

I. INTRODUCCIÓN:

I.I. Estado actual del conocimiento del tema:

El aporte de las distintas especies de plantas para la estabilización natural de los residuos es conocido desde muy temprano. Así también, el uso de lagunas y terrenos para la disposición de residuos es practicado desde hace ya mucho tiempo. En Europa se tiene reportes de disposición a terrenos que datan de los comienzos del Renacimiento. En algunos países del sudeste asiático, el cultivo de plantas acuáticas en lagunas es usado tradicionalmente para depurar aguas contaminadas y recuperar así nutrientes de las mismas (Abbasi, 1987). En dichas culturas y desde hace siglos, los granjeros han convertido el reciclado de nutrientes en un arte. Ya en el año 1950 había en Malasia granjas funcionando con esta base. Desafortunadamente es poca la información disponible acerca de su diseño y eficiencia. Manejar este tipo de sistemas sin controles y sin un asesoramiento adecuado lleva a correr importantes riesgos, como es la introducción de patógenos en la cadena alimenticia humana. Cosa que al parecer, ha sucedido en estos países (Abbasi, 1987). A pesar de que algunos de los tipos de sistemas antes mencionados, como las lagunas, tienen una larga trayectoria de uso, el estudio sistemático de los mismos tuvo un importante desarrollo en la década de 1970 y algunos de ellos están aún en etapas tempranas de desarrollo. Los sistemas naturales para el tratamiento de aguas residuales despertaron en ese entonces un considerable interés en la comunidad de científicos y tecnólogos. El interés por estos sistemas creció y comenzaron a ser investigados sistemáticamente. La primera conferencia internacional sobre control biológico de aguas residuales, fue en la Universidad de Pensylvania en 1976. Allí fueron establecidos los primeros conceptos en el uso de plantas acuáticas para el tratamiento de aguas residuales. Se presentaron entonces los primeros trabajos realizados con *E. crassipes* en los Laboratorios Nacionales de Tecnología Espacial (National Space Technology Laboratories, NSTL) de la NASA (Wolverton, 1987). El rápido desarrollo de esta tecnología llevó a la realización de la conferencia en sistemas acuáticos para el tratamiento de aguas residuales en la Universidad de Davis, California, en septiembre de 1979. Fue allí que se introdujeron propiamente los sistemas acuáticos al mundo de la ingeniería como una nueva herramienta para el tratamiento de las aguas de desecho. Desde esta conferencia, muchos han sido los trabajos reportados en el tema. La NASA ha sido un líder en la investigación sistemática y el desarrollo de los sistemas acuáticos con plantas debido a la importancia de los mismos para los llamados CELSS o Closed Ecological Life Support Systems y su aplicación en la tecnología espacial.

Una de las plantas más estudiadas es *E. crassipes*. El primer sistema operativo de tratamiento de aguas residuales domésticas con esta especie fue instalado en los NSTL en 1976. El primer sistema operativo para el tratamiento de aguas residuales de laboratorios fotográficos y químicos fue en 1975, también en los NSTL. Este último funcionó muy bien por 11 años y luego fue extendido con un filtro rocoso con plantas arraigadas (*Phragmites communis* Trin. y *Typha latifolia* L.). En 1978, en Coral Springs, Florida, se instaló para el Coral Springs Improvement District un sistema terciario para tratar el efluente de una planta de lodos activados, obteniéndose una concentración final de N y P del orden de 3 y 1 mg l⁻¹, respectivamente. En 1979, un proyecto conjunto entre los NSTL, la Environmental Protection Agency (EPA) y el Coral Springs Improvement District, dió lugar a una planta de tratamiento para aguas domésticas de Disney World en Orlando, Florida. Posteriormente, se instaló un reactor anaerobio que produce metano a partir de la biomasa cosechada en el sistema. Así, con la obtención de energía, se cerró el proceso combinando el tratamiento del agua residual con la recuperación de energía. El proyecto final fue avalado por el Department of Energy y el Gas Research Institute (GRI) de los Estados Unidos. El sistema más ambicioso que se tenga noticia es el implantado en San Diego, California. Fue instalado en 1984 para la obtención de agua potable a partir de aguas residuales urbanas. El eje del tratamiento eran lagunas con *E. crassipes*.

