P pueden alterar el desarrollo de la planta estimulando la producción de biomasa aérea y produciendo cambios morfológicos en las raíces, como el acortamiento y el aumento de su diámetro. Por el contrario, una baja disponibilidad de P, genera alteraciones en la longitud total de la raíz y en la formación de raíces laterales (Dinkelaker et al., 1995; Bates y Lynch, 1996; Borch et al., 1999). En el caso de las especies nitrogenadas, el NH_4^+ es la forma preferida de absorción de N para la mayoría de las macrófitas, pero puede ser tóxico cuando se encuentra en altas concentraciones (Britto y Kronzucker, 2002). En situaciones de estrés por altas concentraciones de NH_4^+ , las plantas presentan bajas tasas de crecimiento, acortamiento y senescencia de raíces, bajos índices de brotes y clorosis en tallos y hojas (Britto y Kronzucker, 2002; Tylova et al., 2008; Jampeetong y Brix, 2009).

En humedales de tratamiento es necesario conocer los mecanismos de tolerancia de las macrófitas a los contaminantes que se encuentren en el efluente a tratar. La absorción de contaminantes por las macrófitas se caracteriza por la selectividad de transporte y acumulación en tejidos específicos, células o compartimentos subcelulares. Estas características son genéticamente determinadas y pueden variar entre y dentro de las especies de plantas (Marschner, 2012). En las macrófitas flotantes son las hojas los principales sitios de sorción y acumulación de contaminantes debido a que se encuentran en contacto directo con el agua. En las macrófitas emergentes, el P es tomado del sedimento en forma de fosfato y puede ser translocado desde las raíces hacia las partes aéreas o viceversa, como se ha demostrado en estudios de laboratorio (De Marte y Hartman, 1974; Eugelink, 1998). Respecto de los metales, muchas plantas toleran elevadas concentraciones de estos contaminantes en el sedimento, porque restringen su absorción y translocación hacia las hojas evitando que se produzcan daños en estos órganos, lo que les permite mantener concentraciones constantes y relativamente bajas en la biomasa aérea, independientemente de la concentración de metales en el sedimento. Los mecanismos de tolerancia incluyen la deposición de metales sobre la superficie de la raíz y dentro de las paredes y vacuolas celulares de las raíces (Taylor, 1983; Tangahu et al., 2011). Los óxidos de Fe precipitan en la superficie de las raíces y forman la placa de Fe que también puede capturar metales (Mendelsohn y Postek, 1982; Taylor et al., 1984;

Hansel et al., 2002). La exclusión de metales en raíces es una estrategia de tolerancia de las macrófitas con el fin de no dañar tejidos vitales (Taylor y Crowder 1983; Kabata-Pendias, 2011; Hechmi et al., 2014). Sin embargo, Mufarrege et al. (2014, 2015) Expusieron a la especie emergente *Typha domingensis* a concentraciones de Cr, Ni y Zn de 100 y 500 mg L⁻¹ de manera separada y combinada y observaron que no sólo esta macrófita puede translocar Cr, Ni y Zn hacia las partes aéreas, sino también, que estos metales pueden quedar sorbidos sobre las partes sumergidas de las hojas que se hallan en contacto directo con la solución (Fig. 3). Respecto de las macrófitas flotantes, Maine et al. (2004) y Suñe et al. (2007) observaron que las especies *Salvinia herzogii* y *Pistia stratiotes* pueden tomar metales por las raíces o por las hojas que están en contacto directo con el agua.



Figura. 2. En los humedales de tratamiento pueden habitar una importante diversidad de vida silvestre como aves (a), insectos (b), reptiles (c), etc. Algunas especies de aves se convierten en residentes permanentes ya que pueden anidar en un humedal de tratamiento, como en el caso de la “Gallareta escudete amarillo” (*Fulica leucoptera*), la cual fue fotografiada en su nido en un humedal construido para el tratamiento de efluentes de una industria metalúrgica (d). En otros casos, el Coipo (*Myocastor coypus*) es un roedor que puede alimentarse de las macrófitas del humedal disminuyendo su cobertura (e) (Fotos: Hernán Hadad).

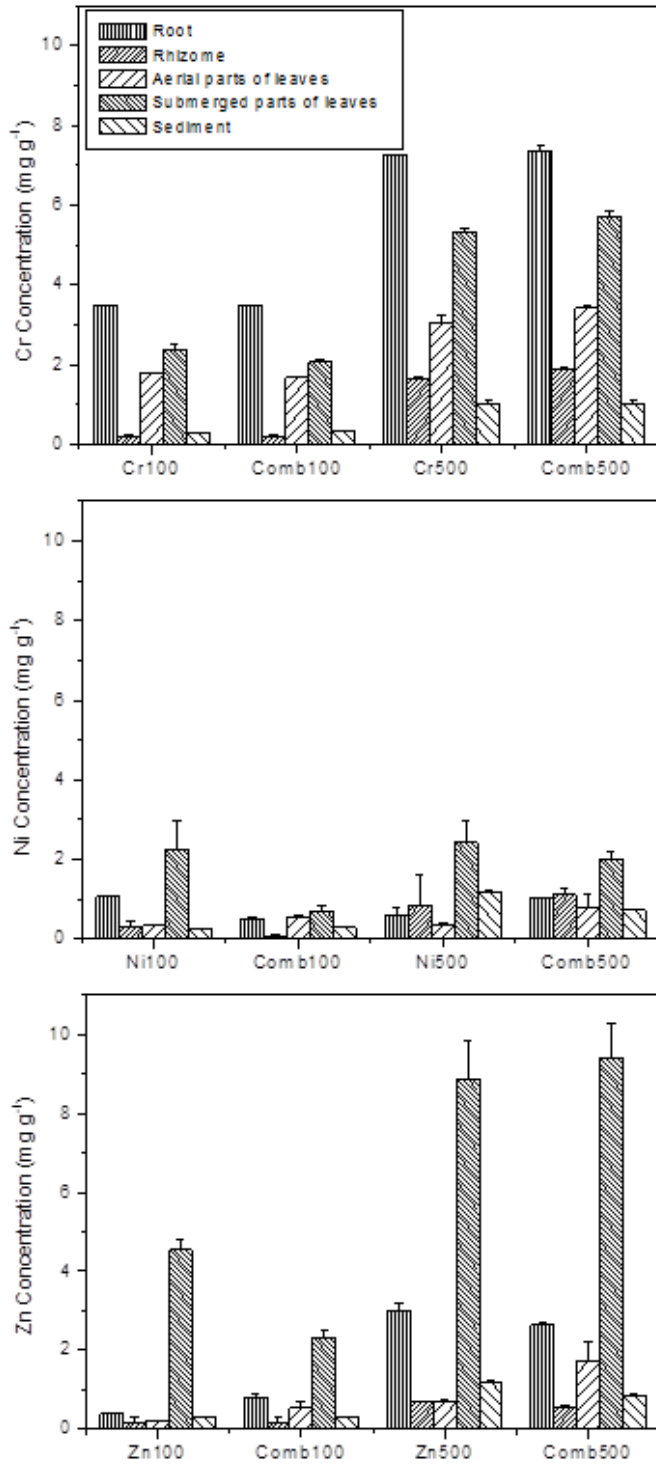


Figura 3.- Concentraciones de Cr, Ni y Zn (mg g⁻¹) obtenidas en raíces, rizomas, partes aéreas de hojas, partes sumergidas de hojas y sedimento, luego de exponer a *T. domingensis* a altas concentraciones de estos metales (extraído de Mufarrege et al., 2015).

3.3.2 Crecimiento y dispersión de macrófitas

Cuando hay suficiente espacio para la colonización y abundante disponibilidad de nutrientes, las macrófitas muestran una alta tasa de crecimiento y una fácil propagación, esto puede explicarse por su eficaz mecanismo de reproducción agámica o vegetativa por medio de rizomas y estolones, según las especies (Hadad y Maine 2007). Las macrófitas flotantes frecuentemente representan un problema en cuerpos de agua que reciben una alta descarga de nutrientes, pudiendo cubrir la totalidad o una gran parte del espejo de agua (Figs. 4 y 5). El control de plantas acuáticas flotantes libres, es un tema de especial interés debido a que su desarrollo ilimitado representa, entre otros, problemas para la navegación y recreación.

Un claro ejemplo es *E. crassipes* la cual puede crecer muy rápidamente y se le considera como una de las macrófitas más productivas del planeta. El rápido crecimiento es la razón por la cual las especies flotantes son un problema en humedales naturales, sin embargo, ese mismo atributo se convierte en una ventaja cuando estas especies se usan en humedales de tratamiento (Vymazal y Kröpfelová, 2008), aunque también en ciertos casos, la rápida proliferación de especies no deseadas puede representar un problema operativo en el sistema. En un humedal construido para el tratamiento de un efluente de una industria metalúrgica, ocurrió un volcado accidental de un efluente crudo que contenía una elevada concentración de Cr. Esto produjo una disminución en la cobertura de plantas de *T. domingensis* que habían sido plantadas durante la construcción del humedal con la consecuente dominancia de lentejas de agua (*Spirodela* sp., *Lemna* sp. y *Wolffia* sp.). Estas macrófitas colonizaron también la zona de la compuerta de salida del humedal de tratamiento. La zona de compuerta consiste en una cámara de cemento en la que no se habían plantado macrófitas (Fig. 6). Cuando las condiciones ambientales son adecuadas, las plantas flotantes pueden dispersarse vegetativamente aumentando su cobertura y dominando el sistema.



Figura 4.- Fotografías satelitales de una laguna en una reserva ecológica urbana (Santa Fe, Argentina) donde se observa a la laguna prácticamente sin vegetación durante los meses de invierno (a) y cubierta completamente por la especie *Pistia stratiotes* (b) durante los meses de verano (fotos extraídas de Google Earth).



Figura 5.- Fotografía de una laguna de la llanura de inundación del Río Paraná Medio, cubierta completamente por la especie flotante *Salvinia herzogii* (Foto: Hernán Hadad).



Figura 6.- Vista de un humedal construido en Santa Fe (Argentina) para el tratamiento de un efluente industrial (a) y la cámara de cemento en la zona de salida del mismo (b) donde se observa la dominancia de Lentejas de agua y la escasa presencia de *Typha domingensis* (Fotos: Hernán Hadad).

Probablemente, el método más sencillo utilizado para controlar la vegetación es la cosecha de las plantas en los sectores del cuerpo de agua en donde se registran problemas. Una desventaja es que, dependiendo de la especie macrofítica y de las condiciones ambientales, el rebrote de las plantas puede ser rápido y puede ser necesario repetir el tratamiento posteriormente en la estación de crecimiento (Scheffer, 1998). Otro método es el control biológico. Sin embargo, aunque en muchos casos se logre una disminución significativa de la biomasa vegetal, los métodos de control biológico son más complejos y traen aparejadas diversas desventajas.

3.3.3 Dinámica ecológica en humedales de tratamiento

La competencia entre diferentes especies de macrófitas es un factor que podría determinar las diferentes dominancias en la vegetación. La abundante bibliografía disponible sobre la competencia de macrófitas en ambientes naturales (Gaudet y Keddy, 1988, 1995; Agami y Reddy, 1990; Johansson y Keddy, 1991; Keddy et al., 1994; Mal et al., 1997; Dickinson y Miller, 1998) contrasta con la prácticamente inexistente bibliografía sobre los cambios en la dominancia vegetal en humedales construidos. La posibilidad de realizar durante muchos años un monitoreo de un humedal de tratamiento, permite conocer la dinámica ecológica que presentan estos sistemas.

Los animales herbívoros pueden producir un impacto significativo sobre la biomasa de las macrófitas de un humedal de tratamiento. La experiencia ha demostrado que una gran variedad de animales puede interferir con las condiciones deseadas de operación en humedales de tratamiento. Entre los animales que han causado cierto grado de impacto se incluyen ciervos, alces, ganado vacuno, cerdos, ardillas, monos, coyotes, gatos salvajes, manatíes y tortugas. Sin embargo, las especies más problemáticas son algunas aves, roedores, algunos peces y los mosquitos (Kadlec y Wallace, 2009). La Rata almizclera (*Ondatra zibethicus*) se alimenta de un gran número de plantas herbáceas emergentes (Latchum, 1996). En humedales de tratamiento sus impactos por herbivoría pueden cambiar la dominancia de la vegetación generando desde áreas densamente vegetadas hasta parches de agua libres de vegetación (Kadlec et al., 2007). La Falsa nutria o Coipo (*Myocastor coypus*) causa problemas similares a los que causa la Rata almizclera (Ver Fig. 2e). Las aves acuáticas podrían afectar directamente la biomasa de las macrófitas en un humedal de tratamiento. Estas aves pueden afectar la productividad o las tasas de cambio de biomasa a través de una herbivoría selectiva, dañando las plantas remanentes (Fig. 7). Sin embargo, escasos estudios se han realizado para cuantificar los efectos de la depredación de la vegetación por animales herbívoros sobre la eficiencia de un humedal de tratamiento (Kadlec y Wallace, 2009).



Figura 7.- Fotografía de una “Gallareta escudete amarillo” (*Fulica leucoptera*) alimentándose de vegetación sumergida en un humedal de tratamiento de un efluente industrial en Santa Fe, Argentina (Foto: Hernán Hadad).

En Argentina, un humedal de tratamiento de los efluentes de una industria metalúrgica mostró diferentes etapas de dominancia de vegetación (Maine et al., 2007, 2009, 2013). El humedal se encuentra en operación desde el año 2002. El efluente recibe un tratamiento primario (precipitación, tamizado y decantación), contiene Cr, Ni y Zn, y presenta elevados pH y conductividad. Al inicio de su operación diversas especies de macrófitas colectadas en el sistema de la llanura de inundación del Río Paraná Medio se trasplantaron en el humedal. A lo largo de los años, el desarrollo de las plantas mostró tres diferentes períodos, el primero estuvo dominado por *Eichhornia crassipes* seguido de un segundo período en el que se observó una disminución en su dominancia con un desarrollo paralelo de *T. domingensis*. Luego, el tercer período, correspondió a la dominancia total de *T. domingensis* (Maine et al., 2013). Las especies flotantes dejaron de ser dominantes debido a los elevados valores de pH y conductividad del efluente y no a la presencia de metales (Hadad et al., 2007). Debido a que la especie emergente *T. domingensis* fue más tolerante a estas condiciones del efluente, se convirtió en la dominante. Sin embargo, durante el período de dominancia de esta especie, ocurrió una depredación masiva de las partes aéreas por una población de aproximadamente 30 carpinchos (*Hydrochoerus hydrochaeris*) que habitaba dentro del predio de la industria en las proximidades del humedal de tratamiento. Este animal es un roedor anfibio sudamericano que posee el mayor tamaño del mundo con un peso promedio de 80 Kg. Durante el tiempo que duró la depredación, el humedal se asemejó a una laguna sin vegetación (Fig. 8). Sin embargo, las raíces y rizomas no fueron dañados por estos animales, por lo que, después de la instalación de un cerco perimetral que evitaba el ingreso de los animales al humedal, y favorecidas por la estación de crecimiento, la plantas de *T. domingensis* se recuperaron y mostraron un gran desarrollo hasta cubrir casi la totalidad del humedal.



Figura 8.- Fotografía de un ejemplar de Carpincho (*Hydrochoerus hydrochaeris*) tomada en las proximidades de un humedal de tratamiento de efluentes de una industria metalúrgica en Santa Fe, Argentina (a). Vista del humedal de tratamiento luego de la depredación por carpinchos (b). El humedal se asemejaba a una laguna desprovista de vegetación (Fotos: Hernán Hadad).

Durante el periodo de depredación por herbivoría, las plantas continuaron reteniendo los contaminantes del efluente en sus raíces al mismo tiempo que el sedimento incrementó su capacidad de retención balanceando la capacidad operativa del sistema. Esto ocurrió porque el humedal de tratamiento alcanzó su madurez con un desarrollo completo del sistema raíz-rizoma. En función de sus resultados, Maine et al. (2013) concluyeron que un humedal de tratamiento maduro es capaz de mantener su eficiencia y recuperar su vegetación frente a un evento de depredación por herbivoría, demostrando su robustez.

REFERENCIAS

- Agami, M., Reddy, K.R., 1990. Competition for space between *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms and *Pistia stratiotes* L. cultured in nutrient-enriched water. *Aquat. Bot.* 38, 195-208.
- Bates, T.R., Lynch, J.P. 1996. Stimulation of root hair elongation in *Arabidopsis thaliana* by low phosphorus availability. *Plant Cell Environ.* 19, 529-538.
- Borch, K., Bouma, T.J., Lynch, J.P., Brown, K.M. 1999. Ethylene: a regulator of root architectural responses to soil phosphorus availability. *Plant Cell Environ.* 22, 425-431.
- Britto, D.T., Kronzucker, H.J., 2002. NH_4^+ toxicity in higher plants: a critical review. *J. Plant Physiol.* 159, 567-584.
- Brix, H., 1993. *Wastewater Treatment in Constructed Wetlands: System Design, Removal Processes and Treatment Performance.* Lewis Pub. USA.
- Brix, H., 1994. Functions of macrophytes in constructed wetlands. *Water Sci. Technol.* 29(4), 71-78.
- Brix, H., 1997. Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands? *Water Sci. Tech.* 35(5), 11-17.
- Brix, H., Schierup, H.H., 1990. Soil oxygenation in constructed reed beds: the role of macrophyte and soil-atmosphere interface oxygen transport, en: Cooper, P.F., Findlater, B.C. (Eds.), *Constructed Wetlands in Water Pollution Control.* Pergamon Press, Oxford, pp. 53-66.
- De Marte, J.A., Hartman, R.T. 1974. Studies on absorption of ^{32}P , ^{59}Fe , and ^{45}Ca by water milfoil (*Myriophyllum exalbescens* Fernald). *Ecology.* 55, 188-194.
- Dickinson, M.B., Miller T.E., 1998. Competition among small, free-floating, aquatic plants. *Am. Midl. Nat.* 140(1), 55-67.
- Dinkelaker, B., Hengeler, B., Marshner, H. 1995. Distribution and function of proteoid roots and other root clusters. *Bot. Acta.* 108, 183-200.
- Dushenkov, V.P., Kumar, N.B.A., Motto, H., Raskin, Y., 1995. Rhizofiltration: The use of plants to remove heavy metals from aqueous streams. *Environ. Sci. Technol.* 29, 1239-1245.
- Esteves, F.A., 1988. *Fundamentos de Limnología.* Interciencia. FIMEP, Río de Janeiro.
- Eugelink, A.H. 1998. Phosphorus uptake and active growth of *Elodea canadensis* Michx. and *Elodea nuttallii*. *Water Sci. Technol.* 37, 59-65.
- Gaudet, C.L., Keddy, P.A., 1988. A comparative approach to predicting competitive ability from plant traits. *Lett. Nat.* 334, 242-243.
- Gaudet, C.L., Keddy P.A., 1995. Competitive performance and species distribution in shoreline plant communities: a comparative approach. *Ecology.* 76(1), 280-291.
- Gersberg, R., Elkins, B., Lyon, S., Goldman C., 1986. Role of aquatic plants in wastewater treatment by artificial wetlands. *Wat. Res.* 20(3), 363-368.
- Greenway, M., 2007. The Role of Macrophytes in Nutrient Removal using Constructed Wetlands, en: Singh, S.N., Tripathi, R.D. (Eds.) *Environmental Bioremediation Technologies.* Springer. pp. 331-351

- Hadad, H.R., Maine, M.A. 2007. Phosphorous amount in floating and rooted macrophytes growing in wetlands from the Middle Paraná River floodplain (Argentina). *Ecol. Eng.* 31(4), 251-258.
- Hadad, H.R., Maine, M.A., Natale, G.S., Bonetto, C., 2007. The effect of nutrient addition on metal tolerance in *Salvinia herzogii*. *Ecol. Eng.* 31(2), 122-131.
- Hadad, H.R., Maine, M.A., Mufarrege, M.M., del Sastre, M.V., Di Luca, G.A. 2011. Bioaccumulation kinetics and toxic effects of Cr, Ni and Zn on *Eichhornia crassipes*. *J. Haz. Mat.* 190, 1016-1022.
- Hadad, H.R., Maine, M.A., Pincioli, M., Mufarrege, M.M. 2009. Nickel and phosphorous sorption efficiencies, tissue accumulation kinetics and morphological effects on *Eichhornia crassipes*. *Ecotoxicology.* 18(5), 504-513.
- Hadad, H.R., Mufarrege, M.M., Pincioli, M., Di Luca, G.A., Maine, M.A. 2010. Morphological response of *Typha domingensis* to an industrial effluent containing heavy metals in a constructed wetland. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 58(3), 666-675.
- Hansel, C.M., Force, M.J., Fendorf, S., Sutton, S. 2002. Spatial and temporal association of As and Fe species on aquatic plant roots. *Environ. Sci. Technol.* 36, 1988-1994.
- Hechmi, N., Aissa, N.B., Abdenaceur, H., Jedidi, N. 2014. Evaluating the phytoremediation potential of *Phragmites australis* grown in pentachlorophenol and cadmium co-contaminated soils. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 21(2), 1304-1313.
- Jampeetong, A., Brix, H. 2009. Effects of NH_4^+ concentration on growth, morphology and NH_4^+ uptake kinetics of *Salvinia natans*. *Ecol. Eng.* 35, 695-702.
- Jenssen, P., Maehlum, T., Krogstad, T., 1993. Potential use of constructed wetlands for wastewater treatment in northern environments. *Water Sci. Technol.* 28(10), 149-157.
- Johansson, M.E., Keddy P.A., 1991. Intensity and asymmetry of competition between plant pairs of different degrees of similarity: an experimental study on two guilds of wetland plants. *Oikos.* 60, 27-34.
- Kabata-Pendias, A. 2011. Trace Elements in Soils and Plants. CRC Press, Boca Raton, FL.
- Kadlec, R.H., Pries, J.H., Mustrand, H., 2007. Muskrats (*Ondatra zibethicus*) in treatment wetlands. *Ecol. Eng.* 29(2), 143-153.
- Kadlec, R.H., Wallace, S.D., 2009. Treatment Wetlands, second ed. CRC Press, Boca Raton, Florida.
- Kapitonova, O.A. 2002. Specific anatomical features of vegetative organs in some macrophyte species under conditions of industrial pollution. *Russ. J. Ecol.* 33(1), 59-61.
- Keddy, P.A., Twolan-Strutt, L., Wisheu, I.C., 1994. Competitive effect and response rankings in 20 wetland plants: are they consistent across three environments? *J. Ecol.* 82, 635-643.
- Latchum, J.A., 1996. Ecological Engineering Factors of a Constructed Wastewater Wetland. University of Maryland, College Park, Maryland. (MSc. Tesis).
- López-Bucio, J., Cruz-Ramírez, A., Herrera-Estrella, L. 2003. The role of nutrient availability in regulating root architecture. *Curr. Opin. Plant. Biol.* 6, 280-287.
- Maine, M.A., Suñé, N.L., Lager, S.C. 2004. Chromium bioaccumulation: comparison of the capacity of two floating aquatic macrophytes. *Water Res.* 38, 1494-1501.
- Maine, M.A., Suñé, N., Hadad, H.R., Sánchez, G. 2007. Temporal and spatial variation of phosphate distribution in the sediment of a free surface water constructed wetland. *Science of the Total Environment.* 380: 75-83.

- Maine, M.A., Suñé, N., Hadad, H.R., Sánchez, G., Bonetto, C. 2009. Influence of vegetation on the removal of heavy metals and nutrients in a Maine, M.A., Hadad, H.R., Sánchez, G.C., Mufarrege, M.M., Di Luca, G.A., Caffaratti, S.E., Pedro, M.C., 2013. Sustainability of a constructed wetland faced with a predation event. *J. Environ. Manag.* 128, 1-6.
- Maine, M.A., Sánchez, G.C., Hadad, H.R., Caffaratti, S.E., Pedro, M.C., Di Luca, G.A., Mufarrege, M.M. 2014. Wetlands construidos para tratamiento de efluentes de industrias metalúrgicas. Memorias de la 2da. Conferencia Panamericana de sistemas de humedales para el manejo, tratamiento y mejoramiento de la calidad del agua. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua-Facultad de Cs. Ambientales (Universidad Tecnológica de Pereira). Morelia, Michoacán (México), 8-12 de junio, 2014. Rivas, A., Paredes, D. (Eds.). 59-61 pp.
- Mal, T.K., Lovett-Doust, J., Lovett-Doust, L., 1997. Time-dependent competitive displacement of *Typha angustifolia* by *Lythrum salicaria*. *Oikos*. 79, 26-33.
- Marschner, P. 2012. Marschner's mineral nutrition of higher plants. 3rd. ed. Elsevier. Australia. 672 pp.
- Mendelssohn, I.A., Postek, M.T. 1982. Elemental analysis of deposits on the roots of *Spartina alterniflora* Loisel. *Amer. J. Bot.* 69, 904-912.
- Miretzky, P., Saralegui, A., Fernandez-Cirelli, A., 2006. Simultaneous heavy metal removal mechanism by dead macrophytes. *Chemosphere*. 66(2), 247-254.
- Mitsch, W.J., Gosselink, J.G., 2000. Wetlands. John Wiley and Sons, 3rd. ed., New York.
- Mufarrege, M.M., Hadad, H.R., Maine, M.A. 2010. Response of *Pistia stratiotes* to heavy metals (Cr, Ni, and Zn) and phosphorous. *Arch. Environ. Cont. Toxicol.* 58(1), 53-61.
- Mufarrege, M.M., Di Luca, G.A., Hadad, H.R., Maine, M.A. 2011. Adaptability of *Typha domingensis* to high pH and salinity. *Ecotoxicology*. 20, 457-465.
- Mufarrege, M.M., Hadad, H.R., Di Luca, G.A., Maine, M.A. 2014. Metal dynamics and tolerance of *Typha domingensis* exposed to high concentrations of Cr, Ni and Zn. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 105, 90-96.
- Mufarrege, M.M., Di Luca, G.A., Hadad, H.R., Maine, M.A. 2015. *Typha domingensis* ability to accumulate and tolerate high concentrations of Cr, Ni and Zn. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 22, 286-292.
- Nilratnisakorn, S., Thiravetyan, P., Nakbanpote, W. 2007. Synthetic reactive dye wastewater treatment by narrow-leaved cattails (*Typha angustifolia* Linn.): Effects of dye, salinity and metals. *Sci. Tot. Environ.* 384, 67-76.
- Putnam, A.R., 1985. Allelopathic research in agriculture: Past highlights and potential, en: *The Chemistry of Allelopathy: Biochemical Interactions among Plants*, Thompson, C. (Ed.), Am. Chem. Soc., Washington, D.C., pp. 1-20.
- Rice, E.E., 1984. Allelopathy, 2nd. ed., Academic Press, New York.
- SØndergaard, M., Moss, B., 1998. Impact of submerged macrophytes on phytoplankton in shallow freshwater lakes, en: Jeppesen, E., SØndergaard, Ma., SØndergaard, Mo., Chistoffersen, K. (eds.). *The Structuring Role of Submerged Macrophytes in Lakes*. Springer-Verlag. New York. pp. 115-132.
- Schneider, I., Rubio, J., 1999. Sorption of heavy metal ions by the nonliving biomass of freshwater macrophytes. *Environ. Sci. Technol.* 33, 2213-2217.

- Shubiao, W., Kuschik, P., Brix, H., Vymazal, J., Dong, R., 2014. Development of constructed wetlands in performance intensifications for wastewater treatment: A nitrogen and organic matter targeted review. *Water Res.* 57, 40-55.
- Suñe, N., Sánchez, G., Caffaratti, S., Maine, M.A., 2007. Cadmium and chromium removal kinetics from solution by two aquatic macrophytes. *Environ. Poll.* 145(2), 467-473.
- Szczepanski, A.J., 1977. Allelopathy as a means of biological control of water weeds. *Aquat. Bot.* 3, 193-197.
- Tangahu, B.V., Abdullah, S.R.S., Basri, H., Idris, M., Anuar, N., Mukhlisin, M. 2011. A review on heavy metals (As, Pb, and Hg) uptake by plants through phytoremediation. *Int. J. Chem. Eng.* <http://dx.doi.org/10.1155/2011/939161>.
- Tanner, C.C., Kadlec, R.H., Gibbs, M.M., Sukias, J.P.S., Nguyen, M.L., 2002. Nitrogen processing gradients in subsurface-flow treatment wetlands-influence of wastewater characteristics. *Ecol. Eng.* 18, 499-520.
- Taylor, G.J., Crowder, A.A. 1983. Uptake and accumulation of copper, nickel, and iron by *Typha latifolia* grown in solution culture. *Can. J. Bot.* 61, 1825-1830.
- Taylor, G.J., Crowder, A.A., Rodden, R. 1984. Formation and morphology of an iron plaque on the roots of *Typha latifolia* L. grown in solution culture. *Am. J. Bot.* 71(5), 666-675.
- Tylova, E., Steinbachova, L., Votrubova, O., Lorenzen, B., Brix, H. 2008. Different sensitivity of *Phragmites australis* and *Glyceria maxima* to high availability of ammonium-N. *Aquat. Bot.* 88, 93-98.
- Vymazal, J., 2013. Emergent plants used in free water surface constructed wetlands: A review. *Ecol. Eng.* 61P, 582-592.
- Vymazal, J., Kröpfelová, L., 2008. *Wastewater Treatment in Constructed Wetlands with Horizontal Sub-Surface Flow*. *Environ. Poll.* Vol. 14. Springer. 566 pp.
- Zhang, D.Q., Jinadasa, K.B.S.N., Gersberg, R.M., Liu, Y., Ng, W.J., Tan, S.K. 2014. Application of constructed wetlands for wastewater treatment in developing countries: A review of recent developments (2000-2013). *J. Environ. Manag.* 141, 116-131.

3.4 PLANTAS ORNAMENTALES EN LOS HUMEDALES DE TRATAMIENTO

En los países subdesarrollados en los que el tratamiento de las aguas residuales representa un costo muy elevado para el presupuesto municipal, las macrófitas pueden convertirse en el elemento clave para estimular la implementación de humedales de tratamiento, principalmente en comunidades pequeñas. La producción de biomasa en los humedales puede proporcionar ingresos económicos después de cosecharse; esto puede lograrse mediante la producción de biogás, alimentación para animales, producción de composta y materia prima para la producción de papel o como combustible (Ciria et al., 2005; Xiao-bin et al., 2007). Otra opción es la utilización de especies ornamentales comerciales capaces de adaptarse a las condiciones inundadas predominantes en algunos tipos de humedales. Esta última opción es todavía más atractiva, ya que no implica el procesamiento de la biomasa una vez producida en los humedales construidos. La sustitución de las plantas emergentes convencionales por especies ornamentales puede ser factible en los países subdesarrollados ya que ante los climas benignos (climas tropicales y subtropicales) que predominan en la mayor parte de ellos, la diversidad y productividad biológica es mucho mayor en comparación con los países nórdicos (Kivaisi, 2001).

Por ejemplo, América Latina y el Caribe (ALC) poseen la mayor biodiversidad del planeta, tomando en cuenta entre otros, la diversidad de ecosistemas, la diversidad de especies, diversidad de formas de vida y grupos funcionales, concentración de organismos endémicos y bosques de frontera (ICSU, 2009). Además, alberga a siete de los 17 países más diversos biológicamente del mundo, que son Brasil, Colombia, Ecuador, Costa Rica, México, Perú y Venezuela y posee el 32% de la biodiversidad global de plantas vasculares.

3.4.1 Selección de especies ornamentales

Para que una planta se desarrolle en condiciones saturadas de agua como las predominantes en los humedales subsuperficiales de flujo horizontal, se requiere de adaptaciones morfológicas y fisiológicas, como resultado de un largo proceso evolutivo. De manera que, la muerte de una planta terrestre sujeta a estas condiciones es sólo cuestión de días, iniciando físicamente por la marchitez de la planta como consecuencia de todos los cambios metabólicos derivados de la anoxia (Braendle y Crawford, 1999; Chen *et al.*, 2002). Sin embargo, se ha observado que muchas especies terrestres como el maíz (*Zea mays*) poseen la habilidad para adaptarse a condiciones de inundación, mediante modificaciones morfológicas-anatómicas semejantes a las observadas en las macrófitas, lo que les permite evitar, más que tolerar, la anoxia (Braendle y Crawford, 1999). De esta manera, se puede predecir que pueden existir especies ornamentales capaces de adaptarse a tales condiciones de manera semejante al maíz.

Debido a la amplia biodiversidad existente en muchos países subdesarrollados, en particular en ALC, es probable que exista un buen número de especies ornamentales factibles de utilizar en los HSSFH. ¿Cómo encontrarlas? Muchas de ellas pueden ser especies palustres (que crecen a la orilla de los cuerpos de agua); algunas otras, están en nuestros jardines y requieren de riegos muy frecuentes. En la Tabla 1, se encuentran algunas de las especies reportadas hasta ahora en la literatura.

Por otra parte, en los humedales de flujo vertical la alimentación es intermitente con ciclos alternados de alimentación y drenaje; de manera tal, que el oxígeno es transferido desde la atmósfera hacia el sistema por difusión y convección con mayor facilidad. De esa forma se encuentra más disponible para la respiración de las raíces de las plantas. Estas diferencias en el contenido de oxígeno disponible para las plantas, además de determinar la eficiencia de remoción de contaminantes, puede determinar también, la vegetación que debe emplearse en cada tipo de humedal porque el desarrollo de las especies depende de sus respuestas eco-fisiológicas a la inundación (Voesenek et al., 2004). En otras palabras, en los humedales de flujo vertical, debido a que el oxígeno es suministrado en forma externa a las raíces, las plantas no tienen que desarrollar mecanismos propios para transportar el oxígeno desde sus partes aéreas a las partes subterráneas. Por esta razón, es más probable que una especie terrestre se desarrolle en los humedales verticales.

Tabla 1. Algunas especies ornamentales empleadas como vegetación emergente en humedales construidos.

Nombre común	Nombre científico	Tipo de humedal	País	Autor	Órgano de interés
Agapando	<i>Agapanthus africanus</i>	HFV, HSSFH	México	Zurita et al., 2009	Flor
Anturio	<i>Anturium andreaeanum</i>	HFV, HSSFH	México	Zurita et al., 2009	Flor
Cana	<i>Canna generalis</i>	HSSFH	China	Huang et al., 2010	Flor
Cana amarilla	<i>Canna heliconia</i>	HSSFH	Tailandia	Brix et al., 2011	Flor
Cana, caña de india	<i>Canna indica</i>	HFV	China	Mei et al., 2013; Zurita y Carreón-Álvarez, 2014.	Flor
Papiro	<i>Canna papyrus</i>	HSSFH	Tailandia	Brix et al., 2011	Follaje
Camelia	<i>Camellia japónica</i>	HSSFH	China	Huang et al., 2010	Flor
Paragüita	<i>Cyperus flabelliformis</i>	HFV	China	Mei et al., 2013	Follaje
Papiro de Egipto	<i>Cyperus papyrus</i>	HSSFH	Camerún	Fonkou et al., 2011	Follaje
Bambú de la suerte	<i>Dracaena sanderiana</i>	HSSFH	China	Huang et al., 2010	Follaje
Heliconia, loro naranja	<i>Heliconia psittacorum</i>	HSSFH	Colombia	Gutierrez et al., 2011	Flor
Heliconia	<i>Heliconia psittacorum</i> x <i>Heliconia spathocircinata</i>	HSSFH	Tailandia	Konnerup et al., 2009	Flor
Lirio amarillo	<i>Iris pseudacorus</i> L.	NRS HFV (laboratorio) HSSFH, HSSFV	California, E. U. A. China Polonia y Portugal	Chen et al., 2009 Zhang et al., 2007 Randerson et al., 2012	Flor
Lirio morado	<i>Iris tectorum</i>	HFV	China	Mei et al., 2013	Flor
Cola de zorra	<i>Miscanthus sinensis giganteus</i>	HFV piloto	escala Viena, Austria	Sleytr et al., 2009	Flor
Lirio	<i>Sagittaria lancifolia</i> L.	NRS	California, E. U. A.	Chen et al., 2009	Flor

Nombre común	Nombre científico	Tipo humedal	de País	Autor	Órgano de interés
Lirio de cuaresma	<i>Iris sibirica</i>	HSSFH	México	Tejeda et al., 2014	Flor
Ave paraíso	<i>Strelitzia reginae</i>	HFV, HSSFH	México	Zurita et al., 2009; Zurita y White, 2014; Zurita y Carreón-Álvarez, 2014	Flor
Alcatraz	<i>Zantedeschia aethiopica</i> L.	HSSFH	Canadá	Belmont et al., 2003	Flor
		NRS	California, E. U. A.	Chen et al., 2009	
		HFV, HSSFH	México	Zurita et al., 2009; Zurita y Carreón-Álvarez, 2014.	

HFV: Humedal de flujo vertical; HSSFH: Humedales subsuperficiales de flujo horizontal; NRS: Nutrient recirculation system, similar a los humedales construidos para el tratamiento de aguas de tormenta.

3.4.2 Especies ornamentales de valor comercial como flor de corte, evaluadas para su uso en humedales de tratamiento

ZANTEDESCHIA AETHIOPICA

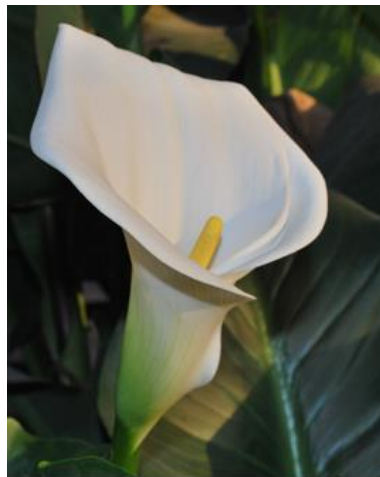


Figura 1. *Zantedeschia aethiopica* (Foto: Florentina Zurita).

Zantedeschia es el nombre botánico de los lirios Arum o Calla, comúnmente conocidos como “Lirio de agua o Alcatraz”. Esta planta es originaria de las zonas templadas y frías del sureste de África. Es una planta perenne con

una espata vistosa y solitaria (Fig. 1); la espata es blanca y fragante de 15 a 22 centímetros de largo y terminada en punta (López-Villalobos et al., 2005). Esta especie presenta una alta demanda en el mercado nacional en México, así como en mercados internacionales como planta en maceta, en jardines o como inflorescencia para corte (Cruz-Castillo et al., 2007).

La factibilidad del uso de la *Z. aethiopica*, como especie emergente en humedales de tratamiento se ha reportado en diferentes estudios, durante las últimas dos décadas.

Entre los primeros estudios reportados sobre su uso, se encuentra el de Wolverton (1990) quien reportó que esta especie al igual que la *Canna flaccida*, así como otras tres especies ornamentales plantados en filtros de roca, adicionaban oxígeno e incrementaban la actividad biológica en el lecho séptico utilizado para tratar los efluentes de tanques sépticos. Más adelante, Belmont et al. (2003), evaluaron HSSFH en condiciones de invernadero y a escala laboratorio plantados con *Z. aethiopica* para el tratamiento de aguas residuales artificiales débiles de acuerdo a la clasificación de Metcalf y Eddy (1991). Al comparar celdas plantadas y sin plantas, encontraron que la planta influyó significativamente en la remoción de las diferentes formas de nitrógeno, pero, no en la remoción de la demanda química de oxígeno ni de surfactantes nonilfenol etoxilato. Posteriormente, Belmont et al., (2004) compararon la eficiencia de celdas plantadas con una combinación de *Z. aethiopica* y platanillo (*Canna*) y celdas plantadas con tule, en HSSFH a escala piloto. Los autores no observaron un buen crecimiento de la planta y lo atribuyeron a las bajas temperaturas nocturnas (inferiores a 10 °C), así como a la elevada irradiación solar ya que el estudio se realizó a una altitud superior a los 2000 m sobre el nivel del mar. Con respecto a las eficiencias de remoción de contaminantes convencionales, no encontraron diferencias significativas entre las celdas plantadas con tule y especies ornamentales.

Por otra parte, Zurita et al, (2006) evaluaron a escala laboratorio, la *Z. aethiopica* junto con otras especies ornamentales (Tabla 2), para el tratamiento de aguas residuales pretratadas mecánicamente. Al igual que Belmont et al. (2003), trabajaron con un agua residual doméstica débil (Tabla 3). Este estudio de 6 meses se realizó en un clima subtropical en la zona occidente de México, a una altitud de 1550 sobre el nivel del mar y en un área sombreada rodeada de edificios. Se utilizó tezontle (una roca volcánica) de 1 cm, como medio filtrante y celdas con un tiempo de retención hidráulico de 4 días.

Tabla 2. Plantas ornamentales probadas a escala laboratorio para el tratamiento de aguas residuales domésticas.

Celda Num.	Planta ornamental	Nombre común
1	<i>Strelitzia reginae</i>	Ave del paraíso
2	<i>Zantedeschia aethiopica</i>	Cala, Alcatraz
3	<i>Canna hybrids</i>	Platanillo
4	<i>Anthurium andreanum</i>	Anturio
5	<i>Hemerocallis dumortieri</i>	Lirio japonés

Se encontró que la *Z. aethiopica* junto con *C. hybrids*, fueron las especies que mostraron un crecimiento más acelerado y con una elevada producción de hijuelos durante toda la fase experimental, como resultado de una adaptación más rápida a las condiciones inundadas en comparación con las otras especies. La *Z. aethiopica* produjo un mayor número de flores (más de 12 flores) en comparación con *C. hybrids* (alrededor de 4 flores), ya que floreció durante todo el período; aunque su florecimiento fue mayor durante los meses más fríos (diciembre y enero), durante los cuales se alcanzan las temperaturas mínimas que en promedio es de 8.8 °C (INEGI, 2014).



Figura 2. Desarrollo de plantas ornamentales en los humedales de tipo subsuperficial a escala laboratorio: *Canna hybrids*, *Zantedeschia aethiopica*, *Strelitzia reginae* (superior izquierda, inferior izquierda); *Hemmerocallis dumortieri* (superior derecha) y *Anthurium andreaum* (inferior derecha).

Con respecto a la eficiencia de remoción de contaminantes convencionales, en general se encontró que fueron elevados: DBO (67–77.7%); DQO (77.4-83.2%); N-total (66.4-77.9%); P-total (66.5-78.1%); CF y CT (más del 99%). Las concentraciones en las diferentes celdas se muestran en la Tabla 3.

Bajo las mismas condiciones climáticas anteriores y en humedales protegidos del sol, Zurita et al. (2008), (2009) compararon el desarrollo de la *Z. aethiopica* en HSSFH y HSSFV a escala piloto y evaluaron la salud de las plantas mediante fluorescencia inducida por láser. Los espectros de fluorescencia y la relación F690nm/F740nm, así como las mediciones físicas del tamaño de hoja y tallo, indicaron que las plantas estaban más saludables en los HSSFH que en los HSSFV. En los HSSFV, las plantas estaban más estresadas por la menor disponibilidad de agua en sus raíces, sugiriendo que definitivamente es una especie que se desarrolla mejor en las condiciones permanentemente inundadas de los humedales horizontales. La producción de flores también fue muy superior en el HSSFH (alrededor de 60 flores) en comparación con el HSSFV (alrededor de 10 flores). Las características de los humedales estudiados se muestran en la Tabla 4.

Tabla 3. Concentración de contaminantes en el sistema de humedales a escala laboratorio. Valor promedio \pm error estándar de la media (n=16).

Parámetro de calidad del agua	Influente	Celda 1 S. reginae	Celda 2 Z. ethiopica	Celda 3 C. hybrids	Celda 4 A. andreanum	Celda 5 H. dumortieri
pH (Unid. pH)	7.9 \pm 0.04	8.1 \pm 0.05	7.7 \pm 0.08	7.8 \pm 0.08	8.1 \pm 0.05	8.3 \pm 0.05
Temp. (°C)	19.3 \pm 0.3	19.3 \pm 0.3	19.3 \pm 0.3	19.3 \pm 0.3	19.3 \pm 0.3	19.3 \pm 0.3
OD (mg/l)	0.18 \pm 0.10	5.2 \pm 0.4	6.0 \pm 0.5	5.2 \pm 0.3	5.2 \pm 0.4	7.4 \pm 0.5
DBO (mg/l)	50.6 \pm 4.4	13.2 \pm 4.2	10.7 \pm 2.1	9.8 \pm 2.7	17.5 \pm 5.7	16.1 \pm 6.0
DQO (mg/l)	190.2 \pm 15.3	39.8 \pm 5.6	31.6 \pm 4.1	35.2 \pm 5.6	36.5 \pm 5.5	36.0 \pm 5.6
N-NO ₃ ⁻ (mg/l)	12.7 \pm 1.0	3.5 \pm 1.2	2.5 \pm 0.6	2.7 \pm 0.9	4.0 \pm 1.5	4.2 \pm 1.3
N-NH ₄ ⁺ (mg/l)	8.8 \pm 1.1	2.6 \pm 0.5	2.2 \pm 0.4	2.2 \pm 0.4	2.5 \pm 0.3	2.4 \pm 0.3
N-Org. (mg/l)	27.6 \pm 3.2	6.4 \pm 2.1	4.5 \pm 0.7	5.4 \pm 2.5	8.0 \pm 3.7	5.7 \pm 1.4
N-total (mg/l)	48.8 \pm 5.2	13.3 \pm 3.9	9.2 \pm 1.3	10.7 \pm 4.0	15.8 \pm 6.2	11.6 \pm 2.1
P-Total (mg/l)	10.0 \pm 1.7	2.9 \pm 0.4	2.1 \pm 0.7	2.2 \pm 0.7	2.8 \pm 0.5	2.9 \pm 0.5
SST (mg/l)	10.9 \pm 3.4	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0
CT x103 (NMP/100ml)	7,800 \pm 2,700	9.8 \pm 9.1	4.1 \pm 6.6	1.2 \pm 1.1	7.6 \pm 9.8	5.9 \pm 9.1
CF x103 (NMP/100ml)	1,900 \pm 1,100	5.5 \pm 7.3	3.0 \pm 6.0	0.49 \pm 0.52	3.3 \pm 4.4	0.27 \pm 0.33

Tabla 4. Características del sistema de humedales evaluado a escala piloto.

Características	HSSFH-Zanted. ¹	HSSFV-Zanted. ³
Largo	3.6 m 0.9 m	1.8 m 1.8 m.
Ancho		
Profundidad	0.40 m	0.6 m
Relación largo/ancho	4	1
Nivel del agua	0.30 m.	NA
Tipo de sustrato	Tezontle	Tezontle
Porosidad del sustrato	0.53	0.53
Diámetro promedio del sustrato	1.2 cm	1.2 cm
Caudal m ³ /d	128 m ³ /d	16 l/3 hrs
Carga Hidráulica	4 cm/d	4 cm/d
Número de plantas	30	30
Tipo de planta	Z. aethiopica	Z. aethiopica

NA, no aplica

Los parámetros de calidad del agua que se evaluaron durante este estudio, así como sus concentraciones en los sistemas se muestran en la Tabla 5. A pesar del mejor desarrollo de la especie en los humedales horizontales, las eficiencias de remoción de los diferentes contaminantes (excepto SST), fueron superiores en los HSSFV en comparación con los HSSFH, con diferencia significativa ($p < 0.05$). Esto es comprensible debido a que, en los HSSFV, la influencia de las plantas es menos importante debido a que el sistema se oxigena en forma externa.

Tabla 5. Características del agua residual doméstica en el influente y efluentes. Valor promedio \pm error estándar de la media.

Parámetro	Influente	HSSFH-Zanted.	HSSFV-Zanted.
DBO(mg/l)	115.5 \pm 15.6	24.3 \pm 3.7	21.8 \pm 6.2
DQO (mg/l)	247.5 \pm 32.4	51.7 \pm 5.3	56.4 \pm 15.4
SST(mg/l)	57.5 \pm 12.7	11.4 \pm 5.1	22.4 \pm 5.4
N-Org.	4.1 \pm 1.0	2.1 \pm 0.6	1.8 \pm 0.5
N-NH ₄ ⁺ (mg/l)	15.7 \pm 0.8	8.3 \pm 1.6	4.2 \pm 1.0
N-NO ₃ ⁻ (mg/l)	9.3 \pm 0.9	4.3 \pm 0.6	9.0 \pm 1.2
N-Total (mg/l)	28.7 \pm 1.3	13.1 \pm 1.9	14.8 \pm 1.5
P-Total (mg/l)	8.3 \pm 1.2	4.2 \pm 0.4	3.9 \pm 0.5
CT (NMP/100ml) x 10 ³	4700 \pm 1800	194 \pm 85	68 \pm 31
Temperatura (°C)	21.1 \pm 0.5	16.5 \pm 0.5	18.8 \pm 0.5
pH	7.4 \pm 0.07	7.7 \pm 0.04	7.9 \pm 0.04
OD (mg/l)	0.0 \pm	0.4 \pm 0.2	2.4 \pm 0.2

En otro estudio más, realizado por Zurita y White (2014), la *Z. aethiopica* se plantó en HSSFH, como parte de un sistema de humedales híbridos, para el tratamiento de aguas residuales generadas en un campus universitario. Las características del agua residual se muestran en la Tabla 6.

Tabla 6. Características del agua residual doméstica generada en un campus universitario. Valor promedio \pm error estándar de la media.

Parámetro	Concentración
DQO	273.5 \pm 145.5
SST	61.8 \pm 38.0
N total	139.5 \pm 73.4
P total	12.4 \pm 5.8
Conductividad (μ S/cm)	1797 \pm 810
pH	8.2 \pm 0.25
OD (mg/L)	1.5 \pm 0.97

Probablemente, debido a un mayor contenido de sales disueltas (medido como una relativamente elevada conductividad), en este estudio la planta mostró una adaptación lenta, hasta que floreció durante el invierno (Fig. 3a); sin embargo, durante la primavera caracterizada por temperaturas más elevadas y una baja humedad relativa, la planta prácticamente se secó (Fig. 3b) por lo que se tuvo que sustituir por otra especie (*Canna indica*).

No obstante, durante el tercer año, se volvió a plantar la misma especie y mostró un crecimiento notable, con producción de flores, principalmente en los HSSFH localizados como segunda etapa después de HSSFV (Fig. 3 c). Lo anterior sugiere que esta especie, tolera mejor las aguas con conductividades inferiores a 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ y el nitrógeno, preferentemente como nitrato y no como nitrógeno amoniacal.



Figura 3. Desarrollo de la *Z.aethiopica* expuesta a aguas residuales generadas en un campus universitario: a) durante los meses más fríos en el primer año de experimentación, b) durante la primavera.

Strelitzia reginae (Ave de paraíso)

El Ave de Paraíso es una de las especies ornamentales que actualmente posee una gran demanda y precios altos en el mercado nacional e internacional (López-Villalobos et al., 2005; Arzate-Fernandez et al., 2008). Dentro de la clasificación botánica, esta especie se encuentra en el orden Zingiberales que tiene 8 familias: *Strelitziaceae*, *Zingiberaceae*, *Costaceae*, *Heliconiaceae*, *Musaceae*, *Lowiaceae*, *Cannaceae* y *Maranthaceae*. Se propaga por semilla y por división de matas. Cuando se propagan por semilla, las plantas florecen hasta siete años después de la siembra, y por división de matas tardan 10 años en poder ser utilizadas como plantas madre. Es una especie que prefiere una exposición a pleno sol y temperaturas de 15 a 25 °C (Flores orgásmicas, 2010).

Como se muestra en la Tabla 1, la *S. reginae* se evaluó a escala laboratorio en HSSFH, sin embargo, mostró un crecimiento pobre (Zurita et al., 2006) a lo largo del estudio de 6 meses. Sin embargo, esta especie se volvió a evaluar a escala piloto en HSSFH y HSSFV, similar a lo que se hizo con la *Z. aethiopica*. En cada uno de los sistemas se plantó una combinación de 3 individuos de *Agaphantus africanus* (agapando, ramo de novia), 6 individuos de *Anthurium andreaum* y 6 individuos de *S. reginae*; las características de los sistemas son los descritos en la Tabla 3. De acuerdo con Zurita et al. (2009), la especie desarrolló una mayor talla (altura y grosor del tallo, tamaño y producción de hojas), así como una mayor producción y tamaño de flores en los humedales verticales (Fig. 5), indicando con esto que la *S. reginae* se adapta mejor en este tipo de humedales que se caracterizan por una mayor oxigenación.



Figura 4 *Strelitzia reginae* (Foto: Florentina Zurita)



Figura 5. *Strelitzia reginae* en HSSFV (izquierda) y HSSFH (derecha), para tratar aguas residuales domésticas.

Nuevamente, esta especie se utilizó en los HSSFV como parte de los humedales híbridos a escala piloto para el tratamiento de las aguas residuales cuyas características se muestran en la Tabla 5. El crecimiento fue muy notorio con alta producción de hojas y flores tanto en los humedales de flujo vertical localizados como primera etapa, como en los localizados como segunda etapa (Fig. 6).

De esta manera queda demostrado que es posible producir ave de paraíso, una especie de alto valor comercial, en humedales de flujo vertical; en las condiciones climáticas tropicales y subtropicales que predominan en diferentes países latinoamericanos.



Figura 6. *S. reginae* en HSSFV como primera etapa (izquierda) y como segunda etapa (derecha), en humedales híbridos a escala piloto para el tratamiento de aguas residuales de un campus universitario.

REFERENCIAS

- Arzate-Fernández, A.M., Piña-Escutia J.L., Zavaleta-Mancera, H.A., 2008. Inducción de proembriones somáticos en ave del paraíso (*Strelitzia reginae* Banks). Rev. Fitotec. Mex., 31(2), 183-186.
- Belmont, M.A., Cantellano, E., Thompson, S., Williamson, M., Sánchez, A., Metcalfe, C.D., 2004. Treatment of domestic wastewater in a pilot-scale natural treatment system in Central Mexico. Ecol. Eng. 23, 299-311.
- Belmont, M.A., Metcalfe, C.D., 2003. Feasibility of using ornamental plants (*Zantedeschia aethiopica*) in subsurface flow treatment wetlands to remove nitrogen, chemical oxygen demand and nonylphenol ethoxylate surfactants - A laboratory-scale study. Ecol. Eng., 21, 233-247.
- Braendle, R., Crawford, R.M.M., 1999. Plants as amphibians. Urban and Fisher Verlag, 2, 56-78.
- 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. Ecol. Eng., 37, 729-735.

- Chen, H., Qualls, R.G., Miller, G.C., 2002. Adaptive responses of *Lepidium latifolium* to soil flooding: biomass allocation, adventitious rooting, aerenchyma formation and ethylene production. *Environ. Exper. Bot.*, 48, 119-128.
- Chen, Y., Bracy, R.P., Owings, A.D., 2009. Nitrogen and Phosphorus removal by ornamental and wetland plants in a greenhouse recirculation research system. *HortScience*, 44(6), 1704-17011.
- Ciria, M.P., Solano, M.L., Soriano, P., 2005. Role of macrophyte *Thypha latifolia* in a constructed wetland for wastewater treatment and assessment of its potencial as a biomasa fuel. *Biosystems Eng.*, 92 (4), 535-544.
- Cruz-Castillo, J.G., Torres-Lima, P.A., Alfaro-Chilmalhua, M., Albores-González, M.L., Murguía-González, J., 2007. Lombricompostas y apertura de la espata en poscosecha del alcatraz "Green Goddess" (*Zantedeschia aethiopica* (L) K. Spreng) en condiciones tropicales. *Revista Chapingo Serie Horticultura*, 14(2), 207-212.
- Flores Orgasmicas, 2010. El cultivo de Aves del Paraiso (*Strelitzia reginae*). http://floresorgasmic.com/index.php?option=com_content&view=article&id=50&Itemid=2. Accesado el 2 de marzo de 2015.
- Fonkou, T., Balock, S., Lekeufack, M., Mekontso, T.F., Amougou, A., 2011. Potential of *Cyperus Papyrus* in Yard-Scale Horizontal Flow Constructed Wetlands for Wastewater Treatment in Cameroon. *Universal Journal of Environmental Research and Technology*, 1(2), 160-168.
- Gutierrez, H., Peña, Y.M.R., 2011. Eliminación de Nitrógeno en un humedal construido subsuperficial, plantado con *Heliconia psittacorum*. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 2(3), 49-60.
- Huang, J., Wang, S., Yan, L., Zhong, Q., 2010. Plant photosynthesis and its influence on removal efficiencies in constructed wetlands. *Ecol. Eng.*, 36(8), 1037-1043.
- Instituto Nacional de Estadística e Informática (INEGI), 2014. Historia. Ocotlán. Diagnóstico Municipal. Accesado el 1/10/2015. Disponible en: <http://ieeg.gob.mx/contenido/Municipios/cuadernillos/Ocotlan.pdf>
- International Council for Science Regional Office for Latin America and the Caribbean (ICSU), 2009. Biodiversity Knowledge, Research Scope and Priority Areas: An Assessment for Latin America and the Caribbean. Disponible en: <http://www.icsu.org/icsu-latin-america/publications/reports-and-reviews/biodiversity-knowledge/biodiversity-in-latin-america-and-the-caribbean-an-assessment-of-knowledge-research-scope-and-priority-areas>. Accesado el 20/02/2015.
- Kivaisi, A., 2001. The potential for constructed wetlands for wastewater treatment and reuse in developing countries: a review. *Ecol. Eng.*, 16, 545-560.
- Konnerup, D., H. Brix, H., 2008. Nitrogen nutrition of *Canna indica*: effects of ammonium versus nitrate on growth, biomass allocation, photosynthesis, nitrate reductase activity and N uptake rates. *Aquat. Bot.*, 92, 142-48.
- Konnerup, D., Koottatep, T., Brix, H., 2009. Treatment of domestic wastewater in tropical, subsurface flow constructed wetlands planted with *Canna* and *Heliconia*. *Ecol. Eng.*, 35, 248-257.
- Konnerup, T., Koottatep D, Brix H., 2009. Treatment of domestic wastewater in tropical, subsurface flow constructed wetlands planted with *Canna* and *Heliconia*. *Ecol. Eng.*, 35, 248-257.
- López-Villalobos, A., Pérez-Flores, J., Sosa-Moss, C., Mejía-Muñoz, J.M., Bucio-Alanis, L., 2005. El Cultivo de plantas ornamentales tropicales. Gobierno del Estado de Tabasco-Instituto para el desarrollo de sistemas de producción del trópico húmedo de Tabasco.

- Mei, X., Yang, Y., Tam, N.F., Wong, Y., Li, L. 2013. Roles of porosity, radial oxygen loss, Fe plaque formation on nutrient removal and tolerance of wetland plants to domestic wastewater. *Water Research*, 50, 147-159.
- Metcalf y Eddy, 1991. *Wastewater Engineering. Treatment, Disposal, and Reuse*. 3ra edición, McGraw-Hill Publishing Company, NY.
- Randerson, P., Albuquerque, A., Bialowiec, A., 2012. The influence of evaporation on wastewater constructed wetland treatment efficiency. En: *Advances in Environmental Research*, Vol. 30. Nova Science Publishers, Hauppauge, NY. 163-200 pp.
- Sleytr, K., Tietz, A., Langergraber, G., Haberl, R., Sessitsch, A., 2009. Diversity of abundant bacteria in subsurface vertical flow constructed wetlands. *Ecol. Eng.*, 35, 1021-1025.
- Tejeda, A., Macías, M., López, Z., Zurita, F., 2014. Comparación de la eficiencia de tres humedales híbridos para la remoción de carbamazepina; resultados preliminares. En: A. Rivas y D. Paredes (Eds.), *Sistemas de humedales para el manejo, tratamiento y mejoramiento de la calidad del agua*, Morelia, México.
- Trejo-Téllez, B.I., Torres-Flores, N.I., Trejo-Téllez, L.I., 2014. Caracterización de los productores de alcatraz blanco en La Perla, Veracruz. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 9, 1795-1801.
- Voesenek, L.A.C.J., Rijnders, J.H.G.M., Peeters, A.J.M., Van de Steeg, H.M., De Kroon, H., 2004. Plant hormones regulate fast shoot elongation under water: from genes to communities. *Ecology*, 85(1), 16-27.
- Wolverton, B.C., 1990. Aquatic plant/microbial filters for treating septic tank effluent. En: Hammer, D.A. (Ed.), *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment*. Lewis Publishers, NY.
- Xiao-bin, Z., Peng, L., Yue-suo, Y., Wen-ren, Ch., 2007. Phytoremediation of urban wastewater by model wetlands with ornamental hydrophytes. *J. Environ. Sci.*, 19, 902-909.
- Zhang, X., Liu, P., Yang, Y., Chen, W., 2007. Phytoremediation of urban wastewater by model wetlands with ornamentals hydrophytes. *Journal of Environmental Science*, 19, 902-909.
- Zurita, F., Carreón-Álvarez, A., 2014. Performance of three pilot-scale hybrid constructed wetlands for total coliforms and *Escherichia Coli* removal from primary effluent - 2 year study in a subtropical climate. *Journal of the Water and Health*, available online 8 December 2014.
- Zurita, F., De Anda, J., Belmont, M.A., 2006. Performance of laboratory-scale wetlands planted with tropical ornamental plants to treat domestic wastewater. *Water Qual. Res. J. Can.*, 41, 410-417.
- Zurita, F., De Anda, J., Belmont, M.A., 2009. Treatment of domestic wastewater and production of commercial flowers in vertical and horizontal subsurface-flow constructed wetlands. *Ecol. Eng.*, 35, 861-869.
- Zurita, F., De Anda, J., Belmont, M.A., Cervantes-Martínez, J., 2008. Stress detection by laser-induced fluorescence in *Zantedeschia aethiopica* planted in subsurface-flow treatment wetlands. *Ecol. Eng.*, 33, 110-118.
- Zurita, F., White J.R., (2014) Comparative study of three two-stage hybrid ecological wastewater treatment systems for producing high nutrient, reclaimed water for irrigation reuse in developing countries. *Water*, 6, 213-228.

3.5 PLANTAS COSECHABLES PARA CONSUMO O PRODUCCIÓN DE MATERIAS PRIMAS

Según cifras de la Organización Mundial de la Salud (OMS), el programa ambiental y los proyectos Hábitat y Agua de las Naciones Unidas (WHO et al., 2015), a nivel global el 80% de las aguas residuales son vertidas al ambiente sin ningún tipo de tratamiento. En Latinoamérica los datos de vertimientos de aguas residuales sin tratamiento son más dramáticos. Según la OMS y la Organización Panamericana de la Salud, casi el 90% de las aguas servidas, residuales o “negras” no reciben ningún tipo de tratamiento antes de ser descargas en forma directa al ambiente o de ser indirectamente reusadas en agricultura (Gauss, 2008). Lo anterior significa que el uso de aguas residuales para producir alimentos o plantas cosechables para consumo humano no es descubrimiento nuevo. Es probable que usted en estos momentos y sin conocimiento haya consumido o esté consumiendo alimentos producidos con aguas residuales, ya sea indirectamente o que, han recibido un bajo tratamiento antes de irrigar campos de materias primas incluyendo productos agrícolas que son usado para el consumo humano.

A nivel mundial, y como ya se ha discutido en capítulos anteriores, el uso de HC para el tratamiento de aguas residuales es reconocido como un sistema técnico de base científica que ofrece un gran potencial para pequeñas y medianas comunidades que no tienen acceso a sistemas mecanizados de plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR). Experimentos a nivel de laboratorio y casos de investigación aplicados a nivel de campo, indican que los HC para el tratamiento localizado de aguas residuales a nivel residencial, proveen un tratamiento adecuado (USEPA, 2000). Los HC son sistemas de tratamiento sencillos de construir, tienen bajos costos de operación y mantenimiento, pero lo más importante es su excelente capacidad de reducir patógenos, lo cual permite que el efluente pueda ser considerado potencialmente útil y reciclable para diferentes actividades incluyendo la irrigación de plantas cosechables que puedan generar valor agregado.

3.5.1 Antecedentes sobre el uso de aguas residuales

La idea de reusar, reclamar o reciclar aguas residuales o algunos de sus componentes ya sea individualmente o en conjunto, sigue siendo una idea que requiere innovación y probablemente un mejoramiento de algunos procesos de transformación usados actualmente. Adicionalmente, se deben diseñar campañas educativas para convertirla en una propuesta completamente aceptable, no solo desde el punto de vista ambiental sino también socio-económico y más aún de salud pública. De hecho, en la actualidad alguna de las ideas o proyectos propuestos para mitigar los problemas de escasez de agua y manejo de los desechos humanos, incluyen ideas poco convencionales en el mundo desarrollado.

Swanson & Sims (2014) revisaron algunas ideas utilizadas actualmente. Así por ejemplo está el “Peepoo” que literalmente traducido significa “orinapopó” u “orinacaca”. El “Peepoo” es una especie de pañal desechable o bolsa sanitaria de un solo uso, hecha de cal y recubierta con una capa de urea para ayudar en la inactivación de patógenos e incluso parásitos. El proyecto incluye, el retorno de parte del pago del costo inicial cuando la bolsa con orina y popo es devuelta a un centro de acopio, donde las bolsas son posteriormente distribuidas y vendidas como fertilizante. Las bolsas son biodegradables con un periodo de desintegración de un año. Otro proyecto en desarrollo es promovido por investigadores de la Universidad de Duke. Ellos están trabajando en un prototipo llamado “oxidación supercrítica del agua”. El modelo se basa en usar una llama de calor para obtener agua limpia de aguas residuales. En otras palabras, es “hervir” las aguas negras hasta alcanzar el punto de evaporación. El sistema usa una especie de contenedor donde los desechos humanos son recibidos y posteriormente tratados con calor para obtener agua libre de olores, la cual puede ser reusada en irrigación e incluso para el lavado de ropas. Siguiendo con esta misma idea, la fundación Gates está promocionando el procesador completo (“Omniprocessor”): Es una maquina capaz de tratar las aguas residuales para convertirlas en electricidad, agua limpia para consumo humano directo y fertilizante. Todos estos subproductos tienen valor agregado generando dinero en el procesamiento o tratamiento de las aguas residuales. Esta son solo algunas de las ideas innovativas

a las cuales, se les puede adicionar los humedales construidos (HC), específicamente para el crecimiento de productos cosechables para consumo o como generadores de materias primas.

3.5.2 Importancia de los nutrientes en el reuso de aguas residuales

La parte más importante a considerar es que a nivel mundial existe una alta necesidad de fertilizantes la cual, es probablemente más acentuada a nivel de países en desarrollo y además si están disponibles, los costos son altos; por lo tanto, impide un mayor desarrollo de la producción agrícola. De acuerdo a Boom et al., (2008) para un granjero la irrigación de aguas residuales ricas en nutrientes, representan un ahorro sustancial en el costo de fertilizantes. Es decir que la cantidad de fertilizantes puede reducirse o incluso eliminarse al ser proveídos completamente con la irrigación de aguas residuales. Para Toze (2006), la alta cantidad de nutrientes presentes en aguas residuales se puede considerar como un “bono en fertilizantes”, pero se deben tomar precauciones para evitar efectos negativos en la fauna microbiana del suelo. Generalmente, los niveles de concentración de macronutrientes en las aguas residuales están en proporciones apropiadas para el normal crecimiento de material vegetal (USEPA, 2000) y por lo tanto, es considerada como una de las aguas más ricas en nutrientes para el crecimiento de productos agrícolas (Warman & Termeer, 2005).

Macronutrientes (nitrógeno (N), fósforo (P), potasio (K)) y micronutrientes (sodio, calcio, boro, azufre, etc.) están presentes en las aguas residuales en una cantidad adecuada para cubrir los nutrientes requeridos para el normal crecimiento de cultivos agrícolas, reduciendo los costos en fertilizantes. La presencia en aguas residuales de los tres macronutrientes: N-P-K, los cuales son la base para la preparación de fertilizantes es alta y un mecanismo hipotético para incrementar la remoción de dichos nutrientes del efluente de los HC es la cosecha periódica de las plantas creciendo en ellos, lo cual podría convertirse en una práctica rutinaria de mantenimiento de los HC, si el tipo de vegetación corresponde a materias primas que genera un beneficio económico adicional. Vymazal et al., (2010) reportaron que cosechas múltiples de la biomasa creciendo en los HC es bastante beneficioso ya que se mejora la capacidad de tratamiento de las aguas residuales. Es importante indicar que muchos estudios indican la excelente capacidad de los HC de reducir patógenos; sin embargo, el uso posterior del efluente para irrigar cultivos es condicionado a reducir al mínimo el chance de generar problemas ambientales o de salud pública (Gauss, 2008, USEPA & USAID, 2012).

El uso de los HC para producir materias primas es un pensamiento práctico del aprovechamiento de los nutrientes disueltos en las aguas residuales en vez de eliminarlos. Sus componentes se consideran nutrientes y no contaminantes desde un punto de vista de uso sostenible de recursos. En otras palabras, es contribuir ambientalmente al crear un sistema de tratamiento de aguas residuales que genera valor agregado con unas exigencias técnicas y económicas de bajo costo al tener requerimientos mínimos en su mantenimiento incluyendo un bajo consumo de energía. Estos sistemas de tratamiento de aguas residuales utilizando tecnologías sostenibles como son los HC, han tenido un desarrollo acelerado en la última década principalmente en Europa, y Estados Unidos. Una parte del tratamiento lo efectúan las plantas ya que la remoción de elementos como nitrógeno, fósforo y potasio lo hacen las raíces, al absorberlos y fijarlos como nutrientes convirtiéndolos en biomasa y otra parte del tratamiento es realizado por microorganismos, al alimentarse de la materia orgánica presente en el agua residual.

A nivel mundial, los diferentes sectores de producción, muestran y ponen en evidencia la gran demanda del recurso hídrico que afronta el planeta y que va en relación directa al crecimiento poblacional que, por consiguiente, es en parte responsable directo de la alta generación de vertimientos de aguas residuales que contaminan el medio ambiente. De tal forma que para mejorar la escasa cobertura que existe actualmente para el tratamiento de aguas residuales, se hace necesario estudiar diferentes alternativas, con el fin de controlar la contaminación de suelos, aguas subterráneas, cuerpos de agua superficiales, y reducir los problemas de salubridad pública. La vegetación dentro de los HC puede generar un producto que cumple con especificaciones

mínimas de salubridad, generando un valor económico agregado; caso concreto es la producción de materias primas como el maíz, el girasol y la soya, etc.; que pueden ser posteriormente procesados para la generación de carburantes ecológicos o para la producción de concentrados para alimentar animales domésticos (aves, porcinos, peces, etc.) incluyendo su uso para ensilaje de la biomasa para alimentar rumiantes (caballos, vacas, etc.).

Igualmente, la falta de acceso a agua potable puede considerarse como uno de los mayores problemas en la actualidad, localizada fundamentalmente en países clasificados del Tercer Mundo pero que cada vez se ven más acentuados no solo en los países en vías de desarrollo, pero incluso en países desarrollados. Los problemas de abastecimiento se ven agravados debido a la infiltración de aguas residuales procedentes de los pueblos a las corrientes y fuentes de aguas para el consumo humano, agricultura y ganadería, provocando su contaminación y la proliferación de enfermedades como diarreas, gastroenteritis, malaria, fiebres, cólera, tifus, etc. En el caso de zonas donde las sequías son frecuentes, todos estos problemas se ven agravados y ampliados, uniéndose a los riesgos de desertización, pérdida de cosechas y muerte de animales domésticos, mayor incremento de las enfermedades, etc. que son causados normalmente durante los tiempos típicos de las sequías. La alternativa para estas zonas es poder encontrar sistemas de tratamientos del agua residual que sean económicos, a la vez que ecológicos, y que permitan una reutilización del agua tratada para ciertos usos como alternativa de abastecimiento. La utilización de mecanismos naturales como es el caso de los HC para el crecimiento de materias primas permite usar plantas que limpian las aguas residuales al absorber componentes como nitratos, nitritos y otros contaminantes como sales de fósforo y al igual que ayudan en la reducción de microorganismos contaminantes.

Otro punto importante a considerar, es que actualmente la base de materias primas para la generación de energía verde está enfocada al uso de productos básicos o materias primas ("commodities") de la canasta familiar o sus derivados como como son el maíz, la soya, el girasol y caña de azúcar entre otros recursos. Esta desviación en el uso de las materias primas para producir energía verde pudo en forma no intencionada causar un incremento en el costo de los alimentos básicos al crearse una competencia a nivel mundial por dichas materias primas entre los productores de alimentos y las compañías generadores de biocarburantes (Huber & Dale, 2009). Este momento puede ser una oportunidad importante para los HC de mostrar la alta eficiencia de limpiar las aguas residuales e igualmente de su gran capacidad para usar los nutrientes presentes en dichas aguas y transformarlos en materias primas incluyendo biomasa para la generación de energía verde. Así por ejemplo y dependiendo de diferentes variables; un cultivo de maíz altamente productivo (>11000 Kg/ha) puede necesitar más de 1000 m³ de agua, 100 Kg de nitrógeno, 30 Kg de fósforo y 50 Kg de potasio (Shapiro et al., 2008). El agua y los nutrientes pueden ser fácilmente proveídos usando un HC para el tratamiento de aguas residuales. García-Pérez et al., (2009) indicaron que una futura aplicación práctica de los HC podría ser, el usarlos para crecer materias primas como maíz, soya o girasol para producir etanol.

3.5.3 Uso de humedales construidos en el Condado de LaGrange

El Departamento de Salud del Condado de LaGrange, localizado en el noreste del estado de Indiana, USA; ha estado trabajando con HC por más de 25 años. En el 2006 alrededor de 150 HC habían sido construidos e instalados para el tratamiento de aguas residuales a nivel residencial (García-Pérez et al., 2006), pero actualmente ese número es bastante cercano a los 300 sistemas. Cerca del 90% de los HC son del tipo flujo horizontal y el resto son de flujo vertical. El condado de LaGrange es altamente agrícola con una población cercana al 50% perteneciente al grupo socio-religioso de los Amish. Ninguno de los HC instalado en LaGrange es usado para el tratamiento de residuos industriales. Un sistema comercial para unas 300 residencias (50000 galones por día), ha estado en operación desde mediados del año 1994. El primer HC de flujo horizontal a nivel residencial fue instalado a inicios del año 1990 y continúa funcionando adecuadamente.

Durante este cuarto de siglo, el diseño técnico de los HC usado en LaGrange ha ido cambiando, buscando obtener un sistema que mejore la capacidad de remoción de contaminantes presentes en las aguas residuales. El primer HC diseñado como sistema de flujo vertical fue instalado en el verano del 2004. Este HC fue modificado adicionándole una fase de recirculación utilizando una motobomba que es activada electrónicamente. El reloj activa la motobomba a intervalos predeterminados; usualmente entre 2 a 5 minutos cada media hora. Los datos obtenidos de este sistema mostraron a un HC altamente eficiente con un excelente tratamiento de las aguas residuales permitiendo obtener un efluente de aceptable calidad de agua (García-Pérez et al., 2006).

El modelo de HC usado en LaGrange aplicando un flujo vertical y de recirculación de las aguas residuales fue replicado en Wyoming (Intermountain Aquatics, 2011). Los resultados de eficiencia en el tratamiento de aguas residuales del proyecto usado en Wyoming son muy similares a los reportados en los sistemas de LaGrange. Durante el primer año de operación, el proyecto en Wyoming demostró que de 250 galones diarios de agua residual, se puede remover 8 kg de nitrógeno, 0.6 kg de fósforo, 26 kg de demanda biológica de oxígeno y 16 kg de sólidos. Estos valores pueden variar dependiendo de la comunidad local ya que el volumen, masa y composición de aguas residuales también dependen del tipo de dieta disponible. Sin embargo, algo completamente cierto es que la orina y la materia fecal son componentes con un alto contenido de nutrientes.

3.5.3.1 Experiencias en la producción de plantas cosechables en el Condado de LaGrange

Generalmente, la vegetación emergente más comúnmente utilizada en HC incluye las espadañas y aneas (*Typha* spp.), los juncos (*Scirpus* spp.) y los carrizos (*Phragmites* spp.) (USEPA, 2000). Sin embargo, dentro de ese proceso de mejoramiento de los sistemas de HC usados en LaGrange; se ha ido incluyendo el uso de plantas no convencionales o consideradas atípicas a su uso en estos sistemas de tratamiento. Específicamente para este caso estamos hablando de plantas que podrían tener un valor comercial directo o que indirectamente podrían proveer un aporte socioeconómico adicional. Zurita et. al., (2011) indicaron que es factible el uso específico de plantas no típicas de HC que pueden tener valor comercial sin reducir la capacidad y eficiencia de los HC para el tratamiento de aguas residuales.

El área de investigación que se ha implementado en el departamento de salud del condado de LaGrange es la utilización de HC para la producción de materias primas. Los HC han sido principalmente del tipo vertical con una profundidad de 130 cm, utilizando como sustrato una combinación de grava y gravilla. García-Pérez et al., (2008) describen paso a paso la instalación de un prototipo de los HC usados en LaGrange para la producción de materias primas. La alta eficiencia de los HC para el tratamiento local de aguas residuales permite que estos sistemas tengan el potencial de ser usados directamente para el crecimiento de plantas que ofrezcan otras ganancias adicionales. Por ejemplo, cosechar plantas para el consumo humano o para animales domésticos, lo cual puede a largo término, mejorar la calidad de vida de las comunidades. También al permitir crecer y cosechar materias primas para producir combustibles ecológicos y generar energía verde o directamente usando la biomasa para alimentar animales domésticos. Estos procesos relacionados con materias primas pueden proveer directamente un ingreso económico para cubrir necesidades básicas y una solución de salubridad. En otras palabras, dos problemas pueden ser solucionados con la implementación de los HC para el crecimiento de materias primas: primero, ofreciendo una solución al problema de salud pública que generan la disposición de aguas residuales sin ningún tratamiento y segundo, el ayudar a solventar la carencia de alimentos de alto poder nutricional (proteínas); algo que se va a incrementar con el crecimiento poblacional, especialmente en países en desarrollo. En la tabla 1 se muestran algunas de las características típicas de las aguas residuales usadas en el condado de LaGrange para la producción de materias primas en los humedales construidos.

Tabla 1. Características del agua residual usada en el condado de LaGrange para la producción de materias primas en los humedales construidos.

Parámetros (*mg l ⁻¹)	Agua Residual
	Rango
Coliformes fecales (Org 100ml ⁻¹)	10 ⁶ -10 ⁸
Demanda Bioquímica de Oxígeno*	164-185
Sólidos Suspendidos Totales*	52-94
Nitrógeno amoniacal*	34-80
Nitrógeno Total Kjeldahl (NTK)*	48-93
Nitrógeno Total (NN=NTK+NO ₃ ⁻ -N)*	26-96
Fósforo Total *	6-17
Potasio*	18-57
Nitratos (NO ₃ ⁻ -N)*	0-2
Oxígeno Disuelto*	0.16-1.8
pH (unidades estandar)	6.5-9.0
Temperatura del agua (°C)	10.4-31.1

3.5.3.2 Materias primas cosechadas en el Condado de LaGrange

Como ya se ha mencionado anteriormente, el uso de HC para el crecimiento de plantas cosechables no es una idea realmente nueva. Por ejemplo, el programa Biosfera-2 fue diseñado, construido y operado entre 1990-1993 como un centro de investigación para estudiar en un ambiente completamente cerrado, la interacción de diferentes sistemas ecológicos para posible colonización del espacio interestelar. Los HC fueron usados para el tratamiento y reciclaje de aguas residuales de los investigadores, animales domésticos, laboratorios, etc. El efluente de los HC fue usado para irrigar suelos agrícolas dedicados a la producción de alimento tanto para el personal viviendo dentro del complejo, como para los animales domésticos (Nelson et al., 1999). Igualmente, el uso de los lodos generados por las PTAR no solo de pequeñas comunidades, pero incluso de grandes ciudades, y también en forma directa las aguas residuales y efluentes de sistemas sépticos residenciales han sido usados por décadas tanto en Europa, Canadá y Estados Unidos como fertilizantes al ser aplicados en zonas de cultivos para posteriormente, hacer crecer productos agrícolas que finalmente son usados para el consumo humano (Warmar & Termeer 2005). El desecho vegetal de plantas como el maíz, soya, girasol, entre otros, tienen un contenido alto de almidones, celulosa y semicelulosa que es ideal para producir bioetanol. Igualmente, el contenido de aceites de estas materias primas puede permitir que la cosecha sea transformada en combustible tipo biodiesel.

En la literatura algunos de los cultivos agrícolas irrigados directa o indirectamente con aguas residuales incluyen uvas (McCarthy & Dowton, 1981), arroz (Zhou & Masaaki, 2008), trigo (Chowdhury & Al-Zahrani, 2013), Avena (Natal-Da-Luz et al., 2009), tomates (Al-Lahhama et al., 2003, Gatta et al., 2015), e incluso aguas residuales previamente tratadas han sido usadas para el crecimiento de productos acuícolas como carpa y perca entre otros tipos de peces (Nelson et al., 1999; Gabr & El-Alfy, 2009; Harnisz & Tucholski, 2010), y porque no, para producir cerveza (Peters, 2015). En el 2014, una compañía en Oregón encargada del tratamiento de aguas residuales, usó agua residual tratada diluida al 30% para producir cerveza. Un proyecto piloto para el 2015 espera usar 100% agua

tratada. De acuerdo a las compañías cerveceras que están participando en el proyecto, la ventaja de usar aguas residuales tratadas, es que estas aguas limpias y altamente purificadas son ideales para producir cerveza ya que son aguas sin sabor y similares al agua destilada lo cual la hace ideal para producir cerveza de acuerdo al perfil deseado, con solo adicionar minerales. Harnisz & Tucholski (2010) creciendo alevinos de carpa y perca en un estanque, recibiendo aguas residuales previamente tratadas reportaron que la calidad microbiológica de ambas especies de peces fue aceptable.

Los trabajos en el condado de LaGrange de García-Pérez et al., (2011 & 2013) usando un HC cosecharon maíz (Figura 1 & 2), el cual fue irrigado subterráneamente con efluente de aguas residuales tratadas. El humedal construido tipo vertical recicló nutrientes como fertilizantes y reclamó agua. Las mazorcas de maíz no presentaron ningún efecto adverso, tanto en el contenido de fauna microbiana como tampoco hubo un cambio en la composición nutricional de los granos de maíz. Los datos fueron comparados con valores estándares reportados en la literatura para maíz creciendo en forma convencional. La producción de maíz fue excelente y alcanzó un valor equivalente extrapolado de 10046 Kg/ha. Además, la funcionalidad del HC para tratar las aguas residuales no se redujo obteniéndose un efluente de aceptable calidad.

García-Pérez et al., (2014) (Figura 2 & 3) señalan que el crecimiento de plantas de girasol en los HC además de adicionar un alto valor estético y visual (Figura 4a & 4b) al sistema de tratamiento de aguas residuales; su implementación puede ser importante si el objetivo es reducir la descarga final del efluente tratado (Figura 4c & 4d). El girasol es un tipo de cultivo altamente ineficiente en el manejo del agua al tener altos valores de evapotranspiración y por ende necesita altas cantidades de agua durante su ciclo de crecimiento. El cultivo de girasol puede ser altamente funcional en el desarrollo de sistemas cerrados de tratamiento de aguas residuales; la solución ideal desde el punto de vista ambiental y de salud pública; al crear un sistema con cero descargas al medio ambiente. Este tipo de sistema es posible como lo demostró el proyecto Biosfera-2 (Nelson et al., 1999).

Otro tipo de cultivo que puede proveer beneficios económicos es la menta (*Mentha* spp., Figura 4e). En LaGrange, se ha cultivado menta en los HC con unos resultados aceptables y su explotación para la producción de aceites no se debe descartar. Igualmente, el tomate está en la lista de productos agrícolas que ha crecido en los HC de LaGrange (Figura 5). Actualmente, los trabajos en LaGrange están enfocados al uso de HC para el crecimiento y la producción de soya. Durante los últimos dos años (2013 & 2014) hemos obtenidos excelentes resultados. El potencial de usar soya en los HC es bastante alto (Figura 6). Es necesario recalcar que los proyectos mencionados en este capítulo, hacen referencia a la utilización de aguas residuales que proviene exclusivamente de usos domésticos y en ningún momento se ha utilizado agua residual conteniendo desechos industriales. Uno de los tópicos que debe incluir el reuso de aguas residuales es la relacionada con la calidad microbiológica del producto final, el cual puede depender del valor agregado o tratamiento post-cosecha que va a recibir dicho producto.

Materias primas como el maíz, la soya, el girasol son altamente usados para la producción de productos de consumo de humanos y animales domésticos y ésta, es un área con cantidad de investigación relacionada a la contaminación microbiana. Los microorganismos que contaminan materias primas pueden venir de muchas partes como el aire, el polvo, el suelo, el agua lluvia, aves, insectos, roedores, personal o máquinas cosechadoras, procesamiento post-cosecha, lugar de almacenamiento, humedad del ambiente, etc. En la tabla 2 se muestra un resumen de resultados de las pruebas microbiológicas realizadas a productos obtenidos en los HC en el condado de LaGrange y se comparan con reportes en la literatura que incluyen productos como son los vegetales congelados ya listos en supermercados para el consumo humano.

Tabla 2. Análisis microbiológico de materias primas (maíz, soya) y productos agrícolas (tomates) irrigados con aguas residuales. La columna de los vegetales corresponde a productos muestreados directamente de un supermercado.

