

RECIENTES APLICACIONES DE LA DEPURACIÓN DE AGUAS RESIDUALES CON PLANTAS ACUÁTICAS

RECENT APPLICATIONS OF WASTE WATER BY MEANS OF AQUATIC PLANTS

JOSÉ CELIS HIDALGO¹, JULIO JUNOD MONTANO² Y MARCO SANDOVAL ESTRADA³

¹ Facultad de Medicina Veterinaria, Universidad de Concepción, Vicente Méndez 595, Chillán. e mail: jcelis@udec.cl

² Facultad de Ciencias de la Salud y de los Alimentos, Universidad del Bío-Bío, Chillán.

³ Facultad de Agronomía, Departamento de Suelos, Universidad de Concepción, Avda. Vicente Méndez 595, Chillán.

RESUMEN

Se analizan aquí los procesos y aplicaciones de los sistemas de depuración de aguas residuales con plantas acuáticas, y su importancia en las distintas actividades industriales, mineras y domésticas. Se comienza con una descripción de los sistemas más utilizados para estos fines, enfatizando el rol que cumplen las plantas en la descontaminación, enfocando la atención hacia el rol que cumplen las macrófitas. A continuación se analizan los sistemas naturales y los sistemas artificiales. Como conclusión general se puede afirmar que este sistema, aunque poco difundido en Chile, es una buena alternativa para tratar los efluentes de actividades industriales, mineras, agropecuarias y domésticas.

PALABRAS CLAVES: Efluente, medioambiente, contaminación, humedales, riles.

ABSTRACT

The processes and treatment of residual water purification systems with aquatic plants, and their importance in the different industrial, mining and domestic activities are analyzed in this paper. It begins with a description of the systems most used for these aims, emphasizing the roll that the plants fulfill in decontamination, focusing the attention on the roll that the macrophytes fulfill. Next, the natural systems and the artificial systems are analyzed. As a general conclusion it can be affirmed that this system, although not widespread in Chile, is a good alternative for dealing with wastewater from industrial, mining, farming and domestic activities.

KEYWORDS: Effluent, environment, contamination, wetlands, industrial wastewaters.

Recepción: 01/03/05. Revisión: 19/05/05. Aprobación: 01/07/05

ANTECEDENTES GENERALES

En Chile se ha estado poniendo cada vez más énfasis en el tratamiento de las aguas residuales, toda vez que el país avanza a mayores grados de desarrollo. En este sentido, se aplican a la industria, a la minería y a los centros urbanos, sofisticados sistemas de tratamientos que combinan procesos físicos, químicos y

biológicos para tratar los efluentes. Sin embargo, poco se sabe de los sistemas biológicos de tratamiento de aguas residuales con plantas acuáticas, quizás más por desconocimiento que por su factibilidad. Estos sistemas de purificación pueden ser naturales o bien diseñados y construidos por el hombre (artificiales), y se han estado utilizando en todo el mundo, especialmente en Europa.

La utilización de plantas acuáticas ha sido desarrollada como un tratamiento secundario o terciario alternativo de aguas residuales, y ha demostrado ser eficiente en la remoción de una amplia gama de sustancias, orgánicas así como nutrientes y metales pesados (Novotny and Olem, 1994). Por metales pesados se entiende a cualquier elemento químico metálico que tenga una relativa alta densidad y sea tóxico o venenoso en concentraciones bajas, y que no se pueden degradar por medios naturales, además que son peligrosos porque tienden a bioacumularse en el organismo (Metcalf y Eddy, 1995).

El mecanismo mediante el cual la planta saca del agua residual el contaminante es el siguiente: las plantas acuáticas, que constituyen la base de la tecnología de los *wetland*, tienen la propiedad de inyectar grandes cantidades de oxígeno hacia sus raíces. El aire que no es aprovechado por la especie y que ésta expelle es absorbido por microorganismos, como bacterias y hongos, que se asocian a la raíz y se encargan de metabolizar los contaminantes que entran al sistema (Novotny and Olem, 1994).

Al igual que las microalgas, estas plantas acuáticas (macrófitas) son usadas para asimilar y descomponer nutrientes, materia orgánica e inorgánica. Presentan, desde luego, una serie de ventajas en su implementación que dependerán del tipo de efluente a tratar y de las condiciones de operación. En general, el procedimiento consiste en establecer sistemas con especies flotantes, con especies sumergidas, o bien con especies enraizadas.