Una desventaja de plantas como *E. crassipes* y otras similares es su escasa resistencia a las bajas temperaturas. En la búsqueda de extender el rango de temperatura para la operación de estos sistemas, se comenzó a trabajar con plantas más tolerantes como lo son las especies arraigadas, entre ellas el junco gigante *Scirpus californicus* (Mey.) Steud., planta que comenzó a estudiarse en 1976 en Alemania. En los NSTL se instaló un humedal artificial con esta misma planta, para el mejoramiento del efluente de lagunas facultativas. También, existe un sistema similar en Collins, Mississippi, y se ha estudiado un sistema piloto de este tipo por años en Arcata, California. Los sistemas con juncos sin cosechar han dado resultados de hasta 50% de remoción de DBO₅ con un tiempo de residencia hidráulico de 6-7 días. En general, los resultados son muy optimistas para el uso de estos sistemas en climas templados. Además, pueden mencionarse los sistemas combinados de plantas emergentes y filtros biológicos. El cultivo de plantas arraigadas en un lecho de rocas provoca una extensión de la capacidad de los sistemas con plantas solas y el tradicional filtro percolador por separado. La relación simbiótica entre microorganismos y plantas hace que estos sistemas superen en muchos casos la capacidad del filtro percolador tradicional, conocido desde 1892.

La utilización de humedales construidos ha experimentado un desarrollo tecnológico importante que los lleva a ubicarse actualmente como una alternativa más a la hora de la selección de un método de tratamiento de residuos líquidos. Si bien al principio se aplicaron más bien en etapas terciarias de depuración, actualmente está comprobada su utilidad en todos los niveles de tratamiento, sustituyendo en muchos casos con ventaja los tratamientos convencionales. Hay experiencias muy positivas tanto para efluentes domésticos como industriales. La mayoría de los trabajos y de las investigaciones sobre humedales han sido realizadas para la depuración de efluentes domiciliarios y agrícolas, donde los contaminantes a eliminar fueron P y N (Athie y Cerri, 1987; Sedlack, 1991; Weisner et al., 1994; Adler et al., 1996; Perdomo et al., 2000; Saunders y Kalff, 2001; Ansola et al., 2003). Los resultados informados indican remociones en el rango de 30-98% de parámetros como P, nitrógeno total Kjeldahl (NTK), amonio y nitrato. Los estudios realizados en humedales construidos muestran que los porcentajes de remoción de parámetros como DBO y demanda química de oxígeno (DQO) son generalmente altos mientras que los porcentajes de remoción de nutrientes (N y P) son frecuentemente inferiores y más variables (Song et al., 2006). Gersberg et al. (1986) encontraron una remoción aproximada del 30% de amonio utilizando *T. latifolia* y del 90% utilizando *Scirpus validus* Vahl. en humedales monoespecíficos construidos en California para el tratamiento de efluentes domiciliarios. Bishop y Eighmy (1989) informaron una remoción del 47% para el NTK, 75% para el amonio y 38% para el P en un humedal construido para el tratamiento de efluentes domiciliarios en New Hampshire, Estados Unidos. En un humedal construido para el tratamiento de residuos domiciliarios próximo a Oslo, Noruega, Jenssen et al. (1993) encontraron una remoción del 55% para el NTK y del 98% para el P. Dicho humedal estuvo constituido por tres subsistemas. El primero consistió en un filtro de arena, el segundo en una unidad de desnitrificación de sustrato arenoso y el tercero, en una unidad de remoción de P que contenía un sustrato reactivo poroso denominado comercialmente LECA. Los dos últimos subsistemas fueron plantados con *Phragmites australis* (Cav.) Steud. y *T. latifolia*. En Massachusetts, Estados Unidos, Peterson y Teal (1996) realizaron un tratamiento de efluentes domiciliarios en un sistema artificial dividido en dos etapas. En la primera, se utilizó *E. crassipes* encontrando una remoción del 68% del N total. La segunda consistió en un sistema con diversas macrófitas reteniéndose el 38% del N total. Merlin et al. (2002) estudiaron un humedal artificial de flujo sub-superficial, ubicado a una elevación de 720 metros en montañas prealpinas de Francia. El proceso de tratamiento consistió en un sistema de tres etapas dimensionado para el tratamiento de un efluente cloacal con un caudal equivalente al de una comunidad de 350 personas. El tiempo de residencia