Análisis Microbiológico	Maíz		Soya	Tomates	Tomates	Vegetales		
	S	H	H	H	S	S	C	F
Recuento en placa de Aerobios (ufc g ⁻¹)	3895	15857	4200-5900	100-1600	24000-46800	17800-20500	61000-100000	NA
Coliformes Totales (ufc g ⁻¹)	14	10	<10	<10	40-540	110-15600	110-320	<23
Coliformes Fecales (ufc g ⁻¹)	8	5	<10	NA	NA	130-300	20-26	NA
<i>Escherichia coli</i> (ufc g ⁻¹)	6	10	<10	<10	<10	ND	3-10	<1000
<i>Listeria spp.</i> (ufc 25g ⁻¹)	ND	ND	ND	ND	NA	NA	NA	NA
<i>Pseudomonas aeruginosa</i> (ufc g ⁻¹)	10300	55	<10	<100	<10	NA	NA	NA
<i>Salmonella spp.</i> (ufc g ⁻¹)	ND	ND	ND	ND	NA	ND	NDRL	NA
Mohos (ufc g ⁻¹)	4525	172	80-160	9-760	420-660	NA	NA	NA
Levaduras (ufc g ⁻¹)	222	10	<20	9-1500	<30	NA	NA	NA
Referencia	a	a	b	b	b	c, d, e	f, g	h

C: Congelados; F: Frescos H: Homogenizado; NA: No Analizada; ND: No Detectada; S: Superficie Externa. a: García-Pérez et al., (2013); b: Autor, datos no publicados; c: Gatta et al., (2015); d: Al-Lahhman et al., (2003); e: Cirelli et al., (2012); f: Jay (2000); g: Barnard et al., (1982); h: USAEPA & USAID (2012).

3.5.4 El futuro de los HC para producir materias primas

Estudios científicos son importantes para desarrollar campañas educativas dedicadas a cambiar la percepción pública de la calidad, no solo del agua usada para irrigar materias primas, sino de los productos agrícolas cosechados para el consumo humano. Este trabajo presenta buen material científico que puede adaptarse a diferentes necesidades locales para el manejo integrado de las aguas residuales. El trabajo de Gatta et al., (2015) cultivando tomates irrigados con aguas residuales tratadas, reporta que la calidad microbiológica del producto cosechado fue buena al no detectarse colonias de *E. coli* y *Salmonella spp.* y los valores de coliformes fecales fue bajo (237 cfu/g). Cirelli et al., (2012) usaron agua de baja calidad de una planta de tratamiento municipal para irrigar tomates. Muestras de frutas analizadas en el laboratorio no encontraron colonias de *Salmonella spp.* ni tampoco huevos de gusanos redondos (helmintos). Valores de contaminación por colonias de coliformes fueron relacionados a plantas que tuvieron un contacto directo con el suelo irrigado. El factor “yuck” (“qué asco”) (McKenzie, 2010) es considerado como la principal barrera a vencer para incrementar el reuso de aguas residuales tratadas. Miller (2008) propuso y describió siete (7) elementos considerados básicos y necesarios dentro de una estrategia para lograr la aceptación del público en el uso de aguas residuales tratadas. Dos de los componentes están directamente relacionados a campañas educativas con el objetivo final de fomentar la aceptación del reuso y reclamación de aguas residuales tratadas. El futuro de los HC para producir plantas cosechables o para producir materias primas, va a depender de una implementación técnica y científica que no cree falsas promesas o que vaya a crear problemas adicionales a los ya existentes en salud pública o de tipo ambiental.

En conclusión, aguas residuales tienen un gran potencial para proveer recursos y cambiando el énfasis de darles tratamiento en forma tradicional, por uno donde sus componentes se transformen en productos que generen un ingreso, puede ayudar a implementar una tecnología de reuso de dichas aguas ayudando a acelerar proyectos para solucionar problemas de salud pública mundial. Estas aguas pueden ser clasificadas como un recurso de alto valor y disponible localmente para incrementar la agricultura en regiones donde el agua es escasa. Debemos recordar que, a nivel agrícola, el uso de aguas limpias y sin contaminantes no es garantía que los productos agrícolas son libres de patógenos. Igualmente, los HC pueden ayudar a acelerar el uso de otra alternativa para proveer materias primas que ayuden a producir combustible ecológico, e incluso para mejorar la nutrición en

países en desarrollo. Los HC pueden diseñarse como sistemas descentralizados con el objetivo fundamental de tratar las aguas residuales, pero enfocados a crear y mantener un hábitat ecológico donde las aguas residuales como problema se conviertan en un recurso productivo y ambientalmente sostenible. El agua fue considerada como medio disponible e infinito para el uso de actividades diarias del mundo civilizado, pero actualmente es considerado un recurso que alcanzó un estatus crítico para compañías, comunidades y gobiernos en adición a un problema medio ambiental y social no sostenible a largo término.



Figura 1. Ciclo de crecimiento y producción de maíz (*Zea mays* L.) cultivado en un humedal construido, usado para el tratamiento de aguas residuales en el Condado de LaGrange, Indiana.



Figura 2. Policultivo de maíz y girasol compartiendo un humedal construido, usado para el tratamiento de aguas residuales en el Condado de LaGrange, Indiana.



Figura 3. Ciclo de crecimiento del girasol (*Helianthus annuus* L.) cultivado en un humedal construido, usado para el tratamiento de aguas residuales en el Condado de LaGrange, Indiana.



(a) (b) (c) (d) (e)
Figura 4. Girasol ornamental (a & b), efluente (c & d) de un humedal construido y *Mentha* spp. (e). Material educativo usado en LaGrange, Indiana para promover el uso de HC para el tratamiento de aguas residuales.



Figura 5. Ciclo de crecimiento y producción de tomate (*Solanum lycopersicum* L.) cultivado en un humedal construido, usado para el tratamiento de aguas residuales en el Condado de LaGrange, Indiana.



Figura 6. Ciclo de crecimiento y producción de soya (*Glycine max* L.) cultivado en un humedal construido, usado para el tratamiento de aguas residuales en el Condado de LaGrange, Indiana.

REFERENCIAS

- Al-Lahhama, O., El Assib, N.M. & Fayyad, M. (2003). Impact of treated wastewater from a irrigation on quality attributes and contamination of tomato fruit. *Agricultural Water Management* 61, 51-62.
- Barnard, R.J., Duran, A.P., Swartzentrubber, A., Schwab, H.A, Wentz, B.A. & Read, Jr. R.B. (1982). Microbiological quality of frozen cauliflowers, corn, and peas obtained at retail markets. *Applied and Environmental Microbiology* 44, 54-58.
- Boom, S., Huibers, F.P. & Van Lier, J.B. (2008). Wastewater irrigation in Jordan: A mismatch in macro nutrient provision. *Water Practice & Technology* 3, doi:10.2166/wpt.2008.042
- Chowdhury, S. & Al-Zaharani, M. (2013). Reuse of treated wastewater in Saudi Arabia: an assessment framework. *J. of Water Reuse and Desalination* 3, 297-314.
- Cirelli, G.L., Consoli, S., Licciardello, F., Aiello, R., Giuffrida, F. & Leonardi, C. (2012). Treated municipal wastewater reuse in vegetable production. *Agric. Water Manag.*104, 163-170.
- Gabr, H.R. & El-Alfy, S. (2009). Study on bacteriological and heavy metal contamination and its potential risk in fish farms in the Suez Canal area, Egypt. *World Aquaculture* 40, 16-21.
- García-Pérez, A., Harrison, M. & Grant, B. (2014). Sunflowers (*Helianthus annuus* L.) on top of a constructed wetland as an engineered ecosystem to clean sewage onsite. *Open J. of Water Pollution and Treatment* 1, 83-91.
- García-Pérez, A., Harrison, M., Grant, B. & Chivers, C (2013). Microbial analysis and chemical composition of maize (*Zea may* L.) growing on a recirculating vertical Flow Constructed Wetland treating Sewage on-site. *Biosystem Engineering* 114, 351-356
- García-Pérez, A., Harrison, M. & Grant, B. (2011). Recirculating vertical flow constructed wetland for on-site sewage treatment: An approach for a sustainable ecosystem. *Journal of Water and Environment Technology* 9, 39-46.
- García-Pérez, A., Harrison, M. & Grant, B. (2009). Recirculating vertical flow constructed wetland: Green alternative to treating both human and animal sewage. *Journal of Environmental Health* 72, 17-20.
- García-Pérez, A., Jones, D., Grant, B. & Harrison, M. (2008). Recirculating vertical flow constructed wetlands for treating residential wastewater. Purdue Extension Office. Purdue University, IN, USA. Technical paper RW-4-W. 8 pp. Disponible en Febrero, 2015 at: http://www.ces.purdue.edu/extmedia/AY/RW-4-W_08.pdf
- García-Pérez, A., Grant, B. & Harrison, M. (2006). Water quality effluent from a recirculating vertical flow constructed wetland. *Small Flow Quarterly* 7, 34-38.
- Gatta, G., Libutti, A., Gagliardi, A., Beneduce, L., Brusetti, L., Borruso, L., Disciglio, G. & Tarantino, E. (2015). Treated agro-industrial wastewater irrigation of tomato crop: Effects on qualitative/quantitative characteristics of production and microbiological properties of the soil. *Agricultural Water Management* 149, 33-43.
- Gauss, M. (2008). Constructed Wetlands: A promising wastewater treatment system for from a small localities. Experiences from Latin America. Water and Sanitation Program, Latin America and the Caribbean. Technical Document, 55 pp. Lima, Peru.

- Harnisz, M. & Tucholski, S. (2010). Microbial quality of common carp and pikeperch from a fingerlings cultured in a pond fed with treated wastewater. *Ecological Engineering* 36, 466-470.
- Huber, G. & Dale, B.E. (2009). Biofuels: Grassoline at the pump. *Scientific American* 301, 52-59.
- Intermountain Aquatics. (2011). Fish Creek Residential Wastewater Treatment Wetland Demonstration Project. Technical Report, 64 pp. Disponible en febrero 3, 2015:
<http://www.lagrangecountyhealth.com/Documents/RVF%20WETLAND%20FIRST%20YEAR%20REPORT%20WYOMING.pdf>
- Jay, M. J. (2000). *Modern Food Microbiology* (6th ed.). Gaithersburg, Maryland: An Aspen Publication, Aspen Publishers, Inc.
- McCarthy, M.G. & Dowton, W.J.S. (1981). Irrigation of grapevines with sewage effluent. II. Effects on wine composition and quality. *American Journal Enology and Viticulture* 32, 197-199.
- McKenzie, C. (2010). Extending the nation's water supply: Treated water is a valuable resource. *Small Flow Magazine* 10, 12-16.
- Miller, W.G. (2008). Public Acceptance: The greatest barrier to widespread water reuse. *Water Practice & Technology* 3. doi: 10.2166/WPT.2008035
<http://www.iwaponline.com/wpt/003/0035/0030035.pdf>
- Natal-Da-Luz, T.; Tidona, S.; Jesus, B.; Morais, P.V. & Sousa, J.P. (2009). The use of sewage sludge as soil amendment. The need for an ecotoxicological evaluation. Back ← Abstract ↓ Descriptors ↓ Top ↑ *Journal of Soils and Sediments* 9, 246-260.
- Nelson, M., Finn, M., Wilson, C., Zabel, B., Van Thillo, M., Hawes, P. & Fernandez, R. (1999). Bioregenerative recycling of wastewater in Biosphere 2 using a constructed wetland: 2-year results. *Ecological Engineering* 13, 189-197.
- Shapiro, C.A., Ferguson, R.B., Hergert, G.W., Wortmann, C.S. & Walters, D.T. (2008). Fertilizer suggestions for corn. University of Nebraska-Lincoln Extension Service EC117: 6 pp.
- Swanson, S. & Sims, R. (2014). When the going gets tough. *The Rotarian* 193, 42-48.
- Toze, S. (2006). Reuse of effluent water-benefits and risks. *Agricultural Water Management* 80, 147-159.
- USEPA & USAID. (2012). Guidelines for water reuse. EPA/600/R-12/618. National Risk Management Research Laboratory, Office of Research and Development. Cincinnati, Ohio. Office of Research and Development, Cincinnati, OH. 643 pp.
- USEPA. (2000). Constructed wetlands treatment of Municipal wastewaters. Technical Manual EPA/625/R-99/010. Office of Research and Development, Cincinnati, OH. 165 pp.
- Vymazal, J., Kropfelova, L., Svehla, J. & Stichova, J. (2010). Can multiple harvest of above ground biomass enhance removal of trace elements in constructed wetlands receiving municipal sewage?. *Ecological Engineering* 36, 939-945.
- Warman, P. & Terneer, W. (2005). Evaluation of sewage sludge, septic waste and sludge compost applications to corn and forage: yields and N, P and K content of crops and soils. *Bioresource Technology* 96, 955-961.
- World Health Organization, the United Nations (UN) Environment Program, UN-Habitat & UN-Water. 2015. Wastewater Management: A UN-Water Analytical Brief. 56 pp. Disponible en Febrero 6,

2015 en http://www.unwater.org/fileadmin/user_upload/unwater_new/docs/UNwater_Analytical_Brief_Wastewater_Management.pdf

Zhou, S. & Masaaki, H. (2008). Nitrogen transformations and balance in a constructed wetland for nutrient-polluted river water treatment using forage rice in Japan. *Ecological Engineering* 32, 147-155.

Zurita, F., Belmont, M.A., De Anda, J. & White, J.R. (2011). Seeking a way to promote use of constructed wetlands for domestic wastewater treatment in developing countries. *Water Science & Technology* 63 (4): 654-659.

Peters, A. (2015). Drink Up: The newest craft beers may be made with wastewater. <http://www.fastcoexist.com/3041805/drink-up-the-newest-craft-beers-may-be-made-with-wastewater>.

4 PROCESOS DE TRANSFORMACIÓN Y REMOCIÓN DE CONTAMINANTES EN LOS HUMEDALES DE TRATAMIENTO

4.1 MATERIA ORGÁNICA Y SÓLIDOS SUSPENDIDOS

La eliminación de MO a través de HC es el resultado de la interacción de numerosos procesos físicos, químicos y bióticos que suceden de manera simultánea. La materia en suspensión (SS), es eliminada principalmente a través de procesos físicos, principalmente por filtración a través del medio granular; sedimentación debida a la baja velocidad de circulación del agua y por el tamizado que sucede a nivel de los espacios intersticiales del medio granular. La eliminación de SS ocurre mayoritariamente en la zona de entrada al sistema, disminuyendo la concentración de forma exponencial a lo largo del lecho del humedal.

En general, la eficiencia de eliminación de MO (expresada como DBO5 y DQO) y SS alcanza valores superiores al 85%. En los sistemas de FSSV, como resultado de la alimentación intermitente, se generan zonas aeróbicas y anaeróbicas de manera simultánea, permitiendo así una mayor eficiencia de eliminación (>90%) en comparación con un sistema FSSH.

Las emisiones de metano por parte de los HC, estarán mediados principalmente por la mineralización de la MO, oxidación del metano y finalmente por el transporte y emisión de este gas a la atmósfera. Por su parte, la eliminación de los compuestos recalcitrantes en HC, estará influenciada principalmente por parámetros de diseño del humedal y por las características de cada compuesto. Por lo tanto, el flujo de metano generado desde los humedales y la eliminación de compuestos recalcitrantes, puede ser regulado y optimizado al momento de diseñar y operar de los HC.

4.1.1 Caracterización de la materia orgánica

La caracterización fisicoquímica de los compuestos orgánicos presentes en las aguas servidas (AS) se ha convertido en un tema relevante para la investigación de tecnología de AS, debido a la gran influencia de las características de la Materia Orgánica (MO) en la eficiencia de los tratamientos y los costos asociados (Puigagut et al., 2007). Los compuestos orgánicos de las AS corresponden normalmente a una combinación de carbono, hidrógeno y oxígeno; dependiendo del tipo de agua ésta, también puede contener nitrógeno. Elementos inorgánicos tales como azufre, fósforo y hierro, pueden estar presentes a nivel de trazas (Shon et al., 2006).

La MO en las AS ha sido tradicionalmente caracterizada por Demanda Química de Oxígeno (DQO), Carbono Orgánico Total (COT) y Demanda Biológica de Oxígeno a los 5 días (DBO5). A su vez, la caracterización del AS estará condicionada por la población que la genera y el uso o disposición que tendrá ésta, después del tratamiento. La Tabla 1 muestra las características de AS generadas en tres lugares geográficos diferentes, siendo, además, clasificadas por el tipo de asentamiento. Se presentan parámetros orgánicos, como la DBO5, DQO e índice de biodegradabilidad (DBO5/ DQO). Además, incluye parámetros fisicoquímicos, como Sólidos Suspendedos Totales (SST) y Sólidos Suspendedos Volátiles (SSV).

A su vez, las AS están constituidas principalmente por proteínas (40-60%), carbohidratos (25-50%), aceites y grasas (8-12%); siendo las proteínas y los carbohidratos los grupos más abundantes en las AS. De acuerdo a Huang et al. (2010) las fibras, proteínas y carbohidratos representan el 20,64%, 12,38% y 10,65% del COT en el AS doméstica,

respectivamente. Por su parte, la suma de los ácidos grasos volátiles (AGVs), proteínas solubles y carbohidratos solubles corresponden a un 30-40% de la DQO total de las AS (Huang et al., 2010).

Tabla 1. Caracterización de las aguas residuales en diferentes áreas geográficas.

Parámetro (mg/L)	Tipo de asentamiento y localización geográfica					
	Urbano			Rural		
	USA	Europa	Latinoamérica	USA	Europa	Latino América
DBO ₅	110 - 350	100 - 350	284 - 804	200 - 290	280 - 300	195 - 470
DQO	250 - 800	210 - 740	505 - 1616	680 - 730	600 - 700	1569
DBO ₅ / DQO	0,4	0,5	0,5 - 0,6	0,3 - 0,4	0,4 - 0,5	0,2 - 0,3
SST	120 - 400	120 - 450	122 - 733	nd	nd	57 - 500
SSV	95 - 315	80 - 320	118 - 340	nd	nd	60 - 450

NOTA: DBO₅: Demanda Biológica de Oxígeno a los 5 días; DQO: Demanda Química de Oxígeno; SST: Sólidos Suspendidos Totales; SSV: sólidos suspendidos volátiles; nd: no disponible. Lana et al., 2013; Rojas et al., 2013; Dulekgurgen et al., 2006; Vera, 2012

Por otra parte, los datos experimentales sobre el tamaño de partícula asociada con diferentes AS son significativa para la evaluación no sólo de procesos físicos y químicos, sino también sistemas de tratamiento biológico (Dulekgurgen et al., 2006); es por ello que la MO, ha sido clasificada en virtud de su tamaño como: Materia Orgánica Particulada (MOP) y Materia Orgánica Soluble (MOS), las cuales, a su vez, pueden ser sub-clasificadas como sedimentable, suspendida y disuelta. Desde la perspectiva bioquímica, la MO puede clasificarse en biodegradable y recalcitrante (Wentzel et al., 1999). La unión de estas clasificaciones da origen a seis fracciones principales de MO que se detallan en la Figura 1.

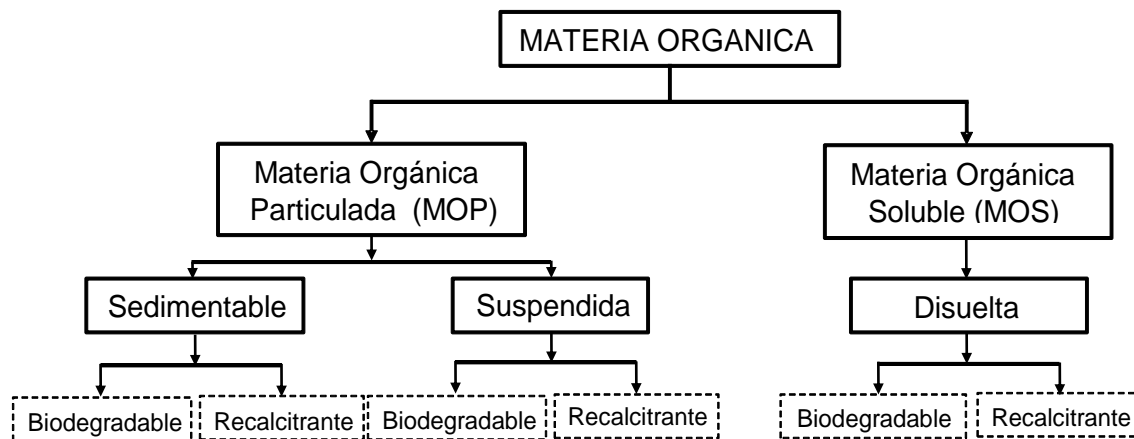


Figura 1. Clasificación de los contaminantes orgánicos en aguas residuales. Adaptado Henze et al., 2002.

De acuerdo a Dulekgurgen et al. (2006) la mayor parte (alrededor del 65%) de la DQO en las AS domésticas se compone de MOP (>1600nm) y sólo el 14% es soluble (<2nm). 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 absorbidos para la síntesis del nuevo material celular, como AGVs, carbohidratos simples, aminoácidos, alcoholes, entre otros, por tal motivo es, denominada fracción rápidamente biodegradable (Grady et al., 1999). Por su parte, la fracción no biodegradable o inerte está compuesta por sustancias, como ácidos húmicos o fúlvicos disueltos (Dulekgurgen et al., 2006).

Algunos investigadores han estudiado la distribución del tamaño de partículas de las sustancias contenidas en las AS municipales (Huang et al., 2010), logrando así determinar que los componentes solubles se definen como partículas cuyo diámetro es inferior a 1,0 nm, mientras que partículas de diámetro superior se denominan material particulado, subdividido en sedimentables (>100 µm), supra coloidal (1-100 µm), coloidal (1 nm - 1 µm) (Dulekgurgen et al., 2006).

La Tabla 2 muestra la distribución del tamaño de partículas del COT, proteínas y azúcares en el AS, correspondiente a la fracción supra coloidal. Mientras que el 62% del COT se atribuye a las proteínas y azúcares de las partículas menores de 0,1 µm, y sólo el 15% de la COT se atribuyó a las proteínas y azúcares de las partículas menores de 0,001 µm (Huang et al., 2010).

Tabla 2. Distribución de tamaños de partículas encontradas en aguas residuales

	Clasificación				Fracciones de DQO (%)
	Soluble	Coloidal	Supracoloidal	Sedimentable	
Rango tamaño (µm)	<1.0 nm	1.0 nm-	1.0-100	>100	-
DQO (% del total)	25	15	26	34	-
COT (% del total)	31	14	24	31	-
Constituyentes orgánicos (% de los sólidos totales)					
Grasas	12	51	24	19	7 - 45
Proteínas	4	25	45	25	8 - 38
Carbohidratos	58	7	11	24	6 - 18

NOTA: DQO: Demanda Química de Oxígeno; COT: Carbono Orgánico Total. Adaptado: Shon et al., 2006.

4.1.2 Eliminación de materia orgánica y sólidos suspendidos mediante humedales construidos

Durante la última década, los Humedales Construidos (HC) se han consolidado como una tecnología viable para el tratamiento de AS en pequeñas comunidades, debido a las múltiples ventajas que éstos presentan; la principal aplicación de esta tecnología es en el tratamiento de SS de origen doméstico, las cuales se caracterizan por presentar un elevado contenido de MO (Comino et al., 2013; Mburu et al., 2013).

La eliminación de contaminantes a través de HC involucra una serie de procesos físicos, químicos y biológicos; los principales mecanismos implicados en la eliminación de contaminantes son degradación bacteriana, filtración, sedimentación, incorporación por las plantas, volatilización y precipitación química (Cooper et al., 1996). Por otro

lado, la eficiencia de eliminación de contaminantes a través de HC depende de factores como: carga de contaminante, régimen hidrológico, tipo de vegetación y temperatura (Zhang et al., 2014).

A continuación, se describirán los principales mecanismos implicados en la eliminación de MO y Sólidos Suspendidos (SS) a través de HC.

La MO es la principal fuente de carbono para las comunidades microbianas heterótrofas que habitan en los HC, por lo tanto, los procesos biológicos son el principal mecanismo de eliminación de MO. Megonigal et al. (2004) establecieron que la MO está compuesta de una mezcla compleja de biopolímeros tales como proteínas, carbohidratos y lípidos, los cuales son fácilmente degradados por los microorganismos (compuestos lábiles). Lignina y carbohidratos, también considerados componentes de la MO; son resistentes a la descomposición, denominándose así, compuestos recalcitrantes.

La MO presente en los HC se encuentra en forma particulada o disuelta. La MO particulada es retenida por filtración en los HC y por medio de procesos abióticos se convierte en partículas más pequeñas susceptibles de ser hidrolizadas por enzimas excretadas por bacterias heterótrofas aeróbicas y fermentativas facultativas.

La MO disuelta o biopolímeros, pueden ser degradados a través de diferentes etapas o mecanismos; en la figura 2 se presenta un esquema de los principales mecanismos de eliminación de MO a través de HC.

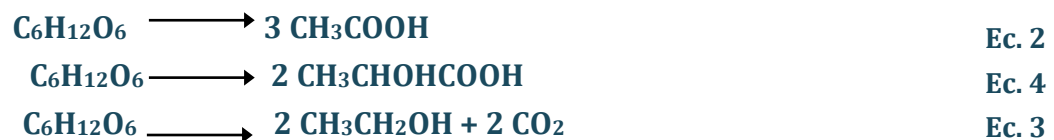
- (1) Degradación Aeróbica (DA): la degradación de la MO es llevada a cabo por las bacterias heterótrofas aeróbicas, las cuales oxidan la MO utilizando oxígeno como aceptor de electrones (Ec.1). A este proceso también se le denomina respiración.

Los microorganismos involucrados son dependientes del contenido de MO y oxígeno presente en las aguas, por lo tanto al disminuir la concentración de oxígeno en el medio, disminuye o se reduce la ocurrencia de la oxidación bioquímica aeróbica de la MO.

- (2) Degradación Anaeróbica (DAN): este proceso es llevado a cabo por bacterias heterótrofas de tipo anaeróbico estricto o facultativo, en ausencia de oxígeno disuelto, utilizando sulfato (SO_4^{2-}) y nitrato (NO_3^-) como fuentes alternativas de aceptores de electrones. En la Figura 2 se describen las diferentes etapas involucradas en el proceso de degradación anaeróbica de la MO.

En la primera etapa, proceso de fermentación, los microorganismos facultativos transforman la MO (moléculas complejas) en ácidos orgánicos y alcoholes (monómeros simples). Los productos finales de esta primera etapa son AGVs (ácido acético, ácido láctico), alcoholes (etanol), dióxido de carbono (CO_2) e hidrógeno (Ec. 2; 3; 4) (Megonigal et al., 2004).

Fermentación Primaria, ocurre en zonas anóxicas y anaeróbicas:



Finalmente las bacterias sulfato reductoras y bacterias formadoras de metano (CH_4), ambas estrictamente anaeróbicas, utilizan los productos finales de la fermentación secundaria para sus actividades metabólicas dando lugar a la formación de CO_2 y CH_4 (Ec. 5, 6), proceso denominado metanogénesis.

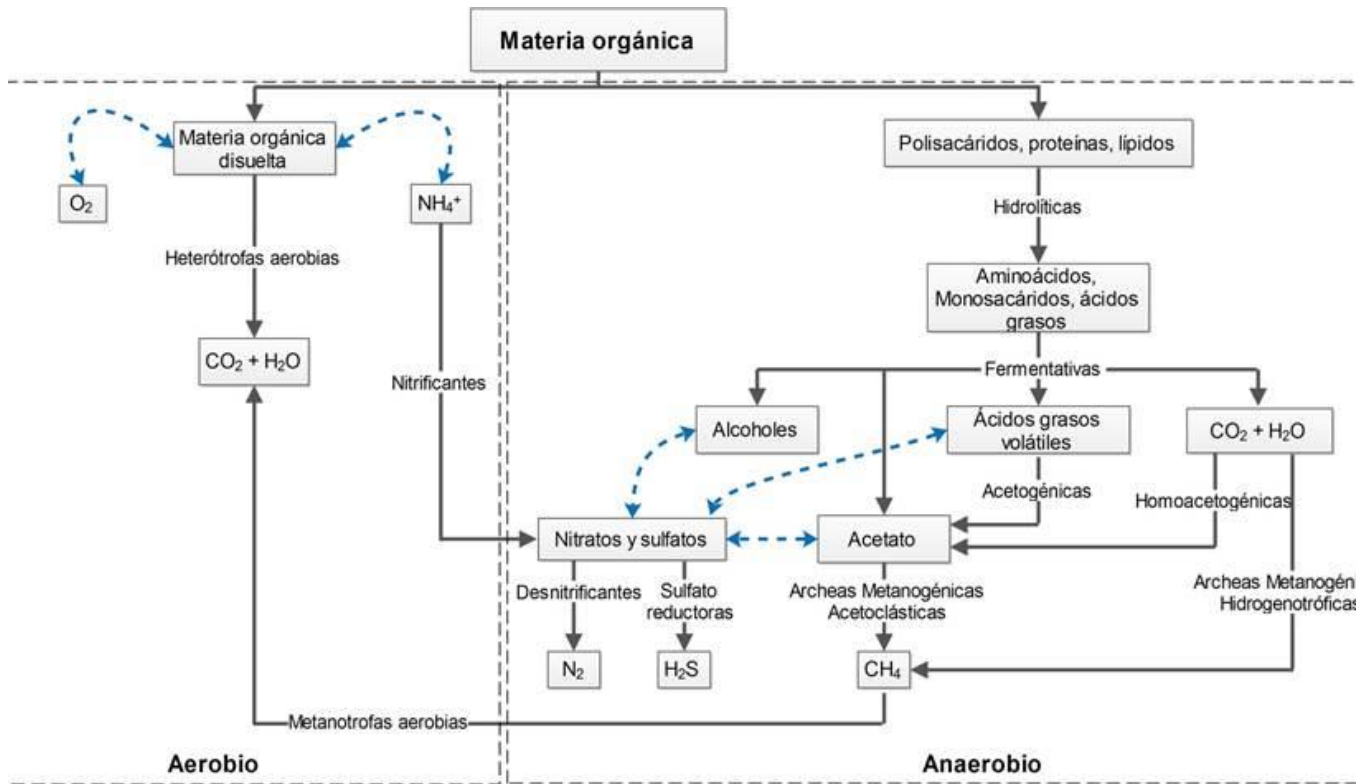
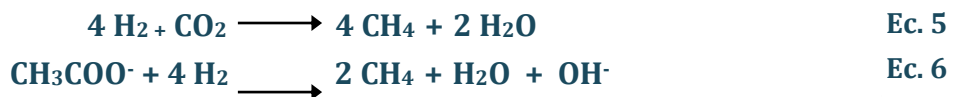


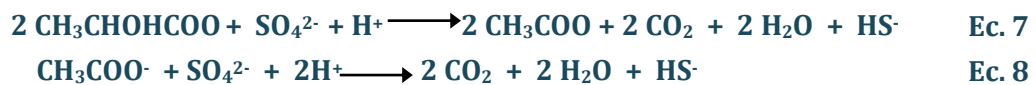
Figura 2. Degradación de Materia orgánica por procesos aeróbicos y anaeróbicos. Adaptado de Kadlec & Wallace (2009)

Metanogénesis, ocurre en zonas anaeróbicas:



En los mecanismos de eliminación de MO por vía anaeróbica, el NO_3^{2-} y SO_4^{2-} sirven como aceptores de electrones, este proceso es realizado por bacterias nitrificantes y sulfato reductoras (Ec. 7,8,9).

Sulfato reducción, ocurre en zonas anaeróbicas



Denitrificación, ocurre en zonas anóxicas o anaeróbicas



La eliminación de Sólidos Suspendidos (SS) en los sistemas de HC ocurre principalmente a través de procesos físicos. Kadlec & Wallace (2009), establecieron que la eliminación de SS puede ocurrir por filtración a través de la grava, raíces, y rizomas de las plantas; sedimentación de la materia particulada y floculación por agregación de pequeñas partículas que acaban sedimentando. La baja velocidad con la que circulan las aguas en los humedales favorece la eficiencia del sistema en la eliminación de SS.

En los sistemas Humedales Construidos de Flujo Subsuperficial Vertical (HC-FSSV) la eliminación de SS ocurre en los primeros centímetros del medio granular, en cambio en los Humedales Construidos de Flujo Subsuperficial Horizontal (HC-FSSH) la eliminación tiene lugar en la entrada del humedal disminuyendo a lo largo del lecho. Los sólidos retenidos en el lecho filtrante pueden ser mineralizados por los microorganismos presentes en los HC (Tanner *et al.*, 1998).

En general, la eliminación de contaminantes en HC, es dependiente del diseño de cada sistema de tratamiento, a continuación se describen los principales procesos descritos para cada tipo de humedal:

En los HC de flujo de agua libre, la eliminación de contaminantes ocurre a través de interacciones entre la vegetación y el biofilm asociado a la fase acuosa (Vymazal, 2005). Dentro del lecho del humedal, se presentan diferentes microambientes que permiten la eliminación de los contaminantes; en zonas cercanas a la superficie de la lámina de agua se presentan condiciones aeróbicas como resultado de la transferencia de oxígeno desde la atmósfera; en cambio en zonas profundas del humedal, zonas cercanas al sustrato (grava) se presentan mayoritariamente zonas anaeróbicas, sin embargo la presencia de vegetación permite el desarrollo de zonas aeróbicas, principalmente en zonas cercanas a las raíces y rizomas.

En los HC de flujo de agua libre son eficaces para la eliminación de MO a través de procesos de degradación microbiana. La eliminación de SS ocurre principalmente a través de procesos de filtración y sedimentación. Kadlec & Wallace (2009) señalan que la eficiencia de eliminación de MO (expresada como DBO₅ y DQO) y SS es superior al 70%, para este tipo de HC.

En sistemas con flujo subsuperficial, el agua circula a través del medio poroso permeable (arena, grava, roca triturada), evitando el contacto con la atmósfera. En los HC-FSSH, el agua fluye horizontalmente a través del medio granular y entra en contacto con una serie de zonas aeróbicas, anóxicas y anaeróbicas (Vymazal, 2011). La zona aeróbica ocurre en las cercanías de las raíces de las plantas y rizomas.

En los sistemas HC-FSSV, el agua es alimentada a través de la superficie del humedal por medio de un sistema de distribución y percola a través del medio poroso de modo vertical.

En general, los HC-FSSV presentan una mayor eficiencia de eliminación de DBO que los HC-FSSH (superior al 80 % para FSSV y superior al 70% para FSSH), ésto se debe principalmente a la diferencia que existe en el modo de alimentación; los sistemas FSSV presentan un flujo de alimentación intermitente, lo que permite una alta transferencia de oxígeno al lecho filtrante en comparación con los sistemas FSSH, lo que permite la fácil degradación de la MO (Kadlec & Wallace, 2009). La eliminación de SS para ambos sistemas de humedales presenta una eficiencia de eliminación superior al 85%.

Durante la última década, diversos investigadores han estudiado la combinación de sistemas de tratamiento, utilizando los beneficios que pueda aportar cada sistema. Los sistemas de tratamiento híbridos consisten en la combinación de varios tipos de HC que operan en serie permitiendo la existencia de procesos aeróbicos y anaeróbicos. Principalmente los sistemas FSSV se utilizan para eliminar MO, SS y parcialmente el nitrógeno a

través de la nitrificación; por otro lado, los sistemas de FSSH se utilizan para la eliminación de SS y la eliminación de MO en combinación con la denitrificación. Diversos autores reportan que la eficiencia de eliminación de MO (DBO5 y DQO) y SS, es superior al 80% al trabajar con sistemas de tratamiento híbridos.

En la Tabla 3, se presentan diferentes valores para la eliminación de MO (DBO5 y DQO) y SS, reportados en literatura para diferentes tipos de humedales.

Tabla 3. Valores para la eliminación de MO (DBO5 y DQO) y SST, a través de humedales

País	Tipo de Agua	Concentración (mg/L)		Efluente	Eficiencia de Eliminación (%)		Especie Vegetal
		SST	DBO ₅		DBO ₅	DQO	
HC-Flujo Libre							
Kenia	Municipal	nd	nd	nd	nd	<i>Cyperus papyrus</i>	
Sri Lanka	Municipal	19		68	nd	<i>Typha angustifolia</i>	
El Salvador	Municipal	20,1		Nd	65	<i>Typha angustifolia</i>	
China	Rio	7,7		15	17	<i>Phragmites australis</i>	
HC-FSSH							
México	Municipal	25,4		78	76	<i>Strelitzia reginae</i> <i>Anthurium andreanum</i>	
China	Municipal	7,7-24		70-86	62-77	<i>Canna indica</i> <i>Thaliade albata</i> <i>Cyperus papyrus</i>	
Kenia	Municipal	28,9		61	43	<i>Cyperus papyrus</i>	

construidos de diferente configuración.

País	Tipo de Agua	Concentración (mg/L)		Efluente	Eficiencia de Eliminación (%)		Especie Vegetal
		SST	DBO ₅		DBO ₅	DQO	
HC-FSSV							
México	Municipal		21		82	80	<i>Strelitzia reginae</i> <i>Anthurium andreanum</i>
Tailandia	Agrícola*		15,7		96	91	<i>Scirpusgrossus</i> Linn
China	Rio		6,9		91	74	<i>Phragmites australis</i> <i>Zizania aquatica</i>
Sistemas Híbridos							
México	Municipal		33		52	66-98	<i>Phragmites communis</i>
Nepal	Hospital		3,29		97	94	<i>Phragmites karka</i>
Tailandia	Agrícola*		10		98	95	<i>Scirpus grossus</i> Linn

Donde: (*) Efluente procedente reactor anaerobio de flujo ascendente. SST: Sólidos Suspendidos Totales; DBO₅: Demanda Biológica de Oxígeno al día 5; DQO: Demanda Química de Oxígeno; nd: no disponible. (1) Bojcevska & Tonderski (2007); (2) Jinadasa et al. (2006); (3) Katsenovich et al. (2009); (4) Li et al. (2009); (5) Zurita et al. (2011); (6) Shi et al. (2004); (7) Song et al. (2009); (8) Mburu et al. (2013); (9) Kantawanichkul et al. (2003); (10) Chen et al. (2008); (11) Belmont et al. (2004); (12) Shrestha et al. (2001); (13) Rivas et al. (2011).

4.1.3 Consideraciones sobre la sustentabilidad de los humedales construidos

4.1.3.1 Emisiones de metano

Los HC son sistemas de tratamiento ampliamente utilizados para depurar AS, alcanzando eficiencias de eliminación superiores al 90% tanto para MO como para nutrientes; sin embargo, durante el proceso de DAN de la MO hay generación de gases con efecto invernadero, tales como el CH₄ (Grünfeld & Brix 1999; Mander et al., 2014).

El CH₄ es generado en los HC como producto final de la mineralización de la MO (Figura 2) en condiciones anaeróbicas (-250 a-350 mV). La emisión desde los HC a la atmósfera, es el resultado neto de la producción (metanogénesis) y consumo (oxidación) del CH₄ (Grünfeld & Brix., 1999). Existen diversos factores que determinan

la producción y emisión de CH₄ en HC, entre las más relevantes se encuentran: profundidad del HC (limita las condiciones óxido-reducción del sistema); estacionalidad; especie vegetal utilizada y carga orgánica aplicada (Mander et al., 2014; Wang et al., 2013).

Tabla 4. Emisión de metano mediante humedales construidos

País	Especie Vegetal	Factor Variación	Emisión de Metano (mg CH ₄ /m ² .d)	Referencias
HC-Flujo Libre				
Suecia	<i>Phalaris arundinacea</i>	Especie vegetal	50-1054	1
	<i>Glyceria máxima</i>		0-677	
	<i>Lemna minor</i>		407-970	
Finlandia	<i>Phragmites australis</i>	Verano	468±240	2
	<i>Typha latifolia</i>	Invierno	69±24	
	<i>Carex-Sphagnum</i>	Verano	214±11	
		Invierno	68±65	
Noruega	<i>Iris Pseudacorus</i>	Verano	96±37	
	<i>Schoenoplectus lacustris</i>	Invierno	441±254	
HC-FSSV				
Dinamarca	<i>Phragmites australis</i>	Bajo	353±16	3**
		Intermedio	738±209	
		Alto	882±193	
	<i>Sin vegetación</i>	Alto	1363±353	
Japón	<i>Zizania latifolia</i>	38mg DBO ₅ /L	0-384	4*
		60mg DBO ₅ /L	0-648	
		163mg DBO ₅ /L	72-1608	
		38mg DBO ₅ /L	0-72	
		60mg DBO ₅ /L	0-240	
China	<i>Zizania latifolia</i> PA, ZL y TL	163mg DBO ₅ /L	60-1080	5
		Sin vegetación	0 - 276	
		Monocultivo	0 - 1142	
		Policultivo	0 - 2208	
HC-FSSH				
Estonia	<i>Phragmites australis</i>	Verano	160-702	6
	<i>Typha latifolia</i>	Invierno	0,78-9,62	
	<i>Scirpus sylvaticus</i>			
Noruega	Sin vegetación	Verano	174±57	7
		Invierno	-2±9,2	
Polonia	<i>Phragmites australis</i>	Verano	895±294	
		Invierno	59±45	
España	<i>Phragmites australis</i>	210mg DQO/L	28	8
		450mg DQO/L	21	
Republica Checa	<i>Phragmites australis</i>	0 m de entrada	416-2980	9
		2-14 m de entrada	352	

Donde: PA: *Phragmites australis*; ZL: *Zizania latifolia*; TL: *Typha latifolia*. Referencias: (1) Johansson et al., (2004); (2) Sovick et al., (2007); (3) Grünfeld & Brix, 1999; (4) Inamori et al., 2007; (5) Wang et al., 2013; (6) Teiter & Mander, 2005; (7) Sovick et al., (2006); (8) Garcia et al., 2007; (9) Picek et al., 2007.

La Tabla 4 resume los flujos de CH₄ medidos en HC en diversas investigaciones y en distintas condiciones experimentales. Entre los factores que influyen en la generación y emisión de metano, se ha determinado que el nivel de la lámina de agua del HC afecta directamente la metanogénesis y la emisión de CH₄. Grünfeld & Brix.

(1999) determinaron una disminución entre 40-60% de las emisiones de CH₄ entre un HC-FSSH con nivel freático bajo (22 cm bajo la superficie), con respecto a los sistemas inundados. Otro factor a considerar es la temperatura (estacionalidad); en este contexto, Søvik et al. (2006) determinaron que durante verano las emisiones fueron significativamente mayores a las encontradas en invierno, observándose una reducción en la emisión de CH₄ entre 68-92% para HC de flujo libre y entre 93-99 % para HC-FSSH. Por otro lado, la cantidad y tipo de vegetación utilizada en el HC, juegan un papel importante tanto en la producción, oxidación y transporte de CH₄ a la atmósfera (Inamori et al., 2007; Wang et al 2013). Grünfeld & Brix (1999), encontraron que la presencia de *Phragmites australis*, atenúa la tasa de producción de CH₄ en un 27%, aumentando la proporción de CH₄ oxidado del 7% al 18%. Más aún, el tipo de cultivo utilizado en el HC influye directamente en las emisiones. Es así como, en humedales con policultivos se ha observado una mayor emisión de CH₄ (2208 mgCH₄/m²·día) en comparación con monocultivos (1142 mgCH₄/ m²·día) en temporada de verano (Wang et al., 2013).

Finalmente, la liberación de CH₄ en HC, estará mediado en primer lugar por la producción de gas al interior del humedal, en segundo lugar, por la oxidación del CH₄, y finalmente por el transporte y emisión de este gas a la atmósfera (Wang et al., 2013). Por lo tanto, el flujo de metano desde los humedales, puede ser regulado al momento de diseñar y operar de los HC.

4.1.3.2 Compuestos recalcitrantes

Dentro de los diferentes tipos de MO es posible encontrar en las AS compuestos orgánicos recalcitrantes. Este término hace referencia a todos aquellos compuestos resistentes a la degradación, debido principalmente a la complejidad estructural de la molécula, propiedades fisicoquímicas, metabolismo y características ecotoxicológicas.

Diversos autores han evaluado los procesos de eliminación de estos compuestos a través de HC, entre los más importantes tenemos volatilización, oxidación fotoquímica, sedimentación, sorción, degradación biológica e incorporación por las plantas.

La eficiencia de eliminación de compuestos recalcitrantes a través de HC depende de ciertos parámetros tales como diseño del humedal (tipo de flujo, presencia y/o ausencia de vegetación, modo de alimentación entre otros) y de las características propias de cada compuesto (estructura, propiedades fisicoquímicas y modo de acción). La Tabla 5 muestra la eficiencia de eliminación de algunos fármacos, considerados compuestos recalcitrantes, a través de HC con diferente configuración. A partir de ella, se concluye que las características del compuesto (propiedades fisicoquímicas y mecanismo de acción) limitan la eliminación del contaminante. Al evaluar la eliminación de antibióticos a través de HC, se obtiene que éstos son parcialmente eliminados (máxima eficiencia 42%) (Hijosa-Valsero et al., 2011), ésto es, debido principalmente a la naturaleza bacteriostática del compuesto, que va afectar directamente a los microorganismos involucrados. Diversos estudios (Matamoros et al., 2008; Reyes-Contreras et al., 2011; Zhang et al., 2011) han evaluado la capacidad de los HC para suprimir carbamacepina y ácido clofibrico, los valores reportados para la eficiencia de eliminación, oscila entre 16-40%, los bajos valores reportados se deben principalmente a la complejidad estructural de la molécula, en ambos casos se tratan de moléculas cíclicas, lo cual dificulta la actividad de los microorganismos.

Tabla 5. Eliminación de COEs, a través de humedales construidos con diferente configuración.

Escala	Vegetación	Eficiencia Eliminación (%)	Referencia
Microcosmos	<i>Salvinia molesta</i> <i>Lemna minor</i> <i>Cartatophyllum dimersum</i> <i>Elodea canadensis</i>	Naproxeno: 40-53 Ibuprofeno: 44-77 Ácido Clofíbrico: 16-23	Matamoros <i>et al.</i> (2012)
	<i>Typha angustifolia</i>	Ácido Clofíbrico: 48-75 Carbamazepina: 27-97 Diclofenaco: 55	Dordio <i>et al.</i> (2010) Zhang <i>et al.</i> (2011)
	<i>Phragmites australis</i>	Ácido Clofíbrico: NE Carbamazepina: 5	Matamoros <i>et al.</i> (2008)
Mesocosmo	<i>Typha angustifolia</i> <i>Phragmites australis</i>	Amoxicilina: 27-42 Ampicilina: NE-32 Claritromicina: 11-32 Eritromicina: NE Lincomicina: NE	Hijosa-Valsero <i>et al.</i> (2011)
Piloto	<i>Typha angustifolia</i>	Carbamazepina: 65 Dilantin: 6-65 Diazepam: NE-10	Park <i>et al.</i> (2009)
	<i>Juncus effuses</i>	Ibuprofeno: 20-50 Naproxeno: 40-65 Ketoprofeno: 30-70 Carbamazepina: 8-28 Triclosan: 32-70 Hidroxitilbutanisol: 45-50 Hidroxitiltolueno: 12-30 Tonalida: 35-60 Galaxolida: 28-50	Reyes-Contreras <i>et al.</i> (2011)
	<i>Phragmites australis</i>	Diclofenaco: 53-73 Tonalida: 75-82 Carbamazepina: 20-26	Matamoros <i>et al.</i> (2007)
Industrial	<i>Lemna minor</i> <i>Typha latifolia</i> <i>Salix atrocinera</i>	Ibuprofeno: 29-42 Diclofenaco: 68-78 Carbamazepina: NE Methyl dihydrojasmonate: 77-90	Hijosa-Valsero <i>et al.</i> (2010)
	<i>Hydrocottle spp</i> <i>Phragmites australis</i>	Carbamazepina: NE Gemfibrozil: NE Sotalol: 33 Sulfapiridina: 76 Sulfametoxazol 92	Conkle <i>et al.</i> (2008)

Donde: NE: No Eliminado.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen al Proyecto INNOVA BIO BIO Proyecto No. 13.3327 - IN.IIP, CONICYT/FONDAP/15130015 y Red Doctoral REDOC.CTA MINEDUC bajo el número No. UCO1202 de la Universidad de Concepción.

REFERENCIAS

- Belmont, M.A., Cantellano, E., Thompson, S., Williamson, M., Sánchez, A., Metcalfe, C.D., 2004. Treatment of domestic wastewater in a pilot-scale natural treatment system in central Mexico. *Ecol. Eng.* 23, 299-311.
- Bojcevska, H., Tonderski, K., 2007. Impact of loads, season, and plant species on the performance of a tropical constructed wetland polishing effluent from sugar factory stabilization ponds. *Ecol. Eng.* 29, 66-76.
- Chen, Z.M., Chen, B., Zhou, J.B., Li, Z., Zhou, Y., Xi, X.R., Lin, C., Chen, G.Q., 2008. A vertical subsurface-flow constructed wetland in Beijing. *Commun. Nonlinear Sci. Numer. Simul.* 13, 1986-1997.
- Comino, E., Riggio, V.A., Rosso, M., 2013. Constructed wetland treatment of agricultural effluent from an anaerobic digester. *Ecol. Eng.* 54, 165-172.
- Conkle, J.L., White, J.R., Metcalfe, C.D., 2008. Reduction of pharmaceutically active compounds by a lagoon wetland wastewater treatment system in Southeast Louisiana. *Chemosphere* 73, 1741-8.
- Cooper, P.F., Job, G.D., Green, M.B., Shutes, R.B.E., 1996. Reed beds and constructed wetlands for wastewater treatment., First. ed. WRC Publications, Medmenham, Marlow, UK.
- Dordio, A., Carvalho, A.J.P., Teixeira, D.M., Dias, C.B., Pinto, A.P., 2010. Removal of pharmaceuticals in microcosm constructed wetlands using *Typha* spp. and LECA. *Bioresour. Technol.* 101, 886-92.
- Dulekgurgen, E., doğruel, S., karahan, Ö., Orhon, D., 2006. Size distribution of wastewater COD fractions as an index for biodegradability. *Water Res.* 40, 273-282.
- García, J., Capel, V., Castro, A., Ruiz, I., Soto, M., 2007. Anaerobic biodegradation tests and gas emissions from subsurface flow constructed wetlands. *Bioresour. Technol.* 98, 3044-3052.
- Grady, C., Daigger, G., Lim, H., 1999. Biological wastewater treatment. ed. Marcel Dekker (New York). p. 48-161.
- Grünfeld, S., & Brix, H. (1999). Methanogenesis and methane emissions: effects of water table, substrate type and presence of *Phragmites australis*. *Aquat. Bot.* 64, 63-75.
- Henze, M., Harremoës, P., Jansen J., Arvin, E., 2002. Wastewater treatment; Biological and chemical processes. In *Environ. Eng.* Springer-Verlag, Heidelberg, p.430.
- Hijosa-Valsero, M., Fink, G., Schlüsener, M.P., Sidrach-Cardona, R., Martín-Villacorta, J., Ternes, T., Bécares, E., 2011. Removal of antibiotics from urban wastewater by constructed wetland optimization. *Chemosphere* 83, 713-9.
- Hijosa-Valsero, M., Matamoros, V., Martín-Villacorta, J., Bécares, E., Bayona, J.M., 2010. Assessment of full-scale natural systems for the removal of PPCPs from wastewater in small communities. *Water Res.* 44, 1429-39.
- Huang, M., Li, Y., Gu, G., 2010. Chemical composition of organic matters in domestic wastewater. *Desalination*, 262, 36-42.

- Inamori, R., Gui, P., Dass, P., Mtsamura, M., Xu, K., Kondo, T., Ebie, Y., Inamori, Y. 2007. Investigating CH₄ and N₂O emissions from eco-engineering wastewater treatment processes using constructed wetland microcosms. *Process Biochem.* 42, 363-373.
- Jinadasa, K.B.S.N., Tanaka, N., Mowjood, M.I.M., Werellagama, D.R.I.B., 2006. Free water surface constructed wetlands for domestic wastewater treatment: A tropical case study. *Chem. Ecol.* 22, 181-191.
- Johansson, A., Gustavsson, A., Öquist, M., Svensson, B., 2004. Methane emissions from a constructed wetland treating wastewater-seasonal and spatial distribution and dependence on edaphic factors. *Water Res.* 38, 3960-3970
- Kadlec, R.H., Wallace, S., 2009. *Treatment wetlands*, Second Edi. ed. Boca Raton, United States.
- Kantawanichkul, S., Somprasert, S., Aekasin, U., Shutes, R.B.E., 2003. Treatment of agricultural wastewater in two experimental combined constructed wetland systems in a tropical climate. *Water Sci. Technol.* 48, 199-205.
- Katsenovich, Y.P., Hummel-Batista, A., Ravinet, A.J., Miller, J.F., 2009. Performance evaluation of constructed wetlands in a tropical region. *Ecol. Eng.* 35, 1529-1537.
- Kröpfelová, L., Vymazal, J., Svehla, J., Stíchová, J., 2009. Removal of trace elements in three horizontal sub-surface flow constructed wetlands in the Czech Republic. *Environ. Pollut.* 157, 1186-94.
- Lana, L., Moraes, D., Von sperling, M., Morató, 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 Sci. Technol.* 68, 1599-1606.
- Li, X., Manman, C., Anderson, B.C., 2009. Design and performance of a water quality treatment wetland in a public park in Shanghai, China. *Ecol. Eng.* 35, 18-24.
- Mander, Ü., Dotro, G., Ebie, Y., Towprayoon, S., Chiemchaisri, C., Nogueira, S. F., Mitsch, W. J., 2014. Greenhouse gas emission in constructed wetlands for wastewater treatment: a review. *Ecol. Eng.* 66, 19-35.
- Matamoros, V., Arias, C., Brix, H., Bayona, J.M., 2007. Removal of pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) from urban wastewater in a pilot vertical flow constructed wetland and a sand filter. *Environ. Sci. Technol.* 41, 8171-8177.
- Matamoros, V., Caselles-Osorio, A., García, J., Bayona, J.M., 2008. Behaviour of pharmaceutical products and biodegradation intermediates in horizontal subsurface flow constructed wetland. A microcosm experiment. *Sci. Total Environ.* 394, 171-6.
- Matamoros, V., Nguyen, L.X., Arias, C. a, Salvadó, V., Brix, H., 2012. Evaluation of aquatic plants for removing polar microcontaminants: a microcosm experiment. *Chemosphere* 88, 1257-64.
- Mathieu, S., Etienne, P., 2000. Estimation of wastewater biodegradable cod fractions by combining respirometric experiments in various so/xo ratios. *Water Res.* 34, 1233-1246.
- Mburu, N., Tebitendwa, S.M., D.P.L, R., Van Bruggen, J.J.A., Lens, P.N.L., 2013. Performance Evaluation of Horizontal Subsurface Flow-Constructed Wetlands for the Treatment of Domestic Wastewater in the Tropics. *J. Environ. Eng.* 139, 358-367.
- Megonigal, J.P., Hines, M.E., Visscher, P.T., 2004. Anaerobic Metabolism: Linkages to Trace Gases and Aerobic Processes, in: Schlesinger, W.H. (Ed.), *Biogeochemistry*. Elsevier-Pergamon, Oxford, pp. 317-424.

- Park, N., Vanderford, B.J., Snyder, S. a., Sarp, S., Kim, S.D., Cho, J., 2009. Effective controls of micropollutants included in wastewater effluent using constructed wetlands under anoxic condition. *Ecol. Eng.* 35, 418–423.
- Picek, T., Cízková, H., Dusek, J., 2007. Greenhouse gas emissions from a constructed wetland-plants as important sources of carbon. *Ecol. Eng.* 31, 98-106.
- Puigagut, J., Caselles-osorio, A., Vaello, N., García, J. 2008. Fractionation, biodegradability and particle-size distribution of organic matter in horizontal subsurface-flow constructed wetlands. in wastewater treatment, plant dynamics and management in constructed and natural wetlands.. *springer Netherlands* 289-297.
- Reyes-Contreras, C., Matamoros, V., Ruiz, I., Soto, M., Bayona, J.M., 2011. Evaluation of PPCPs removal in a combined anaerobic digester-constructed wetland pilot plant treating urban wastewater. *Chemosphere* 84, 1200–1207.
- Rivas, A., Barceló-Quintal, I., Moeller, G.E., 2011. Pollutant removal in a multi-stage municipal wastewater treatment system comprised of constructed wetlands and a maturation pond, in a temperate climate. *Water Sci. Technol.* 64, 980–987.
- Rodríguez, J., Mañunga, T., Cárdenas, C., 2012. Effect of organic matter fractions on the performance of a pulp and paper mill wastewater treatment system. *Rev. u.d.c.a act. & Div. Cient.* 15, 447 – 455
- Rojas K., Vera I., Vidal G., 2013 Influence of season and species phragmites australis and schoenoplectus californicus on the removal of organic matter and nutrients contained in sewage wastewater during start up operation of the horizontal subsurface flow constructed wetland. *Rev Fac. Ing-Univ. Ant.*, 69, 289-299.
- Shi, L., Wang, B., Cao, X., Wang, J., Lei, Z., Wang, Z., Liu, Z., Li, B., 2004. Performance of a subsurface-flow constructed wetland in Southern China. *J. Environ. Sci.* 16, 476–481.
- Shon, H., Vigneswaran, S., Snyder, S., 2006. Effluent organic matter (efom) in wastewater: constituents, effects, and treatment. *critical reviews in environmental science and technology.* 36, 327-374.
- Shrestha, R.R., Haberl, R., Laber, Manandhar, J.R., Mader, J., 2001. Application of constructed wetlands for wastewater treatment in Nepal. *Water Sci. Technol.* 44, 381–386.
- Song, H.-L., Li, X.-N., Lu, X.-W., Inamori, Y., 2009. Investigation of microcystin removal from eutrophic surface water by aquatic vegetable bed. *Ecol. Eng.* 35, 1589–1598.
- Søvik, A., Kløve, B., 2007. Emission of N₂O and CH₄ from a constructed wetland in southeastern Norway. *Sci. Total Environ.* 380, 28-37
- Søvik, A., Augustin, J., Heikkinen, K., Huttunen, T., Necki, M., Karjalainen, S., Kløve, B., Liikanen, A., Mander, Ü., Puustinen, M., Teiter, S., Wachniew, P., 2006. Emission of the greenhouse gases nitrous oxide and methane from constructed wetlands In Europe. *J.Environ.Qual.*35, 2360–2373
- Tanner, C.C., Sukias, J.P., Upsdell, M.P., 1998. Organic matter accumulation during maturation of gravel-bed constructed wetlands treating farm dairy wastewaters. *Water Res.* 32, 3046–3054. 5
- Teiter, S., Mander, Ü., 2005. Emissions of N₂O, N₂, CH₄ and CO₂ from constructed wetlands for wastewater treatment and from riparian buffer zones. *Ecol. Eng.* 25, 528-541.
- 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 doctoral. Universidad de Concepción. 236 p.

- Vymazal, J., 2005. Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment. *Ecol. Eng.* 25, 478-490.
- Vymazal, J., 2011. Long-term performance of constructed wetlands with horizontal sub-surface flow: Ten case studies from the Czech Republic. *Ecol. Eng.* 37, 54-63.
- Wang, Y., Yang, H., Ye, C., Xie, B., Huang, C., Zhang, J., Xu, M., 2013. Effects of plant species on soil microbial processes and CH₄ emission from constructed wetlands. *Environ. Pollut.* 174, 273-278.
- Wentzel, M., Mbewe, A., lakay, M., Ekama, G., 1999. Batch test for characterisation of the carbonaceous materials in municipal wastewaters. *Water s. a.* 25, 327-336.
- Zhang, D.Q., Jinadasa, K.B.S.N., Gersberg, R.M., Liu, Y., Ng, W.J., Tan, S.K., 2014. Application of constructed wetlands for wastewater treatment in developing countries--a review of recent developments (2000-2013). *J. Environ. Manage.* 141, 116-31.
- Zhang, D.Q., Tan, S.K., Gersberg, R.M., Sadreddini, S., Zhu, J., Tuan, N.A., 2011. Removal of pharmaceutical compounds in tropical constructed wetlands. *Ecol. Eng.* 37, 460-464.
- Zurita, F., Belmont, M.A., De Anda, J., White, J.R., 2011. Seeking a way to promote the use of constructed wetlands for domestic wastewater treatment in developing countries. *Water Sci. Technol.* 63, 654.

4.2 EL CICLO DEL NITRÓGENO EN LOS HUMEDALES

El nitrógeno es un componente crucial en la biósfera, responsable de la regulación de la productividad primaria en los ecosistemas de humedales. Las formas orgánicas de nitrógeno, conforman la mayor parte del nitrógeno en la biósfera, frecuentemente asociado con otros elementos como el carbón, el fósforo y el azufre. En los humedales, las entradas de nitrógeno provienen de las escorrentías terrestres (de fuentes puntuales y no puntuales), de la precipitación y de la fijación biológica del nitrógeno atmosférico (N_2). Las pérdidas de nitrógeno ocurren a través de reacciones bióticas y abióticas, así como mediante los flujos superficiales y subsuperficiales. En conjunto, los humedales funcionan como reservorios eficaces de nitrógeno, por medio de la acumulación de materia orgánica.

El nitrógeno existe tanto en forma orgánica como inorgánica. Los compuestos orgánicos incluyen las proteínas, los ácidos nucleicos, los amino azúcares y la urea. La mayor parte del nitrógeno se almacena en forma orgánica, de esta forma, menos del 5% se encuentra en forma inorgánica en un momento dado. Las reservas de N orgánico, se encuentran en la biomasa microbiana, en las macrófitas, algas acuáticas, materia orgánica recalcitrante del suelo y detritus. Las formas del N inorgánico, incluyen el nitrógeno amoniacal (NH_4^+), el nitrato (NO_3^-) y el nitrito (NO_2^-); aunque generalmente, el nitrato y el nitrito, se encuentran en cantidades traza en los sistemas de humedales. Las formas gaseosas del N, incluyen el amoniaco (NH_3), el nitrógeno gas (N_2) y el óxido nitroso (N_2O).

El intercambio de oxígeno entre la atmósfera y el suelo es mínimo en los humedales, debido a la existencia de una columna de agua o condiciones de suelo saturado. El agua ocupa los espacios de los poros en el suelo, promoviendo ambientes anaeróbicos, debido a que la difusión de oxígeno es de aproximadamente 10,000 veces más lento en el agua que en el aire. El oxígeno se introduce en el perfil del suelo, por difusión a través de la columna de agua, por difusión o flujo másico mediante los tejidos de las plantas, o mediante ciclos alternados de sequedad e inundación. En los humedales, el oxígeno se requiere tanto para la respiración de las plantas (raíces) como para la respiración microbiana. En las zonas con bajo contenido de oxígeno, las condiciones del suelo predominantes favorecen la acumulación de materia orgánica, donde las bacterias anaerobias tienden a dominar.

Los procesos responsables del consumo de oxígeno en los suelos inundados o saturados de los humedales, en general son tres. Estos procesos incluyen la respiración de microorganismos aerobios y anaerobios facultativos, la oxidación química de los metales reducidos y sulfuros, y la oxidación autótrofa del amonio por las bacterias nitrificantes. Por lo tanto, el consumo de oxígeno en los suelos, conduce a la formación de dos zonas distintas: una delgada capa superficial aeróbica y una capa subyacente anaeróbica más gruesa.

La difusión de oxígeno desde la columna de agua mantiene las condiciones aeróbicas en la superficie del suelo. Sin embargo, esta capa de suelo aeróbico es de un grosor que puede variar desde unos pocos milímetros a 2 cm, dependiendo de las propiedades del suelo. Las algas pueden aumentar el espesor de esta zona superficial oxidada durante el día, a través de la actividad fotosintética. Durante la noche, sin embargo, un aumento en la respiración neta puede transformar la capa aeróbica a anaeróbica. Por eso, las condiciones redox en la interfase suelo-agua pueden experimentar fluctuaciones periódicas a lo largo de un mismo día. La proximidad entre las capas aeróbicas y anaeróbicas en los suelos de los humedales es fundamental para impulsar las transformaciones de nitrógeno.

Las plantas de humedales también son importantes en el transporte de oxígeno al suelo. Muchas plantas de humedales tienen adaptaciones únicas que les permiten prosperar en condiciones limitadas de oxígeno, tales como espacios de aire internos que transportan el oxígeno a la zona de las raíces. La aerénquima puede ocupar hasta el 60 % del volumen de tejido (Brix, 1994). Además de las adaptaciones estructurales, la difusión molecular resultante de los gradientes de presión parcial, así como el flujo másico, pueden transportar oxígeno a la zona de raíces. Cuando la temperatura ambiental es baja, el transporte de oxígeno puede reducirse significativamente.

Tanto la respiración heterotrófica como la nitrificación, son posibles por el suministro de oxígeno a la zona de raíces por las plantas (Reddy et al., 1989). El intercambio gaseoso también funciona en la dirección opuesta, facilitando la liberación de N_2O del suelo hacia la atmósfera. Debido a que el óxido nitroso es un potente gas de invernadero, esto genera preocupaciones sobre el cambio climático (Yu and Patrick, 2004).

El nitrógeno existe en una variedad de estados de oxidación, que varían de +3 a -5, lo que permite diferentes reacciones de oxidación-reducción. La interface aeróbica-anaeróbica dentro del suelo y la rizósfera, es crítica para los ciclos biogeoquímicos en los humedales. Los procesos que funcionan en las zonas aeróbicas y anaeróbicas de los humedales, relacionados con el ciclo del N, son los siguientes: (Fig. 1).

- 1.- Mineralización del N orgánico a nitrógeno amoniacal (regiones aerobias y anaerobias).
- 2.- Inmovilización o asimilación del N por la biomasa microbiana y macrófitas.
- 3.-Nitrificación del amonio a nitrato, que ocurre en regiones aerobias;
- 4.- Volatización del amoniaco;
- 5.- Reducción del nitrato (desnitrificación, reducción desasimilatoria y asimilatoria del nitrato).
- 6.- Oxidación anaeróbica del amonio (Annamox)
- 7.- Fijación biológica del N_2 tanto en zonas aerobias como anaerobias.

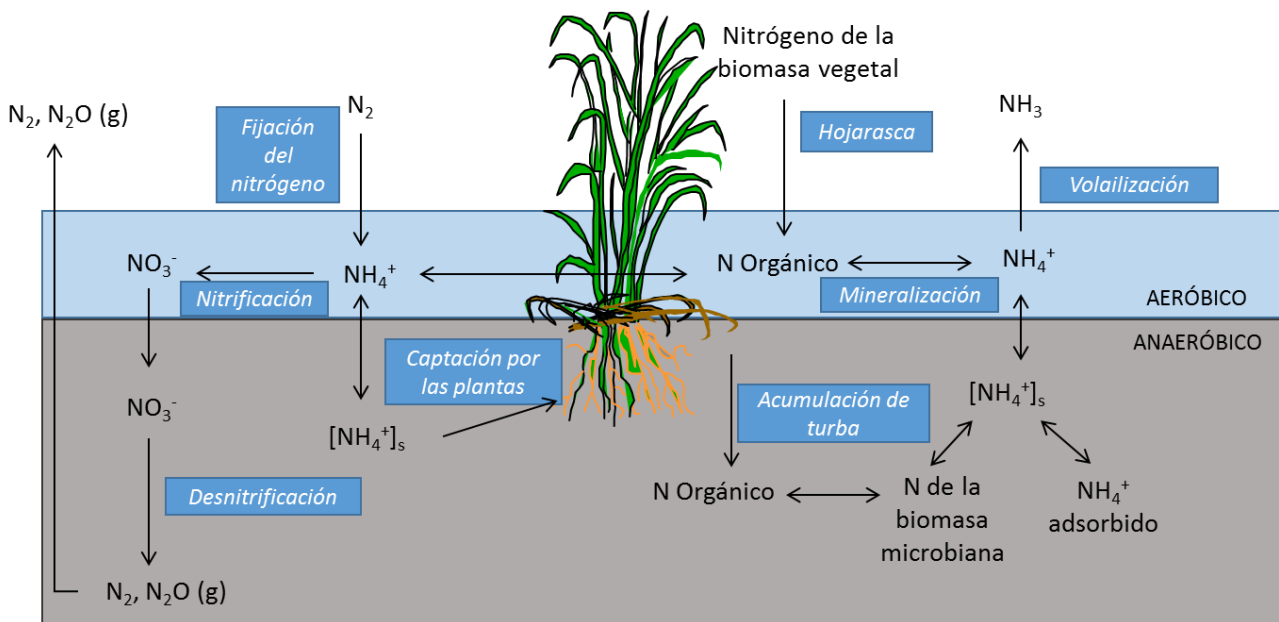


Figura 1. Diagrama que muestra las vías y los procesos principales del ciclo del nitrógeno en los humedales y la posición relativa de las capas del suelo.

4.2.1 Mineralización del nitrógeno

La mineralización, también llamada amonificación, es la asimilación biológica de compuestos orgánicos que contienen N a NH_4^+ . Los compuestos orgánicos de alto peso molecular, son hidrolizados en compuestos más simples mediante actividades enzimáticas extracelulares. Después de esta transformación, los aminoácidos se hidrolizan todavía más, lo que resulta en una liberación neta de NH_4^+ (Gardner et al., 1989). La etapa limitante es con mucha frecuencia, la hidrólisis de los compuestos orgánicos más complejos, aunque la descomposición puede ser limitada por cualquier etapa en este proceso (Stanford y Smith, 1972). Debido a las condiciones anaeróbicas del suelo que impiden la conversión a nitrato, el NH_4^+ tiende a acumularse en los humedales (Fig. 2). La inmovilización, es decir, la conversión de nitrógeno inorgánico a formas orgánicas por las plantas o microorganismos es el proceso opuesto a la mineralización. Estos dos procesos en conjunto, regulan la mineralización neta del N en los humedales.

La descomposición de la materia orgánica en suelos bien drenados es regulada por la actividad de bacterias heterótrofas y hongos. Aunque la mineralización puede ocurrir bajo condiciones aerobias o anaerobias, un suministro limitado de oxígeno en el suelo afecta el estado de oxidación-reducción del suelo de los humedales y de este modo regula la liberación de NH_4^+ . En los suelos de humedales, las condiciones anaerobias limitan la eficiencia de los microorganismos residentes, lo que da lugar a microbios que utilizan aceptores de electrones alternativos para facilitar la descomposición (D'Angelo y Reddy, 1999). Regulado por la energía libre, los aceptores de electrones son utilizados por las poblaciones microbianas en el siguiente orden: O_2 , NO_3^- , SO_4^{2-} , y HCO_3^- . Las tasas de mineralización del N varían dependiendo de la utilización del aceptor de electrón inorgánico.

La biomasa microbiana del suelo regula tanto las transformaciones de los nutrientes como el almacenamiento de los mismos, en los suelos (Martens, 1995). La biomasa microbiana presente en el suelo facilita el ciclo de los nutrientes, el cual puede afectar la calidad del agua y la tasa de nutrientes liberados de la descomposición de la materia orgánica. Las tasas de mineralización del N se han correlacionado significativamente con la biomasa microbiana en los suelos de humedales. (Williams y Sparling, 1998; McLatchey y Reddy, 1998; White y Reddy, 2000). La biomasa microbiana de los suelos también funciona como un indicador del estado del nitrógeno en los suelos de humedales. Las concentraciones de amonio extraíbles, el producto final de la mineralización del N bajo condiciones anaerobias, se ha encontrado que se correlaciona con las tasas de mineralización potencial en suelos orgánicos inundados (Fig. 2). Tanto la actividad como el tamaño de las reservas microbianas del suelo, predice las contribuciones relativas de las reservas de nutrientes del suelo para las funciones de los humedales y la calidad del agua.

Las tasas de mineralización están reguladas por controles biogeoquímicos, que incluyen la proporción C: N de la materia orgánica del suelo, la temperatura, la actividad enzimática extracelular, el suministro de aceptores de electrones y las condiciones de oxidación-reducción (Reddy y DeLaune, 2008). En suelos de tierras altas, los sustratos orgánicos con una proporción C: N > 25 da lugar a inmovilización. Las reservas microbianas utilizan el poco N disponible para formar compuestos orgánicos. Sin embargo, en las condiciones anaeróbicas de los suelos de humedales, la materia orgánica con una proporción C: N > 80 da lugar a inmovilización porque las reservas microbianas requieren menos N (Damman, 1988; Humprey y Pluth, 1996; Williams y Sparling, 1988). Estas discrepancias en los requerimientos microbianos de N, entre las tierras altas y los suelos de humedales explican las cantidades más elevadas de NH_4^+ liberado de suelos de humedales.

La acumulación de amonio en suelos de humedales ocurre por la escasez de oxígeno. Las condiciones anaeróbicas del suelo evitan la nitrificación, el proceso que convierte el NH_4^+ a NO_3^- . Conforme las concentraciones de amoniaco se acumulan en el agua intersticial, el gradiente de concentración moviliza el NH_4^+ fuera del suelo por difusión, y hacia la capa aeróbica del suelo y la columna de agua suprayacente. Debido a este proceso, las concentraciones de NH_4^+ en los suelos de humedales sirven como un indicador de la descomposición relativa y de

las tasas de liberación de N inorgánico (White y Reddy, 2000). En Everglades Florida, los estudios muestran que las tasas de mineralización del N en suelos de turba, oscila entre 4-60 veces más alto, en condiciones aeróbicas que bajo condiciones reductoras de NO_3^- , reductoras de SO_4^{2-} o condiciones metanogénicas (White y Reddy, 2001).

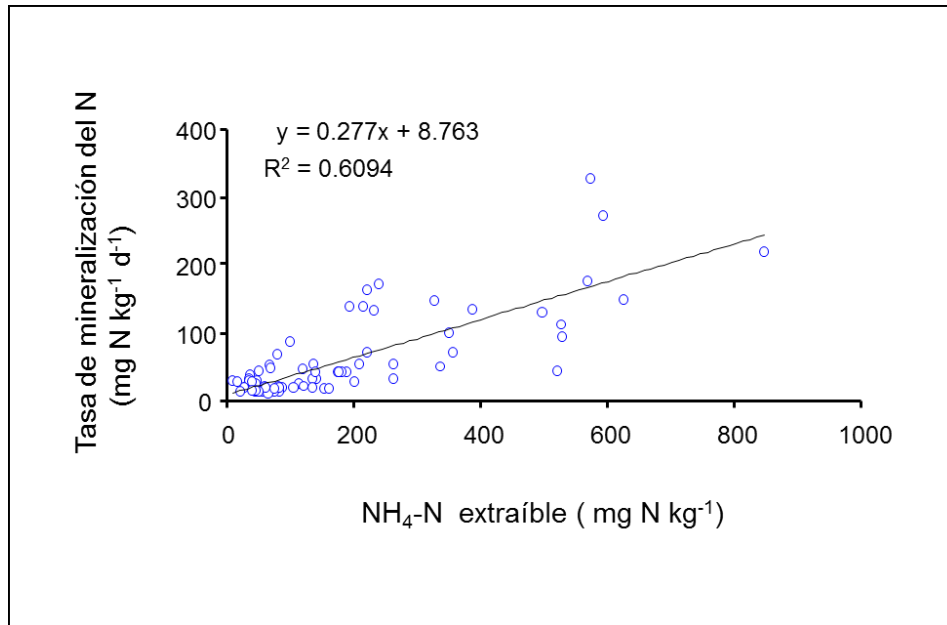


Figura 2. Relación de las tasas de mineralización de N en el suelo y el amonio extraíble del suelo bajo condiciones anaerobias.

También se ha encontrado que las tasas de mineralización se amplifican con incrementos en la temperatura. Las tasas de liberación de N son más altas en verano y más bajas en invierno en climas templados, debido al efecto de la temperatura sobre la actividad microbiana. Los valores de Q_{10} son aproximadamente 2 en el rango de 15-35°C, pero son ligeramente más altos a temperaturas bajas (Cho y Ponnamparuma, 1971).

La liberación de amonio a partir de la mineralización es un proceso importante en los humedales y sistemas acuáticos. La mineralización proporciona N, biodisponible tanto a las macrófitas como a las comunidades de algas, que funcionan como la base de la cadena alimenticia detrítica. Además, la producción de amonio en suelos inundados tiene una importancia agronómica vital. La acumulación de amoníaco soporta hasta el 60 % de las necesidades de N para el arroz, un cultivo que alimenta una porción significativa de la población mundial (Reddy y Patrick, 1984).

4.2.2 Inmovilización del N – Captación por las plantas y microorganismos

La vegetación juega un rol importante en el ciclo del N en los sistemas de humedales. La vegetación proporciona un ambiente aeróbico en la rizósfera que ayuda a conducir simultáneamente la nitrificación y desnitrificación (Fig. 3). Además, el N es asimilado en los tejidos de las plantas y microorganismos del suelo. La eficiencia de utilización de N (definida como un aumento del N de la planta por unidad de masa del N disponible) por la vegetación acuática, es a menudo muy variable, y depende del tipo de humedales (es decir, boscosa vs. herbácea). Con un aumento de la carga de nutrientes, tanto la eficiencia del uso del N por la vegetación acuática como la relación C: N de los residuos de las plantas disminuye (Shaver and Melillo, 1984; Reddy and Portier, 1987; Koch and Reddy, 1992). En general, las plantas emergentes obtienen la mayor parte del N necesario para el crecimiento, del agua

intersticial del suelo. El agua de inundación en los humedales es sólo utilizada directamente para obtener una pequeña cantidad de N a menos que las plantas sean vegetación acuática sumergida (VAS) o algas. En ese caso, el N del agua de inundación puede ser tomado rápidamente por las algas flotantes o adheridas, VAS y microorganismos. El N del agua de inundación, también se pierde a través de la volatilización de amoníaco o por la nitrificación-desnitrificación (Reddy y Patrick, 1984; DeBusk y Reddy, 1987). Estos procesos también se intensifican con incrementos en la carga de N. La eficiencia de remoción del N en los humedales, puede conocerse mediante la medición tanto de N en los tejidos de las plantas, como el N en la biomasa microbiana. Sin embargo, el N asimilado por la vegetación herbácea del humedal se retira con frecuencia del sistema en un corto plazo y rápidamente se recicla dentro del humedal.

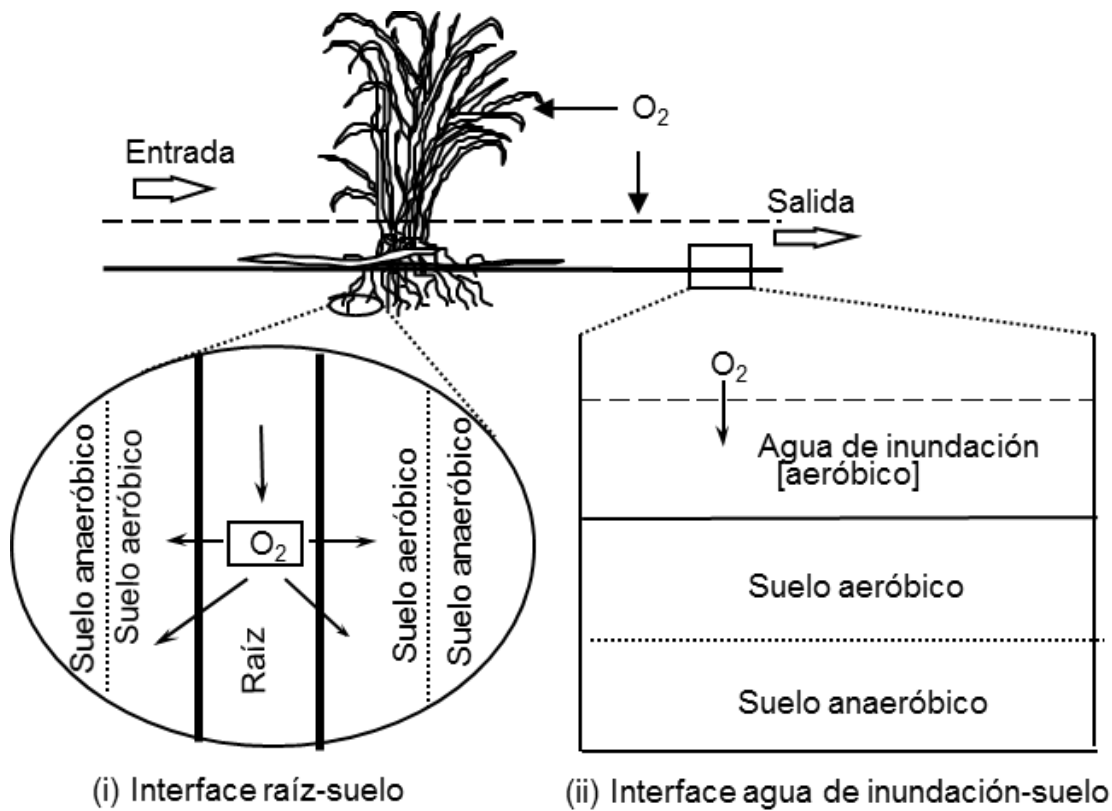
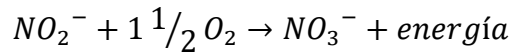
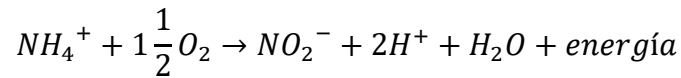


Figura 3. Localización de las interfaces aerobias/anaerobias en los humedales.

4.2.3 La Nitrificación

La nitrificación es la conversión biológica de NH_4^+ a NO_3^- por la acción de bacterias aerobias obligadas. Mediante la utilización del dióxido de carbono, las bacterias autótrofas acoplan la oxidación del NH_4^+ a la fosforilación del transporte de electrones con el fin de sintetizar los componentes celulares requeridos. Durante este proceso de oxidación-reducción, el estado de oxidación de nitrógeno aumenta de -3 (NH_4^+) a +3 en la etapa intermedia (NO_2^-), y posteriormente a +5 (NO_3^-).

La nitrificación se completa durante dos pasos separados, los cuales se llevan a cabo bajo condiciones aeróbicas. En primer lugar, las bacterias *Nitrosomonas* oxidan el NH_4^+ a NO_2^- , que después se convierte en NO_3^- por bacterias *Nitrobacter*. Las ecuaciones siguientes ilustran este proceso:



Los factores que afectan la nitrificación incluyen la concentración de NH_4^+ , el nivel de aireación, y el pH. El factor limitante más importante en los suelos de los humedales tiende a ser el nivel de aireación. La nitrificación es regulada por los organismos aerobios obligados encargados de mediar la conversión de amonio a nitrato. Como resultado, la nitrificación se limita a la columna de agua aireada, a la interface agua-suelo, y el suelo directamente en contacto con las raíces de las plantas (rizósfera). La tasa de difusión del O_2 en el agua limita la nitrificación en la interface agua-suelo a los primeros pocos mm.

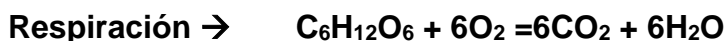
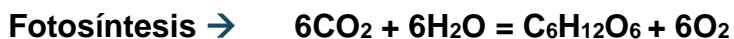
En los humedales construidos, se han reportado tasas de nitrificación que oscilan desde 0,01-0,161 g N $m^{-2}d^{-1}$ (Martin y Reddy, 1997). Estas tasas son menores que las reportadas para la mineralización, lo que proporciona evidencia que la baja disponibilidad de oxígeno en los humedales impide el proceso de nitrificación, de este modo se conserva el N dentro del humedal. La nitrificación del amoníaco formado en la zona anaeróbica está limitada por la difusión fuera del sedimento anaeróbico. Por eso, la difusión lenta permite la biodisponibilidad del N para que sea captado por las plantas antes de la liberación a la columna de agua.

4.2.4 La volatilización de amoníaco

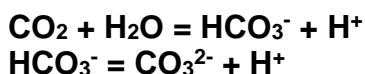
Los suelos de humedales sirven como sumidero de NH_4^+ , que proviene tanto de fuentes internas como externas. La descomposición es la principal fuente *in situ* de amoníaco, mientras que las escorrentías puntuales y no puntuales conforman las fuentes externas a los humedales. El amonio en los suelos de los humedales puede ser adsorbido en el complejo intercambiador catiónico del suelo, y en la solución, en la que el amonio está disuelto en el agua intersticial del suelo. La volatilización de amoníaco es una reacción abiótica en la que, bajo el aumento de pH, el amonio ionizado (NH_4^+) se convierte en la forma no iónica gaseosa, el amoníaco (NH_3). Esto ocurre generalmente en sistemas en los que el pH es $> 7,5$ y es el destino de la gran mayoría de NH_4^+ a un pH $> 9,5$.



Está bien documentado que la presencia de algas o vegetación acuática sumergida puede aumentar el pH del agua de inundación a través de la fotosíntesis. Esta reacción se produce en el agua de inundación o en la interface suelo-agua dentro las masas de algas o perifiton. Durante la actividad fotosintética, el pH se controla por el siguiente proceso:



El equilibrio de $CO_2 - CO_3^{2-}$ regula el pH en la columna de agua:



Durante la fotosíntesis, se retira CO₂, lo que resulta en el consumo de los iones de hidrógeno. La pérdida de iones de hidrógeno corresponde a un aumento en el pH. En las columnas de agua dominadas por algas o VAS, las fluctuaciones de pH son diurnas (Reddy, 1983). Estas condiciones alcalinas favorecen la formación de amoníaco gaseoso no ionizado, que se pierde posteriormente en la atmósfera.

