

**PONTIFICIA UNIVERSIDAD CATÓLICA DE
VALPARAÍSO**

Facultad de Ingeniería

Escuela de Ingeniería Bioquímica

**Influencia del Soporte y Tipo de Macrófita en la
Remoción de Materia Orgánica y Nutrientes en
Humedales Construidos de Flujo Subsuperficial
Horizontal**

Tesis Para Optar al Grado de Magíster en Ciencias de la Ingeniería con
Mención en Ingeniería Bioquímica

Por:

Jimena Zúñiga Del Canto

Profesor Guía: Rolando Chamy M.

Agosto, 2004

Agradecimientos

A mis padres Víctor y María Cristina,

a mis hermanos Gonzalo y Víctor

por estar siempre.

*A todos los profesores de la escuela de Ingeniería Bioquímica,
por su entrega y dedicación en especial a
Omar Sánchez, Maria Cristina Shiappacasse
y a mi profesor guía Rolando Chamy.*

A mis compañeros.

A los que me han acompañado con cariño:

Clemen, tía Olga, tía Juana, Gusti, Gina,

Michell, Paola, Iván, Ljubo,

Romina, Lorna, Anto, Ajito,

Camila, Vivi, Alejo

y Cejita.

Resumen

Los humedales construidos representan una alternativa ventajosa para el tratamiento de aguas residuales domésticas de pequeñas comunidades, debido a los bajos requerimientos de energía y costos de construcción y mantenimiento, donde es necesario implementar sistemas alternativos adecuados al contexto socioeconómico.

El objetivo de esta investigación fue evaluar el proceso de depuración de aguas residuales domésticas, mediante humedales artificiales de flujo subsuperficial con alimentación horizontal, para una zona geográfica donde las estaciones del año están bien marcadas. Para ello se planteó como hipótesis que a través de la cuantificación y evaluación de los parámetros operacionales de humedales construidos de flujo

subsuperficial con alimentación horizontal, es posible mejorar la eficiencia en el tratamiento de aguas residuales domésticas en una zona con un clima mediterráneo

Se construyó una unidad experimental, la cual consta de seis humedales, cada uno de 2 m de largo, 1 m de ancho y 0,6 m de profundidad. El caudal de alimentación fue de 12 L/h. El diseño de la planta permitió evaluar la capacidad de remoción de dos especies de macrófitas, que poseen altas tasas de crecimiento en invierno y verano (*Scirpus* y *Typha Latifolia*) y dos soportes de bajo costo (grava y gravilla).

Durante la puesta en marcha se realizó un seguimiento al crecimiento y adaptación de las macrófitas en el nuevo soporte, la primera etapa consistió en alimentar con agua limpia y nutrientes, para luego ser adaptadas paulatinamente al agua residual.

Se evaluó el patrón de flujo utilizando cloruro de litio como trazador, el que fue medido mediante espectrofotometría de absorción atómica. A partir de la curva de concentración de trazador a la salida v/s tiempo, se determinó que es posible utilizar un modelo de reactor de mezcla completa para representar el patrón de flujo del humedal. Sin embargo, las oscilaciones en la curva sugieren que es posible utilizar un modelo de reactores en serie con recirculación (Levenspiel, 1972). El ajuste del modelo a la curva de respuesta del trazador permitió calcular dos parámetros, el número de reactores, 28 y la razón de recirculación, 5.6.

El seguimiento de la operación de los humedales (concentración de materia orgánica P- PO_4^{-3} y N- NH_4^+), se realizó entre octubre de 2002 y diciembre del 2003. A partir de los resultados obtenidos se calculó la remoción de materia orgánica, P- PO_4^{-3} y N- NH_4^+ . Con estos datos se realizó un análisis de varianza, el cual permitió comparar los datos de remoción en base a los valores medios, el análisis agrupa o separa cuantificando la influencia de la concentración de entrada, estación y tipo de sistema. Todos los análisis se realizaron para un 90 % de confianza.

Los resultados indican un valor medio de remoción en cuanto a materia orgánica de 44% en invierno/primavera, 65% en otoño y un 54% en verano. Los valores medios obtenidos en la remoción de amonio fueron de 63% en otoño/verano, 27% en invierno y 6% en primavera. Los resultados indican que existen altos niveles de remoción de fósforo durante el verano/otoño con un valor medio de 40%, sin embargo, en invierno/primavera la remoción disminuye a un 6%.