hidráulica fue de 4-5 días. Las especies utilizadas fueron *T. latifolia*, *P. australis* y *Scirpus maritimus*. En promedio, la retención de P fue de 90%, confirmando que este tipo de sistema podría ser considerado como una alternativa de tratamiento de efluentes cloacales en pequeñas comunidades, incluso en áreas montañosas. Mariñelarena et al. (2005) registraron una eficiencia de remoción de DQO de 24% y 34% a tiempos de residencia hidráulica de 0,9 y 0,4 días, respectivamente, en un humedal experimental de flujo subsuperficial de 60 m² que utilizó a *Schoenoplectus californicus* (C. A. Mey.) Soják y *Typha* sp. para el tratamiento de los efluentes de la destilería de la empresa Repsol YPF en La Plata.

Con respecto a la remoción de contaminantes metálicos utilizando humedales, Ellis et al. (1994), estudiaron la acumulación de Cd, Zn, Cu y Pb en tejidos de *T. latifolia* y *Juncus effusus* L. en un humedal natural de Londres que recibía desagües pluviales, actuando estas especies como una efectiva barrera de filtración. Beining y Otte (1996, 1997) encontraron que las concentraciones de Zn, As, Pb y Cd disminuyeron en un efluente de escorrentía de una mina al atravesar un humedal natural en Irlanda. Para el Zn la retención fue del 95% y para el As del 65%. Vesik y Allaway (1997) informaron que las concentraciones de Cu y Pb en tejidos de *E. crassipes* disminuyeron exponencialmente con el incremento de la distancia a la descarga del efluente en un humedal construido en Sydney, Australia. En un estudio de un humedal construido para el control de las aguas de escorrentía de una autopista en Berkshire, Inglaterra, se propone que un efectivo modelo de tratamiento de este tipo de escorrentía mediante humedales construidos se logrará sólo si los humedales retienen los metales en los sedimentos (Pontier et al., 2004).

Aunque para los organismos superiores el Cr y Zn son nutrientes esenciales y son imprescindibles bajas concentraciones de ellos, la exposición a elevadas concentraciones es tóxica. Es por eso que el tratamiento de efluentes con metales es importante por el riesgo que representa para la biota los efectos de su exposición.

La esencialidad del Cr para los organismos superiores radica en su participación en el metabolismo de los lípidos y los hidratos de carbono, en la activación de algunos sistemas enzimáticos, en el metabolismo tiroideo, en la estabilización de proteínas y ácidos nucleicos y en su participación en la potenciación de la insulina en forma de uno o más complejos de Cr(III) (Baran, 1995). El Cr es utilizado en aleaciones, catalizadores, pigmentos, curtiembres y preservativos de la madera. Puede presentarse como Cr(VI) o Cr(III). La forma más tóxica es la de Cr(VI), la cual es carcinogénica (Newman, 1998). La gran toxicidad de los cromatos está originada no sólo en su solubilidad y en la facilidad con que puede penetrar en las membranas, sino también en los daños que puede provocar su fuerte poder oxidante y los

potenciales efectos de las especies de Cr(III) originadas en su reducción y que en concentraciones elevadas comienzan a competir con otros metales esenciales por los sitios activos de diversas biomoléculas (Baran, 1995). El Ni es un elemento traza esencial para diferentes sistemas bacterianos. Las enzimas de Ni son especialmente prominentes en el metabolismo de bacterias anaeróbicas, por ejemplo en las bacterias metanogénicas (Baran, 1995). El Ni es utilizado en aleaciones como la de acero inoxidable y en baños de niquelado. Posee también otros usos, como por ejemplo, la producción de baterías de Ni-Cd. A suficientemente altas concentraciones, el Ni es carcinogénico (Newman, 1998). El Zn interviene en el desarrollo y crecimiento, así como en los procesos de reconstitución de los tejidos y aparece involucrado en la química y fisiología del cerebro y sistema nervioso (Baran, 1995). El Zn es usado extensivamente en capas protectoras y galvanizados para prevenir corrosión y en aleaciones. Es menos tóxico que el Cr y Ni (Newman, 1998).