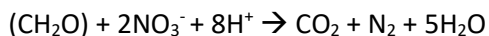
La volatilización de amoníaco como un mecanismo de pérdida importante en humedales ha sido poco documentado. Las concentraciones de NH₃ en humedales son generalmente más bajas que en los sistemas de tierras altas debido a que otros procesos compiten, tales como la asimilación o la nitrificación. Los arrozales fertilizados con formas de amonio reportan pérdidas hasta del 20% de amonio a través de la volatilización (Mickelsen et al., 1978). En los sistemas acuáticos con VAS, las pérdidas atribuidas a la volatilización de amoníaco se estimaron entre el 25-50% del N añadido (Reddy et al., 1987).

La volatilización de amoníaco en los sistemas de humedales está controlada por una variedad de factores, incluyendo: la concentración de NH₃, el pH, la temperatura, la actividad fotosintética, la alcalinidad, la velocidad del viento, la capacidad de intercambio catiónico en el suelo, y la densidad de las macrófitas emergentes. Muchos de estos factores están interrelacionados; por ejemplo, el aumento de la capacidad fotosintética aumenta el pH en el agua de inundación, lo que conduce a un aumento correspondiente en la tasa de conversión de NH₄⁺ a NH₃ (Reddy y Patrick, 1984). El mezclado en la columna de agua catalizado por una alta velocidad del viento aumenta el flujo de NH₃ a la atmósfera desde la columna de agua. Además, la conversión de NH₄⁺ a NH₃ disminuye el pH de la columna de agua por la producción de iones de hidrógeno cargados positivamente. Sin embargo, el aumento de la alcalinidad en la columna de agua puede tamponar el pH a niveles superiores a 8,0, lo que promueve la pérdida de N por volatilización.

4.2.5 Reducción de Nitrato (Desnitrificación desasimilatoria de nitrato, Reducción Reducción asimilatoria de Nitrato).

DESNITRIFICACIÓN

La desnitrificación es la reducción biológica de los óxidos de nitrógeno a nitrógeno gas. La desnitrificación funciona como el mecanismo principal de remoción de N en humedales, debido principalmente al bajo potencial de reducción (Eh) y en general, al alto contenido de carbono en los suelos de los humedales. Cuando el potencial de reducción del suelo disminuye por debajo de +400 mV, la desnitrificación tiene lugar (Mansfeldt, 2004). Las bacterias facultativas anaerobias utilizan el NO₃⁻ (o NO₂⁻) como el aceptor terminal de electrones durante la oxidación de carbono orgánico, disminuyendo el estado de oxidación del N de +5 a 0, resultando en N₂ gas. La siguiente ecuación muestra el proceso general de desnitrificación.



Las bacterias desnitrificantes se encuentran prácticamente en todos los suelos. Existe una amplia gama de bacterias facultativas anaerobias que tienen la función de desnitrificar, por ejemplo: *Pseudomonas*, *Alcaligenes*, *Flavobacterium*, *Paracoccus*, y *Bacillus* (Firestone, 1982; Tjedje, 1988). Estas bacterias tienen una ventaja competitiva frente a las bacterias aerobias estrictas en humedales, debido a su habilidad para usar el oxígeno y también el nitrato como el aceptor terminal en la respiración cuando la disponibilidad del oxígeno es limitada.

Dentro de los factores que regulan la desnitrificación están la disponibilidad de carbono, la concentración de nitrato y las concentraciones de oxígeno (Setzinger, 1994). Existen estudios que han reportado una relación significativa entre el carbono orgánico soluble en agua y las tasas de desnitrificación en los suelos de los humedales (Fig. 4) (D'Angelo and Reddy, 1999).

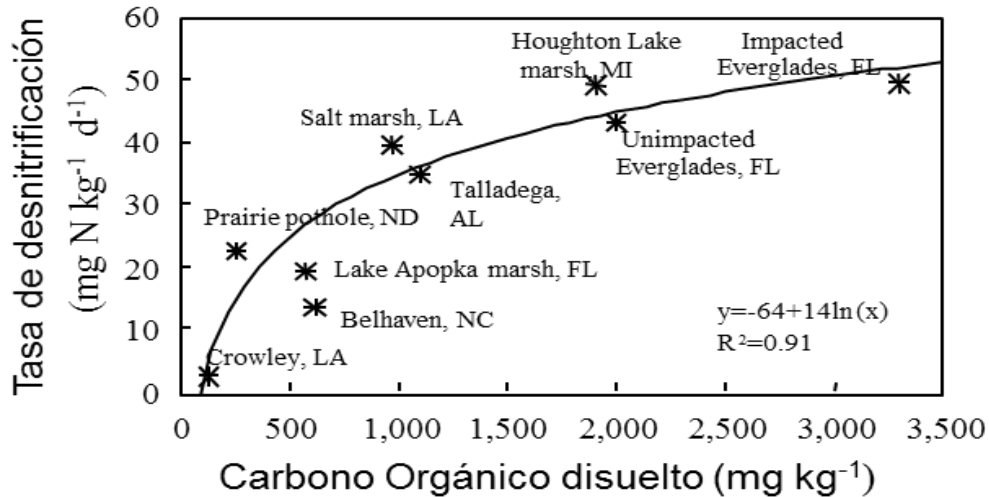


Figura 4. La tasa de desnitrificación como una función del carbono orgánico disuelto en varios sistemas de humedales en Estados Unidos. (D'Angelo and Reddy, 1999).

El estado de oxidación-reducción en los suelos de humedales controla la desnitrificación en el perfil de suelo. Las bacterias desnitrificantes primero usarán el oxígeno, si está presente (Yu y Patrick, 2004). De este modo, la desnitrificación es favorecida en suelos con bajos contenidos de oxígeno o incluso carentes de éste. El nitrato debe estar presente en estos suelos, y es proporcionado ya sea por difusión desde el agua de inundación suprayacente, o es producido por la nitrificación que ocurre en las delgadas capas aerobias de la interface agua-suelo o dentro de la rizósfera. Como los suelos de humedales generalmente tienen un alto contenido de materia orgánica y un bajo contenido de oxígeno, las concentraciones de nitrato son generalmente el principal regulador de la desnitrificación en los sistemas de humedales.

Las tasas de desnitrificación pueden variar por el clima, al variar la temperatura varía la tasa de desnitrificación; así se ha encontrado un aumento de 1.5 – 2.0 veces por cada 10°C de incremento (Reddy y Patrick, 1984). En una base areal, se han reportado tasas en el rango de 0.003 – 1.02 g N m⁻² d⁻¹ (Martin y Reddy, 1997).

Las bacterias desnitrificantes tienen un sistema enzimático específico que utiliza el nitrato como el aceptor terminal de electrón en la respiración. La actividad enzimática desnitrificante del suelo (AED) se puede utilizar para investigar la fuente y el efecto de la carga de nitrato en los sistemas de humedales en una escala de paisaje (Schipper et al., 1993; White y Reddy, 1999; Hefling et al., 2003). Como los requerimientos de carbono en abundancia y condiciones reducidas se cumplen generalmente en los humedales, la AED debe ser un indicador de la actividad del nitrato (Cooper, 1990). Por lo tanto, las concentraciones de nitrato controlan, tanto el tamaño como la actividad de la desnitrificación. En un estudio, hasta el 77% de la variabilidad de las tasas de desnitrificación *in situ* en un suelo orgánico ribereño de humedal pudo ser explicado por la concentración de nitrato y a la actividad enzimática de desnitrificación (Schipper et al., 1993). Además, los suelos orgánicos, que comprendían solo el 12% de captación, fueron responsables del 56-100% del consumo total de nitrato en este estudio. Por consiguiente, la actividad enzimática desnitrificante es un indicador sensible para determinar la amplitud de los impactos de la carga de nitrato en los sistemas de humedales (White y Reddy, 1999).

Como mecanismo gaseoso de remoción para el N, la desnitrificación ejerce un gran control sobre el ciclo global del nitrógeno (Armentano y Verhoeven, 1990). El proceso de desnitrificación convierte el nitrato ya sea en N₂O o

en N₂. Mientras que el N₂ es un gas inerte, el N₂O es un gas de efecto invernadero (Hefling et al., 2003). Por lo tanto, la desnitrificación puede ser un proceso benéfico o puede implicar un problema. Mientras que la desnitrificación puede ser utilizada como un mecanismo eficaz para la remoción de N de las aguas residuales o aguas superficiales en los humedales naturales o construidos para mejorar la calidad del agua, también puede remover el N de los arrozales, que son un importante cultivo alimenticio, retrasando el crecimiento de las plantas y reduciendo el rendimiento de los cultivos (White y Reddy, 2003; Yu et al., 2006).

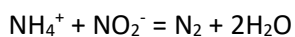
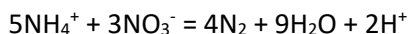
4.2.5.1 Reducción desasimilatoria de nitrato a amonio y reducción asimilatoria de nitrato

La reducción desasimilatoria de nitrato a amonio (RDNA) ocurre exclusivamente en un ambiente anaeróbico. El nitrato se utiliza como un aceptor de electrón, similar a la desnitrificación, y se convierte en amonio, en lugar de óxido nitroso o nitrógeno gas. La desnitrificación y el RDNA requieren condiciones similares, y compiten por el nitrato disponible. Sin embargo, los microorganismos responsables del RDNA son anaerobios, en comparación con los microorganismos anaerobios facultativos que intervienen en la desnitrificación (Tjedje et al., 1989). Mientras que la desnitrificación consume solo 5 electrones por ion nitrato, el RDNA requiere 8 electrones. Por lo tanto, el RDNA está regulado por la presión de los electrones. A medida que el suelo se vuelve más reducido, aumenta la probabilidad de RDNA. En el RDNA intervienen los siguientes géneros de bacterias: *Clostridium*, *Achromobacter* y *Streptococcus* (Cole, 1990).

La reducción asimilatoria de nitrato (RAN) se produce de la misma manera que la RDNA, con una excepción. El nitrato reducido es asimilado directamente en una forma orgánica en el microorganismo, a diferencia de la conversión a amonio. La reducción asimilatoria de nitrato ocurre en sistemas con bajas concentraciones de N inorgánico. Comparado con la desnitrificación, tanto las rutas de la RDNA como de la RAN son pequeñas en los humedales.

4.2.6 Oxidación anaeróbica de amonio (ANAMMOX)

Como se mencionó anteriormente en este capítulo, la mayoría de los suelos de los humedales tienden a acumular NH₄⁺ debido a que predominan condiciones anaerobias. Bajo estas condiciones, los aceptores de electrones podrían potencialmente oxidar el NH₄⁺ a N₂. Para que este proceso ocurra, deben estar presentes microorganismos que sean capaces tanto de usar el NH₄⁺ como donador de electrones, como de obtener energía a través del proceso de oxidación. Las reacciones para este proceso se muestran a continuación:



Esta reacción aún no ha sido bien documentada en los suelos de los humedales, probablemente porque los suelos no están limitados en cuanto a concentración de carbono. Además, cuando el nitrato y el nitrito están presentes en los suelos de los humedales, son utilizados fácilmente por los organismos desnitrificantes.

4.2.7 Fijación biológica del N

En los humedales, la fijación biológica del N₂ ocurre en la interface agua-suelo, la zona de raíz, y en zonas anaerobias del suelo. La aportación de la fijación de N dentro de cada una de estas áreas, depende tanto de las necesidades de N (limitación de nitrógeno) como de los microorganismos existentes. Como se explicó anteriormente, el NH₄⁺ tiende a acumularse en las zonas anaerobias de los suelos de los humedales, lo cual disminuye la necesidad de la fijación biológica del N₂. Debido a la nitrificación- desnitrificación y a la captación de la vegetación, las concentraciones de N inorgánico son generalmente más bajas en las zonas aeróbicas de un sistema de humedales. En la columna de agua y en la interface agua-suelo, la fijación biológica de N₂ proporciona

N y puede ser también el proceso de suministro de N más importante para los humedales que de otra forma estarían limitados en N.

Los reportes de la fijación biológica del N_2 varían ampliamente en los humedales. Buresh et al. (1980) reportaron tasas de 0.7 a 12 $g\ N\ m^{-2}\ d^{-1}$ en la zona de las raíces y de 0.4 a 46 $g\ N\ m^{-2}\ d^{-1}$ en la zona fótica de un humedal costero. En los sedimentos libres de macrófitas y cianobacterias, las tasas de fijación del N_2 fueron reportadas en un rango de 0.002 – 1.6 $g\ N\ m^{-2}\ d^{-1}$ en comparación con el rango de 1.2 – 76 $g\ N\ m^{-2}\ d^{-1}$ dentro de comunidades de cianobacterias (Howarth et al., 1988a). Además, Inglett (2000) reportó tasas de fijación de N_2 que van desde 1.8 hasta 18 $g\ N\ m^{-2}\ d^{-1}$ en un humedal con concentración limitada de fósforo.

Entre los factores que regulan la fijación del N_2 en los humedales se incluyen varios controles biogeoquímicos: retroalimentación positiva por relaciones bajas de N:P en el agua residual de entrada, y retroalimentación negativa por el potencial redox, actividad fotosintética, disponibilidad de molibdeno y hierro, y materia orgánica disuelta (Howarth et al, 1988b).

4.2.7.1 Transformación del N por medio de humedales

El ciclo del N entre los suelos de los humedales y las columnas de agua, regulan la productividad de los sistemas de los humedales. Varios procesos que funcionan juntos son necesarios para un sistema de humedales saludable. Los humedales transforman el N inorgánico a través de la nitrificación, desnitrificación, volatilización y mediante la captación por las plantas, los cuales, por lo tanto, regulan la abundancia de N inorgánico biodisponible en la columna de agua. Las tasas de estos procesos dependen de las condiciones ambientales.

El intercambio de las formas de N entre los suelos de los humedales y la columna de agua, permite las reacciones en el ciclo del nitrógeno. El flujo de amonio desde las zonas con bajas concentraciones de oxígeno en los suelos de los humedales deja que la nitrificación tenga lugar en las zonas aerobias (Fig. 5). El flujo de nitrato de las zonas aerobias, a su vez, da lugar a la desnitrificación en las zonas anaerobias (Fig. 6).

Estos procesos importantes se llevan a cabo a través de dos mecanismos principales de intercambio: difusión y suspensión. El N amoniacal que se produce, se somete a un equilibrio por intercambio iónico entre el agua intersticial del suelo y el suelo mismo, resultando una concentración de equilibrio en el agua de los poros. El amonio, entonces, se difunde fácilmente en el agua de inundación suprayacente, de donde posteriormente puede ser asimilada por la vegetación o las algas. Además, el amonio se puede transformar en nitrato. En los sistemas de humedales influenciados por la agricultura, los flujos de amonio oscilan entre 14 y 46 $mg\ N\ m^{-2}\ d^{-1}$, mientras que el flujo en los humedales oligotróficos oscila entre 2-4 $mg\ N\ m^{-2}\ d^{-1}$ (Reddy y DeLaune, 2008). Los gradientes de difusión en el agua intersticial del suelo, regulan el flujo de amonio que son a menudo excesivos en los sistemas de humedales.

4.2.8 Consideraciones en el manejo de humedales

Tanto los humedales construidos como los naturales son ampliamente utilizados en todo el mundo para eliminar el N presente en las escorrentías y efluentes de aguas residuales. Cuando se gestiona un humedal para maximizar la remoción de N, hay que considerar una variedad de mecanismos biogeoquímicos de pérdida. El tamaño del humedal puede ser una limitación para el tratamiento un humedal construido. En general, la efectividad del tratamiento aumenta con la longitud de la trayectoria de flujo o tiempo de retención. Además, en el diseño se consideran las diferentes formas en las que se presenta el N en el agua de entrada. Los estudios han demostrado que la eliminación de N total es más alta cuando en el agua de entrada predomina el nitrato, en contraste con otras formas de N. La desnitrificación se lleva a cabo en el suelo, convirtiendo el nitrato en nitrógeno gas, el cual se elimina fácilmente del sistema y reduce el N presente en el agua residual (Kadlec and Knight, 1996).

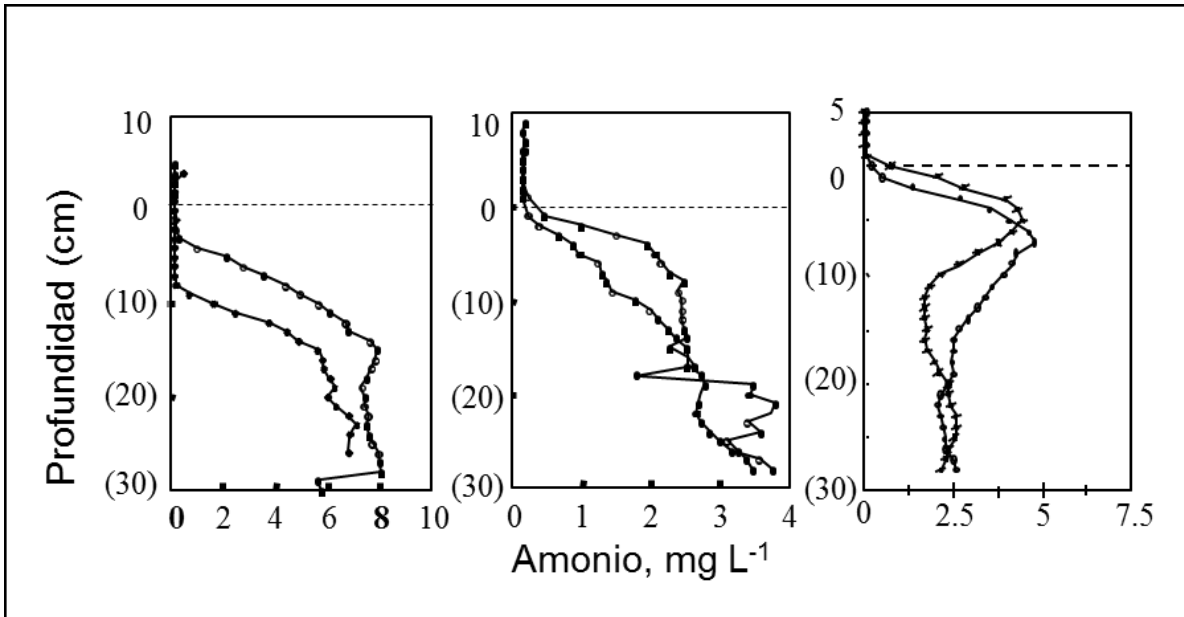


Figura 6. Ejemplos de perfiles verticales de concentración de amonio con la profundidad en sistemas de humedales, representando el flujo desde el suelo a lo largo de un gradiente de concentración.

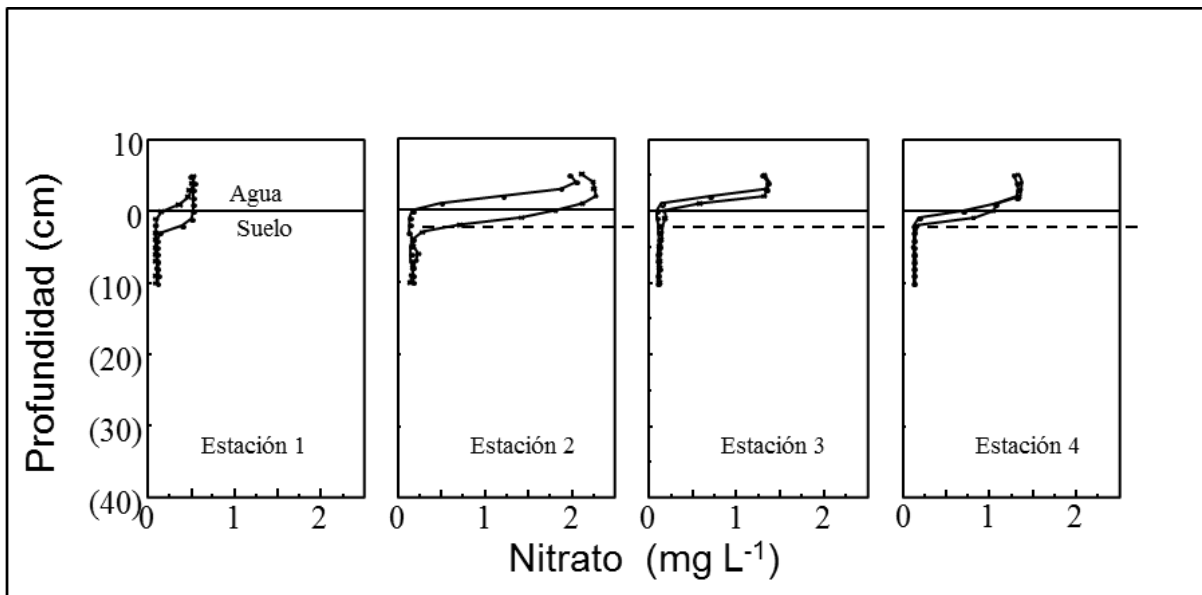


Figura 7. Ejemplos de perfiles verticales de concentración de nitrato a distintas profundidades en sistemas de humedales, representando el flujo hacia el suelo desde la columna de agua a lo largo de un gradiente de concentración.

Si la forma principal de N en el agua residual no es el nitrato, se requieren más etapas para remover el nitrógeno. Si en el influente predomina el nitrógeno orgánico disuelto (NOD), se requiere la mineralización para la transformación de los compuestos orgánicos en amonio biodisponible. El amonio es transformado a nitrato en un

ambiente aeróbico, el cual es removido entonces, por medio de la desnitrificación bajo condiciones anaerobias. Además, el amonio puede ser removido por volatilización, dependiendo de las condiciones de pH.

Es importante considerar el control de los estados de aireación contrastantes requeridos para la nitrificación y para la desnitrificación. La nitrificación demanda condiciones aerobias, que se consiguen mediante un humedal con una columna de agua aireada en la parte frontal del humedal. Una fuerte presencia de macrófitas de humedales puede inhibir la nitrificación, al implicar una sedimentación detrítica, que propicia bajas concentraciones de oxígeno disuelto. Con frecuencia, los ambientes someros de aguas abiertas son más propicios para la nitrificación. La presencia de algas o vegetación acuática sumergida introduce oxígeno en la columna de agua y también puede aumentar el pH para incrementar la volatilización del NH_3 .

Una vez que el nitrato predomina dentro de las formas inorgánicas del N, la desnitrificación puede ser empleada en las celdas subsecuentes. Las plantas emergentes suministran C detrítico a través de la hojarasca, proporcionando C disponible para promover la desnitrificación. Además, la descomposición de material detrítico conducirá a condiciones de bajo contenido de oxígeno, favoreciendo las condiciones para la desnitrificación.

REFLEXIONES

En los sistemas de humedales, la mayoría del nitrógeno presente, se encuentra de forma orgánica y no está disponible para uso biológico directo. La existencia de zonas aerobias y anaerobias en los suelos inundados de los humedales, es vital para la transformación de nitrógeno. Mientras que las condiciones anaerobias favorecen la acumulación de amonio que ha sido mineralizado de las reservas del nitrógeno orgánico, las condiciones aerobias permiten la oxidación del amonio a nitrato. Posteriormente, el nitrato es reducido por la desnitrificación, bajo condiciones anaerobias, teniendo como resultado la remoción gaseosa del nitrógeno como nitrógeno gas. En general, el proceso de desnitrificación regula la remoción del N en los humedales. El manejo de los humedales de tratamiento para reducir las concentraciones de N inorgánico en las aguas residuales de entrada, debe enfocarse en la mineralización y nitrificación en la primera parte y desnitrificación en la parte final.

REFERENCIAS

- Armentano, J. T. Verhoeven, J.T.A. (1990). *Bigeochemical cycles: global. Wetlands and Shallow Continental Water Bodies*. B. C. P. e. al. The Hague, Netherlands.
- Brix, H. (1994). "Functions of Macrophytes in Constructed Wetlands." *Water Science and Technology* 29(4): 71-78.
- Buresh, R. J., M. E. Casselman, W. H. Patrick. (1980). "Nitrogen and Phosphorus Distribution and Utilization by *Spartina-Alterniflora* in a Louisiana Gulf-Coast Marsh." *Estuaries* 3(2): 111-121.
- Cho, D. Y. and Ponnampetuma, F. N. (1971). "Influence of Soil Temperature on Chemical Kinetics of Flooded Soils and Growth of Rice." *Soil Science* 112(3): 184-&.
- Cole, J. A. (1990). *Physiology, biochemistry and genetics of nitrate dissimilator to ammonium. Denitrification in Soils and Sediment*. N. P. Reusbach, Sorensen, J. New York, USA, Plenum Press.
- Cooper, A. B. (1990). "Nitrate Depletion in the Riparian Zone and Stream Channel of a Small Headwater Catchment." *Hydrobiologia* 202(1-2): 13-26.
- Damman, A. W. H. (1988). "Regulation of Nitrogen Removal and Retention in Sphagnum Bogs and Other Peatlands." *Oikos* 51(3): 291-305.
- D'Angelo, E. M. and K. R. Reddy (1999). "Regulators of heterotrophic microbial potentials in wetland soils." *Soil Biology & Biochemistry* 31(6): 815-830.

- Debusk, W. F. and K. R. Reddy (1987). "Removal of Floodwater Nitrogen in a Cypress Swamp Receiving Primary Waste-Water Effluent." *Hydrobiologia* 153(1): 79-86.
- Firestone, M. K. (1982). *Biological denitrification. Nitrogen in Agricultural Soils*. F. J. Stevenson. Madison, WI, USA, American Society of Agronomy, Inc.; Crop Science Society of America, Inc.; Soil Science Society of America, Inc.
- Gardner, W. S., J. F. Chandler, and G. A. Laird. (1989). "Organic Nitrogen Mineralization and Substrate Limitation of Bacteria in Lake-Michigan." *Limnology and Oceanography* 34(2): 478-485.
- Hefting, M. M., R. Bobbink, and H. de Caluwe. (2003). "Nitrous oxide emission and denitrification in chronically nitrate-loaded riparian buffer zones." *Journal of Environmental Quality* 32(4): 1194-1203.
- Howarth, R. W., R. Marino, J. Lane, and J.J. Cole. (1988a). "Nitrogen-Fixation in Fresh-Water, Estuarine, and Marine Ecosystems .1. Rates and Importance." *Limnology and Oceanography* 33(4): 669-687.
- Howarth, R. W., R. Marino, J. Lane, and J.J. Cole. (1988b). "Nitrogen-Fixation in Fresh-Water, Estuarine, and Marine Ecosystems .2. Biogeochemical Controls." *Limnology and Oceanography* 33(4): 688-701.
- Humphrey, W. D. and D. J. Pluth (1996). "Net nitrogen mineralization in natural and drained fen peatlands in Alberta, Canada." *Soil Science Society of America Journal* 60(3): 932-940.
- Inglett, P. W., K.R. Reddy, and P.V. McCormick. (2004). "Periphyton chemistry and nitrogenase activity in a northern Everglades ecosystem." *Biogeochemistry* 67(2): 213-233.
- Kadlec, R. and R. Knight (1996). *Treatment wetlands*. CRC. Boca Raton, FL.
- Mansfeldt, T. (2004). "Redox potential of bulk soil and soil solution concentration of nitrate, manganese, iron, and sulfate in two Gleysols." *Journal of Plant Nutrition and Soil Science-Zeitschrift Fur Pflanzenernahrung Und Bodenkunde* 167(1): 7-16.
- Martens, R. (1995). "Current Methods for Measuring Microbial Biomass-C in Soil - Potentials and Limitations." *Biology and Fertility of Soils* 19(2-3): 87-99.
- Martin, J. F. and K. R. Reddy (1997). "Interaction and spatial distribution of wetland nitrogen processes." *Ecological Modelling* 105(1): 1-21.
- McLatchey, G. P. and K. R. Reddy (1998). "Regulation of organic matter decomposition and nutrient release in a wetland soil." *Journal of Environmental Quality* 27(5): 1268-1274.
- Mikkelsen, D. S., S. K. De Datta, and W. N. Obcema. (1978). "Ammonia Volatilization Losses from Flooded Rice Soils." *Soil Science Society of America Journal* 42(5): 725-730.
- Reddy, K. R. (1983). "Fate of nitrogen and phosphorus in a wastewater retention reservoir containing aquatic macrophytes." *Journal of Environmental Quality* 12: 137-141.
- Reddy, K.R. and R.D. DeLaune (2008). *Biogeochemistry of Wetlands: Science and Applications*. CRC Press. Boca Raton, FL
- Reddy, K. R. and W. H. Patrick (1984). "Nitrogen Transformations and Loss in Flooded Soils and Sediments." *Crc Critical Reviews in Environmental Control* 13(4): 273-309.
- Reddy, K. R. and K. M. Portier (1987). "Nitrogen-Utilization by *Typha-Latifolia* L as Affected by Temperature and Rate of Nitrogen Application." *Aquatic Botany* 27(2): 127-138.

- Reddy, K. R., J. C. Tucker, and W. F. DeBusk. (1987). "The Role of *Egeria* in Removing Nitrogen and Phosphorus from Nutrient Enriched Waters." *Journal of Aquatic Plant Management* 25: 14-19.
- Reddy, K. R., W. H. Patrick, and C. W. Lindau (1989). "Nitrification-Denitrification at the Plant Root-Sediment Interface in Wetlands." *Limnology and Oceanography* 34(6): 1004-1013.
- Schipper, L. A., A. B. Cooper, C. G. Harfoot, and W. J. Dyck. (1993). "Regulators of Denitrification in an Organic Riparian Soil." *Soil Biology & Biochemistry* 25(7): 925-933.
- Seitzinger, S. P. (1994). "Linkages between Organic-Matter Mineralization and Denitrification in 8 Riparian Wetlands." *Biogeochemistry* 25(1): 19-39.
- Shaver, G. R. and J. M. Melillo (1984). "Nutrient Budgets of Marsh Plants - Efficiency Concepts and Relation to Availability." *Ecology* 65(5): 1491-1510.
- Stanford, G. and S. J. Smith (1972). "Nitrogen Mineralization Potentials of Soils." *Soil Science Society of America Proceedings* 36(3): 465-&.
- Tiedje, J. M. (1988). *Ecology of denitrification and dissimilatory nitrate reduction to ammonium*. Biology of Anaerobic Microorganisms. A. J. B. Zehnder. New York, NY, USA, John Wiley and Sons.
- Tiedje, J. M., S. Simkins, and P. M. Groffman. (1989). "Perspectives on Measurement of Denitrification in the Field Including Recommended Protocols for Acetylene Based Methods." *Plant and Soil* 115(2): 261-284.
- White, J. R. and K. R. Reddy (1999). "Influence of nitrate and phosphorus loading on denitrifying enzyme activity in Everglades wetland soils." *Soil Science Society of America Journal* 63(6): 1945-1954.
- White, J. R. and K. R. Reddy (2000). "Influence of phosphorus loading on organic nitrogen mineralization of everglades soils." *Soil Science Society of America Journal* 64(4): 1525-1534.
- White, J. R. and K. R. Reddy (2001). "Influence of selected inorganic electron acceptors on organic nitrogen mineralization in everglades soils." *Soil Science Society of America Journal* 65(3): 941-948.
- White, J. R. and K. R. Reddy (2003). "Nitrification and denitrification rates of everglades wetland soils along a phosphorus-impacted gradient." *Journal of Environmental Quality* 32(6): 2436-2443.
- Williams, B. L. and G. P. Sparling (1988). "Microbial Biomass Carbon and Readily Mineralized Nitrogen in Peat and Forest Humus." *Soil Biology & Biochemistry* 20(4): 579-581.
- Yu, K. W. and W. H. Patrick (2004). "Redox window with minimum global warming potential contribution from rice soils." *Soil Science Society of America Journal* 68(6): 2086-2091.
- Yu, K. W., R. D. Delaune, and P. Boechx. (2006). "Direct measurement of denitrification activity in a Gulf coast freshwater marsh receiving diverted Mississippi River water." *Chemosphere* 65(11): 2449-2455.

4.3 PATÓGENOS

Los patógenos se encuentran habitualmente en las aguas residuales domésticas o municipales y son excretados por los seres humanos y animales. Se clasifican en cuatro categorías principales: bacterias, protozoarios, virus y helmintos. Entre las principales enfermedades causadas por patógenos transmisibles por el agua, en los países subdesarrollados se encuentran las mostradas en la Tabla 1

Tabla1 Patógenos de mayor prevalencia en los países en vías de desarrollo

Nombre del microorganismo	Principales enfermedades	Principales reservorios y fuentes
Bacteria		
Salmonella typhi	Fiebre tifoidea	Heces humanas
Salmonella paratyphi	Fiebre paratifoidea	Heces humanas
Salmonella (otras)	Salmonelosis	Heces humanas y animales
Shigella spp.	Disentería bacilar	Heces humanas
Vibrio cholera	Cólera	Heces humanas y zooplankton de agua dulce
<i>E. coli</i> enteropatógeno	Gastroenteritis	Heces humanas
Yersinia enterocolitica	Gastroenteritis	Heces humanas y animales
Campylobacter jejuni	Gastroenteritis	Heces humanas y animales
Leptospira spp.	Leptospirosis	Orina humana y animal
Virus		
Polio viruses	Poliomelitis	Heces humanas
Coxsackie viruses A	Meningitis aséptica	Heces humanas
Coxsackie viruses B	Meningitis aséptica	Heces humanas
Echo viruses	Meningitis aséptica	Heces humanas
Otros enterovirus	Encefalitis	Heces humanas
Rotavirus	Gastroenteritis	Heces humanas
Adenovirus	Enfermedades gastrointestinales y respiratoria altas	Heces humanas
Hepatitis A	Hepatitis infecciosa	Heces humanas
Hepatitis B	Hepatitis infecciosa ; aborto involuntario y muerte	Heces humanas
Protozoarios		
Acanthamoeba castellanii	Meningoencefalitis amebica	Heces humanas
Balantidium coli	Balantidosis (disentería)	Heces humanas y animales
Balantidosis		
Cryptosporidium hominis, C. parvum	Criptosporidiosis (gastroenteritis)	Agua, Heces humanas y de otros mamíferos
Entamoeba histolytica	Disentería amebica	Heces humanas y animales
Giardia lamblia	Giardiasis (gastroenteritis)	Agua y Heces de animales
Helmintos		
Ascaris lumbricoides	Ascariasis	Heces humanas y animales

Datos modificados de Ashbolt (2004).

Se estima que 20 millones de hectáreas a nivel mundial son irrigadas con aguas residuales, la mayoría de ellas con agua residual no tratada (Jiménez y Asano, 2008). El uso de agua residual no tratada, pone en riesgo la salud humana dado su contenido de patógenos fecales (virus, bacterias, protozoarios y parásitos multicelulares). De este modo, los agentes patógenos con larga persistencia en el medio ambiente y dosis infectivas mínimas que

provocan poca o ninguna inmunidad humana y con largos períodos de latencia (por ejemplo, los helmintos) tienen una probabilidad más alta de causar infecciones que otros organismos. Es decir, las infecciones por helmintos, aunque endémicas, plantean los mayores riesgos asociados con el riego de cultivos con aguas residuales (Bos et al., 2010)

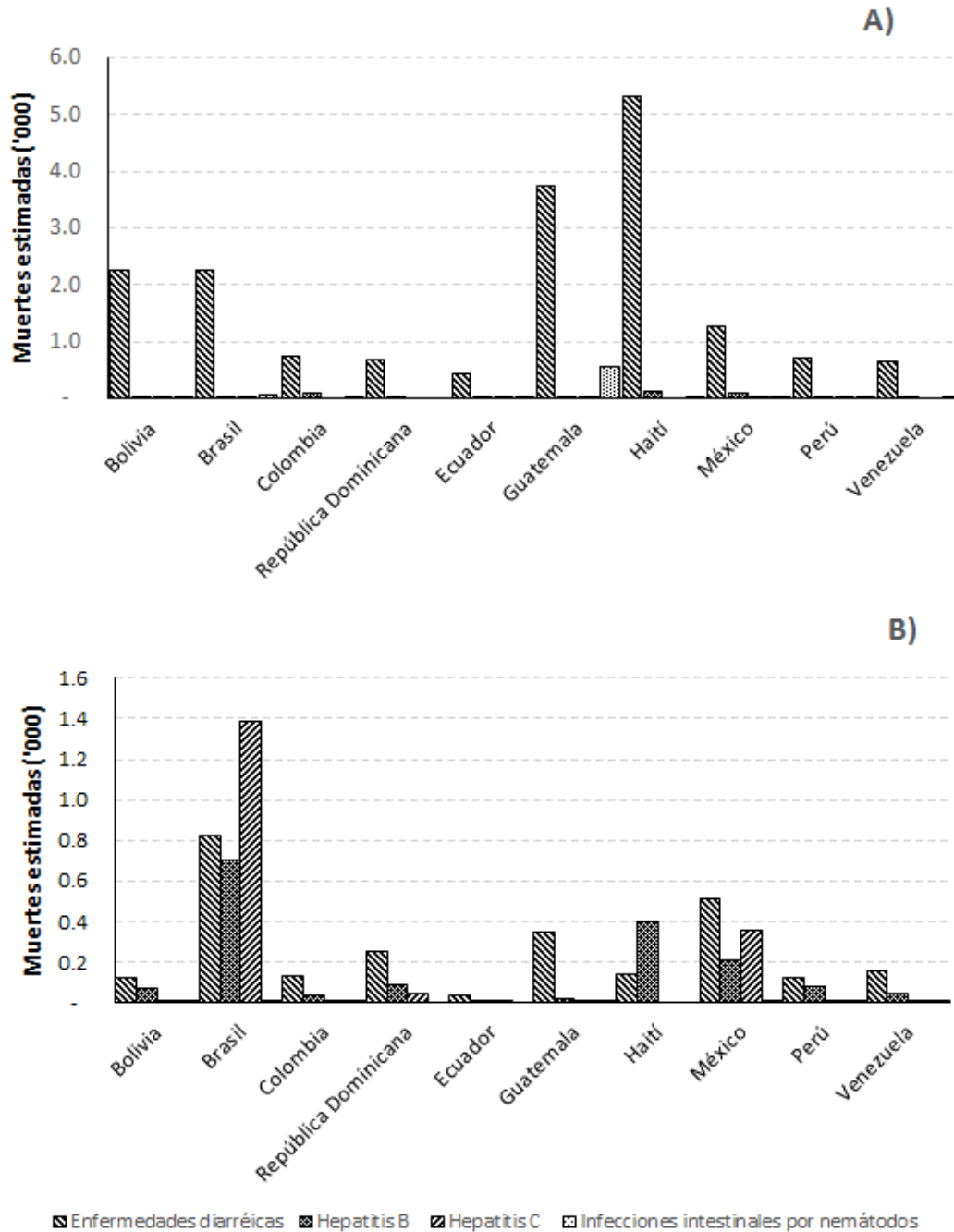


Figura 4.1. Estimación de enfermedades asociadas a la exposición a organismos patógenos en Latinoamérica. Elaboración propia con datos de WHO (2008). A) Individuos de 0-15 años; B) Individuos de 15-59 años.

De acuerdo a datos de la Organización Mundial de la Salud (OMS), en Latinoamérica se observa una mayor incidencia de enfermedades diarreicas en individuos de 0 a 14 años, comparado con lo que ocurre en individuos de 15 a 59 años (Figura1).

4.3.1 Organismos indicadores de la calidad del agua

La detección y cuantificación individual de cada uno de los patógenos presentes en las aguas residuales, es prácticamente imposible desde un punto de vista técnico y económico. Debido a esta dificultad, se ha hecho uso de organismos indicadores para evidenciar la presencia de los organismos patógenos. No existe un organismo indicador universal sino un número de ellos, cada uno con ciertas características y usos recomendables. En la actualidad se reconocen tres grupos de microorganismos (Tabla 2)

Tabla 2. Definiciones de microorganismos indicadores e índice

Grupo	Definición
Indicador de proceso	Grupo de organismos que demuestra la eficacia de un proceso, por ejemplo coliformes totales en el proceso de desinfección con cloro
Indicador fecal	Grupo de organismos que indica la presencia de contaminación fecal, por ejemplo, los grupos bacterianos coliformes termotolerantes o <i>E. coli</i> . Por lo tanto, infieren la existencia de patógenos
Organismos índice y modelo	Grupo o especies indicativas de la presencia y comportamiento de patógenos, respectivamente. Por ejemplo, <i>E. coli</i> como un índice para <i>Salmonella</i> y colifagos F-ARN como modelo de virus entéricos humanos.

Fuente: Ashbolt et al. (2002)

Cabe hacer notar que las tasas relativas de remoción y destrucción del indicador con respecto al objetivo de riesgo pueden afectar la validez de cualquier sistema indicador. Así que, las diferencias debido a la resistencia ambiental o incluso su capacidad para reproducirse en el ambiente, influyen en su utilidad. Por tanto, se debe tomar en cuenta cuál es la situación de estudio. Por ejemplo, los virus y otros patógenos no forman parte de la microbiota fecal normal, aunque sólo pueden ser excretados por individuos infectados. De tal manera que a mayor número de personas contribuyendo con la contaminación fecal, es más probable la presencia de un amplio rango de patógenos (Ashbolt et al., 2002).

Los organismos indicadores más utilizados para evaluar la calidad del agua para consumo humano y efluentes tratados, son las bacterias coliformes (que incluyen varios géneros y especies) porque son habitantes normales del tracto intestinal humano y son excretados en cantidades muy superiores a los patógenos por los seres humanos y animales de sangre caliente, además de las aves. Específicamente, se utilizan los coliformes totales (CT) y fecales (CF), y más recientemente, la *Escherichia coli*, una bacteria más representativa de origen fecal que otros géneros de coliformes (Metcalf y Eddy, 2003). La *Escherichia coli* representa cerca del 90% de los coliformes fecales y en las heces fecales humanas representan más del 94%; por lo tanto, se considera como el indicador más confiable de la presencia de contaminación fecal humana (Tyagi et al., 2006). Otros organismos indicadores utilizados con menos frecuencia, son los estreptococos fecales (EF) y la bacteria *Clostridium perfringens*. Los estreptococos fecales se encuentran frecuentemente en aguas que reciben contaminación fecal y no se multiplican en aguas naturales o contaminadas ni en suelos (Kadlec y Knight, 1996) por eso son útiles para

determinar si una fuente de contaminación es reciente (Metcalf y Eddy, 2003). La *C. perfringens* es una bacteria patógena anaeróbica formadora de esporas utilizable para evaluar la eficacia de los procesos de desinfección y se contempla como mejor indicadora de la presencia de virus y protozoarios (Tyagi et al., 2006).

4.3.2 Eficiencias de remoción de patógenos en los humedales de tratamiento

Los reportes registrados en la literatura, demuestran que los humedales de tratamiento son tan efectivos como los sistemas convencionales para la remoción de bacterias entéricas (Zdragas et al., 2002). No hay resultados contundentes con respecto a la mayor o menor eficacia de un tipo de humedal o de otro; sin embargo, se han encontrado tendencias como las reportadas por Vymazal (2005) en donde se encontró que la remoción de CT, CF y EF es superior en humedales subsuperficiales de flujo horizontal (HSSFH) en comparación con los humedales de flujo superficial (HFS); alcanzándose remociones del 88.1 al 92.6 % y entre 65.1 y 85.6 %, respectivamente. Por otra parte, Vymazal y Kröpfelová (2008), reportan una reducción promedio en unidades logarítmicas de 3.05, 0.93, 1.43 y 0.76 para CF, CT, EF y *E. coli*, respectivamente, en HSSFH, a partir del análisis de entre 48 y 141 sistemas alrededor del mundo. Sin embargo, debido a que en general, la eficiencia de remoción depende de la concentración de ingreso (Kadlec and Knight, 1996), los porcentajes de remoción más elevados se alcanzan con aguas residuales pretratadas mecánicamente o no tratadas; mientras que los porcentajes suelen ser más bajos cuando los humedales se utilizan como tratamientos terciarios (Rühmland y Barjenbruch, 2013). Por otra parte, si la concentración de entrada es muy elevada, la alta remoción no indica una baja concentración en el efluente. Por lo tanto, a pesar de la alta eficiencia de los humedales para la eliminación de patógenos, los sistemas de una sola etapa son por lo general no suficientes para alcanzar los niveles deseados de organismos indicadores para asegurar la ausencia de agentes patógenos (Marecos do Monte y Albuquerque, 2010; García et al., 2013). Las tasas más elevadas de remoción se logran en sistemas híbridos (Vymazal, 2005). Ejemplo de ello se encuentra en Zurita y Carreón-Álvarez (2014), quienes evaluaron tres sistemas de humedales híbridos de dos etapas para el tratamiento de un efluente pretratado. En este estudio, los autores reportan tasas de reducción de *E. coli* de 3.44-3.74 unidades logarítmicas en sistemas que incluyeron humedales subsuperficiales de flujo horizontal y vertical; satisfaciendo de esta manera, los lineamientos establecidos por la OMS que requieren una reducción de 3-4 unidades logarítmicas en los sistemas de tratamiento de aguas residuales, para proteger la salud pública durante el reúso de las aguas residuales saneadas, en la agricultura. Además, las concentraciones promedio en el efluente final fueron inferiores a 1000 NMP/100 mL, valor establecido por la OMS para el riego de vegetales cuyas raíces se consumen crudas (WHO, 2006) y también establecido en la normatividad vigente en México para el reúso del agua residual tratada para irrigación (SEMARNAT, 1996).

Por otra parte, los humedales también son capaces de alcanzar la eliminación de casi el 100 % de los huevos de parásitos (Ávila et al., 2013) debido a tiempos de retención más largos en comparación con las tecnologías convencionales (Shafari et al., 2012).

Con respecto a los factores que influyen en la eficiencia de los humedales para la remoción de patógenos, el tiempo de retención hidráulico (TRH) es uno de los más cruciales (Kadlec y Wallace, 2008), debido a que, a mayor TRH, mayor exposición a condiciones desfavorables (Vymazal, 2005). Se ha encontrado que, a mayor tiempo de retención, mayor tasa de inactivación de CF hasta un valor máximo de saturación de 3 d (García et al., 2003). Otros factores de diseño fundamentales en los HSSFH son el tipo de medio filtrante (Vacca et al., 2005) y su granulometría (García et al., 2003; Morató et al., 2014). Morató et al. (2014) encontraron mayores eficiencias de remoción con un medio filtrante más fino (3.5 mm) contra un material más grueso (10mm) para la remoción de CT, CF, *E. coli* y enterococos fecales; además encontraron que la profundidad del agua también juega un papel preponderante al evaluar HSSFH de 0.27 m y 0.5 m. Los humedales menos profundos resultaron ser más efectivos para la remoción de CT y *E. coli*, probablemente porque con un material más fino, un mayor volumen del agua permanece en contacto con el sistema de raíces de las macrófitas, además de que prevalecen condiciones más

oxidadas, evidenciadas con mediciones de potencial oxido-reducción (POR). Las plantas emergentes o macrófitas, representan otro de los factores cruciales para la remoción de patógenos (Vacca et al., 2005); las plantas influyen de manera directa o indirecta, como se discutirá posteriormente.

Con respecto a la influencia de la temperatura, se ha encontrado que, a temperaturas más bajas, la remoción de los CT disminuye (Quiñónez-Díaz et al., 2001; Edwards et al., 2005), porque todas las reacciones proceden a velocidades más bajas, de manera que la supervivencia de las bacterias es más prolongada bajo las condiciones adversas predominantes en los humedales (Zdragas et al., 2002). Además, Wand et al. (2007) encontraron que, en climas fríos, la remoción de CT mejora durante el verano porque la concentración de protozoarios se incrementa. Resultados similares fueron reportados por Morató et al. (2014), al encontrar tasas de remoción más elevadas de bacterias indicadoras durante el verano en comparación con el invierno en un clima mediterráneo.

Finalmente, también se ha encontrado que las características del agua residual pueden influir en la eficiencia de remoción. Por ejemplo, algunos autores reportan que el contenido de nutrientes puede ser determinante para la remoción de patógenos, debido a que a menor contenido de macronutrientes y elementos traza, se da una mayor competencia entre los diferentes tipos de microorganismos, favoreciendo de esa forma la inactivación de los patógenos.

4.3.3 Mecanismos de remoción de patógenos mediante humedales de tratamiento

A diferencia de los sistemas convencionales de tratamiento, en los que generalmente se utilizan tratamientos químicos, la remoción de bacterias entéricas en los humedales construidos es posible por la combinación de un gran número de complejos mecanismos físicos, químicos y biológicos, que pueden variar en tiempo y espacio, dependiendo de muchos factores (Morató et al., 2014). Entre éstos, se han reportado la exposición a los biocidas excretados por las raíces de macrófitas, adsorción al medio filtrante y la materia orgánica, mortandad natural y la depredación por los nematodos, protozoos y rotíferos (Kadlec y Wallace, 2008); además del asentamiento por la ralentización del agua y la competencia por los nutrientes.

4.3.3.1 Sedimentación/Filtración/Adsorción

Diferentes estudios han demostrado que los coliformes totales, coliformes fecales y *Salmonella* tienden a concentrarse en los sedimentos de las aguas contaminadas (Song et al., 2008), lo que evidencia la importancia de la sedimentación como mecanismo de remoción. Los microorganismos presentes en las aguas residuales que entran a los humedales de tratamiento, pueden asociarse a las partículas en suspensión (Edwards et al., 2005) o permanecer libres en el agua, ya sea en forma individual o formando agregados. Aquellos microorganismos asociados a partículas, principalmente inorgánicas, tenderán a sedimentarse con mayor rapidez (Characklis et al., 2005) que aquellas asociadas a partículas menos pesadas. Incluso si las partículas son muy pequeñas, la sedimentación no se registrará, tal como fue reportado por Boutilier et al. (2009), quien encontró una asociación hasta del 50% de *E. coli* con partículas $> 5 \mu\text{m}$, sin que se registrara la remoción por sedimentación. Sin embargo, se ha descubierto, tomando como ejemplo, aguas de tormenta, que entre el 20 al 35% de organismos indicadores, como los coliformes fecales, *Escherichia coli* y enterococos, se encuentran asociados a partículas sedimentables y se remueven por sedimentación (Characklis et al., 2005). La remoción de patógenos por sedimentación directa, es posible sobre todo para los patógenos de gran tamaño como *Giardia* y *Cryptosporidium* (Karim et al., 2004).

La adsorción se da por la presencia de biopelículas sobre las partes sumergidas de las plantas, lo que conduce al atrapamiento de microorganismos de todos tamaños (Kadlec y Wallace, 2008). También tiene lugar como resultado de la interacción entre la superficie del sustrato y los polímeros bacterianos (Edwards et al., 2005).

4.3.3.2 Efecto bactericida de macrófitas

El efecto bactericida de las macrófitas empleadas en los humedales de tratamiento fue demostrado prácticamente, desde el inicio de las investigaciones sobre los humedales como sistemas de tratamiento (Stottmeister et al., 2003). Seidel en Alemania a lo largo de una década, estudió la actividad antimicrobiana de varias especies de plantas y en uno de sus estudios encontró que *Mentha aquatica*, *Alisma plantago* y *Juncus effusus* redujeron la concentración de *E. coli*, hasta en un 99 % en experimentos de 48 h (Seidel, 1976). Por su parte, Burger y Weise (1984) confirmaron la capacidad de las macrófitas al estudiar las especies *Glyceria maxima*, *Scirpus lacustris*, *A. plantago-aquatica* y *Mentha aquatica*, al encontrar reducciones de *E. coli* entre 90 y 99 % con tiempos de contacto de 7 a 11 h y 16 a 19 h respectivamente. Adicionalmente, otros estudios han demostrado propiedades antimicrobianas de exudados de *Mentha aquatica*, *Phragmites australis* y *Scirpus lacustris* (Vincent et al, 1994, citado por Vymazal y Kröpfelová, 2008). Un estudio más reciente, demostró la capacidad de la hidrófita *Polygonum hydropiper* para la inhibición de los colifagos T4 y f3 (indicadores de la presencia de virus) al emplear el extracto de sus raíces a nivel laboratorio; otras especies como *Phragmites communis*, *Typha latifolia*, *Arundo donax*, y *Polygonum orientale* también exhibieron diferentes grados de inhibición (Li et al., 2014). Entre los compuestos responsables de la actividad antimicrobiana de los exudados de las macrófitas se encuentran el ácido gálico, el ácido tánico y el galato de etilo (Gopal y Goel, 1993).

4.3.3.3 Muerte/Depredación

La muerte ocurre debido que las condiciones dentro del humedal son desfavorables a la mayoría de los patógenos entéricos y coliformes. La escasez de nutrientes y competencia con otros microorganismos pueden participar en su destrucción (Edwards et al., 2005). Por lo tanto, las tasas de inactivación de *E. coli* suelen ser más bajas para aguas residuales con mayor contenido de nutrientes (Boutelier et al., 2009). En general, se ha demostrado que las condiciones anaerobias en los humedales prolongan la vida de los coliformes (Decamp y Warren, 2000); y que, en contraparte, las condiciones aerobias predominantes en los humedales subsuperficiales de flujo vertical (HSSFV) les son desfavorables por lo que se logran remociones más altas; se cree que esto es, debido a una mayor abundancia de depredadores (Vymazal, 2005). Las sustancias alelopáticas excretadas por las raíces de las macrófitas contribuyen a la inactivación de las bacterias patógenas quienes, además, están expuestas a sustancias inhibitorias secretadas por otras bacterias, bacteriófagos, protozoarios y nematodos (Vymazal y Kröpfelová, 2008).

En general, en los sistemas biológicos de tratamiento convencionales, las bacterias son depredadas por los protozoarios que representan hasta el 10% de la biomasa total (Metcalf y Eddy, 1991). En los humedales, este valor puede ser mucho más elevado; llegando a representar hasta el 45% de la materia orgánica total en términos de sólidos suspendidos totales, en HSSFH (Puigagut et al., 2007). De esta manera, la depredación también juega un papel crucial en la remoción de bacterias entéricas en los humedales (Decamp y Warren, 2000). Se ha encontrado que las bacterias de origen fecal como la *E. coli* son depredadas por una amplia variedad de protozoarios ciliados y flagelados (Decamp y Warren, 2000). Decamp y Warren (1998) encontraron que una población de 20 *Paramecium*/mL podía tener el potencial para remover 17760 *E. coli*/mL en un periodo de 8 h, tiempo durante el cual, el agua residual recorría un tercio de la longitud de HSSFH con el menor tiempo de retención. Los protozoarios ciliados son esencialmente aeróbicos o microaerofílicos (z et al., 1998; García et al., 2003; Edwards et al., 2005; Wand et al., 2007). Muchos de los ciliados se alimentan principalmente de bacterias dispersas no adheridas, aunque también pueden consumir bacterias adheridas a superficies (Vymazal y Kröpfelová, 2008). Adicionalmente, Sttot et al., (2001) encontraron que los oocitos de *Cryptosporidium parvum* fueron ingeridos en forma efectiva por protozoarios ciliados.

4.3.3.4 Oxidación

Debido a que las bacterias entéricas son facultativas o anaerobias estrictas, la presencia de oxígeno crea condiciones desfavorables para ellas (Weber y Legge, 2008). El oxígeno es incorporado, sobre todo en los HSSFH, por las macrófitas que contribuyen de esta manera, a la reducción de los patógenos. Además, la presencia de oxígeno promueve la formación de una mayor biopelícula que conduce a la remoción de patógenos (Leto et al., 2013).

4.3.3.5 Importancia de las macrófitas en la remoción de patógenos

Cada vez existen más evidencias sobre la importancia de las macrófitas sobre la remoción de los patógenos, diversos estudios reportan eficiencias de remoción significativamente más altas en sistemas plantados en comparación con sistemas sin plantas. Leto et al. (2013) encontraron eficiencias significativamente más elevadas en HSSFH plantados contra sistemas sin plantas para la remoción de coliformes totales, coliformes fecales, estreptococos fecales y *E. coli*; además encontraron que los sistemas plantados con *Typha latifolia L* fueron más efectivos que con *Cyperus alternifolius L*. Zurita y Carreón-Álvarez (2014) encontraron una mayor validez para la remoción de coliformes totales y *E. coli* en HSSFH cuando las plantas estaban bien establecidas, al comparar dos períodos continuos de operación. Diversos autores argumentan que el sistema de raíces denso que generalmente desarrollan las macrófitas, promueven el crecimiento de comunidades microbianas diversas (Brix, 1997) lo que incrementa la competencia por los nutrientes, conduciendo a la inactivación de los patógenos. Además, aparentemente, el tipo de macrófita puede influir en la abundancia y diversidad de los depredadores, por ejemplo, de los protozoarios ciliados. Puigagut et al. (2012) encontraron mejores condiciones para el desarrollo de los protozoarios en HSSFH plantados con *P. australis* y *T. angustifolia* en comparación con *P. aundinacea*. Por otra parte, ya se ha discutido y demostrado que las plantas emergentes, como la *Phragmites australis* liberan exudados de sus raíces que son tóxicas a un amplio rango de bacterias, incluyendo la *E. coli*; adicionalmente algunas bacterias como las *Pseudomonas* con propiedades antibióticas, se desarrollan en los rizomas de las macrófitas (Decamp y Warren, 2000).

Tabla 3 Algunos estudios en los que los sistemas plantados han sido superiores en la remoción de patógenos

Organismos indicadores	Características del sistema	Eficiencias	Referencia
Estreptococos fecales (EF) Coliformes totales (CT) Coliformes fecales (CF)	HSSFH Sustrato: grava Especie: <i>S. lacustris</i> Clima: mediterráneo (España)	99.99- 99.999%	Soto et al., 1999
CT; CF; EF; <i>Clostridium perfringens</i> (CP) Estafilococos (ST).	HS Sustrato: Especies; <i>Typha sp.</i> , <i>Iris sp.</i> , <i>Phragmites sp.</i> <i>Y Scirpus sp.</i> HSSFH Sustato: grava Especie: <i>S. lacustris</i>	99.9% (CT) 89.7%(EF) 98.6% (CP) 99% remoción de CT, CF y EF 98.9% (CT) 97.6 (ST) 99.8%(CP) 99% CT, CF, FS and CL winter	García et al. 2008.

Organismos indicadores	Características del sistema	Eficiencias	Referencia
E. coli	Combinaciones de HSSFH y HSSFV Especie: <i>Cyperus papyrus</i> Clima: tropical (Colombia)	Hasta 4 unidades log	García et al. , 2013
CT; CF; EF; <i>E.coli</i>	HSSFH Especies: <i>Cyperus alternifolius</i> L. y <i>Typha latifolia</i> L. Sustrato: grava Clima: mediterráneo (Italia)	88.8% (CT) 86.2%(CF) 82.1%(EF) 89.5% (<i>E. coli</i>)	Leto et al., 2013

En la tabla 3 se muestran algunos reportes de investigaciones en los que se ha descubierto mayor eficiencia para la remoción de patógenos en sistemas plantados en comparación con sistemas sin plantas. Es interesante observar que estos estudios, se han realizado en climas cálidos.

REFLEXIONES

A la luz de las investigaciones realizadas en las últimas décadas, se ha demostrado en forma contundente, la capacidad de los humedales de tratamiento para la remoción de patógenos de las aguas residuales. El grado de eficiencia es variable porque depende de una diversidad de factores que tienen que ver con el tipo de humedal, su diseño y operación. Otro aspecto que al parecer influye en forma crucial, son las condiciones climáticas de cada región, ya que determinan el desarrollo permanente de las macrófitas. Así, en las regiones más cálidas, y de acuerdo con investigaciones recientes, la presencia/ ausencia y especie de macrófita empleada, es significativa para la eficiencia de remoción de patógenos; resultado opuesto a lo frecuentemente encontrado en climas fríos y templados.

REFERENCIAS

- Ashbolt, N.J. (2004). Microbial contamination of drinking water and disease outcomes in developing regions. *Toxicology* 198, 229-238.
- Ashbolt, N.J., Grabow, W.O.K., Snozzi, M. 2002. Indicators of microbial water quality, en Fewtrell, L., Bartram, J. (eds) *Water Quality. Guidelines, standards and health: Assessment of risk and risk management for water-related*. IWA Publishing, Londres
- Ávila, C., Garfí, M. & García, J. 2013. Three-stage hydrid constructed wetland system for wastewater treatment and reuse in warm climate regions. *Ecol. Eng.* 61, 43-49.
- Boutlier, L., Jamieson, R., Gordon, R., Lake, C. & Hart, W. 2009 Adsorption, sedimentation, and inactivation of *E. coli* within wastewater treatment wetlands.
- Brix, H., 1997. Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands? *Water Sci. Technol.* 35 (5), 11-17.

- Bos, R., Carr, R., Keraita, B. 2010. Assessing and mitigating wastewater-related health risks in low-income countries: An introduction, en Drechsel, P., Scott, C.A., Raschid-Sally, L., Redwood, M., Bahri, A. (eds) *Wastewater Irrigation and Health. Assessing and mitigating risk in low-income countries*. IWMI e IDRC, Londres.
- Burger, G., Weise G. 1984 Untersuchungen zum Einfluß limnischer Makrophyten auf die Absterbegeschwindigkeit von *Escherichia coli* im Wasser. *Acta Hydrochim Hydrobiol.*
- Characklis, G.W., Dilts, M.J., Simmons III, O.D., Likirdopulos, C.A., Krometis, L.H., Sobsey, M.D., 2005. Microbial partitioning to settleable particles in stormwater. *Water Res.* 39, 1773-1782.
- Decamp, O., Warren, A., 2000. Investigation of *Escherichia coli* removal in various designs of subsurface flow wetlands used for wastewater treatment. *Ecol. Eng.* 14, 293-299.
- Edwards, A., Kay, D., Lowe, N., Stapleton, C., Watkins, J., Wyer, M., 2005 Appendix I: A literature review of the efficacy of natural systems in removing faecal indicator bacteria. Environment Agency Northwest Region and UK Water Industry Research (UKWIR). Disponible en: http://www.icrew.info/documents/6/UKPA6_Final_Report_Appendix_1_Literature_review.pdf. Accesado el 14 de marzo de 2008.
- García, M., Soto, F., Gonzalez, J.M., Becares, E., 2008. A comparison of bacterial removal efficiencies in constructed wetlands and algae-based systems. *Ecol. Eng.* 32 (3), 238-243.
- García, J., Paredes, D. & Cubillos, J. 2013. Effect of plants and the combination of wetland treatment type systems on pathogen removal in tropical climate conditions.
- García, J.; Vivar, J.; Aromir, M.; Mujeriego, R., 2003. Role of hydraulic retention time and granular medium in microbial removal in tertiary treatment reed beds. *Wat. Res.* 37 2645-2653.
- Gopal, B.; Goel, U. 1993. Competition and allelopathy in aquatic plant communities. *Bot. Rev.* 59: 155-210.
- Jiménez, B; Asano, T., 2008. Water reclamation and reuse around the world, en B. Jiménez y T. Asano (eds) *Water Reuse: An International Survey of Current Practice, Issues and Needs*, IWA Publishing, Londres.
- Kadlec, R. & Wallace, S. 2008 *Treatment Wetlands*, 2nd edn, CRC Press, Boca Raton, FL, USA.
- Kadlec, R.H., Knight, R.L., 1996. *Treatment Wetlands*. Lewis Publishers, CRC Press, Boca Rat'on, FL, USA.
- Karim, M.R., Manshadi, F.D., Karpiscak, M.M., Gerba, C.P., 2004. The persistence and removal of enteric pathogens in constructed wetlands. *Water Res.* 38, 1831-1837.
- Leto, C., Tuttolomondo, T., La Bella, S. & Leone, R. 2013 Effects of plant species in a horizontal subsurface flow constructed wetland - phytoremediation of treated urban wastewater with *Cyperus alternifolius* L. and *Typha latifolia* L. in the west of Sicily (Italy) *Ecol. Eng.* 61, 282-291.
- Li, F., Shi, M., Zheng, X., Zhang, N., Zheng, H. & Gao, C. 2014 A novel method of rural sewage disinfection via root extracts of hydrophytes.
- Madoni, P., Gorbi, G., Taje, E., 1998. Toxic effect of chemical disinfection of wastewater on freshwater ciliates. *Acta Protozoologica* 37 (4), 221e225.
- Marecos Do Monte, H. & Albuquerque, A. 2010 Analysis of constructed wetland performance for irrigation reuse. *Water Sci. Technol.* 61 (7), 1699-1705.
- Metcalf and Eddy (2003) *Wastewater Engineering Treatment and Reuse*, 4th edn, McGraw-Hill, New York, USA.

- Metcalf y Eddy, Inc., 1991. Wastewater engineering: treatment, disposal, and reuse. 3rd edition. McGraw-Hill Inc. New York. USA. 1334 pp.
- Morató, J., Codony, F., Sánchez, O., Martín, L., García J. & Mas, J. 2014 Key design factors affecting microbial community composition and pathogenic organism removal in horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Sci. Total Environ.* 481, 81-89.
- Puigagut, J., Salvado, H., Garcia, D., Granes, F., Garcia, J., 2007. Comparison of microfauna communities in full scale subsurface flow constructed wetlands used as secondary and tertiary treatment. *Water Research* 41 (8), 1645-1652.
- Puigagut, J.; Maltais-Landry, G.; Gagnon, V.; Brusson, J. 2012. Are ciliated protozoa communities affected by macrophyte species, date of sampling and location in horizontal sub-surface flow constructed wetlands? *Water Research* 46, 3005-3013.
- Quiñonez-Díaz, M. J., Karpiscak, M. M., Ellman, E. D., Gerba, Ch. P., 2001. Removal of pathogenic and Indicator microorganisms by a constructed wetland receiving untreated domestic wastewater. *J. Environ. Sci. Health, A* 36 (7), 1311-1320.
- Rühmland, S.; Barjenbruch, M. 2013. Disinfection capacity of seven constructed wetlands and ponds. *Water Science & Technology*, 68 (10), 2111-2117.
- Seidel, K. 1976. Macrophytes and water purification, in: *Biological Control of Water Pollution*, Tourbier, J.; Pierson, R.W., Jr., Eds., University of Pennsylvania Press: Philadelphia, PA, 109-121.
- SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales), Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. México, D.F. 1996.
- Sharafi, K., Fazlzadehdavil, M., Pirsahab, M., Derayat, J. & Hazrati, S. 2012 The comparison of parasite eggs and protozoan cysts of urban raw wastewater and efficiency of various wastewater treatment systems to remove them. *Ecol. Eng.* 44, 244-248.
- Song, Z.W.; Wu, L.; Yang, G.; Xu, M.; Wen, S.P. 2008. Indicator Microorganisms and Pathogens Removal Function Performed by Copepods in Constructed Wetlands. *Bull Environ. Contam. Toxicol.* 81, 459-463.
- Soto, F., García, M., Bécares, E., 1999. Role of *Scirpus lacustris* in bacterial and nutrient removal from wastewater. *Water Sci. Technol.* 40 (3), 241-247.
- Stott, R., May, E., Matsushita, E., Warren A., 2001. Protozoan predation as a mechanism for the removal of *cryptosporidium* oocysts from wastewaters in constructed wetlands. *Water Sci. Technol.* 44, 191-198.
- Stottmeister, U., Wieszner, A., Kusch, P., Kappelmeyer, U., Kastner, M., Bederski, O., Muller, R.A. & Moormann, H. 2003 Effects of plants and microorganisms in constructed wetlands for wastewater treatment. *Biotechnol. Adv.* 22, 93-117.
- Tyagi, V. K., Chopra, A. K., Kazmi, A. A. & Kumar, A. 2006. Alternative microbial indicators of faecal pollution: current perspective. *Iran. J. Environ. Health Sci. Eng.* 3, 205-216.
- Vacca G., Wand, H., Nikolausz M, Kusch P, Kästner M., 2005. Effect of plants and filter materials on bacteria removal pilot-scale constructed wetlands. *Wat. Res.* 39, 1361-1373.
- Vincent, G., Dallaire, S., Lauzer, D., 1994. Antimicrobial properties of roots exudate of three macrophytes: *Mentha aquatica* L., *Phragmites australis* (Cav.) Trin. and *Scirpus lacustris* L. In: Fourth International Conference on wetland Systems for Water Pollution Control, 6-10 November, China. University of Guangzhou, p. 290.

- Vymazal, J., 2005. Constructed wetlands with horizontal subsurface flow and hybrid systems for wastewater treatment. *Ecological Engineering* 25, 478e490.
- Vymazal, J., Kröpfelová, L., 2008. *Wastewater Treatment in Constructed Wetlands with Horizontal Sub-Surface Flow*. Springer, Dordrecht.
- Wand, H., Vacca, G., Kusch, P., Krüger, M., Kästner, M., 2007. Removal of bacteria by filtration in planted and non-planted sand columns. *Wat. Res.* 41, 159 - 167.
- Weber, K. & Legge, R. 2008. Pathogen removal in constructed wetlands
- World Health Organization (WHO), 2006. Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater. Volume 2. Wastewater use in agriculture. Accesado el 10 de enero de 2014. Disponible en: http://whqlibdoc.who.int/publications/2006/9241546832_eng.pdf.
- World Health Organization (WHO), 2008. Health statistics and information systems. Accesado el 19 de febrero de 2015. Disponible en: http://www.who.int/healthinfo/global_burden_disease/estimates_country/en/
- Zdragas, A., Zalidis, G.C., Takavakoglou, V., Katsavouni, S., Anastasiadis, E.T., Eskridge, K., Panoras, A. 2002. The effect of environmental conditions on the ability of a constructed wetland to disinfect municipal wastewaters. *Environmental Management*. 29:4, 510-515.
- Zurita F. & Carreón-Álvarez A. 2014 Performance of three pilot- scale hybrid constructed wetlands for total coliforms and *Escherichia coli* removal from primary effluent- a 2-year study in subtropical climate.

4.4 METALES Y METALOIDES

El sedimento de fondo es el principal responsable de la remoción de los contaminantes del agua que atraviesa un humedal (Maine et al., 2009). El sedimento es un cuerpo natural que tiene componentes minerales y orgánicos conjuntamente con propiedades físicas, químicas y biológicas. La composición de los sedimentos es extremadamente diversa y aunque es gobernada por diversos factores, los que predominan más frecuentemente son las condiciones climáticas y el material del sedimento/sustrato. El sedimento está compuesto por tres fases: sólida (mineral y orgánica), líquida (agua intersticial) y gaseosa (gases disueltos) y exhibe propiedades que resultan de equilibrios físicos y químicos de estas fases. A través de las propiedades electroquímicas de su superficie, la fase sólida controla la adsorción, transformación, y el comportamiento de liberación de componentes químicos (por ejemplo, nutrientes y contaminantes) al agua o a la solución del suelo. Las propiedades electroquímicas de la superficie del sustrato varían entre tipos de sustrato y dependen de factores tales como el material parental, el clima y la vegetación. Además, no sólo la composición química de los componentes sólidos del sedimento sino también su estructura mineral y el estado de dispersión son factores importantes que influyen sus propiedades. A pesar que algunos metales son necesarios para el crecimiento de las plantas y los animales en cantidades trazas (como el bario, berilio, boro, cromo, cobalto, cobre, hierro, magnesio, manganeso, molibdeno, níquel, selenio, azufre y zinc), estos mismos metales pueden ser tóxicos a altas concentraciones. Otros metales (como arsénico, cadmio, plomo, mercurio y plata) no tienen un rol biológico conocido, y pueden ser tóxicos aún a bajas concentraciones. Por lo tanto, es necesario removerlos del agua e inmovilizarlos de forma que no estén biodisponibles.

Los principales factores que controlan el transporte de los metales y metaloides a través de los humedales incluyen (Fig. 1):

- La concentración del ión libre en solución;
- La formación de complejos con ligandos orgánicos e inorgánicos en solución;
- Las reacciones redox;
- La sorción en materia orgánica, minerales de arcilla y óxidos
- La precipitación y la co-precipitación de compuestos insolubles, en particular los hidróxidos, carbonatos, sulfuros o fosfatos;
- La sorción, precipitación y co-precipitación en coloides suspendidos;
- La conversión a formas volátiles;

La absorción y cambios inducidos en los ciclos biogeoquímicos por plantas y bacterias (Kadlec y Knight, 1996),

Todos estos procesos están gobernados por las propiedades del sedimento, de las cuales el pH y el potencial redox son las más importantes. Otras propiedades del sedimento que juegan roles importantes en el comportamiento de los elementos traza son, la capacidad de intercambio catiónico, carbonatos, oxihidróxidos de Fe y Mn, minerales arcillosos y las fracciones granulométricas finas.

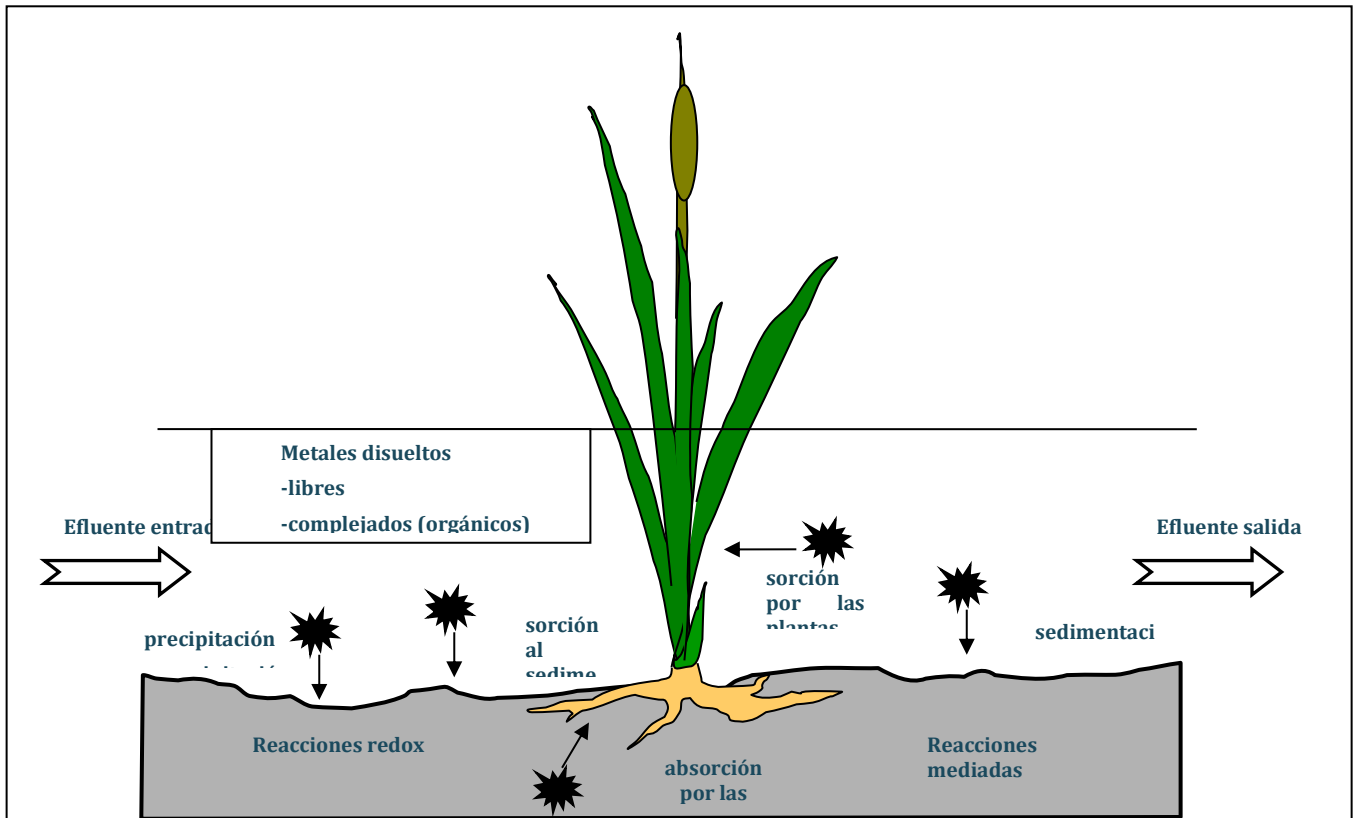


Figura 1. Algunos mecanismos a través de los que se realiza la depuración del efluente que atraviesa el humedal

4.4.1 Acumulación y especiación de contaminantes en el sedimento

El sedimento de un humedal puede retener o liberar los contaminantes de acuerdo a las condiciones ambientales. La concentración total de un dado contaminante en el sedimento no permite evaluar la evolución de la retención del mismo a lo largo del tiempo ya que, como se mencionó anteriormente, la movilidad y biodisponibilidad de los contaminantes retenidos en los sedimentos depende de las condiciones redox, del pH del sedimento, del contenido de materia orgánica, etc. El conocimiento de la asociación de los elementos traza con las fases del sedimento y su afinidad con cada constituyente del mismo, es clave para un mejor entendimiento de los principios que gobiernan el comportamiento de estos elementos en los sedimentos. Por lo tanto, para predecir esta evolución es necesario conocer las formas químicas en la que los contaminantes están retenidos en la fase sólida (Tessier et al., 1979; Ure y Davidson, 2001; etc.), las cuales se estudian a través de un fraccionamiento o especiación. Un listado de algunas de las formas químicas comunes de metales que van desde más disponible a menos disponible es la siguiente: (a) fácilmente disponible: disuelto y formas intercambiables; (b) potencialmente disponibles: carbonatos de metales, óxidos e hidróxidos metálicos, metales adsorbidos sobre u ocluidos con hierro y óxidos de manganeso, metales fuertemente adsorbidos o quelados con materiales húmicos insolubles de alto peso molecular y metales precipitados en forma de sulfuro; y (c) no disponibles: metales dentro de la estructura reticular cristalina de la arcilla y otros minerales residuales.

La Tabla 1 muestra las formas químicas generales o fracciones en las cuales los metales se pueden encontrar en los suelos de los humedales. Los metales disueltos en el agua intersticial son los más móviles y biodisponibles. Los metales adsorbidos (intercambiables) son también biodisponibles, debido al equilibrio con los metales disueltos. En el extremo opuesto, se encuentran los metales combinados con las estructuras de red cristalina de las arcillas

y otros minerales residuales. Los metales en estas fases son esencialmente inmovilizados de forma permanente y por lo tanto no están disponibles. Sólo bajo largos períodos de meteorización de minerales, los metales residuales se convertirían en móviles y biodisponibles. Entre estos dos extremos están los metales potencialmente disponibles. Los elementos precipitados como carbonatos o sulfuros, o los que están ocluidos en óxidos de Fe, Mn o Al, son inmóviles y biológicamente inactivos. Sin embargo, pueden ser fácilmente movilizados por un cambio en el equilibrio causado por una variación en el pH y/o las condiciones redox del sedimento. Algunos metales pueden estar unidos a más de un componente del suelo. Alcacio et al. (2001) demostraron tres posibles configuraciones de unión de Cu^{2+} en complejos de minerales de óxido y materia orgánica. Estos son los iones Cu^{2+} unidos a las superficies minerales, los unidos a la materia orgánica que se adsorbe en óxidos, junto con los iones Cu^{2+} puentes entre óxidos y materia orgánica.

Tabla 1. Formas químicas generales o fracciones en las que los metales se pueden encontrar en los suelos de los humedales de tratamiento

Metales solubles en agua:

- Iones libres
- Complejos inorgánicos solubles
- Complejos orgánicos solubles

Metales intercambiables

Metales precipitados como compuestos inorgánicos

Metales complejados con materiales humitos de alto peso molecular

Metales adsorbidos u ocluidos en precipitados de óxidos hidratados

Metales precipitados como sulfuros

El término "especiación" se ha definido como el proceso de identificación y cuantificación de las distintas especies, formas o fases de un elemento presente en la muestra, o como la descripción de la cantidad y el tipo de las mismas. Numerosos procedimientos experimentales han sido propuestos para determinar la especiación de elementos de traza. Estos procedimientos pueden agruparse en: métodos diseñados para efectuar la separación entre elementos residuales y no residuales solamente (por ejemplo, Agemian, 1977) y; métodos más complejos que hacen uso de extracciones secuenciales (Tessier, 1979; Ure y Davidson, 2001; etc.). Desde un punto de vista práctico, la especiación del contaminante se consigue mediante tratamientos secuenciales que implican la utilización de reactivos químicos, que son secuencialmente aplicados a la muestra sólida. Como consecuencia de su carácter operativo, los métodos de extracción secuencial deben ser más correctamente referidos como métodos de fraccionamiento.

Los primeros normalmente implican extracciones simples y ofrecen un mejor contraste entre muestras anómalas y un blanco, que la determinación de la concentración total del metal. A pesar de la rapidez y relativa simpleza, estas técnicas sufren la dificultad de encontrar un reactivo efectivo que disuelva cuantitativamente las formas no residuales del metal sin atacar las formas detríticas. El uso de extracciones secuenciales, a pesar de consumir más tiempo, provee información detallada acerca del origen, modo de ocurrencia, disponibilidad biológica y fisicoquímica, movilidad y transporte de los elementos traza, por lo que son utilizadas ampliamente (O'Sullivan et al., 2004; Maine et al., 2007; Di Luca et al., 2011; etc.).

Los resultados de los métodos de fraccionamiento han demostrado ser útiles para distinguir entre las fuentes antropogénicas y geoquímicas de la mayoría de las especies de metales en los sedimentos. Además proporcionan información para el diseño de procesos de remediación a corto y largo plazo. Los cambios ambientales naturales y antropogénicos influyen mucho en el comportamiento de los contaminantes, por ejemplo, modificando la forma en que se asocian al sedimento o produciendo su liberación al agua. Esas influencias externas pueden incluir como

dijimos cambios de pH, temperatura, potencial redox, materia orgánica en descomposición, lixiviación y procesos de intercambio iónico y actividad microbiana.

A continuación, se describen algunos de los procesos involucrados en la remoción de los metales y metaloides de los humedales.

4.4.2 Adsorción e intercambio catiónico

La adsorción, la transferencia de iones de una fase soluble a una fase sólida, es un mecanismo importante para la remoción de metales en los humedales. Puede dar lugar a la retención a corto plazo o la estabilización a largo plazo. La adsorción involucra la unión de partículas o sustancias disueltas en solución a sitios en las plantas o en la superficie de la matriz del suelo. En una reacción de intercambio catiónico, iones metálicos en solución cargados positivamente se unen a sitios cargados negativamente en la superficie del material de adsorción. La fuerza de atracción para el intercambio catiónico es electrostática; el tamaño de esta fuerza depende de un amplio rango de factores. Un catión en solución desplazará a un catión unido a un sitio en la superficie de un material, si la atracción electrostática del sitio para el catión disuelto excede al del catión unido. Los metales se adsorben a las partículas, ya sea por intercambio iónico dependiendo de factores tales como el tipo de elemento y la presencia de otros elementos que compiten por los sitios de adsorción (Seo et al., 2008) o quimisorción. Así, por ejemplo, la retención de Pb, Cu y Cr por adsorción es mayor que la de Zn, Ni y Cd (Sheoran y Sheoran, 2006).

Los modelos de Freundlich y Langmuir se pueden usar para determinar la inmovilización máxima de un metal y su capacidad de retención a través del tiempo, de acuerdo a las siguientes ecuaciones:

-Freundlich, $q=KCe^{(1/n)}$,

Para describir la adsorción sobre una superficie heterogénea, donde: q, es la capacidad de adsorción (concentración de metal en el material adsorbente, $mg\ kg^{-1}$), K es la constante ligada a la capacidad de adsorción, Ce es la concentración ($mg\ L^{-1}$) y n es el parámetro empírico vinculado a la intensidad de la adsorción.

-Langmuir, $q=abCe/(1+bCe)$,

Para describir la adsorción monocapa sobre una superficie homogénea con un número finito de sitios de adsorción idénticos, donde: q es la masa de metal adsorbido al sustrato ($mg\ kg^{-1}$), Ce es la concentración en el equilibrio ($mg\ L^{-1}$), a es la capacidad de adsorción máxima al sustrato ($mg\ kg^{-1}$), y b es una constante vinculada a la fuerza de fijación de metal.

Las arcillas son, básicamente, capas alternadas de tetraedros de Si y O, y tetraedros de Al y O. Como las cargas de oxígeno no están totalmente equilibradas, la partícula tiene una carga neta negativa asociada con él. La sustitución isomorfa deja una carga negativa descompensada. Debido a que esta carga se origina desde dentro de la red, es permanente en la naturaleza, y en función de su magnitud, influirá fuertemente en la capacidad de adsorción del metal en la partícula de arcilla. Las arcillas presentan una superficie muy grande, ya que son partículas coloidales extremadamente pequeñas y las estructuras de algunas arcillas proporcionan, además, superficies interiores. Con esta superficie cargada negativamente, la partícula de arcilla está rodeada por una doble capa iónica. Los cationes en la doble capa están sujetos a intercambio con otros cationes en el agua intersticial, dando lugar a lo que se conoce como capacidad de intercambio catiónico (CIC). El intercambio catiónico se producirá sólo si el catión en el agua intersticial puede unirse más fuertemente que el catión ya unido a la superficie.

El intercambio catiónico puede producirse también en las macrófitas presentes en los humedales. Este intercambio se atribuye a los grupos funcionales carboxil ($-COOH$) en los ácidos húmicos del tejido celular de las

plantas. Se han llevado a cabo estudios para calcular el valor de la CIC de varias macrófitas y otros materiales vegetales (Howard et al., 1988) y se ha encontrado que los valores de la CIC son los mismos tanto si las plantas están vivas o están muertas. En humedales de tratamiento superficiales, debido a las arcillas, los sedimentos presentan mayores valores de CIC que las plantas. La adsorción de metales en la superficie de los sedimentos es, por lo tanto, un proceso significativo en estos humedales de tratamiento. En el caso de los humedales subsuperficiales, la CIC depende del sustrato utilizado, pero en la mayoría de los casos tienden a saturarse con metales con el paso del tiempo.