Los sistemas de tratamiento de aguas tipo *wetland* comprenden tres procesos distintos. Los residuos pasan primero por un decantador, para luego ser depositados en forma de líquido en el humedal artificial. Allí las aguas escurren bajo un lecho de piedras de cinco centímetros, en el que se plantan las especies acuáticas, y que impide la aparición de cualquier rastro de mal olor y la crianza de zan-

culos. Finalmente, los líquidos son descargados en una laguna con plantas flotantes, que completa el proceso de depuración de las aguas servidas, removiendo parte del nitrógeno y el fósforo y dejándolas aptas para ser descargadas en cursos de agua o usadas para el riego (University of South Alabama, 2002).

La depuración de aguas residuales con plantas acuáticas flotantes es uno de sistemas más utilizados, y consiste en estanques o canales de profundidad que fluctúan entre los 0,4 a 1,5 m. Estos estanques son alimentados con agua residual, en los que se desarrolla una especie flotante. Algunas de las especies que se pueden utilizar son: Jacinto acuático, Lenteja de agua y Azolla (Metcalf y Eddy, 1995). El jacinto acuático (*Eichhornia crassipes*) es una de las especies acuáticas más estudiadas, debido a sus características depuradoras y facilidad de proliferación, especialmente en regiones tropicales y subtropicales, que incluyen las áreas comprendidas entre San Francisco (Estados Unidos) y Lebu (Chile). Esta planta obtiene del agua todos los nutrientes que requiere para su metabolismo, siendo el nitrógeno y el fósforo, junto a los iones de potasio, calcio, magnesio, hierro, amonio, nitrito, sulfato, cloro, fosfato y carbonato, los más importantes. Poseen un sistema de raíces, que pueden tener microorganismos asociados a ellas que favorece la acción depuradora de las plantas acuáticas (Novotny and Olem, 1994). En general, estas plantas son capaces de retener en sus tejidos una gran variedad de metales pesados (como cadmio, mercurio, arsénico). El mecanismo de cómo actúa se cree es a través de formaciones de complejos entre el metal pesado con los aminoácidos presentes dentro de la célula, previa absorción de estos metales a través de las raíces (Metcalf y Eddy, 1995). Otro posible mecanismo sugiere que los microorganismos presentes en las raíces producen sólidos que flocculan, y luego sedimentan por gravedad (Novotny

and Olem, 1994). El jacinto acuático puede remover algunos compuestos orgánicos, tales como fenoles, ácido fórmico, colorantes y pesticidas, y disminuir niveles de DBO (demanda biológica de oxígeno), DQO (demanda química de oxígeno), y sólidos suspendidos (Metcalf y Eddy, 1995). También se han observado reducciones en la concentración de bacterias de los efluentes, por acumularse alrededor de las raíces, lo cual puede convertir a la biomasa en una fuente de contaminación, en cuyo caso se requiere un manejo cuidadoso en su cosecha.

La depuración de aguas residuales con plantas acuáticas enraizantes, es otro sistema que utiliza plantas del tipo halófitas, que se caracterizan por vivir en aguas poco profundas arraigadas en el suelo, cuyos tallos y hojas emergen del agua, pudiendo llegar hasta los 2-3 m de altura. Las especies que son utilizadas con este fin son: Ciperáceas (ej. Junco de laguna), Gramíneas (ej. Hierba del maná, carrizo), Iridáceas (ej. Lirio amarillo, espaldaña fina), Juncáceas (ej. Juncos), Tifáceas (ej. Eneas, espaldañas). Las especies del género Tifáceas toleran bajos pH y son capaces de acumular en sus tejidos altas concentraciones de metales pesados, por lo que se pueden usar en minería (Novotny and Olem, 1994).

En general, el sistema de tratamiento de aguas residuales consiste en el paso sucesivo del agua residual previamente decantada, por una serie de canales con lecho artificial de grava o arena en los que se desarrollan las plantas. Los canales deben ser de 2-4 m de ancho, 0,5-1 m de profundidad y 100 m de longitud, por los cuales el agua residual fluye horizontalmente inundando el sustrato.

Gramíneas del género *Phragmites sp.* y tifáceas como la *Typha sp.* son las plantas acuáticas más utilizadas, cosechándose sólo la parte aérea 1 vez al año. El sustrato debe reemplazarse cada 10-15 años ya que queda totalmente obstruido por lodos y residuos. No se elimina el fósforo pues no se produce adsorción (Metcalf y Eddy, 1995).