La toxicidad del Cr, Ni y Zn sobre la salud humana incluye efectos carcinogénicos, mutagénicos y teratogénicos (Barceló et al., 1993; Sen y Bhattacharyya, 1994; Newman, 1998). En plantas, concentraciones excesivas de Cr producen senescencia debida a la disminución de clorofila, proteínas, ácidos nucleicos y actividad de algunas enzimas (Soltan y Rashed, 2003), mientras que la exposición a cierto umbral de Ni y Zn produce signos de clorosis y disminución en la biomasa (Chaney, 1993; Loneragan y Webb, 1993; Monni et al., 2000). Sen y Bhattacharyya (1994) proponen que elevadas concentraciones de Ni son tóxicas para las macrófitas produciendo una disminución de clorofila, proteínas y aminoácidos.

La abundante bibliografía disponible sobre el crecimiento y 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 competencia en humedales construidos.

I.II. Humedales construidos para el tratamiento de aguas residuales:

Las medidas que se aplican para disminuir la contaminación industrial adoptadas tradicionalmente, consisten en una serie de procesos químicos y físicos que logran la disminución de los contenidos de contaminantes que se verterán al ambiente. Sin embargo, se han reconocido limitaciones de estos métodos. En cuanto a los efluentes líquidos industriales, las tecnologías de tratamiento que están actualmente en uso son costosas, relativamente ineficientes y en la mayoría de los casos generan una gran cantidad de desechos de difícil disposición. En los últimos años se han propuesto técnicas de bioremediación usando

bacterias (Ohtake et al., 1990; Coleman y Paran, 1991), suelos (Losi et al., 1994), algas (Brady et al., 1994) y plantas (Jenssen et al., 1993; Merlin et al., 2002; Maine et al., 2005; Song et al., 2006). Los avances más recientes en materia de tecnología de tratamiento natural se centran en el uso de humedales artificiales que utilizan plantas acuáticas emergentes y/o flotantes. El interés en el uso de humedales artificiales surgió como consecuencia del rendimiento observado en humedales naturales. Los tratamientos basados en humedales artificiales se muestran como altamente competitivos entre los métodos de tratamiento existentes.

Un humedal artificial es un ambiente constituido por una zona deprimida donde se desarrollan plantas acuáticas flotantes y arraigadas sobre sedimentos permanentemente inundados donde se induce un flujo artificial de agua (De Luis Calabuig, 2001). Los humedales construidos utilizados para el tratamiento de aguas de desecho (principalmente cloacales y, en menor medida, las provenientes de actividades industriales y la minería), constituyen una nueva y promisoriosa tecnología que ya ha sido aceptada en la mayor parte del mundo. Desde el punto de vista de la higiene ambiental, estos sistemas se han reportado como muy eficaces en la remoción de sustancias tóxicas e incluso de patógenos y hasta virus. Además de algunos países del primer mundo, existen actualmente humedales en operación en el sudeste de Asia, India, China y Sudamérica. Sin embargo, la implementación de este tipo de tecnología, por el hecho de ser innovadora en algunos de sus aspectos, se encuentra con ciertas resistencias en algunos ámbitos. Los humedales construidos no son un método de tratamiento tradicional y el conocimiento de cómo funcionan no está tan avanzado como para proveer modelos predictivos detallados, ya que son sistemas sujetos a cambios climáticos y ciclos vegetativos (Cole, 1998).

Los humedales artificiales pueden construirse donde se necesitan y dimensionarse de acuerdo a las necesidades del tratamiento, han demostrado ser altamente eficientes en la remoción de contaminantes, flexibles a fluctuaciones de la carga del contaminante y del caudal, son de bajo costo de instalación y de mantenimiento, operables por mano de obra no especializada, integrables funcionalmente con el entorno y ofrecen beneficios recreacionales y estéticos (Jenssen et al., 1993; Perdomo, 2000; De Luis Calabuig, 2001). Todas estas características hacen a estos sistemas muy apropiados para países en desarrollo donde el costo de la tierra no es excesivo y existe abundancia de tierras marginales adyacentes a los centros urbanos.