Los resultados del análisis de varianza indican que existe un marcado efecto de la combinación planta/soprote, de la concentración de entrada y de las estaciones del año, sobre la remoción $N-NH_4^+$ y $P-PO_4^{-3}$. Sin embargo, en la remoción de DQO total, no existe un efecto de la concentración de entrada. El humedal *Scirpus* creciendo en gravilla presenta la remoción más alta de materia orgánica y nutrientes. La remoción de materia orgánica demuestra una mayor estabilidad que la remoción de nutrientes.

Agradecimientos

A mis padres Víctor y María Cristina, a mis hermanos Gonzalo y Víctor.

A todos los profesores de la escuela por su entrega y dedicación en especial a Rolando Chamy, María Cristina Shiappacasse y Omar Sánchez

quienes han apoyado y seguido este trabajo de cerca.

A mis compañeros de laboratorio.

Aparecen muchas personas que me han acompañado con cariño:

tía Olga, Clemen, tía Juana, Gusti, Michell, Paola, Gina,

Iván, Camila, Vivi, Ajo, Ljubo, Andrea, Lorena y Alejo.

1 Introducción

Los humedales se definen como áreas que se encuentran permanentemente inundadas por aguas superficiales o profundas y donde prevalece una densa vegetación adaptada a suelos inundados. Las plantas acuáticas que crecen en humedales son llamadas macrófitas (Brix, 1997). Los humedales construidos son sistemas artificiales que se utilizan para tratar aguas residuales urbanas, efluentes industriales y lixiviados de rellenos sanitarios. Éstos sistemas permiten la remoción de materia orgánica, nutrientes, metales y patógenos, por una combinación de mecanismos biológicos y físico-químicos (Kadlec and Knight, 2000; Stottmeister, 2003). Se ha demostrado que los humedales construidos (CW) son adecuados para el tratamiento de aguas urbanas crudas como tratamiento único, aunque es aconsejable un pretratamiento con el fin de remover sólidos de gran tamaño y material flotante (Solano et al., 2004).

Los humedales construidos son considerados como un sistema alternativo de depuración de aguas servidas respecto de los sistemas de lodos activados, biodiscos y filtros percoladores y son apropiados para comunidades pequeñas, sobre todo rurales, que no disponen de sistema de tratamiento (Morris y Herbert, 1997; Mander y Mairing, 1997). En estas comunidades las aguas residuales se vierten directamente a los cuerpos de aguas más cercanos, provocando problemas como la eutrofización. Con el fin de evitar este problema ha crecido el interés por comprender mejor el comportamiento de los humedales construidos para el tratamiento de aguas residuales urbanas, ya que su aplicación permitiría la remoción efectiva de materia orgánica, nitrógeno y fósforo.

Estos humedales, donde la disponibilidad de terreno es fundamental, constituyen una innovación tecnológica en Chile, principalmente por ser una tecnología simple, eficiente, con bajos costos de construcción, operación y mantención.

Los estudios reportados sobre el comportamiento de humedales en el tratamiento de aguas residuales urbanas se han realizado principalmente en climas tropicales,

subtropicales y fríos (Gyula et al., 1997; Allan y Pierre, 1997; Gonzáles, 2000) Sin embargo, no se ha analizado los efectos en un clima mediterráneo, con temperaturas fluctuantes. Ésta variable climática influiría fuertemente en el comportamiento de las macrófitas respecto de la incorporación de nutrientes y materia orgánica.

Por lo anteriormente expuesto, ésta tesis permitirá conocer y cuantificar el comportamiento de ésta tecnología en el tratamiento de aguas servidas en un clima como el existente en la V Región.

Como resultado, se espera contar con experiencia en el diseño y operación de estos humedales. Además permitirá determinar la influencia sobre el proceso del tipo y tamaño del soporte, del tipo de macrófita, estación del año y concentración de entrada sobre la remoción de materia orgánica y nutrientes en una zona de clima mediterráneo. Los resultados obtenidos permitirán seleccionar las condiciones adecuadas para la operación de humedales para el clima de la zona central de Chile.

1.1 Hipótesis

“A través de la cuantificación y evaluación de los parámetros operacionales de humedales contruidos de flujo subsuperficial con alimentación horizontal, es posible mejorar la eficiencia en el tratamiento de aguas residuales urbanas de pequeñas comunidades en una zona con un clima mediterráneo”.

1.2 Objetivos

Objetivo general

Determinar las mejores condiciones de operación de humedales operando con aguas residuales urbanas en una zona con un clima mediterráneo-frío, mediante la variación en

la remoción de materia orgánica y nutrientes para diferentes combinaciones planta-soporte durante un año de operación.