4.4.3 Condiciones de Potencial Redox-pH del sedimento

El Eh y pH de los sedimentos juegan un papel importante en la regulación de la solubilidad y las transformaciones químicas de los metales. Las condiciones redox del sedimento regulan la oxidación y reducción de algunos metales que se encuentran en los humedales. Los metales están presentes en diversos estados de oxidación, por ejemplo, el cromo puede existir en varios estados de oxidación, desde Cr(0), la forma metálica, a Cr(VI). El estado trivalente Cr(III) y el hexavalente Cr(VI) son las formas más importantes del Cr en el medio ambiente. La presencia de Cr(VI) es de particular importancia ya que es soluble en agua y extremadamente tóxico. También son las únicas formas que sufren cambios de valencia en los rangos Eh-pH encontrados en los sistemas naturales. La solubilidad y toxicidad potencial del cromo que ingresa en los humedales y sistemas acuáticos se rige, en gran medida, por las reacciones de oxidación-reducción. El Cr(VI) se reduce a Cr(III) (aproximadamente a 300 mV) en presencia de materia orgánica, Fe(II), sulfuros disueltos y compuestos humitos que contengan grupos sulfidrilos (Fendorf, 1995).

Las transformaciones del hierro y manganeso son otro proceso regulado por el potencial redox-pH en sistemas agua-sedimentos, que pueden afectar la disponibilidad de otros metales. El Fe y Mn, pueden formar compuestos insolubles a través de hidrólisis y/o oxidación. Esto conduce a la formación de una amplia gama de óxidos, oxihidróxidos e hidróxidos (Sheoran y Sheoran, 2006). Las formas reducidas de hierro y manganeso, cuando se oxidan, forman óxidos hidratados amorfos con gran área de superficie, que tienen una gran capacidad de sorción para los metales. Los óxidos hidratados de hierro y manganeso recién formados (típicamente en formas amorfas) son “limpiadores” de metales más eficaces que los óxidos envejecidos (típicamente en formas cristalinas). El Fe(II) es soluble y representa una importante fracción biodisponible. Se puede oxidar a Fe(III) en condiciones aeróbicas, en relación con el consumo de iones H^+ (Jönsson et al., 2006). El Fe(III) se puede depositar sobre las superficies radiculares de las macrófitas acuáticas (Weiss et al., 2003), formando placas con una gran capacidad para adsorber metales (placas de hierro) (Doyle y Otte, 1997), ayudado también por la acción de bacterias Fe(II)-oxidantes (Emerson et al., 1999) y puede precipitar para producir óxidos, hidróxidos y oxihidróxidos con los que otros metales pueden coprecipitar. El Fe(II) también puede precipitar como óxido (Jönsson et al., 2006) o co-precipitar con otros metales tales como Zn, Cd, Cu o Ni (Matagi et al., 1998). Los óxidos de hierro tienen particularmente una fuerte afinidad por los cationes con un tamaño similar al Fe(III) y Fe(II), por ejemplo, Zn, Cd, Cu y Ni (Dorman et al., 2009). Por lo tanto, esos metales pueden combinarse con Fe formando complejos de metal-óxido. Esta co-precipitación es limitada cuando el Fe(II) forma complejos, por ejemplo, SO_4^{2-} , reduciendo así el potencial de remoción de metales.

El arsénico, es un metaloide sensible a las condiciones redox, es potencialmente tóxico y de gran preocupación con respecto a su acumulación en las aguas y los suelos, y merece una discusión aparte de los metales. Para las condiciones de pH y potencial redox en la mayoría de los suelos y sedimentos, el arsénico existe como un oxianión en las formas arseniato (As(V): $H_2AsO_4^-$ y $HAsO_4^{2-}$) o arsenito (As(III): H_3AsO_3). El ácido monometilarsénico (MMAA) y el ácido dimetilarsénico (DMAA) son importantes especies órgano-arsénicas. El arseniato, As(V), es la principal especie de As en sistemas aeróbicos, mientras que el arsenito, As(III), es la especie dominante en ambientes reductores como los humedales (Zhao et al., 2009). A niveles altos de potenciales redox del suelo (+200 a +500 mV), la especie predominante es As(V). La reducción de As(V) a As(III) se produce a niveles redox correspondientes

a la zona de reducción de nitrato en suelos (aproximadamente +300mV). Debido a que el As(III) es más móvil y tóxico que el As(V), una remediación activa del As puede requerir conversión de As(III) a As(V) en la rizósfera y la posterior inmovilización de As(V) por adsorción o co-precipitación (Guan et al., 2009). El arsénico también puede ser removido de la columna de agua por adsorción en hidróxidos de hierro amorfos o por co-precipitación con oxihidróxidos de hierro. Los óxidos de Fe en la rizósfera tienen una fuerte capacidad de adsorción de arseniato. Las concentraciones de As en las placas de hierro en plantas de arroz son aproximadamente 5 veces más altas que el As en los tejidos de las raíces (Liu et al., 2006). Sin embargo, el arsénico no es el único ión inorgánico presente en aguas naturales y la adsorción de los oxianiones de As(V) y As(III) en hidróxidos férricos pueden ser afectados adversamente por aniones tales como carbonato, sulfato, fosfato, silicato, y también por la materia orgánica (Meng et al., 2000). Algunas plantas terrestres (por ejemplo, *Pteris vittata* y *Miscanthus sinensis*) muestran una alta eficiencia en la remoción de As (Ma et al., 2001), pero este tipo de acumuladores no se han descrito para los humedales. Algunos informes sugieren que el arsénico es más difícil de eliminar de las aguas residuales, citando eficiencias del 5% en *Eleocharis acicularis* de menos del 2% para *Schoenoplectus acutus* (Ha et al., 2009). Por otro lado, Beining y Otte (1996) informaron tasas de remoción de 60% en un humedal natural "voluntario" dominado por *Molinia caerulea*.

Los metales también pueden formar compuestos insolubles a través de la reducción. La mayoría de los metales en el agua intersticial precipitan en forma de óxidos de metal o se adsorben en la materia orgánica a potenciales redox superiores a 100mV. Entre 100mV y -100mV, los óxidos y oxihidróxidos metálicos se reducen resultando la liberación de metales disueltos (Goulet y Pick, 2001). Estos metales pueden todavía adsorberse en materia orgánica si existen sitios de adsorción disponibles. En condiciones químicamente reductoras (Eh <50mV), los sulfatos se pueden reducir a sulfuros. La solubilidad de los sulfuros metálicos divalentes en estos sistemas es muy baja. Algunas macrófitas, por ejemplo, *Schoenoplectus californicus*, contribuyen a las condiciones reductoras en el sustrato (Dorman et al., 2009). Sin embargo, la mayoría de las macrófitas juegan un papel en el mantenimiento de condiciones oxidantes debido al transporte de oxígeno de las hojas a la raíz (Jacob y Otte, 2003). Tales condiciones favorecen la formación de óxidos, hidróxidos y oxihidróxidos de hierro, por ejemplo, las placas de hierro en las raíces de las plantas, y en consecuencia resultan en la remoción de metales por adsorción y co-precipitación.

El pH afecta fuertemente la eficiencia de la remoción de metales en los humedales. La conversión de amonio en nitritos durante la nitrificación conduce a la producción de protones. Estos iones de hidrógeno son entonces neutralizados por iones bicarbonato. A su vez, las macrófitas, con la liberación de oxígeno, promueven la nitrificación. Por lo tanto, no todos los protones producidos serán neutralizados por los iones HCO_3^- , lo que resulta en una disminución del pH (Lee y Scholz, 2007). A bajos pH, la carga media de la superficie de los (oxyhydr) óxidos férricos es positiva. Por lo tanto, para promover la adsorción y remoción de oxianiones, por ejemplo, As, Sb, y Se, y la co-precipitación de hierro deben existir condiciones ácidas (Sheoran y Sheoran, 2006). Sin embargo, a medida que aumenta el pH, esa carga superficial de los (oxyhydr) óxidos férricos se vuelve negativa, por lo que se ve favorecida la co-precipitación de los metales catiónicos, tales como Cu, Zn, Ni, y Cd. Una alta tasa de nitrificación puede, por lo tanto, reducir la eficiencia de un humedal artificial en términos de remoción de metal catiónico (Lee y Scholz, 2007).

En el caso especial del drenaje ácido de minas, el agua y los sustratos se caracterizan por altas concentraciones de metales y bajo pH. Cuando los sulfuros minerales contenidos en el drenaje de la mina son expuestos al oxígeno disuelto y atmosférico se oxidan. Por ejemplo, la pirita (FeS_2) se oxida para formar Fe(II) soluble, SO_4^{2-} y H^+ . Esto conduce a la liberación de hierro disuelto y protones, que, a su vez, conduce a la liberación de otros iones metálicos, tales como Mn, Ni, Zn, Cu y Cd. Debido a las condiciones físico-químicas extremas del drenaje ácido de minas, los humedales no serían potencialmente adecuados para su tratamiento (Nyquist y Greger, 2009). Sin embargo, hasta la fecha más de mil humedales se han construido específicamente para ese propósito.

Los metales también pueden formar carbonatos de metales. Aunque los carbonatos son menos estables que los sulfuros, pueden contribuir a la retención inicial de los metales (Sheoran y Sheoran, 2006). La precipitación de carbonato es especialmente eficaz para la eliminación de Pb y Ni (Lin, 1995). De acuerdo a Maine et al. (2007) si el efluente a tratar contiene un pH alto, altas concentraciones de carbonato y de calcio, se favorece la retención de metal en el sedimento. La precipitación de carbonato de calcio representa una vía importante de remoción gobernada por el pH del efluente, ya que los metales son removidos adsorbidos en carbonatos.

4.4.4 Sedimentación

Las macrófitas, tales como *Typha domingensis* y *Phragmites australis*, promueven la sedimentación de sólidos en suspensión y previenen la erosión por la disminución de las tasas de flujo (Lee y Scholz, 2007). Los tiempos de retención se incrementan con el aumento de la densidad de la vegetación, por lo que permite una mejor sedimentación. Para partículas menos densas que el agua, la sedimentación es posible sólo después de la formación del floc. Los flocs pueden adsorber otros tipos de materiales en suspensión, incluidos los metales. La floculación se ve reforzada por un pH elevado, concentraciones elevadas de materia en suspensión, alta fuerza iónica y altas densidades de algas (Matagi et al., 1998).

4.4.5 Procesos mediados por microorganismos

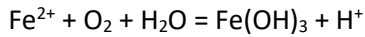
La proximidad de las raíces de las plantas, la rizósfera, es el entorno preferido por muchos microorganismos del suelo. Aproximadamente $1,2 \times 10^{11}$ células por cm^3 viven dentro de una distancia de menos de 1 mm de las raíces, mientras que los números a una distancia de 2 cm son al menos un orden de magnitud inferior. La superficie de la raíz está cubierta con bacterias, y las raíces en crecimiento pueden transportar bacterias a través del suelo (Trapp y Karlson, 2001). Las bacterias de la rizósfera son predominantemente gram-negativo (Chaudhry et al., 2005). Esto puede ser debido a su capacidad de utilizar eficientemente sustratos de crecimiento disponibles en la rizósfera y para hacer frente a entornos tóxicos debido a la presencia de enzimas de desintoxicación (Chaudhry et al., 2005). Los géneros que se encuentran comúnmente en rizósferas incluyen *Rhizobium*, *Azotobacter* y *Pseudomonas* (Hoagland y Williams, 1985).

Los compuestos orgánicos exudados por las raíces, hongos y bacterias, por ejemplo, saponinas, proteínas y enzimas, pueden movilizar a los contaminantes del suelo, incluidos los metales (Trapp y Karlson, 2001).

Las rizobacterias promotoras del crecimiento de la planta, así como las bacterias simbióticas pueden mejorar la nutrición de las plantas, el crecimiento y la competitividad de la planta, así como las respuestas a factores de estrés externos como la exposición a los contaminantes. Las bacterias simbióticas complementan ciertas propiedades metabólicas de su huésped, por ejemplo, la fijación atmosférica de N_2 , la protección contra los patógenos y la desintoxicación de contaminantes (Mastretta et al., 2009). Los principales mecanismos implicados en los efectos que promueven el crecimiento de bacterias, se asocian con la producción de hormonas y sideróforos. Los sideróforos microbianos pueden interactuar con metales, reduciendo su toxicidad o aumentando los pools metálicos lábiles y la absorción por las raíces (Lemanceau et al., 2009). Las raíces también viven en simbiosis con hongos micorrizas y sus micelios también están cubiertos con bacterias. Las raíces finas absorbentes de *Phragmites australis* o *Juncus effusus* son también sitios para la colonización de hongos micorrízicos arbusculares, ya sea que emergieron de las raíces de las nuevas plántulas o rizomas subterráneos (Oliveira et al., 2001).

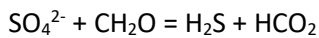
Existen bacterias oxidantes de metales en las zonas aeróbicas de los humedales y bacterias sulfato reductoras en las zonas anaeróbicas, que causan la precipitación de metales como óxidos y sulfuros respectivamente.

Las plantas de los humedales pueden potencialmente estimular el crecimiento de bacterias oxidantes de metales, mediante la transferencia de oxígeno a la rizósfera. La acción de bacterias nitrificantes tales como *Nitrosomas* spp. y *Nitrobacter* spp., permite la eliminación de N amoniacal del ambiente del suelo (Lee y Scholz, 2007). La oxidación microbiológicamente mediada del hierro por *Thiobacillus ferroxidans*, seguida por la subsecuente precipitación de oxihidróxido, es considerado el mecanismo de remoción de hierro en humedales que tratan agua de minas ricas en metales. En forma de ecuación no balanceada:



Químicas similares a la del hierro, sugieren oxidaciones semejantes para muchos otros metales incluyendo níquel, cobre, plomo, zinc, plata y oro. Sin embargo, el mantenimiento de las condiciones aeróbicas también promueve la acción de bacterias tales como *Thiobacillus* spp. Estas bacterias participan en la oxidación de sulfuros a sulfitos, y luego a sulfatos.

En condiciones reductoras, las bacterias sulfato reductoras tales como *Desulfovibrio* spp. participan en la reducción de sulfatos a sulfitos y, posteriormente, a sulfuros. La reducción del sulfato mediada microbiológicamente consume iones sulfato y produce sulfuro de hidrógeno y alcalinidad en la forma de ión bicarbonato. En la forma de una ecuación no balanceada, donde CH_2O representa una molécula orgánica simple:



El H_2S se disuelve e ioniza para dar iones sulfuro, que reaccionan con un rango de iones metálicos para producir precipitados. Entonces estos sulfuros reaccionan con metales como Cu, Zn y Fe para formar precipitados insolubles. Las condiciones óptimas para las bacterias reductoras de sulfato son potenciales redox más bajos que -100mV y pH mayor de 5,5 (García et al., 2001).

La precipitación de metales como sulfuros en lugar de óxidos tiene las siguientes ventajas:

- la alcalinidad producida por la reducción del sulfato ayuda a neutralizar la acidez
- los precipitados de sulfuros son más densos que los precipitados de óxidos
- los sulfuros precipitan en sedimentos orgánicos y por lo tanto son menos vulnerables a cambios repentinos en el flujo.

4.4.6 Rol de las macrófitas

A pesar de la importancia del sustrato/sedimento, las macrófitas se han convertido en una cuestión central no sólo en estrategias de conservación de humedales naturales, sino en la optimización de la eficiencia de humedales construidos. Se ha establecido la habilidad de algunas especies de plantas para la toma directa de metales. Sin embargo, la acumulación puede ser suficiente para producir la senescencia de la planta en la temporada de crecimiento de la misma. Afortunadamente, algunas especies como *Typha* spp. tienen tolerancia para metales pesados y no los acumula a niveles tóxicos. La presencia de una placa de hierro en el sistema radicular de la planta disminuye la toma de metales por los pelos radiculares (Ye et al., 1994). Existe información que sugiere que otras especies, como *Phragmites* spp. tienen ecotipos (poblaciones dentro de las especies) ácido-tolerantes y metal-tolerantes que, como estrategia de supervivencia, no acumulan metales significativamente. Han sido propuestos un número de mecanismos, incluyendo la prevención de la toma de metales y su acumulación en formas no tóxicas dentro de las células. Se ha observado que la aclimatación a las condiciones en las que, las plantas serán

sometidas dentro de un humedal de tratamiento, es de gran importancia para que se desarrollen y sean eficientes en la remoción de contaminantes (Mufarrege et al., 2014).

Las macrófitas emergentes son las más utilizadas en humedales construidos debido a que pueden acumular más contaminantes en su biomasa por unidad de área que las especies sumergidas o flotantes (Maine et al., 2007). Los estudios que comparan sistemas plantados y no plantados a menudo conducen a resultados conflictivos en cuanto a la importancia de las plantas (Lee y Scholz, 2007). Las macrófitas arraigadas influyen en la biogeoquímica de los sedimentos, ya que son capaces de estabilizar y oxidar los sedimentos de fondo (Brix, 1994; Jacob y Otte, 2003). A través de sus raíces suministran oxígeno al sedimento, produciendo condiciones oxidantes con la consecuente oxidación del Fe y Mn dando lugar a la formación de oxyhidróxidos amorfos que adsorben y/o co-precipitan metales (Brix, 1994). Sin embargo, la materia orgánica proveniente de la descomposición de las plantas, es a menudo responsable de la generación de condiciones reductoras y bajas concentraciones de O_2 en el sedimento de zonas cubiertas por vegetación. Bajo condiciones reductoras, de acuerdo al valor del potencial redox y del pH, los metales pueden precipitar como sulfuros, carbonatos o unirse a compuestos húmicos insolubles, resultando en una inmovilización a largo plazo de dichos metales en los sedimentos.

Por otro lado, la materia orgánica derivada de las plantas en humedales proporciona continuamente sitios para la sorción de metales, así como fuentes de carbono para el metabolismo bacteriano, promoviendo de esta manera, el funcionamiento a largo plazo (Beining y Otte, 1996; Jacob y Otte, 2003). El humus es un material amorfo, hidrófilo, ácido, parcialmente aromático, generalmente de color oscuro, y estructuralmente complejo, resultante de la degradación microbiana de detritos de la planta. El humus puede clasificarse como sigue: (a) ácidos húmicos: una fracción que es soluble en álcali, pero precipita en condiciones ácidas, (b) ácidos fúlvicos: una fracción que permanece en solución después de la acidificación, y (c) humina: una fracción que no se puede extraer por álcalis o ácidos.

Los materiales húmicos tienen una capacidad mayor que la arcilla para retener el agua y la mayoría de los metales, debido a que tienen una alta densidad de grupos funcionales activos tales como $-COOH$, fenólico, alcohólico-, enólico-OH, y estructuras $C=O$, así como grupos amino e imino. Son de naturaleza coloidal y exhiben un área muy grande de superficie y carga negativa. Esta carga surge de los grupos expuestos $-COOH$ y $-OH$, que tienen iones H^+ disponibles para el intercambio con los metales. Debido a sus grupos químicos funcionales, pueden formar complejos estables solubles e insolubles en agua con muchos iones metálicos. Esta capacidad es dependiente del pH. En el rango de pH de 6 a 8, los ácidos húmicos desarrollan mayor superficie a medida que se hacen más lineales y la retención de metales alcanza un máximo (Spark et al., 1997). Spark et al. (1997) también llegaron a la conclusión de que los ácidos húmicos tienen mayor afinidad por los metales que las formas hidróxido-inorgánicos y, por tanto, de control de la solubilidad del metal en este rango de pH. Los ácidos húmicos forman complejos insolubles con iones metálicos, precipitando en condiciones que de otro modo promoverían su disponibilidad. Los ácidos húmicos también pueden reducir ciertas especies de metales oxidados en una forma tal que hacen que sea más fácil para el metal que se fija a la materia húmica y hacer que no esté disponible para su posterior movilización o absorción de la planta.

Por otro lado, los ácidos fúlvicos tienden a comportarse de manera diferente a los ácidos húmicos porque pueden ser sorbidos por las plantas directamente, junto con los metales que se unen a ellos. Se informa a menudo que el carbono orgánico disuelto, reduce la adsorción de metal a los constituyentes sólidos del suelo por competir más eficazmente por el ión de metal libre y la formación de complejos organometálicos o por ser adsorbido preferentemente sobre las fases sólidas. Este comportamiento es más eficaz a pH casi neutro. Esto es probablemente porque los hidróxidos, carbonatos, y las fases de fosfato tienen el control de la solubilidad de metales pesados a pH más altos y, a pH ácidos, los iones metálicos libres son predominantes. La estabilidad del

complejo de metal-ligando generalmente disminuye con una reducción en el pH, lo que refleja el papel de R-COO- en la formación de complejos de metal.

Sin embargo, no sólo las fases orgánicas tienen distintas capacidades de unión de metales, sino también diferentes metales tienen diversas afinidades por sustancias húmicas. En general, metales como el Cd, Ni y Zn son más móviles en el suelo que el Pb, Cu y Co.

Debe notarse que la toma directa es un proceso activo, el cual requiere que la planta esté viva. El material vegetal libera su contenido de metales durante la descomposición. La poda de las hojas solo minimizaría la remoción de metales debido a la baja concentración de los mismos en las partes aéreas de las plantas. Es preferible permitir que se forme la capa de detritos, ya que esto, proveerá nuevos sitios para la remoción de los metales.

La Tabla 2 resume las formas químicas típicas de los metales en los humedales de tratamiento y su potencial disponibilidad cuando las condiciones ambientales varían.

Tabla 2. Formas químicas típicas de metales potencialmente disponibles en ambientes químicos variables dentro de los humedales de tratamiento

Metal unido a	Condiciones iniciales del sedimento/sustrato	Cambio ambiental en el sedimento/sustrato	Cambio en la movilidad del metal
Carbonatos, óxidos y hidróxidos	Sales metálicas en el sedimento	Reducción del pH	Liberación de los metales como sales disueltas
Óxidos e hidróxidos de Fe y Mn	Metales adsorbidos en el sedimento	El sedimento se vuelve reducido o ácido	Los óxidos de Fe y Mn se vuelven inestables y liberan metales
Quelados a compuestos humitos de alto peso molecular	Metales en forma complejada	Los metales están fuertemente inmovilizados tanto en condiciones reductoras como oxidantes (sin embargo hay algunos indicios de que este proceso es menos efectivo si un sedimento reducido se oxida	
Sulfuros	Precipitados metálicos insolubles	El sedimento se oxida	Los sulfuros se vuelven inestables y liberan metales

REFLEXIONES

La solubilidad y por lo tanto la movilidad de los metales en los humedales dependerán de la adsorción, precipitación, y los mecanismos de complejación; éstos, a su vez, se ven afectados por la concentración de metales, Eh, pH, contenido de fase coloidal, etc. Por lo tanto, es de gran importancia poder evaluar los riesgos de la disponibilidad de metales ya que pueden ser sorbidos por las raíces de las plantas o lixiviados al perfil del suelo meses o años después de que se ha producido el volcado.

Deben tenerse en cuenta los procesos esenciales en la remoción de metales en el diseño de humedales de tratamiento. De acuerdo al efluente a tratar, podría ser necesaria una primera etapa donde favorezca la reducción de sulfato e induzca su combinación con algunos metales, como por ejemplo Pb, Cu, Hg, Cd, Zn, etc., y una segunda etapa oxidante para mejorar la co-precipitación de los metales con óxidos de hierro, como por ejemplo As, Cr, Ni, etc. Un sustrato con condiciones físico-químicas adecuadas ofrece una matriz eficiente para la remoción de metales. Sin embargo, sin ningún tipo de plantas el sustrato estará desprovisto de materia orgánica, disminuyendo así la eficiencia del humedal de tratamiento en la inmovilización de los metales.

REFERENCIAS

- Agemian, H., Chau, A.S.Y., 1977. A study of different analytical extraction methods for nondetrital heavy metals in aquatic sediments. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 6, 69-82.
- Alcacio, T.E., Hesterberg, D., Chou, J.W., Martin, J.D., Beauchemin, S., Sayers, D.E., 2001. Molecular scale characteristics of Cu (II) bonding in goethite-humate complexes. *Geochim. Cosmochim. Acta.* 65(9), 1355-1366.
- Beining, B.A., Otte, M.L., 1996. Retention of metals originating from an abandoned lead-zinc mine by a wetland at Glendalough, Co. Wicklow. *Biol. Environ.* 96B, 117-126.
- Brix, H., 1994. Functions of macrophytes in constructed wetlands. *Water Sci. Technol.* 29(4), 71-78.
- Chaudhry, Q., Blom-Zandstra, M., Gupta, S., Joner, E.J., 2005. Utilising the synergy between plants and rhizosphere microorganisms to enhance breakdown of organic pollutants in the environment. *Environ. Sci. Poll. Res.* 12, 34-48.
- Di Luca, G.A., Maine, M.A., Mufarrege, M.M., Hadad, H.R., Sánchez, G.C., Bonetto, C.A., 2011. Metal retention and distribution in the sediment of a constructed wetland for industrial wastewater treatment. *Ecol. Eng.* 37, 1267-1275.
- Dorman, L., Castle, J.W., Rodgers, J.H., 2009. Performance of a pilot-scale constructed wetland system for treating simulated ash basin water. *Chemosphere.* 75, 939-947.
- Doyle, M.O., Otte, M.L., 1997. Organism-induced accumulation of iron, zinc and arsenic in wetlands soils. *Environ. Pollut.* 96, 1-11.
- Emerson, D., Weiss, J.V., Megonigal, J.P., 1999. Iron-oxidizing bacteria are associated with ferric hydroxide precipitates (Fe-plaque) on the roots of wetland plants. *Appl. Environ. Microbiol.* 65, 2758-2761.
- Fendorf, S., 1995. Surface reactions of chromium in soils and waters. *Geoderma.* 67, 55-71.
- Garcia, C., Moreno, D.A., Ballester, A., Blazquez, M.L., Gonzalez, F., 2001. Bioremediation of an industrial acid mine water by metal-tolerant sulphate-reducing bacteria. *Miner. Eng.* 14, 997-1008.

- Goulet, R.R., Pick, F.R., 2001. The effects of cattails (*Typha latifolia* L.) on concentrations and partitioning of metals in surficial sediments of surface-flow constructed wetlands. *Water Air Soil Pollut.* 132, 275-291.
- Guan, Xi., Dong, H., Ma, J., Jiang, L., 2009. Removal of arsenic from water: effects of competing anions on As(III) removal in KMnO₄-Fe(II) process. *Water Res.* 43, 3891-3899.
- Ha, N.T.H., Sakakibara, M., Sano, S., Hori, R.S., Sera, K., 2009. The potential of *Eleocharis acicularis* for phytoremediation: case study at an abandoned mine site. *Clean-Soil Air Water.* 37, 203-208.
- Hoagland, R.E., Williams, R.D., 1985. The influence of secondary plant compounds on the associations of soil microorganisms and plant roots, in: Thompson, A.C. (Ed.), *The Chemistry of Allelopathy: Biochemical Interactions Among Plants*. American Chemical Society, Washington, DC, pp. 301-325.
- Howard, E.A., Emerick, J.C., and Wilderman, T.R., 1988. Design and construction of a research site for passive mine drainage treatment in Idoho Springs, Colorado, in: D.A. hammer (Ed.), *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment: Municipal, Industrial and Agricultural*, Lewis Publishers, Chelsea, MI, USA, pp. 761-764.
- Jacob, D., Otte, M., 2003. Conflicting processes in the wetland plant rhizosphere: metal retention or mobilization? *Water Air Soil Pollut.* 3, 91-104.
- Jönsson, J., Jönsson, J., Lovgren, L., 2006. Precipitation of secondary Fe(III) minerals from acid mine drainage. *Appl. Geochem.* 21, 437-445.
- Kadlec, R.H., Knight, R.L., 1996. *Treatment wetlands*. Lewis Publisher, Boca Raton, FL.
- Lee, B.H., Scholz, M., 2007. What is the role of *Phragmites australis* in experimental constructed wetland filters treating urban runoff? *Ecol. Eng.* 29, 87-95.
- Lemanceau, P., Bauer, P., Kraemer, S., Briat, J.F., 2009. Iron dynamics in the rhizosphere as a case study for analyzing interactions between soils, plants and and microbes. *Plant Soil* 321, 513-535.
- Lin, L.Y., 1995. Wastewater treatment for Inorganics, in: *Encyclopedia of Environmental Biology*, vol. 3. Academic Press, pp. 479-484.
- Liu, W.J., Zhu, Y.G., Hu, Y., Williams, P.N., Gault, A.G., Meharg, A.A., Charnock, J.M., Smith, F.A., 2006. Arsenic sequestration in iron plaque, its accumulation and speciation in mature rice plants (*Oryza sativa* L.). *Environ. Sci. Technol.* 40, 5730-5736.
- Ma, L.Q., Komar, K.M., Tu, C., Zhang, W., Cai, Y., Kennelley, E.D., 2001. A fern that hyperaccumulates arsenic: a hardy versatile, fast growing plant helps to remove arsenic from contaminated soils. *Nature.* 3, 409-579.
- Maine, M.A., Suñe, N., Hadad, H., Sánchez, G., Bonetto, C., 2007. Removal efficiency of a constructed wetland for wastewater treatment according to vegetation dominance. *Chemosphere.* 68, 1105-1113.
- Maine, M.A., Suñe, N., Hadad, H., Sánchez, G., Bonetto, C., 2009. Influence of vegetation on the removal of heavy metals and nutrients in a constructed wetland. *J. Environ. Manag.* 90, 355-363.
- Mastretta, C., Taghavi, S., van der Lelie, D., Mengoni, A., Galardi, F., Gonnelli, C., Barac, T., Boulet, J., Weyens, N., Vangronsveld, J., 2009. Endophytic bacteria from seeds of *Nicotiana tabacum* can reduce cadmium phytotoxicity. *Int. J. Phytorem.* 11, 251-267.
- Matagi, S.V., Swai, D., Mugabe, R., 1998. A review of heavy metal removal mechanisms in wetlands. *Afr. J. Trop. Hydrobiol. Fish.* 8, 23-35.

- Meng, X.G., Bang, S., Korfiatis, G.P., 2000. Effects of silicate, sulfate, and carbonate on arsenic removal by ferric chloride. *Water Res.* 34, 1255-1261.
- Mufarrege, M.M., Hadad, H.R., Di Luca, G.A., Maine, M.A., 2014. Metal dynamics and tolerance of *Typha domingensis* exposed to high concentrations of Cr, Ni and Zn. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 105, 90-96.
- Nyquist, J., Greger, M., 2009. A field study of constructed wetlands for preventing and treating acid mine drainage. *Ecol. Eng.* 35, 630-642.
- O'Sullivan, A.D., Moran, B.M., Otte, M.L., 2004. Accumulation and fate of contaminants (Zn, Pb, Fe and S) in substrates of wetland constructed for treating mine wastewater. *Water Air Soil Pollut.* 157, 345-364.
- Oliveira, R.S., Dodd, J.C., Castro, P.M.L., 2001. The mycorrhizal status of *Phragmites australis* in several polluted soils and sediments of an industrialised region of Northern Portugal. *Mycorrhiza.* 10, 241-247.
- Seo, D.C., Yu, K., DeLaune, R.D., 2008. Comparison of monometal and multimetal adsorption in Mississippi River alluvial wetland sediment: batch and column experiments. *Chemosphere.* 73, 1757-1764.
- Sheoran, A.S., Sheoran, V., 2006. Heavy metal removal mechanism of acid mine drainage in wetlands - a critical review. *Minerals Engineering* 19, 105-116.
- Spark, K.M., Wells, J.D., Johnson, B.B., 1997. The interaction of a humic acid with heavy metals, *Austr. J. Soil Res.* 35, 89-101.
- Tessier, A., Campbell, P., Bisson, M., 1979. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. *Anal. Chem.* 51(7), 844-851.
- Trapp, S., Karlson, U., 2001. Aspects of phytoremediation of organic pollutants. *J Soils Sed.* 1, 37-43.
- Ure, A.M., Davidson, C.M., 2001. *Chemical speciation in the environment.* Blackie, Glasgow.
- Weiss, J.V., Emerson, D., Backer, S.M., Megonigal, J.P., 2003. Enumeration of Fe (II)-oxidizing and Fe (III)-reducing bacteria in the root zone of wetland plants: implications for a rhizosphere iron cycle. *Biogeochemistry.* 64(1), 77-96.
- Ye, Z.H., Baker, A.J.M., Wong, M.H., 1994. Heavy metal tolerance, uptake and accumulation in populations of *Typha latifolia* L. and *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel, in: *Proceedings of 4th International Conference on Wetland Systems and Water Pollution Control*, Guangzhou, China. ICWS '94 Secretariat, Guangzhou, China. pp. 297-306.
- Zhao, S.J., Zhang, Z.C., Gao, X., Tohsun, G., Qiu, B.S., 2009. Plant regeneration of the mining ecotype *Sedum alfredii* and cadmium hyperaccumulation in regenerated plants. *Plant Cell Tissue Org. Cult.* 99, 9-16.

5 DISEÑO Y CONSTRUCCIÓN DE HUMEDALES DE TRATAMIENTO

5.1 DISEÑO DE HUMEDALES DE TRATAMIENTO

5.1.1 Pretratamiento

Tanto los humedales de flujo libre (HFS) como los de flujo subsuperficial horizontal (HFSS) requieren un tratamiento equivalente a un tratamiento primario, el cual se puede obtener con un desbaste de gruesos seguido de tanques sépticos, tanques Imhoff, lagunas o algún otro tipo de tratamiento primario.

El objetivo de este pretratamiento es con el desbaste de gruesos eliminar solidos voluminosos que podrían provocar atascamiento en las conducciones y la rápida colmatación de los sustratos. En cuanto al tratamiento primario, tiene por objeto la eliminación de buena parte de los sólidos en suspensión que trae el afluente minimizando así el riesgo de colmatación del sustrato filtrante. Como se dijo, este pretratamiento es igualmente importante en los dos tipos de humedales, aunque es más crítico en el caso de los humedales HFSS.

5.1.2 Dimensionamiento, Humedales de Flujo libre -HFS

El diseño de Humedales de tratamiento de flujo libre es un proceso que requiere al menos dos iteraciones. En primer lugar, se calcula el área superficial requerida mediante el modelo de diseño de remoción del contaminante limitante, luego se realiza el dimensionamiento teniendo en cuenta el diseño hidráulico, para finalmente hacer la revisión de él o los modelos de remoción y sus eficiencias.

Los humedales de tratamiento se pueden diseñar para remover diversos tipos de contaminante, pero será uno de ellos, el objetivo de tratamiento el que determinará las dimensiones finales. A continuación, se presentan los 3 modelos de diseño más empleados en la actualidad, que siguen cinéticas de primer orden. En los dos primeros el sistema se considera un reactor de flujo a pistón (Reed et. al.1995; y Kadlec y Knight, 1996) y en el tercero se considera un sistema de reactores en serie (Kadlec y Wallace, 2009).

5.1.2.1 KC

Este método data de 1995 (Reed et al., 1995), sigue una cinética de primer orden, involucra una constante de reacción que depende de la temperatura, de acuerdo con las siguiente ecuaciones:

$$\ln \frac{C_a}{C_e} = K_T \cdot TRH \quad \text{EC. 1}$$

donde:

C_a : Concentración del contaminante en el afluente, mg/l

C_e : Concentración del contaminante en el efluente, mg/l

K_T : Constante de reacción de primer orden dependiente de la temperatura, d^{-1}

TRH: tiempo de retención hidráulico, d

Se debe tener en cuenta que los detritos de las plantas y otras sustancias orgánicas presentes de manera natural contribuyen con DBO₅ y nutrientes al sistema, por lo que existe una concentración de fondo por debajo de la cual no se deben diseñar estos sistemas. En la siguiente tabla se encuentran unos valores guía (Crites et al., 2014).

Tabla 1. concentraciones de fondo para varios contaminantes (HFS – KC)

Contaminante	Concentración de fondo (mg/l)	
	Rango	Típico
DBO ₅	2-8	5.0
NH ₄ ⁺	0.2-1.5	1.0
NO ₃ ⁻	<0.1	<0.1

$$K_T = K_{20} \cdot \theta^{(T-20)} \quad \text{EC. 2}$$

donde:

K₂₀: Constante de reacción de primer orden a 20°C, d⁻¹

θ: Coeficiente de temperatura, adimensional

T: temperatura del agua, °C (se suele emplear la temperatura media del mes más frío).

Las constantes K_T y θ para varios contaminantes se presentan en la siguiente tabla.

Tabla 2. Valores de KT y θ para varios contaminantes (HFS – KC)

Contaminante	K20	θ
DBO5	0.678	1.06
NH4+	0.2187	1.048
NO3-	1	1.15

El Tiempo de retención hidráulico del sistema se calcula con la siguiente ecuación:

$$TRH = \frac{L \cdot W \cdot y \cdot n}{Q} \quad \text{EC. 3}$$

donde:

L: Longitud de la celda de humedal, m

W: Ancho de la celda de humedal, m

y: Profundidad de la lámina de agua, m

n: Porosidad del sustrato filtrante, expresado como decimal.

Q: Caudal promedio del sistema, m³/d.

La profundidad del humedal puede variar durante periodos cortos desde pocos centímetros hasta más de un metro. Las profundidades típicas de diseño van desde 0.1 m a 0.5 m dependiendo de la estación y de la calidad esperada del agua para el sistema. Una primera aproximación de diseño puede estar alrededor de 0.4 m.

La porosidad del sustrato filtrante corresponde al espacio disponible para que el agua fluya a través del humedal. Teniendo en cuenta que los tallos y los residuos de vegetación ocupan espacio, se recomienda utilizar valores entre 0.65 y 0.75 (Kadlec and Knight, 1996) (los valores menores son para vegetación densa y madura).

Dado que el caudal de entrada al sistema puede ser diferente del de salida, debido a las pérdidas y ganancias relacionadas con precipitación y evapotranspiración, es recomendable calcular el caudal promedio del sistema basándose en datos medidos localmente. Para un diseño preliminar se puede suponer que el caudal de entrada es igual al de salida.

Es por tanto posible formular una ecuación que permita calcular el área superficial de humedal de flujo libre necesaria.

$$A_s = L \cdot W \tag{EC. 4}$$

$$= \frac{Q \cdot \ln(C_a/C_e)}{K_T \cdot y \cdot n}$$

donde:

A_s : Área superficial del humedal, m²

5.1.2.2 KC*

Este método data de 1996 (Kadlec and Knight, 1996) y a diferencia del anterior, tiene en cuenta la concentración de contaminantes presentes y/o generados por el propio humedal. Por lo tanto, se tienen unas concentraciones mínimas, por debajo de las cuales no es posible mejorar la calidad de las aguas residuales efluentes del sistema.

El método considera constantes de reacción por unidad de superficie, que para algunos contaminantes dependen de la temperatura. La ecuación general del modelo es la siguiente:

$$\ln\left(\frac{C_e - C^*}{C_a - C^*}\right) = \frac{-K_T}{q} \tag{EC. 5}$$

donde:

q = Carga hidráulica, m/d

K_T : Constante de reacción de primer orden, m/año

C_a : Concentración del contaminante en el afluente, mg/l

C_e : Concentración del contaminante en el efluente, mg/l

C*: Concentración de fondo del contaminante, mg/l o UFC/100ml

Reorganizando se puede obtener la siguiente ecuación, que permite calcular el área necesaria de humedal construido para alcanzar una determinada calidad de efluente para un contaminante:

$$A_s = \frac{365 \cdot Q}{K_T} \ln \left(\frac{C_a - C^*}{C_e - C^*} \right) \quad \text{EC. 6}$$

donde:

A_s: Área superficial del humedal, m²

Q: Caudal, m³/d

El valor de C* puede variar dependiendo del tipo de Sistema, la vegetación empleada, y el tipo y calidad de las aguas residuales a tratar (Kadlec and Knight, 1996). Para propósitos de diseño es recomendable emplear valores reales obtenidos en instalaciones cercanas. En la siguiente tabla se presentan concentraciones de fondo típicas (Kadlec et al., 2000).

Tabla 3. concentraciones de fondo para varios contaminantes (KC*)

Contaminante	Concentración de fondo
DBO5	1-10 mg/l
SST	1-6 mg/l
NH4-N	<0.5 mg/l
NO3-N	<0.1 mg/l
PT	<0.1 mg/l
Coliformes	50-500 UFC/100ml
Fecales	

Para el caso de los SST y la DBO5 se recomienda utilizar las siguientes ecuaciones para calcular la concentración de fondo en función de la concentración afluente al sistema:

Para DBO₅: $C^* = 3.5 + 0.053 \cdot C_a$ EC. 7

Para SST: $C^* = 5.1 + 0.16 \cdot C_a$ EC. 8

La constante K_T depende del tipo de contaminante y para algunos también de la temperatura, que en esos casos se debe corregir con la Ec. 2. En la siguiente tabla se presentan los valores de K_T y θ para varios contaminantes (Crites et al., 2014).

Tabla 4. Valores de KT y θ para varios contaminantes (HFS - KC*)

Contaminante	K20 (m/año)	θ
DBO5	34	1.00
SST	1000	1.00
NT	22	1.09
PT	12	1.00
Coliformes fecales	75	1.00
NH4-N	18	1.04
NO3-N	35	1.09
Norg	17	1.05

5.1.2.3 PKC*

Este método data de 2009 (Kadlec and Wallace, 2009) y es la combinación de un modelo hidráulico de tanques en serie (TIS) que incluye la variable PTIS con una cinética de primer orden basada en el modelo KC*. En este modelo PTIS representa el número aparente de tanques en el que en el que una mezcla de contaminantes se degrada más lentamente que los contaminantes individuales y que es menor que el valor de N del modelo TIS que se relaciona con la hidráulica del sistema y al tiempo de retención hidráulico, dado que los compuestos orgánicos se mueven más lentamente que el agua residual en el humedal.

El modelo general de diseño se presenta en la siguiente ecuación:

$$\left(\frac{C_e - C^*}{C_a - C^*}\right) = \frac{1}{(1 + k/PTISq)^P} \quad \text{EC. 9}$$

donde:

C_e : concentración en el efluente del humedal, mg/l

C_a : concentración en el afluente, mg/l

C^* : concentración de fondo, mg/l

k : constante de tasa superficial de primer orden, m/d

PTIS: numero aparente de tanques en serie

q : Carga hidráulica, m/d

Reorganizando la Ec. 9 se puede obtener una expresión para calcular el área necesaria de humedal de tratamiento para conseguir una determinada concentración de un contaminante en el efluente del sistema:

$$A_s = \frac{QPTIS}{k} \left[\left(\frac{C_a - C^*}{C_e - C^*} \right)^{1/P} - 1 \right] \quad \text{EC. 10}$$

donde:

A_s : Área superficial del humedal, m²

Q: Caudal, m³/d

En algunos lugares, la normatividad sobre vertimientos de las plantas de tratamiento incluye unos límites referidos a valores medios y permite que dichos valores se excedan una determinada parte de tiempo o un número de veces determinado en un período de tiempo. Esto es especialmente relevante en lugares donde la estacionalidad es importante y tiene efectos sobre la concentración del efluente en determinados períodos de tiempo. La Ec. 9 describe la eficiencia promedio del humedal de forma estocástica, pero el sistema presentará variaciones aleatorias en esa eficiencia, que a su vez se transmiten a la concentración del efluente. Esa variación aleatoria, se puede incluir en el modelo como un componente estocástico como se muestra en la siguiente ecuación.

$$\left(\frac{C_e - C^*}{C_a - C^*} \right) = \frac{1}{(1 + k/PTISq)^P} + E \quad \text{EC. 11}$$

Esa variación aleatoria se puede capturar usando un multiplicador que afecte al valor promedio de concentración del efluente, C_t .

$$E = C_t \psi \quad \text{EC. 12}$$

$$C_e = C_t(1 + \psi) \quad \text{EC. 13}$$

donde:

ψ : parte estocástica de C/C_t , adimensional.

Por tanto $(1+\psi)$ es el multiplicador con el que se obtiene una concentración en el efluente que no será excedida más de una determinada fracción de tiempo. Un buen punto de inicio es considerar un percentil 90, que quiere decir que se permite que el 10% de las veces se exceda la concentración de diseño en el efluente. Incluyendo este multiplicador en la Ec. 10 tendríamos:

$$A_s = \frac{QPTIS}{k} \left[\left(\frac{C_a - C^*}{C_e/(1 + \psi) - C^*} \right)^{1/PTIS} - 1 \right] \quad \text{EC. 14}$$

En la siguiente tabla se presentan los multiplicadores para varios percentiles en caso de que las restricciones locales requieran usar uno diferente al 90 (Kadlec and Wallace, 2009).

Tabla 5. Percentiles de excedencia de los valores medios para varios contaminantes (HFS - PKC*)

Contaminant e	Percentil					
	50	80	90	95	99	100
DBO		1.33	1.56	1.78		2.51
NTK	0.88	1.45	1.89	2.25		
NH4-N	0.88	1.45	1.89	2.25		
NOx-N	0.95	1.31	1.53	1.73		
NT	0.95	1.31	1.53	1.73		
PT	1.00	1.65	2.29	2.87		
CF (log10)		1.01	1.23	1.36	1.46	

A continuación es necesario seleccionar las constantes de reacción, carga hidráulica y PTIS para los contaminantes de interés (Kadlec, 2009; Kadlec and Wallace, 2009). Los valores presentados de las constantes de reacción son los reportados por Kadlec para el percentil 50.

La Ec. 14 permite realizar un dimensionamiento preliminar de un humedal de tratamiento empleando como caudal el promedio entre entrada y salida del sistema. Sin embargo, para un diseño definitivo no se recomienda, porque no tiene en cuenta los efectos de la evapotranspiración y precipitación. La evapotranspiración afecta el caudal y por ende el tiempo de retención hidráulico, y también la concentración de los contaminantes. La velocidad de flujo se reduce, el tiempo de retención hidráulico aumenta y los contaminantes se concentran en el sistema.

Tabla 6. Valores de K_{20} , C^* , θ y PTIS para varios contaminantes (HFS - PKC*)

Contaminante	K_{20} (m/año)	θ	C^*	PTIS
DBO ₅ (0-30mg/l)	33	0.985	2	1
DBO ₅ (30-100mg/l)	41	0.985	5	1
DBO ₅ (100-200mg/l)	36	0.985	10	1
DBO ₅ (>200mg/l)	189	0.985	20	1
NTK	9.8	1.036	1.5	3
NH ₄ -N	14.7	1.049	0	3
NO _x -N	27.0	1.110	0	6
Norg	17.3	1.000	1.5	3
NT	12.6	1.056	1.5	3
PT	10.0	1.005	0.002	3
CF	83	1.000	40	3

Lo contrario ocurre con la precipitación, la velocidad de flujo aumenta, el tiempo de retención hidráulico disminuye y los contaminantes se diluyen. Esta situación es relevante donde exista un desbalance importante entre evapotranspiración y precipitación. También puede ocurrir que no se tenga una buena impermeabilización del lecho o que esta falle y que por tanto se tengan pérdidas por infiltración. La ecuación de ese balance hídrico sería:

$$Q_0 = Q_1 + A_s(P - ET - I)$$

EC. 15

donde:

P: tasa de precipitación, m/d

ET: tasa de evapotranspiración, m/d

I: tasa de infiltración, m/d

Q: caudal, m³/d

Teniendo en cuenta que se emplea un modelo de tanques en serie, se puede aplicar la Ec. 15 secuencialmente de acuerdo con el número de tanques elegido (PTIS).

$$Q_1 = Q_{in} + A_1(P - ET - I) \quad \text{EC. 16}$$

donde:

A₁: área superficial del tanque 1, m²

Q₁: caudal que sale del tanque 1, m³/d

De igual manera se hace un balance de masas de cada uno de los contaminantes de interés de forma secuencial para cada uno de los tanques.

$$Q_1 C_1 = (Q_{in} C_{in}) - (I \cdot A_1 C_1) - (ET \cdot A_1 C_1) - (k \cdot A_1 \cdot (C_1 - C^*)) \quad \text{EC. 17}$$

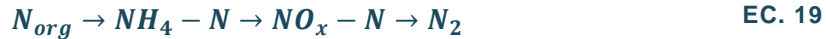
La Ec. 17 asume que la precipitación tiene una concentración cero, pero se puede incluir de manera similar de requerirse. De igual manera se asume que la concentración de la infiltración es la de salida. Combinando la Ec. 16 y la Ec. 17 se obtiene la concentración de salida del hipotético tanque 1.

$$C_1 = \frac{Q_{in} C_{in} + (k \cdot A_1 \cdot C^*)}{Q_1 + (ET \cdot A_1) + (I \cdot A_1) + (k \cdot A_1)} \quad \text{EC. 18}$$

Este cálculo se realiza secuencialmente para los demás tanques, usando en cada caso como entrada las concentraciones y caudales del tanque precedente. La concentración de salida del humedal será entonces la de salida del último tanque hipotético.

Hay que tener en cuenta que el número de tanques aparentes (PTIS) con el que se hacen los cálculos para todos los contaminantes de interés debe ser el correspondiente al contaminante que define el tamaño del humedal y por tanto es el mismo para el cálculo de las concentraciones de salida de los demás. En los casos en que se requiere remover varios contaminantes, el que define el tamaño es el que requiere más área.

La Ec. 18 es útil para estimar la concentración de salida de un contaminante genérico, pero hay contaminantes que están interconectados, como es el caso de las diferentes especies de Nitrógeno, por lo que si se requiere estimar las concentraciones de salida de cada una de ellas es necesario interconectar también sus balances de masa. En términos generales se puede decir que:



Entonces se puede calcular la concentración de cada especie a la salida de cada tanque:

$$C_{o1} = \frac{Q_{in}C_{o,in} + (k_o \cdot A_1 \cdot C_o^*)}{Q_1 + (ET \cdot A_1) + (I \cdot A_1) + (k_o \cdot A_1)} \quad \text{EC. 20}$$

$$C_{A1} = \frac{Q_{in}C_{A,in} + (k_A \cdot A_1 \cdot C_A^*) + k_o(C_{o1} - C_o^*)}{Q_1 + (ET \cdot A_1) + (I \cdot A_1) + (k_A \cdot A_1)} \quad \text{EC. 21}$$

$$C_{N1} = \frac{Q_{in}C_{N,in} + (k_N \cdot A_1 \cdot C_N^*) + k_A(C_{A1} - C_A^*)}{Q_1 + (ET \cdot A_1) + (I \cdot A_1) + (k_N \cdot A_1)} \quad \text{EC. 22}$$

La Ec. 21 tiene un término adicional correspondiente a la amonificación y la Ec. 22 tiene un término adicional correspondiente a la nitrificación. Estas tres ecuaciones se deben resolver secuencialmente.

Kadlec y Wallace (2009) recomiendan a partir de aquí comprobar la validez de las hipótesis realizadas para el diseño, especialmente lo relacionado con los coeficientes cinéticos empleados. Para ello proponen una verificación de los ciclos biogeoquímicos del carbono, nitrógeno y fósforo con un enfoque de análisis ecosistémico. Para más detalle ver el numeral 17.3 de Kadlec y Wallace (2009).

De igual manera proponen comprobar que la disponibilidad de oxígeno y carbono para que los procesos bioquímicos del humedal se den de forma adecuada, especialmente la nitrificación y desnitrificación. Para más detalle ver el numeral 17.4 de Kadlec y Wallace (2009). Para el tratamiento de aguas residuales domésticas no es común encontrarse con restricciones de este tipo, pero en caso de que se tenga la sospecha de que así puede ser, se recomienda hacer las respectivas verificaciones.

El diseño siguiendo el método presentado permite obtener el área de humedal de flujo libre necesaria para lograr un efluente de una cierta calidad y permite estimar en base anual los órdenes de magnitud de las concentraciones de diversos contaminantes en el efluente. No obstante, es posible, en casos de alta estacionalidad, calcular la calidad estimada del efluente por ejemplo a nivel mensual. Para ello se requieren datos de caudal y calidad del afluente en caso de que varíen de forma importante de mes a mes, información climatológica a la misma escala (P, ET), así como la variación de las constantes cinéticas en función de la variación de la temperatura del agua.

5.1.3 Diseño hidráulico

El diseño hidráulico de un humedal construido es fundamental para su buen funcionamiento. El agua fluye a través del humedal y debe superar la resistencia por fricción del mismo sistema. Esta resistencia es impuesta por la vegetación y la capa de sedimentos. La energía necesaria para superar esta resistencia viene dada por la pérdida de carga entre la entrada y la salida del sistema, por lo que se hace necesario que el fondo del humedal tenga la pendiente necesaria para permitir su vaciado completo cuando así se requiera.

La relación largo-ancho tiene una gran influencia en el régimen hidráulico y en la resistencia al flujo del sistema. Relaciones de 1:1 hasta aproximadamente 3:1 o 4:1 son las recomendadas, porque si bien relaciones mayores asegurarían el flujo a pistón, con el tiempo, cuando se cumulen residuos de vegetación se presentarán inundaciones en la parte alta del humedal.

El flujo de agua en un humedal HFS es descrito por la ecuación de Manning, que define el flujo en canales abiertos. La velocidad de flujo en el humedal es descrita por la Ec. 23 depende de la profundidad del agua, de la pendiente de la superficie del agua y de la densidad de la vegetación. Otras aplicaciones de la ecuación de Manning para canales abiertos suponen que la resistencia por fricción solamente ocurre en el fondo y en las paredes del canal. En los humedales de tratamiento HFS la resistencia está distribuida sobre la totalidad de la columna de agua, ya que las plantas emergentes y los restos de vegetación están presentes en todo el espacio. La ecuación de Manning también asume flujo turbulento, lo que no es completamente válido, pero es una aproximación aceptable.

$$v = \frac{1}{n} y^{2/3} s^{1/2} \quad \text{EC. 23}$$

donde:

v: velocidad de flujo, m/s

n: coeficiente de Manning, s/m^{1/3}

y: profundidad del agua en el humedal, m

s: gradiente hidráulico, o pendiente de la superficie del agua, m/m

Para los humedales, el número de Manning (n) es función de la profundidad del agua debido a la resistencia impuesta por la vegetación emergente. La resistencia también depende de la densidad de la vegetación y de la capa de residuos que puede variar según la localización o la estación. La relación está definida por:

$$n = \frac{a}{y^{1/2}} \quad \text{EC. 24}$$

donde:

a: factor de resistencia, s · m^{1/6} (Reed et al., 1995)

0,4 s · m^{1/6} para vegetación escasa y y > 0,4 m

1,6 s · m^{1/6} para vegetación moderadamente densa con profundidades de agua residual de y ≈ 0,3 m

6,4 s · m^{1/6} para vegetación muy densa y capa de residuos, en humedales con y ≤ 0,3 m

En muchas situaciones, con vegetación emergente típica, es aceptable asumir para propósitos de diseño valores de a entre 1 y 4. Sustituyendo la Ec. 24 en la Ec. 23 tenemos.

$$v = \frac{1}{a} y^{7/6} s^{1/2} \quad \text{EC. 25}$$

Sustituyendo y reorganizando términos es posible llegar a una ecuación para determinar la longitud máxima de una celda de humedal.

$$v = \frac{Q}{Wy} \quad W = \frac{A_s}{L} \quad y \quad s = \frac{(m)(y)}{L}$$

donde:

Q: Caudal, m³/d

W: Ancho de la celda de humedal, m

A_s: Área superficial de la celda de humedal, m²

L: Longitud de la celda de humedal, m

m: pendiente del fondo del lecho, % expresado como decimal

Sustituyendo en la Ec. 25 y reordenando obtenemos:

$$L = \left[\frac{A_s y^{8/3} m^{1/2} \cdot 86400}{a \cdot Q} \right]^{2/3} \quad \text{EC. 26}$$

El área superficial del humedal (A_s) se determina primero mediante el modelo de diseño de remoción del contaminante limitante. La Ec. 26 permite el cálculo directo de la longitud máxima aceptable de una celda de humedal compatible con el gradiente hidráulico seleccionado. Es aconsejable usar el gradiente hidráulico más pequeño posible para tener una reserva en caso de necesitarse ajustes futuros. Una relación largo-ancho ≤ 3:1 suele ser la mejor selección desde el punto de vista costo eficiencia, pero otras combinaciones de longitud y gradiente hidráulico son posibles también de modo que se pueda ajustar la forma del humedal al sitio y su topografía. El valor de (m) usado en la ecuación, está típicamente entre 10 y 30% de la pérdida de carga disponible. La máxima pérdida de carga disponible es igual al total de la profundidad del agua (y) del humedal que equivaldría a m=100%. Este no sería un diseño conservador, porque el humedal podría estar seco al final y no tendría capacidad de reserva si la resistencia al flujo aumentara en el futuro.

El valor de Q en la Ec. 26 es el caudal promedio entre la entrada y la salida, para tener en cuenta las pérdidas o ganancias de agua debidas a la evapotranspiración, filtración y precipitación. Es usualmente aceptable para un

diseño preliminar suponer los caudales de entrada y salida iguales. Para el diseño final del sistema será necesario tener en cuenta estas pérdidas y ganancias.

5.1.4 Flujo Subsuperficial Horizontal – HFSS

5.1.4.1 KC

Este método para los humedales de flujo subsuperficial es similar al presentado para los humedales de flujo libre, pero con unas particularidades. La única diferencia es la magnitud de la porosidad (n) y de la constante de reacción K_T .

Para humedales HFSS, la porosidad varía con el tipo de relleno usado, de acuerdo a la Tabla 7 (Crites et al., 2006) y puede ser medida por los procedimientos ya estipulados.

Tabla 7. Características típicas de los medios para humedales HFSS

Tipo de material	Tamaño efectivo D_{10} (mm)	Porosidad, n (%)	Conductividad hidráulica, k_s ($m^3/m^2/d$)
Arena gruesa	2	28-32	100-1.000
Arena gravosa	8	30-35	500-5.000
Grava fina	16	35-38	1.000-10.000
Grava media	32	36-40	10.000-50.000
Roca gruesa	128	38-45	50.000-250.000

Es aconsejable que la porosidad (n) del medio se mida en el laboratorio antes de hacer el diseño final. Los valores de porosidad para estos tipos de suelo y grava están publicados en muchas referencias, pero pueden ser mucho menores que los de la Tabla 7, ya que pueden estar dados para depósitos naturales de suelo y grava que han pasado por un proceso de consolidación natural y, por tanto, esos valores no son los apropiados para el diseño de un humedal tipo HFSS. Los valores de la Tabla 7 son útiles solamente para un diseño preliminar o para estimar un orden de magnitud.

En cuanto a la constante de reacción se puede obtener a partir de la siguiente tabla:

Tabla 8. Valores de K_T y θ para varios contaminantes (HFSS – KC)

Contaminante	K_{20}	θ
DBO5	1.104	1.06
NH4+	$0.01854 + 0.3922r_z2.6077$	1.048
NO3-	1	1.15

donde:

r_z : Profundidad del lecho ocupada por la rizosfera, expresado como decimal. No es aceptable asumir que la zona de raíces ocupará automáticamente la totalidad del lecho, excepto si este es muy poco profundo ($\leq 0.3m$), o si usa grava muy pequeña (≤ 20 mm). Un buen valor para un diseño preliminar va de 0.4 a 0.5.

La profundidad recomendada del humedal está relacionada con la profundidad que pueden alcanzar las raíces de la vegetación seleccionada. Generalmente se utilizan valores entre 0.4 y 0.6 m. Para trabajar con profundidades de 0.6m se requiere una operación especial para inducir la penetración deseada de las raíces hasta el fondo.

5.1.4.2 KC*

Este método para los humedales de flujo subsuperficial es similar al presentado para los humedales de flujo libre (ver 5.1.2.2), la diferencia está en la constante de reacción K_r , los valores de θ y de C^* . En la Tabla 9 se presentan los valores de K_T y θ para varios contaminantes.

Tabla 9. Valores de K_T y θ para varios contaminantes (HFSS - KC*)

Contaminante	K_{20} (m/año)	θ
DBO5	180a	1.00a
SST	3000a	1.065a
NT	27a	1.05a
PT	12a	1.00a
Coliformes fecales	95a	1.00a
NH4-N	34b	1.04b
NO3-N	50b	1.09b
Norga	35b	1.05b

Fuente: a)(Kadlec and Knight, 1996), b)(Salas Rodríguez et al., 2007)

En cuanto a la concentración de fondo, se manejan los mismos valores de la Tabla 3 y la Ec. 7 y para el caso de los SST se recomienda utilizar la siguiente ecuación en función de la concentración afluente al sistema:

$$\text{Para SST: } C^* = 7.8 + 0.063 \cdot C_a \quad \text{EC. 27}$$

5.1.4.3 PKC*

Este método para los humedales de flujo subsuperficial es similar al presentado para los humedales de flujo libre (ver 5.1.2.3), la diferencia está en la constante de reacción K_r , los valores de θ , C^* , PTIS y los percentiles de excedencia.

Tabla 10. Percentiles de excedencia de los valores medios para varios contaminantes (HFSS - PKC*)

Contaminante	Percentil				
	50	80	90	95	99
DBO		1.45	1.78	2.18	2.88
NH4-N		1.38	1.76	2.12	2.63
PT		1.38	1.66	1.93	
CF (log10)	0.98	1.34		1.49	1.59

A continuación es necesario seleccionar las constantes de reacción, carga hidráulica y PTIS para los contaminantes de interés (Kadlec, 2009; Kadlec and Wallace, 2009). Los valores presentados de las constantes de reacción son los reportados por Kadlec para el percentil 50.

Tabla 11. Valores de K_T , C^* , θ y PTIS para varios contaminantes (HFSS - PKC*)

Contaminante	K_{20} (m/año)	θ	C^*	PTIS
DBO ₅ (3-30mg/l)	86	0.981	1	3

DBO₅ (30-100mg/l)	37	0.981	5	3
DBO₅ (100-200mg/l)	25	0.981	10	3
DBO₅ (>200mg/l)	66	0.981	15	3
NTK	9.1	1.001	1.0	6
NH₄-N	11.4	1.014	0.0	6
NO_x-N	41.8	1.00	0.0	8
Norg	19.6	1.009	1.0	6
NT	8.4	1.005	1.0	6
CF	103	1.002	0.0	6

Con la información contenida en la Tabla 10 y la Tabla 11 se puede obtener el área necesaria de humedal de flujo subsuperficial para lograr una determinada concentración del contaminante objetivo (DBO, NTK o CF) empleando la Ec. 14. De igual manera se puede obtener la concentración de salida de los respectivos contaminantes de cada uno de los hipotéticos tanques (PTIS) empleando la Ec. 18.

El procedimiento para obtener las concentraciones de salida de las diferentes especies de nitrógeno en el proceso de nitrificación es el mismo que el empleado para los humedales de flujo libre, empleando la Ec. 20 para la conversión de nitrógeno orgánico a nitrógeno amoniacal, la Ec. 21 para la conversión de nitrógeno amoniacal a nitritos y nitratos y la Ec. 22 para el paso de las especies oxidadas a nitrógeno gas. Al igual que para los humedales HFS, se recomienda revisar los ciclos biogeoquímicos y las restricciones de transferencia de oxígeno. Por último, es posible también para los humedales de flujo subsuperficial hacer análisis del efluente en base mensual de ser necesario, para ello se requiere información similar a la empleada en los humedales de flujo libre.

5.1.4.4 Diseño hidráulico

En el caso de los humedales HFSS, el diseño hidráulico asegura las condiciones de flujo subsuperficial acompañado de unos métodos constructivos apropiados. En este caso el agua debe superar la resistencia a la fricción impuesta por el medio, las raíces de las plantas y los sólidos acumulados.

La ley de Darcy, que está definida en la Ec. 28, describe el régimen de flujo en un medio poroso que es lo generalmente aceptado para el diseño de humedales tipo HFSS usando arena o grava fina o media como medio del lecho.

La ley de Darcy no es estrictamente aplicable a los humedales de flujo subsuperficial dadas las limitaciones físicas en el actual sistema. Este asume condiciones de flujo laminar, pero el flujo turbulento puede darse con gravas muy gruesas cuando el diseño usa un gradiente hidráulico alto. La ley de Darcy también asume que el flujo en el sistema es constante y uniforme, pero en la realidad puede variar por la precipitación, evaporación y filtración; así como por los cortocircuitos en el flujo que pueden llegar a presentarse por una desigual porosidad o mala construcción. Si se utiliza una grava de tamaño pequeño o medio, si el sistema está apropiadamente construido para minimizar los cortocircuitos, si el sistema está diseñado para tener una mínima dependencia del gradiente hidráulico y si las pérdidas y ganancias del sistema están adecuadamente reconocidas, la ley de Darcy puede dar una aproximación razonable a las condiciones hidráulicas de un humedal tipo HFSS.

$$v = k_s \cdot s$$

y dado que:

$$v = \frac{Q}{Wy}$$

Entonces:

$$Q = k_s A_c s \quad \text{EC. 28}$$

Donde:

Q: Caudal promedio a través del humedal, m³/d [(Q_o+Q_e)/2]

k_s: Conductividad hidráulica de una unidad de área del humedal perpendicular a la dirección de flujo, m³/m²/d.

A_c: Área de la sección transversal perpendicular al flujo, m²

s: Gradiente hidráulico o "pendiente" de la superficie del agua en el sistema. m/m

v: Velocidad de "Darcy", la velocidad aparente de flujo a través de la totalidad del área de la sección transversal del lecho, m/d

Q_o: Caudal afluente al sistema, m³/d

Q_e: Caudal efluente del sistema, m³/d

Teniendo en cuenta las siguientes relaciones geométricas, sustituyendo y reorganizando los términos es posible desarrollar una ecuación que determine de manera aceptable el ancho mínimo de una celda de humedal HFSS que sea compatible con el gradiente hidráulico seleccionado para el diseño, partiendo de:

$$s = \frac{(m)(y)}{L} \quad L = \frac{A_s}{W} \quad A_c = (W)(y)$$

dónde:

W: Ancho de una celda del humedal, m

A_s: Área superficial del humedal, m²

L: Longitud de la celda de humedal, m

m: pendiente del fondo del lecho, % expresado como decimal

y: profundidad del agua en el humedal, m

$$W = \frac{1}{y} \left[\frac{(Q)(A_s)}{(m)(k_s)} \right]^{0.5} \quad \text{EC. 29}$$

El área superficial del humedal(A_s) se determina en primer lugar, usando el modelo de diseño limitante para remoción de contaminantes. La Ec. 29 permite calcular directamente el ancho mínimo absoluto aceptable de una

celda de humedal compatible con el gradiente hidráulico seleccionado. Otras combinaciones de ancho - gradiente hidráulico pueden ser posibles a fin de ajustar el diseño a las condiciones topográficas existentes en el sitio propuesto. El valor de m en la Ec. 29 típicamente se encuentra entre 5 y 20% de la pérdida de carga potencial. No se recomienda la selección de la máxima pérdida de carga disponible. Es realmente recomendable tomar un valor de la conductividad hidráulica k_s no mayor a 1/3 de la conductividad hidráulica efectiva y que m no sea mayor del 20% para tener un factor de seguridad suficiente contra potenciales atascamientos, efectos de la viscosidad y otras contingencias que pueden llegar a ser desconocidas en el momento del diseño.

La conductividad hidráulica (k_s) en la Ec. 28 y la Ec. 29 también varía con el número y tamaño de vacíos en el medio usado para el humedal. La Tabla 7 presenta órdenes de magnitud estimados para un rango de materiales granulares que podrían ser usados en un humedal HFSS. Es recomendable que la conductividad hidráulica se mida en el terreno o en laboratorio antes del diseño final. Como se menciona anteriormente, es aconsejable que la porosidad (n) del medio se mida en el laboratorio antes de hacer el diseño final. El diseño final de un humedal HFSS debe basarse en mediciones reales de los dos parámetros, conductividad hidráulica y porosidad.

5.1.5 Humedales verticales – HFV

Los humedales de flujo vertical datan de principios de los años 60 con los desarrollos de la Dra. Kathe Seidel (Brix, 1994) y han sido ampliamente desarrollados en Europa debido a que pueden transferir una cantidad importante de oxígeno al agua y producir efluentes nitrificados, mientras que los humedales de flujo subsuperficial horizontal tiene una capacidad limitada de oxidar el amoníaco, por a su limitada transferencia de oxígeno (Kadlec and Wallace, 2009). Existen muchas variantes de humedales verticales pero los más usados se componen de un lecho de grava que en la parte superior tiene una capa de arena plantada con macrófitas. El tamaño de la grava es mayor en el fondo (30 – 60mm) y menor en la capa superior (6mm). (Vymazal et al., 2006). El sistema requiere un pretratamiento para eliminar sólidos en suspensión y prevenir así la colmatación del lecho. Se alimenta de manera secuencial aplicando agua a la superficie y permitiendo que se inunden de 3 a 5 cm, para luego percollar a través del lecho. (Stefanakis et al., 2014). El principal parámetro de diseño en la práctica es el área requerida por habitante equivalente ($m^2/hab.e$). En general se recomiendan valores menores a $3m^2/hab.e$ aunque esto depende del clima de la zona donde se vaya a implementar el sistema. Así, en climas fríos se pueden requerir entre 4 y $5m^2/hab.e$, mientras que en climas calidos el área necesaria se puede reducir a entre 1 y $2m^2/hab.e$. (Stefanakis et al., 2014).

Tabla 12. Valores de diseño propuestos en varios países para HFV

País	Área requerida ($m^2/hab.e$)	Referencia
Dinamarca	3.2	(Brix and Arias, 2005)
Reino Unido	1.0 – 2.0	(Cooper et al., 1997), (Vymazal et al., 1998), (Cooper, 2005, 1999), (Weedon, 2010)
Austria	4.0 – 6.0	(Laber et al., 1997), (Schönerklee et al., 1997), (Vymazal et al., 1998), (Langergraber et al., 2007), (Mitterer-Reichmann, 2012)
República Checa	1.5	(Vymazal and Kröpfelová, 2011)
Alemania	2.25	(Kayser et al., 2002)
	3	(von Felde and Kunst, 1997)
	2.0 – 3.0	(Bahlo and Wach, 1995)
Bélgica	3.8	(L. Rousseau et al., 2004)
Francia	2.0 – 2.5	(Molle et al., 2005), (Paing and Voisin, 2005)
Grecia	1.0 – 1.5	(Stefanakis and Tsihrintzis, 2012)
	3	(Gikas and Tsihrintzis, 2012)
Italia	1.3 – 3.2	(Foladori et al., 2012)

España Islas Canarias (España)	1.0 – 3.2 1.5	(Puigagut et al., 2007) (Vera et al., 2013)
--------------------------------------	------------------	--

Actualmente no hay un valor aceptado de manera global, diferentes países tienen diferentes recomendaciones. Por ejemplo, en cuanto a la profundidad del lecho y su conformación, la guía danesa recomienda un lecho de 1.4m de profundidad, con una capa de drenaje en el fondo de 0.2m, una capa de arena de 1.0m y una capa superior que sirve de aislamiento térmico durante los inviernos de 0.2m. (Brix and Arias, 2005). En la Tabla 12, adaptada de Stefanakis et al.,(2014), se presentan valores recomendados en varios países:

5.1.6 Humedales Verticales Sistema francés

El llamado “sistema francés” es una variación de los humedales verticales desarrollada por Cemagref a mediados de los años 80 (Liénard, 1987) en la que se le aplica directamente agua residual cruda, sin necesidad de que pase previamente por un tratamiento primario. El sistema requiere un desbaste de gruesos como tratamiento preliminar (30mm).

La configuración general incluye dos etapas en las que se tratan simultáneamente agua y lodos, la primera con tres lechos y la segunda con dos, en cada etapa los lechos se alimentan secuencialmente y funcionan en paralelo.

El dimensionamiento de estos sistemas es más bien empírico, basado en el conocimiento obtenido por Cemagref a lo largo de años de estudios de laboratorio y experimentos a gran escala y se basa en la carga orgánica aplicable en términos del área superficial requerida por habitante equivalente (hab.e).

El diseño general considera 2m²/hab.e divididos de la siguiente manera, 1.2 m²/hab.e divididos entre los 3 lechos de la primera etapa y 0.8 m²/hab.e divididos entre los dos lechos de la segunda etapa (Molle et al., 2005).

Este diseño se basa en un aporte de contaminantes por habitante equivalente de 120g DQO/hab.e, 60g SS/hab.e, 10-12g NTK/hab.e y 150l/hab.e, que son valores comunes para pequeñas comunidades en Francia. Con estos aportes tendríamos entonces unas cargas orgánicas aplicables de ~ 300g DQO/m²/d, ~150g SS/m²/d, ~25-30g NTK/m²/d, y una carga hidráulica de 0.37 m³/m²/d en el filtro en operación. Con estos valores se puede extrapolar el diseño para aguas residuales con cargas mayores o menores.

Los lechos de la primera etapa se construyen con una capa inferior de 10 a 20cm llamada capa de drenaje, con un material de entre 20 y 40mm. Sobre ella va una capa intermedia de 10 a 20cm con un material de entre 5 y 20mm y finalmente la capa superior de por lo menos 30cm de altura de grava fina de 2 a 8mm.

Los lechos de la segunda etapa tiene las mismas tres capas, la capa de drenaje es igual a la de la primera etapa, la capa intermedia tiene el mismo espesor pero con material de entre 3 y 10mm y la capa superior de por lo menos 30cm de arena (0.25mm < d₁₀ < 0.40mm) (Molle et al., 2005).

Después de pasar por las rejillas de desbaste el agua residual se alimenta a uno de los lechos de la primera etapa, se le aplica toda la carga orgánica durante la fase de alimentación que dura entre 3 y 4 días (3.5d recomendado), para luego dejar este lecho en la fase de reposo que durará el doble que la de alimentación (7d recomendado) y se van rotando los tres lechos secuencialmente. Alternar los ciclos de alimentación y reposo es fundamental para controlar el crecimiento de la biomasa en el lecho, evitando la colmatación del mismo, y permitiendo que el sistema permanezca aerobio. La primera etapa retiene sólidos en suspensión y remueve contaminantes orgánicos disueltos, mientras que la segunda etapa termina de remover estas sustancias orgánicas disueltas y sobretodo aporta con nitrificación.

5.1.7 EJEMPLOS DE DISEÑO

A continuación, se presentan ejemplos de diseños de los diferentes tipos de humedales de tratamientos abordados en este capítulo para unas mismas condiciones de entrada.

5.1.7.1 Datos de partida

Tipo de agua a tratar: Agua residual doméstica

Población: 500 h-e.

Dotación: 150 l/hab/d

Carga DBO₅: 60 g/hab/d

Carga DQO: 120 g/hab/d

Carga SS: 60 g/hab/d

Carga NTK: 10 g/hab/d

Carga PT: 4 g/hab/d

Carga CT: 2×10^{11} UFC/hab/d

Precipitación promedio: 2.2mm/d

Evapotranspiración promedio: 1.1 mm/d

5.1.7.2 Caudal y contaminación afluente

Caudal diario de Agua residual: 75 m³/d

Concentración DBO₅: 400 mg/l

Concentración DQO: 800 mg/l

Concentración SS: 400 mg/l

Concentración NTK: 66mg/l

Concentración PT: 26 mg/l

Concentración CT: 1.33×10^8 UFC/100ml

5.1.7.3 Contaminación Efluente

Suponemos que la normatividad local nos exige las siguientes concentraciones en el efluente:

Concentración DBO₅: 35 mg/l

Concentración DQO: 50 mg/l

Concentración SS: 30 mg/l

Concentración NTK: 20 mg/l

Concentración PT: 5 mg/l

Concentración CT: 1000 UFC/100ml

5.1.7.4 Pretratamiento

Suponemos un pretratamiento compuesto por desbaste y tanque Imhoff. Las concentraciones de contaminantes a la salida del pretratamiento serían:

Concentración DBO₅: 240 mg/l

Concentración DQO: 440 mg/l

Concentración SS: 160 mg/l

Concentración NTK: 56 mg/l

Concentración PT: 22 mg/l

Concentración CT: 1.2×10^8 UFC/100ml

5.1.8 Humedal de flujo libre -HFS

5.1.8.1 Parámetros de diseño

Temperatura del agua residual: 15°C

Profundidad del Humedal: 0.4 m

Porosidad del sustrato filtrante: 0.65

5.1.8.2 KC

Utilizando la Ec. 2 y la Ec. 4, así como los valores de la Tabla 2, calculamos el área necesaria de humedal para realizar el tratamiento suponiendo inicialmente que los caudales de entrada y salida son iguales. Hacemos el cálculo para DBO₅.

$$A_s = \frac{Q \cdot \ln(C_a/C_e)}{K_T \cdot y \cdot n} = \frac{75m^3/d \cdot \ln(240mg/l/35mg/l)}{0.678 d^{-1} \cdot 1.06^{(15-20)} \cdot 0.4m \cdot 0.65} = 1096 m^2$$

Y de igual manera para el nitrógeno amoniacal. Asumimos que todo el NTK que entra al sistema está en forma de nitrógeno amoniacal (Crites et al., 2014).

$$A_s = \frac{75m^3/d \cdot \ln(56mg/l/20mg/l)}{0.2187 d^{-1} \cdot 1.048^{(15-20)} \cdot 0.4m \cdot 0.65} = 1717 m^2$$

Como queremos lograr los límites de vertimiento exigidos para los dos contaminantes tomamos la mayor de las dos áreas. $A_s=1717m^2$.

Ahora tendremos en cuenta la precipitación y la evapotranspiración suponiendo además que el humedal está bien impermeabilizado y que no existe infiltración. Para ello empleamos la Ec. 15.

$$Q_e = Q_a + A_s(P - ET - I) = \frac{75m^3}{d} + 1717 m^2 \left(\frac{2.2mm}{d} - \frac{1.1mm}{d} - 0 \right) / \frac{1000mm}{m} = \frac{76.9 m^3}{d}$$

Con ese caudal podemos recalculer el área superficial necesaria

$$A_s = \frac{76.9m^3/d \cdot \ln(56mg/l/20mg/l)}{0.2187 d^{-1} \cdot 1.48^{(15-20)} \cdot 0.4m \cdot 0.65} = 1760 m^2$$

Para este tamaño de humedal es suficiente con una iteración, dado que si repitiéramos el procedimiento obtendríamos un caudal de la misma magnitud.

Ahora debemos tener en cuenta el diseño hidráulico. Para ello calculamos el largo máximo de la celda de humedal usando la Ec. 26. Usaremos un valor de $m=0.1$ y $a=4$

$$L = \left[\frac{A_s y^{8/3} m^{1/2} \cdot 86400}{a \cdot Q} \right]^{2/3} = \left[\frac{1760 m^2 \cdot 0.4m^{8/3} \cdot 0.1^{1/2} \cdot 86400}{4 \cdot 0.1 \cdot m^{1/6} \cdot 76.9 m^3/d} \right]^{2/3} = 569.2 m$$

No se tienen entonces restricciones por el largo de la celda por lo que usaremos un humedal de 60 m de largo por 30 de ancho, con lo que obtenemos una relación largo ancho de 2, que está en el rango recomendado de entre 1 y 3.

Con esas dimensiones obtenemos un área superficial $A_s=1800 m^2$, correspondiente a un caudal promedio de $Q_e=77 m^3/d$.

Con estos valores calculamos las concentraciones esperadas en el efluente utilizando la Ec. 1 y los valores de la Tabla 2 :

$$C_e = C_a \cdot e^{-K_T \cdot TRH} = C_a \cdot e^{-K_T \cdot \frac{L \cdot W \cdot y \cdot n}{Q}}$$

Para DBO₅:

$$C_e = 240 \frac{mg}{l} \cdot e^{-0.678 d^{-1} \cdot 1.06^{(15-20)} \cdot \frac{60m \cdot 30m \cdot 0.4m \cdot 0.65}{77 m^3/d}} = 11 mg/l$$

Para NH₄⁺:

$$C_e = 56 \frac{mg}{l} \cdot e^{-0.2187 d^{-1} \cdot 1.048^{(15-20)} \cdot \frac{60m \cdot 30m \cdot 0.4m \cdot 0.65}{77 \frac{m^3}{d}}} = 19.6 mg/l$$

Lo que nos da unas eficiencias de remoción en el humedal de DBO₅ del 95.4% y de nitrificación del 65% y para todo el sistema, incluyendo el pretratamiento de 97.3% y 70.3% respectivamente, con lo que cumplimos con los requerimientos en el efluente que permite revisar la información disponible para este método, así como obteniendo efluentes por encima de la concentración de fondo.

5.1.8.3 KC*

Utilizando la Ec. 6, la Ec. 7 y la Ec. 8, y la Tabla 3 y Tabla 4, calculamos el área necesaria para reducir cada uno de los contaminantes de control hasta los niveles exigidos:

Para DBO₅:

$$A_s = \frac{365 \cdot Q}{K_T} \ln \left(\frac{C_a - C^*}{C_e - C^*} \right) = \frac{365 \cdot 75m^3/d}{34 m/año \cdot 1.0^{(15-20)}} \ln \left(\frac{240mg/l - (3.5 + 0.053 \cdot 240mg/l)}{35mg/l - (3.5 + 0.053 \cdot 240mg/l)} \right) = 1995 m^2$$

Para SST:

$$A_s = \frac{365 \cdot 75m^3/d}{1000 m/año \cdot 1.0^{(15-20)}} \ln \left(\frac{160mg/l - (5.1 + 0.16 \cdot 160mg/l)}{30mg/l - (5.1 + 0.16 \cdot 160mg/l)} \right) = 166 m^2$$

Para NH₄⁺:

$$A_s = \frac{365 \cdot 75m^3/d}{18 m/año \cdot 1.04^{(15-20)}} \ln \left(\frac{56mg/l - 0.5mg/l}{20mg/l - 0.5mg/l} \right) = 1935 m^2$$

Para PT:

$$A_s = \frac{365 \cdot 75m^3/d}{12 m/año \cdot 1.0^{(15-20)}} \ln \left(\frac{22mg/l - 0.1mg/l}{5mg/l - 0.1mg/l} \right) = 3416 m^2$$

Para CF:

$$A_s = \frac{365 \cdot 75m^3/d}{75 \text{ m/año} \cdot 1.0^{(15-20)}} \ln \left(\frac{1.2 \times 10^8 \text{ UFC/100ml} - 500 \text{ UFC/100ml}}{1000 \text{ UFC/100ml} - 500 \text{ UFC/100ml}} \right) = 4522 \text{ m}^2$$

Como se observa el área necesaria para eliminar fósforo es demasiado grande por lo que tal vez lo mejor sea realizar una precipitación química en el pretratamiento o simplemente decantarse por otra tecnología de tratamiento. En el caso de los Coliformes fecales ocurre algo similar por lo que lo recomendable sería agregar al tren de tratamiento una etapa final de desinfección, con una laguna de maduración, filtro de arena o cualquier otra tecnología que permita la reducción necesaria.

Teniendo en cuenta los requisitos del vertimiento y las consideraciones anteriores se decide emplear un humedal con un área superficial de 1995 m², para la remoción de DBO₅ deseada y que permita la nitrificación.

Al igual que en el método anterior tendremos en cuenta la precipitación y la evapotranspiración suponiendo además que el humedal está bien impermeabilizado y que no existe infiltración. Para ello empleamos la Ec. 15.

$$Q_e = Q_a + A_s(P - ET - I) = \frac{75m^3}{d} + 1995 \text{ m}^2 \left(\frac{2.2\text{mm}}{d} - \frac{1.1\text{mm}}{d} - 0 \right) / \frac{1000\text{mm}}{m} = \frac{77.2 \text{ m}^3}{d}$$

Con ese caudal podemos recalcular el área superficial necesaria

Para NH₄⁺:

$$A_s = \frac{365 \cdot 77.2m^3/d}{18 \text{ m/año} \cdot 1.04^{(15-20)}} \ln \left(\frac{56\text{mg/l} - 0.5\text{mg/l}}{20\text{mg/l} - 0.5\text{mg/l}} \right) = 2054 \text{ m}^2$$

Para este tamaño de humedal es suficiente con una iteración, dado que si repitiéramos el procedimiento obtendríamos un caudal de la misma magnitud.

Ahora de manera similar debemos tener en cuenta el diseño hidráulico. Para ello calculamos el largo máximo de la celda de humedal usando la Ec. 26. Usaremos un valor de m=0.1 y a=4

$$L = \left[\frac{A_s y^{8/3} m^{1/2} \cdot 86400}{a \cdot Q} \right]^{2/3} = \left[\frac{2054 \text{ m}^2 \cdot 0.4m^{8/3} \cdot 0.1^{1/2} \cdot 86400}{4 \cdot 77.2 \text{ m}^3/d} \right]^{2/3} = 629.3 \text{ m}$$

No se tienen entonces restricciones por el largo de la celda por lo que usaremos un humedal de 65 m de largo por 32 de ancho, con lo que obtenemos una relación largo ancho de 2, que está en el rango recomendado de entre 1 y 3.

Con esas dimensiones obtenemos un área superficial A_s=2080 m², correspondiente a un caudal promedio de Q_e=77.3 m³/d.