Otro sistema de depuración con plantas enraizadas consiste en la creación de un sustrato poroso de alta conductividad hidráulica, en el cual se favorece la actividad microbiana y por lo tanto se optimiza la degradación de la materia orgánica del agua residual. Este sustrato está formado por el suelo-rizomas-raíces, conjunto a través del cual el agua fluye, manteniéndose siempre su nivel por debajo de la superficie. Los canales se construyen con poca profundidad (0,5-0,6 m) y con pendiente del 2-8% para que el agua escurra. Su longitud es variable la cual dependerá del cálculo de las secciones. La especie acuática que mejor funciona es *Phragmites sp.* debido a su mayor profundidad de enraizamiento frente a sus similares (Novotny and Olem, 1994). En el sistema de enraizamiento no se recomienda cosechar la biomasa en ningún momento, pues así se evita el daño a los rizomas y la compactación del suelo que causarían los equipos de recolección del material.

En cuanto a la recuperación y usos de la biomasa, que si no se maneja adecuadamente puede transformarse en un problema. En la literatura (Novotny and Olem, 1994; Moore *et al.*, 1995; Metcalf y Eddy, 1995) se indican los posibles usos de los desechos vegetales que se generan en los sistemas de tratamiento de aguas residuales con plantas acuáticas. Señalan que ésta se puede incorporar como fertilizante incorporado directamente sobre la tierra o mediante compost, o bien usarla en la manufactura de cartón (incorporación de fibras de jacinto acuático en la suspensión de fibras de celulosa), en la producción de combustible, usando material seco y liviano en la forma de briquetas y mediante gasificación de la biomasa para la producción de biogás. También como material absorbente de colorantes y metales pesados.

De acuerdo a lo encontrado por Burk *et al.* (2000), es importante mencionar que las plantas acuáticas acumulan gran cantidad de metales pesados en sus tejidos como mercurio

rio (Hg), cadmio (Cd), plomo (Pb), arsénico (As), cromo (Cr), los cuales son liberados posteriormente al medio pudiendo causar problemas en el suelo y en la cadena alimentaria de los humedales. Esto implica la remoción de estas plantas después de un cierto tiempo a fin de no provocar problemas de contaminación en estos ecosistemas, no afectando de este modo la recuperación del humedal.

USOS Y APLICACIONES DIVERSAS

La efectividad de las macrófitas como sistemas de depuración de aguas cargadas con nutrientes ha sido estudiada por varios investigadores. Balls *et al.* (1989) investigaron el proceso de eutroficación en lagos poco profundos, y encontraron que las comunidades de plantas sumergidas son reemplazadas por poblaciones densas de fitoplancton, situación que ocurre cuando hay una fuerte contaminación por altas concentraciones de fósforo y nitrato de amonio. Notaron que las concentraciones de P reactivo no aumentaron en la columna de agua cuando existen plantas sumergidas, pero sí aumentaron los niveles cuando las plantas fueron manualmente extraídas. Por su parte, los niveles de nitrato y amonio se mantuvieron bajos en presencia de estas plantas.

Qiu *et al.* (2001) encontraron que la calidad del agua de los lagos mejoraba ostensiblemente después de la introducción de macrófitas acuáticas, aunque los resultados indicaron que previamente deben usarse plantas sumergidas del tipo R, así como plantas tipo K como *Potamogeton maackianus*, a fin de potenciar la estabilidad de la vegetación acuática.

Portielje and Roijackers (1995) estudiaron la composición de especies de comunidades de macrófitas ante distintos niveles de concentraciones de nutrientes en las aguas servidas domiciliarias. Los resultados mos-

traron una correlación positiva entre la carga de nutrientes, especialmente N y P, y la tasa de sucesión primaria. Así, al comienzo del experimento, la vegetación que comenzó a establecerse consistió en *Characeae*, cubriendo un 90% de cobertura en los cuatro estanques. Posteriormente, esta especie desapareció, siendo reemplazada por la especie *Elodea nuttallii* en todos los estanques. La tasa de transición mostró una correlación positiva con la concentración de los nutrientes. *Elodea nuttallii* fue a su vez reemplazada por la especie *Lemna minor* L. en el estanque que recibió la mayor concentración de nutrientes. Se observó que *Elodea nuttallii* permaneció estable hasta el término del estudio en los estanques que recibieron riles conteniendo concentraciones intermedias, con un patrón de crecimiento horizontal, y formando una densa biomasa superficial que abarcó el 100% del área de los estanques. En cambio, en el estanque con menor concentración de nutrientes *Elodea nuttallii* mostró un patrón de crecimiento vertical y un cubrimiento superficial del 50% hacia el final del experimento.