Objetivos específicos

1. Construir una instalación piloto que permita evaluar las diferentes combinaciones planta-soporte en humedales operando con aguas residuales urbanas.
2. Determinar el tipo de patrón de flujo que se obtiene en humedales de flujo subsuperficial con alimentación horizontal tratando aguas residuales urbanas.
3. Evaluar la influencia del tamaño y presencia de soporte además del tipo de macrófitas sobre la remoción de materia orgánica y nutrientes.
4. Evaluar el efecto de la concentración de la alimentación en la remoción de materia orgánica y nutrientes.
5. Evaluar la influencia de las estaciones del año sobre la remoción de materia orgánica y nutrientes.

2 Revisión bibliográfica

2.1 Humedales construidos para el tratamiento de aguas residuales

El primer experimento realizado con humedales construidos fue realizado en Alemania en 1952 en el instituto Max Planck. Luego de 20 años de investigación fue posible operar el primer humedal construido a escala real para el tratamiento de aguas residuales urbanas (Dahab et al., 2001; Kadlec y Knight, 1996).

Los humedales construidos tienen como principal propósito mejorar la calidad de las aguas servidas tanto municipales como industriales, entre ellas se encuentran, aguas ácidas de minas, industria ganadera, residuos vinícolas, entre otras (Grismer et al., 2003; Lee et al., 2004; Dahab et al., 2001; Uusi-Kämpä et al., 2000). Las características que hacen de un humedal un sistema de tratamiento potencialmente atractivo son: la efectiva remoción de nutrientes y materia orgánica además de los bajos costos de operación y mantención (EPA, 1988; Stotmeister, 2003).

El tratamiento ocurre normalmente en la naturaleza y es a través de su imitación que se ha llegado a la creación de humedales construidos (Kadlec y Knight, 1996). Los contaminantes son removidos por una combinación simple y natural entre las plantas acuáticas, el soporte y los microorganismos. Los mecanismos de remoción asociados a humedales son: sedimentación, coagulación, adsorción, filtración, absorción y transformación microbiana (Dahab, 2001).

Los humedales construidos se dividen en tres grandes grupos:

Sistemas de cultivos acuáticos: Corresponden a instalaciones sin soporte con una densa capa de vegetación, constituida principalmente por plantas acuáticas flotantes.

Sistemas hidrobotánicos: Instalaciones con un soporte parcialmente activo, donde la remoción de contaminantes ocurre mediante las plantas acuáticas, los microorganismos y una pequeña porción de soporte.

Sistemas de suelo activo: Existen tres tipos:

<p>sistema de flujo superficial horizontal donde el nivel de agua se mantiene sobre la superficie del material granular.</p> <p>sistemas de flujo subsuperficial horizontal donde el nivel de agua se mantiene por debajo de la superficie del material granular (SFS).</p> <p>sistemas de flujo vertical con carga continua o discontinua.</p>

El sistema seleccionado para ésta investigación fue el humedal de flujo subsuperficial con alimentación horizontal, principalmente por representar un sistema económico, además al no tener contacto el agua residual con la superficie se evitan problemas de olores molestos, típicos en plantas de tratamiento de aguas servidas.

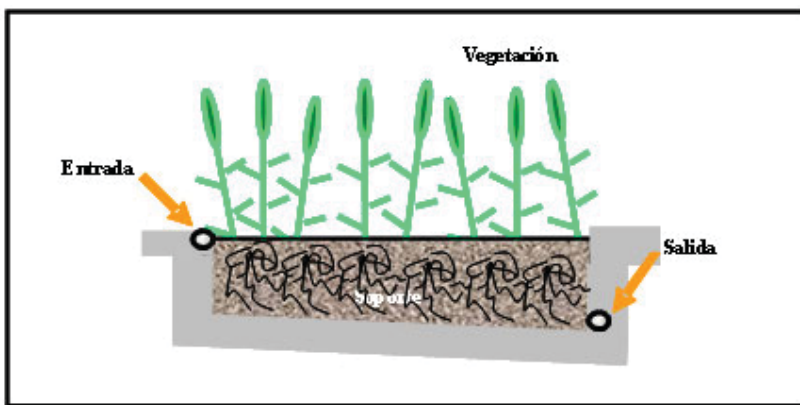
2.1.1 Humedal de flujo subsuperficial con alimentación horizontal (SFS)

Están diseñados con el objetivo de proporcionar tratamiento secundario. Consisten en canales o zanjas con fondos impermeables, rellenos con material granular cuya función es soportar a la vegetación emergente y microorganismos. La profundidad típica varía entre 0,2 a 0,9 m (EPA, 1988).