Con estos valores calculamos las concentraciones esperadas en el efluente:

$$C_e = C^* + (C_a - C^*) \cdot e^{-\frac{K_T}{q}} = C^* + (C_a - C^*) \cdot e^{-\frac{K_T \cdot A_s}{365 \cdot Q}}$$

Para DBO₅:

$$C_e = (3.5 + 0.053 \cdot 240\text{mg/l}) + (240\text{mg/l} - (3.5 + 0.053 \cdot 240\text{mg/l})) \cdot e^{-\frac{\frac{34\text{m}}{\text{año}} \cdot 1.00^{(15-20)} \cdot 2080\text{m}^2}{365 \cdot \frac{77.3\text{m}^3}{d}}}$$

$$= 34.5\text{mg/l}$$

Para SST:

$$C_e = (5.1 + 0.16 \cdot 160\text{mg/l}) + (160\text{mg/l} - (5.1 + 0.16 \cdot 160\text{mg/l})) \cdot e^{-\frac{\frac{1000\text{m}}{\text{año}} \cdot 1.00^{(15-20)} \cdot 2080\text{m}^2}{365 \cdot \frac{77.3\text{m}^3}{d}}}$$

$$= 30.7\text{mg/l}$$

Igualmente asumimos de manera conservadora que todo el NTK que entra al sistema está en forma de nitrógeno amoniacal (Crites et al., 2014).

Para NH_4^+ :

$$C_e = 0.5\text{mg/l} + (56\text{mg/l} - 0.5\text{mg/l}) \cdot e^{-\frac{\frac{18\text{m}}{\text{año}} \cdot 1.04^{(15-20)} \cdot 2080\text{m}^2}{365 \cdot \frac{77.3\text{m}^3}{d}}} = 19.2\text{mg/l}$$

Para PT:

$$C_e = 0.1\text{mg/l} + (22\text{mg/l} - 0.1\text{mg/l}) \cdot e^{-\frac{\frac{12\text{m}}{\text{año}} \cdot 1.00^{(15-20)} \cdot 2080\text{m}^2}{365 \cdot \frac{77.3\text{m}^3}{d}}} = 9.1\text{mg/l}$$

Para CF:

$$C_e = 500\text{UFC}/100\text{ml} + (1.2 \times 10^8 \text{UFC}/100\text{ml} - 500\text{UFC}/100\text{ml}) \cdot e^{-\frac{\frac{75\text{m}}{\text{año}} \cdot 1.00^{(15-20)} \cdot 2080\text{m}^2}{365 \cdot \frac{77.3\text{m}^3}{d}}}$$

$$= 4.8 \times 10^5 \text{mg/l}$$

Se esperan unas eficiencias de remoción en el humedal de DBO_5 del 85.6%, de nitrificación del 65.8%, de sólidos suspendidos del 80.8%, de fósforo total del 58.4% y de Coliformes fecales del 99.6, equivalente a cerca de 3 unidades logarítmicas, requiriéndose tratamiento adicional para alcanzar los niveles exigidos de PT y CF. En cuanto al rendimiento de todo el sistema, incluyendo el pretratamiento, se esperarían unas eficiencias de remoción de 91.4%, 71.0%, 92.3%, 64.8% y 99.6% para DBO_5 , NH_4^+ , SST, PT y CF respectivamente.

Comparando solamente las áreas requeridas para la eliminación de DBO_5 , se evidencia que el método KC* requiere áreas mayores que el KC al involucrar la concentración de fondo.

5.1.8.4 PKC*

Empleando la Ec. 14, la Tabla 5 y la Tabla 6 se realiza el dimensionamiento preliminar de un humedal de flujo libre con este método.

$$A_s = \frac{QPTIS}{k_T} \left[\left(\frac{C_a - C^*}{C_e/(1 + \psi) - C^*} \right)^{1/PTIS} - 1 \right]$$

Para DBO₅. En primer lugar, consideraremos que tenemos una restricción reglamentaria que no nos permite exceder el límite de vertimiento más del 10% del tiempo.

$$A_s = \frac{75m^3/d \cdot 1}{\frac{189 \frac{m}{año}}{365 d/año} \cdot 0.985^{(15-20)}} \left[\left(\frac{240mg/l - 20mg/l}{35mg/l/(1.56) - 20mg/l} \right)^{1/1} - 1 \right] = 11995 m^2$$

Si la restricción nos permitiera exceder el valor límite el 20% del tiempo tendríamos un multiplicador de 1.33:

$$A_s = \frac{75m^3/d \cdot 1}{\frac{189 \frac{m}{año}}{365 d/año} \cdot 0.985^{(15-20)}} \left[\left(\frac{240mg/l - 20mg/l}{35mg/l/(1.33) - 20mg/l} \right)^{1/1} - 1 \right] = 4543.8 m^2$$

Ahora vamos a calcular el área necesaria considerando que la reglamentación solo nos exige un promedio de DBO₅ en el efluente, pero no considera restricciones en cuanto al tiempo máximo que se puede exceder dicho valor. Para este caso el multiplicador será 1.

$$A_s = \frac{75m^3/d \cdot 1}{\frac{189 \frac{m}{año}}{365 d/año} \cdot 0.985^{(15-20)}} \left[\left(\frac{240mg/l - 20mg/l}{35mg/l/(1.00) - 20mg/l} \right)^{1/1} - 1 \right] = 1835.4 m^2$$

Como se puede ver, incluir este multiplicador incrementa de forma importante el área, ya que en realidad estamos obteniendo un efluente con una concentración promedio de 22.4mg/l, que al ser tan cercana a la concentración de fondo hace necesaria un área muy importante.

Para continuar con el ejemplo, y una vez ilustrado el uso y significado del multiplicador, consideraremos que no tenemos restricciones que impliquen el su uso en el resto del ejemplo.

Para NTK:

$$A_s = \frac{75m^3/d \cdot 3}{\frac{9.8 \frac{m}{año}}{365 d/año} \cdot 1.036^{(15-20)}} \left[\left(\frac{56mg/l - 1.5mg/l}{20mg/l/(1.00) - 1.5mg/l} \right)^{1/3} - 1 \right] = 4335.8 m^2$$

Para PT:

$$A_s = \frac{75m^3/d \cdot 3}{\frac{10 \frac{m}{año}}{365 \frac{d}{año}} \cdot 1.005^{(15-20)}} \left[\left(\frac{22mg/l - 0.002mg/l}{5mg/l/(1.00) - 0.002mg/l} \right)^{1/3} - 1 \right] = 5378.7 m^2$$

Para CF:

$$A_s = \frac{75m^3/d \cdot 3}{\frac{83 \frac{m}{año}}{365 \frac{d}{año}} \cdot 1.0^{(15-20)}} \left[\left(\frac{1.2 \times 10^8 UFC/100ml - 40UFC/100ml}{1000UFC/100ml/(1.00) - 40UFC/100ml} \right)^{1/3} - 1 \right] = 48483.4 m^2$$

Al igual que para el modelo KC*, el área necesaria para eliminar Coliformes fecales es demasiado grande, en este caso se recomendaría en caso de que se requiera un efluente de esta calidad agregar una etapa posterior de desinfección al tren de tratamiento, como por ejemplo filtros de arena o lagunas de maduración. Lo mismo ocurre con el área necesaria para alcanzar la concentración requerida de fósforo total a la salida, por lo que se recomendaría algún tratamiento adicional para eliminarlo.

En este caso deseamos cumplir con la calidad del efluente para DBO₅ y NTK, por lo que elegimos la mayor área de las 2, que en este caso es la correspondiente a NTK.

Ahora de manera similar a los dos métodos anteriores, debemos tener en cuenta el diseño hidráulico. Para ello calculamos el largo máximo de la celda de humedal usando la Ec. 26. Usaremos un valor de m=0.1 y a=4

$$L = \left[\frac{A_s y^{8/3} m^{1/2} \cdot 86400}{a \cdot Q} \right]^{2/3} = \left[\frac{4335.8m^2 \cdot 0.4m^{8/3} \cdot 0.1^{1/2} \cdot 86400}{4s \cdot m^{1/6} \cdot 79.8 m^3/d} \right]^{2/3} = 1013 m$$

No se tienen entonces restricciones por el largo de la celda por lo que usaremos un humedal de 100 m de largo por 44 de ancho, con lo que obtenemos una relación largo ancho de 2.3, que está en el rango recomendado de entre 1 y 3.

También podríamos tener varias celdas en paralelo, por ejemplo 2 celdas en paralelo de 50m de largo por 22m de ancho.

Con esas dimensiones obtenemos un área superficial A_s=4400 m².

Al igual que en los métodos anteriores, tendremos en cuenta la precipitación y la evapotranspiración suponiendo además que el humedal está bien impermeabilizado y que no existe infiltración. Para ello empleamos la Ec. 16 y la aplicamos secuencialmente al número de tanques aparentes (PTIS) elegido para cada contaminante.

Para PTIS=1 (DBO₅):

$$Q_1 = Q_{in} + A_1(P - ET - I) = \frac{75m^3}{d} + 4400m^2 \left(\frac{2.2mm}{d} - \frac{1.1mm}{d} - 0 \right) / \frac{1000mm}{m} = \frac{79.84 m^3}{d}$$

Para PTIS=3 (NTK, PT, CF):

$$Q_1 = Q_{in} + A_1(P - ET - I)$$

$$= \frac{75m^3}{d} + \frac{4400m^2}{3} \left(\frac{2.2mm}{d} - \frac{1.1mm}{d} - 0 \right) / \frac{1000mm}{m} = \frac{76.61 m^3}{d}$$

$$Q_2 = Q_{in} + A_2(P - ET - I)$$

$$= \frac{76.61m^3}{d} + \frac{4400m^2}{3} \left(\frac{2.2mm}{d} - \frac{1.1mm}{d} - 0 \right) / \frac{1000mm}{m} = \frac{78.23 m^3}{d}$$

$$Q_3 = Q_2 + A_3(P - ET - I)$$

$$= \frac{78.23m^3}{d} + \frac{4400m^2}{3} \left(\frac{2.2mm}{d} - \frac{1.1mm}{d} - 0 \right) / \frac{1000mm}{m} = \frac{79.84 m^3}{d}$$

Con estos caudales de salida, empleando la Ec. 18 y recordando que se supone la concentración de la lluvia como cero, se pueden calcular las concentraciones a la salida de cada uno de los tanques aparentes y así obtener la concentración a la salida del humedal.

$$C_1 = \frac{Q_{in}C_{in} + (k_T \cdot A_1 \cdot C^*)}{Q_1 + (ET \cdot A_1) + (I \cdot A_1) + (k_T \cdot A_1)}$$

Para DBO₅ (PTIS=1):

Teniendo en cuenta la Ec. 2:

$$K_T = K_{20} \cdot \theta^{(T-20)}$$

$$K_T = \frac{189 \frac{m}{año}}{365 \frac{d}{año}} \cdot 0.985^{(15-20)} = 0.5585m/d$$

$$C_1 = \frac{\frac{75m^3}{d} \cdot \frac{240mg}{l} + \left(\frac{0.5585m}{d} \cdot 4400m^2 \cdot \frac{20mg}{l} \right)}{\frac{79.84m^3}{d} + \left(\frac{\frac{1.1mm}{d}}{\frac{1000mm}{m}} \cdot 4400m^2 \right) + \left(\frac{\frac{0mm}{d}}{\frac{1000mm}{m}} \cdot 4400m^2 \right) + \left(\frac{0.5585m}{d} \cdot 4400m^2 \right)}$$

$$= 26.44mg/l$$

Para NTK (PTIS=3):

$$K_T = \frac{9.8 \frac{m}{año}}{365 \frac{d}{año}} \cdot 1.036^{(15-20)} = 0.0225m/d$$

Para el primer tanque

$$C_1 = \frac{Q_{in}C_{in} + (k_T \cdot A_1 \cdot C^*)}{Q_1 + (ET \cdot A_1) + (I \cdot A_1) + (k_T \cdot A_1)}$$

$$C_1 = \frac{\frac{75m^3}{d} \cdot \frac{56mg}{l} + \left(\frac{0.0225m}{d} \cdot \frac{4400m^2}{3} \cdot \frac{1.5mg}{l} \right)}{\frac{76.61m^3}{d} + \left(\frac{\frac{1.1mm}{d}}{\frac{1000mm}{m}} \cdot \frac{4400m^2}{3} \right) + \left(\frac{\frac{0mm}{d}}{\frac{1000mm}{m}} \cdot \frac{4400m^2}{3} \right) + \left(\frac{0.0225m}{d} \cdot \frac{4400m^2}{3} \right)}$$

$$= 38.49mg/l$$

Para el segundo tanque

$$C_2 = \frac{Q_1C_1 + (k_T \cdot A_2 \cdot C^*)}{Q_2 + (ET \cdot A_2) + (I \cdot A_2) + (k_T \cdot A_2)}$$

$$C_2 = \frac{\frac{76.61m^3}{d} \cdot \frac{38.49mg}{l} + \left(\frac{0.0225m}{d} \cdot \frac{4400m^2}{3} \cdot \frac{1.5mg}{l} \right)}{\frac{78.23m^3}{d} + \left(\frac{\frac{1.1mm}{d}}{\frac{1000mm}{m}} \cdot \frac{4400m^2}{3} \right) + \left(\frac{\frac{0mm}{d}}{\frac{1000mm}{m}} \cdot \frac{4400m^2}{3} \right) + \left(\frac{0.0225m}{d} \cdot \frac{4400m^2}{3} \right)}$$

$$= 26.76mg/l$$

Y para el tercer tanque que nos da la concentración esperada a la salida del humedal:

$$C_3 = \frac{Q_2C_2 + (k_T \cdot A_3 \cdot C^*)}{Q_3 + (ET \cdot A_3) + (I \cdot A_3) + (k_T \cdot A_3)}$$

$$C_3 = \frac{\frac{78.23m^3}{d} \cdot \frac{26.76mg}{l} + \left(\frac{0.0225m}{d} \cdot \frac{4400m^2}{3} \cdot \frac{1.5mg}{l} \right)}{\frac{79.84m^3}{d} + \left(\frac{\frac{1.1mm}{d}}{\frac{1000mm}{m}} \cdot \frac{4400m^2}{3} \right) + \left(\frac{\frac{0mm}{d}}{\frac{1000mm}{m}} \cdot \frac{4400m^2}{3} \right) + \left(\frac{0.0225m}{d} \cdot \frac{4400m^2}{3} \right)}$$

$$= 18.86mg/l$$

Para PT (PTIS=3):

$$K_T = \frac{10.0 \frac{m}{año}}{365 \frac{d}{año}} \cdot 1.005^{(15-20)} = 0.0267m/d$$

Para el primer tanque

$$C_1 = \frac{\frac{75m^3}{d} \cdot \frac{22mg}{l} + \left(\frac{0.0267m}{d} \cdot \frac{4400m^2}{3} \cdot \frac{0.002mg}{l} \right)}{\frac{76.61m^3}{d} + \left(\frac{\frac{1.1mm}{d}}{\frac{1000mm}{m}} \cdot \frac{4400m^2}{3} \right) + \left(\frac{\frac{0mm}{d}}{\frac{1000mm}{m}} \cdot \frac{4400m^2}{3} \right) + \left(\frac{0.0267m}{d} \cdot \frac{4400m^2}{3} \right)}$$

$$= 14.15mg/l$$

Para el segundo tanque

$$C_2 = \frac{\frac{76.61m^3}{d} \cdot \frac{14.15mg}{l} + \left(\frac{0.0267m}{d} \cdot \frac{4400m^2}{3} \cdot \frac{0.002mg}{l} \right)}{\frac{78.23m^3}{d} + \left(\frac{\frac{1.1mm}{d}}{\frac{1000mm}{m}} \cdot \frac{4400m^2}{3} \right) + \left(\frac{\frac{0mm}{d}}{\frac{1000mm}{m}} \cdot \frac{4400m^2}{3} \right) + \left(\frac{0.0267m}{d} \cdot \frac{4400m^2}{3} \right)}$$

$$= 9.17mg/l$$

Y para el tercer tanque que nos da la concentración esperada a la salida del humedal:

$$C_3 = \frac{\frac{78.23m^3}{d} \cdot \frac{9.17mg}{l} + \left(\frac{0.0267m}{d} \cdot \frac{4400m^2}{3} \cdot \frac{0.002mg}{l} \right)}{\frac{79.84m^3}{d} + \left(\frac{\frac{1.1mm}{d}}{\frac{1000mm}{m}} \cdot \frac{4400m^2}{3} \right) + \left(\frac{\frac{0mm}{d}}{\frac{1000mm}{m}} \cdot \frac{4400m^2}{3} \right) + \left(\frac{0.0267m}{d} \cdot \frac{4400m^2}{3} \right)}$$

$$= 5.99mg/l$$

Para CF (PTIS=3):

$$K_T = \frac{83 \frac{m}{año}}{365 \frac{d}{año}} \cdot 1.0^{(15-20)} = 0.2274m/d$$

Para el primer tanque

$$C_1 = \frac{\frac{75m^3}{d} \cdot \frac{1.2 \times 10^8 UFC}{100ml} + \left(\frac{0.2274m}{d} \cdot \frac{4400m^2}{3} \cdot \frac{40UFC}{100ml} \right)}{\frac{76.61m^3}{d} + \left(\frac{\frac{1.1mm}{d}}{\frac{1000mm}{m}} \cdot \frac{4400m^2}{3} \right) + \left(\frac{\frac{0mm}{d}}{\frac{1000mm}{m}} \cdot \frac{4400m^2}{3} \right) + \left(\frac{0.2274m}{d} \cdot \frac{4400m^2}{3} \right)}$$

$$= \frac{2.19 \times 10^7 UFC}{100ml}$$

Para el segundo tanque

$$C_2 = \frac{\frac{76.61m^3}{d} \cdot \frac{2.19 \times 10^7 UFC}{100ml} + \left(\frac{0.2274m}{d} \cdot \frac{4400m^2}{3} \cdot \frac{40UFC}{100ml} \right)}{\frac{78.23m^3}{d} + \left(\frac{\frac{1.1mm}{d}}{\frac{1000mm}{m}} \cdot \frac{4400m^2}{3} \right) + \left(\frac{\frac{0mm}{d}}{\frac{1000mm}{m}} \cdot \frac{4400m^2}{3} \right) + \left(\frac{0.2274m}{d} \cdot \frac{4400m^2}{3} \right)}$$

$$= \frac{4.07 \times 10^6 UFC}{100ml}$$

Y para el tercer tanque que nos da la concentración esperada a la salida del humedal:

$$C_3 = \frac{\frac{78.23m^3}{d} \cdot \frac{4.07 \times 10^6 UFC}{100ml} + \left(\frac{0.0267m}{d} \cdot \frac{4400m^2}{3} \cdot \frac{40UFC}{100ml} \right)}{\frac{79.84m^3}{d} + \left(\frac{\frac{1.1mm}{d}}{\frac{1000mm}{m}} \cdot \frac{4400m^2}{3} \right) + \left(\frac{\frac{0mm}{d}}{\frac{1000mm}{m}} \cdot \frac{4400m^2}{3} \right) + \left(\frac{0.0267m}{d} \cdot \frac{4400m^2}{3} \right)}$$

$$= \frac{7.68 \times 10^5 UFC}{100ml}$$

Estas concentraciones representan unas eficiencias de remoción en el humedal de DBO₅ del 89%, de NTK del 66.3%, de PT del 72.8% y de CF del 99.36% (algo menos de 3 unidades logarítmicas) y para todo el sistema, incluyendo el pretratamiento de 93.4%, 71.4%, 77% y 99.42% respectivamente, con lo que cumplimos con los requerimientos en el efluente para DBO₅ y NTK y se requeriría tratamiento adicional para alcanzar los niveles deseados de PT y CF.

Comparando solamente las áreas requeridas para la eliminación de DBO₅, se evidencia que el método PKC* (4400m²) requiere áreas mayores que el KC* (2310m²) y que el KC (1150m²). Incluso si incluyéramos el multiplicador se requerirían en el PKC* cerca de 12 mil m².

En la actualidad se considera el método PKC* el más adecuado para el dimensionamiento de este tipo de humedales, al basarse en información estadística recolectada en sistemas en funcionamiento y considerar un modelo de reactor más cercano a la realidad.

5.1.9 Humedal de flujo subsuperficial - HFSS

Al ser los métodos de diseño similares a los de los humedales de flujo libre, se presentan los cálculos necesarios incluyendo los parámetros que cambian en cada modelo para este tipo de humedales. Suponemos el mismo pretratamiento con la misma eficiencia y por tanto las mismas características del agua residual que entra al humedal.

5.1.9.1 Parámetros de diseño

Temperatura del agua residual: 15°C

Profundidad del Humedal: 0.6 m

Vegetación: Phragmites Australis

Material de relleno: grava fina

Porosidad del sustrato: 0.38

5.1.9.2 KC

Utilizando la Ec. 2 y la Ec. 4, así como los valores de la Tabla 8, calculamos el área necesaria de humedal para realizar el tratamiento suponiendo inicialmente que los caudales de entrada y salida son iguales. Hacemos el cálculo para DBO₅.

$$K_T = K_{20} \cdot \theta^{(T-20)} = 1.104 \cdot 1.06^{(15-20)} = 0.824d^{-1}$$

$$A_s = \frac{Q \cdot \ln(C_a/C_e)}{K_T \cdot y \cdot n} = \frac{75m^3/d \cdot \ln(240mg/l/35mg/l)}{0.824 \cdot 0.6m \cdot 0.38} = 768 m^2$$

Y de igual manera para el nitrógeno amoniacal. Asumimos que todo el NTK que entra al sistema está en forma de nitrógeno amoniacal (Crites et al., 2014).

$$K_T = K_{20} \cdot \theta^{(T-20)} = 0.01854 + 0.3922r_z^{2.6077} \cdot \theta^{(T-20)}$$

$$= 0.01854 + 0.3922 \cdot 0.5^{2.6077} \cdot 1.048^{(15-20)} = 0.198d^{-1}$$

$$A_s = \frac{75m^3/d \cdot \ln(56mg/l/20mg/l)}{0.198 d^{-1} \cdot 0.6m \cdot 0.38} = 1714 m^2$$

Como queremos lograr los límites de vertimiento exigidos para los dos contaminantes tomamos la mayor de las dos áreas. $A_s=1714m^2$.

Ahora tendremos en cuenta la precipitación y la evapotranspiración suponiendo además que el humedal está bien impermeabilizado y que no existe infiltración. Para ello empleamos la Ec. 15.

$$Q_e = Q_a + A_s(P - ET - I) = \frac{75m^3}{d} + 1714 m^2 \left(\frac{2.2mm}{d} - \frac{1.1mm}{d} - 0 \right) / \frac{1000mm}{m} = \frac{76.9 m^3}{d}$$

Con ese caudal podemos recalcular el área superficial necesaria

$$A_s = \frac{76.9 \text{ m}^3/\text{d} \cdot \ln(56 \text{ mg/l}/20 \text{ mg/l})}{0.198 \text{ d}^{-1} \cdot 0.6 \text{ m} \cdot 0.38} = 1757 \text{ m}^2$$

Para este tamaño de humedal es suficiente con una iteración, dado que si repitiéramos el procedimiento obtendríamos un caudal de la misma magnitud.

Ahora debemos tener en cuenta el diseño hidráulico. Para ello calculamos el ancho mínimo de la celda de humedal usando la Ec. 29. Usaremos un valor de $m=0.05$ (5% de la pérdida de carga disponible) y $K_s=3000$ (menos de 1/3 del valor máximo para grava fina en la Tabla 7).

$$W = \frac{1}{y} \left[\frac{(Q)(A_s)}{(m)(k_s)} \right]^{0.5} = \frac{1}{0.6 \text{ m}} \left[\frac{76.9 \text{ m}^3/\text{d} \cdot 1757 \text{ m}^2}{0.05 \cdot 3000 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{d}} \right]^{0.5} = 50 \text{ m}$$

Si consideramos una sola celda de humedal de 50m de ancho, esta tendría unos 36m de largo, con lo que obtendríamos una relación largo ancho de 0.7 que no es recomendable (se recomienda entre 1 y 3). Por ello se hace necesario dividir el humedal en varias celdas que trabajen en paralelo y realizar la misma verificación. Si usamos 4 celdas en paralelo tendríamos:

$$W = \frac{1}{0.6 \text{ m}} \left[\frac{\frac{76.9 \text{ m}^3}{\text{d}}/4 \cdot 1757 \text{ m}^2/4}{0.05 \cdot 3000 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{d}} \right]^{0.5} = 12.5 \text{ m}$$

Usaremos entonces cuatro celdas de 15m de ancho por 30m de largo, con lo que obtenemos una relación largo/ancho de 2. Con esas dimensiones el área superficial total de los humedales será de $A_s=1800 \text{ m}^2$, correspondiente a un caudal promedio de $Q_e=77 \text{ m}^3/\text{d}$.

Con estos valores calculamos las concentraciones esperadas en el efluente utilizando la Ec. 1 y los valores de la Tabla 8:

$$C_e = C_a \cdot e^{-K_T \cdot TRH} = C_a \cdot e^{-K_T \cdot \frac{L \cdot W \cdot y \cdot n}{Q}}$$

Para DBO_5 :

$$C_e = 240 \frac{\text{mg}}{\text{l}} \cdot e^{-0.824 \text{ d}^{-1} \cdot \frac{30 \text{ m} \cdot 15 \text{ m} \cdot 0.6 \text{ m} \cdot 0.38}{77 \frac{\text{m}^3}{\text{d}}/4}} = 3 \text{ mg/l}$$

Para NH_4^+ :

$$C_e = 56 \frac{\text{mg}}{\text{l}} \cdot e^{-0.198 \text{ d}^{-1} \cdot \frac{30 \text{ m} \cdot 15 \text{ m} \cdot 0.6 \text{ m} \cdot 0.38}{77 \frac{\text{m}^3}{\text{d}}/4}} = 19.5 \text{ mg/l}$$

Lo que nos da unas eficiencias de remoción en el humedal de DBO_5 del 98.8% y de nitrificación del 65.2% y para todo el sistema, incluyendo el pretratamiento de 99.3% y 70.5% respectivamente, con lo que cumplimos con los requerimientos en el efluente que permite revisar la información disponible para este método. En la referencia original (Reed et al., 1995) no aparecen valores de referencia de concentraciones de fondo para humedales de

flujo horizontal subsuperficial pero se dice que se estima que estos sistemas pueden lograr mejores efluentes que los de flujo libre ya que los residuos de las plantas no caen directamente al agua.

5.1.9.3 KC*

Utilizando la Ec. 6, la Ec. 7 y la Ec. 27, y la Tabla 3 y Tabla 9, calculamos el área necesaria para reducir cada uno de los contaminantes de control hasta los niveles exigidos:

Para DBO₅:

$$A_s = \frac{365 \cdot Q}{K_T} \ln \left(\frac{C_a - C^*}{C_e - C^*} \right) = \frac{365 \cdot 75 \text{ m}^3/\text{d}}{180 \text{ m/año} \cdot 1.0^{(15-20)}} \ln \left(\frac{240 \text{ mg/l} - (3.5 + 0.053 \cdot 35 \text{ mg/l})}{35 \text{ mg/l} - (3.5 + 0.053 \cdot 35 \text{ mg/l})} \right) = 377 \text{ m}^2$$

Para SST:

$$A_s = \frac{365 \cdot 75 \text{ m}^3/\text{d}}{3000 \text{ m/año} \cdot 1.065^{(15-20)}} \ln \left(\frac{160 \text{ mg/l} - (7.8 + 0.063 \cdot 160 \text{ mg/l})}{30 \text{ mg/l} - (7.8 + 0.063 \cdot 160 \text{ mg/l})} \right) = 26 \text{ m}^2$$

Para NH₄⁺:

$$A_s = \frac{365 \cdot 75 \text{ m}^3/\text{d}}{34 \text{ m/año} \cdot 1.04^{(15-20)}} \ln \left(\frac{56 \text{ mg/l} - 0.5 \text{ mg/l}}{20 \text{ mg/l} - 0.5 \text{ mg/l}} \right) = 1179 \text{ m}^2$$

Para PT:

$$A_s = \frac{365 \cdot 75 \text{ m}^3/\text{d}}{12 \text{ m/año} \cdot 1.0^{(15-20)}} \ln \left(\frac{22 \text{ mg/l} - 0.1 \text{ mg/l}}{5 \text{ mg/l} - 0.1 \text{ mg/l}} \right) = 6142 \text{ m}^2$$

Para CF:

$$A_s = \frac{365 \cdot 75 \text{ m}^3/\text{d}}{95 \text{ m/año} \cdot 1.0^{(15-20)}} \ln \left(\frac{1.2 \times 10^8 \text{ UFC/100ml} - 500 \text{ UFC/100ml}}{1000 \text{ UFC/100ml} - 500 \text{ UFC/100ml}} \right) = 3387 \text{ m}^2$$

Como se observa el área necesaria para eliminar fósforo es demasiado grande por lo que tal vez lo mejor sea realizar una precipitación química en el pretratamiento o simplemente decantarse por otra tecnología de tratamiento. En el caso de los Coliformes fecales ocurre algo similar por lo que lo recomendable sería agregar al tren de tratamiento una etapa final de desinfección, con una laguna de maduración, filtro de arena o cualquier otra tecnología que permita la reducción necesaria.

Teniendo en cuenta los requisitos del vertimiento y las consideraciones anteriores se decide emplear un humedal con un área superficial de 1179 m², que permita la nitrificación.

Al igual que en el método anterior tendremos en cuenta la precipitación y la evapotranspiración suponiendo además que el humedal está bien impermeabilizado y que no existe infiltración. Para ello empleamos la Ec. 15.

$$Q_e = Q_a + A_s(P - ET - I) = \frac{75m^3}{d} + 1179 m^2 \left(\frac{2.2mm}{d} - \frac{1.1mm}{d} - 0 \right) / \frac{1000mm}{m} = \frac{76.3 m^3}{d}$$

Con ese caudal podemos recalcular el área superficial necesaria

Para NH_4^+ :

$$A_s = \frac{365 \cdot 76.3m^3/d}{34 m/año \cdot 1.04^{(15-20)}} \ln \left(\frac{56mg/l - 0.5mg/l}{20mg/l - 0.5mg/l} \right) = 1199 m^2$$

Para este tamaño de humedal es suficiente con una iteración, dado que si repitiéramos el procedimiento obtendríamos un caudal de la misma magnitud.

Ahora debemos tener en cuenta el diseño hidráulico. Para ello calculamos el ancho mínimo de la celda de humedal usando la Ec. 29. Usaremos un valor de $m=0.05$ (5% de la pérdida de carga disponible) y $K_s=3000$ (menos de 1/3 del valor máximo para grava fina en la Tabla 7).

$$W = \frac{1}{y} \left[\frac{(Q)(A_s)}{(m)(k_s)} \right]^{0.5} = \frac{1}{0.6m} \left[\frac{76.3m^3/d \cdot 1199 m^2}{0.05 \cdot 3000 m^3/m^2/d} \right]^{0.5} = 41.2 m$$

Si consideramos una sola celda de humedal de 42m de ancho, esta tendría unos 28.5m de largo, con lo que obtendríamos una relación largo ancho de casi 0.7 que no es recomendable (se recomienda entre 1 y 3). Por ello se hace necesario dividir el humedal en varias celdas que trabajen en paralelo y realizar la misma verificación. Si usamos 3 celdas en paralelo tendríamos:

$$W = \frac{1}{0.6m} \left[\frac{76.3m^3/3 \cdot 1199 m^2/3}{0.05 \cdot 3000 m^3/m^2/d} \right]^{0.5} = 13.7 m$$

Usaremos entonces tres celdas de 14m de ancho por 29m de largo, con lo que obtenemos una relación largo/ancho de 2.1. Con esas dimensiones el área superficial total de los humedales será de $A_s=1218 m^2$, correspondiente a un caudal promedio de $Q_e=76.3 m^3/d$.

Con estos valores calculamos las concentraciones esperadas en el efluente:

$$C_e = C^* + (C_a - C^*) \cdot e^{-\frac{K_T \cdot A_s}{365 \cdot Q}}$$

Para DBO_5 :

$$C_e = (3.5 + 0.053 \cdot 240 \text{mg/l}) + (240 \text{mg/l} - (3.5 + 0.053 \cdot 240 \text{mg/l})) \cdot e^{\frac{\frac{180 \text{m}}{\text{año}} \cdot 1.00^{(15-20)} \cdot 1218 \text{m}^2}{365 \cdot \frac{76.3 \text{m}^3}{d}}}$$

$$= 16.3 \text{mg/l}$$

Para SST:

$$C_e = (7.8 + 0.063 \cdot 160 \text{mg/l}) + (160 \text{mg/l} - (7.8 + 0.063 \cdot 160 \text{mg/l})) \cdot e^{\frac{\frac{3000 \text{m}}{\text{año}} \cdot 1.065^{(15-20)} \cdot 1218 \text{m}^2}{365 \cdot \frac{76.3 \text{m}^3}{d}}}$$

$$= 17.9 \text{mg/l}$$

Igualmente asumimos de manera conservadora que todo el NTK que entra al sistema está en forma de nitrógeno amoniacal (Crites et al., 2014).

Para NH_4^+ :

$$C_e = 0.5 \text{mg/l} + (56 \text{mg/l} - 0.5 \text{mg/l}) \cdot e^{\frac{\frac{34 \text{m}}{\text{año}} \cdot 1.04^{(15-20)} \cdot 1218 \text{m}^2}{365 \cdot \frac{76.3 \text{m}^3}{d}}} = 16.8 \text{mg/l}$$

Para PT:

$$C_e = 0.1 \text{mg/l} + (22 \text{mg/l} - 0.1 \text{mg/l}) \cdot e^{\frac{\frac{12 \text{m}}{\text{año}} \cdot 1.00^{(15-20)} \cdot 1218 \text{m}^2}{365 \cdot \frac{76.3 \text{m}^3}{d}}} = 13.1 \text{mg/l}$$

Para CF:

$$C_e = 500 \text{UFC/100ml} + (1.2 \times 10^8 \text{UFC/100ml} - 500 \text{UFC/100ml}) \cdot e^{\frac{\frac{95 \text{m}}{\text{año}} \cdot 1.00^{(15-20)} \cdot 1218 \text{m}^2}{365 \cdot \frac{76.3 \text{m}^3}{d}}}$$

$$= 1.9 \times 10^6 \text{mg/l}$$

Se esperan unas eficiencias de remoción en el humedal de DBO_5 del 93.2%, de nitrificación del 69.9%, de sólidos suspendidos del 88.8%, de fósforo total del 40.6% y de Coliformes fecales del 99.43, equivalente a cerca de 2 unidades logarítmicas, requiriéndose tratamiento adicional para alcanzar los niveles exigidos de PT y CF. Se evidencia también que las concentraciones esperadas en el efluente para DBO_5 y sólidos suspendidos alcanzan los niveles de las concentraciones de fondo estimadas, siendo estos los mejores valores que se podrían obtener de acuerdo con este modelo. En cuanto al rendimiento de todo el sistema, incluyendo el pretratamiento, se esperarían unas eficiencias de remoción de 95.9%, 74.5%, 95.5%, 49.8% y 98.6% para DBO_5 , NH_4^+ , SST, PT y CF respectivamente.

Comparando solamente las áreas requeridas para la eliminación de DBO₅, se evidencia que el método KC* requiere áreas menores que el KC en los humedales de flujo subsuperficial a pesar de involucrar la concentración de fondo.

5.1.9.4 PKC*

Empleando la Ec. 14, la Tabla 10 y la Tabla 11, se realiza el dimensionamiento preliminar de un humedal de flujo subsuperficial con este método.

$$A_s = \frac{QPTIS}{k_T} \left[\left(\frac{C_a - C^*}{C_e/(1 + \psi) - C^*} \right)^{1/PTIS} - 1 \right]$$

Para DBO₅. En primer lugar, consideraremos que tenemos una restricción reglamentaria que no nos permite exceder el límite de vertimiento más del 10% del tiempo.

$$A_s = \frac{75m^3/d \cdot 3}{\frac{66 \frac{m}{año}}{365 d/año} \cdot 0.981^{(15-20)}} \left[\left(\frac{240mg/l - 15mg/l}{35mg/l/(1.78) - 15mg/l} \right)^{1/3} - 1 \right] = 2985.3 m^2$$

Si la restricción nos permitiera exceder el valor límite el 20% del tiempo tendríamos un multiplicador de 1.45:

$$A_s = \frac{75m^3/d \cdot 3}{\frac{66 \frac{m}{año}}{365 d/año} \cdot 0.981^{(15-20)}} \left[\left(\frac{240mg/l - 15mg/l}{35mg/l/(1.45) - 15mg/l} \right)^{1/3} - 1 \right] = 2158.4 m^2$$

Ahora vamos a calcular el área necesaria considerando que la reglamentación solo nos exige un promedio de DBO₅ en el efluente, pero no considera restricciones en cuanto al tiempo máximo que se puede exceder dicho valor. Para este caso el multiplicador será 1.

$$A_s = \frac{75m^3/d \cdot 3}{\frac{66 \frac{m}{año}}{365 d/año} \cdot 0.981^{(15-20)}} \left[\left(\frac{240mg/l - 15mg/l}{35mg/l/(1.0) - 15mg/l} \right)^{1/3} - 1 \right] = 1402.6 m^2$$

Como se puede ver, incluir este multiplicador incrementa de forma importante el área, ya que en realidad estamos obteniendo un efluente con una concentración promedio de 19.7mg/l, que al ser cercana a la concentración de fondo hace necesaria un área importante.

Para continuar con el ejemplo, y una vez ilustrado el uso y significado del multiplicador, consideraremos que no tenemos restricciones que impliquen el su uso en el resto del ejemplo.

Para NTK:

$$A_s = \frac{75m^3/d \cdot 6}{\frac{9.1 \frac{m}{año}}{365 d/año} \cdot 1.001^{(15-20)}} \left[\left(\frac{56mg/l - 1.0mg/l}{20mg/l/(1.00) - 1.0mg/l} \right)^{1/6} - 1 \right] = 3517.7 m^2$$

Para PT:

El método no considera la remoción de fósforo dado que el mecanismo predominante es la adsorción por parte del medio y está muy influenciado por la hidráulica del sistema. Como se requiere eliminar fósforo, se hace necesario un diseño de humedal HFSS especial involucrando algún material que adsorba fósforo como la LECA o la escoria de alto horno (Kadlec and Wallace, 2009) o el uso de alguna otra tecnología.

Para CF:

$$A_s = \frac{75m^3/d \cdot 6}{\frac{103 \frac{m}{año}}{365 d/año} \cdot 1.002^{(15-20)}} \left[\left(\frac{1.2 \times 10^8 UFC/100ml - 0UFC/100ml}{1000UFC/100ml/(1.00) - 0UFC/100ml} \right)^{1/6} - 1 \right] \\ = 9701.3 m^2$$

Al igual que para el modelo KC*, el área necesaria para eliminar Coliformes fecales es demasiado grande, en este caso se recomendaría en caso de que se requiera un efluente de esta calidad agregar una etapa posterior de desinfección al tren de tratamiento, como por ejemplo filtros de arena o lagunas de maduración.

En este caso deseamos cumplir con la calidad del efluente para DBO₅ y NTK, por lo que elegimos la mayor área de las 2, que en este caso es la correspondiente a NTK.

Al igual que en el método anterior tendremos en cuenta la precipitación y la evapotranspiración suponiendo además que el humedal está bien impermeabilizado y que no existe infiltración. Para ello empleamos la Ec. 15.

$$Q_e = Q_a + A_s(P - ET - I) = \frac{75m^3}{d} + 3517.7 m^2 \left(\frac{2.2mm}{d} - \frac{1.1mm}{d} - 0 \right) / \frac{1000mm}{m} \\ = \frac{75.39 m^3}{d}$$

Con ese caudal podemos recalcular el área superficial necesaria

Para NTK:

$$A_s = \frac{75.39m^3/d \cdot 6}{\frac{9.1 \frac{m}{año}}{365 d/año} \cdot 1.001^{(15-20)}} \left[\left(\frac{56mg/l - 1.0mg/l}{20mg/l/(1.00) - 1.0mg/l} \right)^{1/6} - 1 \right] = 3533.8 m^2$$

Para este tamaño de humedal es suficiente con una iteración, dado que si repitiéramos el procedimiento obtendríamos un caudal de la misma magnitud.

Ahora debemos tener en cuenta el diseño hidráulico. Para ello calculamos el ancho mínimo de la celda de humedal usando la Ec. 29. Usaremos un valor de $m=0.05$ (5% de la pérdida de carga disponible) y $K_s=3000$ (menos de 1/3 del valor máximo para grava fina en la Tabla 7).

$$W = \frac{1}{y} \left[\frac{(Q)(A_s)}{(m)(k_s)} \right]^{0.5} = \frac{1}{0.6m} \left[\frac{75.39m^3/d \cdot 3533.8 m^2}{0.05 \cdot 3000 m^3/m^2/d} \right]^{0.5} = 70.2 m$$

Si consideramos una sola celda de humedal de 71m de ancho, esta tendría unos 50m de largo, con lo que obtendríamos una relación largo ancho de 0.7 que no es recomendable (se recomienda entre 1 y 3). Por ello se hace necesario dividir el humedal en varias celdas que trabajen en paralelo y realizar la misma verificación. Si usamos 3 celdas en paralelo tendríamos:

$$W = \frac{1}{0.6m} \left[\frac{\frac{75.39m^3}{d}/3 \cdot 3533.8 m^2/3}{0.05 \cdot 3000 m^3/m^2/d} \right]^{0.5} = 23.4 m$$

Usaremos entonces tres celdas de 25m de ancho por 48m de largo, con lo que obtenemos una relación largo/ancho de 1.9. Con esas dimensiones el área superficial total de los humedales será de $A_s=3600 m^2$. Al igual que en los métodos anteriores, tendremos en cuenta la precipitación y la evapotranspiración suponiendo además que el humedal está bien impermeabilizado y que no existe infiltración. Para ello empleamos la Ec. 16 y la aplicamos secuencialmente al número de tanques aparentes (PTIS) elegido para cada contaminante.

Para PTIS=3 (DBO₅):

$$\begin{aligned} Q_1 &= Q_{in} + A_1(P - ET - I) \\ &= \frac{75m^3}{d} + \frac{3600m^2}{3} \left(\frac{2.2mm}{d} - \frac{1.1mm}{d} - 0 \right) / \frac{1000mm}{m} = \frac{75.13 m^3}{d} \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} Q_2 &= Q_{in} + A_2(P - ET - I) \\ &= \frac{75.13m^3}{d} + \frac{3600m^2}{3} \left(\frac{2.2mm}{d} - \frac{1.1mm}{d} - 0 \right) / \frac{1000mm}{m} = \frac{75.26 m^3}{d} \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} Q_3 &= Q_2 + A_3(P - ET - I) \\ &= \frac{75.26m^3}{d} + \frac{3600m^2}{3} \left(\frac{2.2mm}{d} - \frac{1.1mm}{d} - 0 \right) / \frac{1000mm}{m} = \frac{75.39 m^3}{d} \end{aligned}$$

Para PTIS=6 (NTK, CF):

$$\begin{aligned}
 Q_1 &= Q_{in} + A_1(P - ET - I) \\
 &= \frac{75m^3}{d} + \frac{3600m^2}{6} \left(\frac{2.2mm}{d} - \frac{1.1mm}{d} - 0 \right) / \frac{1000mm}{m} = \frac{75.07 m^3}{d} \\
 \\
 Q_2 &= Q_{in} + A_2(P - ET - I) \\
 &= \frac{75.07m^3}{d} + \frac{3600m^2}{6} \left(\frac{2.2mm}{d} - \frac{1.1mm}{d} - 0 \right) / \frac{1000mm}{m} = \frac{75.13 m^3}{d} \\
 \\
 Q_3 &= Q_2 + A_3(P - ET - I) \\
 &= \frac{75.13m^3}{d} + \frac{3600m^2}{6} \left(\frac{2.2mm}{d} - \frac{1.1mm}{d} - 0 \right) / \frac{1000mm}{m} = \frac{75.20 m^3}{d} \\
 \\
 Q_4 &= Q_3 + A_4(P - ET - I) \\
 &= \frac{75.20m^3}{d} + \frac{3600m^2}{6} \left(\frac{2.2mm}{d} - \frac{1.1mm}{d} - 0 \right) / \frac{1000mm}{m} = \frac{75.26 m^3}{d} \\
 \\
 Q_5 &= Q_4 + A_5(P - ET - I) \\
 &= \frac{75.26m^3}{d} + \frac{3600m^2}{6} \left(\frac{2.2mm}{d} - \frac{1.1mm}{d} - 0 \right) / \frac{1000mm}{m} = \frac{75.33 m^3}{d} \\
 \\
 Q_6 &= Q_5 + A_6(P - ET - I) \\
 &= \frac{75.33m^3}{d} + \frac{3600m^2}{6} \left(\frac{2.2mm}{d} - \frac{1.1mm}{d} - 0 \right) / \frac{1000mm}{m} = \frac{75.39 m^3}{d}
 \end{aligned}$$

Con estos caudales de salida, empleando la Ec. 18 y recordando que se supone la concentración de la lluvia como cero, se pueden calcular las concentraciones a la salida de cada uno de los tanques aparentes y así obtener la concentración a la salida del humedal.

$$C_1 = \frac{Q_{in}C_{in} + (k_T \cdot A_1 \cdot C^*)}{Q_1 + (ET \cdot A_1) + (I \cdot A_1) + (k_T \cdot A_1)}$$

Para DBO₅ (PTIS=3):

Teniendo en cuenta la Ec. 2:

$$K_T = K_{20} \cdot \theta^{(T-20)}$$

$$K_T = \frac{66 \frac{m}{año}}{365 \frac{d}{año}} \cdot 0.981^{(15-20)} = 0.199m/d$$

$$C_1 = \frac{\frac{75m^3}{d} \cdot \frac{240mg}{l} + \left(\frac{0.199m}{d} \cdot \frac{3600m^2}{3} \cdot \frac{20mg}{l} \right)}{\frac{75.13m^3}{d} + \left(\frac{\frac{1.1mm}{d}}{\frac{1000mm}{m}} \cdot \frac{3600m^2}{3} \right) + \left(\frac{\frac{0mm}{d}}{\frac{1000mm}{m}} \cdot \frac{3600m^2}{3} \right) + \left(\frac{0.199m}{d} \cdot \frac{3600m^2}{3} \right)}$$

$$= 68.7mg/l$$

$$C_2 = \frac{Q_1 C_1 + (k_T \cdot A_2 \cdot C^*)}{Q_2 + (ET \cdot A_2) + (I \cdot A_2) + (k_T \cdot A_2)}$$

$$C_2 = \frac{\frac{75.13m^3}{d} \cdot \frac{68.7mg}{l} + \left(\frac{0.199m}{d} \cdot \frac{3600m^2}{3} \cdot \frac{20mg}{l} \right)}{\frac{75.26m^3}{d} + \left(\frac{\frac{1.1mm}{d}}{\frac{1000mm}{m}} \cdot \frac{3600m^2}{3} \right) + \left(\frac{\frac{0mm}{d}}{\frac{1000mm}{m}} \cdot \frac{3600m^2}{3} \right) + \left(\frac{0.199m}{d} \cdot \frac{3600m^2}{3} \right)}$$

$$= 27.8mg/l$$

Y para el tercer tanque que nos da la concentración esperada a la salida del humedal:

$$C_3 = \frac{Q_2 C_2 + (k_T \cdot A_3 \cdot C^*)}{Q_3 + (ET \cdot A_3) + (I \cdot A_3) + (k_T \cdot A_3)}$$

$$C_3 = \frac{\frac{75.26m^3}{d} \cdot \frac{27.8mg}{l} + \left(\frac{0.199m}{d} \cdot \frac{3600m^2}{3} \cdot \frac{20mg}{l} \right)}{\frac{75.39m^3}{d} + \left(\frac{\frac{1.1mm}{d}}{\frac{1000mm}{m}} \cdot \frac{3600m^2}{3} \right) + \left(\frac{\frac{0mm}{d}}{\frac{1000mm}{m}} \cdot \frac{3600m^2}{3} \right) + \left(\frac{0.199m}{d} \cdot \frac{3600m^2}{3} \right)}$$

$$= 18.1mg/l$$

Para NTK (PTIS=6):

$$K_T = \frac{9.1 \frac{m}{año}}{365 \frac{d}{año}} \cdot 1.001^{(15-20)} = 0.0248m/d$$

Para el primer tanque

$$C_1 = \frac{Q_{in} C_{in} + (k_T \cdot A_1 \cdot C^*)}{Q_1 + (ET \cdot A_1) + (I \cdot A_1) + (k_T \cdot A_1)}$$

$$C_1 = \frac{\frac{75m^3}{d} \cdot \frac{56mg}{l} + \left(\frac{0.0248m}{d} \cdot \frac{3600m^2}{6} \cdot \frac{1.0mg}{l}\right)}{\frac{75.07m^3}{d} + \left(\frac{\frac{1.1mm}{d}}{\frac{1000mm}{m}} \cdot \frac{3600m^2}{6}\right) + \left(\frac{\frac{0mm}{d}}{\frac{1000mm}{m}} \cdot \frac{3600m^2}{6}\right) + \left(\frac{0.0248m}{d} \cdot \frac{3600m^2}{6}\right)}$$

$$= 46.8mg/l$$

Para el segundo tanque

$$C_2 = \frac{Q_1 C_1 + (k_T \cdot A_2 \cdot C^*)}{Q_2 + (ET \cdot A_2) + (I \cdot A_2) + (k_T \cdot A_2)}$$

$$C_2 = \frac{\frac{75.07m^3}{d} \cdot \frac{46.8mg}{l} + \left(\frac{0.0248m}{d} \cdot \frac{3600m^2}{6} \cdot \frac{1.0mg}{l}\right)}{\frac{75.13m^3}{d} + \left(\frac{\frac{1.1mm}{d}}{\frac{1000mm}{m}} \cdot \frac{3600m^2}{6}\right) + \left(\frac{\frac{0mm}{d}}{\frac{1000mm}{m}} \cdot \frac{3600m^2}{6}\right) + \left(\frac{0.0248m}{d} \cdot \frac{3600m^2}{6}\right)}$$

$$= 39.2mg/l$$

$$C_3 = \frac{Q_2 C_2 + (k_T \cdot A_3 \cdot C^*)}{Q_3 + (ET \cdot A_3) + (I \cdot A_3) + (k_T \cdot A_3)}$$

$$C_3 = \frac{\frac{75.13m^3}{d} \cdot \frac{39.2mg}{l} + \left(\frac{0.0248m}{d} \cdot \frac{3600m^2}{6} \cdot \frac{1.0mg}{l}\right)}{\frac{75.20m^3}{d} + \left(\frac{\frac{1.1mm}{d}}{\frac{1000mm}{m}} \cdot \frac{3600m^2}{6}\right) + \left(\frac{\frac{0mm}{d}}{\frac{1000mm}{m}} \cdot \frac{3600m^2}{6}\right) + \left(\frac{0.0248m}{d} \cdot \frac{3600m^2}{6}\right)}$$

$$= 32.9mg/l$$

$$C_4 = \frac{Q_3 C_3 + (k_T \cdot A_4 \cdot C^*)}{Q_4 + (ET \cdot A_4) + (I \cdot A_4) + (k_T \cdot A_4)}$$

$$C_4 = \frac{\frac{75.20m^3}{d} \cdot \frac{32.9mg}{l} + \left(\frac{0.0248m}{d} \cdot \frac{3600m^2}{6} \cdot \frac{1.0mg}{l}\right)}{\frac{75.26m^3}{d} + \left(\frac{\frac{1.1mm}{d}}{\frac{1000mm}{m}} \cdot \frac{3600m^2}{6}\right) + \left(\frac{\frac{0mm}{d}}{\frac{1000mm}{m}} \cdot \frac{3600m^2}{6}\right) + \left(\frac{0.0248m}{d} \cdot \frac{3600m^2}{6}\right)}$$

$$= 27.6mg/l$$

$$C_5 = \frac{Q_4 C_4 + (k_T \cdot A_5 \cdot C^*)}{Q_5 + (ET \cdot A_5) + (I \cdot A_5) + (k_T \cdot A_5)}$$

$$C_5 = \frac{\frac{75.26m^3}{d} \cdot \frac{27.6mg}{l} + \left(\frac{0.0248m}{d} \cdot \frac{3600m^2}{6} \cdot \frac{1.0mg}{l}\right)}{\frac{75.33m^3}{d} + \left(\frac{\frac{1.1mm}{d}}{\frac{1000mm}{m}} \cdot \frac{3600m^2}{6}\right) + \left(\frac{\frac{0mm}{d}}{\frac{1000mm}{m}} \cdot \frac{3600m^2}{6}\right) + \left(\frac{0.0248m}{d} \cdot \frac{3600m^2}{6}\right)}$$

$$= 23.2mg/l$$

Y para el sexto tanque que nos da la concentración esperada a la salida del humedal:

$$C_6 = \frac{Q_5 C_5 + (k_T \cdot A_6 \cdot C^*)}{Q_6 + (ET \cdot A_6) + (I \cdot A_6) + (k_T \cdot A_6)}$$

$$C_6 = \frac{\frac{75.33m^3}{d} \cdot \frac{23.2mg}{l} + \left(\frac{0.0248m}{d} \cdot \frac{3600m^2}{6} \cdot \frac{1.0mg}{l}\right)}{\frac{75.39m^3}{d} + \left(\frac{\frac{1.1mm}{d}}{\frac{1000mm}{m}} \cdot \frac{3600m^2}{6}\right) + \left(\frac{\frac{0mm}{d}}{\frac{1000mm}{m}} \cdot \frac{3600m^2}{6}\right) + \left(\frac{0.0248m}{d} \cdot \frac{3600m^2}{6}\right)}$$

$$= 19.5mg/l$$

Para CF (PTIS=3):

$$K_T = \frac{103 \frac{m}{año}}{365 \frac{d}{año}} \cdot 1.002^{(15-20)} = 0.2794m/d$$

Para el primer tanque

$$C_1 = \frac{\frac{75m^3}{d} \cdot \frac{1.2 \times 10^8 UFC}{100ml} + \left(\frac{0.02794m}{d} \cdot \frac{3600m^2}{6} \cdot \frac{0.0UFC}{100ml}\right)}{\frac{75.07m^3}{d} + \left(\frac{\frac{1.1mm}{d}}{\frac{1000mm}{m}} \cdot \frac{3600m^2}{6}\right) + \left(\frac{\frac{0mm}{d}}{\frac{1000mm}{m}} \cdot \frac{3600m^2}{6}\right) + \left(\frac{0.02794m}{d} \cdot \frac{3600m^2}{6}\right)}$$

$$= \frac{3.71 \times 10^7 UFC}{100ml}$$

Para el segundo tanque

$$C_2 = \frac{\frac{75.07m^3}{d} \cdot \frac{3.71 \times 10^7 UFC}{100ml} + \left(\frac{0.02794m}{d} \cdot \frac{3600m^2}{6} \cdot \frac{0.0 UFC}{100ml} \right)}{\frac{75.13m^3}{d} + \left(\frac{\frac{1.1mm}{d}}{\frac{1000mm}{m}} \cdot \frac{3600m^2}{6} \right) + \left(\frac{\frac{0mm}{d}}{\frac{1000mm}{m}} \cdot \frac{3600m^2}{6} \right) + \left(\frac{0.02794m}{d} \cdot \frac{3600m^2}{6} \right)}$$

$$= \frac{1.15 \times 10^7 UFC}{100ml}$$

$$C_3 = \frac{\frac{75.13m^3}{d} \cdot \frac{1.15 \times 10^7 UFC}{100ml} + \left(\frac{0.02794m}{d} \cdot \frac{3600m^2}{6} \cdot \frac{0.0 UFC}{100ml} \right)}{\frac{75.20m^3}{d} + \left(\frac{\frac{1.1mm}{d}}{\frac{1000mm}{m}} \cdot \frac{3600m^2}{6} \right) + \left(\frac{\frac{0mm}{d}}{\frac{1000mm}{m}} \cdot \frac{3600m^2}{6} \right) + \left(\frac{0.02794m}{d} \cdot \frac{3600m^2}{6} \right)}$$

$$= \frac{3.55 \times 10^6 UFC}{100ml}$$

$$C_4 = \frac{\frac{75.20m^3}{d} \cdot \frac{3.55 \times 10^6 UFC}{100ml} + \left(\frac{0.02794m}{d} \cdot \frac{3600m^2}{6} \cdot \frac{0.0 UFC}{100ml} \right)}{\frac{75.26m^3}{d} + \left(\frac{\frac{1.1mm}{d}}{\frac{1000mm}{m}} \cdot \frac{3600m^2}{6} \right) + \left(\frac{\frac{0mm}{d}}{\frac{1000mm}{m}} \cdot \frac{3600m^2}{6} \right) + \left(\frac{0.02794m}{d} \cdot \frac{3600m^2}{6} \right)}$$

$$= \frac{1.10 \times 10^6 UFC}{100ml}$$

$$C_5 = \frac{\frac{75.26m^3}{d} \cdot \frac{1.10 \times 10^6 UFC}{100ml} + \left(\frac{0.02794m}{d} \cdot \frac{3600m^2}{6} \cdot \frac{0.0 UFC}{100ml} \right)}{\frac{75.33m^3}{d} + \left(\frac{\frac{1.1mm}{d}}{\frac{1000mm}{m}} \cdot \frac{3600m^2}{6} \right) + \left(\frac{\frac{0mm}{d}}{\frac{1000mm}{m}} \cdot \frac{3600m^2}{6} \right) + \left(\frac{0.02794m}{d} \cdot \frac{3600m^2}{6} \right)}$$

$$= \frac{3.40 \times 10^5 UFC}{100ml}$$

Y para el sexto tanque que nos da la concentración esperada a la salida del humedal:

$$C_6 = \frac{Q_5 C_5 + (k_T \cdot A_6 \cdot C^*)}{Q_6 + (ET \cdot A_6) + (I \cdot A_6) + (k_T \cdot A_6)}$$

$$C_6 = \frac{\frac{75.33m^3}{d} \cdot \frac{3.40 \times 10^5 UFC}{100ml} + \left(\frac{0.02794m}{d} \cdot \frac{3600m^2}{6} \cdot \frac{0.0UFC}{100ml} \right)}{\frac{75.39m^3}{d} + \left(\frac{\frac{1.1mm}{d}}{\frac{1000mm}{m}} \cdot \frac{3600m^2}{6} \right) + \left(\frac{\frac{0mm}{d}}{\frac{1000mm}{m}} \cdot \frac{3600m^2}{6} \right) + \left(\frac{0.02794m}{d} \cdot \frac{3600m^2}{6} \right)}$$

$$= \frac{1.05 \times 10^5 UFC}{100ml}$$

Estas concentraciones representan unas eficiencias de remoción en el humedal de DBO₅ del 92%, de NTK del 65% y de CF del 99.91% (algo más de 3 unidades logarítmicas) y para todo el sistema, incluyendo el pretratamiento de 95%, 70% y 99.92% respectivamente, con lo que cumplimos con los requerimientos en el efluente para DBO₅ y NTK y se requeriría tratamiento adicional para alcanzar los niveles deseados de PT y CF.

Comparando solamente las áreas requeridas para la eliminación de DBO₅, se evidencia que el método PKC* (3600m²) requiere áreas mayores que el KC* (1218m²) y que el KC (1800m²). Incluso si incluyéramos el multiplicador se requerirían en el PKC* cerca de 12 mil m².

En la actualidad se considera el método PKC* el más adecuado para el dimensionamiento de este tipo de humedales, al basarse en información estadística recolectada en sistemas en funcionamiento y considerar un modelo de reactor más cercano a la realidad.

5.1.9.5 Humedal de flujo vertical – HFV

Para la temperatura del agua de diseño usaremos 2m²/hab.e, por lo que para 500 hab.e tendremos un área total necesaria de humedales de flujo vertical de 1000 m².

5.1.9.6 Humedal de flujo vertical sistema francés

En el sistema francés tenemos como conformación general 3 lechos en la primera etapa y dos lechos en la segunda etapa. Siguiendo la recomendación de 2m²/hab.e tendríamos para 500 hab.e un área total necesaria para los humedales de 1000 m², divididos en 5 lechos de 200m² cada uno, 3 en paralelo en la primera etapa y 2 en paralelo en la segunda etapa.

5.1.9.7 RESUMEN FINAL

En la siguiente tabla se resumen los resultados de los diseños por los diferentes métodos tratados para lograr los objetivos de tratamiento para cada uno de los contaminantes de interés.

Tabla 13. resultados de los diferentes métodos de diseño

Contaminante	Área de humedal (m ²)							
	HFS			HFSS			HFV	Sistema Francés
	KC	KC*	PKC*	KC	KC*	PKC*		
DBO ₅ (sin percentil)	1096	1995	1835.4	768	377	1402.6	1000	1000
DBO ₅ (percentil 90)			4543.8			2158.4		
DBO ₅ (percentil 80)			11995			2985.3		
NTK	1717		4335.8	1714		3517.7		
NH ₄ -N		2227			1179			
SST		58			26			
PT		6142	5378.7		6142			
CF		4290	48483.4		3387	9701.3		

REFERENCIAS

- Bahlo, K., Wach, G., 1995. *Naturnahe Abwasserreinigung. Ökobuch, Staufen bei Freiburg.*
- Brix, H., 1994. use of constructed wetlands in water pollution control: historical development, present status and future perspectives. *Water Sci. Technol.* 30, 209–223.
- Brix, H., Arias, C.A., 2005. The use of vertical flow constructed wetlands for on-site treatment of domestic wastewater: New Danish guidelines. *Ecol. Eng.* 25, 491–500. doi:10.1016/j.ecoleng.2005.07.009
- 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 Sci. Technol. J. Int. Assoc. Water Pollut. Res.* 51, 81–90.
- Cooper, P., 1999. A review of the design and performance of vertical-flow and hybrid reed bed treatment systems. *Water Sci. Technol.* 40, 1–9. doi:10.1016/S0273-1223(99)00414-X
- Cooper, P., Smith, M., Maynard, H., 1997. The design and performance of a nitrifying vertical-flow Reed Bed Treatment System. *Water Sci. Technol., Wetland Systems for Water Pollution Control 1996 Selected Proceedings of the 5th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control* 35, 215–221. doi:10.1016/S0273-1223(97)00071-1
- Crites, R., Middlebrooks, J., Reed, S., 2006. *Natural Wastewater Treatment Systems.* Taylor & Francis Group, Estados Unidos.
- Crites, R.W., Middlebrooks, E.J., Bastian, R., 2014. *Natural Wastewater Treatment Systems, Second Edition, 2 edition.* ed. CRC Press, Boca Raton.
- Foladori, P., Ortigara, A.R.C., Ruaben, J., Andreottola, G., 2012. Influence of high organic loads during the summer period on the performance of hybrid constructed wetlands (VSSF + HSSF) treating domestic wastewater in the Alps region. *Water Sci. Technol. J. Int. Assoc. Water Pollut. Res.* 65, 890–897. doi:10.2166/wst.2012.932
- Gikas, G.D., Tsihrintzis, V.A., 2012. A small-size vertical flow constructed wetland for on-site treatment of household wastewater. *Ecol. Eng.* 44, 337–343. doi:10.1016/j.ecoleng.2012.04.016
- Kadlec, R.H., 2009. Comparison of free water and horizontal subsurface treatment wetlands. *Ecol. Eng., Pollution control by wetlands* 35, 159–174. doi:10.1016/j.ecoleng.2008.04.008
- Kadlec, R.H., Knight, R.L., 1996. *Treatment Wetlands,* 1st ed. CRC-Press.
- Kadlec, R.H., Vymazal, J., Brix, H., Knight, R.L., Cooper, P., Haberl, R., 2000. *Constructed wetlands for pollution control: processes, performance, design and operation,* Scientific and Technical report Series. IWA Publishing, London.
- Kadlec, R., Wallace, S., 2009. *Treatment Wetlands,* 1st ed. Taylor & Francis Group, Estados Unidos.
- Kayser, K., Kunst, S., Fehr, G., Voermanek, H., 2002. Nitrification in reed beds--capacity and potential control methods. *Water Sci. Technol. J. Int. Assoc. Water Pollut. Res.* 46, 363–370.
- Laber, J., Perfler, R., Haberl, R., 1997. Two strategies for advanced nitrogen elimination in vertical flow constructed wetlands. *Water Sci. Technol., Wetland Systems for Water Pollution Control 1996 Selected Proceedings of the 5th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control* 35, 71–77. doi:10.1016/S0273-1223(97)00054-1

- Langergraber, G., Prandtstetten, C., Pressl, A., Rohrhofer, R., Haberl, R., 2007. Optimization of subsurface vertical flow constructed wetlands for wastewater treatment. *Water Sci. Technol. J. Int. Assoc. Water Pollut. Res.* 55, 71–78.
- Liénard, A., 1987. Domestic wastewater treatment in tanks with emergent hydrophytes: latest results of a recent plant in France. *Water Sci. Technol. J. Int. Assoc. Water Pollut. Res.* 19, 373–375.
- L. Rousseau, D.P., Vanrolleghem, P.A., Pauw, N.D., 2004. Constructed wetlands in Flanders: a performance analysis. *Ecol. Eng.* 23, 151–163. doi:10.1016/j.ecoleng.2004.08.001
- Mitterer-Reichmann, G., 2012. Treatment wetlands in Austria: Practical experiences in planning, construction and maintenance. *Sustain. Sanit. Pract.* 12, 4–8.
- 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 Sci. Technol. J. Int. Assoc. Water Pollut. Res.* 51, 11–21.
- Paing, J., Voisin, J., 2005. Vertical flow constructed wetlands for municipal wastewater and septage treatment in French rural area. *Water Sci. Technol. J. Int. Assoc. Water Pollut. Res.* 51, 145–155.
- Puigagut, J., Villaseñor, J., Salas, J.J., Bécares, E., García, J., 2007. Subsurface-flow constructed wetlands in Spain for the sanitation of small communities: A comparative study. *Ecol. Eng.* 30, 312–319. doi:10.1016/j.ecoleng.2007.04.005
- Reed, S.C., Crites, R.W., Middlebrooks, E.J., 1995. *Natural systems for waste management and treatment.* McGraw-Hill, New York.
- Salas Rodríguez, J.J., Pidre Bocado, J.R., Sánchez Fernández, L., Fahd, K., Sardón Martín, N., Martín García, I., Cuenca Fernández, I., 2007. *Manual de tecnologías no convencionales para la depuración de aguas residuales, 1ª ed., 1ª imp. ed.* Centro de las Nuevas Tecnologías del Agua, Sevilla.
- Schönerklee, M., Koch, F., Profilers, R., Haberl, R., Labor, J., 1997. Tertiary treatment in a vertical flow reed bed system - a full scale pilot plant for 200–600 p.e. *Water Sci. Technol., Wetland Systems for Water Pollution Control 1996 Selected Proceedings of the 5th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control* 35, 223–230. doi:10.1016/S0273-1223(97)00072-3
- Stefanakis, A., Akratos, C.S., Tsihrintzis, V.A., 2014. *Vertical Flow Constructed Wetlands: Eco-engineering Systems for Wastewater and Sludge Treatment.* Elsevier.
- Stefanakis, A.I., Tsihrintzis, V.A., 2012. Effects of loading, resting period, temperature, porous media, vegetation and aeration on performance of pilot-scale vertical flow constructed wetlands. *Chem. Eng. J.* 181–182, 416–430. doi:10.1016/j.cej.2011.11.108
- Vera, L., Martel, G., Márquez, M., 2013. Two years monitoring of the natural system for wastewater reclamation in Santa Lucía, Gran Canaria Island. *Ecol. Eng., Research and innovation on ecotechnologies applied to improve wastewater treatment efficiency* 50, 21–30. doi:10.1016/j.ecoleng.2012.08.001
- von Felde, K., Kunst, S., 1997. N- and COD-removal in vertical-flow systems. *Water Sci. Technol., Wetland Systems for Water Pollution Control 1996 Selected Proceedings of the 5th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control* 35, 79–85. doi:10.1016/S0273-1223(97)00055-3
- Vymazal, J., Brix, H., Cooper, P.F., Green, M.B. (Eds.), 1998. *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment in Europe.* Backhuys Publishers, Leiden.

- Vymazal, J., Greenway, M., Tonderski, K., Brix, H., Mander, Ü., 2006. Constructed Wetlands for Wastewater Treatment, in: Verhoeven, P.D.J.T.A., Beltman, D.B., Bobbink, D.R., Whigham, D.D.F. (Eds.), *Wetlands and Natural Resource Management, Ecological Studies*. Springer Berlin Heidelberg, pp. 69–96.
- Vymazal, J., Kröpfelová, L., 2011. A three-stage experimental constructed wetland for treatment of domestic sewage: First 2 years of operation. *Ecol. Eng., Special Issue: Enhancing ecosystem services on the landscape with created, constructed and restored wetlands* 37, 90–98. doi:10.1016/j.ecoleng.2010.03.004
- Weedon, C.M., 2010. A decade of compact vertical flow constructed wetlands. *Water Sci. Technol. J. Int. Assoc. Water Pollut. Res.* 62, 2790–2800. doi:10.2166/wst.2010.041

5.2 CONSTRUCCIÓN DE HUMEDALES DE TRATAMIENTO

Es abundante la bibliografía que aborda los aspectos generales relacionados con la construcción de los humedales de tratamiento. Algunos ejemplos son: (EPA (1993), Moshiri (1993), Kadlec & Knight (1996), EPA (2000), ITRC (2003), García *et al.*, (2004) y García y Corso (2008). Sin embargo, Kadlec y Wallace (2009) señalan que, no obstante, se ha obtenido un importante avance en el uso de los humedales de tratamiento, son insuficientes las experiencias y conocimientos respecto a su construcción, sean aplicables para diversas condiciones culturales económicas y climáticas, que permitan la reducción de costos y el incremento de la eficiencia de remoción de contaminantes.

En este capítulo se abordan tanto, aspectos constructivos referidos en las citas anteriores, como experiencias de fallas frecuentes que han provocado daños prematuros, ineficiencias de tratamiento del agua residual, prolongación de los tiempos de ejecución durante la etapa de la construcción, así como gastos innecesarios. Previamente a la construcción de un humedal de tratamiento se elabora el proyecto ejecutivo el cual, incluye las características (calidad y cantidad) del agua residual y del agua tratada; estudios de ingeniería básica (topografía y geotecnia); descripción geológica detallada; dimensionamiento (modelos de diseño); arreglo (en serie o en paralelo y combinaciones de procesos); tipos de humedales (flujo superficial, subsuperficial o vertical); planos (topográfico, arreglo general, hidráulico, arquitectónico, cortes, etc.); catálogo de conceptos y costos; y un plan de obra.

El dimensionamiento incluye la memoria de cálculo. Vymazal (2008) cita entre 1 y 3 m²/habitante para humedales de flujo vertical, y de 3 a 10 m²/habitante para humedales de flujo subsuperficial. Rivas (2011) señala de 3 a 4 m²/habitante para humedales de flujo subsuperficial. Con base en los levantamientos topográficos se determina la altimetría del sitio, los volúmenes de excavación y movimientos de tierra. En los estudios de geotecnia se determinan las características del suelo (arenoso, limoso o pedregoso), la estabilidad del sitio y de los taludes, el nivel freático que incide en el tipo requerido de impermeabilización, el riesgo de contaminación del agua freática y la dificultad de la ejecución de la obra.

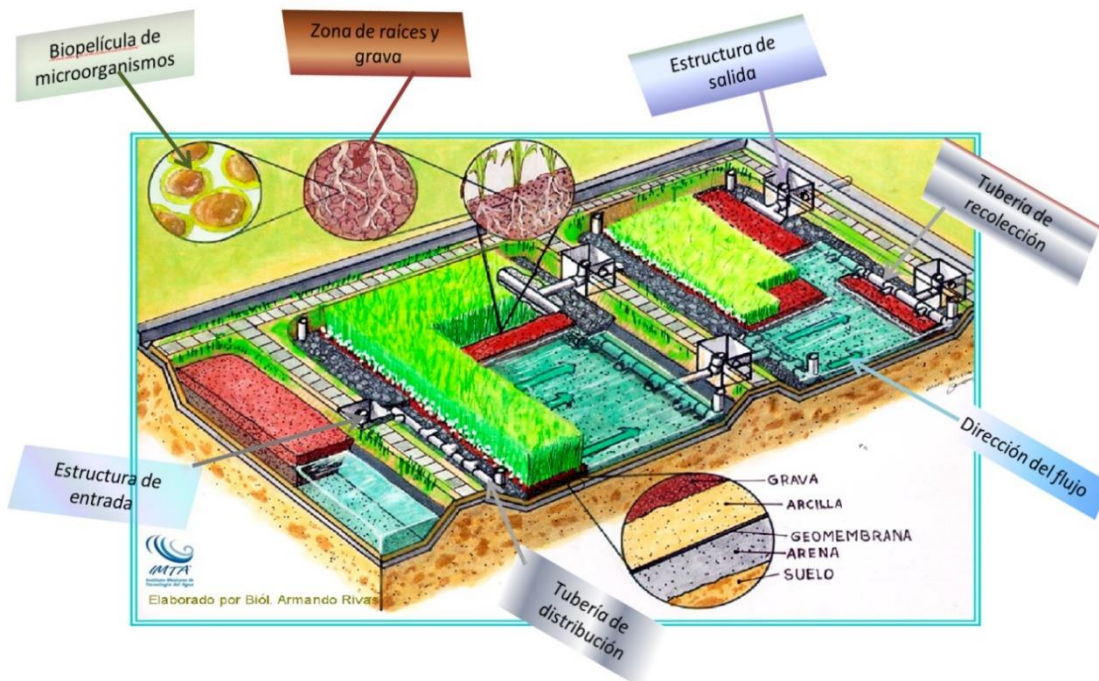


Figura 1 Estructura de un humedal de tratamiento de flujo subsuperficial.

El proyecto ejecutivo contempla una etapa de planeación que considera los aspectos geográficos del sitio, personal, requerimientos de equipos y traslado de materiales.

La construcción de un humedal consta de las siguientes etapas: limpia, trazo y nivelación del área de trabajo; despalle de la capa vegetal y acarreo del material producto del despalle; movimiento de tierras (excavación y acarreo del material producto de excavación; relleno y nivelación con materiales producto de excavación, construcción de los bordos), instalación de registros y estructuras de entrada y salida; impermeabilización (pruebas hidráulicas para verificar fugas), relleno de los estanques con el material filtrante (para los humedales de flujo subsuperficial); instalación hidráulica (colocación de tuberías, vertedores y verificación de niveles); siembra de especies vegetales.

En la Figura 1 se muestra las partes que conforman un humedal de tratamiento de flujo subsuperficial.

Otras obras complementarias consisten en la construcción de canaletas para prevenir que el agua de lluvia ingrese al humedal, estructuras de derivación de caudal (by-pass), caseta de vigilancia, estacionamientos, malla de protección, y en algunos casos se requiere realizar modificaciones al sistema de drenaje.

Cabe señalar la necesidad de instalar un buen pretratamiento (rejillas y desarenador) y un tratamiento anaerobio (tanque séptico, biodigestor o reactor anaerobio) previos al humedal de tratamiento. Uno de los problemas más severos que presentan los humedales, es el taponamiento del medio filtrante, lo cual básicamente se debe a un pretratamiento diseñado y construido de manera deficiente; de allí el énfasis de citarlo como un buen pretratamiento. Cuando la construcción se efectúa durante la temporada lluviosa debe tenerse almacenada una cantidad suficiente de plástico para ir protegiendo el avance de las obras.

5.2.1 Acciones previas a la construcción.

Precedente a la construcción del humedal es recomendable realizar el reconocimiento de la zona de trabajo, para verificar los caminos de acceso, bancos de materiales (relleno filtrante y materiales para los bordos), vegetación existente (principalmente la arbórea y herbácea que tuviera que eliminarse), disponibilidad de agua para la construcción, existencia de energía eléctrica, ubicación de casetas para depósito de materiales, equipo y herramientas, personal de vigilancia, suministro de alimentos y de agua potable, medios de comunicación y disponibilidad en la zona de las especies vegetales que se utilizarán en el tratamiento.

También es fundamental, hasta donde sea posible, que la obra se realice durante la temporada de secas, ya que durante el período de lluvias se dificultan las acciones constructivas, se prolonga el tiempo de ejecución, así como los costos asociados. El programa de obra, sus costos y acciones pueden verse seriamente incrementados de no tomar en cuenta las recomendaciones vertidas en este capítulo.

Es importante señalar que un error frecuente consiste en separar las etapas de diseño, construcción, y operación del sistema, porque todas ellas están correlacionadas, de tal modo que los aspectos que no se tomaron en cuenta durante el dimensionamiento (caracterización de la descarga, estudios de ingeniería básica, selección y uso adecuado del modelo de dimensionamiento y balance hidráulico) y dentro del diseño físico (selección del sitio, selección de materiales, diseño correcto de las rejillas y desarenadores, canales y tuberías, canales para excedencias, estructuras de desviación de caudal, profundidad de los lechos, geometría de los lechos, tipos y ubicación de las estructuras de entrada y salida, etcétera), afectarán proporcionalmente y de manera significativa, tanto en la etapa de construcción, como en la de operación y mantenimiento.

A su vez todas las deficiencias que se presenten durante la construcción provocarán efectos negativos, no solamente en la operación y mantenimiento, sino en la funcionalidad del sistema, por ejemplo: una mala impermeabilización afecta al balance hidráulico; los desniveles en las estructuras de distribución de caudal incrementarán las cargas orgánicas de hidráulicas hacia unos lechos, y la reducirán en otros. En ambos ejemplos se afecta la eficiencia de remoción de contaminantes y consecuentemente la calidad del agua esperada.

Un sistema bien diseñado y construido no puede garantizar su éxito si se presentan fallas en su operación. El caso extremo se presenta cuando las instalaciones son dejadas al olvido.

Cuando las fallas se presenten en cualquiera de estas tres etapas finalmente repercutirán en: costos de tratamiento, eficiencia de remoción de contaminantes, facilidad de operación, vida útil del sistema, y en la imagen que se proyecta de esta alternativa tecnológica a los tomadores de decisiones sobre la selección de tecnologías de tratamiento de aguas residuales. Cabe señalar la importancia de ejercer un riguroso control de calidad durante todo el proceso.

Un severo y recurrente problema identificado en la evaluación de varios humedales de tratamiento, en operación, se refiere al dimensionamiento (Rivas y Soto, 2005). Debe tenerse la precaución de no generar un subdimensionamiento o un sobredimensionamiento, lo que impacta la disponibilidad de terreno, los costos y la eficiencia de tratamiento.

Existen diversos modelos para el dimensionamiento (Knight (1990); Reed (1993); Reed *et al.*, (1995); Cooper *et al.*, (1996); Kadlec & Knight (1996); Kadlec & Wallace (2009). Las ecuaciones utilizan diferentes constantes y generan distintas áreas, además de que el área requerida para remoción de DBO es menor que la necesaria para la eliminación de nutrientes o de microorganismos patógenos. Esta situación ha provocado que personas sin experiencia hayan seleccionado el método el cual demanda menos área, por lo que se han construido humedales subdimensionados, quedando fuera de funcionamiento en períodos breves de tiempo, además de que durante su corto tiempo de operación presentaron problemas severos de taponamientos y malos olores. Rivas *et al.*, (2011) cita este problema a partir del estudio de determinación de constantes cinéticas para un caso específico.

Una vez seleccionado el terreno, como fue señalado previamente, es recomendable revisar primeramente las condiciones de acceso, de acuerdo con diversas experiencias se tiene que no siempre es sencillo llevar la maquinaria o los vehículos de transporte de materiales, a veces por la inexistencia de accesos adecuados. Los caminos no asfaltados, arroyos o zonas con topografía compleja, dificultan el acceso durante la temporada lluviosa. En algunas zonas rurales, donde las calles son muy estrechas se han tirado algunas bardas, las cuales posteriormente debieron ser construidas, repercutiendo en los costos y el tiempo de construcción. Es prudente verificar que los terrenos están ubicados en zonas inundables, y que hasta donde sea posible, la topografía permita el flujo por gravedad.

5.2.2 Aspectos generales previos y durante la construcción.

Los siguientes aspectos, de carácter general, son de utilidad, ya sea antes de la construcción, como recomendaciones preventivas, o durante la construcción, para reducir errores.

5.2.2.1 Arreglo y número.

Es común el uso de un solo humedal para el tratamiento del agua residual lo cual es correcto cuando se trata de humedales pequeños familiares, sin embargo, para humedales de mayor tamaño es aconsejable construir módulos en paralelo, obteniendo la ventaja de facilidad en la operación, particularmente durante las etapas de mantenimiento. Es conveniente instalar varios humedales en serie en lugar de uno solo. La eficiencia global del

sistema incrementa bajo esta consideración, ya que se generan condiciones específicas, físicas y microbiológicas, en cada uno de los lechos de tratamiento.

5.2.2.2 Geometría de los lechos (relación largo ancho)

Se recomienda utilizar geometrías alargadas en lugar de humedales cuadrados, indistintamente si son de flujo superficial o subsuperficial, incluso en los humedales de flujo vertical. Los humedales con geometría cuadrada son por lo regular ineficientes debido a la presencia de zonas muertas, cortocircuitos y flujos preferenciales. Se recomienda redondear las esquinas para reducir las zonas muertas, lo que además facilita la circulación de los vehículos. De acuerdo con estudios de hidráulica, mediante el uso de trazadores, se recomiendan relaciones largo ancho mayores de 8:1 (Smith *et al.*, 2005). Arias *et al.*, (1998) estudia el efecto que tienen humedales de flujo sub superficial con geometría diferente. Las formas alargadas permiten reducir la dispersión, aumentar el flujo tipo pistón y reducen los flujos preferenciales. La ubicación de las estructuras de entrada y salida en extremos opuestos, así como la instalación de las tuberías de distribución del agua residual y de recolección del agua tratada, a todo lo ancho del lecho, contribuyen en este aspecto. No obstante, la ventaja de las geometrías alargadas cabe considerar que, entre más angosto sea el “canal”, mayor será el riesgo de taponamientos, particularmente hacia la entrada, donde el medio filtrante retiene los sólidos. Langergraber *et al.*, (2003) señala que este efecto avanza a lo largo del humedal con el tiempo de operación.

Tradicionalmente se ha considerado que los humedales de tratamiento tienen un comportamiento hidráulico bajo el modelo de flujo pistón o el de mezcla completa (Levenspiel, 1999), sin embargo, las condiciones de flujo pistón, como una cinética de primer orden no integra completamente los procesos que se desarrollan dentro de los humedales (Kadlec, 2000).

5.2.2.3 Profundidad de los lechos

Estudios realizados por García, *et al.*, (2005) concluyen que los humedales de flujo subsuperficial con menor profundidad (0.27 m) son más eficientes que los de mayor profundidad (0.5 m) para la remoción de DBO, DQO y nitrógeno amoniacal, e inclusive, la profundidad es más importante que la relación largo ancho. La relación largo ancho máxima utilizada en ese estudio fue de 2.5:1.

5.2.2.4 Construcción de los bordos

Para humedales pequeños es conveniente dejar entre 1.0 y 1.5 m de área circundante entre el humedal y la malla de protección, con el fin de facilitar el acceso. En humedales de mayor tamaño el ancho mínimo de los bordos debe ser, de por lo menos 3 m para facilitar el tráfico de personal y de los vehículos que se utilizarán durante los periodos de construcción, y durante el mantenimiento (poda y extracción de la vegetación y etapas de reparación).

Debido a la naturaleza de los suelos, pueden presentarse variaciones en los volúmenes requeridos para la formación de los bordos, por lo cual es necesario realizar correcciones en los cálculos. Este problema también existe cuando el estudio topográfico no fue elaborado con pequeñas alturas entre las curvas de nivel.

5.2.2.5 Inclinación de los taludes

Usualmente se acostumbra una inclinación entre 40 y 45° para los taludes de humedales con grandes extensiones, debido a las pequeñas profundidades requeridas, mientras que en pequeños humedales por ejemplo unifamiliares o multifamiliares puede utilizarse una inclinación hasta de 90°, especialmente cuando se utilizan paredes de concreto o de ladrillo. La inclinación también dependerá del tipo de materiales con los cuales se

construirán los bordos. Si el material es predominantemente arenoso es recomendable utilizar una pendiente más suave, de tal modo que se facilite el proceso de construcción y se prevenga su fácil destrucción por la erosión hídrica o eólica.

Los humedales no siempre se construyen realizando una excavación, los bordos deben construirse sobre el terreno. En estos casos es recomendable utilizar para los taludes externos la misma inclinación usada en los taludes internos. Es aconsejable construir rampas, igualmente con 3 m de ancho, para facilitar el acceso a estos bordos, ya sea durante la construcción o durante la vida útil del sistema.

5.2.2.6 Estudios geotécnicos

Existen experiencias en donde por la ausencia de estudios de geotecnia no se realizaron acciones que pudieran evitar asentamientos, grietas y fugas en humedales que fueron impermeabilizados mediante suelos arcillosos. También se han provocado desniveles de estructuras de entrada y salida, y de tuberías en el sentido adverso al que se tenía contemplado en el diseño. También existen casos en los cuales por la falta de estos estudios se ha utilizado el material producto de excavación en la construcción de los bordos, siendo destruidos con facilidad por erosión hídrica o eólica.

Previamente a la construcción, son indispensables los estudios geotécnicos para el conocimiento de la estructura de los suelos y del comportamiento de los materiales térreos. La idea de que los humedales son estructuras simples, ha llevado a la construcción de humedales que presentan serias deficiencias y se han generado demandas por el desconocimiento de las condiciones del suelo, repercutiendo en costos imprevistos, muchas de las veces de gran magnitud. Es de suma importancia realizar estudios técnicos, previos a la construcción del humedal, permitiendo determinar la factibilidad de utilizar los materiales del sitio para la construcción de los bordos y de igual modo verificar que no se contamine el manto freático, cuando éste se presenta a poca profundidad. Terrenos altamente pedregosos dificultan la construcción y encarecen los costos.