Eriksson and Weisner (1997) evaluaron la desnitrificación provocada por bacterias en un ambiente acuático con vegetación sumergida como agente removedor de nitrógeno. La especie utilizada en el estudio fue *Potamogeton pectinatus* L. El sistema permitió extraer por este medio, 190 mg N/m² hr como NO₃⁻ para una carga de 2300 mg N/m² hr como NH₄⁺. Los autores concluyeron que la vegetación sumergida puede aumentar significativamente la remoción de N en ecosistemas acuáticos poco profundos, ya que contribuye con superficies para el establecimiento de comunidades de bacterias desnitrificantes.

En otra investigación, Otto *et al.* (1999) encontraron que la vegetación tiene una fuerte influencia en la retención de N en wetlands, ya sea por absorción directa en los tejidos de las plantas o por desnitrificación

provocada por microorganismos. Ellos trabajaron con las especies *Lythrum salicaria* L., *Phragmites australis* y *Typha angustifolia* L.

Roston *et al.* (2001) estudiaron el comportamiento de las macrófitas *Typha sp* y *Eleocharis sp* en un sistema de depuración de aguas residuales asociado con un reactor anaerobio. Los resultados de los dos primeros años de funcionamiento mostraron que hubo una reducción entre el 90 a 97% de SS y entre 60 a 85% de la DQO, para un caudal de 200L/d. Se observaron algunos problemas en el crecimiento de *Eleocharis sp*. Cuando el caudal fue aumentado a 400l/d, hubo una reducción entre 73 a 97% de SS y entre 67 a 97% de DQO. En las pruebas con 600 L/d, los SS se redujeron entre 60 a 80%, mientras que la DQO entre 55 a 60%.

La capacidad de las macrófitas para extraer metales pesados también ha sido objeto de estudio. Muchos residuos industriales contienen altas concentraciones de metales pesados. Los estudios indican que los wetlands artificiales son efectivos para remover estos contaminantes de los efluentes. Por su parte, Qian *et al.* (1999) estudiaron la efectividad de doce especies de macrófitas para extraer metales pesados de aguas residuales, encontrando que *Polygonum hydropiperoides* Michx. fue la que mejor se comportó. Boniardi *et al.* (1999) estudiaron la efectividad de la especie acuática *Lemma giba* en el tratamiento de riles contaminados con metales pesados. Los resultados mostraron que aguas residuales con concentraciones de hasta 20 mg/l de Fe³⁺, 20 mg/l de Zn²⁺, y de menos 30 mg/l de Al³⁺ no afectaron el rendimiento de *Lemma giba* como purificador. Por otro lado, concentraciones de cromo superiores a 0,1 mg/l y de cobre mayor a 1 mg/l tuvieron efectos negativos en el rendimiento de esta especie acuática estudiada. A su vez, Ye *et al.* (1997) demostraron que *Phragmites australis* es capaz de tolerar soluciones de hasta 1 mg/mL de Zn y 10 mg/ml de Pb en aguas resi-

duales contaminadas con metales pesados. Por su parte, Maine *et al.* (2001) estudiaron la capacidad de extracción de cadmio de algunas plantas macrófitas flotantes durante el periodo más frío del año, y descubrieron que *Salvinia herzogii*, *Pistia stratiotes*, *Hydromistia stolonifera* y *Eichhornia crassipes* fueron muy eficientes en extraer Cd del agua residual. No obstante, la especie que mejores resultados presentó fue *Pistia stratiotes*, destacándose por su gran desarrollo. Esta especie fue capaz de mantener su capacidad de remoción del cadmio, aunque se manifestaron algunos síntomas de toxicidad a concentraciones entre 4 y 6 mg/l. Los investigadores notaron que la mayor concentración del contaminante se localizaba en las raíces de las plantas. Por su parte, Windham *et al.* (2001) encontraron que las especies *Spartina alterniflora* y *Phragmites australis* pueden atrapar en sus tejidos una buena parte del metal plomo. Estos investigadores señalan que la mayor concentración del metal se encontró en las hojas de *S. alterniflora*, en cambio la especie *P. Australis* concentra el plomo en sus tallos. Ellos establecen que por este hecho *P. Australis* resulta mejor que *S. alterniflora* para su posterior manejo y disposición, pues el tallo soporta mejor la descomposición que los tejidos de las hojas y demora más en liberar el metal antes de ser enterrado o quemado, siendo más seguro para el medio ambiente.