Las macrófitas son el principal componente biológico de estos ecosistemas ya que no sólo asimilan los contaminantes directamente en sus tejidos, sino que además actúan como un

catalizador para las reacciones de purificación, aumentando la diversidad del ambiente en la zona de las raíces y promoviendo una variedad de reacciones químicas y bioquímicas que mejoran la purificación (Jenssen et al., 1993). 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 sustancias orgánicas 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). A todas estas características, se agrega la aptitud de las plantas acuáticas de transferir oxígeno desde las partes aéreas hacia las raíces, 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). 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 los mismos para las diferentes especies de plantas 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 (Dushenkov et al., 1995; Schneider y Rubio, 1999; Suñe et al., en prensa).

I.III. Clasificación de humedales para el tratamiento de aguas residuales:

Los humedales naturales se consideran cuerpos de agua receptores. Por lo tanto, el vertido a estos terrenos está sujeto, en la mayoría de los casos, a las limitaciones normativas aplicables que suelen obligar al tratamiento secundario o avanzado de las aguas a verter.

Los humedales construidos procuran idéntica capacidad de tratamiento que los naturales, con la ventaja añadida de no estar sujetos a las limitaciones normativas de los vertidos a ambientes naturales. Existen dos grandes tipos de sistemas de humedales artificiales

desarrollados para el tratamiento del agua residual: sistemas de flujo subsuperficial o “subsurface flow systems” (SFS) y sistemas de flujo libre o “free water surface systems” (FWS) (Jenssen et al., 1993). Los sistemas SFS también han recibido el nombre de “root zone” o “rock-reed filters”, y consisten en canales, zanjas o piletones con fondos relativamente impermeables rellenos de un medio de piedras o arenoso para el crecimiento de vegetación emergente (Tchobanoglous y Burton, 1996) (Fig. I.1). Los sistemas FWS suelen tener niveles de agua poco profundos (0,1 a 0,6 m). Normalmente, se aplica agua residual pretratada de forma continua, y el tratamiento se produce durante la circulación del agua a través de los tallos y raíces de la vegetación. Otro tipo de tratamiento del tipo de los humedales, lo constituyen las lagunas de estabilización con plantas flotantes que se diferencian de los anteriores en su profundidad que varía entre 1,5 y 2 m.

I.IV. Características del diseño de un humedal construido:

I.IV.I. Topografía:

El terreno idóneo para la instalación de un humedal construido es un terreno de topografía uniforme horizontal o en ligera pendiente. A pesar de que es posible construir depósitos y canales en terrenos de más pendiente y con topografía más irregular, el movimiento de tierras necesario afectará al costo constructivo del sistema.

En Argentina, la construcción de humedales podría llegar a ser una práctica muy promisoriosa debido a que existe una baja densidad de población y gran disponibilidad de terrenos marginales de bajo costo para implementar este tipo de técnica. En países de escasa superficie y con gran número de habitantes, la construcción de humedales de gran tamaño sería poco viable.

I.IV.II. Características del suelo:

Los emplazamientos más indicados son terrenos con suelos superficiales o estratos subyacentes de conductividad hidráulica de 10^{-7} m s⁻¹. Al igual que en otros sistemas de lagunas, los fondos de las mismas tienden a sellarse e impermeabilizarse con el tiempo debido a la deposición de sólidos suspendidos y coloidales y al crecimiento de películas biológicas. En los terrenos con suelos de permeabilidad rápida se pueden construir depósitos revestidos con arcilla o láminas impermeabilizantes.