La cantidad de muestras que deberán conectarse dependerá de las características propias de cada terreno (topografía y mosaico de suelos). Se recomienda obtener de cuatro a cinco muestras por hectárea, las cuales no deben ser alteradas por materiales de relleno o por la capa de vegetación que suele desarrollarse de manera natural. Las muestras deben de ser representativas del perfil del suelo, con una profundidad mayor (por lo menos de 0.5 m) a la requerida por los lechos. La compactación se realiza en capas de 20 cm al 90% de la densidad seca máxima, de acuerdo con el ensayo de la prueba Proctor y una permeabilidad menor de 10^{-7} m/s. Cuando el material obtenido de la excavación del sitio no cumple con los requerimientos para ser aprovechado en la construcción de los bordos debe mezclarse con materiales de otros bancos de suelo, que incluya arcillas o bentonitas, con el fin de mejorar la compactación. El objetivo es producir bordos adecuadamente compactos, que no sean destruidos o erosionados por el viento o las lluvias, y por el paso de vehículos.

5.2.2.7 Pendiente del fondo

Algunos autores recomiendan que la pendiente del fondo de los humedales de flujo superficial sea del orden del 1%, con dirección entre la entrada y la salida, con la idea de facilitar el flujo del agua. Sin embargo, esta recomendación en ocasiones no es factible de aplicarse, por ejemplo, en humedales de un largo de 100 m, donde la profundidad inicial sea de 0.6 m, la profundidad en la salida debería de ser de 1.6 m, lo cual evidentemente debe evitarse ya que repercutiría de manera significativa en los costos, en los procesos constructivos y en la funcionalidad del sistema.

Otro ejemplo lo constituyen aquellos humedales con geometría cuadrada, en donde internamente les han sido instaladas mamparas para propiciar el flujo pistón (el agua fluye en forma de serpentín); en estos casos no es adecuado aplicar la recomendación de la pendiente del 1%. Rivas *et al.*, (2011) utiliza pendientes de 0.0% en humedales cuadrados, con mamparas en su interior, donde el flujo del agua ha sido controlado por el tirante existente entre la estructura de entrada y la de salida.

5.2.2.8 Impermeabilización

El fondo y los taludes internos de los estanques deben impermeabilizarse correctamente con el propósito de evitar fugas, las cuales pudieran contaminar el agua subterránea o infiltraciones que pudieran alterar la calidad del agua. En ambos casos se afectaría al balance hidráulico, el balance de masas y la eficiencia de reducción de contaminantes.

Los métodos de impermeabilización más frecuentemente utilizados son: uso de suelos arcillosos, instalación de geomembranas (plásticos de polietileno de alta densidad, entre 0.75 y 1 mm de espesor) o el empleo de concreto.

Los materiales arcillosos deben ser adecuadamente compactados, su porosidad puede reducirse mediante aditivos químicos específicamente diseñados para ese uso. Debe evitarse la presencia de materiales arenosos los que afectarían incrementando la permeabilidad. La acumulación de sedimentos finos colabora con la impermeabilización de los estanques. Este tipo de impermeabilización es usual en la construcción de humedales de flujo superficial, para facilitar la siembra de especies vegetales.

Las geomembranas se utilizan de manera frecuente en la impermeabilización de los humedales. Aunque su costo es mayor al de la impermeabilización mediante arcillas, es más eficaz. Es conveniente averiguar sobre las diferentes calidades existentes, ya que existen experiencias en donde estos materiales han sufrido roturas con relativa facilidad, además de generar demandas desagradables, han propiciado reparaciones extensas, que consumen costos y tiempo, especialmente cuando se ha terminado de colocar el material filtrante y mediante pruebas hidráulicas se han detectado fugas, sin haber obtenido el nivel esperado del agua. También se tiene el caso de problemas tensionales en los cuales después de haber colocado la geomembrana se produjeron roturas una vez colocado el medio filtrante, por lo que debe obtenerse una holgura adecuada.

CENTA (2007) recomienda espesores superiores al milímetro para evitar que la lámina pueda ser perforada por las raíces y rizomas de las plantas. En México se ha tenido dificultad para el manejo de espesores de 1 mm, especialmente en humedales pequeños, en donde se ha requerido un espesor de 0.75 mm. Es aconsejable que la impermeabilización con geomembranas se realice durante la época cálida del año, ya que durante la temporada fría se dificulta el manejo de esos plásticos, más aún los de mayor espesor. La geomembrana con 1 mm de espesor es la más recomendable para humedales mayores a los unifamiliares; aunque su costo es un poco mayor a las de 0.75 mm, son más durables y resistentes.

Se aconseja colocar una capa de arcilla de 10 cm de espesor debajo y encima de la geomembrana para protegerla de posibles roturas causadas por piedras sobre el terreno o por el material filtrante sobre la geomembrana. Los proveedores de geomembranas también sugieren el uso de geotextiles debajo o sobre la geomembrana para su protección; además del costo que implica, en la práctica se ha observado el deterioro con relativa facilidad y sus residuos incorporándose al medio filtrante, generando problemas de taponamiento.

Para que la impermeabilización sea eficaz debe tenerse un riguroso control de calidad durante la unión de las láminas (hay métodos de vulcanización con calor, o el uso de sustancias químicas), como si se tratara de una sola pieza, con el propósito de evitar fugas.

La geomembrana debe anclarse a los bordos. Previamente se realiza una zanja del orden de 0.4 X 0.4 m de ancho y profundo, en la cual se introduce la geomembrana, se rellena con el suelo que fue con anterioridad extraído y finalmente se compacta. Es común dañar la geomembrana posteriormente de ser instalada, por lo que las roturas o perforaciones identificadas deben repararse de manera inmediata.

5.2.2.9 Mamparas

El uso de mamparas, como se comentó previamente, sirve para propiciar el flujo pistón, reduciendo la dispersión e incrementando la eficiencia de reducción de contaminantes. Tiene la ventaja de sustituir el área y los costos que demandarían los bordos que pudieran ser instalados para este fin. Rivas (2003a, 2003b, op cit Peña et al., 2006), con base en estudios de cazadores, concluye que en los humedales con formas cuadradas puede incrementarse la eficiencia hasta más del doble mediante el uso de mamparas.

5.2.2.10 Medio filtrante

En los humedales de flujo superficial no se requiere de medio filtrante, las especies vegetales utilizadas pueden ser flotantes, sumergidas, o emergentes enraizadas en el fondo); el agua fluye a través de los tallos o de la vegetación.

Los humedales de flujo subsuperficial requieren de un medio filtrante por el cual el agua fluye y sirve como sustrato para el desarrollo de las especies vegetales. La porosidad, y consecuentemente la conductividad hidráulica, están en función del tamaño de las partículas. La porosidad y la conductividad hidráulica influyen en el tiempo de residencia hidráulico y en la calidad del agua tratada mediante los humedales de tratamiento (Kadlec y Knigh, 1996). Francia *et al.*, (2002) concluyen que la porosidad y la conductividad hidráulica están en función de la granulometría (utiliza diferentes medios filtrantes), e inclusive por la presencia de las raíces de diversas plantas.

Reed *et al.*, (1995) presentan diversos valores de porosidad, conductividad hidráulica para tamaños efectivos D10 de partícula desde 2 hasta 128 mm, en donde la conductividad hidráulica incrementa proporcionalmente con la porosidad.

Cuando se trata agua residual con altas cargas orgánicas, principalmente en climas templados y cálidos, no es conveniente utilizar una granulometría pequeña, por ejemplo, arena, ya que existe un fuerte riesgo de taponamiento. Como antes se mencionó se recomienda, colocar sobre la geomembrana, una capa de arcilla de 0.1 m; el medio granular consiste de grava o tezontle (material piroclástico rocoso, ígneo, ligero con alta porosidad) con diámetros de 4-5 cm, 2-4 cm y 1-2 cm distribuidos en capas de 25, 25, y 10 cm, respectivamente, desde el fondo hacia la superficie. La profundidad total del medio filtrante es de 0.6 m (Rivas (2011)). El medio filtrante debe ser lo más homogéneo posible en forma y tamaño y que esté limpio de materiales finos (tierra o arena) que pudieran acelerar el proceso de taponamiento, a lo cual, se recomienda cribarlo y lavarlo antes introducirlo al humedal.

En humedales de mayor tamaño, donde se requiere el uso de maquinaria pesada para distribuir el medio filtrante debe tenerse especial cuidado en no dañar la capa de impermeabilización. Para ello, pueden colocarse láminas de madera o geomembranas de calibre grueso sobre la capa impermeabilizada para evitar el contacto directo de la maquinaria.

5.2.2.11 Estructuras de entrada y salida

Como antes fue citado, las estructuras de entrada y salida deben ubicarse en los extremos opuestos del humedal, con el propósito de propiciar el mayor tiempo de retención hidráulico posible. En humedales con relación largo ancho menor de 3:1 es recomendable la instalación de varias estructuras de entrada y salida distribuidas uniformemente a lo ancho del humedal. A su vez, se pueden colocar tuberías de distribución de caudal posterior a cada una de las estructuras de entrada, y de igual modo estructuras de recolección previamente a las estructuras de salida. La idea es reducir, hasta donde sea posible, los flujos preferenciales. También se pueden colocar vertedores transversales (en forma de “V”) para propiciar el paso del agua de manera uniforme.

Las tuberías deben perforarse y reanudarse para evitar taponamientos, el largo y ancho de las ranuras dependerán de los volúmenes que se esté manejando, por ejemplo, para tuberías de PVC de cuatro pulgadas se recomiendan ranuras de 2 × 5 pulgadas.

La tubería de la estructura de salida debe conectarse con un tubo de tipo flexible con el objeto de controlar con facilidad el nivel del agua dentro del estanque.

En los humedales de flujo vertical la tubería se coloca sobre la superficie del medio filtrante, se recomienda protegerla del sol con pequeñas rocas, lo que será de gran utilidad durante el período desarrollo de la vegetación.

Las tuberías de distribución y recolección deben ubicarse dentro de los cabezales de entrada y salida, respectivamente. Los cabezales se rellenan con rocas de aproximadamente 15 a 20 cm. Las tuberías deben quedar perfectamente niveladas para evitar taponamientos por la acumulación de sólidos y para reducir la posibilidad de que el agua fluya más hacia alguno de los lados.

5.2.2.12 Siembra de especies vegetales

Las especies vegetales que, por su facilidad de manejo, resistencia a enfermedades, adaptabilidad al clima, tolerancia a diferentes concentraciones de contaminantes y facilidad de adquisición, más comúnmente utilizadas en los humedales de tratamiento en México son: carrizo (*Arundo donax*), caña (*Phragmites sp*), tule (*Typha sp* y *Scirpus sp*), papiro (*Sciperus papyrus*) y durante los últimos años se han utilizado los bambúes de diversos géneros.

Lo más conveniente es utilizar las especies vegetales existentes en la región donde se implantará el humedal, debido a que presentan la ventaja de estar adaptadas a las condiciones climáticas locales. Debe evitarse, en la medida de lo posible, introducir nuevas especies que pudieran afectar o desplazar a la vegetación autóctona, o a la vegetación que fue previamente introducida.

Las especies vegetales pueden ser extraídas de cuerpos de agua ubicados lo más cercanos posible al humedal, lo que reducirá tiempos de traslado, costos y la afectación a las plantas. Un procedimiento sencillo consiste en extraer las plantas (evitando dañar las raíces), sumergirlas en contenedores de agua (previamente colocados sobre los vehículos de transporte), sembrarlas en los huecos (del orden de unos 30 cm) previamente excavados en el humedal, el cual, con anterioridad debió haber sido llenado con agua a una profundidad tal que durante la siembra las raíces estén sumergidas. Mediante estas acciones, se reducirá el estrés y la mortandad de las plantas. Las especies vegetales también pueden producirse en viveros y posteriormente ser sembradas en el humedal.

El verano es la mejor época para realizar la siembra, por la lluvia y las mejores temperaturas ambientales para el desarrollo de las plantas.

La distancia entre plantas dependerá de la velocidad con que se desea, se desarrolle la cobertura vegetal. Rivas y Soto (2005) realizaron la siembra de un individuo de *Arundo donax*, *Scirpus sp.* o *Thypha sp.* (un género por humedal) a cada metro de distancia. Después de un año de operación se obtuvo una densidad del orden de 50 individuos/m².

REFERENCIAS

- Arias, C., García, J., Bourrouet, A. & Mujeriego, R. (1998). Análisis del Rendimiento de un Humedal Construido de Flujo Subsuperficial con Lechos de Geometría Diferente. II Simposium Internacional. *Gestión y Tecnologías Apropriadas para el Agua en Pequeños Núcleos Habitados*. Universidad Politécnica de Catalunya.
- CENTA (2007). Manual de tecnologías no convencionales para la depuración de aguas residuales. Unión Europea-CENTA- Agencia andaluza del agua. Capítulo IV. Pp 111.
- Cooper, P. F., Job, G. D., Green, M. B. & Shutes, R. B. E. (1996). Reed Beds & Constructed Wetlands for Wastewater Treatment. WRC publications. Medmenham, Marlow, pp. 184.
- EPA (1993). Guías para el diseño y construcción de un humedal construido con flujos subsuperficiales. Pp. 23.
- EPA (2000). Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewaters. EPA/625/R-99/010 September 2000. Pp 165.
- Francia P., D; Cabrera S., J M; Flores G., A. (2002). Determinación de la conductividad hidráulica en pantanos artificiales experimentales de flujo subsuperficial. Federación Mexicana de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente; AIDIS. Memorias. México, D.F, FEMISCA. Pp.1-8.
- García, J., Motaó, J. & Bayona, J. (2004). Nuevos criterios para el diseño y operación de humedales construidos. Ediciones CPET. Barcelona, España. pp. 100.
- García J., Aguirre P., Barragán J., Mujeriego R., Matamoros V., and Bayona J. M. (2005). Effect of key design parameters on the efficiency of horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Ecological Engineering* 25. p 405-418.
- García y Corso (2008). Depuración con Humedales Construidos. Guía Práctica de Diseño, Construcción y Explotación de Sistemas de Humedales de Flujo Subsuperficial. Universidad Politécnica de Catalunya. Pp 99.
- ITRC (2003). Technical and Regulatory Guidance for Constructed Treatment Wetlands. Pp 83-87.
- Kadlec, R. & Knight, R. (1996). Treatment Wetlands. Lewis Publishers. Boca Ratón. pp. 896.
- Kadlec, R. 2000. The inadequacy of first-order treatment wetland models. *Ecological Engineering* 15:105-119.
- Kadlec, R.H. y S.D Wallace. ed. 2009. Treatment Wetlands. CRC Press. Boca Ratón, FL, USA. 1016 p.
- Knight, R. (1990). Operational Performance of Reedy Creek Wetland treatment System and Other Southern Wetlands 103 - 108 pp. USEPA. Proceedings of de U.S. Environmental Protection Agency Municipal Wastewater Treatment Technology Forum. Orlando, Florida.
- Langergraber, G., Haberl, R., Laber J. And Pressl A. (2003). Evaluation of substrate clogging processes in vertical flow constructed wetland. *Water Science and Technology* Vol. 48 No 5 Pp 25-34.
- Levenspiel, O. 1999. *Chemical Reaction Engineering*. New York, NY: John Wiley & Sons.

- Moshiri, G. (1993). *Constructed wetlands for Water Quality Improvement*. Lewis Publishers.
- Reed, S. (1993). *Subsurface flow constructed wetlands for wastewater treatment*. EPA. 832-R-93-008.
- Reed, S., Crites, R. W. & Middlebrooks, E. J. (1995). *Natural System for Waste Management and treatment*. McGraw - Hill Inc. (2^{da} ed.), New York. pp. 431.
- Reed, S., Crites, R. W. & Middlebrooks, E. J. (1995). *Natural System for Waste Management and treatment*. McGraw - Hill Inc. (2^{da} ed.), New York. pp. 431.
- Rivas (2003a). Peña M., Restrepo I., Mara D., and Gijzen H. (2006). Evaluation of a Mexican wetland with the variants of subsurface horizontal flow and subsurface vertical flow. Aqua 2003 International Conference on Multiple Uses of Water for Life and Sustainable Development. WEMS No.11. Water and Environmental Management Series (WEMS). Pp 204.
- Rivas (2003b). Peña M., Restrepo I., Mara D., and Gijzen H. (2006). Evaluation of a Mexican wetland with the variant of surface- flow, for the treatment of domestic wastewater. Aqua 2003 International Conference on Multiple Uses of Water for Life and Sustainable Development. WEMS No.11. Water and Environmental Management Series (WEMS). Pp 204.
- Rivas A., y Soto S. I. (2005). Evaluación de la eficiencia de tratamiento del humedal de Cucuchucho, Mich. Informe final. IMTA-SEMARNAT-FGRA. FIC0.4.40.1. Pp 90.
- Rivas H. A, Barceló-Q. I.D and Moeller G. E. (2011). Pollutant removal in a multi-stage municipal wastewater treatment system comprised of constructed wetlands and a maturation pond, in a temperate climate. *Water Science & Technology* | 64.4. IWA Publishing. Pp 979 - 987.
- Smith E., Gordon R., Madani A and G. Stratton. G (2005). Cold climate hydrological flow characteristics of constructed wetlands. *Canadian Biosystems Engineering*. Vol. 47. P 1.1-1.7
- Vymazal, J. 2008. *Constructed wetlands for wastewater treatment: a review*. Proceedings of Taal 2007. The 12th world lake conference. Sengupta, M. and. Dalwani, R. Editors. Pp 965-980.

6 APLICACIONES ESPECÍFICAS

6.1 TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

El presente capítulo, muestra las tendencias y avances en la investigación de los humedales construidos utilizados para depuración de aguas residuales domésticas e industriales. Se discuten las principales plantas utilizadas en los humedales construidos, así como las principales configuraciones implementadas. Los humedales construidos utilizados para el tratamiento de aguas domésticas en núcleos de pequeñas poblaciones y/o lugares aislados con espacio adecuado para su construcción, es una posibilidad real. En el caso de efluentes industriales, su implementación como tratamiento de “pulimento” posterior a un tratamiento convencional, puede constituir un gran aporte para generar efluentes que minimicen el impacto ambiental, debido a la biodiversidad biológica de los humedales y su mayor similitud a los ecosistemas, donde son descargados los efluentes tratados.

Los residuos líquidos domiciliarios e industriales tienen diferentes orígenes y debido a ello, presentan diferente composición físico-química. Por un lado, las aguas servidas, se caracterizan por Demandas Biológicas de Oxígeno (DBO₅) relativamente bajas (100-300 mg/L) comparadas a los efluentes industriales (> 1 g/L), pero mantienen elevadas cargas de nutrientes y patógenos. Por su parte, los efluentes industriales pueden provenir de las más variadas actividades productivas. Si la industria procesa materias primas de origen orgánico (por ejemplo, productos marinos, mataderos, industria láctea, etc.) los efluentes producidos poseerán una alta carga orgánica, que incluyen proteínas, grasas y aceites. Por otro lado, efluentes provenientes del rubro minero, pueden estar constituidos básicamente por compuestos inorgánicos y baja carga orgánica. La Figura 1 muestra, desde una perspectiva general, la posible composición de un efluente, la necesidad de eliminación de compuestos específicos, clasificación de los tratamientos y especificación de éstos.

Es importante indicar que, para eliminar compuestos como sólidos, es posible utilizar sistemas primarios, tales como sistemas de sedimentación, flotación por aire disuelto y/o coagulación/floculación. Los tratamientos secundarios, ya sean biológicos aeróbicos (lodos activados, lagunas aireadas, etc.) y/o anaeróbicos (sistemas UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket), filtros anaeróbicos, etc.) poseen la capacidad de eliminar la materia orgánica de un efluente. Compuestos específicos, como coliformes, compuestos tóxicos, metales pesados, nutrientes, entre otros, pueden ser eliminados a través de tecnologías específicas dirigidas.

Actualmente, los sistemas de humedales construidos o también los denominados wetlands, están teniendo un auge importante, para tratar efluentes en pequeñas comunidades y/o para ser usados como tratamiento de pulimento en efluentes industriales (Cooper, 2007). En el caso de efluentes industriales, debido a las propiedades de “biodiversidad” de los humedales construidos, podrían servir de “zonas buffer” entre los sistemas productivos y los ecosistemas naturales y de este modo, disminuir el impacto de las descargas de los efluentes tratados.

El objetivo es presentar los avances de la investigación y tendencias de los humedales construidos utilizados para depuración de aguas residuales domésticas e industriales.

6.1.1 CONCEPTOS BÁSICOS RELACIONADOS CON HUMEDALES CONSTRUIDOS

Las plantas que crecen en los humedales construidos se denominan macrófitas y están clasificadas de acuerdo al tipo de crecimiento, esto es: plantas emergentes, sumergidas, flotantes y enraizadas con hojas flotantes (Ayaz *et al.*, 2001, Solano *et al.*, 2004).

Las plantas en general y las macrófitas en particular, tienen la capacidad de formación de biopelículas bacterianas asociadas a los rizomas, 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, permite la transferencia de oxígeno a la columna de agua y controla 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 muestra la caracterización de varios tipos de plantas macrófitas y su característica de temperatura óptima de trabajo, germinación, pH, máximo rango de tolerancia a la salinidad y su capacidad para capturar nutrientes (EPA, 1983, Crites *et al.*, 2000, UNESCO, 2002, Borin, 2003).

Dentro de las macrófitas emergentes, se puede indicar que la familia de los *Scirpus* puede 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 macrofitas más utilizadas son: *Scirpus*, *Typha sp.* y *Phragmites*. *Phragmites* presenta una elevada eficiencia en la transferencia de oxígeno porque sus rizomas penetran verticalmente, y más profundamente a la de plantas como *Typha sp.* (0,3 m), pero algo menos que los *Scirpus* (0,4 m) (Ran *et al.*, 2004).

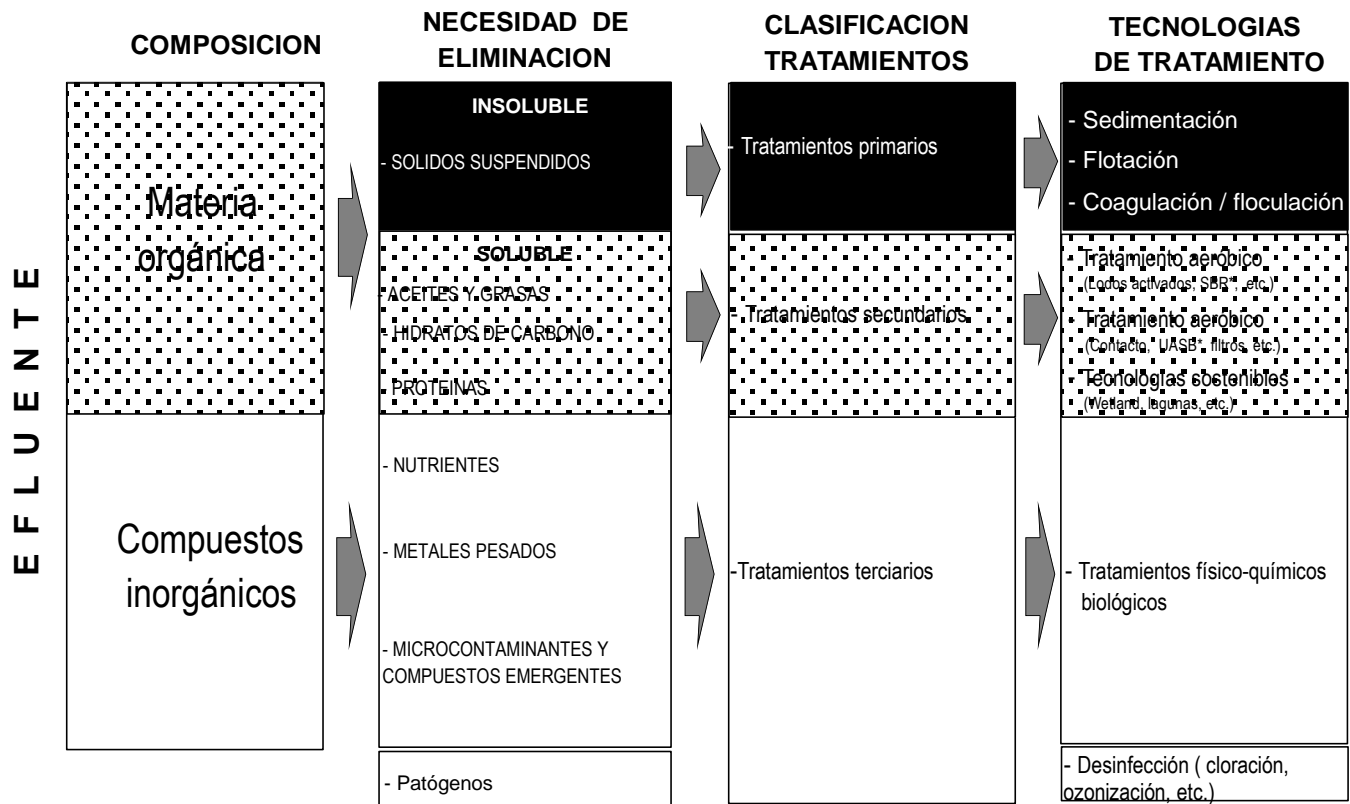


Figura 1. Conceptualización de las características generales de un efluente y los diferentes tipos de tecnologías que podrían ser utilizadas para su depuración.

Por su parte, plantas flotantes como *Eichhornia crassipes* y *Lemna sp.* tienen mayor capacidad de captación de nutrientes (sobre 350 kg N/ha-año en N y 110 kg P /ha-año), que otras variedades de macrófitas (Rodríguez and Dellarossa, 1998). Sin embargo, existe un gran potencial de plantas no tradicionales de humedales, que son tolerantes a la humedad de estos sistemas. Por ejemplo, la utilización de plantas ornamentales como los

Pseudacorus (lirios amarillos), que poseen la capacidad de depurar efluentes, aumentando el nivel paisajístico, biodiversidad y genera ventajas económicas a la comunidad (Borin, 2003). Este tipo de plantas ornamentales no son consumibles, por lo que no serían un peligro para la salud, de ser contaminado el humedal por compuestos tóxicos (Belmont *et al.*, 2004). Es importante también indicar los beneficios de la biomasa vegetal en humedales construidos, como materia prima para la producción de biogás, forraje para animales, fibra para la fabricación de papel y compost (Lakshamn, 1987).

La Figura 3 muestra en forma esquemática los diferentes flujos de materia orgánica, nutrientes (N, P), oxígeno a que están expuesta 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 oxígeno. 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 nutriente.

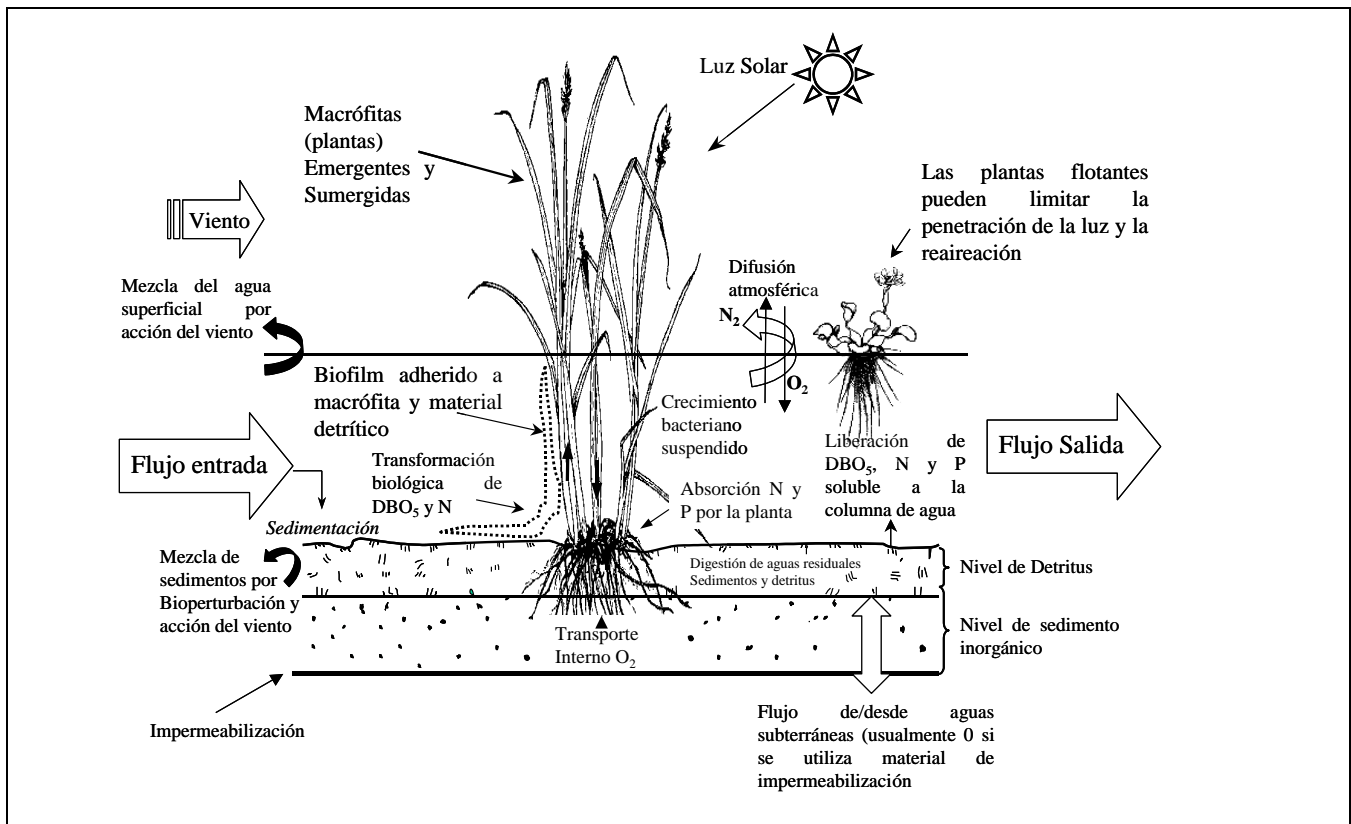


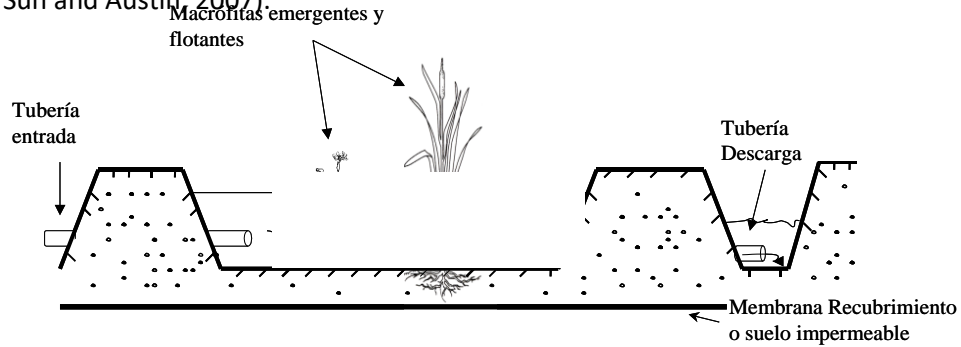
Figura 3. Interrelaciones de una macrófita en un humedal construido (Adaptado de Wallace, 2007).

Tabla 1. Caracterización de macrófitas utilizadas en humedales construidos.

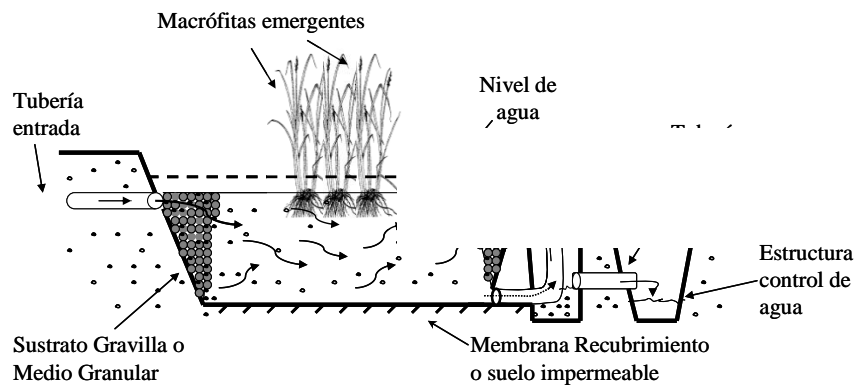
Familia	Nombre Latino	Nombre Común	Temperatura (°C)		Máxima salinidad tolerable (ppt)	Rango efectivo de pH	Asimilación Nitrógeno		Asimilación Fósforo	
			Deseable	Germinación semillas			%peso seco	kg/ha año	%peso seco	kg/ha año
MACROFITAS EMERGENTES										
<i>Cyperaceae</i>	<i>Carex sp.</i>	Cortadera	14-32		20	5,0-7,5				
	<i>Eleocharis sp.</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
<i>Poaceae</i> o <i>Gramíneas</i>	<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
<i>Iridaceae</i>	<i>Iris pseudacorus</i>	Lirio amarillo, espadaña amarilla	15-20							
<i>Juncáceas</i>	<i>Juncus sp.</i>	Juncos	16-26		20	5,0-7,5	1,24	800	0,27	110
<i>Typhaceae</i>	<i>Typha latifolia</i>	Eneas, espadañas	10-30	12-24	30	4,0-10,0	1,37	600-2.630	0,21	75-403
MACROFITAS FLOTANTES										
<i>Pontederiaceae</i>	<i>Eichhornia crassipes</i>	Jacinto de agua	8-15	20-30				2000-6000		300-600
<i>Lemnaceae</i>	<i>Lemna sp.</i>	Lenteja de agua	6-33		4	6,5-7,5	1,5-7,2	350-1.200	0,6 -2,8	116-450

6.1.2 Principales configuraciones de humedales construidos

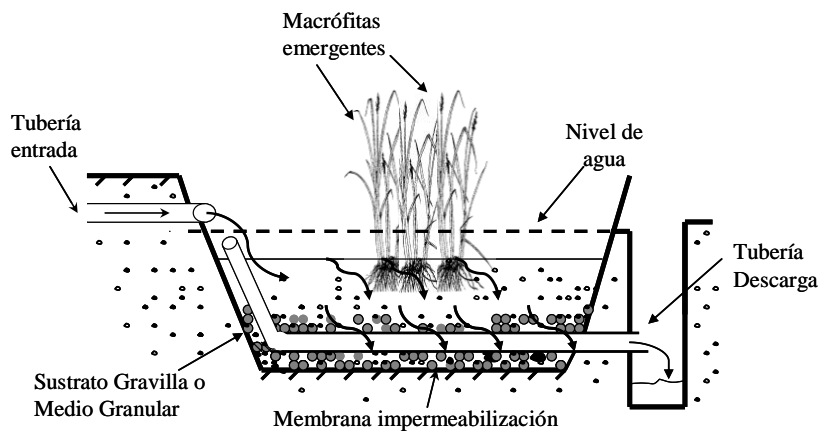
En los humedales construidos en operación, ocurren en forma simultánea una compleja variedad de procesos fisicoquímicos y biológicos debido a la utilización de nutrientes disueltos en el agua y utilizados por los productores primarios (macrófitas y microorganismos) y la sedimentación de las partículas (Cooper et al., 1996, Nuttall et al., 1998, Sun and Austin, 2007).



(a)



(b)



(c)

Figura 4. Configuraciones de diferentes humedales artificiales (a) Humedal Flujo Superficial (HFS) (b) Humedal Flujo Subsuperficial Horizontal (HFSSH) (c) Humedal Flujo Subsuperficial Vertical (HFSSV) (Adaptado de García *et al.*, 2004).

Estos sistemas se pueden clasificar según su régimen de flujo de agua, en dos tipos: humedales de flujo superficial (HFS) y humedales de flujo subsuperficial (HFSS) (Wallace, 2007, IWA, 2000). La Figura 4 muestra las principales configuraciones de humedales construidos (García et al., 2004).

En los HFS, las aguas residuales se encuentran expuestas directamente a la atmósfera y fluyen a través de una capa superficial en contacto con el sedimento subyacente, circulando preferentemente a través de los tallos de las plantas macrófitas. En este caso, son usadas tanto plantas emergentes (enraizadas), como flotantes (US-EPA, 2000). Por su parte, en los HFSS, las aguas residuales circulan bajo la superficie de forma subterránea, a través de un medio granular (con una profundidad de la lámina de agua de alrededor de 0,6 m) y en contacto con los rizomas y raíces de las macrófitas, en este caso, solo es usada vegetación emergente (García et al., 2004).

En el tratamiento de aguas residuales urbanas, la implementación de este tipo de sistemas depende de las necesidades a satisfacer y las dimensiones en donde se pretenden emplazar, dichos sistemas. Los HFS requieren considerablemente más área que HFSS. La diferencia se basa en el contacto del fluido con los rizomas de la planta, mientras que, en los HFSS, el flujo de agua residual atraviesa totalmente el rizoma de la planta, en los sistemas HFS, los contaminantes están expuestos solo en la superficie (Nelson et al., 2003). Es importante indicar también, que en los HFSS se eliminan los problemas de olores y vectores. Debido a todo lo indicado anteriormente, es así como los HFSS son los más aplicables al tratamiento de aguas residuales urbanas y reciclado bioregenerativo de un sistema natural (Cooper, 2007, Nelson et al., 2003).

6.1.2.1 - Humedal de Flujo Superficial (HFS).

Un HFS consiste en un sistema de baja profundidad, con alguna clase de barrera subterránea para prevenir la percolación al agua freática susceptible a contaminación, y una capa sumergida de gravilla u otro medio como soporte para las raíces de la vegetación macrófita emergente seleccionada. Además, se emplea una estructura reguladora de entrada y descarga para asegurar una distribución uniforme del agua residual aplicada entre niveles de 0,1 a 0,6 m. Este tipo de sistema es capaz de imitar a los sistemas naturales, tanto en apariencia como en función, ya que el flujo de agua pasa sobre la superficie y es filtrado a través de un soporte denso de plantas acuáticas (Li and Jian, 1995, Cooper *et al.*, 1999, Ping *et al.*, 2002, Chen *et al.*, 2006).

Los sistemas HFS, presentan una buena remoción de la materia orgánica y de los sólidos suspendidos de un vertido con flujo laminar, debido a la alta eficiencia hidráulica (bajas velocidades de flujo y alto tiempo de residencia hidráulica) y buenas condiciones de sedimentación (Ran *et al.*, 2004, EPA, 1983). Los compuestos retenidos, son reducidos u oxidados en el sistema liberando formas solubles de compuestos orgánicos, nitrógeno y fósforo al medio, a ser eliminadas por el consorcio microbiano. Por otra parte, en el caso de aguas residuales que contienen patógenos, éstos son eliminados al menos en un orden de magnitud, lo que en algunos casos no es suficiente para cumplir con los límites establecidos de descarga por lo que se recomienda algún tipo de desinfección posterior.

La eliminación de fósforo y nitrógeno es poco efectiva en HFS, en muchas ocasiones se recurre a aumentar el tamaño del humedal y los tiempos de retención hidráulico, para la obtención de mayor eficiencia de eliminación de nutrientes.

6.1.2.2 Humedales de Flujo Subsuperficial (HFSS).

Las primeras investigaciones de este tipo de configuración fueron desarrolladas en Alemania (Seidel, 1973). Este tipo de humedal artificial, consiste en un sistema cerrado con un sustrato poroso de roca o grava. El nivel del agua es diseñado para permanecer por debajo de la superficie del sustrato. Posee una buena capacidad de remoción de altas concentraciones de nitrógeno, fósforo y metales pesados, debido a la amplia variedad de procesos que

ocurren en contacto con el sustrato, como la adsorción y la filtración (Ran et al., 2004, EPA, 1983). La principal ventaja de este sistema es la prevención de vectores, malos olores y la eliminación del riesgo de contacto público con el agua parcialmente tratada.

Los HFSS pueden a su vez clasificarse según la dirección de su flujo en: Humedales de Flujo Subsuperficial Horizontal (HFSSH) y Humedales de Flujo Subsuperficial Vertical (HFSSV). En los HFSSH, el agua residual fluye horizontalmente a través del sustrato, en cambio en los humedales HFSSV, el agua residual es dosificada intermitentemente sobre la superficie de la arena y los filtros de gravilla y gradualmente drenado a través de un medio filtrante antes de ser colectado por una cañería en la base del sistema, es decir, presentan fases de llenado, reacción y vertido (García et al., 2004, Öóvel, 2007). La intermitencia y la inundabilidad permanente confieren propiedades muy diferentes a los sistemas verticales y horizontales respectivamente. En particular afectan mucho la transferencia de oxígeno y por tanto, al estado de óxido-reducción del humedal.

En los sistemas HFSSH el tratamiento de aguas residuales urbanas, operando con cargas superficiales de 2-6 g DBO₅/m²·d producen efluentes anóxicos, con un potencial redox negativo (menor a -100 mV) lo que genera la posibilidad de malos olores (García et al., 2003 y 2004, Huang et al., 2004). Además, es factible la posibilidad que ocurran reacciones de óxido reducción y por lo tanto, tener precipitaciones de compuestos (García et al., 2004, Hammes and Vertraete, 2002).

Los HFSS, tanto verticales como horizontales, presentan la ventaja de que los efluentes a tratar no son expuestos a la superficie durante el proceso de tratamiento, reduciendo al mínimo pérdidas de energía por la evaporación y la convección. Debido a esto, estos sistemas son los más convenientes para aplicaciones en zonas frías (Wallace, 2000). La importancia relativa de las diferentes reacciones bioquímicas involucradas en la degradación de la materia orgánica en HFSS apenas ha sido estudiada, en sistemas en que existen plantas y comunidades microbianas (García et al., 2006). Sin embargo, existe un conocimiento acabado del comportamiento microbiano en condiciones anóxicas de eliminación de materia orgánica y sulfatoreducción y desnitrificación en tratamientos convencionales.

Las características que pueden entregar las distintas configuraciones de humedales construidos, unido al tipo de vegetación considerada en el humedal y generación de consorcios bacterianos específicos unidos a los rizomas de las plantas, los hacen sistemas aptos para la depuración de aguas residuales provenientes de diferentes orígenes.

6.1.3 Depuración de aguas residuales

Desde los años 50, los humedales artificiales han sido utilizados como sistemas de tratamiento de aguas residuales domésticas, dirigidos principalmente a pequeñas comunidades y casas individuales (Verhoeven and Meuleman, 1999, Steinmann *et al.*, 2003, Cooper, 2007). Es importante destacar que, en el último tiempo se ha visto un aumento en su construcción, debido a las ventajas que ofrece como tecnología ambientalmente sustentable, por el rol de las plantas en estos sistemas y a su bajo costo de implementación, uso de energía y operación (Cooper, 2007). El reuso del agua, por ejemplo, en riego, recreación y hábitat para la fauna, son otras de las ventajas a considerar (Ayaz and Akca, 2001). Comparativamente con sistemas convencionales, estos sistemas tienen una lenta de tasa de degradación de compuesto, de ahí que no pueden ser consideradas para poblaciones con alta densidad (Shutes, 2001).

La principal función de estos sistemas es la eliminación de carga orgánica medida como DBO₅ y Demanda Química de Oxígeno (DQO). Los nutrientes (principalmente N y P) y patógenos también, son unos de los objetivos de eliminación de este tipo de sistemas.

En la Tabla 2 se muestra como ejemplo, diferentes estudios que han sido publicados de sistemas de tratamiento en diferentes partes del mundo (Noruega, Israel, España, México, Irlanda, entre otros). Es importante destacar que asociado a las diferentes geográficas, existen distintos tipos de climas que influyen en el comportamiento de la vegetación implantada en los sistemas. La Tabla 2, muestra distintos tipos de configuraciones de humedales construidos (HFS y HFSS, tanto verticales como horizontales). La configuración mayormente usada es de HFSS principalmente de tipo horizontal, el cual presenta mayores eficiencias de eliminación de que DBO₅, DQO, N y P comparada a los HFS. En general se encuentran eliminaciones mayores al 90% en materia orgánica, entre 40-80% para N-Total, y alrededor de un 90% para fósforo. *Phragmites australis* y *Typha latifolia* son las macrófitas mayormente utilizadas para el tratamiento de aguas residuales domésticas. Uno de los problemas no resueltos de este tipo de efluentes, es el contenido de sólidos suspendidos, grasas y aceites.

Como muestra la Tabla 2, existen pretratamientos que se realizan al agua residual doméstica y que consideran sistemas tales como: tanques sépticos, sedimentadores, biofiltros y clarificadores (Belmont *et al.*, 2004, Hesitad *et al.*, 2006, Jenssen *et al.*, 2005). Sin embargo, en los últimos años se ha venido trabajando en la posibilidad de implementar un sistema de pre-tratamiento hidrolítico y/o anaeróbico anterior a la humedad construido (Luederitz *et al.*, 2001, Ruíz *et al.*, 2006, Álvarez *et al.*, 2006, Plaza de Los Reyes *et al.*, 2013 y 2014). Se ha podido constatar que considerando un sistema hidrolítico anaeróbico antes del humedal construido es posible eliminar entre un 92-94% de sólidos suspendidos, una eliminación de DBO₅ sobre el 95%, patógenos fecales entre un 95-99% y entre un 51-53% de eliminación de nitrógeno y fósforo (Ruíz *et al.*, 2006, Álvarez *et al.*, 2006). Bajo estas condiciones, el humedal construido completa la eliminación de la materia orgánica remanente en el efluente. Es importante también destacar, que considerando un sistema anaeróbico, se genera una reducción significativa del área requerida para un humedal construido de un 30 a 60% (Álvarez *et al.*, 2006).

6.1.4 Depuración de aguas residuales industriales

Las aguas residuales industriales también han utilizado la tecnología de humedales construidos para su depuración. Usualmente la construcción de humedales esta combinada con un adecuado pre-tratamiento, ya sea éste, físico-químico, anaeróbico y/o aeróbico.

Desde esta perspectiva, los efluentes con elevadas cargas orgánicas provenientes de rubros tales como: agroindustria, criaderos, lácteas, entre otras, necesitan la introducción de algún sistema anaeróbico que elimine la elevada materia orgánica del efluente. La Tabla 3 muestra ejemplos de la depuración de purines en donde se considera la secuencia laguna anaeróbica-humedal construido para su depuración. Como configuraciones de humedales son utilizadas HFSSV, HFSSH y dentro de las especies se consideran *Phragmites*, *Thypha sp.*, *Scirpus sp.*, *Schoenoplectus sp.*, entre otras (Poach *et al.*, 2004, Stone *et al.*, 2000, Sun *et al.*, 2005). En todos los casos, la eliminación de fósforo fue del orden de 30% y el de nitrógeno total de un 25%.

El rubro vitivinícola, es otro ejemplo que muestra la Tabla 3. Aquí el humedal construido es antecedido de un tanque séptico. En todos los casos, se puede ver que la configuración usada es HFSSV ó HFSSH, mientras que la especie más utilizada es *Phragmites*, pero también es posible encontrar *Typha sp.*, *Juncos sp.*, entre otras.

Tabla 2. Utilización de humedales construidos y su eficiencia de depuración de aguas residuales domésticas, bajo diferentes configuraciones y condiciones geográficas.

Ubicación	Tipo de Humedal ^a	Pre-Tratamiento*	Macrófita ^Δ	Q (m ³ /d)/ TRH(días) ^α	Calidad Influyente (mg/L) ^α							Calidad Efluente (mg/L)					Ref.		
					DBO ₅	DQO	SST	N-Tot	N-NH ₄	P	Pat N°/100ml	DBO ₅	DQO	SST	N-Tot	N-NH ₄		P	Pat #/100ml
Noruega	HFSS	TS y BF	-	0,45-0,8/-	174	-	-	67	28	4,3	2,0	5,2	-	-	50	5	0,2	0	[1]
Israel	HFS	TS y TSed	<i>Lsp</i>	0,234/4,26	141,8	298,2	64,9	-	51	60,5	8,385-10 ⁵	40,3	92,8	13,1	-	43,6	61,7	7,65-10 ⁴	[2]
Noruega	HFSSH	TS	<i>Tly Pa</i>	2/14	140	400	80	110	85	11	-	25	100	20	40	38	0,5	<100	[3]
Noruega	HFSSH	TS y BF aeróbico	<i>Pa</i>	0,3/-	-	250	-	120	-	5,3	-	-	50	-	30	-	0,5	-	[4]
Alemania	HFSSH	Laguna	<i>Pa, Tl, Ta y Par</i>	50,1/-	34	85	-	16,1	7,5	2,12	-	12	53	-	7,9	3,10	1,3	-	[5]
España	HFSS	-	<i>Tly Pa.</i>	6/1,5-3	327	557	272	60,7	36	18,3	4,13-10 ⁶	6,8	66,8	19	-	-	-	4,13-10 ⁵	[6]
España	HFSS	-	<i>Tl</i>	-/4-7	340	536	272	52,1	36	23	-	10,2	123,1	21,8	-	28,8	14	-	[7]
Estonia	HFSSV HFSSH	TS	<i>Pa</i>	12,5/ 0,042	98,1	-	44,7	64,3	55,8	4,4	-	5,53	-	7,0	19,5	9,1	0,34	-	[8]
México	HFSSH HFSSV	TSed	<i>Lsp, Pa y Ta</i>	2,88/2,3	-	1569,2	406,1	162,9	66,3	-	-	-	223,3	58,6	44,6	22,9	-	-	[9]
Irlanda	HFS	Aireador y Cl	<i>Pa, Tly Nuphar spp.</i>	55/8,3	18	-	52	29	2,2	5,1	45 808	9	-	5	15	0,8	4,35	33	[10]
Alemania	HFSSH	Digestor anaeróbico y Cl	<i>Pa, Ji y Je</i>	-	585	890	-	103	57	22	-	142	280	-	72,5	53,5	14,3	-	[11]

*TS: Tanque Séptico; BF: Biofiltro; TSed: Tanque Sedimentador; Cl: Clarificador, #Q: Caudal; TRH: Tiempo de retención Hidráulica

^ΔTl: *Typha latifolia*; Ta: *Typha angustifolia*; Pa: *Phragmites australis*; Lsp: *Lemna sp.*; Par: *Phalaris arundinacea*; Ji: *Juncus inflexus*; Je: *Juncus effusus*

^aHFS: Flujo Superficial; HFSS: Flujo Subsuperficial;; HFSSH: Flujo Subsuperficial Horizontal; HFSSV : Flujo Subsuperficial Vertical

[&]DQO: Demanda Química de Oxígeno, DBO₅: Demanda Biológica de Oxígeno, SST: Sólidos Suspendidos Totales, N-Tot: Nitrógeno total, P: Fósforo, Pat: Patógenos

Ref. [1] Hesitad *et al.*, 2006, [2] Ran *et al.*, 2006, [3] Maehlum and Stalnacke, 1999, [4] Jensen *et al.*, 2005, [5] Steimann *et al.*, 2003, [6] Solano *et al.*, 2006, [7] Ciria *et al.*, 2003, [8] Öóvel *et al.*, 2007, [9] Belmont *et al.*, 2004, [10] Healy and Cawley, 2002, [11] Healy and Cawley *et al.*, 2002

Tabla 3. Utilización de humedales construidos y su eficiencia de depuración para tratar aguas residuales industriales.

Ubicación	Tipo de Humedal	Rubro Productivo	Pre-tratamiento*	Macrófita ^Δ	Q (m ³ /d)/ TRH(días) [¶]	Calidad influente (mg/L)						Calidad efluente (mg/L)						Ref.
						DBO ₅	DQO	SST	N-Tot	N-NH ₄	P	DBO ₅	DQO	SST	N-Tot	N-NH ₄	P	
Tanzania	HFSSH	Vitivinicola	TPFBB	<i>Phm</i>	0,018/9	-	922	-	-	-	-	-	86	-	-	-	-	[1]
Portugal	HFS	Purines	-	<i>Ips, Csp</i>	-	1207	4608	2350	1420	1615	98,6	265	1814	95	232	216	23,6	[2]
Slovenia	HFSSV	Textiles	-	<i>Pa</i>	1,44/0,33	99-350	276-1379	-	7-82	0,2-4,5	-	43-95	122-487	-	10-19	7-16	68	[3]
EEUU	M-P-M	Purines	LA y TA	<i>Tl, Sch</i>	8,3/13-15	-	445	160	66	-	71	-	287	105	30	-	-	[4]
Portugal	HFSSH	Curtiembre	TA	<i>Tl, Ips, Csp, Sts, Pa</i>	0,03/6,8	875	1966	75	143	-	0,3	453,6	869	19,4	105,2	-	0,5	[5]
EEUU	M-P-M	Purines	LA, TA	<i>Tl, Sch</i>	12,6/10-18	-	808	363	174	-	73	-	313	160	30	-	38	[6]
EEUU	M-P-M	Purines	LA	<i>Tl, Sch</i>	6,8/16,4	-	-	-	116	86	56	-	-	-	70	53	48	[7]
EEUU	HFS	Purines	LA	<i>Je, Sci, Spar, Tl, Ta</i>	2,63/12-14	-	-	-	134	118	30	-	-	-	26	20	22	[8]
Irlanda	HFSSV	Purines	TA	<i>Pa</i>	0,42/0,17	2157	-	444	109,8	104	-	918	-	192	80,8	76	-	[9]
Italia	HFSSH	Lechería	TS	<i>Pa</i>	4,4/10	451	1219	690	64,7	22,4	12,8	28	98	60	33,3	24,5	5	[10]
Italia	HFSSH HFS	Vitivinicola	TS	<i>Tl, Pa, El, Cer, Ny, Ips, Je</i>	35/3,5	1792,7	4044,9	221,8	14,7	-	4,9	29,4	90,6	24,3	2,6	-	1,3	6.1.4.1.1.1.1.1.1 [11]
Italia	HFSSV HFSSH	Vitivinicola	TS	<i>Pa</i>	10/13	424,9	1003,2	102,7	26,6	-	1,92	28,6	78,6	25,3	2,65	-	0,12	[11]
Italia	HFSSH	Vitivinicola	TS, Desgrasador	-	8/-	353,7	721,7	-	65,2	-	-	29,3	90	-	27,5	-	-	[11]

*TS: Tanque Séptico; B:= Biofiltro; TSed: Tanque Sedimentador; LA: Laguna anaeróbica; Cl: Clarificador; TA: Tanque alimentación; TPFBB: Three Phase Fluidized Bed Birreactor. #Q: Caudal; TRH: Tiempo de retención Hidráulica

^ΔTl: *Typha latifolia*; Ta=*Typha angustifolia*; Phm=*Phragmites mauritianus*; Pa= *Phragmites australis*; Sch= *Schoenoplectus sp*; Ny: *Nymphaea sp.*; Je: *Juncus effusus*; Ips: *Iris pseudacorus*; Sci: *Scirpus sp.*; Sts: *Stenotaphrum secundatum*; Csp: *Canna sp.*; El: *Elodea canadensis*; Cer:*Ceratophyllum demersum*; Spar: *Sparganium americanum*

[¶] HFS: Flujo Superficial; HFSS: Flujo Subsuperficial; HFSSH: Flujo Subsuperficial Horizontal; HFSSV : Flujo Subsuperficial Vertical; M-P-M= March-Pond-March

&DQO: Demanda Química de Oxígeno, DBO₅: Demanda Biológica de Oxígeno, SST: Sólidos Suspendidos Totales, N-Tot: Nitrógeno total, P: Fósforo

Ref. [1] Renalda *et al.*, 2006, [2] Rodrigues *et al.*, 2006, [3] Bula *et al.*, 1999, [4] Poach *et al.*, 2007, [5] Calheiros *et al.*, 2007, [6] Poach *et al.*, 2004, [7] Stone *et al.*, 2004, [8] Stone *et al.*, 2000, [9] Sun *et al.*, 2005, [10] Mantovi *et al.*, 2003, [11] Masi *al.*, 2002.

REFLEXIONES

La implementación de humedales construidos para el tratamiento de aguas servidas de origen doméstico para pequeños núcleos de población y/o casas aisladas son una realidad. Sin embargo, aún existen problemas de obstrucción en el lecho de los humedales construidos, debido a sólidos suspendidos y/o grasas en las aguas residuales domésticas y disponibilidad de espacio de construcción para los humedales, que podrían ser mejor manejado considerando un sistema de digestión anaeróbico como pre-tratamiento.

En el caso de efluentes industriales, su implementación como tratamiento de “pulimento” en conjunto con tratamientos convencionales podría ser, un gran aporte para generar efluentes que minimicen el impacto ambiental, debido a la biodiversidad biológica de estos sistemas y su mayor similitud a los ecosistemas donde son descargados los efluentes tratados.

A la luz de la reducción de gases efecto invernadero, debido a los problemas ambientales globales que enfrenta la tierra, es importante destacar que el tratamiento de los efluentes de elevada carga orgánica, deben considerar una etapa previa de eliminación de materia orgánica y recuperación del biogás generado, por sistemas convencionales, para disminuir las emisiones a la atmósfera.

Los humedales construidos tienen un potencial de explotación, debido a los bajos costos de la tecnología (uso de energía, operación, etc.) y posibilidades de aumento de la biodiversidad, paisaje y calidad del agua generada, para ser considerada en posibles reúsos.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen al Proyecto INNOVA BIO BIO Proyecto No. 13.3327 - IN.IIP, CONICYT/FONDAP/15130015 y Red Doctoral REDOC.CTA MINEDUC bajo el número No. UCO1202 de la Universidad de Concepción.

NOTA. Este capítulo de libro se basa en forma parcial en el artículo Plaza de Los Reyes y Vidal (2008).

REFERENCIAS

- Álvarez, J.A., Ruíz, I. and Soto, M., 2006. Anaerobic digestion as pre-treatment for constructed wetlands. 10th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control. Lisboa, Portugal. 1645-1651.
- Ayaz, S.Ç., and Akça, L., 2001. Treatment of wastewater by natural systems. *Environ. Int.* 26, 189-195.
- Belmont, M.A., Cantellano, E., Thompson, S., Williamson, M., Sanchez, A., and Metcalfe, C.D., 2004. Treatment of domestic wastewater in a pilot-scale natural treatment system in central Mexico. *Ecol. Eng.* 23, 299-311.
- Borin, M., 2003. Fitodepurazione. Soluzioni per il trattamento dei reflui con le piante. Editorial Edagricole. Bologna (Italy), 196.
- Bulc, T. G., Ojstrsek, A., and Vrhovsek, D., 2006. The use of constructed wetland for textile wastewater treatment. 10th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control. Lisboa, Portugal. 1667-1675.
- Calheiros, S.C., Rangel, O.S.S., and Castro, M.L., 2007. Constructed wetland systems vegetated with different plants applied to the treatment of tannery wastewater. *Water Res.* 41, 1790-1798.
- Chen, T.Y., Kao, C.M., Yeh, T.Y., Chien, H.Y., and Chao, A.C., 2006. Application of a constructed wetland for industrial wastewater treatment: A pilot-scale study. *Chemosphere.* 64, 497-502

- Ciria, M. P., Solano, M. L., and Soriano, P., 2005. Role of macrophyte *Typha latifolia* in a constructed wetland for wastewater treatment and assessment of its potential as a biomass fuel. *Biosyst. Eng.* 92, 535-544.
- Cooper, P., 2007. What can we learn from old wetlands? Lessons that we have learnt and forgotten over the past 20 years. Multi functions of wetlands systems congress, Padova (Italy) 26-29 June, p10-11.
- Cooper, P., Griffin, P., Humphries, S. and Pound, A., 1999. Design of a hybrid reed bed system to achieve complete nitrification and denitrification of domestic sewage. *Water Sci. Technol.* 40, 283-289.
- Cooper, P., 2007. The Constructed Wetland Association UK database of constructed wetland systems. *Water Sci. Technol.* 56, 1-6.
- Crites, R., and Tchobanoglous, G., 2000. Sistemas de manejo de aguas residuales. Tomos 1 y 2. Editorial McGraw-Hill Interamericana, S.A. Colombia. 700.
- EPA, 1983. Wetlands and aquatic plants systems for municipal wastewater treatment. 625/1-88/022. US EPA.
- García, J., Bayona, J.M. and Morato, J., 2004. Depuración con sistemas naturales: humedales construidos. A: Llibre de Resums de Ponències, Comunicacions i Pòsters. *Fundació Nueva Cultura del Agua*, 164-165.
- García, J., Aguirre, P., Mujeriego, R., Huang, Y., Ortiz, L. and Bayona, J., 2004. Initial contaminant removal performance factors in horizontal flow reed beds used for treating urban wastewater. *Water Res.* 38, 1669-78.
- García, J., Ojeda, E., Sales, E., Chico, F., Piriz, T., Aguirre, P., and Mujeriego, R., 2003. Spatial variations of temperature, redox potential, and contaminants in horizontal flow reed beds. *Ecol. Eng.* 21, 129-142.
- García, J., Green, B., Lunquist, T., Mujeriego, R., Henández-Marine, M. and Oswald, W., 2006. Long term diurnal variations in contaminant removal in high rate ponds treating urban wastewater. *Bioresource Technol.* 97, 1709-1715.
- Healy, M., and Cawley, A.M., 2002. Nutrient processing capacity of a constructed wetland in Western Ireland. *J. Environ. Qual.* 31, 1739-1747.
- Heistad, A., Paruch, A. M., Vråle, L., AdAm, K. and Jenssen, P.D., 2006. A high-performance compact filter system treating domestic wastewater. *Ecol. Eng.* 28, 374-379.
- Huang, Y., Ortiz, L., García, J., Aguirre, A., Mujeriego, R. and Bayona, J.M., 2004. Use of headspace solid-phase microextraction to characterize odour compounds in subsurface flow constructed wetland for wastewater treatment. *Wat. Sci. Technol.* 49, 89-98.
- Hammes, F., and Verstraete, W., 2002. Key roles of pH and calcium metabolism in microbial carbonate precipitation. *Environ. Sci. Technol.* 1, 3-7.
- IWA, 2000. Constructed wetlands for pollution control. Scientific and Technical Report by IWA Specialist Group on use of macrophytes in water pollution control. IWA Publishing. 156.
- Jenssen, P.D., Maehlum, T., Krogstad, T. and Vråle, Lasse., 2005. High Performance Constructed Wetlands for Cold Climates. *J. Environ. Sci. Heal. A.* 40, 1343-1353.
- Jing, S.R., Lin, Y.F., Lee, D.Y. and Wang, T.W., 2002. Microcosm wetland for wastewater treatment with different hydraulic loading rates and macrophytes. *J. Environ. Qual.* 31, 690-696.

- Lakshman, G., 1987. Ecotechnological opportunities for aquatic plants, a survey of utilization options [M]. In: *Aquatic Plants for Water Treatment and Resource Recovery* (Reddy K. R., Smith W. H. ed.). Orlando, F.L.: Magnolia Publishing Inc. 49-68.
- Li, X. and Jiang, D., 1995. Constructed wetland systems for water pollution control in North China. *Water Sci. Technol.* **32**, 349-356.
- Luederitz, V., Eckert, E., Lange-Weber, M., Lange, A. and Gersberg, R.M., 2001. Nutrient removal efficiency and resource economics of vertical flow and horizontal flow constructed wetlands. *Ecol. Eng.* **18**, 157-171.
- Masi, F., Conte, G., Martinuzzi, N., and Pucci, B., 2002. Winery high organic content wastewater treated by constructed wetlands in mediterranean climate. *Conference Proceedings of the IWA, 8th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, Arusha (TZ)* **1**, 274-282.
- Mantovi, P., Marmiroli, M., Maestri, E., Tagliavini, S., Piccinini, S., and Marmiroli, N., 2003. Application of a horizontal subsurface flow constructed wetland on treatment of dairy parlor wastewater. *Bioresource Technol.* **88**, 85-94.
- Mæhlum, T., Y Stalnacke, P., 1999. Removal efficiency of three cold-climate constructed wetlands treating domestic wastewater: Effects of temperature; seasons; loading rates and input concentrations. *Wat. Sci. Tech.* **40**, 273-281.
- Nelson, E.A., Specht, W.L., Bowers, J.A. and Gladden, J.B., 2003. Mercury and copper removal from effluent by constructed treatment wetlands, In *Proceedings of Seventh International Symposium on In Situ and On-Site Bioremediation*, (Eds: V. Magar and M. Kelley), Battelle Press, 13.
- Nuttall, P.M., Boon, A.G. and Rowell, M.R., 1998. Re-view of the design and Management of Constructed Wetlands. Report 180, Construction Industry Research and Information Association, London, UK.
- Öövel, M., Tooming, A., Muring, T., and Mander, Ü., 2007. Schoolhouse wastewater purification in a LWA-filled hybrid constructed wetland in Estonia. *Ecol. Eng.* **29**, 17-26.
- Plaza de los Reyes, C y 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., Villamar, C. A., Neubauer, M.E. Pozo, G. and 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: Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering* **48**(10) 1-9.
- Plaza de los Reyes, C., Pozo, G. and Vidal, G. 2014. Nitrogen behavior in a free water surface constructed wetland used as post-treatment for anaerobically treated swine wastewater effluent. *Journal of Environmental Science and Health, Part A: Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering*, **49**(2), 218-227.
- Poach, M. E., Hunt, P.G., Reddy, G.B., Stone, K.C., Johnson, M.H., and Grubbs, A., 2007. Effect of intermittent drainage on swine wastewater treatment by marsh-pond-marsh constructed wetlands. *Ecol. Eng.* **30**, 43-50.
- Poach, M. E., Hunt, P.G., Reddy, G.B., Stone, K.C., Johnson, M.H. and Grubbs, A., 2004. Swine wastewater treatment by marsh-pond-marsh constructed wetlands under varying nitrogen loads. *Ecol. Eng.* **23**, 165-175.
- Ran, N., Agami, M., and Oron, G., 2004. A pilot study of constructed wetlands using duckweed *Lemna gibba* L for treatment of domestic primary effluent in Israel. *Water Res.* **38**, 2241-2248.

- Renalda, M., Njau, K.N., and Katima, J.H.Y., 2006. Performance of horizontal subsurface flow constructed wetland (HSSFCW) in the treatment of tannins wastewater. 10th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control. Lisboa, Portugal. 1603-1610.
- Rodriguez, R., and Dellarossa, V., 1998. Plantas vasculares acuáticas en la Región del Biobío. Ediciones Universidad de Concepción, Concepción, Chile. 23-33.
- Rodrigues, F., Catarino, J., Maia, A., Mendonca, E., Picado, A., Figueiredo, Z., Silva, L., and Trancoso, M., 2006. Quality improvement of digested swine wastewater by aquatic macrophytes. 10th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control. Lisboa, Portugal. 1645-1651.
- Ruiz, I., Alvarez, J.A., Diaz, M.A., Graña, M. and Soto, M., 2006. Municipal wastewater treatment in an anaerobic digester-constructed wetland system. 10th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control. Lisboa, Portugal. 1645-1651.
- Seidel, K., 1973. System for Purification of Polluted Water. [3, 770,623]. Washington, DC. Reference Type: Patent.
- Shutes, R.B.E., 2001. Artificial wetlands and water quality improvement. *Environ. Int.* **26**, 441-447.
- Solano, M.L., Soriano, P., and Ciria, M.P., 2004. Constructed wetlands as a sustainable solution for wastewater treatment in small villages. *Biosyst. Eng.* **87**,109-118.
- Steinmann, C.R., Weinhart, S., and Melzer, A., 2003. A combined system of lagoon and constructed wetland for an effective wastewater treatment. *Water Res.* **37**, 2035-2042.
- Stone, K.C., Poach, M. E., Hunt, P.G., and Reddy, G.B., 2004. Marsh-pond-marsh constructed wetland design analysis for swine lagoon wastewater treatment. *Ecol. Eng.* **23**, 127-133.
- Stone, K. C., Hunt, P.G., Szogi, A.A., Humenik, F. J., and Rice, J.M., 2000. Constructed wetland design and performance for swine lagoon waste water treatment. *Trans. ASAE*, 45:723-730.
- Sun, G., and Austin, D., 2007. Completely autotrophic nitrogen-removal over nitrite in lab-scale constructed wetlands: evidence from a mass balance study. *Chemosphere* **68**, 1120-1128.
- Sun, G., Zhao, Y., and Allen, S., 2005. Enhanced removal of organic matter and ammoniacal-nitrogen in a column experiment of tidal flow constructed wetland system. *J. Biotechnol.* **115**, 189-197.
- UNESCO/UNEP, 2002. Guidelines for the Integrated Management of the Watershed Phytotechnology and Ecohydrology Freshwater Management, Series No. 5.
- US-EPA, 2000. Folleto informativo de tecnología de aguas residuales Humedales de flujo libre superficial. Office of Water, Washington. 832-F-00-024.
- Verhoeven, J.T.A., and Meuleman, A.F.M., 1999. Wetlands for wastewater treatment: Opportunities and limitations. *Ecol. Eng.* **12**, 5-12.
- Wallace, S., 2007. The wetland wastewater alternative. *Water* **21** 2, 38-44.
- Wallace, S.D., 2000. Design and performance of cold climate wetland treatment systems. Proceedings of the 2000, NOWRA Annual Meeting; National Onsite Wastewater Recycling Association: Laurel, Maryland.

6.2 TRATAMIENTO DE EFLUENTES MINEROS

Desde la llegada de los españoles a América, la minería ha sido una actividad sumamente importante en el desarrollo del continente. Es indudable que esta industria aporta grandes beneficios económicos, pero también es fuente de pasivos ambientales. La Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (USEPA, por sus siglas en inglés), identifica seis categorías de posibles impactos ambientales relacionados con las actividades mineras: 1) generación de drenaje ácido, 2) contaminación de aguas superficiales y subterráneas, así como de sedimentos, 3) sedimentación, 4) cianuros, 5) emisiones al aire y deposición de contaminantes, y 6) impactos físicos (USEPA, 2000). Aun cuando todos son importantes, los de mayor preocupación son los primeros dos, mismos que están estrechamente relacionados entre sí.

6.2.1 Efluentes mineros

El drenaje ácido de minas (DAM) se produce cuando los minerales sulfurosos son expuestos al aire (oxígeno) y agua (Kalin et al., 2006), proceso que es acelerado en la presencia de bacterias del género *Thiobacillus* (Ji et al., 2007). Los estándares internacionales agrupan al DAM y a los desechos líquidos generados durante la extracción y procesamiento de los minerales bajo un término más general, “agua impactada por minería”, o MIW (del inglés mining-influenced water, MIW). El MIW se define como cualquier tipo de agua cuya composición química haya sido impactada por la minería o el procesamiento de minerales e incluye el DAM, efluentes neutros o alcalinos, efluentes de procesamiento de minerales y aguas residuales (USEPA, 2014). Sin embargo, el componente de mayor preocupación por sus efectos ambientales es el DAM, por lo tanto, en este capítulo nos estaremos enfocando a éste.

El DAM se caracteriza por el pH bajo y las altas concentraciones de metales pesados y otros elementos tóxicos, lo cual puede originar contaminación severa de aguas superficiales y subterráneas, así como de suelos (Peppas et al., 2000). Los principales factores que determinan la tasa de formación de DAM son: pH, temperatura, contenido de oxígeno en la fase gaseosa, concentración de oxígeno en la fase acuosa, grado de saturación del agua, actividad química del hierro (Fe^{3+}), área superficial del mineral expuesto, energía de activación química requerida para iniciar la formación de ácido y actividad bacteriana (Akcil y Koldas, 2006). Sin embargo, hay que tener en cuenta que las características del DAM pueden variar de un sitio a otro. Tan solo en el pH, se pueden encontrar valores que van de 2.4 a 4.1 y los metales tóxicos y pesados presentan una gran variabilidad en el tipo y concentración de los mismos (Westholm et al., 2014). De igual manera, las diferencias en las condiciones de pH, temperatura y contenido de oxígeno resultan en una variación en el tipo de microorganismos acidófilos y las condiciones fisiológicas que pudieran encontrarse en el DAM (Hallberg, 2010). A pesar de la acidez extrema, calor y alta concentración de sulfatos y metales tóxicos, se ha encontrado una diversidad de microorganismos que habitan en el ambiente de los DAM (Baker y Banfield, 2003). Sin embargo, también se ha reportado que los drenajes ácidos de minas de carbón presentan menos diversidad de microorganismos en cuanto a los de minería metálica, posiblemente debido a que los primeros tienen menor contenido de metales y, otros factores como temperatura, fuerza iónica, pH y condiciones redox (Bhattacharya et al., 2006).

El DAM es reconocido a nivel mundial como uno de los problemas ambientales más serios de la industria minera por varias razones: 1) el principal impacto se debe a la acidez extrema, llevando esto a reducir el pH de las aguas donde se descarga, en caso de no contar con suficiente capacidad de neutralización. Al darse una disminución de pH, la solubilidad de los metales contenidos en el DAM se mantiene en niveles altos, provocando que estén disponibles para causar efectos tóxicos en el medio ambiente (Hallberg, 2010); 2) la persistencia (duración) en el medio ambiente (Ayora et al., 2013); 3) la formación y sedimentación de materiales particulados (principalmente hidróxidos de hierro y aluminio) pueden resultar en stress y muerte de vida acuática, sobre todo peces, reduciendo la biodiversidad (Hallberg y Johnson, 2005).

6.2.2 Origen del DAM

En los procesos de extracción minera, el volumen de los residuos varía con el mineral procesado. En el caso de extracción de Pb-Zn desde rocas de sulfuros masivos entre el 60 y 80% constituyen residuos; en la extracción de Cu desde pórfidos, se desecha entre el 97-99,5% de la roca, y en el caso del oro solo, se procesa el 1% de la roca extraída (Dold, 2003). Cuando los residuos se encuentran formando sulfuros, su exposición al oxígeno y al agua, acompañado de actividad microbiana, llevan a la formación de un drenaje con sulfatos, metales y pH ácido denominado “drenaje ácido de minas”, DAM. La oxidación de los sulfuros metálicos se explica generalmente a través de la pirita ($\text{FeS}_{2(s)}$), el mineral más abundante, de acuerdo a la reacción:



Tabla 1. Contenido de especies (mg/L) y pH de agua subterránea contaminada con MIW.

Descripción	pH	SO_4^{2-}	As	Cd	Cr	Cu	Fe	Zn	Ref
Agua subterránea cercana a mina Königstein, Alemania [#]	5,9	33			<0,02		1,5	<0,01	1
Zona no saturada cercana a la mina Königstein, Alemania [*]	1,9	12322			0,97		1171	132	1
Acuífero cercano a la mina Richmond	0,5-1	20000-108000	3-222	4,0-19,0		120-650	13000-19000	700-2600	2
Acuífero afectado por mina Carlton, USA	7	1292					0,01	0,04	3
Agua subterránea de diferentes localidades en la mina Cae, Canadá	1,9-2,3	19 – 265				0,04-37	31570-1100	1,3-120,0	4
Mina Mamut, Malasia	2,6	14,8				299	443	90	5
Agua subterránea cercana a mina de hierro, Zimbawe	1,5	355425	72	3,7	18	20	132909	55	5

Ref.: (1) Biehler et al., 1999; (2) Nordstrom et al., 2000; (3) Eary et al., 2003; (4) Kimura et al., 2011; (5) Williams, 2001.

[#]Presencia de Pb y Uranio en concentraciones 0.01 mg/L y menor a 0.02 mg/L.

^{*}Presencia de Pb y Uranio en concentraciones 2.1 mg/L y 12.3 mg/L, respectivamente.

La disminución del pH, cuyo resultado es debido a la pirita oxidada, puede acelerar la oxidación de otros minerales sulfúricos como estibina, argentita y estanita. Por otro lado, el DAM puede lixiviar metales/metaloideos ecotóxicos desde materiales geológicos de los cuales fluyen. Los iones ecotóxicos y la acidez resultantes son amenazas significativas para los recursos hídricos de aguas dulces (Strosnider et al., 2014). La formación de DAM dependerá de interacciones entre la microbiología y las condiciones mineralógicas y geoquímicas de cada lugar (Dold, 2003); en el caso de existir caliza y silicatos, éstos pueden atenuar la contaminación al aumentar el pH y/o afectar la

solubilidad de los metales. Por otra parte, el drenaje ácido contiene alto contenido de hierro (Ec. 1) y sulfatos que promueven la oxidación de minerales sulfurosos unidos a As, Cd, Co, Cu, Pb y Zn (Blowes *et al.*, 2003; EcoAmérica, 2007). De todos los contaminantes de los cursos de agua, quizás el DAM sea uno de los más graves, por su naturaleza, extensión y dificultad de resolución. Los ríos y acuíferos afectados por este tipo de contaminación se caracterizan por su acidez, así como por el alto contenido en sulfatos y metales pesados de sus aguas y por el contenido metálico de sus sedimentos (Strosnider *et al.*, 2014). La concentración de metales y el alcance a los cuerpos de agua y suelos dependerá de las condiciones locales y de la gestión ambiental que se realice en la explotación minera.

La Tabla 1 ilustra el rango en el cual se pueden encontrar los diferentes minerales en la MIW en general. A modo de ejemplo, se indica como la concentración de sulfatos puede variar entre 19 mg/L (Mina Mamut, Malasia) y 108 g/L (acuífero cercano a la mina Richmond). Sin embargo, es posible concluir claramente que todos los derrames y/o descargas de MIW tienen característica ácida (rango pH 0.5 – 7.0).

6.2.3 Aspectos ambientales producto de la actividad minera

En Europa, los accidentes ocurridos en Aznacolla, España (1998) y en Baia Mare, Rumania (2000) atrajeron la atención pública y despertaron la conciencia ecológica de los riesgos asociados con las actividades mineras (Puura y D'Alessandro, 2005). En México, tan sólo en el 2014 se presentaron dos accidentes de gran magnitud relacionados con DAM; uno en el estado de Sonora y otro en Durango. En el primero, cerca de 40,000 m³ de solución ácida de sulfato de cobre se derramó de una laguna y contaminó un río, ocasionando que éste, se tornara de color ocre-naranja debido a la presencia de sustancias tóxicas, incluso el suministro de agua potable se vio interrumpido en algunas comunidades. Las autoridades mexicanas han manifestado que éste, puede considerarse como el peor desastre ecológico que se tenga registrado para la industria minera. Unos días después, en el estado de Durango, se derramaron más de 2,000 m³ de agua con cianuro. Los impactos a mediano y largo plazo de estos accidentes aún están por conocerse.

El impacto ambiental del DAM puede ser abatido y minimizado en tres niveles; 1) a través de la prevención primaria del proceso de generación del mismo y/o la supresión de las reacciones que originan la liberación de contaminantes; 2) control secundario, el cual involucra el empleo de medidas preventivas para su migración y/o el aislamiento de la fuente; y, 3) control terciario, el cual consiste en el tratamiento del DAM (Akciil y Koldas, 2006; Banks *et al.*, 1997). Cada mina es única en términos del potencial de DAM; por lo tanto, la naturaleza y tamaño de riesgos asociados con la factibilidad de opciones de mitigación, varía de sitio a sitio (Akciil y Koldas, 2006). En este capítulo, nos enfocaremos al tratamiento del DAM.

6.2.4 Tecnologías para tratamiento de DAM

Los procedimientos utilizados para la remediación del DAM se han clasificado dentro de dos grandes grupos: los tratamientos activos o convencionales y los pasivos. Los primeros se basan en coleccionar y tratar químicamente los efluentes en plantas de tratamiento convencionales en donde se agrega una base fuerte para neutralizar la acidez, aumentar el pH y precipitar los metales (Demchak *et al.*, 2001). Las tecnologías pasivas son aquellas basadas en procesos naturales para eliminar los metales disueltos, sulfato y otros componentes del MIW. Se caracterizan por: 1) funcionar en base a reacciones geoquímicas naturales mediadas por microorganismos y/o plantas; 2) no requerir adición de reactivos ni energía, teniendo bajos costos de operación, y 3) funcionar sin intervención humana por largos periodos de tiempo. Las tecnologías pasivas, requieren sustratos orgánicos para conducir las reacciones microbianas y químicas. Los humedales aeróbicos, anaeróbicos, las barreras permeables reactivas, y configuraciones mixtas (canales y lagunas con caliza) constituyen ejemplos de sistemas pasivos, que serán descritos más adelante (Guseky-Figueroa, 2009; ITRC, 2013). Los tratamientos pasivos han sido destacados por representar una opción más económica y sustentable. Tan solo en el Reino Unido, en 2007 se reportaban 50

unidades de humedales en su aplicación para tratamiento de efluentes de minería (Cooper, 2009). Sin embargo, el primer humedal empleado para tratar una mezcla de efluentes mineros y aguas residuales fue construido en la década de los 60s (Othfresen, Alemania) y el primer tratamiento pasivo para tratamiento de efluentes mineros fue establecido en los 80s (Wolkersdorfer, 2009).

Según Gazea et al. (1996), los humedales aeróbicos promueven las reacciones de oxidación e hidrólisis y son más efectivos cuando el influente tiene una alcalinidad neta; los humedales con sustratos orgánicos promueven la actividad bacteriana que resulta en la reducción de sulfatos seguida de precipitación de sulfuros metálicos y la generación de alcalinidad; y, los drenajes anóxicos calizos también agregan alcalinidad al agua y pueden ser útiles como etapa de pretratamiento antes de que el agua fluya hacia el humedal. Para efluentes ácidos, los humedales que contienen composta y/o piedra caliza son más apropiados debido a que añaden alcalinidad al sistema y coadyuvan a la remoción de metales disueltos. Cravotta (2010) encontró en los humedales aeróbicos y en aquellos con composta/piedra caliza, fueron generalmente más efectivos en la atenuación de metales disueltos y suspendidos en condiciones de flujo base, pero menos efectivos en condiciones de flujo excedente debido a tormentas. Los flujos derivados de tormentas fueron ácidos y conforme el caudal y volumen a tratar en el sistema, aumenta una fracción más pequeña del mismo, tiende a ser tratado y el tiempo de residencia en el sistema de tratamiento se ve reducido. Más aún, durante estas condiciones de flujo extraordinario, los sedimentos pueden escapar del sistema o bien ser resuspendidos. Además de estos sistemas, se han ido desarrollando otros que integran varios de ellos. Por ejemplo, los sistemas de producción de alcalinidad sucesiva (successive alkalinity-producing system, SAPS) son muy comunes en la mitigación del DAM. Los SAPS combinan el uso de un drenaje anóxico calizo con un humedal con sustrato orgánico (composta) y se emplean para el tratamiento de DAM extremadamente ácido (Lee et al., 2013). Recientemente, el co-tratamiento de DAM y aguas residuales domésticas también ha sido sujeto de estudio para aprovechar los constituyentes altamente concentrados en cada una de estas corrientes y que tienden a ser relativamente bajos en la otra, documentándose reducciones significativas en la concentración de metales (aluminio, hierro, manganeso y zinc), además de generación de alcalinidad, nitrificación y remoción de fosfatos (Strosnider et al., 2013).

Las principales ventajas de los humedales para el tratamiento de DAM son: 1) comparados con los tratamientos convencionales, los métodos pasivos utilizan menos reactivos químicos costosos y tienen menores requerimientos de atención en su operación y mantenimiento (Hedin et al., 1994); 2) no generan residuos secundarios y si un sistema está bien diseñado, puede considerarse como "auto-renovable" (Kalin et al., 2006); 3) proporcionan espacios verdes, hábitats para la vida silvestre y áreas recreacionales y educativas (Matagi et al., 1998). Las principales limitaciones de los humedales para el tratamiento de DAM son: 1) alta demanda de área superficial para su construcción, lo cual puede ser una importante limitante para su implementación debido a que, muchos sitios se encuentran en lugares remotos, caracterizados por montañas, pendientes y valles que pudiesen dificultar la construcción (Ayora et al., 2013); 2) pueden presentarse problemas hidráulicos derivando un taponamiento debido a precipitación de metales, que a la vez pudiesen interferir con la actividad biológica y microbiológica del sistema (Kalin et al., 2006); 3) estos sistemas emplean procesos de remoción más lentos que los sistemas convencionales y por lo tanto, requieren de tiempos de retención más largos y mayor área para su implementación para obtener resultados similares (Hedin et al., 1994).

Los cuatro principales procesos a través de los cuales los metales son removidos son: físicos, químicos, biológicos y bioquímicos; sin embargo, las formas físico-químicas de los metales pesados cambian dramáticamente una vez que se encuentran en los humedales, dependiendo de las características del metal y del sistema de tratamiento (Matagi et al., 1998). Para poder llevar a cabo una evaluación del potencial de aplicación de los humedales para el tratamiento de DAM, es indispensable comprender el movimiento, retención y transformación de los metales en dichos ecosistemas (Gazea et al., 1996). Esta información es vital para la selección de los procesos óptimos y del desarrollo de criterios de diseño que pueden ser utilizados para la construcción de los mismos. En términos

generales, los humedales de tratamiento son diseñados para maximizar la remoción de metales y sólidos suspendidos, así como para la neutralización de acidez. La remoción de acidez y metales se basa en reacciones de oxidación, hidrólisis y precipitación de hidróxidos de hierro y aluminio (Ayora et al., 2013). Los humedales para el tratamiento de DAM pueden además ser hábitats adecuados para algunas comunidades de organismos macroinvertebrados, los cuales a su vez proveen soporte para el desarrollo de organismos más complejos. Los principales factores que parece están previniendo que esto ocurra, son el tamaño del sistema, el bajo pH, la concentración de elementos tóxicos, la salinidad, ausencia de diversidad de hábitats y la presencia de precipitados sólidos (hidróxidos de hierro) (Batty et al., 2005).