Ribeyre and Boudou (1994) condujeron un estudio con plantas acuáticas para determinar sus capacidades de bioacumulación con mercurio desde los compartimientos sedimentos versus columna de agua. Ellos encontraron que *Elodea densa*, *Ludwigia natans*, *Lysimachia nummularia* e *Hydrophila onogaria*, todas plantas macrófitas enraizantes, acumulan grandes cantidades de Hg en las hojas y tallos cuando este metal está en forma orgánica. Esta biocumulación fue 10 veces mayor cuando la vía de contaminación fue a través de los sedimentos en vez de la

columna de agua. Siguiendo con metales pesados, Moore *et al.* (1995) indican que la especie *Sphagnum spp.* es capaz de retener el mercurio en sus tejidos. Sin embargo, si esta biomasa no es adecuadamente manejada puede liberar el mercurio contenido en las células a formas más móviles, tales como metilmercurio (MeHg), y de ahí pasar a los peces y luego a los humanos. Por su parte, Wu and Guo (2002) encontraron que *Potamogeton crispus* y *Ruppia maritima*, ambas especies sumergidas, son capaces de acumular altas concentraciones de selenio en sus rizomas.

La fitofiltración con helechos puede purificar el agua que ha sido contaminada con arsénico, de acuerdo con una reciente investigación (Huang *et al.*, 2004). Un equipo de científicos de los Estados Unidos ha encontrado que las especies de helechos llamadas *Pteris vittata* pueden aspirar el arsénico fuera del agua contaminada, reduciendo los niveles de arsénico de 200 mg/l cerca de 100 veces en un lapso de 24 horas. A diferencia de otras estrategias para la remoción de arsénico, la fitofiltración no produce un lodo químico rico en arsénico, el cual es difícil de disponer. En su lugar, exprimiendo en prensas la savia de las plantas se remueven tres cuartos de arsénico, que pueden ser extraídos para aplicaciones industriales.

Otras investigaciones con wetlands artificiales para tratar aguas residuales domiciliarias, señalan una buena remoción de DBO, coliformes fecales y amonio (University of South Alabama, 2002). Estos sistemas pueden incluir especies ornamentales, que además de embellecer el entorno, mantienen libre el aire de malos olores y atraen a insectos polinizadores y aves. Los sistemas pueden ser diseñados para viviendas domiciliarias, así como las aguas lluvias en los parques públicos.

En años recientes especial atención se ha brindado a tratar los efluentes industriales

con sistemas artificiales tipo wetland. En esa dirección, Machate *et al.* (1999) condujeron una investigación con dos especies de macrófitas (*Typha spp* y *Scirpus lacustris*) para tratar aguas subterráneas contaminadas con petróleo y nitrato. En tres meses de estudio, los resultados mostraron que hubo una remoción de PAH entre 98,8 y 1914 mg/m² d. Los análisis mostraron que el 0,4% de PAH quedó retenido en el sustrato. La eficiencia de remoción del nitrato fue 91% y del nitrito 97%. En otra investigación conducida por Huddleston *et al.* (2000) se demostró que los wetlands artificiales a base de *Typha latifolia* plantada sobre un lecho arenoso y un tiempo de retención hidráulico de 48 hr, pueden reducir hasta un 80% la DBO y 95% el NH₃-N contenido en efluentes provenientes de una refinería de petróleo. Kietlinska *et al.* (2005) encontraron altas tasas de remoción de nitrógeno en su forma amoniacal en wetlands artificiales especialmente construidos para esos propósitos. Por su parte, Gasiunas *et al.* (2005) lograron tasas de remoción para nitrógeno total y fósforo de 37-44% y 2 mg/l, respectivamente, desde aguas residuales domiciliarias.

Por su parte, Pilon-Smits *et al.* (1999) probaron veinte especies de macrófitas para remover selenio de aguas residuales industriales, encontrando que la mayoría de ellas tienen un gran potencial para volatilizar y acumular Se, destacándose *Myriophyllum brasiliense* Camb., *Juncus xiphioides*, *Typha latifolia* L. y *Scirpus robustus*.

También se han realizado estudios para tratar los efluentes ácidos de actividades mineras. Demchik and Garbutt (1999) señalan que este tipo de efluentes ha impactado fuertemente a lo largo de más de 3200 km de cursos de ríos en el oeste de Virginia, Estados Unidos. Debido a esto, ellos estudiaron la efectividad de dos poblaciones de la macrófita *Scirpus cypericus* (L.) Kunth, por

ser muy abundante en wetlands naturales de la región, y construyeron un sistema artificial. Los resultados indicaron que el pH del agua residual aumentó de 2,8 (típico del efluente) a 4 ó más. Las plantas crecían mejor cuando el pH era superior a 4. En general las plantas mostraron bajo potencial para atrapar metales pesados, pues se afectaba la raíz. Una población mostró un mayor crecimiento aéreo sugiriendo una mayor habilidad para crecer en este tipo de ambientes. Los autores concluyeron que hay un potencial para probar distintos genotipos de *S. cypericus* para aumentar el rendimiento en la depuración de aguas residuales de actividades mineras.