I.IV.III. Clima:

En la construcción de humedales es fundamental considerar la luz y la temperatura como los factores abióticos que determinan prioritariamente el funcionamiento del proceso de tratamiento (Dinges, 1982). 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. Una ventaja que presenta nuestra región para la construcción de humedales, es el clima templado con inviernos poco rigurosos sin alcanzar el congelamiento de las aguas superficiales. La cercanía al valle de inundación del Río Paraná Medio y al sistema del Río Salado garantizan una enorme disponibilidad de especies autóctonas adaptadas al clima. Por lo expuesto, es claro que esta región parece muy apropiada para la construcción de un humedal de este tipo.

I.IV.IV. Pretratamiento:

El nivel mínimo de tratamiento previo a la aplicación debería ser el tratamiento primario, sedimentadores, decantadores, lagunas aireadas de corto tiempo de residencia u otra forma de tratamiento equivalente.

I.IV.V. Selección del tipo de plantas a utilizar:

El valle aluvial del río Paraná Medio 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. 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 flotantes libres se pueden localizar en cualquier parte del lago según la corriente y el viento. Las diferentes formas de vida vegetal coexisten y algunas hasta crean condiciones favorables para el establecimiento de otras en el proceso de evolución natural del cuerpo de agua hacia tierra firme (Sculthorpe, 1967; Hutchinson, 1975). Estas plantas pueden usarse en humedales construidos ya que presentan la ventaja de estar adaptadas al clima y las condiciones hídricas y edáficas predominantes en la región. 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 autóctonas 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.

Las especies generalmente empleadas en los sistemas de tratamiento acuático son las flotantes libres como *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms., *Pistia stratiotes* L. y *Lemna* sp. y emergentes como *Typha* sp. y *Scirpus* sp. Dimitri (1988, 1989) y Gómez (1984) proveen una adecuada caracterización botánica de las plantas más empleadas y Tchobanoglous y Burton (1996) resumen la información disponible acerca de las propiedades que presenta *E. crassipes*, una especie muy utilizada en tratamientos con humedales construidos. Según estos autores, dicha especie puede crecer muy rápidamente y se la considera como una de las más productivas del planeta. Las raíces de las plantas sirven de barreras filtrantes que impiden el movimiento horizontal de sólidos suspendidos y favorecen la precipitación de los mismos. El oxígeno atmosférico ingresa principalmente a través de las hojas y es transportado hacia las raíces y luego al agua circundante, creando así un microcosmos aeróbico favorable al desarrollo de una biota aeróbica. Al mismo tiempo, se desarrolla en el fondo un lodo anaeróbico. Todo esto genera condiciones propicias para los procesos de nitrificación, desnitrificación y biodegradación orgánica.

I.V. Potenciales contaminantes a eliminar:

El tratamiento del agua residual en los humedales construidos se consigue mediante procesos físicos, químicos y biológicos que se desarrollan en el ecosistema suelo-agua-plantas. Estos sistemas son capaces de eliminar, hasta cierto punto, casi todos los constituyentes del agua residual considerados como contaminantes. Los principales procesos que intervienen en la eliminación de estos constituyentes se describen a continuación:

I.V.I. Sólidos suspendidos:

En los sistemas que contemplan la circulación de agua por la superficie del terreno, los sólidos suspendidos del agua residual se eliminan por sedimentación, potenciada por las reducidas velocidades de circulación y por la escasa profundidad, y por filtración a través de las estructuras vegetales y sus restos (raíces y tallos secos y los detritos asociados).

I.V.II. Materia orgánica:

La materia orgánica degradable presente en el agua residual, ya sea soluble o insoluble, se elimina por degradación microbiana. En general, los humedales construidos se diseñan y explotan de modo que resulte posible mantener condiciones aerobias, con la intención de que la degradación de la materia orgánica se realice principalmente, gracias a la acción de microorganismos aerobios, ya que la descomposición aerobia tiende a ser más rápida y completa que la anaerobia y, por lo tanto, se consiguen evitar los problemas de olores asociados a los procesos de descomposición anaerobia. La capacidad de degradación aerobia de la materia orgánica de los humedales está limitada por la transferencia de oxígeno de la atmósfera al sistema.