A diferencia de los países desarrollados, hace falta información sobre la caracterización de efluentes mineros y sus impactos en América Latina. La Tabla 2 contiene información de características de MIW de minas de oro, plomo, zinc y carbón. En la mayoría de los casos, los estudios se realizan en ríos, donde el efecto de dilución y las posteriores reacciones con carbonatos y silicatos actúan como tampón disminuyendo la concentración y los efectos del MIW. Sin embargo, no existe un diagnóstico de la gravedad de contaminación del agua infectada con MIW para Latinoamérica, debido a los siguientes factores: 1) los efectos tóxicos de los metales pesados no se observan de inmediato; 2) en muchos casos, las actividades mineras ocurren en zonas alejadas donde la fiscalización del cumplimiento de las normas ambientales se dificulta; 3) las fechas de muestreo variables y las variaciones estacionales en las concentraciones de metales, y 4) la presencia de minería ilegal. Strosnider et al. (2014) reportan un impacto significativo de la actividad minera (minas activas y abandonadas) en Potosí- Bolivia y plantean la necesidad de remediación. En cuanto a la extracción de oro, se estima que la pequeña minería es responsable del 60% al 75% de las emisiones de mercurio total en Latinoamérica (Hammond et al., 2013). El mercurio es el reactivo más usado debido a su bajo costo, facilidad de adquisición y facilidad de operación. Para producir 1 kg de oro, se usan entre 1-5 kg de mercurio (Hammond et al., 2013). Sin embargo, la proliferación de minería ilegal en países como Colombia, donde solo el 3% de las minas contaban con licencias para operar durante el 2011 (Güiza y Aristizabal, 2013), dificultan la fiscalización de descargas de mercurio y zinc a ríos. Cordy et al. (2011) reportan a Colombia como el país generador de la contaminación por mercurio per cápita más alta del mundo. Por otra parte, se ha podido constatar ausencia de vida silvestre en arroyos donde ocurren las descargas de zinc y mercurio. Este tipo de efluentes puede tratarse con reactores bioquímicos y se pueden lograr eliminaciones de mercurio mayores al 90% usando humedales construidos (Marchand et al., 2010).

Los procesos físicos como la sedimentación y filtración son considerados importantes para el tratamiento (Haresy Ward, 2004). Los sólidos suspendidos son comúnmente filtrados y retenidos en los humedales junto con los metales asociados a ellos (Sobolewsky, 1999). La adsorción es un mecanismo relevante que puede resultar en la retención a corto plazo o estabilización a largo plazo de los metales presentes en el MIW (Marchand *et al.*, 2010).

Los metales pesados son adsorbidos en los coloides húmicos o arcilla del suelo por intercambio catiónico o quimisorción, una vez adsorbidos, permanecen en forma de átomo (SheoranySheoran, 2006). Más del 50% de los metales pesados se pueden adsorber fácilmente en material particulado y luego separarse del agua por sedimentación. El plomo, cobre y cromo tienden a ser adsorbidos más fuertemente que el zinc, níquel y cadmio (Alloway, 1990). El uranio también ha mostrado afinidad por la materia orgánica. Es necesario considerar que luego de la descomposición de la materia orgánica, los metales pueden ser liberados permitiendo la formación y precipitación como sulfuros (Sobolewsky, 1999).

En las condiciones oxidantes de los sistemas aeróbicos, el hierro, aluminio y manganeso, pueden formar compuestos insolubles a través de reacciones de oxidación e hidrólisis (Sobolewsky, 1999; Sheoran y Sheoran, 2006). De esta manera, se forma una variedad de óxidos, oxihidróxidos e hidróxidos (Marchand et al., 2010). Los metales también pueden formar carbonatos en el caso de que haya una concentración de bicarbonato suficiente en el humedal, sin embargo, estos son menos estables que los sulfuros metálicos (Sheoran y Sheoran, 2006). Se

ha observado una acumulación significativa de carbonatos de manganeso y cobre en humedales naturales (Sobolewsky, 1999).

Tabla 2. Características de MIW en algunos sitios de Latinoamérica.

País	Tipo de muestra	Caracterización de DAM *	Ref.
Bolivia	Ríos afectados por MIW (minas de plata, plomo y zinc)	As (<0,322-14), Cd (0,002-4,9), Al (0,44-216), Fe (0,52-1100), Mn (0,044-110), Pb (0,065-4,1) Zn (0,29-1500), Sulfato:1300; pH: 2,8 – 9,5.	1
	MIW en 3 socavones	Fe (6,9), Zn (233), Mn (11,6), Cu (0,046), Cd (0,46), As (0,025), Al (10,3); pH: 4,1	2
		Fe (2610), Zn (3130), Mn (125), Cu (0,12), Cd (9,84), As (38,8), Al (80,5); pH: 2,3	
Brasil	MIW carbón	Fe (1920), Zn (3050), Mn (46,5), Cu (29,9), Cd (17,3), As (7,15), Al (437), pH:2,7	
		Sulfato (800±20), Mn (2,1), Fe (3), Al (34); pH: 3,0	3
	Río impactado por minería de Carbón	Fe (11,9±0,162), Al (11,52±0,127); pH :3,2	4
Colombia	MIW carbón	Sulfato (1354,2), Fe (32,67), Mn (1,45), Al (18,08), Ni (0,48), Zn (1,5), Cu (0,115); pH:2,6	5
	MIW carbón	Fe (303,9), Mn (29,9), Zn (1,9), Sulfato (6224); pH: 2,4	6
Perú	MIW oro y plata	Cu (0,93-2,74); Fe (20-24,2), Pb (0,18-0,26), Zn (12,02-38,39); pH: 2,8-3,3	7
Venezuela	MIW Carbón	Pb (0,5±0,26), Zn (1,41±0,52), Fe (0,14±0,06), Al (1,48±0,68), Ni (0,13±0,1); pH: 7,9	8
Ecuador	Río impactado por minería	As (0,061); Cu (1,4); Zn (0,105)	9

Donde: *Concentraciones en mg/L. Referencias: (1) Strosnider et al., 2011; (2) Strosnider and Nairn, 2010; (3) Silva y Rubio, 2009; (4) Brandelero et al., 2013; (5) Diaz et al., 2003; (6) Pantoja, 2012; (7) De la Cruz Carrasco, 2012; (8) Marín et al., 2006; (9) Carling et al., 2013.

Debido al contenido de sulfato presente en algunos MIW, la sulfato-reducción bacteriana es un mecanismo relevante. El sulfuro de hidrógeno producido en condiciones anaeróbicas, puede reaccionar con los metales formando sulfuros metálicos altamente insolubles que luego precipitan (Sobolewsky, 1999; Sheoran y Sheoran, 2006). El cobre, plomo, zinc, cadmio, arsénico, y en general los metales divalentes (ITRC, 2013), forman compuestos de sulfuro muy insoluble a bajas concentraciones de sulfuro de hidrógeno (ITRC, 2003). Asimismo, bacterias selenato-reductoras juegan un papel importante en la reducción de Se. Un estado de oxidación intermedio del hierro entre III y II induce la reducción de Se. El cromo y uranio quedan inmovilizados cuando se reducen a través de procesos catalizados biológicamente por microorganismos.

Por otro lado, las plantas en los humedales, a través de las raíces y rizomas, proporcionan una superficie ideal para la formación de biopelículas microbianas que pueden albergar las bacterias antes mencionadas (Sheoran y Sheoran, 2006). Con respecto a la bioacumulación, las macrófitas muestran concentraciones de metales elevadas. Sin embargo, por lo general éstas representan menos del 5% de la cantidad total eliminada (Sobolewsky, 1999). No obstante, se ha documentado la existencia de plantas nativas del Perú adaptadas a DAM, tales como: *Calamagrostistigulata*, *Cyperus* y *Juncusimbricatus* (Aliaga et al., 2009). Las especies antes indicadas bioacumulan aluminio, plomo, plata, zinc y cobre, de 50 a 860 veces más, que las otras utilizadas en el estudio; igualmente, existió remoción de metales pesados tóxicos como arsénico y cromo (Aliaga et al., 2009).

De acuerdo a las características de diseño y construcción de los diferentes sistemas pasivos y a la operación y características de los MIW alimentados, así se podrá evaluar la eficiencia de eliminación de diferentes contaminantes y calidad final del MIW tratado. A continuación, se presenta una breve descripción de diferentes sistemas pasivos.

- Humedales aeróbicos. Los humedales aeróbicos consisten en excavaciones de aproximadamente 30 cm de profundidad rellenas con grava, suelo y materia orgánica, materiales que actúan como soporte para las plantas y en los que el agua circula generalmente de manera horizontal. Utilizan vegetación típica de humedales naturales, como especies de *Typha*, *Schoenoplectus*, *Phragmites*. Estos sistemas son empleados generalmente para proporcionar tiempo de residencia y aireación al MIW. De esta manera, se promueve la oxidación e hidrólisis de metales que luego precipitan quedando retenidos. Se usan para la eliminación de hierro, aluminio, manganeso y arsénico. También pueden albergar bacterias reductoras de cianuro. Su desempeño se ve favorecido con la alimentación de MIW alcalino. Así, pueden ser implementados para mejorar la calidad de efluentes de reactores sulfato-reductores (SRB), ya que además reducen la demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅).

- Humedales anaeróbicos. Los humedales anaeróbicos son excavaciones rellenas con un sustrato orgánico (residuos forestales, compost, heno, etc.) sobre un lecho de piedra caliza y con vegetación típica de humedales. Dependiendo de la forma de incorporación del MIW, pueden ser de tipo vertical u horizontal. En general, se basan en la acción de microorganismos para eliminar los metales. Dichos microorganismos pueden formar parte de la biota natural o ser inoculados al sistema. Los humedales anaeróbicos son utilizados con afluentes sin alcalinidad, la cual se genera en el sistema. Son eficientes eliminando hierro, cobre, aluminio, plomo, zinc, cadmio, cromo, cobalto, uranio, sulfato, selenio y cianuro. La superficie de los humedales y la zona radicular de las plantas es oxidante por lo que también se produce oxidación e hidrólisis de metales.

- Bioreactor de sulfato-reducción. Conocidos por sus siglas en inglés como SRBs (Sulfate-Reducing Bioreactors), pueden ser considerados como un tipo de humedal anaeróbico enfocado en la eliminación de metales por precipitación como sulfuros. Funciona en condiciones anaeróbicas que permiten la reducción del sulfato a sulfuro por bacterias sulfato-reductoras. De esta manera metales como cadmio, cobre, níquel, plomo y zinc (entre otros metales divalentes), precipitan como sulfuros metálicos insolubles. El carbonato, generado por la degradación de la materia orgánica, además de promover un aumento en el pH, permite la eliminación de algunos metales como carbonatos tales como FeCO₃ y ZnCO₃ bajo las condiciones apropiadas de pH y concentración de bicarbonato. Estos sistemas generan efluentes con bajo oxígeno disuelto y elevadas concentraciones de sulfuro (KaksonenyPuhakka, 2007).

- Sistemas sucesivos/reductivos de producción de alcalinidad. Conocidos por sus siglas en inglés como SAPS/RAPS (Successive/Reductive Alkalinity Production Systems), son celdas de 1-3 m de profundidad rellenas con caliza y materia orgánica.

La Figura 1 muestra las configuraciones de BCR descritas anteriormente.

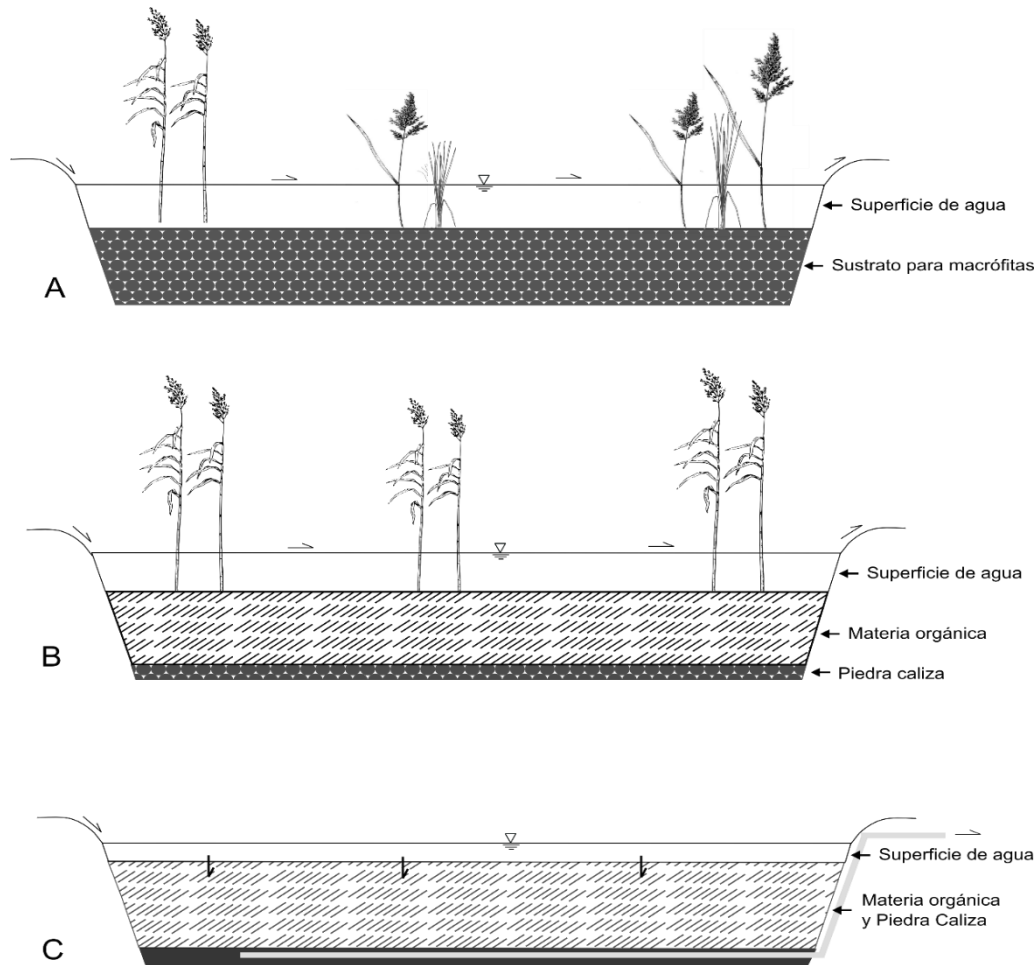


Figura 1. Corte transversal de distintos BCRs. A. Humedal aeróbico, B. Humedal anaeróbico, C. Reactor de sulfato-reducción (SRB). Adaptado de Gusek y Figueroa, 2009.

El MIW fluye de manera vertical, primero a través de una capa de materia orgánica y luego por una caliza, siendo recogido por tuberías en el fondo. La caliza cumple la función de proporcionar alcalinidad, mientras que la materia orgánica es empleada para promover los procesos bacterianos y así disminuir la concentración de oxígeno disuelto en el MIW. Estos sistemas pueden ser utilizados con MIW ácido, con elevadas concentraciones de hierro, aluminio y oxígeno disuelto.

- Barrera reactiva permeable. Las barreras permeables también denominadas PRBs (en inglés: Permeable Reactive Barriers) son un tratamiento in situ, diseñado para interceptar y tratar un flujo de MIW subterráneo o un acuífero contaminado. La zona de tratamiento se implementa utilizando materiales reactivos como el hierro cero valente y sustratos orgánicos para estimular la actividad microbiana (reducción de sulfato). La barrera está diseñada para ser más permeable que el suelo circundante al acuífero, de manera que el flujo está en contacto directo con el material y los contaminantes son retenidos dentro de la barrera, no afectando la hidrogeología local. Los PRBs

son atractivos para la precipitación reductiva de uranio y cromo (hierro cero Valente) y eliminación de Fe, Cd, Ni, Zn, Cu, As y Pb por la formación de minerales sulfurados escasamente solubles (sustrato orgánico). La Figura 2 muestra un esquema de los BCRs descritos anteriormente.

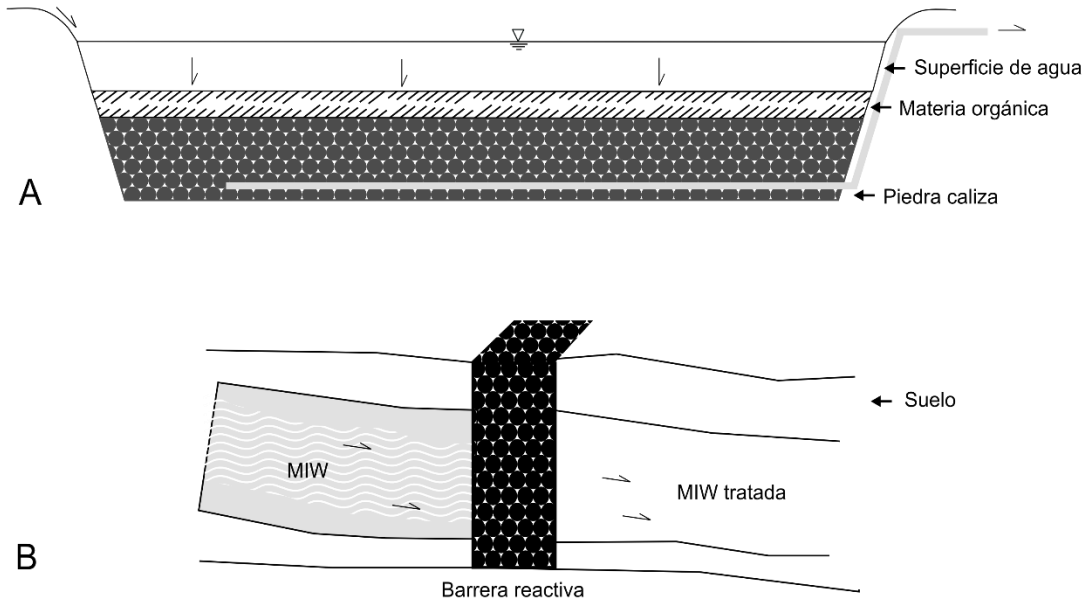


Figura 2. Corte transversal de configuraciones de BCRs. A. SAPS/RAPS, B. Barrera reactiva permeable de sustrato orgánico.

6.2.5 Elementos para la toma de decisiones y selección de tecnología de tratamiento

La aplicación de una tecnología u otra, dependerá entre otros factores, de las características del MIW y de los estándares de calidad de efluente impuestos. La literatura da cuenta de una variedad de árboles de decisión para la selección de sistemas pasivos de tratamiento, como el presentado en la Figura 3.

6.2.6 Experiencias de la aplicación de sistemas pasivos y casos de estudio

Se ha reportado una extensa variedad de experiencias en el uso de reactores bioquímicos en reactores batch, piloto y a gran escala. La Tabla 3 muestra algunos casos de estudio realizados en Suecia y USA. Las bajas eliminaciones de cobre y hierro obtenidos en un humedal aeróbico a escala piloto (Nyquist y Greger, 2009), sugieren que, dependiendo de las características de pH y concentración de metales de cada drenaje ácido, debe realizarse pretratamiento (aumento de pH y consecuente precipitación de metales) o post-tratamiento para mejorar la calidad del efluente. En experiencias a gran escala, posterior al tratamiento biológico podría añadirse NaOH para precipitar metales y aumentar el pH (Brodie *et al.*, 1987); en los casos descritos por el ITRC (2013), el aumento de pH, generalmente con caliza y la precipitación de metales en lagunas, se realiza antes del tratamiento biológico.

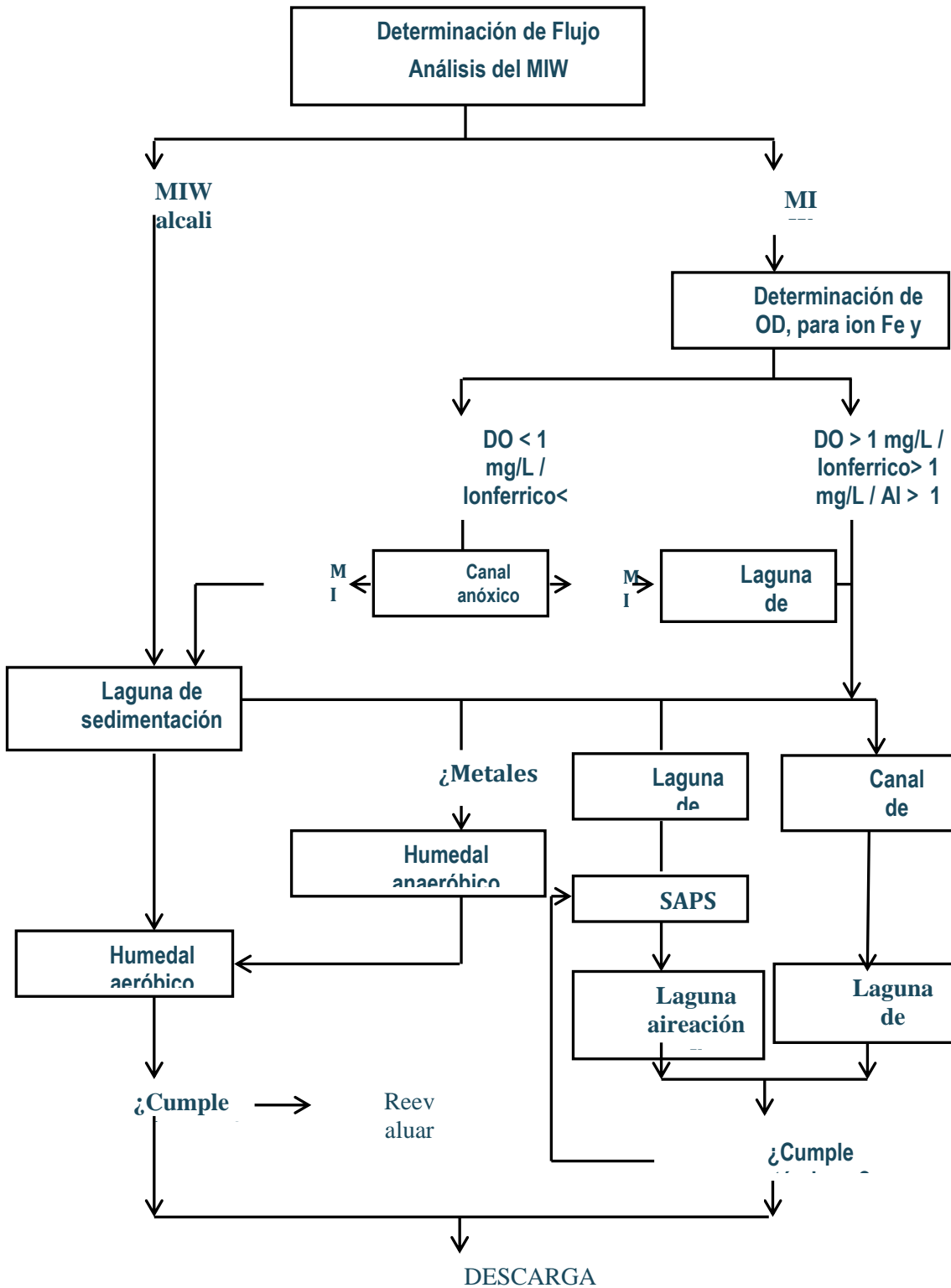


Figura 3. Diagrama de decisión de tratamientos pasivos simplificado. Adaptado de Gusek y Figueroa (2009).

Tabla 3. Desempeño de reactores bioquímicos utilizados en el mundo para el tratamiento de

Escala	País	Tipo Reactor	Influyente*	Eliminación (%)	Ref.
Piloto	Suecia	Humedales aeróbicos	Fe (260±24) Cu (1,4±0,1)	-0,8-67 10-57	1
	USA	Barrera permeable reactiva	As (206) Pb (2,02) Cd (0,3) Zn(1060)	>99	2
2000 m2	USA	Humedal aeróbico	Fe (135) Mn (24)	>97 83	3
3000 m2	USA	Reactor bioquímico	Al (40) Cu (0,69) Fe (116)	>98	4

MIW.

Donde: *Concentraciones en mg/L. Referencias: (1) Nyquist y Greger, 2009; (2) Ludwig et al., 2009, (3) Brodie et al., 1987; (4) Mina Leviathan, ITRC 2013.

La Tabla 5 contiene detalles técnicos sobre algunos sitios en donde se han empleado sistemas pasivos para el tratamiento de DAM. En la provincia Guangdong en el sur de China, se ha estado utilizando un humedal desde 1985 para el tratamiento de una descarga de mina que contiene altas concentraciones de plomo (11.5 mg/L) y zinc (14.5 mg/L), además de cadmio (0.05 mg/L). Las eficiencias de remoción del sistema en el periodo de 16 años de estudio fueron plomo 99.04%, zinc 97.30%, cadmio 94% y sólidos suspendidos totales 98.95%. También se encontró que no se presentaron variaciones significativas anuales o mensuales en los valores de pH, arsénico, cadmio, mercurio, plomo y zinc. Más aún, se ha visto un incremento gradual en la diversidad y abundancia de organismos vivos, entre los que se cuentan protozoos, plantas superiores, animales terrestres y aves (Yang et al., 2006).

El sitio piloto conocido como Wheal Jane en el Reino Unido (Cornwall) ha sido sujeto de múltiples estudios relacionados con el tratamiento de DAM y es la unidad experimental más grande de su tipo en Europa. Fue construido en 1994 y es descrito en detalle por Whitehead y Prior (2005). Consiste en tres sistemas separados y cada uno contiene: 1) un área de carrizales aeróbicos diseñados para remover hierro y arsénico, 2) una celda anaeróbica para promover la reducción de sulfato y facilitar la remoción de zinc, cobre, cadmio y el hierro remanente como sulfuros metálicos; y 3) filtros de roca aireados para incentivar el crecimiento de algas y facilitar la precipitación de manganeso. Los tres sistemas difieren únicamente en el pretratamiento utilizado para incrementar el pH del influente. Para ello, se utilizan carbonato de calcio (cal), un sistema de drenaje anóxico calizo y el otro opera sin añadir alcalinidad. La celda anaeróbica fue sujeta de estudio durante 16 meses en 2001-2002 por Johnson y Hallberg (2005), quienes observaron que aun cuando hubo cierta mejoría en la calidad del agua en términos de incremento de pH y reducción en la concentración de metales, únicamente uno de los sistemas mostró una remoción efectiva de los dos elementos dominantes, hierro y zinc. Sin embargo, el estudio reveló que cuando son operados adecuadamente, todos pueden ser efectivos en la generación de alcalinidad y la remoción de metales de DAM altamente ácido y con elevado contenido de metales. Para ello, se recomienda que en futuros sistemas compuestos o híbridos las celdas con composta se coloquen antes que las aeróbicas para evitar problemas de oxigenación y acidificación, además de darles, el tiempo suficiente para desarrollar las poblaciones de organismos necesarias para la degradación, antes de que se pongan en contacto con el DAM. Una

recomendación más, es en el sentido de seleccionar el inóculo mejor adecuado, que pudiese obtenerse, de los sedimentos de otros sistemas de tratamiento de DAM en lugar de utilizar estiércoles o compostas animales.

Ji et al. (2007) reportan que de 1996 a 2002 en Corea se construyeron 35 sistemas pasivos para el tratamiento de DAM en 29 minas cerradas o abandonadas. En estos casos, más de un sistema de tratamiento que incluyó SAPS, drenajes anóxicos calizos, humedales anaeróbicos y aeróbicos, así como lagunas de oxidación, se combinaron y aplicaron para el tratamiento de los efluentes. De los 29 sistemas que se investigaron, únicamente 10 se encontraban trabajando adecuadamente, sin problemas de fugas o sobrecarga hidráulica. Sin embargo, la mayoría de los sistemas mostraron buenas eficiencias de remoción de metales y acidez, aunque la de sulfatos era baja, misma que se atribuyó a la baja actividad de las bacterias reductoras de sulfato en la capa orgánica debido a las bajas temperaturas, poca precipitación y tiempo de residencia hidráulico insuficiente durante el invierno.

Cravotta (2010) estudió la calidad del agua producida por ocho sistemas que fueron instalados entre 1995 y 2001 para el tratamiento de DAM en Estados Unidos (Pennsylvania), mismos que incluyeron humedales aeróbicos y humedales con piedra caliza y composta. Los resultados (1996–2007) demuestran que los humedales aeróbicos y los que cuentan con composta/piedra caliza fueron generalmente más efectivos en la atenuación de metales disueltos y suspendidos en condiciones de flujo base, pero menos efectivos en condiciones de flujo excedente debido, por ejemplo, a tormentas. Los flujos que se derivan de tormentas fueron ácidos, y conforme el caudal y volumen a tratar en el sistema aumenta, una fracción más pequeña del mismo tiende a ser tratado y el tiempo de residencia en el sistema de tratamiento se ve reducido. Más aún, durante estas condiciones de flujo extraordinario, los sedimentos pueden escapar del sistema o bien ser resuspendidos. Además, debido al efecto que tiene la temperatura, los diseños de humedales de tratamiento deben tener en cuenta la geometría (forma), aspecto, profundidad del agua y tiempo de retención porque todos ellos pueden afectar la temperatura.

El sistema de tratamiento conocido como Anna S (Pennsylvania, EUA) fue construido en 2003 y consiste en dos sistemas pasivos para el tratamiento de tres descargas de este complejo, ambos con cuatro lagunas de flujo vertical en paralelo seguidas de humedales aeróbicos. El DAM producido en este complejo minero tiene un pH de 2.8-3.6 y concentraciones de aluminio 3-36 mg/L, hierro 1-36 mg/L y manganeso 6-9 mg/L. Las lagunas cuentan con una capa de piedra caliza y otra de sustrato orgánico y durante los 6 años de datos que se reportan, han tratado un flujo promedio de 1,971 l/min hasta un pH neutral, 135-146 mg/L de alcalinidad, menos de 1 mg/L de aluminio y hierro, y 2-4 mg/L de manganeso (Hedin et al., 2010). Al igual que en el caso anterior, no se han reportado variaciones en la efectividad del tratamiento por el cambio de estaciones ni aún durante los crudos inviernos. Sin embargo, este sistema fue construido para permitir el “bypass” de flujo y proteger el mismo debido a caudales o cargas más altas que las de diseño. Esta protección ha sido útil al no ocurrir daños al sistema, aun durante un episodio de inundación que se presentó. Otros aspectos por los cuales se considera este sistema exitoso, son el diseño conservador y el mantenimiento preventivo que se le ha dado. Esta combinación de sistemas es la más grande y costosa construida en Pennsylvania, pero resulta ser altamente competitiva con tecnologías tradicionales como las de alcalinidad química.

El sistema Marchand, también en Estados Unidos (Pennsylvania) fue construido en el 2006 para tratar un caudal de 6,000 l/min de agua de una mina de carbón abandonada. El sistema consiste en seis lagunas en serie interconectadas seguidas de un gran humedal. El influente tenía un pH de 6.2, alcalinidad 337 mg/L (como CaCO₃), hierro 74 mg/L, manganeso 1 mg/L y aluminio <1 mg/L, mientras que la descarga final era de pH 7.5, alcalinidad 214 mg/L y hierro 0.8 mg/L. Otro aspecto importante, fue que la efectividad del sistema de tratamiento no se vio significativamente afectada durante el periodo de invierno ni con caudales altos. Sin embargo, es importante mencionar que el humedal de Marchand es ligeramente alcalino y que el único contaminante de interés para remoción es el hierro (Hedin, 2008).

El DAM generado en un depósito de uranio en Curilo, Bulgaria, que cesó operaciones en 1990, ha sido tratado empleando varios tipos de sistemas pasivos, entre ellos, humedales naturales y construidos, drenajes anóxicos alcalinos, un sistema de multi-barreras permeables reactivas y un filtro de rocas, como sistemas separados y en diferentes combinaciones. El efluente tiene pH entre 2 y 4 y contiene además elementos radioactivos (uranio y radio), metales pesados (cobre, zinc, cadmio, plomo, níquel, cobalto, hierro y manganeso), arsénico y sulfatos, todos en concentraciones mucho más altas que los niveles permisibles para su uso en la agricultura o industria. Los resultados que presentan Groudev et al. (2008) corresponden a 10 años de estudio, abarcando todas las estaciones climatológicas. El caudal recibido en cada uno de los sistemas es diferente y varía en el rango de 0.02 a 1.5 L/s. En lo que se refiere específicamente al tratamiento en los humedales construidos, el monitoreo regular de las concentraciones de contaminantes reveló una reducción a través del paso del influente por el mismo. Se concluyó también, que la mejoría en la calidad del agua está relacionada con procesos microbiológicos que ocurren en la zona anóxica del humedal y que la eficiencia de remoción está marcadamente relacionada con la temperatura. Sin embargo, aún en condiciones de frío (menos de 5°C en el aire y agua de diciembre a febrero) ocurre la remoción de contaminantes debido a procesos de adsorción en la biomasa de plantas muertas y en las arcillas del humedal. El DAM puede ser eficientemente tratado con el uso de humedales naturales y construidos y aquéllos que cuentan con agua y vegetación abundantes pueden ser eficientes durante periodos de tiempo prolongados (más de 10 años) si el caudal, tipo y concentración de contaminantes se mantienen en los niveles adecuados.

La investigación realizada en Latinoamérica es generalmente proyectada por grupos internos de mineras o por consultoras, quienes divulgan muy poco sus resultados (Hammond *et al.*, 2013). De la Cruz (2012) muestra eliminaciones de cobre, hierro y aluminio superiores al 96% después del tratamiento con dos sistemas bioquímicos en secuencia (humedal aeróbico seguido de humedal anaeróbico). La Tabla 4 muestra los principales resultados de eliminaciones y características de influentes durante el tratamiento con reactores a escala piloto y laboratorio realizados en Latinoamérica.

Tabla 4. Desempeño de reactores bioquímicos utilizados en Latinoamérica para el tratamiento de MIW.

Escala	País	Tipo reactor	Influente*	Remoción (%)	Ref.
Laboratorio	México	Humedal subsuperficial	Cd (0,309), Zn (23,6)	90-40	1
	Venezuela	Humedal flujo vertical	Pb (0,5±0,3), Zn (1,41±0,5), Fe (0,1±0,06), Al (1,48±0,68), Ni (0,13±0,1)	>87	2
Piloto	Perú	Humedal aeróbico y anaeróbico	Cu (4,8), Fe (68,56), Zn (9,3)	>96	3

Donde: *Concentraciones en mg/L. Referencias: (1) Ruiz-López *et al.*, 2010; (2) Marín *et al.*, 2010; (3) De la Cruz, 2012.

Tabla 5. Características de los humedales empleados para tratamiento de DAM y calidad de efluente.

Nombre del Sitio y Localidad	Descripción del sistema	Contaminante	Principales Resultados	Referencia
Sistema humedal Fankou. Provincia de Guangdong, sur de China	Sistema en dos partes; humedal en la parte superior, seguido de laguna de estabilización. El agua tiene dos entradas al humedal y de ahí a la laguna, de donde fluye el efluente por dos salidas. Tiempo de retención 5-7 días. Construido en 1985.	Pb 11.5 mg/L, Zn 14.5 mg/L, Cd, 0.05 mg/L	Eficiencias de remoción en los 16 años de estudio: Pb 99.04%, Zn 97.30%, Cd 94%, y SST 98.95%.	Yang et al., 2006.
Antiguo sitio minero Wheal Jane. Reino Unido (Cornwall)	Tres sistemas separados que difieren en el pretratamiento utilizado para aumentar el pH. Componentes en común: 1) área de carrizales aeróbicos para remover Fe y As; 2) celda anaeróbica para reducción de sulfatos y remoción de Zn, Cu, Cd y Fe; y 3) filtros de roca aireados para incentivar el crecimiento de algas y facilitar la precipitación de Mn. Construido en 1994.	DAM en general	Resultados de cuatro muestreos en 16 meses. Se estudió principalmente la celda del reactor de composta (humedal anaerobio). Mejoría en la calidad del agua (incremento de pH y reducción de metales); únicamente uno de los sistemas mostró remoción efectiva de los dos elementos dominantes, Fe y Zn.	Johnson y Hallberg, 2005; Whitehead y Prior, 2005.
Corea	De 1995 a 2002 se construyeron 35 sistemas en 29 minas cerradas o abandonadas. Más de un sistema de tratamiento que incluyó SAPS, drenajes anóxicos calizos, humedales anaeróbicos y aeróbicos, así como lagunas de oxidación, se combinaron y aplicaron para el tratamiento de DAM.	DAM principalmente de carbón y algunos metales	De los 29 sistemas que se investigaron, 10 operaban sin problemas de fugas o sobrecarga hidráulica. Tuvieron buenas eficiencias de remoción de metales y acidez, pero baja en sulfatos, atribuyéndose a la poca actividad microbiana por bajas temperaturas, poca precipitación y tiempo de residencia hidráulico insuficiente durante el invierno.	Ji et al., 2007.

Humedales Construidos: Alternativa de Tratamiento de Agua

Nombre del Sitio y Localidad	Descripción del sistema	Contaminante	Principales Resultados	Referencia
Pennsylvania, Estados Unidos	Ocho sistemas pasivos y semi-pasivos que incluyen humedales aeróbicos y humedales con piedra caliza y composta. Instalados entre 1995 y 2001.	DAM en general	Los humedales aeróbicos y de composta/piedra caliza fueron más efectivos en la atenuación de metales en condiciones de flujo base, pero no con flujo excedente; en esas condiciones, los sedimentos pueden escapar del sistema o ser resuspendidos. Todos los sistemas removieron acidez.	Cravotta, 2010.
Pennsylvania, Estados Unidos	El sistema conocido como el sitio Anna S (complejo de antiguas minas de carbón); consiste en dos sistemas pasivos para el tratamiento de tres descargas del complejo, ambos con cuatro lagunas de flujo vertical en paralelo seguidas de humedales aeróbicos. Construido en 2003.	El DAM tiene un pH de 2.8-3.6 y concentraciones de Al 3-36 mg/L, Fe 1-36 mg/L, Mn 6-9 mg/L.	No se han reportado variaciones en la efectividad del tratamiento por el cambio de estaciones ni aún durante los crudos inviernos. Esta combinación de sistemas es la más grande y costosa construida en Pennsylvania, pero resulta ser altamente competitiva con tecnologías tradicionales como las de alcalinidad química.	Hedin et al., 2010.
Pennsylvania, Estados Unidos	El sistema Marchand consiste en seis lagunas en serie interconectadas, seguidas de un gran humedal. Construido en 2006.	Caudal de 6,000 L/min de una mina de carbón abandonada; pH 6.2, alcalinidad 337 mg/L, Fe 74 mg/L, Mn 1 mg/L y Al <1 mg/L.	Descarga final: pH 7.5, alcalinidad 214 mg/L y Fe 0.8 mg/L. La efectividad no se vio significativamente afectada durante el periodo de invierno ni con caudales altos. El sistema es también eficiente en términos de costo; se estima que en el largo plazo es de únicamente el 25% de los que costaría el tratamiento convencional de un sistema de alcalinidad.	Hedin, 2008.

Nombre del Sitio y Localidad	Descripción del sistema	Contaminante	Principales Resultados	Referencia
Curilo, Bulgaria	Varios tipos de sistemas pasivos, entre ellos humedales naturales y construidos, drenajes anóxicos alcalinos, un sistema de multi-barreras permeables reactivas y un filtro de rocas, se emplean como sistemas separados y en diferentes combinaciones.	DAM generado en un depósito de uranio; pH 2-4 y contiene elementos radioactivos (uranio y radio), metales pesados (Cu, Zn, Cd, Pb, Ni, Co, Fe y Mn), As y sulfatos, todos en concentraciones más altas que los niveles permisibles para su uso en la agricultura o industria. El caudal en cada uno de los sistemas es diferente y varía de 0.02 a 1.5 L/s.	La mejoría en la calidad del agua está relacionada con procesos microbiológicos que ocurren en la zona anóxica del humedal y la eficiencia de remoción está marcadamente relacionada con la temperatura.	Groudev et al., 2008.

6.2.7 Consideraciones para la gestión de DAM desde la perspectiva del desarrollo sustentable

Hasta el momento, la explotación minera se ha visto básicamente desde la arista económica, como una alternativa de crecimiento de los países que extraen el mineral. Sin embargo, en esta década está siendo cada vez más evidente los conflictos socio-ambientales que conlleva este tipo de actividad. La Comisión Económica para América Latina y el Caribe (CEPAL) ha invertido esfuerzos en poder conceptualizar estos conflictos, caracterizarlos con la escasa información que existe y poder proyectar lineamiento para los diferentes países que cuentan con esta actividad productiva (Chaparro Avila y Oblasser, 2008; Saade, 2014). Dentro de los países cuya minería ha sido motivo de evaluación para la CEPAL están: México, Colombia, Bolivia, Chile y Perú, realizando estudios comparativos de su situación con la legislación de los Estados Unidos. En la actualidad, Bolivia, Chile y Perú son países con una larga historia minera. Mientras que la minería en Chile y en Perú se desarrolla mayormente a gran escala, en Bolivia domina la minería mediana y la pequeña minería, así como la minería artesanal o informal, lo que hace mucho más difícil la implementación de regulaciones y gestión.

Un especial énfasis se ha dado a la gestión de los pasivos ambientales mineros (PAM) considerando experiencias previas estadounidense alrededor del Superfund, para construir y analizar una serie de ideas y aproximaciones que permiten entender, aplicar y desarrollar el concepto de PAM (Saade, 2014). En este sentido, en Perú y más recientemente en Chile, ha habido un desarrollo de una consciencia pública y privada para abarcar la problemática de los PAM. Las experiencias y los resultados obtenidos en estos procesos y su oportuna difusión son la base para crear un marco regulatorio sólido que permita la aplicación de tecnología, su operación y fiscalización para la correcta gestión de DAM y bien, MIW en pro de la sustentabilidad ambiental.

REFLEXIONES

La meta de los sistemas pasivos para el tratamiento de DAM es aumentar la capacidad que tienen los procesos naturales de manera que el tratamiento ocurra dentro del sistema, no en el cuerpo de agua receptor. Hay dos factores importantes que determinan si esta meta puede lograrse o no: 1) la cinética del proceso de remoción de contaminantes y 2) el tiempo de retención del efluente dentro del sistema de tratamiento. Este último, está frecuentemente limitado por la disponibilidad de área para su implementación en el sitio minero, mientras que la cinética del proceso de remoción puede ser afectada al manipular las condiciones ambientales que existen dentro del sistema de tratamiento. En general, las razones por las cuales los sistemas no son 100% efectivos son porque no fueron diseñados adecuadamente, están sub-dimensionados, o ambos (Hedin et al., 1994). Aun cuando la aplicación de los humedales construidos y las historias de éxito para el tratamiento de DAM van en aumento, no hay que perder de vista que el principal problema de su aplicación radica en la acumulación de sedimentos en el fondo de los humedales (Groudev et al., 2008).

Entre las lecciones aprendidas más importantes con relación al uso de humedales para tratamiento de DAM están: para efluentes con alcalinidad neta disponible, las lagunas y los humedales aeróbicos, son los adecuados porque facilitan la oxidación de hierro y la sedimentación de los hidróxidos.

Para efluentes ácidos, los humedales que contienen composta y/o piedra caliza son más apropiados debido a que añaden alcalinidad al sistema y remueven los metales disueltos.

Debido al efecto que tiene la temperatura, los diseños de humedales construidos deben tener en cuenta la geometría (forma), aspecto, profundidad del agua y tiempo de retención porque todos ellos pueden afectar la temperatura.

Se recomienda que en sistemas compuestos o híbridos las celdas con composta se coloquen antes de las aeróbicas.

La selección del inóculo es muy importante y se recomienda utilizar sedimentos de otros sistemas de tratamiento de DAM en lugar de emplear estiércoles o compostas animales.

Algunos de los sistemas más efectivos incluyen un “bypass” de flujo para protegerlos de caudales o cargas más altas que las de diseño, lo cual ha sido útil al no ocurrir daños a los sistemas aun durante episodios de tormentas o inundaciones.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen al Proyecto CONICYT/FONDAP/15130015, INNOVA BIO BIO Proyecto No. 13.3327 - IN.IIP y Red Doctoral REDOC.CTA MINEDUC bajo el número No. UCO1202 de la Universidad de Concepción.

BIBLIOGRAFÍA

- Akcil, A.y Koldas, S. 2006. Acid Mine Drainage (AMD): Causes, treatment and case studies. *J. Clean. Prod.*14(12-13), 1139–1145. doi:10.1016/j.jclepro.2004.09.006.
- Aliaga, E., Palomino, E., Yupanqui, E., Salvador, M., Bobadilla, M., Acuña, F., López, M. 2009. Capacidad de las Plantas Nativas en Ambientes con Drenaje Ácido para la Bioacumulación de Metales Pesados. *Aporte Santiaguino*, 2 (1), 9-20.
- Alloway, B.J. 1990. Soil processes and the behaviour of metals. En: Alloway, B.J. (Ed.), *Heavy Metals in Soils*. Blackie and Son Ltd., pp. 7–28.
- Ayora, C., Caraballo, M.A., Macias, F., Rötting, T.S., Carrera, J.y Nieto, J.M. 2013. Acid mine drainage in the Iberian Pyrite Belt: 2. Lessons learned from recent passive remediation experiences. *Environ. Sci.Pollut.Res.* 20(11), 7837–53.doi:10.1007/s11356-013-1479-2.
- Baker, B.J.y Banfield, J.F. 2003. Microbial communities in acid mine drainage. *FEMS Microbiol.Ecol.* 44(2), 139–52.doi:10.1016/S0168-6496(03)00028-X.
- Banks, D., Younger, P.L., Rolf-Tore, A., Iversen, E.R.y Banks, S.B. 1997. Mine-water chemistry: The good, the bad and the ugly. *Environ. Geol.*32(3), 157–174.
- Batty, L.C., Atkin, L.Y. Manning, D.A.C. 2005.Assessment of the ecological potential of mine-water treatment wetlands using a baseline survey of macroinvertebrate communities. *Environ. Pollut.* 138(3), 412–9. doi: 10.1016/j.envpol.2005.04.022.
- Bhattacharya, J., Islam, M.y Cheong, Y.W. 2006. Microbial growth and action: Implications for passive bioremediation of acid mine drainage. *Mine Water Environ.*25(4), 233–240. doi:10.1007/s10230-006-0138-y.
- Biehler, D., Falck, W.E. 1999. Simulation of the effects of geochemical reactions on groundwater quality during planned flooding of the Königstein uranium mine, Saxony, Germany. *Hydrogeol. J.* 7, 284-293.
- Blowes, D.W., Ptacek, C.J., Jambor, J.L., Weisener, C.G. 2003. The Geochemistry of Acid Mine Drainage. En: Sherwood, B. (Ed.), *Treatise on Geochemistry*, Vol. 9, Elsevier, pp.149-204.
- Brandelero, S., Miquelluti, D., Campos, M., Dors, P., Sousa, M., Moreira, R. 2013. A Atividade Carbonífera e a Contaminação de Água Superficial por Elementos-Traço. En: *Memorias del XX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos*, Noviembre 17-22, Asociación Brasileira de Recursos Hídricos (Eds.) Bento Gonçalves – RS, pp.1-8.

- Brodie, G., Hammer, D., Tomljanovich, D.A. 1987. Constructed wetlands for acid drainage control in the Tennessee Valley. Tennessee Valley Authority. En: *Memorias de Conf. Mine Drainage and Surface Mine Reclamation*, Vol. 1: Mine Water and Mine Waste, U.S Dept of the Interior, Bureau of Mines, pp. 325-331.
- Carling, G., Diaz, X., Ponce, M., Perez, L., Nasimba, L., Pazmino, E., Rudd, A., Merugu, S., Fernandez, D., Gale, B., Johnson, W. 2013. Particulate and dissolved trace element concentrations in three southern Ecuador rivers impacted by artisanal gold mining. *Water Air Soil Pollut.* 224(2), 1-16.
- Chaparro Avila, E., Oblasser, A. 2008. Estudio comparativo de la gestión de los pasivos ambientales mineros en Bolivia, Chile, Perú y Estados Unidos. CEPAL - Serie Recursos naturales e infraestructura No 131, 81 pp.
- 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. *Desalin.* 246(1-3), 11-26. doi:10.1016/j.desal.2008.03.040.
- Cordy, P., Veiga, M.M. Salih, I., Al-Saadi, S., Console, S., Garcia, O., Mesa, L.A. Velásquez-López, P.C., Roeser, M. 2011. Mercury contamination from artisanal gold mining in Antioquia, Colombia: The world's highest per capita mercury pollution. *The Sci. Total Environ.* 410-411, 154-160.
- Cravotta, C.A.I. 2010. Abandoned mine drainage in the Swatara Creek Basin, Southern Anthracite Coalfield, Pennsylvania, USA: 2. Performance of treatment systems. *Mine Water Environ.* 29, 200-216. doi:10.1007/s10230-010-0113-5.
- De la Cruz Carrasco, E. 2012. Mitigación de drenaje ácido en minas subterráneas aplicando fangos artificiales. Caso: mina Orcopampa. *Revista del Instituto de Investigación de la Facultad de Ingeniería Geológica, Minera, Metalúrgica y Geográfica* 9(17), 69-74.
- Demchak, J., Morrow, T. y Skousen, J. 2001. Treatment of acid mine drainage by four vertical flow wetlands in Pennsylvania. *Geochem.: Explor., Environ., Anal.* 2, 71-80. doi:10.1144/geochem.1.1.71.
- Díaz, A., Arias, J., Gelves, G., Maldonado, A., Laverde, D., Pedraza, J., Escalante, H. 2003. Biosorción de Fe, Al y Mn de drenajes ácidos de mina de carbón empleando algas marinas *sargassum sp.* en procesos continuos. *Revista Facultad de Ingeniería*, 30, 34-48.
- Dold, B. 2003. Aguas Ácidas: formación, predicción, control y prevención. *Minería.* 309, 29-37.
- Eary, L.E., Runnells D.D., Esposito, K.J. 2003. Geochemical controls on ground water composition at the cripple creek mining district, Cripple Creek, Colorado. *Appl. Geochem.* 18, 1-24.
- EcoAmérica. 2007. Drenaje ácido de mina, 67: 18-21. Disponible en: <http://www.ecoamerica.cl/sitio/index.php?area=621>.
- Gazea, B., Adam, K. y Kontopoulos, A. 1996. A review of passive systems for the treatment of acid mine drainage. *Miner. Eng.* 9(1), 23-42.
- Groudev, S., Georgiev, P., Spasova, I.Y. Nicolova, M. 2008. Bioremediation of acid mine drainage in a uranium deposit. *Hydromet.* 94, 93-99. doi: 10.1016/j.hydromet.2008.05.023.
- Güiza, L., Aristizabal, J.D., 2013. Mercury and gold mining in Colombia: a failed state. *Univ. Sci.* 18, 33-49.
- Gusek, J. J., Figueroa, L.A. (Eds.), 2009. Mitigation of metal mining influenced water (Vol. 2). Society for Mining and Exploration, Littleton, CO, 164 pp.

- Hallberg, K.B. 2010. New perspectives in acid mine drainage microbiology. *Hydrometal.* 104(3-4), 448-453. doi: 10.1016/j.hydromet.2009.12.013.
- Hallberg, K.B.y Johnson, D.B. 2005. Microbiology of a wetland ecosystem constructed to remediate mine drainage from a heavy metal mine. *The Sci. Total Environ.* 338(1-2), 53-66. doi:10.1016/j.scitotenv.2004.09.005.
- Hammond, D., Rosales, J., Ouboter, P. 2013. Gestión del impacto de la explotación minera a cielo abierto sobre el agua dulce en América Latina, (IDB Technical Note; 520), Banco Interamericano de Desarrollo (Ed.).
- Hares, R.J., Ward, N.I. 2004.Sediment accumulation in newly constructed vegetative treatment facilities along a new major road.*The Sci. Total Environ.* 334, 473-479.
- Hedin, R.S. 2008. Iron removal by a passive system treating alkaline coal mine drainage. *Mine Water Environ.* 27(4), 200-209. doi:10.1007/s10230-008-0041-9.
- Hedin, R.S., Narin, R.W.y Kleinmann, R.L.P. 1994. Passive treatment of coal mine drainage (p. 34).
- Hedin, R., Weaver, T., Wolfe, N.y Weaver, K. 2010. Passive treatment of acidic coal mine drainage: The Anna S Mine passive treatment complex. *Mine Water Environ.*29, 165-175. doi:10.1007/s10230-010-0117-1.
- ITRC (Interstate Technology & Regulatory Council). 2003. Technical and Regulatory Guidance Document for Constructed Treatment Wetlands. Washington, D.C. <http://www.itrcweb.org/GuidanceDocuments/WTLND-1.pdf>.
- ITRC (Interstate Technology & Regulatory Council). 2013. Biochemical Reactors for Treating Mining-Influenced Water. BCR-1. Washington, D.C.: Interstate Technology & Regulatory Council, Biochemical Reactors for Mining-Influenced Waste Team. <http://www.itrcweb.org/bcr-1/>.
- Ji, S., Kim, S.y Ko, J. 2007. The status of the passive treatment systems for acid mine drainage in South Korea. *Environ. Geol.* 55(6), 1181-1194. doi:10.1007/s00254-007-1064-4.
- Johnson, D.B.y Hallberg, K.B. 2005. Biogeochemistry of the compost bioreactor components of a composite acid mine drainage passive remediation system. *The Sci. Total Environ.*338(1-2), 81-93. doi: 10.1016/j.scitotenv.2004.09.008.
- Kaksonen A.K. y Puhakka, J.A. 2007. Sulfate reduction based bioprocess for the treatment of acid mine drainage and the recovery of metals. *Eng. Life Sci.* 7, 541-564.
- Kalin, M., Fyson, A.y Wheeler, W.N. 2006. The chemistry of conventional and alternative treatment systems for the neutralization of acid mine drainage. *The Sci. Total Environ.* 366(2-3), 395-408. doi: 10.1016/j.scitotenv.2005.11.015.
- Kimura, S., Bryan, C.G., Hallberg, K.B., Johnson, D.B. 2011. Biodiversity and geochemistry of an extremely acidic, low temperature subterranean environment sustained by chemolithotrophy. *Environ. Microbiol.* 13(8), 2092-2104.
- Lee, J.Y., Khim, J., Woo, K.y Ji, W.H. 2013. A full-scale successive alkalinity-producing passive system (SAPPS) for the treatment of acid mine drainage. *Water, Air, Soil Poll.*224(9), 1656.doi:10.1007/s11270-013-1656-4.
- Ludwig, R.D., Smyth, D.J., Blowes, D.W., Spink, L.E., Wilkin, R.T., Jewett, D.G., Weisener, C.J. 2009. Treatment of arsenic, heavy metals, and acidity using a mixed ZVI-compost PRB.*Environ. Sci. Technol.* 43(6), 1970-1976.

- Marchand, L., Mench, M., Jacob, D.L., Otte M.L. 2010. Metal and metalloid removal in constructed wetlands, with emphasis on the importance of plants and standardized measurements: A review. *Environ. Pollution*. 158, 3447-3461.
- Marín, J.C., López, A., Behling, E., Colina, G., Fernández, N. 2006. Behavior of metals (Pb, Zn, Fe, Al and Ni) during coal mine drainages treatment in constructed wetlands. *Revista Técnica Facultad de Ingeniería. Universidad del Zulia*, 29(2). http://www.scielo.org.ve/scielo.php?pid=S0254-7702006000200002&script=sci_arttext
- Matagi, S.V., Swai, D. y Mugabe, R. 1998. A review of heavy metal removal mechanisms in wetlands. *Afr. J. Trop. Hydrobiol. Fish.*, 8, 23-35.
- Nordstrom, D., Alpers, C., Ptacek, C. y D., Blowes. 2000. Negative pH and Extremely Acid Mine Waters from Iron Mountain, California. *Environ. Sci. Technol.* 34: 254- 258.
- Nyquist, J., Greger, M. 2009. A field study of constructed wetlands for preventing and treating acid mine drainage. *Ecol. Eng.* 35, 630-642.
- Pantoja, E. 2012. Aplicación de la electrocoagulación y floculación sobre el tratamiento del drenaje ácido de minas de carbón (versión electrónica). Tesis Ingeniería Química, Universidad del Valle-Colombia. <http://hdl.handle.net/10893/4148>.
- Peppas, A., Komnitsas, K. y Halikia, I. 2000. Use of organic covers for acid mine drainage control. *Miner. Eng.* 13(5), 563-574.
- Puura, E. y D'Alessandro, M. 2005. A Classification System for Environmental Pressures Related to Mine Water Discharges. *Mine Water Environ.* 24(1), 43-52. doi:10.1007/s10230-005-0070-6.
- Ruiz-López, V., del Refugio González-Sandoval, M., Barrera-Godínez, J. A., Moeller-Chávez, G., Ramírez-Camperos, E. 2010. Remoción de Cd y Zn de una corriente acuosa de una empresa minera usando humedales artificiales. *Tecnología, Ciencia, Educación*, 25(1), 27-34.
- Saade, M. 2014. Buenas prácticas que favorezcan una minería sustentable: la problemática en torno a los pasivos ambientales mineros en Australia, el Canadá, Chile, Colombia, los Estados Unidos, México y el Perú. CEPAL - Serie Macroeconomía del Desarrollo N° 137, 58 pp.
- Sheoran, A.S., Sheoran, V. 2006. Heavy metal removal mechanism of acid mine drainage in wetlands: a critical review. *Minerals Engineering*. 19(2), 105-116.
- Silva, R., Rubio, J. 2009. Treatment of acid mine drainage (AMD) from coal mines in south Brazil. *Inter. J. Coal Prep.Util.* 29(4), 192-202.
- Sobolewski, A. 1999. A review of processes responsible for metal removal in wetlands treating contaminated mine drainage. *International J. Phytoremediation*, 1(1), 19-51.
- Strosnider, W.H., Nairn, R.W. 2010. Effective passive treatment of high-strength acid mine drainage and raw municipal wastewater in Potosí, Bolivia using simple mutual incubations and limestone. *J. Geochem. Explor.* 105(1), 34-42.
- Strosnider, W.H., Llanos López, F.S., Nairn, R.W. 2011. Acid mine drainage at Cerro Rico de Potosí. I. Unabated high-strength discharges reflect a five century legacy of mining. *Environ. Earth Sci.* 64, 899-910.
- Strosnider, W.H., Llanos, F.S., Marcillo, C.E., Callapa, R., Nairn, R.W. 2014. Impacto en afluentes del río Pilcomayo por contaminantes adicionales de drenaje ácido de minas del Cerro Rico de Potosí-Bolivia. *Avances en Ciencias e Ingeniería*. 5, 1-17.

- Strosnider, W.H.J., Nairn, R.W., Peer, R.A.M.y Winfrey, B.K. 2013. Passive co-treatment of Zn-rich acid mine drainage and raw municipal wastewater. *J. Geochem. Explor.* 125, 110–116. doi: 10.1016/j.gexplo.2012.11.015.
- USEPA. 2000. Abandoned mine site characterization and cleanup handbook (p. 129). Washington, D.C.
- USEPA. 2014. Reference Guide to Treatment Technologies for Mining-Influenced Water U.S. Environmental Protection Agency Office of Superfund Remediation and Technology Innovation. EPA 542-R-14-001.
- Westholm, L.J., Repo, E.y Sillanpää, M. 2014. Filter materials for metal removal from mine drainage - a review. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 21, 9109–28. doi:10.1007/s11356-014-2903-y.
- Whitehead, P.G.y Prior, H. 2005. Bioremediation of acid mine drainage: an introduction to the Wheal Jane wetlands project. *The Sci. Total Environ.* 338, 15–21. doi: 10.1016/j.scitotenv.2004.09.016.
- Williams, M. 2001. Arsenic in mine waters: An international study. *Environ. Geol.* 40, 267–278.
- Wolkersdorfer, C. 2009. An Apostil from the Secretary General. *Mine Water Environ.* 28(3), 245–249. doi:10.1007/s10230-009-0087-3.
- Yang, B., Lan, C.Y., Yang, C.S., Liao, W.B., Chang, H.Y Shu, W.S. 2006. Long-term efficiency and stability of wetlands for treating wastewater of a lead/zinc mine and the concurrent ecosystem development. *Environ. Poll.* 143(3), 499–512. doi: 10.1016/j.envpol.2005.11.045.

6.3 TRATAMIENTO DE EFLUENTES DE LA INDUSTRIA METALÚRGICA

Hay cientos de humedales de tratamiento funcionando especialmente en países como Alemania, Francia, Reino Unido, España, Italia, Dinamarca, Australia y Estados Unidos. En Latinoamérica, esta tecnología ha encontrado una importante implementación para la depuración de efluentes sanitarios de pequeños poblados, complejos turísticos, campus universitarios, etc. En Argentina, a pesar de que el uso de humedales construidos para tratamiento de efluentes sanitarios es aún limitado, se han construido humedales para tratamiento de efluentes de industrias metalúrgicas. La eliminación de metales utilizando humedales se ha aplicado en el mundo para efluentes de minas, cuyos pH son ácidos. En el caso de los efluentes de industrias metalúrgicas, el pH es alcalino y la salinidad es elevada. Tal es el caso, de dos humedales construidos para el tratamiento final de efluentes de industrias metalúrgicas los cuales están operando satisfactoriamente desde hace años. Estos humedales de tratamiento son de flujo superficial y en ambos se realiza el tratamiento final de los efluentes industriales en forma conjunta con el efluente sanitario de la planta. Como los volúmenes a tratar y la composición química de los efluentes es diferente, los humedales de tratamiento presentan diferentes características de diseño.

6.3.1 Caso 1: Humedal para tratamiento de efluentes de una industria metalúrgica para fabricación de herramientas

Se realizó un estudio de factibilidad “in situ”, construyéndose un humedal experimental a escala piloto para evaluar la posibilidad de utilizar esta tecnología para tratamiento final de efluentes de una empresa metalúrgica dedicada a la fabricación de herramientas. Las dimensiones del humedal fueron de 6 m de largo por 3 m de ancho. El humedal se impermeabilizó con una capa de polietileno de 200 μm de espesor, para asegurar que los contaminantes no percolen a las napas. Sobre esta capa se dispuso la tierra del área de excavación hasta un nivel de aproximadamente 50 cm, donde se arraigaron las plantas emergentes. Las plantas utilizadas fueron especies arraigadas emergentes y flotantes libres nativas, trasplantadas de ambientes naturales de la zona del valle aluvial del río Paraná Medio. Se emplearon varias especies ya que, en general, no se recomienda el monocultivo por considerarse más vulnerable a las enfermedades. A partir de resultados obtenidos en experiencias previas, entre las especies flotantes libres se utilizaron *Salvinia herzogii*, *Salvinia rotundifolia*, *Pistia stratiotes* y *Eichhornia crassipes* (Maine et al., 2004). Las especies emergentes *Cyperus alternifolius*, *Typha domingensis*, *Pontederia cordata* y *Schoenoplectus californicus*, se dispusieron teniendo en cuenta el criterio de que son eficientes en la acumulación de nutrientes y contaminantes en humedales naturales y construidos (Gersberg et al., 1986; Jenssen et al., 1993; Ellis et al., 1994). Las especies emergentes se podaron antes de su trasplante.

El efluente a tratar presentaba alta salinidad y alto pH y contenía Cr, Ni, Zn y Fe, cuyas concentraciones debían disminuirse para cumplir con la legislación vigente. La composición del efluente a tratar era variable debido a los distintos procesos que se llevaban a cabo en la industria en forma diaria. El efluente llegaba al humedal través de un tubo de PVC de 63 mm de diámetro, en cuyo extremo se colocó un tubo de distribución perpendicular con orificios dispuestos de forma de producir una entrada de agua en forma laminar. Una válvula de cierre se colocó en el tubo de entrada antes de la cañería perpendicular de distribución. El efluente de salida, abandonaba el humedal a través de una compuerta de plástico con un corte en “V”. El humedal se llenó con agua de red hasta lograr un nivel de aproximadamente 40 cm (inmediatamente después de haber trasplantado las especies arraigadas emergentes). Luego se agregó diariamente el efluente mezclado con agua de red. La proporción agua de red/efluente fue disminuida paulatinamente hasta llegar a agregar solamente efluente. El caudal del efluente que ingresaba al humedal era de 1000 L/día y el tiempo de residencia hidráulico en el humedal se estimó en 7 días. El humedal fue monitoreado durante un año, durante el cual, se evaluó la eficiencia de las macrófitas en la retención de contaminantes y su tolerancia al efluente. En una primera etapa, *P. stratiotes* y *E. crassipes* fueron las especies dominantes (Hadad et al., 2007), pero luego de 6 meses de operación, *T. domingensis* se convirtió en la especie dominante (Fig. 1). El humedal presentó eficientes porcentajes de remoción de Cr, Ni y Zn (Maine et al., 2006).



Figura. 1. Humedal a escala piloto a 1 mes (a) y 6 meses (b) del inicio de su funcionamiento.



Figura. 2. Vista aérea del humedal de tratamiento y la laguna donde desagua.

En función de los satisfactorios resultados obtenidos en el humedal piloto, se decidió la construcción de un humedal a escala industrial para el tratamiento final de los efluentes. El mismo es de tipo de flujo superficial,

funciona desde el año 2003, y sus dimensiones son de 50 m de largo por 40 m de ancho. Para favorecer la hidráulica del sistema, se construyó un tabique central, paralelo al sentido de circulación del efluente, el cual divide al humedal en dos secciones de igual superficie y que obliga al efluente a recorrer el doble de distancia, obteniéndose una relación longitud: ancho de 5:1 que favorece la hidráulica del sistema. El efluente ingresa al humedal por un tubo con orificios que se colocó a lo largo del área de entrada para lograr un flujo laminar. El tiempo de residencia hidráulica se encuentra comprendido entre 7 y 12 días. El caudal que ingresa es de aproximadamente 100 m³/día. El efluente recorre el humedal en forma de U debido al tabique central y, una vez tratado, desagua en una laguna existente en el predio de la empresa (Fig. 2).

A fin de asegurar que no se produzca filtración a las napas freáticas, el humedal se impermeabilizó con bentonita (6 capas de bentonita compactada, a fin de lograr una conductividad hidráulica de 10⁻⁷ m s⁻¹) (Fig. 3). Sobre la misma, se colocó una capa de 1 m del suelo excavado y arena. Se ubicaron freatímetros alrededor del humedal para monitorear la calidad del agua subterránea, como medida de seguridad.



Figura. 3. Impermeabilización del área del humedal con bentonita.

El humedal lleva a cabo el tratamiento final de los efluentes industriales (efluente de cromado: 45 m³/d, efluente de tamboreado: 20 m³/d y efluente de pavonado: 10 m³/d) y los efluentes sanitarios (25 m³/d) de la planta. Los efluentes industriales cuentan cada uno con su planta de tratamiento primario. En líneas generales consisten en procesos físico-químicos como: coagulación, floculación, alcalinización, precipitación, filtración y reducción. Los efluentes sanitarios cuentan con una planta de tratamiento de lodos activados.

Se trasplantaron varias especies comunes de la zona, teniendo en cuenta los resultados del humedal experimental, siendo *E. crassipes*, *T. domingensis* y *P. Cordata*, las que alcanzaron mayor cobertura. En una primera etapa de funcionamiento solo se trataron efluentes sanitarios de la empresa previo tratamiento primario, ya que, al contener altas concentraciones de nutrientes, favorecieron el desarrollo de la vegetación. Luego, se comenzó a tratar en forma conjunta efluentes sanitarios e industriales. En experiencias en invernadero, corroboramos la hipótesis de que el enriquecimiento del efluente con nutrientes podría mejorar la tolerancia de

las plantas a los metales (Hadad et al., 2007; Di Luca et al., 2014). Durante el primer año de funcionamiento, *E. crassipes* fue la especie dominante, pero luego disminuyó su cobertura hasta desaparecer. En experiencias de laboratorio, pudo comprobarse que esta especie flotante no resistió las condiciones de alto pH y alta salinidad del efluente (Hadad et al., 2006). Después de 2 años de operación del sistema, la especie emergente *T. domingensis* se convirtió en dominante, demostrando alta tolerancia a las condiciones del efluente, logrando una gran cobertura y biomasa (Fig. 4). El desarrollo de *T. domingensis* se favoreció con la regulación del nivel de agua, logrando el mejor crecimiento a 30 cm de profundidad. La eficiencia de remoción de contaminantes del humedal fue satisfactoria en todas las etapas de dominancia de vegetación (Maine et al., 2009). *T. domingensis* demostró ser una especie adecuada para tratar efluentes de alto pH y alta conductividad con metales pesados, que resultan de muchos procesos industriales (Mufarrege et al., 2011).



Figura. 4. Etapa de desarrollo de la vegetación en el humedal de tratamiento: a) luego de 15 días del trasplante, donde se observa el tabique central; b) a los 4 meses; c) al año de operación; d) después de 2 años, donde se observa la dominancia de especies emergentes y el caño de ingreso del efluente.

T. domingensis mantuvo una cobertura media del 60-90 % durante los últimos 10 años. Las plantas son podadas periódicamente para favorecer su crecimiento. Durante 2009 sufrieron una importante disminución de la cobertura, debido a que las plantas del humedal sufrieron una depredación por carpinchos (*Hydrochoerus hydrochaeris*). El humedal se presentaba como una laguna con escasa vegetación, ya que la parte aérea de la misma, había sido depredada por estos animales. Sin embargo, las raíces y rizomas de las plantas emergentes no habían sido dañadas (Maine et al., 2013) y las plantas se recuperaron luego de la colocación de un cerco perimetral que impidió el acceso de los animales al humedal. De cualquier modo, durante este evento de depredación cuya duración fue de unos pocos meses, el humedal no disminuyó su eficiencia, reteniendo los metales en sedimento y en el sistema radicular de las plantas, demostrándose la robustez de estos sistemas (Maine et al., 2013).

Desde que el humedal comenzó a funcionar, se monitoreó la calidad del efluente antes y después del tratamiento. La Tabla 1 muestra los rangos de concentración y los porcentajes de remoción de contaminantes. La concentración de calcio y la alcalinidad disminuyen, lo que sugiere la precipitación de carbonato de calcio en la zona de entrada. El humedal presentó altas eficiencias de remoción de Cr, Ni y Zn, que coprecipitaron con el carbonato de calcio formado y con oxihidróxidos de hierro, de acuerdo a lo que se corroboró con un fraccionamiento secuencial de los metales retenidos en el sedimento (Di Luca et al., 2011). La DQO y DBO presentaron buenos porcentajes de reducción demostrando una importante mineralización de la materia orgánica en el humedal. Las concentraciones de nitrato y nitrito disminuyeron satisfactoriamente, mientras que el amonio, el fósforo reactivo soluble (PRS) y el fósforo total (PT) presentaron bajos porcentajes de remoción, probablemente debido a las bajas concentraciones de OD en la zona de salida, motivo por el cual, se colocó un aireador para que oxigene el efluente antes de su descarga.

Tabla 1. Concentraciones medias en el efluente de entrada y de salida y porcentajes de remoción.

Parámetro	Entrada	Salida	% remoción
pH	10,4-11,8	7,9-9,1	-
OD (mg l ⁻¹)	0-6,2	0,3-5,2	-
Conductividad (umho/cm)	3890-8700	1400-2500	-
Ca ²⁺ (mg l ⁻¹)	32,3-120,7	11,1-41,2	59,3
Alcalinidad	194,6-750,4	136,8-332,3	46,5
NO ₃ ⁻ (mg l ⁻¹)	15,4-98,2	3,6-24,2	80,4
NO ₂ ⁻ (mg l ⁻¹)	0,258-6,22	0,017-0,766	84,1
NH ₄ ⁺ (mg l ⁻¹)	0,154-2,67	0,05-2,14	11,8
PRS (mg l ⁻¹)	0,005-0,079	0,005-0,334	13,3
PT (mg l ⁻¹)	0,064-1,38	0,129-0,696	22,0
Fe (mg l ⁻¹)	0,05-8,54	0,05-0,430	93,4
Cr (mg l ⁻¹)	0,023-0,204	0,002-0,033	84,7
Zn (mg l ⁻¹)	0,022-0,070	0,015-0,039	61,2
Ni (mg l ⁻¹)	0,004-0,101	0,004-0,082	69,5
DQO (mg l ⁻¹)	57,9-154,0	13,9-39,9	79,5
DBO (mg l ⁻¹)	9,8-30,9	3,0-14,1	83,2

Las concentraciones de metales en el sedimento de fondo fueron mayores en la zona de entrada que en la zona de salida, denotando su retención en esta área del humedal. Utilizando técnicas de fraccionamiento de metales, pudo comprobarse que estos contaminantes quedaron retenidos en fracciones químicas del sedimento que no los liberarán al agua, aunque cambien las condiciones ambientales (Maine et al., 2007, 2013; Di Luca et al., 2011). Las concentraciones de metales y fósforo en el sedimento de la zona de salida no mostraron diferencias

estadísticamente significativas con los valores iniciales, tampoco presentaron variaciones significativas a lo largo del tiempo ni a las distintas profundidades, lo que indicaría que el humedal sólo ha utilizado la capacidad de sorción del sedimento de la zona de entrada, y los sitios de adsorción del sedimento de la zona de salida continúan disponibles para la sorción de contaminantes (Di Luca et al., 2011; Maine et al., 2013).

La acumulación de metales se produjo en las raíces de *T. domingensis*. La concentración de metal en la biomasa aérea no mostró un incremento significativo respecto a los valores que se encuentran en ambientes naturales, lo cual es importante ya que los contaminantes no ingresan a la cadena trófica. *T. domingensis* mostró un óptimo crecimiento alcanzando una biomasa máxima mayor que en ambientes naturales cercanos (8 kg/m^2) (Hada et al., 2010).

Tanto el sedimento de fondo como las macrófitas fueron los encargados de la remoción de contaminantes. Las macrófitas emergentes como *T. domingensis* influyen en el ciclo biogeoquímico de los sedimentos a través de cambios en el potencial, debido a su capacidad de transportar oxígeno desde sus raíces a la zona rizosférica. Cualitativamente, esto puede visualizarse por el color rojizo asociado a las formas oxidadas del hierro en la superficie de las raíces y en el sedimento que se encuentra alrededor de las mismas. Un completo desarrollo del sistema raíz-rizósfera para un humedal construido nuevo puede requerir de 3 a 5 años, por lo que la eficiencia en la retención de contaminantes mejora con la madurez del humedal (Kadlec y Wallace, 2009). Vymazal y Kröpfelová (2005) informaron que para alcanzar la madurez de un humedal construido vegetado con la emergente *Phragmites* sp., usualmente se requieren tres o cuatro años o aún más tiempo para lograr las máximas eficiencias de remoción. El humedal estudiado se ha convertido en un monocultivo de la emergente *T. domingensis* y pudo comprobarse que su eficiencia mejoró con el tiempo.

Cuando la capacidad de un humedal para retener contaminantes depende fundamentalmente de su capacidad de sorción al sedimento, puede llegar a tener un tiempo de vida útil limitado. Sin embargo, como las condiciones para la precipitación están ampliamente provistas por la composición del efluente de entrada, es de esperar que el humedal continúe reteniendo contaminantes mientras haya sitios de adsorción disponibles en el sedimento y se mantengan las condiciones de precipitación (alto pH y altas concentraciones de Ca, Fe y carbonato), favorecido por la presencia de *T. domingensis*.



Figura. 5. Invernadero de plantas ornamentales cultivadas con el compost originado en el humedal de tratamiento.

Anualmente, se realizan tareas de mantenimiento del humedal luego del periodo invernal. Si es necesario, se retiran los sólidos acumulados en la zona de entrada y se realiza la poda de hojas secas de las macrófitas. Este material se utilizó en la manufactura de compost para el cultivo de plantas ornamentales que se realizó en invernaderos dentro del mismo predio de la fábrica, cerrando de este modo el ciclo (Fig. 5). La concentración de metales en el compost se encuentra por debajo de los límites encontrados en compost comerciales.

El humedal de tratamiento y la laguna receptora del efluente constituyen el hábitat de diversos animales de la zona como patos, gansos, gallaretas, chajás, nutrias, cuises, carpinchos, tortugas acuáticas, etc. (Fig. 6).



Figura. 6. Zona de salida del humedal de tratamiento que se constituye en un hábitat para la vida silvestre.

6.3.2 Caso 2: Humedal para tratamiento de efluentes de una empresa metalúrgica dedicada al cromado de piezas de gran tamaño

Otro humedal para tratamiento de efluentes se construyó en una industria metalúrgica dedicada al cromado de piezas metálicas de gran tamaño. Se decidió la construcción de un humedal de flujo superficial por ser adecuados para la eliminación de metales. De acuerdo a la experiencia adquirida con el humedal anterior, se planteó llevar a cabo en forma conjunta el tratamiento final de todos los efluentes de la planta. Los efluentes del baño de cromado, circuito de enfriamiento, sanitario y pluvial llegan a una cámara equalizadora para luego ingresar al humedal. El volumen diario que ingresa al humedal es de aproximadamente 10 m^3 . El efluente proveniente del baño de cromado se vuelca en forma discontinua, 3 veces por semana, y su volumen es de aproximadamente 15000 L por mes. Tanto este efluente como el sanitario reciben un tratamiento primario previo. Como vemos a diferencia del caso anterior, el caudal de efluentes es menor y no tienen la misma periodicidad de volcado. En este caso debe eliminarse fundamentalmente Cr y Zn provenientes del efluente industrial y los nutrientes provenientes del sanitario, que son aprovechados por las macrófitas para su desarrollo.

El humedal construido tiene un área de 7 m x 20 m, logrando una relación largo: ancho (3:1) adecuada, para lograr una buena distribución del flujo y favorecer la hidráulica del sistema (Fig. 7). Para la construcción del mismo, se realizaron trabajos de movimiento de suelo: excavación, perfilado y compactación de taludes laterales (Fig. 8). El lecho tiene una pendiente de 1°.



Figura. 7. Vista aérea del humedal de tratamiento (a), la pileta de salida (b), la laguna (c) y las instalaciones de la empresa (d).

Se impermeabilizó con una geomembrana de polietileno de alta densidad (PAD) de 1,5 mm de espesor. Sobre la misma se colocó una capa de tierra de aproximadamente 1,50 m que sirve como sustrato de las plantas enraizadas (Fig. 8). Se utilizó la tierra sobrante de las tareas de excavación y se agregó también tierra negra. Para favorecer el desarrollo de las plantas en la zona más profunda y el recorrido del efluente a través del humedal, se construyeron taludes de 0,50 m de ancho transversales al sentido de circulación del agua sobre los cuales, se plantaron los vegetales. El nivel de agua sobre ellos es de 0,30 - 0,40 m. En las otras zonas, la profundidad se encuentra entre 0,5 y 0,7 m. El efluente ingresa a través de un caño de PVC con cuatro salidas distribuidas a lo ancho de la zona de entrada. El tiempo de residencia mínimo es de 7 días; al cabo de ese período, el efluente ya depurado, abandona el humedal por un canal de salida en forma de cascada para volcar en una pileta de hormigón de 4 m x 2 m con una profundidad de 40 cm. Este es el lugar de toma de muestra del efluente tratado para monitorear el sistema. El agua tratada abandona la pileta a través de un salto de agua por rebase llegando por un canal a una laguna adyacente en el mismo predio (Figs. 7 y 9). El humedal funcionó con efluente sanitario (previo tratamiento primario), efluente pluvial y efluente del circuito de enfriamiento durante 1 año. Luego, comenzó a volcarse además el efluente industrial.

Teniendo en cuenta los resultados obtenidos en el humedal del caso anterior, la especie seleccionada para este humedal fue *T. domingensis*. Se trasplantaron ejemplares de la misma que crecen en la laguna existente en el

predio de la empresa, lo que garantiza que las plantas se encuentran adaptadas al lugar. Las plantas se podaron a una altura aproximada de 30 cm. Se plantaron sobre los taludes y en la zona de ingreso, con una densidad de 3 plantas por m² (Fig. 9). Luego, se sometieron a un período de aclimatación con riego, pero sin inundar el humedal hasta observar un crecimiento vigoroso. La cobertura de *T. domingensis* llegó al 90 % después de unos pocos meses, demostrando su alta productividad (Fig. 9).



Figura. 8. Etapas de la construcción del humedal. Trabajos de movimiento de suelo: excavación, perfilado y compactación de taludes laterales (a y b), impermeabilización con geomembrana (c) y agredado de tierra para sustrato de las plantas (d).

El humedal demostró una adecuada eficiencia en la retención de contaminantes. La Tabla 2 muestra los rangos de concentración y los porcentajes de remoción de contaminantes. El PRS, PT, DQO, DBO y los metales mostraron buenas eficiencias de remoción. Con respecto a las especies nitrogenadas, el amonio presentó la mayor remoción, mientras que nitrito aumentó a la salida del humedal, debido al proceso de nitrificación en condiciones aeróbicas. Aún así, nitrito y nitrato se encuentran en bajas concentraciones en el efluente de salida. Es de esperar, que la eficiencia mejore aún más cuando el humedal alcance su madurez como sistema y si se mantienen las buenas prácticas de operación y mantenimiento del mismo. Este humedal se encuentra en operación desde 2009.

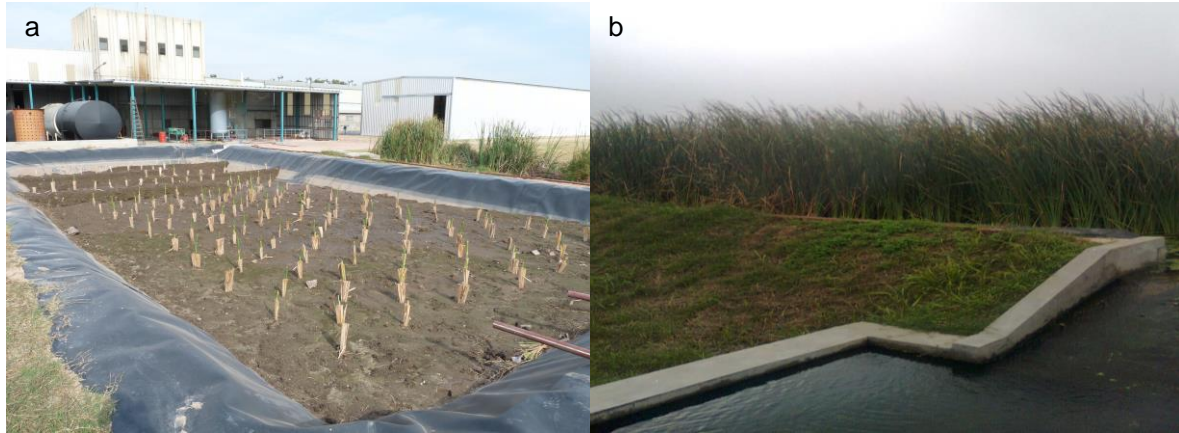


Figura. 9. a) Plantas de *T. domingensis* recién transplantadas y b) luego de 4 meses del transplante donde se observa la pileta de salida.

Tabla 2. Concentraciones medias en el efluente de entrada y de salida y porcentajes de remoción.

Parámetro	Entrada	Salida	% remoción
pH	7,4-8,3	8,0-8,1	-
OD (mg l ⁻¹)	3,2-5,4	4,2-5,8	-
Conductividad (umho/cm)	975-3060	1058-1358	-
Ca ²⁺ (mg l ⁻¹)	36,8-49,8	11,2-18,9	48,3
Alcalinidad	101,7-1647,0	167,9-378,2	63,2
NO ₃ ⁻ (mg l ⁻¹)	0,271-1,28	0,158-1,084	24,4
NO ₂ ⁻ (mg l ⁻¹)	0,004-0,023	0,030-0,053	-246
NH ₄ ⁺ (mg l ⁻¹)	0,957-15,6	0,722-3,89	66,1
PRS (mg l ⁻¹)	0,247-0,903	0,291-0,350	58,1
PT (mg l ⁻¹)	0,642-1,322	0,398-0,442	52,8
Fe (mg l ⁻¹)	0,15-0,56	0,06-0,17	70,4
Cr (mg l ⁻¹)	0,012-1,45	0,019-0,025	92,9
Zn (mg l ⁻¹)	0,006-0,145	0,003-0,067	51,7
Ni (mg l ⁻¹)	0,003-0,082	0,004-0,004	77,5
DQO (mg l ⁻¹)	21,3-160	< 6-27	78,2
DBO (mg l ⁻¹)	10,2-55,5	3,2- 17,6	82,5

Se produjo una disminución de cobertura vegetal en 2012 debido a un volcado accidental de efluente sin el adecuado tratamiento. El humedal se cerró y volvió a abrirse 1 mes después, cuando se comprobó que la concentración de Cr en agua, que era el contaminante crítico, había disminuido. Se registró una rápida recuperación de las plantas. Es de resaltar que, el ambiente se preservó debido a que los contaminantes quedaron retenidos en el humedal, cumpliendo una de las funciones para las que se le construyó. A pesar de las altas concentraciones de Cr determinadas en el efluente que llegó al humedal, la concentración de Cr no aumentó en el sedimento de la entrada como era de esperar. Esto se debió a que, sobre el sedimento se acumuló una considerable cantidad de detritos de *T. domingensis*, en los cuales se encontraron altas concentraciones de este

metal. Estos detritos estaban conformados fundamentalmente por hojas secas. Las macrófitas no solamente sorben contaminantes cuando están vivas, la biomasa seca de macrófitas es un excelente biosorbedor de metales (Schneider y Rubio, 1999; Miretzky et al., 2006). Esto sería una importante ventaja para el manejo de humedales de tratamiento, porque cuando las plantas mueren, como su degradación es lenta (Hammerly et al., 1989), siguen reteniendo metales dentro del humedal, tal como lo determinamos experimentalmente. Estos detritos pueden ser removidos fácilmente del humedal para su disposición final, en caso que fuera necesario.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen al Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), al Proyecto CAI+D de la Universidad Nacional del Litoral (UNL), y a la Agencia de Promoción Científica y Tecnológica, por proveer los fondos necesarios para poder realizar este trabajo.