En este mismo sentido, Mays and Edwards (2001) compararon la efectividad de dos tipos de wetlands (uno artificial y otro natural), conteniendo especies de *Typha latifolia*, *Juncus effusus*, y *Scirpus cypericus* para tratar los efluentes ácidos de actividades mineras. Encontraron que los wetlands artificiales aceptaron mayores cargas de contaminantes y tuvieron mayores eficiencias en la remoción de Mn, Zn, Cu, Ni, B, y Cr.

Por su parte, Pezzolesi *et al.* (1998) determinaron el secuestro de nutrientes por parte de las macrófitas *Typha domingensis* Pers. y *Persicaria pensylvanica* en un wetland marino natural, donde se recibieron efluentes de actividades agrícolas y aguas residuales ya tratadas por sistemas de depuración secundarios. Los resultados permitieron concluir que el sistema funcionó bastante bien como receptor de aguas residuales, donde ambas especies de macrófitas resultaron efectivas en atrapar N, P, Cu, y Fe. Al comparar ambas especies, se observó que *T. domingensis* concentraba mayores niveles de contaminantes que *P. pensylvanica*.

Incluso hay evidencia de que las plantas acuáticas pueden absorber sustancias radiactivas, como es el caso de *Eleocharis dulcis*, que tuvo un buen crecimiento en wetlands artificiales especialmente construidos para

tratar efluentes de minas de uranio (Overall and Parry, 2004), encontrándose que la planta acumula grandes cantidades de uranio en sus raíces.

Sin embargo, no todos los sistemas acuáticos naturales deben ser vistos como alternativas válidas de ser usados como sistemas depurativos de aguas residuales. En una investigación conducida por Nichols and Higgins (2000), se estudió durante 10 años la efectividad de un pequeño turbal natural de 8,3 ha, donde predominaban las macrófitas *Typha sp.* y *Sphagnum spp.*, que recibió los efluentes de una planta de tratamiento de aguas residuales. El objetivo era destinarlo como tratamiento terciario de los riles. Los datos obtenidos mostraron que el pH del agua purificada aumentó de 4,2 a 6,7. Por su parte, el turbal removió el 37% del nitrógeno y el 17% del fósforo proveniente de la planta de tratamiento, valores considerados de poco impacto. Después de algunos años, la cobertura con *Sphagnum spp.* se redujo considerablemente. Los autores concluyeron que este tipo de ecosistemas no constituye una buena alternativa para ser usado como tratamiento terciario de aguas residuales.

A lo anterior hay que agregar que la factibilidad de utilizar plantas acuáticas depende muchas veces de la temperatura ambiental, pues ellas presentan actividad estacional que pueden afectar seriamente su rendimiento en sistemas de tratamiento de aguas industriales que deben operar todo el año (Sen *et al.*, 1990; Fritioff *et al.*, 2005). Incluso *Eichhornia crassipes* no crece cuando la temperatura alcanza los 0°C o menos, situación que ocurre frecuentemente en algunas localidades de la zona centro-sur de Chile (Dellarossa *et al.*, 2001). Por su parte, Mazer *et al.* (2001) aseguran que entre los factores que influyen el establecimiento y desarrollo de macrófitas del género gramíneas están la luz, la velocidad del flujo y la carga hidráulica. Reeder and Binion (2001)

agregan que el establecimiento de plantas acuáticas en zonas pantanosas dependerá de los cambios de oxígeno durante el día y del pH, definiendo la biomasa que se desarrollará posteriormente y su consecuente productividad neta. A su vez, Gambrell (1994) asevera que los cambios en el pH del suelo en los wetlands pueden afectar la retención y liberalización de los metales pesados.

En Chile se debe explorar su aplicación al tratamiento de efluentes de origen agropecuario, tales como las aguas residuales de los planteles lecheros, porcinos, avícolas, mataderos, agroindustrias, vitivinícolas, que se caracterizan por sus altas cargas de materia orgánica, sólidos en suspensión, DBO, DQO, nutrientes, y en caso de la agricultura, residuos de pesticidas.