I.V.III. Nitrógeno:

La transformación y eliminación de nitrógeno en humedales construidos implica una serie de procesos y reacciones complejas. En estos sistemas, el amonio es removido por nitrificación seguida de desnitrificación, absorción por plantas o volatilización (Reddy y Sutton, 1984). La disminución de nitrato del agua se debe principalmente al proceso de desnitrificación y absorción por las macrófitas. Saunders y Kalff (2001) propusieron que la desnitrificación es el principal mecanismo de remoción. El proceso de desnitrificación necesita energía, la cual es obtenida de la oxidación de la materia orgánica presente en microzonas anaeróbicas del sedimento. Las macrófitas pueden mejorar las condiciones para que se produzca la desnitrificación en aguas ricas en nitrato suministrando carbono orgánico que puede ser usado directamente por las bacterias desnitrificantes, o bien, estimulando la desnitrificación indirectamente al contribuir con un menor potencial redox (Weisner et al., 1994).

I.V.IV. Fosfatos:

En un cuerpo de agua, la mayor proporción de P que ingresa se deposita en los sedimentos, donde la adsorción a óxidos metálicos ha sido identificada como una de las reacciones principales que involucra a los fosfatos (Lijklema, 1977; Froelich, 1988). Las reacciones de intercambio de fósforo entre agua-sedimento están gobernadas fundamentalmente por la granulometría y la composición mineralógica del sedimento, la

presencia de microorganismos, el pH, el potencial redox, la temperatura y la agitación del agua (Hayes y Phillips, 1958; Spear, 1970; Holdren y Armstrong, 1980; Bates y Neafus, 1980; Boström et al., 1982; Boström, 1984; Maine et al., 1992; Maine et al., 1996).

En cuanto a la absorción de P por los vegetales, ésta parece estar asociada al proceso de fotosíntesis, ya que es un elemento fundamental en la composición química de los mismos. La absorción de P por los vegetales se da a través de las raíces aunque existe evidencia experimental de que las plantas arraigadas sumergidas toman nutrientes tanto del agua a través del follaje como de los sedimentos a través del sistema radicular (Bristow y Whitecombe, 1971; Denny, 1972; McRoy et al., 1972; Bristow, 1975; Barko y Smart, 1980; Agami y Waisel, 1986). Una vez que el P ha sido tomado por las raíces y transportado a las partes superiores de la planta, puede retomar al agua por excreción o como resultado de la descomposición, lo que podría evitarse con cosechas periódicas y lograr así la eliminación efectiva del P del sistema.

I.V.V. Metales pesados:

La eliminación de los metales de un efluente por el humedal se produce, fundamentalmente, por el mecanismo de sorción por los sedimentos (término que engloba reacciones de adsorción y absorción) y mediante la asimilación por parte de las plantas. La eliminación de metales varía de un sistema a otro, en función de las concentraciones del afluente y de las condiciones locales del emplazamiento.

I.VI. Cosecha y procesado de las plantas:

La necesidad de cosechar y recoger las plantas depende de los objetivos de calidad de las aguas, de la velocidad de crecimiento de las plantas y de la acción de depredadores. La cosecha de las plantas acuáticas es necesaria para mantener un cultivo con elevada asimilación metabólica de nutrientes. Los vegetales flotantes libres se cosechan con más facilidad que las plantas emergentes debido a que se extraen los organismos completos. Por ejemplo, la cosecha de *E. crassipes* se debe realizar con frecuencia (cada tres o cuatro semanas) para favorecer la eliminación de nutrientes (Tchobanoglous y Burton, 1996). En vegetales emergentes solo se extraen sus partes aéreas, entonces es conveniente determinar el grado de transporte de los contaminantes desde las raíces hacia las partes aéreas, ya que la remoción final será efectiva sólo si el grado de transporte es alto (Cunningham y Ow, 1996).

Si los contaminantes a eliminar son metales, después de cosechadas, las plantas con metales acumulados en sus tejidos, pueden ser procesadas por secado o compostaje. El material seco puede ser quemado para producir energía. Los metales pueden ser recuperados de las cenizas después de un tratamiento ácido. A pesar de que en muchos casos no es económicamente factible el reciclado de metales, sigue siendo más económico disponer de una pequeña cantidad de biomasa contaminada que de una gran cantidad de residuos sólidos o semisólidos.