REFERENCIAS

- Di Luca, G.A., Maine, M.A., Mufarrege, M.M., Hadad, H.R., Sánchez, G.C., Bonetto, C.A. 2011. Metal fractionation in the sediment of a constructed wetland for industrial wastewater treatment. *Ecol. Eng.* 37, 1267-1275.
- Di Luca, G.A., Hadad, H.R., Mufarrege, M.M., Maine, M.A., Sánchez, G.C. 2014. Improvement of Cr phytoremediation by *Pistia stratiotes* in presence of nutrients. *Int. J. Phytorem.* 16, 167-178.
- Ellis, J., Shutes, R., Revitt, D., Zhang, T. 1994. Use of macrophytes for pollution treatment in urban wetlands. *Conserv. Recycl.*, 11, 1-12.
- Gersberg, R.M., Elkins, B.V., Lyon, S.R., Goldman, C.R. 1986. Role of aquatic plants in wastewater treatment by artificial wetlands. *Water Res.* 20, 363-368.
- Hadad, H.R., Maine, M.A., Bonetto, C. 2006. Macrophyte growth in a pilot-scale constructed wetland for industrial wastewater treatment. *Chemosphere.* 63(10), 1744-1753.
- Hadad, H.R., Maine, M.A., Natale, G.S., Bonetto, C. 2007. The effect of nutrient addition on metal tolerance in *Salvinia herzogii*. *Ecol. Eng.* 31(2), 122-131.
- Hadad, H.R., Mufarrege, M.M., Pincirolí, M., Di Luca, G.A., Maine, M.A. 2010. Morphological response of *Typha domingensis* to an industrial effluent containing heavy metals in a constructed wetland. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 58(3), 666-675.
- Hammerly, J., Leguizamón, M., Maine, M.A., Schiver, D. 1989. Decomposition rate of plant material in the Parana Medio River (Argentina). *Hydrobiologia.* 183, 179-184.
- Jenssen, P.D., Mahlum, T., Krogstad, T. 1993. Potential use of constructed wetlands for wastewater treatment in northern environments. *Water Sci. Technol.* 28, 149-157.
- Kadlec, R.H., Wallace, S.D. 2009. *Treatment wetlands*, 2nd. ed. Boca Raton, Florida. RC Press.
- Maine, M.A., Suñé, N.L., Lager, S.C. 2004. Chromium bioaccumulation: comparison of the capacity of two floating aquatic macrophytes. *Water Res.* 38, 1494-1501.
- Maine, M.A., Suñé, N., Hadad, H.R., Sánchez, G., Bonetto, C. 2006. Nutrient and metal removal in a constructed humedal for waste-water treatment from a metallurgic industry. *Ecol. Eng.* 26, 341-347.
- Maine, M.A., Suñé, N., Hadad, H.R., Sánchez, G., Bonetto, C. 2007. Removal efficiency of a constructed humedal for wastewater treatment according to vegetation dominance. *Chemosphere.* 68, 1105-1113.

- Maine, M.A., Hadad, H.R., Sánchez, G., Caffaratti, S., Bonetto, C. 2009. Influence of vegetation on the removal of heavy metals and nutrients in a constructed humedal. *J. Environ. Manage.* 90, 355-363.
- Maine, M.A., Hadad, H.R., Sánchez, G.C., Mufarrege, M.M., Di Luca, G.A., Caffaratti, S.E., Pedro, M.C. 2013. Sustainability of a constructed humedal faced with a depredation event. *J. Environ. Manag.* 128, 1-6.
- Miretzky, P., Saralegui, A., Fernandez-Cirelli, A. 2006. Simultaneous heavy metal removal mechanism by dead macrophytes. *Chemosphere.* 66(2), 247-254.
- Mufarrege, M.M., Di Luca, G.A., Hadad, H.R., Maine, M.A. 2011. Adaptability of *Typha domingensis* to high pH and salinity. *Ecotoxicology.* 20, 457-465.
- Schneider, I., Rubio, J. 1999. Sorption of heavy metal ions by the nonliving biomass of freshwater macrophytes. *Environ. Sci. Technol.* 33, 2213-2217.
- Vymazal, J., Kröpfelová, L. 2005. Growth of *Phragmites australis* and *Phalaris arundinacea* in constructed wetlands for wastewater treatment in the Czech Republic. *Ecol. Eng.* 25, 606-621.

6.4 ESTABILIZACIÓN DE LODOS RESIDUALES

El manejo de lodos es un factor clave en cualquier instalación de tratamiento de aguas residuales, ya sea municipal o industrial, pequeña, mediana o grande. Cada vez, debido al aumento de infraestructura de tratamiento hay un aumento en la generación de estos lodos. Además, su manejo es lo más caro y complicado en cualquier instalación de tratamiento. Los costos por su manejo en ocasiones rebasan el 50 % del costo total de operación de la planta (Metcalf & Eddy, 2003).

En general, los sistemas para el tratamiento de los lodos, involucran altos costos de operación y mantenimiento. Esto es crítico, sobre todo en el caso de pequeños sistemas de tratamiento que tienen que transportar sus lodos a grandes plantas o preferir desecharlo inapropiadamente con los altos riesgos que esto significa.

Son particularmente importantes en estos casos, el uso de humedales de tratamiento de lodos, los cuales brindan una oportunidad para tratar el lodo generado dentro de la misma instalación de estas pequeñas plantas (desaguado y estabilización). A partir de 1980 los sistemas de humedales artificiales han sido utilizados, no sólo para el tratamiento de las aguas residuales, sino también como alternativa para el tratamiento de lodos, ya sea provenientes de plantas de tratamiento, de fosas sépticas o de tanques Imhoff o de lodos fecales.

6.4.1 Tipo de lodos residuales y su tratamiento

Los materiales sólidos y semisólidos que se remueven en una planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR), que llegan en el agua cruda y que son removidos en ésta, por diferentes procesos unitarios, así como aquellos sólidos que se generan en el proceso de tratamiento biológico (biomasa), son denominados como lodos residuales.

Lodos residuales es el término que denomina a los sólidos removidos de las plantas de tratamiento (Le Blanc, et al., 2008). Los residuos sólidos orgánicos e inorgánicos provenientes del tratamiento primario y del tratamiento secundario, constituyen la mayor parte de los lodos residuales. (Moeller, et. al, 2005). Éstos se encuentran en forma líquida o semilíquida, con contenidos típicos de 0.15 a 15% de sólidos en masa, dependiendo de los procesos de tratamiento de los cuales provengan. La mayoría de ellos son compuestos orgánicos con un alto contenido de sólidos volátiles, típicamente entre 75- 80% de sólidos totales (Von Sperling, & R. Gonzalez, 2007). De acuerdo con el tipo de tratamiento que se aplique: físico, biológico o químico, se pueden conocer las características y la composición de cada tipo de lodos.

La clasificación de los lodos generados en una planta de tratamiento de aguas residuales, que son los que más comúnmente se generan son:

- Lodos primarios, procedentes de la sedimentación o decantación primaria.
- Lodos secundarios o lodos biológicos, procedentes de la sedimentación o decantación secundaria. (Lodos activados o lodos de filtro biológico).
- Lodos terciarios derivados como producto de algún otro proceso (pueden ser de tipo químico).

Las características externas como el color, aspecto y olor, facilitan el conocimiento del lodo y su procedencia. Los lodos primarios frescos suelen ser grises y tienen mal olor, se producen en la sedimentación primaria, en la cual, se remueven sólidos sedimentables, la cantidad depende de la carga superficial o tiempo de retención hidráulico con el que está diseñado el sedimentador. En la sedimentación primaria con químicos se produce más lodo,

producto de una mayor remoción de los sólidos y de la sedimentación química de la materia coloidal (Mena, P, 2014). En las fosas sépticas se produce un tipo de lodo primario que al purgarse se puede encontrar parcialmente digerido. Este lodo proveniente de fosas sépticas a menudo suele ser alimentado en humedales para su tratamiento, ya que en los sistemas de humedales a menudo, les precede una fosa séptica que debe ser purgada con alguna frecuencia específica.

Los lodos secundarios tienen generalmente color pardo-amarillento y rara vez huelen mal. El lodo digerido es negro y tiene un olor característico a alquitrán, se producen en procesos de tratamiento de tipo biológico que convierten residuos o substratos coloidales o solubles como la materia orgánica en biomasa. También incluyen la materia particulada que permanece en el agua después de la sedimentación primaria y que se incorpora en la biomasa (WEF, 1990).

Los lodos terciarios resultan de la adición de sales de aluminio o hierro y/o cal en el tratamiento del agua residual, para mejorar la remoción de los sólidos suspendidos o para precipitar algún elemento. Las variables que afectan las características de los lodos terciarios son: la química del agua, pH, mezclado, tiempo de retención y forma de floculación, entre otras (Cardoso, 2009).

El manejo integral de los lodos residuales ha cobrado gran importancia debido al riesgo que implica su mal manejo y al potencial de reuso benéfico que éstos presentan. Dentro de las opciones para reutilizar los lodos, su aplicación en suelos, es la práctica más empleada en diversos países. Experiencias en el mundo y en México, sobre su manejo se ha limitado a la disposición en lagunas y rellenos sanitarios principalmente, pero se espera que se enfoque al reuso benéfico cumpliendo con los estándares de calidad del producto según las normas internacionales o nacionales: 40 CFR: Parte 503 de la EPA y NOM-004-SEMARNAT-2002, México, por mencionar algunas.

El reciclamiento probablemente es la mejor alternativa para el manejo adecuado y minimización este producto. La aplicación en el suelo es una actividad positiva para lograr el reciclaje de la mayoría de los elementos de la naturaleza, sin embargo, antes de aplicarlos al suelo, es necesario caracterizarlo adecuadamente para conocer su composición y evitar riesgos posteriores causados por aquellos constituyentes nocivos de este subproducto integrándose a la cadena alimenticia, pudiendo afectar hasta al hombre.

Para que los lodos residuales se puedan aprovechar o disponer de ellos, se debe demostrar que cumplan con las pruebas que la normatividad aplicable en cada país exija para no comprometer a la salud pública y al medio ambiente.

Los procedimientos típicos para tratar los lodos varían según la fuente y el tipo de agua residual que lo genera, del proceso utilizado para tratar el agua residual y del método de disposición al que se destinan los lodos: Espesamiento, deshidratación, estabilización y disposición o reutilización. La mayoría de estas operaciones tienen como propósito el reducir el agua y aumentar la concentración de sólidos totales para así reducir el volumen de lodos (desaguado y espesamiento) o para disminuir la concentración de sólidos volátiles y así estabilizar la fracción orgánica biodegradable. (Procesos de estabilización como: digestión anaerobia, aerobia o composteo). Al reducirse el volumen de lodos se reduce el costo del manejo de estos productos.

6.4.2 Tratamiento de lodos mediante humedales

Cuando se habla del término tratamiento de los lodos, ésto implica tanto el desaguado de los mismos, como la estabilización. En general, los sistemas para el tratamiento de los lodos involucran altos costos de operación y mantenimiento (en algunas ocasiones mayores al 50%). Esto es crítico, como ya se ha mencionado sobre todo en el caso de pequeños sistemas de tratamiento que tienen que transportar sus lodos a grandes plantas o preferir desecharlo inapropiadamente con los altos riesgos que esto significa.

Es particularmente importante en estos casos, el uso de humedales de tratamiento de lodos, los cuales brindan una oportunidad para tratar el lodo generado dentro de la misma instalación de estas pequeñas plantas o también para tratar el lodo proveniente de las fosas sépticas en sistemas descentralizados o el lodo proveniente de los tanques Imhoff.

A partir de la década de los 80s los sistemas de humedales artificiales han sido utilizados como alternativa para el tratamiento de lodos, siendo Dinamarca el país que cuenta con la mayor experiencia con más de 140 instalaciones a escala real y en operación (Nielsen, 2008), seguidos por otros países de Europa, así como Estados Unidos y Canadá en América y China en Asia (Uggetti et al., 2010). En México, hay poca experiencia en el tratamiento de los lodos mediante humedales. Casos reportados los presenta a nivel experimental y a escala piloto (De León, 2011) y a nivel de pequeñas poblaciones (Rivas, et al. 2011).

En los humedales de tratamiento de lodos, estos subproductos que serán tratados provienen de diferentes procesos tales como: digestores aerobios, anaerobios, sistema de lodos activados, purgas de tanques sépticos o tanques Imhoff. Estos lodos son directamente bombeados o pueden ser homogenizados y regulados antes de ser enviados al humedal.

Los humedales naturales actúan como biofiltros, capaces de remover contaminantes del agua tales como sedimento e incluso metales pesados. Los humedales artificiales pueden ser diseñados para emular estas características. Dentro de las tres funciones básicas de los humedales que los hacen atractivos para el tratamiento de aguas y lodos residuales son:

- Fijan físicamente los contaminantes en la superficie del suelo
- Utilizan y transforman la materia orgánica a través de la acción de los diversos microorganismos
- Los efluentes obtenidos poseen características aceptables y el proceso realizado es con bajos costos de energía y mantenimiento.

El mejoramiento y desarrollo de los sistemas de tratamiento de aguas residuales ha llevado a una producción cada vez mayor de lodos residuales, los cuales deben ser tratados, estabilizados y dispuestos apropiadamente, para no generar un impacto ambiental negativo. El tipo de tratamiento más utilizado en Europa son sistemas de humedales construidos con adaptación natural del carrizo (*Phragmites spp.*), que se comporta en los lodos como si estuviera en su medio natural (Wissing & Hofmann, 2002).

Los mecanismos de depuración de los contaminantes presentes en los lodos al ser aplicados al humedal de lodos para su tratamiento, son los mismos que rigen a la remoción de contaminantes en un humedal que trata las aguas residuales y cumplen con una variedad de procesos físicos, químicos y biológicos; estos incluyen sedimentación de partículas en suspensión, la filtración y precipitación química a través del contacto del agua y lodo con el sustrato y los restos de material vegetal, la transformación química, la adsorción y el intercambio iónico en las superficies de las plantas, sustrato, sedimento; la captación, degradación y transformación de contaminantes por microorganismos y plantas (Brix, 1994).

Los humedales para tratamiento de lodos, son tratamientos de tipo extensivos que realizan el desaguado de los lodos y su mineralización por medio básicamente de los siguientes procesos: evaporación, evapotranspiración y percolación.

En esta tecnología se usan celdas individuales de secado y el diseño tradicional es a base de capas de arena y grava, así como un sistema de drenaje para el efluente o lixiviado. El lodo directamente es aplicado o esparcido

en los lechos o en algunas ocasiones homogeneizado en un tanque de regulación previo a su aplicación. La aplicación es por medio de un régimen semicontinuo. El número de lechos varía en función de la capacidad de tratamiento de la instalación, la superficie varía también desde 4.5 m² hasta 1000 m² y, por ende, el volumen aplicado.

6.4.3 Diseño de los lechos y aplicación de los lodos

En general los lechos se construyen con forma rectangular y de concreto o solamente con una excavación impermeabilizada, generalmente mediante una geomembrana para sellar y prevenir la lixiviación y contaminación del suelo o el acuífero. A la construcción es deseable que se le diseñe con una pendiente ligera (aproximadamente de 1-2 %) para permitir el desaguado del líquido que percole y que se recolecta mediante tubería perforada colocada en el fondo del lecho, además de permitir la aireación del lecho. En la figura 1 se presenta el corte típico de un humedal para el tratamiento de lodos.

El lodo es alimentado mediante tuberías colocadas en la esquina del lecho, por la parte lateral de las celdas o por la parte media.

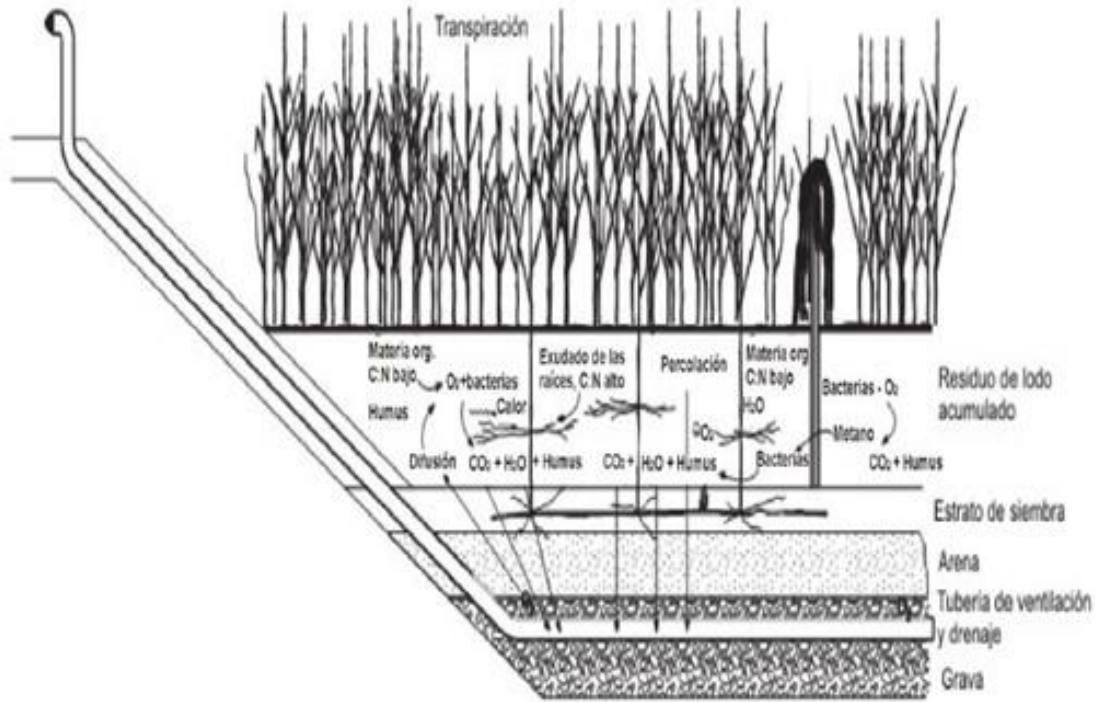


Figura 1. Corte de una planta de tratamiento de lodos (Nielsen, 2003)

El secado del lodo se realiza mediante un proceso en lote aplicando una capa de lodos de una sola vez a las celdas con tasas de aplicación de lodos que varían entre 20-125 Kg ST/m² año. Después del periodo de alimentación el lecho permanece en descanso con el lodo aplicado, mientras el lodo fresco se alimenta a otra celda. Dependiendo de la capacidad de tratamiento, las condiciones climáticas, la edad del sistema, el contenido de materia seca, y el espesor del lodo, los periodos de descanso pueden durar pocos días o aun semanas (Nielsen 2003).

En el siguiente ciclo una nueva capa de lodos se aplica diariamente durante el mismo tiempo de alimentación y tasa de aplicación y se desagua en el ciclo de descanso y así sucesivamente. Después de cada carga, los sólidos permanecen en la superficie y el lodo se desagua principalmente por percolación a través de las capas inferiores de lodo y el medio granular. Una vez deshidratado el lodo, la capa aplicada se fractura y estas fracturas permiten una mayor aireación de la superficie a las raíces, permitiendo la mineralización del lodo en las capas inferiores.

La reducción del volumen de lodo ocurre por deshidratación y mineralización. Cuando el lodo residual se ha drenado hasta aproximadamente un 20% de materia seca el proceso de deshidratación continúa mediante evapotranspiración hasta alcanzar el contenido en masa seca del 40%. El lodo proveniente de plantas de tratamiento (de 2,500-125,000 hab. equivalentes) es tratado en humedales construidos plantados con *Phragmites australis* de entre 1-18 celdas con cargas de 25-2,200 toneladas/año de lodos a lo largo de 10 años. (Nielsen, 2003). Este tipo de sistema es capaz de tratar muchas clases diferentes de lodos con un contenido de masa seca desde aproximadamente 0.5 a 3.5%.

El dimensionamiento de la estación obedece a factores como: producción de lodos, tiempo de la producción de los lodos, clima y calidad de lodos. La profundidad de la celda no deberá ser menor a 1.70-1.80 m. El filtro consiste de diversas capas construidas con 30 a 45 cm de grava, una geomembrana, 15 cm de arena y la capa en la que crecen las plantas. La profundidad total del filtro es de 0.55-0.60 m antes de que se aplique lodo.

La altura de la capa de lodos en el humedal aumenta con cierta velocidad y cuando la capa se aproxima a la máxima altura, se suspende la alimentación para permitir un periodo final de reposo (de 1 a 2 meses, hasta un año). El lodo final resultante de la serie de aplicaciones se retira mediante paleo. Es necesario tomar precaución de no retirar la primera capa de lodos aplicada en donde se encuentran las raíces plantas, que generarán nuevamente vegetación, sin necesidad de una siembra nueva de las especies de plantas.

Contrariamente a los que sucede con los humedales de tratamiento de aguas residuales, el diseño de los humedales de lodos es típicamente gobernado por la tasa de aplicación de materia orgánica (kg/m²año) y no por la tasa de aplicación hidráulica. La tubería de desagüe inferior está usualmente sobredimensionada desde el punto de vista hidráulico porque una de las principales funciones de estos tubos es servir de ventilación al cuerpo del filtro del humedal. Como resultado, la mayoría de las cuestiones hidráulicas, en lo que respecta a los humedales de lodos, están relacionadas con el bombeo de los lodos a la superficie del lecho y la distribución uniforme de la carga de sólidos sobre éste (Kadlec & Wallace, 2009).

A medida que el contenido de sólidos en los lodos aumenta, también lo hace la viscosidad del fluido. La tasa de aplicación y el área por cada distribuidor son importantes a fin de asegurar una aplicación uniforme del lodo a todo lo largo de la superficie del humedal. De manera general se recomienda que el sistema de aplicación de lodos deba ser capaz de aplicar 15 cm de líquido en una hora y que la colocación de los distribuidores no deberá exceder los 250 m² por distribuidor (Nielsen, 2010).

El lodo digerido y deshidratado es adecuado para aplicación al suelo. Directamente o después de un composteo, dependiendo del grado de estabilización y el nivel de reducción de patógenos, así como el contenido de metales, con niveles que alcancen el cumplimiento de la normatividad aplicable.

6.4.4 Medio de empaque y plantas

El medio de empaque está constituido por un medio granular que constituye un filtro cuya altura total va de 30 a 50-60 cm. El filtro contiene varias capas de medio granular con aumento gradual de su granulometría desde la parte superior hasta el fondo a través de estas capas, el agua se percola. El lixiviado se colecta a través de tuberías perforadas colocadas al fondo de la fosa. Las piedras de un diámetro aproximado a 5 cm en el fondo, protegen las tuberías, la grava con un diámetro de 2 a 10 mm y la arena entre 0.5 a 1 mm en las capas superiores proveen una filtración primaria y un medio para que las plantas arraiguen al inicio de la operación del sistema. En la superficie del filtro una capa de arena actúa como una interfase de separación entre el medio granular y la capa de lodo. La capa de arena retiene los sólidos, lo que previene el taponamiento que pudiera impedir la percolación del agua a través de los poros del medio. Asimismo, es importante mantener la interconexión de capilaridad entre el lodo y la capa del filtro para evitar fallas hidráulicas.

Las recomendaciones para un medio estándar granular con una altura de 30 a 60 cm, las alturas de las capas recomendadas son de 15-20 cm para piedras, 20-30 cm para grava y 10-15 cm para arena. Las alturas del filtro son variables y no parecen afectar significativamente la eficiencia de tratamiento (Uggetti et al. 2010).

Las plantas son un elemento clave en los humedales de tratamiento, ya que asisten el desaguado de los lodos y la mineralización. Estas plantas ofrecen una vía para el drenaje continuo de agua de la capa de lodos y el movimiento de las plantas crea vías de drenaje de los sólidos biológicos hacia drenaje. Las plantas absorben también agua del lodo. La transferencia de oxígeno hacia las raíces desde las plantas ayuda a la estabilización biológica.

Las especies utilizadas deben de ser capaces de crecer en ambientes acuosos, pantanosos y en condiciones anaeróbicas y al mismo tiempo, ser capaces de tolerar variaciones en el nivel de agua, alta salinidad y variaciones de pH. La especie más ampliamente utilizada es el carrizo (*Phragmites australis*), la tifa (*Typha latifolia*). Las plantas contribuyen al desaguado de los lodos principalmente por la evapotranspiración y a la mineralización del lodo a través del transporte de oxígeno de las partes aéreas a las partes bajas de la biomasa. Este oxígeno es liberado en la rizósfera que permite crear micrositios aerobios en la capa de lodos y entonces asegura condiciones apropiadas para los procesos de degradación aeróbicos y otras reacciones oxígeno dependientes como la nitrificación (Vymazal, 2007). Asimismo, las plantas contribuyen a la mineralización aeróbica a través de sus tallos. Los cuales, como resultado del movimiento debido al viento, fracturan la superficie del lodo seco y facilitan la aireación de las capas superiores del lodo.

Las tasas de carga de diseño para los humedales de lodos o lechos de juncos varían de 60 a 100 Kg/m² año). El lodo líquido se aplica en forma intermitente, como en los lechos de arena para secado. La profundidad que se aplica para el lodo es de 75 a 100 cm. Cada semana a 10 días (Crites & Tchobanoglous, 2000).

Respecto al contenido de agua que forma parte de un lodo secundario típico, es en su mayoría agua de poro (66-70%), agua capilar (25 %). Después de la alimentación del lodo al humedal hay una pérdida rápida de agua debido a la percolación (remoción del agua de poro). El agua de percolación se capta por los bajos drenes de la estructura como lixiviado.

6.4.5 Desempeño de los sistemas y eficiencia de tratamiento

6.4.5.1 Desaguado y estabilización de los lodos

El principal objetivo de los humedales para el tratamiento de lodos, es el del desaguado del mismo, el cual transforma al lodo de un producto líquido a un desecho sólido resultando la llamada *torta de lodos*. Mientras más sea el contenido de sólidos del lodo, éste ocupará un menor volumen y por lo tanto sus costos por disposición serán menores. En general, para una instalación de este tipo el contenido de sólidos totales aumenta de 1 - 4 % en el influente a un 20-30 % en los humedales, incluso con valores reportados hasta de un 58 % cuando el contenido inicial de sólidos en el lodo es de 8 – 10 % (op. cit. Uggetti, 2010). El desaguado de lodos en los humedales es comparable a los tratamientos convencionales como centrifugas, filtros de vacío y filtros prensa y banda con el uso de polímeros. El tratamiento de lodos puede tener valores comparables a éstos, o quizá ligeramente menores, pero sin necesidad de la adición de químicos y con costos de operación muchos menores.

En cuanto a la estabilización de los lodos, que en cualquier sistema (Digestión aerobia, anaerobia o composteo) la eficiencia se mide por la reducción de los sólidos volátiles en el lodo (SV), se pueden lograr reducciones de SV entre el 25 y 30% alcanzando concentraciones finales de sólidos suspendidos entre 40 y 50 %.

La estabilidad del lodo se utiliza para definir el grado en que la fracción fácilmente biodegradable se ha descompuesto y se mide como % de reducción de sólidos suspendidos volátiles (SSV).

6.4.5.2 Nutrientes, metales pesados y patógenos

En cuanto a los nutrientes, metales pesados y patógenos, es importante caracterizar el lodo que es aplicado al humedal pues de ahí dependerá que el humedal, mediante los mecanismos conocidos de remoción de estos productos y/o utilización de los mismos pueda hacer su trabajo y genere un producto final que sea apto para ser aplicado como fertilizante o acondicionador de suelo y que cumpla con las normas locales establecidas como límites máximos permisibles en cuanto a metales pesados y patógenos principalmente.

La presencia de estos contaminantes es extremadamente variable dependiendo de la composición del agua residual y el método de tratamiento tanto de las aguas residuales como de los lodos que se generan en él.

En cuanto a patógenos y organismos indicadores, estudios han demostrado que después de un periodo de 3 a 4 meses posteriores a la aplicación de lodos crudos, se han realizado análisis para evaluar la reducción de patógenos en el lodo. Estos análisis demuestran que el contenido se redujo a < 2 NMP/100g para Salmonella, 10 UFC/g para Enterococos y menos de 200 NMP/100g para E. coli. Para enterococos y E. coli la reducción fue de aproximadamente 5 logaritmos y entre 6 a 7 logaritmos, respectivamente. En el mismo periodo el lodo alcanzó un contenido de sólidos secos de 20 a 35% (Nielsen, 2005).

En Europa, sólo los metales pesados son regulados para su aplicación al suelo (CEE, 1986) y en cuanto a los patógenos los valores límite para bacterias fecales indicadoras han sido regulados (DG Environment 2000): > 3log₁₀ E. Coli*g ST y Salmonella spp ausente en 2 g de ST.

6.4.5.3 Problemas de operación

Asociados a la rutina de operación y la heterogeneidad del sistema se pueden presentar los siguientes problemas: a) Baja eficiencia en la desecación y mineralización del lodo, b) Cobertura vegetal pobre, c) Malos olores.

Estos problemas se deben principalmente a alguno o a la combinación de varios de los siguientes factores: mala construcción del filtro, conexión capilar pobre, número inadecuado de celdas, área inadecuada de las celdas y a la sobrecarga de las celdas en el periodo de establecimiento vegetal y en la posterior operación (Nielsen, 2005).

La carga de lodos que se aplica a cada celda, depende en gran medida del desarrollo y grado de cobertura vegetal. Dicha carga deberá ser planeada de tal manera que no inhiba el establecimiento de las plantas y que el incremento en el grosor de la capa de lodos no sea tan rápido, que las plantas no puedan colonizarla horizontal y verticalmente.

Es importante también que las celdas individuales reciban una carga de lodos rápida y de corta duración, seguida de un periodo de aeración superficial de los residuos. Un indicador visual de una buena aeración de lodos es que, en la capa superior de éstos se agriete y quiebre durante el periodo de descanso. Si este proceso de agrietamiento no se produce debido a la ineficiencia en la deshidratación o a los residuos de lodos que forman una capa espesa, entonces existe el riesgo de formación de condiciones anaerobias, y, por ende, formación de metano; lo cual inhibe el crecimiento vegetativo.

REFERENCIAS

- Brix, H., 1994. Functions of macrophytes in constructed wetlands. *Water Science and Technology*, V.29 Nr 4 , pp.71-78. IAWQ.
- Cardoso, L. 2009. *Serie autodidacta de medición de la calidad del agua 2da Parte*. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA), México.
- CEE, 1986. Directiva 86/278/CEE del Consejo de 12 de junio de 1986 relativa a la protección del medio ambiente y, en particular, de los suelos, en la utilización de los lodos de depuradora en agricultura.
- DG Environment. 2000. Working document on sludge, 3rd draft, Brussels, 27 April 2000.
- Environmental Protection Agency. 1993. 40 CFR, Standards for the use or disposal of sewage sludge. Tomado de Electronic Code of Federal Regulations (Data is current as of March 24, 2015).
- Crites, R.W. & G. Tchobanoglous. 2000. Tratamiento de Aguas en Pequeñas Poblaciones. Mc. Graw Hill. Interamericana S.A. Colombia.
- De León, J.F. 2011. Estabilización y desecación de lodos de fosas sépticas en un humedal artificial. Tesis Maestría. Facultad de Ingeniería, UNAM. México.
- Le Blanc, Ronald., P. Mathews and Roland, P. Richards.(Eds.) UN-Habitat. 2008. Global Atlas of Excreta, Wastewater Sludge and Biosolids Management: Moving forward the sustainable and welcome uses of a global resource.
- Kadlec, R.H. y Wallace, J.M. 2009. Comparison of free water and horizontal subsurface treatment wetlands. *Ecological Engineering*, 35, pp159-174.
- Mena, P. 2014. Lodos y biosólidos en el tratamiento de aguas, en *Temas de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Visión de expertos de América Latina y el Caribe*. Tello, P., P. Mijaylova & G. Ruiz (Eds). AIDIS. ISBN 978-607-02-5853-4. UNAM, México.
- Metcalf and Eddy. *Wastewater Engineering, Treatment and Reuse*. 2003. Mc Graw Hill Inc. New York (ISBN 0-07-112250-8)

- Moeller, G.; A, Ramírez, S. Garrido & C. Díaz. 2005. Tratamiento, Disposición y Aprovechamiento de Lodos Residuales. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua y Centro Interamericano de Recursos de Agua, Facultad de Ingeniería. UAEM. 1ª. Ed. (ISBN-968-5536-67-8). México.
- Nielsen, S. 2003. Sludge drying reed beds. *Water Science & Technology*, 48(5):101-109.
- Nielsen, S. 2005. Sludge reed bed facilities: operation and problems. *Water Science & Technology*, 51(9):99-107
- Nielsen, S. 2008. Sludge treatment and drying bed systems. 20 years of experience. In: *Proceedings of the European Conference on Sludge Management, Belgium*.
- Nielsen, S. 2010. Sludge treatment reed bed facilities – Organic load and operation problems. En *memorias del 12th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control*, pp. 754-761. San Servolo Island, Venecia, Italia.
- Rivas, A, I. Barceló and. G.E. Moeller et al. 2011. Pollutant removal in a multistage municipal wastewater treatment system comprised of constructed wetlands and a maturation pond in a temperate climate. *Water Science and Tech*. Vol 64 p.980-987.
- SEMARNAT. 2002. NOM 004-SEMARNAT-2002; Protección ambiental - Lodos y biosólidos - Especificaciones y límites máximos permisibles de contaminantes para su aprovechamiento y disposición final. México, D.F.: Diario Oficial de la Federación.
- Uggetti, E., Ferrer, I., Llorens, E., García, J. 2010. Sludge treatment wetlands: a review on the state of the art. *Bioresource Technology* 101, 2905-2912.
- von Sperling, M., Gonçalves, R.F., 2007. Sludge characteristics and production. In: Cleveron, V.A., von Sperling, M., Fernandes, F. (Eds.), *Sludge Treatment and Disposal*. IWA Publishing, London, UK.
- Vymazal, 2007. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *The Science of the Total Environment*, 380(1-3), pp.48-6.
- Water Environment Federation. 2007. *Operation of Municipal Wastewater Treatment Plants*; Alexandria, Virginia; 1342 págs.
- Wissing, F. & Hofmann, K. 2002. *Wasser Reinigung mit Pflanzen (tratamiento de aguas residuales usando plantas)*. Alemania, Stuttgart: Ulmer.

7 ESTRATEGIAS PARA INTENSIFICAR LOS PROCESOS DEPURATIVOS EN LOS HUMEDALES CONSTRUIDOS

Es ampliamente aceptado que los diferentes tipos de humedales construidos son efectivos en el procesamiento de la materia orgánica y los sólidos, con eficiencias de eliminación que oscilan entre 60 y 90% (Vera et al., 2011; Vymazal, 2011). Pese a esto, existen limitaciones que se relacionan principalmente con el procesamiento de nitrógeno y fósforo, ya que los porcentajes de eliminación varían en un amplio margen de entre 20 y 60%, además de la posibilidad de optimización en la eliminación de otros compuestos como: metales, microcontaminantes orgánicos y compuestos derivados del azufre (Brix et al., 2007; Vymazal, 2013; Odinga et al., 2013). Es por esto que, en los últimos años se han propuesto una serie de modificaciones a los modelos básicos, los cuales buscan “intensificar” la capacidad depurativa de los diferentes tipos de humedales construidos, con el fin de tener una tecnología que: a) reduzca el uso de área, b) posea una capacidad plena de trabajo en el menor tiempo posible, c) garantice concentraciones efluentes confiables, d) prevenga la aparición de problemas operacionales como el taponamiento (en humedales subsuperficiales), y e) sea capaz de eliminar de forma simultánea la mayor cantidad de compuestos. Por esta razón, el objetivo del presente capítulo es discutir acerca de diversas modificaciones introducidas a los tipos básicos de humedales construidos y su efectividad en los procesos de tratamiento.

La Figura 1 resume el objetivo y las diferentes estrategias evaluadas para intensificar los procesos depurativos que tienen lugar en los humedales construidos.

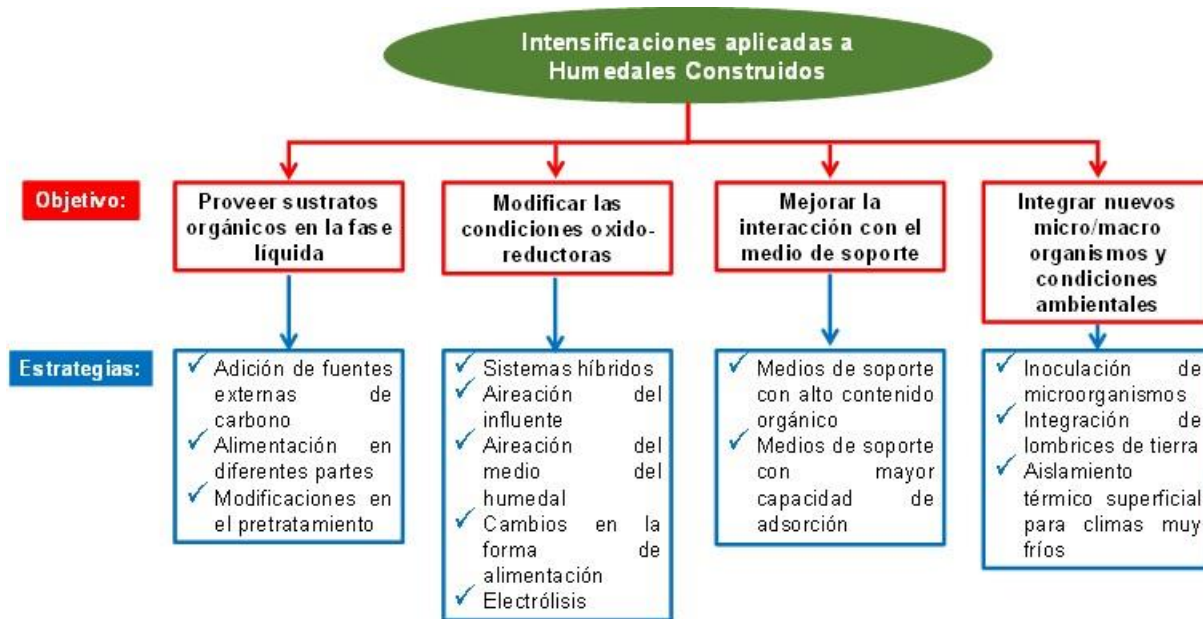


Figura 1. Objetivos y estrategias de intensificación en los procesos depurativos llevados a cabo en humedales construidos. Elaborado a partir de Meng et al. (2014), Wu et al. (2014) y Wu et al. (2015)

7.1.1 Provisión de sustratos orgánicos externos en la fase líquida

7.1.1.1 Adición de fuentes externas de carbono

La adición de fuentes externas de carbono consiste en la dosificación de sustancias que aportan carbono (de tipo orgánico), necesario para servir como donadores de electrones en el proceso de desnitrificación (Saeed y Sun, 2012). Por balance estequiométrico, se establece que se requieren 3,2 g de materia orgánica por gramo de nitrógeno del nitrato a convertir a nitrógeno gaseoso (Kadlec y Wallace, 2009). Dada esta condición, la necesidad de adición de carbono para la desnitrificación en humedales construidos se explica por dos razones: a) un elevado contenido de nitrato para procesar, y b) el procesamiento primario del carbono (Lu *et al.*, 2009). Se han utilizado sustancias de bajo peso molecular como la glucosa, el acetato de sodio, el metanol, el almidón y la celulosa (Meng *et al.*, 2014). Otra forma de obtener carbono para el influente, ha sido la adición de soluciones ricas en este compuesto, preparadas de forma externa, a partir de los residuos vegetales procedentes de la misma vegetación cortada del humedal (Ding *et al.*, 2012).

Para poder establecer un control en la dosificación de fuentes externas de carbono, y no afectar la eliminación conjunta de materia orgánica y nitrógeno, la relación Carbono / Nitrógeno (C/N) es el parámetro operativo más utilizado como indicador (Fan *et al.*, 2013). Actualmente no existe una recomendación sobre la relación óptima de C/N. Esto porque los resultados de eliminación óptima de nitrógeno varían ampliamente entre 50 y 90%, para relaciones C/N que varían entre 2,5 y 19 (Meng *et al.*, 2014). Por esta razón, se ha indicado que la relación C/N óptima es relativa, dependiendo de la configuración del humedal, las plantas y la forma de nitrógeno en el influente (Saeed y Sun, 2012). Un factor a tener en cuenta con esta modificación, es que debido al uso continuo de soluciones aportantes de carbono, se hace necesaria la valoración económica, para determinar su factibilidad de uso durante la operación.

7.1.1.2 Alimentación en diferentes partes

Esta estrategia hace referencia al ingreso del influente en más de un sitio a lo largo del humedal. Con esta táctica se busca: a) una mejor utilización de toda el área del humedal, b) reducir el efecto de taponamiento en la primera parte del humedal, y c) proveer fuentes de carbono en zonas donde se desee potenciar la desnitrificación (Wu *et al.*, 2014). Estudios llevados a cabo por Stefanakis *et al.* (2011) mostraron que la aplicación a 1/3 y 2/3 de longitud total del humedal construido en una proporción de caudal de 60:40:15 logró aumentar significativamente ($p < 0,05$) la eliminación de materia orgánica, nitrógeno y fósforo. Sin embargo, la estrategia de alimentación que se planea realizar debe ser cuidadosamente evaluada y optimizada, puesto que existe la posibilidad de introducir compuestos eliminados en longitudes previas del humedal.

7.1.1.3 Modificaciones en el pretratamiento

El pretratamiento aplicado tradicionalmente en humedales construidos consiste en la eliminación de sólidos. Éste, se realiza a través de procesos de sedimentación, mayoritariamente en tanques sépticos y tanques Imhoff, en los que además de eliminar sólidos por sobre el 80%, se realiza eliminación de entre 25 y 50% de materia orgánica (medida como Demanda Biológica de Oxígeno a los 5 días (DBO_5)). Sin embargo, con el objetivo de reducir la carga orgánica influente entre 30 y 90%, se ha propuesto alternativamente el uso de sistemas anaeróbicos. Además, la introducción de tecnologías anaeróbicas como pretratamiento en humedales construidos traería consigo: a) disminuir el impacto de uso de área entre un 30 y 60%, y b) entregar compuestos orgánicos como el ácido acético (al emplear sistemas hidrolíticos), los que pueden ser procesados en condiciones anaeróbicas y/o anóxicas aportando en la eliminación de nitrógeno y fósforo (Álvarez *et al.*, 2008). En este sentido, se ha demostrado que la biomasa producida por microorganismos en ambientes anaeróbicos que usan ácido acético como fuente de

carbono, resulta menor respecto a otros compuestos orgánicos. Por tanto, es de esperarse una reducción en la cantidad de sólidos, y un efecto positivo para prevenir el fenómeno de taponamiento.

Respecto al efecto sobre el fenómeno de taponamiento, Pedescoll *et al.* (2011a) encontró que los humedales construidos de flujo horizontal subsuperficial alimentados con tecnologías anaeróbicas presentan un 30% menos de acumulación de sólidos que humedales alimentados con tecnologías de sedimentación. Sin embargo, no observó diferencias significativas en el comportamiento de la conductividad hidráulica y la porosidad respecto de humedales alimentados con pretratamientos basados en sedimentación. Por otra parte, De la Varga *et al.* (2013) empleando reactores anaerobios de flujo ascendente tipo UASB, también determinó una reducción de hasta 70% en la acumulación de sólidos de un humedal construido de flujo horizontal subsuperficial respecto a valores reportados en la literatura, luego de casi 5 años de operación, pero, además, alcanzaron valores de conductividad hidráulica que son el doble de los reportados para humedales con problemas de taponamiento.

De otro lado, por la baja eliminación de P en humedales construidos se ha propuesto la precipitación de fosfatos en la etapa de pretratamiento (Brix y Arias, 2005). En tratamiento de aguas, se usan compuestos como el sulfato de aluminio, cloruro férrico y sulfato ferroso para este fin. Sin embargo, es importante señalar que junto a la precipitación de P se da también una precipitación de materiales orgánicos particulados. Pese al cambio de la materia orgánica influente, esta modificación ha sido incluida en normas de diseño para humedales construidos, que tienen por objetivo lograr concentraciones efluentes de fósforo total bajo los 1,5 mg/L y de DBO₅ menores a 10 mg/L (Brix y Arias, 2005).

7.1.2 Modificación de las condiciones de óxido-reducción

7.1.2.1 Sistemas híbridos

Un sistema híbrido consiste en la combinación de varios tipos de humedal construido para aprovechar las condiciones óxido-reductoras dominantes de cada tipo de humedal (Odinga *et al.*, 2013). Con esto se busca lograr incrementar la capacidad de eliminación, especialmente de nitrógeno. La configuración más común es, humedal construido de flujo vertical subsuperficial más humedal construido de flujo horizontal subsuperficial. Esta configuración degrada la materia orgánica y nitrifica en el primer humedal, mientras que, en el segundo, se busca la desnitrificación (Vymazal, 2013). Respecto a su capacidad de eliminación, para la materia orgánica (DBO₅, Demanda Química de Oxígeno (DQO)) las eficiencias oscilan entre 50 y 95%. En el caso del nitrógeno total y fósforo total, oscilan entre 30 y 80%, logrando una mejora de entre 20 y 60% respecto a los valores que se pueden obtener con el uso de un único humedal construido (Vymazal, 2013).

Otra combinación empleada es humedal construido de flujo horizontal subsuperficial más humedal construido de flujo vertical subsuperficial (Vymazal, 2013). En esta combinación el primer humedal se encarga de la eliminación de la materia orgánica, los sólidos y se promueven condiciones para desnitrificación, mientras que, en el segundo humedal, se realiza la nitrificación. Sin embargo, para que haya desnitrificación, el efluente del segundo humedal debe ser recirculado al primer humedal construido (Wu *et al.*, 2014). Para la materia orgánica (DBO₅ y DQO), su capacidad de eliminación se mantiene entre 50 y 95%, mientras que para el nitrógeno total y el fósforo total oscila de forma similar a la primera combinación entre 30 y 80% (Vymazal, 2013). Otra propuesta similar, ha sido la recirculación al tanque de sedimentación, y evitar el uso de un primer humedal. En este sentido, valores de recirculación de entre 100 y 200% han sido propuestos como los óptimos, ya que aumentan entre 52 y 66% la eliminación de nitrógeno total, sin afectar la eficiencia de eliminación de DQO y Sólidos Suspendidos Totales (SST) (Arias *et al.*, 2005).

7.1.2.2 Aireación del influente

Para mejorar las condiciones de oxigenación del influente, se han propuesto dispositivos de aireación escalonada en múltiples niveles previos a los humedales construidos (Zou *et al.*, 2012; Yu *et al.*, 2012). Los resultados publicados por Zou *et al.* (2012) mostraron que la aireación escalonada de múltiples bandejas respecto a un dispositivo de aireación de caída directa, podría aumentar la concentración de oxígeno disuelto entre 2 mg/L y 6 mg/L por metro de altura de caída de agua. Además, demostraron que la eficiencia de eliminación de materia orgánica (medida como DBO₅) aumentó en un 75% con la entrada en funcionamiento del dispositivo de aireación previa. Ésta, podría ser una alternativa interesante para países de clima tropical y subtropical, pero podrían presentarse problemas en climas con temperaturas de congelamiento. Además, dada la exposición de agua residual con bajo o nulo tratamiento, es importante mantener las medidas de protección ambiental necesarias (Meng *et al.*, 2014).

7.1.2.3 Aireación del medio del humedal

La aireación del medio del humedal consiste en la instalación de dispositivos de aireación mecánica o forzada dentro del humedal construido, para proveer oxígeno disuelto, y modificar las condiciones de oxidación-reducción. La aplicación se ha realizado de forma continua y en ciclos, especialmente en humedales construidos de flujo horizontal y/o vertical subsuperficiales (Wu *et al.*, 2015, Vera *et al.*, 2014). En el caso de humedales construidos de flujo horizontal subsuperficial, el objetivo de la aireación mecánica ha sido mejorar las condiciones de Oxígeno Disuelto (OD) y del potencial de óxido reducción, las que normalmente se encuentran por debajo de 0,5 mg/L y +100 mV, respectivamente (García *et al.*, 2004; Rojas *et al.*, 2013). Con esto se busca mejorar el proceso conjunto de nitrificación - desnitrificación en un único humedal (Wu *et al.*, 2015). Por otro lado, en humedales construidos de flujo vertical subsuperficial, la introducción de la aireación mecánica ha sido principalmente para el mantenimiento de la eficiencia de la eliminación de nitrógeno durante el invierno (Saeed y Sun, 2012). La Figura 2 muestra un ejemplo de la incorporación de un sistema de aireación en un humedal construido de flujo vertical descendente subsuperficial completamente saturado, que posee una densidad de orificios de aireación de 0,078 m²/orificio (Nivala *et al.*, 2013).

Para humedales construidos de flujo horizontal subsuperficial, Zhang *et al.* (2010) emplearon un sistema de aireación automatizado (OD entre 0,2 y 0,6 mg/L), logrando incrementar la eliminación de nitrógeno total a valores de hasta 85%. Vera *et al.* (2014) aplicando diferentes ciclos de aireación (1 h/d, 4 h/d) en humedales subsuperficiales alimentados en forma secuencial, logró aumentar de forma significativa ($p < 0,05$) y hasta en 30% la eliminación de fosfato (P-PO₄⁻³). En el caso de humedales construidos de flujo vertical subsuperficial, Tao *et al.* (2010) aplicaron ciclos de 8 horas de aireación, logrando aumentar en promedio en +100mV el valor del potencial de óxido reducción (osciló entre +100 mV y +500mV). Junto al aumento del potencial de óxido reducción, la eliminación de amonio (N-NH₄⁺) fue superior al 50%, mientras que el nitrógeno total presentó eliminaciones máximas de 70%.

Pese a que la introducción de aireación mecánica en humedales ha significado un aumento en la eliminación de nitrógeno, se necesita un mayor conocimiento de aspectos operativos y de mecanismos de eliminación del proceso de tratamiento (Boog *et al.*, 2014). Entre los diferentes aspectos operativos se encuentra la recomendación de un rango de tiempo óptimo para el ciclo de aireación, mayor verificación de la tasa de transferencia de oxígeno cuando existe un medio de soporte, además, un conocimiento de la posición óptima de los aireadores, junto al uso de energías no convencionales como fuente de energía para la aireación. Un mayor conocimiento de estos aspectos, ayudará a comprender si efectivamente la aireación puede reducir el uso de área unitaria, y además, evaluar si el costo de operación por el uso de energía para la aireación garantiza la viabilidad de operación en el tiempo. También, se requiere un mayor conocimiento de los mecanismos desarrollados en el

proceso de tratamiento. En este aspecto, es importante determinar si existe una microbiología diferente a la desarrollada en humedales construidos sin aireación, así como su efecto sobre la eliminación de P (Saeed y Sun, 2012; Wu *et al.*, 2015).

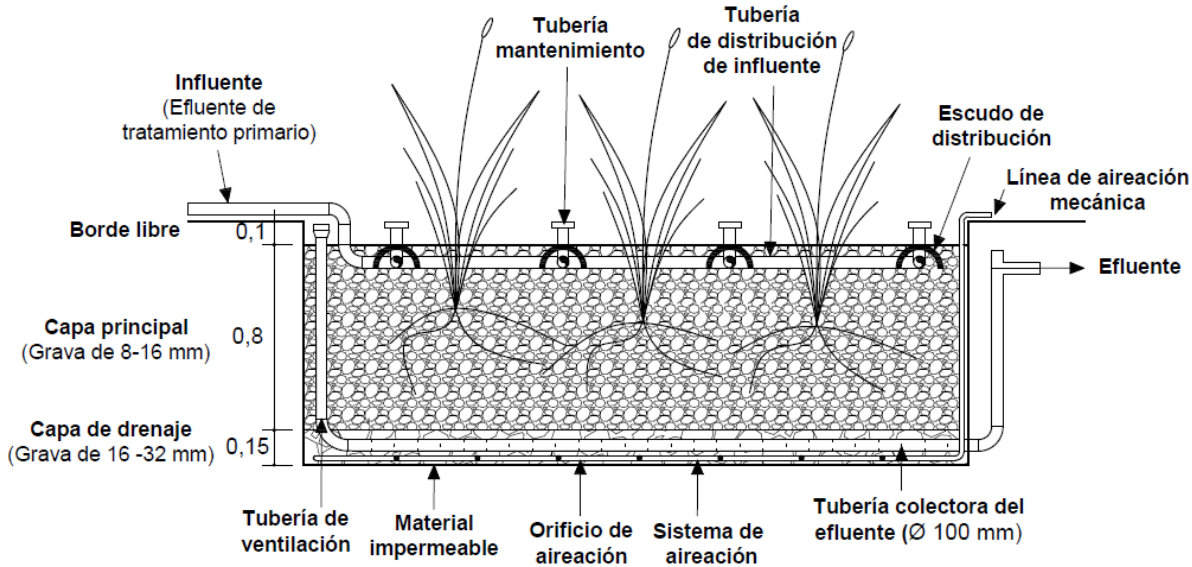


Figura 2. Vista en perfil de sistema de humedal construido de flujo vertical subsuperficial completamente saturado con aireación artificial. Dimensiones en metros donde no se especifica. No está a escala. Modificado a partir de Nivala *et al.* (2013).

7.1.2.4 Cambios en la forma de alimentación

La forma de alimentación ha sido otra de las variables de estudio para optimizar la operación de humedales construidos teniendo efecto en las condiciones de oxidación-reducción. Se reconocen tres modos de alimentación: a) continua (la más empleada), b) llenado-vaciado secuencial (conocido en inglés como batch), e c) intermitente (Meng *et al.*, 2014). En general, podría indicarse que los modos llenado-vaciado (secuencial) e intermitente mejoran significativamente ($p < 0,05$) la eficiencia de eliminación de amonio por modificaciones en las condiciones de oxidación reducción. (Wu *et al.*, 2015). Sin embargo, es posible que estos modos de alimentación no tengan mayor influencia en la eliminación de materia orgánica (medida como DQO) y fósforo, especialmente en humedales de flujo horizontal y/o vertical subsuperficial, así como tampoco es clara su influencia en la contribución a la eliminación de nitrógeno total (Jia *et al.*, 2010; Pedescoll *et al.*, 2011b).

7.1.2.5 Electrólisis

La electrólisis consiste en la aplicación de una corriente eléctrica controlada durante un tiempo determinado en una solución acuosa (Ju *et al.*, 2014a). Los materiales más comunes usados en los electrodos son el hierro, aluminio y carbono (Ju *et al.*, 2014a; Ju *et al.*, 2014b). Los resultados de Ju *et al.* (2014a) para humedales de flujo vertical (alimentados de forma intermitente y a escala laboratorio), mostraron que la aplicación de esta técnica contribuye a elevar la eliminación de fosfato por sobre el 95% con concentraciones efluentes inferiores a 0,5 mg/L, al igual que una modificación en las concentraciones efluentes de nitrato, pasando de valores medios de 2 mg/L a inferiores a 0,5 mg/L. Sin embargo, no fue reportada una mejora significativa en la eliminación de materia orgánica (DQO) ni del amonio. De acuerdo a los autores, el incremento en la eliminación de fosfato se

explica por la formación de fosfato férrico (que se precipita) producto del uso de un electrodo de sacrificio de hierro. Por su parte, la influencia en la eliminación de nitrato fue atribuida por cambios en la intensidad de la corriente (pasó de 1,5 mA/cm² a 0,5 mA/cm²) que afectaron las condiciones oxido-reductoras del sistema. Por su parte, Ju et al. (2014b), documentó la importancia del uso de esta técnica en el control de olores, al inhibir la acumulación de sulfuro en el humedal construido.

También, esta técnica ha sido empleada para eliminación de metales pesados (Song *et al.*, 2011). Los resultados sugirieron que la aplicación de una corriente de 3 V durante 6 h/d es la más óptima. Junto a esto, por la introducción de esta modificación, existen mejoras de 12%, 29% y 2%, en la eliminación de Cadmio, Zinc y Cobre, respectivamente.

Pese a los buenos resultados obtenidos por esta modificación para intensificación, la interacción compleja entre nitrógeno, fósforo, sulfato y hierro, así como también, entre diferentes metales cuando se aplica a su eliminación, llevan a la necesidad de realizar más investigación para valorar su aporte a los procesos de transformación, y evaluar su futura aplicación a mayores escalas (Song *et al.*, 2011; Ju *et al.*, 2014a).

7.1.3 Mejoramiento de la interacción con el medio de soporte

7.1.3.1 Medios de soporte con alto contenido orgánico

Para contrarrestar el posible incremento en los costos de operación debidos a la adición de fuentes de carbono externas, se ha propuesto alternativamente el uso de medios de soporte de origen orgánico principalmente para aumentar la desnitrificación (Wu *et al.*, 2014). Recientemente, también se han utilizado para incrementar la eficiencia de tratamiento en drenajes ácidos de minas (Lizama *et al.*, 2014). Materiales como astillas de madera, fibras de coco y suelos de turba han sido empleados (Robertson, 2010; Saeed y Sun, 2011a; Saeed y Sun, 2013; Kleimeier *et al.*, 2014; Lizama *et al.*, 2014). Respecto a su aporte al proceso de desnitrificación, Saeed y Sun (2011a) empleando astillas de madera en humedales de flujo vertical subsuperficial lograron aumentar por sobre el 90% la eliminación de amonio y nitrógeno total, atribuible al uso de medios orgánicos. Sin embargo, concluyeron que no es recomendable el uso de este tipo de medios en humedales de flujo horizontal subsuperficial, dado el incremento de materia orgánica, fósforo y sólidos en las concentraciones efluentes.

De otro lado, Lizama et al. (2014) empleando como medio de soporte una mezcla entre caliza y chips de coco para humedales de flujo horizontal subsuperficial, aplicados al tratamiento de aguas ácidas (pH=2,0), lograron obtener eficiencias de eliminación de arsénico, hierro y boro de 99%, 87% y 17%, respectivamente. En el caso del arsénico y hierro, su eliminación se lleva cabo por procesos de precipitación y co precipitación, respectivamente, originados por el incremento en el pH (llega a 7,0) debido a la caliza, mientras que el medio orgánico, favoreció la eliminación de boro. Pese a esto, la eliminación de boro no fue superior al 20%, hecho que puede explicarse por una competencia con el arsénico y el hierro en los sitios de adsorción del material orgánico. Sin embargo, estos mecanismos fueron inferidos de la literatura y no determinados por el estudio.

7.1.3.2 Medios de soporte con mayor capacidad de adsorción

El uso de medios especiales ha sido aplicado en humedales construidos subsuperficiales (horizontales y verticales) para incrementar principalmente la eliminación de fósforo total (por adsorción del fosfato), pero junto a esto, se puede incrementar también la eliminación del nitrógeno total (por adsorción de amonio) (Saeed y Sun, 2012; Vohla *et al.*, 2011). Materiales como apatita, arena de cuarzo, bauxita, caliza, cenizas volantes, conchas de mar, concreto celular triturado (Crushed Autoclaved Aerated Concrete, CAAC), dolomita, escorias de hornos industriales, Filtralite®, leca, polonita, wollastonita y zeolita natural, han sido propuestos como medios de soporte

especiales (Arias y Brix, 2005; Westholm, 2006; Vohla *et al.*, 2011; Harouiya *et al.*, 2011; Renman y Renman, 2012, Wu *et al.*, 2015). El uso de estos materiales ha mostrado que incrementa entre 10 y 80 % la eliminación de nitrógeno y fósforo total en el tratamiento de aguas servidas.

Entre los materiales adsorbentes, la zeolita natural tiene ventajas respecto a otros materiales, entre las que se encuentran: a) capacidad de intercambio catiónico y adsorción, b) posibilidad de ser modificadas y tratadas para aumentar su capacidad de tratamiento, c) abundancia alrededor del planeta, lo que hace que su extracción sea competitiva económicamente respecto a otros materiales, y d) posee capacidad regenerativa (Widiastuti *et al.*, 2008). Respecto a la capacidad de adsorción de P puede variar entre 0,1 y 2.2 ,0 gP/kg, la que es entre 3 y 70 veces superior a la de materiales convencionales como grava o arena (0,03 a 0,05 gP/kg) (Del Bubba *et al.*, 2003, Cucarella y Renman, 2009; Vera *et al.*, 2014,). En el caso del nitrógeno, la zeolita ha mostrado una capacidad de adsorción de amonio de 7,2 gN/kg (Saeed y Sun, 2012).

Saeed y Sun (2011b) en humedales construidos de flujo vertical subsuperficial empleando la zeolita como medio de soporte principal, alcanzaron eficiencias de eliminación de nitrógeno y fósforo total por encima del 60%. Vera *et al.* (2014), en un sistema de humedales construidos subsuperficiales, empleando también la zeolita como medio de soporte principal lograron mantener por encima del 60% la eliminación de fosfato y amonio. La Figura 3 muestra la diferencia en la capacidad de acumulación de fosfato en el medio, cuando se comparan sistema de humedales subsuperficiales alimentados en forma de llenado-vaciado que utilizan grava y zeolita como medio de soporte, y son operados en paralelo bajo diferentes estrategias de aireación (Vera *et al.*, 2014). Pese a los buenos resultados, falta mayor información del funcionamiento a escala real en períodos de tiempo superiores a 5 años, dado el potencial de saturación de estos materiales.

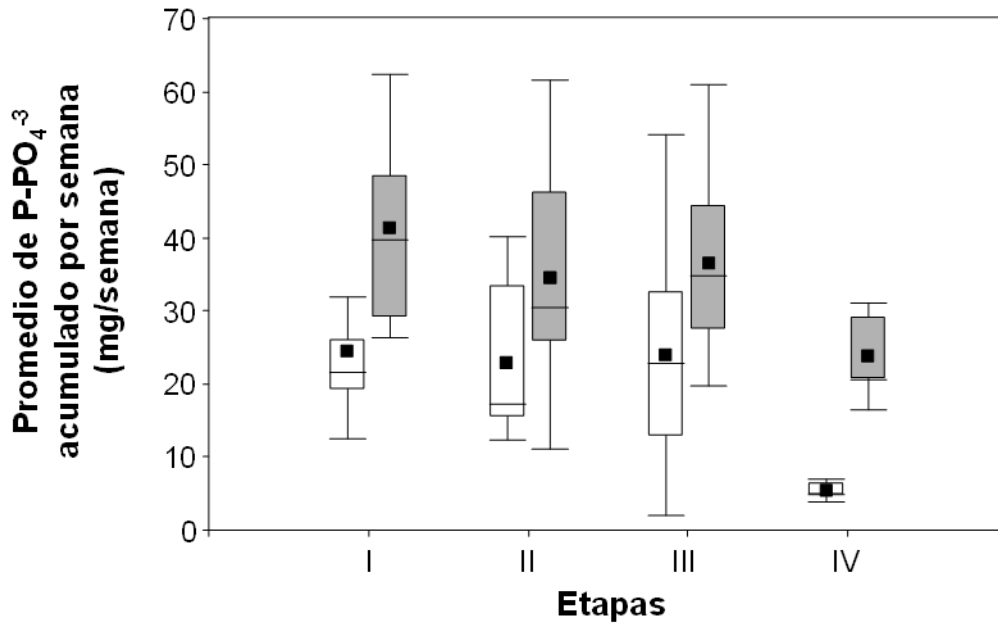


Figura 3. Promedio de fosfato (P-PO₄³⁻) acumulado en el medio por semana. () Medio de grava. () Medio de zeolita. Ciclos de aireación aplicados en cada etapa, I= 24 h/d; II=1 h/d; III= 4 h/d; IV: 0 h/d. Adaptado de Vera *et al.* (2014).

7.1.4 Integración de nuevos micro/macro organismos y condiciones ambientales

7.1.4.1 Inoculación de microorganismos

La inoculación de microorganismos, más conocida como bioaumentación, consiste en la introducción de microorganismos con capacidades metabólicas específicas dentro de ambientes contaminados o en sistemas de tratamiento (como los humedales construidos), para activar o acelerar la degradación de contaminantes específicos (Shao *et al.*, 2014). Por tanto, en un humedal construido la bioaumentación aporta en: a) posibilidad de reducir el período de adaptación y acelerar el desarrollo de las capacidades depurativas de los consorcios microbianos; y b) intensificar la degradación de compuestos tales como pesticidas, metales pesados, nitrógeno, hidrocarburos derivados de petróleo, desechos de industrias farmacéuticas, plantas de coque, y en plantas de celulosa (Meng *et al.*, 2014, Wu *et al.*, 2014). En especial, la bioaumentación se recomienda para este tipo de contaminantes, ya que generalmente no se desarrolla un tipo de microfauna específica en el humedal construido que sea capaz de procesarlos.

En el caso del nitrógeno, se han utilizado bacterias tipo anammox a escala laboratorio que han logrado aumentar hasta en 10 veces la tasa de eliminación de amonio de humedales construidos subsuperficiales (Paredes *et al.*, 2007). También a escala laboratorio, se han aplicado bacterias desnitrificantes en humedales construidos donde se han logrado eficiencias de eliminación de amonio y nitrógeno total por sobre el 70%, cuando se han aplicado al tratamiento de aguas de ríos contaminados y aguas residuales domésticas (Shao *et al.*, 2014). Además, estos autores estiman que una inoculación cada 14 días sería una medida que mantendría el efecto positivo de la bioaumentación.

7.1.4.2 Integración de lombrices de tierra

Las lombrices de tierra han sido propuestas como una posible solución al problema de taponamiento en humedales construidos subsuperficiales (Davidson *et al.*, 2005; Li *et al.*, 2011; Nivala *et al.*, 2012). Esto porque de forma natural pueden procesar materia orgánica, y por tanto, degradar sólidos orgánicos intersticiales (que aportan al fenómeno de taponamiento), generando compuesto orgánicos de más fácil degradación bacteriana, y además, transportando parte de ellos a la parte superior del lecho de los humedales construidos. Otro uso sugerido es la capacidad para aumentar la eliminación de nitrógeno en sólo una unidad de humedal construido (Xu *et al.*, 2013; Wu *et al.*, 2013).

Entre las especies de lombrices de tierra que se han documentado para uso en humedales construidos se encuentran la *Eisenia foetida*, *Perionyx excavatus*, *Metaphire posthuma*, *Amynta morrisi*, *Amyntas rodericensis*, *Pontoscolex corenthrusus*, *Pheretima guillelmi*, *Pheretima peguana* (Davidson *et al.*, 2005; Li *et al.*, 2011; Nuengjamnong *et al.*, 2011; Wu *et al.*, 2013; Xu *et al.*, 2013)

Respecto a su uso para reducir el taponamiento, se ha planteado una dosificación de 0,5 kg/m² de lombrices, las que logran recuperar en un tiempo de 10 días, humedales construidos de flujo vertical subsuperficial, sin presentar un efecto significativo sobre la calidad del agua (Li *et al.*, 2011).

Por otra parte, en el estudio adelantado por Wu *et al.* (2013) se determinó que el uso de lombrices en humedales construidos de flujo vertical subsuperficial aumenta en 15%, 21% y 21%, la eliminación de materia orgánica (DQO), amonio y nitrógeno total, respectivamente, cuando se aplican al tratamiento de aguas residuales domésticas. De acuerdo a estos investigadores, el incremento en la eficiencia de eliminación se explica por un incremento de entre 1,5 y 2,5 veces la cantidad de bacterias amonificadoras, amonio oxidantes y nitrito oxidantes en la misma zona (la parte superior) donde se establecieron las lombrices. Sin embargo, Nuengjamnong *et al.* (2011) aplicando

humedales construidos en serie (vertical + horizontal) al tratamiento de purines de cerdo establece que no existe mayor efecto sobre la eliminación de materia orgánica (DBO₅ y DQO) y Nitrógeno Total Kjeldahl (NTK), por la adición de lombrices. Pese a esto, el principal aporte que entregan es una reducción de 40% en el material acumulado en la parte superior del primer humedal (de tipo vertical). Si bien, lo descrito previamente compara el tratamiento de aguas residuales de diferente tipo, no sería concluyente el efecto de su inclusión en cuanto a la calidad del agua efluente, especialmente en términos de la materia orgánica (DQO) y las diferentes formas de nitrógeno.

7.1.4.3 Aislamiento térmico superficial para climas muy fríos

La utilización de aislamiento térmico superficial se recomienda para zonas con temperaturas medias anuales muy bajas (por ej. <10°C), o con inviernos muy fríos (temperaturas medias bajo los 0°C). Su uso se explica por varias razones. La principal es la reducción de los procesos de degradación microbiana para la eliminación de contaminantes, como por ejemplo el nitrógeno, que se afecta bajo los 10°C, se reduce sustancialmente bajo los 6°C, y cesa bajo los 4°C (Yan y Xu, 2013).

La aislación de un humedal construido se realiza por la aplicación de un material aislante colocado de forma uniforme sobre su superficie. Algunos de los materiales usados incluyen cortezas y paja de pino, trozos de madera, aserrín, desechos de cañas, películas plásticas y grava (Wallace *et al.*, 2001; Langergraber *et al.*, 2009; Wu *et al.*, 2011; Yan y Xu, 2013; Wu *et al.*, 2014). Exceptuando las películas plásticas, todos los otros materiales han sido aplicados únicamente en humedales subsuperficiales. En cuanto a la altura de la capa de aislamiento usada se ha propuesto desde 0,15 m hasta 0,4 m (Wallace *et al.*, 2001; Wallace y Kadlec, 2005; Langergraber *et al.*, 2009; Wu *et al.*, 2011).

Respecto a su contribución al tratamiento, en el caso del material de grava, si bien, este contribuye a elevar la temperatura entre 1 y 2 °C, no mejora la eliminación de materia orgánica (como DQO) y amonio en su aplicación a humedales construidos de flujo vertical subsuperficial durante el invierno (Langergraber *et al.*, 2009). Por su parte, autores que han utilizado materiales de tipo orgánico derivados de desechos vegetales (cortezas, pajas, aserrín), en general han demostrado que la aislación térmica mejora en proporción superior al 5% la eliminación de materia orgánica (como DQO), amonio, nitrógeno y fósforo total, compensando lo que se ha descrito como una deficiencia en eliminación promedio de 10% cuando se compara el rendimiento entre períodos cálidos y de invierno (Wallace *et al.*, 2001; Yan y Xu, 2013).

Otra opción para el aislamiento, ha sido la implementación de humedales construidos dentro de invernaderos. Gao y Hu (2012) investigaron esta aplicación, al integrar un humedal construido de flujo horizontal subsuperficial como una etapa del proceso de tratamiento a escala real, en una zona con temperatura media anual que varía entre 2,3 y 5,3 °C, y con temperaturas medias bajo 0°C durante todo el invierno. Los resultados demostraron que el invernadero mantiene temperaturas ambientales de 6±2 °C, y el humedal por sí sólo es capaz de remover un 50% de materia orgánica (DQO), 28% de amonio y fósforo total.

REFLEXIONES

La inclusión de las modificaciones planteadas para intensificar la capacidad depurativa de un sistema de tratamiento basado en humedales construidos, ha significado el incremento en la eliminación de ciertos contaminantes. Sin embargo, su inclusión plantea un reto importante para el investigador y/o diseñador, y que guarda relación con la pertinencia de la introducción de una modificación, tanto en nuevos sistemas como en la optimización de sistemas existentes. Aunque este capítulo mostró resultados de efectos globales sobre los

compuestos estudiados (principalmente a escala laboratorio y piloto), quedan algunas brechas de conocimiento en algunos mecanismos de eliminación involucrados. Esto podría indicar la necesidad de mayores estudios en los próximos años. De esta forma, merecería potenciar su uso a escala real, lo que traería consigo la existencia de mayor información documental a esta escala, con períodos de monitoreo de 5, 10, 15 años. Este hecho sería importante para un mayor desarrollo de la tecnología de humedales construidos en tratamiento de diversos tipos de aguas durante el siglo XXI.

REFERENCIAS

- Álvarez, J., Ruiz, I., Soto, M., 2008. Anaerobic digesters as a pretreatment for constructed wetlands. *Ecol. Eng.* 33, 54–67.
- Arias, C., Brix, H., Marti, E., 2005. Recycling of treated effluents enhances removal of total nitrogen in vertical flow constructed wetlands. *J. Environ. Sci. Health. A. Tox. Hazard. Subst. Environ. Eng.* 40, 1431–1443.
- Arias, C., Brix, H., 2005. Phosphorus removal in constructed wetlands: can suitable alternative media be identified? *Water Sci. Technol.* 51, 267–273.
- Brix, H., Arias, C., 2005. The use of vertical flow constructed wetlands for on-site treatment of domestic wastewater: New Danish guidelines. *Ecol. Eng.* 25, 491–500.
- Brix, H., Schierup, H., Arias, C., 2007. Twenty years experience with constructed wetland systems in Denmark – what did we learn? *Water Sci. Technol.* 56, 63–68.
- Boog, J., Nivala, J., Aubron, T., Wallace, S., van Afferden, M., Müller, R., 2014. Hydraulic characterization and optimization of total nitrogen removal in an aerated vertical subsurface flow treatment wetland. *Bioresour. Technol.* 162, 166–74.
- Cucarella, V., Renman, G., 2009. Phosphorus sorption capacity of filter materials used for on-site wastewater treatment determined in batch experiments - A comparative study. *J. Environ. Qual.* 38, 381–392.
- Davison, L., Headley, T., Pratt, K., 2005. Aspects of design, structure, performance and operation of reed beds--eight years' experience in northeastern New South Wales, Australia. *Water Sci. Technol.* 51, 129–138.
- De la Varga, D., Díaz, M., Ruiz, I., Soto, M., 2013. Avoiding clogging in constructed wetlands by using anaerobic digesters as pre-treatment. *Ecol. Eng.* 52, 262–269.
- Del Bubba, M., Arias, C., Brix, H., 2003. Phosphorus adsorption maximum of sands for use as media in subsurface flow constructed reed beds as measured by the Langmuir isotherm. *Water Res.* 37, 3390–3400.
- Ding, Y., Song, X., Wang, Y., Yan, D., 2012. Effects of dissolved oxygen and influent COD/N ratios on nitrogen removal in horizontal subsurface flow constructed wetland. *Ecol. Eng.* 46, 107–111.
- Fan, J., Wang, W., Zhang, B., Guo, Y., Ngo, H.H., Guo, W., Zhang, J., Wu, H., 2013. Nitrogen removal in intermittently aerated vertical flow constructed wetlands: impact of influent COD/N ratios. *Bioresour. Technol.* 143, 461–466.
- García, J., Aguirre, P., Mujeriego, R., Huang, Y., Ortiz, L., Bayona, J.M., 2004. Initial contaminant removal performance factors in horizontal flow reed beds used for treating urban wastewater. *Water Res.* 38, 1669–1678.

- Gao, D., Hu, Q., 2012. Bio-contact oxidation and greenhouse-structured wetland system for rural sewage recycling in cold regions: A full-scale study. *Ecol. Eng.* 49, 249–253.
- Harouiya, N., Martin Rue, S., Prost-Boucle, S., Liénar, A., Esser, D., Molle, P., 2011. Phosphorus removal by apatite in horizontal flow constructed wetlands for small communities: Pilot and full-scale evidence. *Water Sci. Technol.* 63, 1629–1637.
- Jia, W., Zhang, J., Wu, J., Xie, H., Zhang, B., 2010. Effect of intermittent operation on contaminant removal and plant growth in vertical flow constructed wetlands: A microcosm experiment. *Desalination* 262, 202–208.
- Ju, X., Wu, S., Zhang, Y., Dong, R., 2014a. Intensified nitrogen and phosphorus removal in a novel electrolysis-integrated tidal flow constructed wetland system. *Water Res.* 59, 37–45.
- Ju, X., Wu, S., Huang, X., Zhang, Y., Dong, R., 2014b. How the novel integration of electrolysis in tidal flow constructed wetlands intensifies nutrient removal and odor control. *Bioresour. Technol.* 169, 605–613.
- Kadlec, R., Wallace, S., 2009. *Treatment Wetlands*. CRC Press.
- Kleimeier, C., Karsten, U., Lennartz, B., 2014. Suitability of degraded peat for constructed wetlands — Hydraulic properties and nutrient flushing. *Geoderma* 228–229, 25–32.
- Langergraber, G., Pressl, A., Leroch, K., Rohrhofer, R., Haberl, R., 2009. Experiences with a top layer of gravel to enhance the performance of vertical flow constructed wetlands at cold temperatures. *Water Sci. Technol.* 59, 1111–1116.
- Li, H., Wang, S., Ye, J., Xu, Z., Jin, W., 2011. A practical method for the restoration of clogged rural vertical subsurface flow constructed wetlands for domestic wastewater treatment using earthworm. *Water Sci. Technol.* 63, 283–290.
- Lizama, K., McCarthy, D., Fletcher, T., 2014. The influence of media type on removal of arsenic, iron and boron from acidic wastewater in horizontal flow wetland microcosms planted with *Phragmites australis*. *Chem. Eng. J.* 246, 217–228.
- Lu, S., Hu, H., Sun, Y., Yang, J., 2009. Effect of carbon source on the denitrification in constructed wetlands. *J. Environ. Sci.* 21, 1036–1043.
- Meng, P., Pei, H., Hu, W., Shao, Y., Li, Z., 2014. How to increase microbial degradation in constructed wetlands: influencing factors and improvement measures. *Bioresour. Technol.* 157, 316–326.
- Nivala, J., Knowles, P., Dotro, G., García, J., Wallace, S., 2012. Clogging in subsurface-flow treatment wetlands: measurement, modeling and management. *Water Res.* 46, 1625–1640.
- Nivala, J., Headley, T., Wallace, S., Bernhard, K., Brix, H., van Afferden, M., Müller, R., 2013. Comparative analysis of constructed wetlands: The design and construction of the ecotechnology research facility in Langenreichenbach, Germany. *Ecol. Eng.* 61, 527–543.
- Nuengjamnong, C., Chiarawatchai, N., Polprasert, C., Otterpohl, R., 2011. Treating swine wastewater by integrating earthworms into constructed wetlands. *J. Environ. Sci. Health. A. Tox. Hazard. Subst. Environ. Eng.* 46, 800–804.
- Odinga, C., Swalaha, F., Otieno, F., Ranjith, K., Bux, F., 2013. Investigating the efficiency of constructed wetlands in the removal of heavy metals and enteric pathogens from wastewater. *Environ. Technol. Rev.* 2, 1–16.

- Paredes, D., Kuschik, P., Köser, H., 2007. Influence of Plants and Organic Matter on the Nitrogen Removal in Laboratory-Scale Model Subsurface Flow Constructed Wetlands Inoculated with Anaerobic Ammonium Oxidizing Bacteria. *Eng. Life Sci.* 7, 565–576.
- Pedescoll, A., Corzo, A., Alvarez, E., García, J., Puigagut, J., 2011a. The effect of primary treatment and flow regime on clogging development in horizontal subsurface flow constructed wetlands: An experimental evaluation. *Water Res.* 45, 3579–3589.
- Pedescoll, A., Corzo, A., Álvarez, E., Puigagut, J., García, J., 2011b. Contaminant removal efficiency depending on primary treatment and operational strategy in horizontal subsurface flow treatment wetlands. *Ecol. Eng.* 37, 372–380.
- Renman, G., Renman, A., 2012. Sustainable use of Crushed Autoclaved Aerated Concrete (CAAC) as a filter medium in wastewater purification. WASCON 2012 Conference proceedings, M. Arm, C. Vandecasteele, J. Heynen, P. Suer and B. Lind (Editors).
- 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. *Rev. Fac. Ing. Univ. Antioquia* 69, 289–299.
- Robertson, W., 2010. Nitrate removal rates in woodchip media of varying age. *Ecol. Eng.* 36, 1581–1587.
- Saeed, T., Sun, G., 2011a. A comparative study on the removal of nutrients and organic matter in wetland reactors employing organic media. *Chem. Eng. J.* 171, 439–447.
- Saeed, T., Sun, G., 2011b. Enhanced denitrification and organics removal in hybrid wetland columns: comparative experiments. *Bioresour. Technol.* 102, 967–974.
- Saeed, T., Sun, G., 2012. A review on nitrogen and organics removal mechanisms in subsurface flow constructed wetlands: dependency on environmental parameters, operating conditions and supporting media. *J. Environ. Manage.* 112, 429–448.
- Saeed, T., Sun, G., 2013. A lab-scale study of constructed wetlands with sugarcane bagasse and sand media for the treatment of textile wastewater. *Bioresour. Technol.* 128, 438–447.
- Shao, Y., Pei, H., Hu, W., Chanway, C., Meng, P., Ji, Y., Li, Z., 2014. Bioaugmentation in lab scale constructed wetland microcosms for treating polluted river water and domestic wastewater in northern China. *Int. Biodeterior. Biodegrad.* 95, 151–159.
- Song, X., Yan, D., Liu, Z., Chen, Y., Lu, S., Wang, D., 2011. Performance of laboratory-scale constructed wetlands coupled with micro-electric field for heavy metal-contaminating wastewater treatment. *Ecol. Eng.* 37, 2061–2065.
- Stefanakis, A., Akrotos, C., Tsihrintzis, V., 2011. Effect of wastewater step-feeding on removal efficiency of pilot-scale horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Ecol. Eng.* 37, 431–443.
- Tao, M., He, F., Xu, D., Li, M., Wu, Z., 2010. How Artificial Aeration Improved Sewage Treatment of an Integrated Vertical-Flow Constructed Wetland. *Polish J. Environ. Stud.* 19, 183–191.
- 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. *Ecol. Eng.* 37, 364–371.
- 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. *Environ. Technol.* 35, 1639–1649.

- Vohla, C., Kõiv, M., Bavor, H., Chazarenc, F., Mander, Ü., 2011. Filter materials for phosphorus removal from wastewater in treatment wetlands—A review. *Ecol. Eng.* 37, 70–89.
- Vymazal, J., 2011. Long-term performance of constructed wetlands with horizontal sub-surface flow: Ten case studies from the Czech Republic. *Ecol. Eng.* 37, 54–63.
- Vymazal, J., 2013. The use of hybrid constructed wetlands for wastewater treatment with special attention to nitrogen removal: a review of a recent development. *Water Res.* 47, 4795–4811.
- Wallace, S., Parkin, G., Cross, C., 2001. Cold climate wetlands: Design and performance. *Water Sci. Technol.* 44, 259–265.
- Wallace, S., Kadlec, R., 2005. BTEX degradation in a cold-climate wetland system. *Water Sci. Technol.* 51, 165–171.
- Westholm, L., 2006. Substrates for phosphorus removal-potential benefits for on-site wastewater treatment?. *Water Res.* 40, 23–36.
- Widiastuti, N., Wu, H., Ang, M., Zhang, D., 2008. The potential application of natural zeolite for greywater treatment. *Desalination* 218, 271–280.
- Wu, S., Austin, D., Liu, L., Dong, R., 2011. Performance of integrated household constructed wetland for domestic wastewater treatment in rural areas. *Ecol. Eng.* 37, 948–954.
- Wu, L., Li, X., Song, H., Wang, G., Jin, Q., Xu, X., Gao, Y., 2013. Enhanced removal of organic matter and nitrogen in a vertical-flow constructed wetland with *Eisenia foetida*. *Desalin. Water Treat.* 51, 7460–7468.
- Wu, S., Kuschik, P., Brix, H., Vymazal, J., Dong, R., 2014. Development of constructed wetlands in performance intensifications for wastewater treatment: a nitrogen and organic matter targeted review. *Water Res.* 57, 40–55.
- Wu, H., Zhang, J., Hao, H., Guo, W., Hu, Z., Liang, S., Fan, J., 2015. A review on the sustainability of constructed wetlands for wastewater treatment: Design and operation. *Bioresour. Technol.* 175, 594–601.
- Xu, D., Li, Y., Howard, A., Guan, Y., 2013. Effect of earthworm *Eisenia fetida* and wetland plants on nitrification and denitrification potentials in vertical flow constructed wetland. *Chemosphere* 92, 201–206.
- Yan, Y., Xu, J., 2013. Improving Winter Performance of Constructed Wetlands for Wastewater Treatment in Northern China: A Review. *Wetlands* 34, 243–253.
- Yu, R., Wu, Q., Lu, X., 2012. Constructed Wetland in a Compact Rural Domestic Wastewater Treatment System for Nutrient Removal. *Environ. Eng. Sci.* 29, 751–757.
- Zhang, L., Zhang, L., Liu, Y., Shen, Y., Liu, H., Xiong, Y., 2010. Effect of limited artificial aeration on constructed wetland treatment of domestic wastewater. *Desalination* 250, 915–920.
- Zou, J., Guo, X., Han, Y., Liu, J., Liang, H., 2012. Study of a Novel Vertical Flow Constructed Wetland System with Drop Aeration for Rural Wastewater Treatment. *Water Air Soil Pollut.* 223, 889–900.g