En conclusión, y a la luz de los antecedentes estudiados, se puede afirmar que la técnica del tratamiento de aguas residuales es una excelente alternativa frente a los tradicionales métodos desarrollados por el hombre en los últimos años, presentando claras ventajas desde el punto de vista ambiental y económico, especialmente si se trata de remover metales pesados.

REFERENCIAS

- BALLS, H., MOSS, B. and IRVINE, K. (1989) The loss of submerged plants with eutrophication I. Experimental design, water chemistry, aquatic plant and phytoplankton biomass in experiments carried out in ponds in the Norfolk Broadland. *Freshwater Biol* 22 (1): 71-87.
- BONIARDI, N., ROTA, R. and NANO, G. (1999) Effect of dissolved metals on the organic load removal efficiency of *Lemna gibba*. *Water Res* 33 (2): 530-538.
- BURKE, D.J., WEIS, J.S. and WEIS, P. (2000). Release of metals by the leaves of the salt marsh grasses *Spartina alterniflora* and *Phragmites australis*. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 51: 153-159.
- DELLAROSSA, V., CÉSPEDES, J. and ZAROR, C. (2001). *Eichhornia crassipes*-based tertiary treatment of Kraft pulp mill effluents in Chilean Central Region. *Hydrobiology* 443: 187-191.
- DEMCHIK, M. and GARBUTT, K. (1999) Growth of woolgrass in acid mine drainage. *J. Environ. Qual.* 28: 243-249.
- ENTRY, J.A., HUBBARD, R.K., THIES, J.E. and FUHRMANN, J.J. (2000) The influence of vegetation in riparian filterstrips on coliform bacteria: I. movement and survival in water. *J. Environ. Qual.* 29: 1206-1214.
- EICKSSON, P. and WEISNER, S.E. (1997) Nitrogen removal in a wastewater reservoir: The importance of denitrification by epiphytic biofilms on submerged vegetation. *J. Environ. Qual.* 26: 905-910.
- FRITIOFF, A., KAUTSKY, L. and GREGER, M. (2005). Influence of temperature and salinity on heavy metal uptake by submerged plants. *Environmental Pollution* 133: 265-274.
- GAMBRELL, R.P. (1994) Trace and toxic metals in wetlands- A review. *J. Environ. Qual.* 23: 883-891.
- GASIUNAS, V., STRUSEVICIUS, Z. AND STRUSEVICIENE, M.S. (2005). Pollutant removal by horizontal subsurface flow constructed wetlands in Lithuania. *J Environ Sci Health A Tox Hazard Subst Environ Eng.* 40: 1467-1478.
- HUANG, J.W., POYNTON, C.Y., KOCHIAN, L.V. AND ELES, M.P. (2004). Phytofiltration of Arsenic from Drinking Water Using Arsenic-Hyperaccumulating Ferns. *Environmental Science and Technology* 38: 3412-3417.
- HUDDLESTON, G.M., GILLESPIE, W.B. and RODGERS, J.H. (2000). Using constructed wetlands to treat biochemical oxygen demand and ammonia associated with a refinery effluent. *Ecotoxicol Environ Safety* 45: 188-193.
- KIETLINSKA, A., RENMAN, G., JANNES, S. and THAM, G. (2005). Nitrogen removal from landfill leachate using a compact constructed wetland and the effect of chemical pretreatment. *J Environ Sci Health A Tox Hazard Subst Environ Eng.* 2005;40(6-7):1493-506.
- MACHATE, T., HEUERMANN, E., SCHRAMM, K. and KETTRUP, A. (1999) Purification of fuel and nitrate contaminated ground water using a free water surface constructed wetland plant. *J. Environ. Qual.* 28: 1665- 1673.
- MAINE, M., DUARTE, M. and SUÑÉ, N. (2001) Cadmium uptake by floating macrophytes. *Water Res* 35 (11): 2629-2634.
- MAYS, P.A. and EDWARDS, G.S. (2001) Comparison of heavy metal accumulation in a natural wetland and constructed wetlands receiving acid mine drainage. *Ecol Eng* 16 (4): 487-500.
- MAZER, G., BOOTH, D. and EWING, K. (2001)

- Limitations to vegetation establishment and growth in biofiltration swales. *Ecol Eng* 17 (4): 429-443.
- METCALF y EDDY INC (1995) Ingeniería de aguas residuales. Tratamiento, vertido y reutilización. McGraw-Hill/interamericana de España S.A. 1485 pp.
- MOORE, T.R., BUBIER, J.L., HEYES, A. and FLETT, R.J. (1995) Methyl and total mercury in boreal wetland plants, Experimental Lakes Area, Northwestern Ontario. *J. Environ. Qual.* 24: 845-850.
- MOSS, B., BALLS, H. and IRVINE, K. (1986). Stansfield J. Restoration of two lowland lakes by isolation from nutrient-rich water sources with and without removal of sediment. *J. Appl Ecol* 23 (2): 391-414.
- NICHOLS, D.S. and HIGGINS, D.A. (2000) Long-term wastewater treatment effectiveness of a Northern Wisconsin peatland. *J. Environ. Qual.* 29: 1703-1714.
- NOVOTNY, V. and OLEM, H. (1994) Water quality: prevention, identification and management of diffuse pollution. Van Nostrand Reinhold, New York. 1054 pp.
- OTTO, S., GROFFMAN, P.M., FINDLAY, S.E. and ARREOLA, A.E. (1999). Invasive plant species and microbial processes in a tidal freshwater marsh. *J. Environ. Qual.* 28: 1252-1257.
- Overall, R. and Parry, D. (2004). The uptake of uranium by *Eleocharis dulcis* (Chinese water chestnut) in the Ranger Uranium Mine constructed wetland filter. *Environmental Pollution* 132: 307-320.
- PEZZOLESI, T.P., ZARTMAN, R.E., FISH, E.B. and HICKEY, M.G. (1998) Nutrients in a playa wetland receiving wastewater. *J. Environ. Qual.* 27: 67-74.
- PILON-SMITS, E.A., DE SOUZA, M.P., HONG, G., AAMINI, A., BRAVO, R.C., PAYABYAB, S.T. and TERRY, N. (1999). Selenium volatilization and accumulation by twenty aquatic plant species. *J. Environ. Qual.* 28: 1011-1018.
- PORTIELJE, R. and ROIJACKERSA, R.M. (1995) Primary succession of aquatic macrophytes in experimental ditches in relation to nutrient input. *Aquat Bot* 50 (2): 127-140.
- QIAN, J., ZAYED, A., ZHU, Y., YU, M. and TERRY, N. (1999). Phytoaccumulation of trace elements by wetland plants: III. Uptake and accumulation of ten trace elements by twelve plant species. *J. Environ. Qual.* 28: 1448-1455.
- QIU, D., WU, Z., LIU, B., DENG, J., FU, G. and HE, F. (2001). The restoration of aquatic macrophytes for improving water quality in a hypertrophic shallow lake in Hubei Province, China. *Ecol Eng* 18 (2): 147-156.
- REEDER, B.C. and BINION, B.M. (2001). Comparison of methods to assess water column primary production in wetlands. *Ecol Eng* 17 (4): 445-449.
- RIBEYRE, F. and BOUDOU, A. (1994). Experimental study of inorganic and methylmercury bioaccumulation by four species of freshwater rooted macrophytes from water and sediment contamination sources. *Ecotoxicol Environ Safety* 28 (3): 270-286.
- ROSTON, D., VALENTIM, M. y MAZZOLA, M. (2001). Uso de leitos cultivados como alternativa de pós tratamento de reactor anaeróbico. En: IV Congreso Internacional de Ingeniería Agrícola, Universidad de Concepción, Chillán, Chile, pp. 57-60.
- SEN, N.S., KAPOOR, V.K. and GOPALKRISHNA, G. (1990) Seasonal growth of *Eichhornia crassipes* (Mart.) and its possible impact on the primary productivity and fishery structure in a tropical reservoir. *Acta Hydrochim. Hydrobiol.* 18 (3): 307-323.
- University of South Alabama (2002) Constructed wetlands page. (<http://www.usouthal.edu/usa/civileng/wetlands.htm>) [Consulta: 22 de abril del 2004].
- WINDHAM, L., WEIS, J. and WEIS, P. (2001). Lead uptake, distribution, and effects in two dominant salt marsh macrophytes, *Spartina alterniflora* (cordgrass) and *Phragmites australis* (common reed). *Mar Pollut Bull* 42 (10): 811-816.
- WU, L. and GUO, X. (2002). Selenium accumulation in submerged aquatic macrophytes *Potamogeton pectinatus* L. and *Ruppia maritime* L. from water with elevated chloride and sulfate salinity. *Ecotoxicol Environ Safety* 51: 22-27.
- YE, Z.H., BAKER, A.J., WONG, M.H. and WILLIS, A.J. (1997). Zinc, lead and cadmium tolerance, uptake and accumulation by the common reed *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel. *Ann Bot* 80 (3): 363-370.