El agua ingresa desde un extremo del sistema desde donde fluye hacia un canal relleno de soporte. Generalmente el sistema de alimentación está constituido por un tubo perforado, mediante el cual ingresa horizontalmente el agua residual. Durante el paso del agua a través de la vegetación y del soporte, ésta es contactada con diferentes zonas: aerobias, anóxicas y anaerobias. La aparición de estas zonas va a depender de la disponibilidad de oxígeno y está directamente relacionada con la profundidad, tanto de la columna de agua como de las raíces de las macrófitas. Las zonas aerobias se van a encontrar principalmente rodeando las raíces y rizomas.

En la Figura 2.1 se muestra una sección longitudinal de un humedal de flujo subsuperficial con flujo horizontal.

Figura 2.1: Sección longitudinal de un humedal de flujo subsuperficial con alimentación horizontal.



Un sistema SFS posee varias ventajas:

el lecho de grava provee una mayor tasa de reacción, por lo tanto, podrá ocupar un área menor respecto a un sistema sin soporte.

el nivel de agua está por debajo de la superficie del soporte, lo que evita problemas de mosquitos y roedores que pueden llegar a presentarse en humedales de flujo libre.

Por otro lado se tiene que aunque el área requerida es menor, la viabilidad económica dependerá del costo del soporte del lecho (EPA, 2000).

El principal objetivo de un humedal de flujo subsuperficial (SFS) es evitar flujos superficiales, por ello la importancia de conocer factores ambientales como la evapotranspiración y la precipitación. La precipitación diluye los contaminantes en el humedal, aumenta así temporalmente el nivel de agua y disminuye el tiempo de residencia hidráulico; mientras que la evapotranspiración concentra los contaminantes disminuyendo el nivel de agua al interior del humedal, aumenta así el tiempo de residencia hidráulico. Por ello, el comportamiento de estos humedales va a sufrir grandes variaciones dependiendo del clima en el cual se encuentren.

En los sistemas de alimentación horizontal se estima un área de 5 – 10 m² por habitante. Para los sistemas con alimentación vertical el área requerida es menor, 2 – 4 m² por habitante (Hagendorf, 1994). Las velocidades de carga orgánica aplicadas tratando aguas residuales domésticas en SSF varían entre 38 y 1200 kg DQO/ha día (Mander y Mauring, 1997; Batchelor y Loots, 1997; Vymazal et al., 2001).

2.2 Principales componentes de un humedal

2.2.1 Agua

La hidrología de un humedal es un factor de diseño importante ya que reúne todas las funciones al interior de éste, donde otros factores como la precipitación (P), infiltración (I), evapotranspiración (ET), velocidad de carga hidráulica (VCH) y la profundidad (p) están directamente relacionados con la remoción de contaminantes, como también en cambios en el tiempo de retención y en el volumen de agua (EPA, 2000). La densidad de la vegetación es un factor que puede afectar de manera importante la hidrología del humedal, ya que puede obstruir los caminos de flujo, provocando así, un movimiento

sinuoso del agua a través de la red de tallos, hojas, raíces y rizomas, bloqueando además la exposición al viento y al sol (EPA, 1988).

Como se ha mencionado anteriormente, conocer el nivel de agua en el humedal será un factor importante con el fin de evitar aguas superficiales. Este nivel puede ser regulado por el grado de elevación de la estructura de salida y es también dependiente del gradiente hidráulico o pendiente de fondo, ya que esta debe permitir el completo drenaje de la cama, se recomienda una pendiente entre un 5 a 10 % de la profundidad de la cama (Kadlec y Knight, 2000).

2.2.2 Medio de soporte

Los soportes utilizados son: suelo, arena, grava, roca y materiales orgánicos como compost. También sirven como soporte sedimentos y restos de vegetación, que se acumulan en el humedal debido a la baja velocidad del agua. En la Tabla 2.1 se muestran las características típicas de los soportes para humedales SFS.

Tabla 2.1: Características de algunos soportes utilizados en humedales SFS (Metcalf y Eddy, 1995).

Tipo de Material	Tamaño Efectivo (mm)	Fracción hueco (%)	de Velocidad de carga hidráulica (m ³ /m ² /d)
Arena Gruesa	2	28-32	100-1000
Arena Gravosa	8	30-35	500-5000
Grava Fina	16	35-38	1000-10000
Grava Media	32	36-40	10000-50000

Grava Gruesa	128	38-45	50000-250000
--------------	-----	-------	--------------

El soporte, sedimentos y los restos de vegetación, son importantes porque dan lugar a la fijación de microorganismos y la permeabilidad es responsable de la formación de caminos preferenciales de flujo. El tiempo de residencia hidráulico depende de las características del soporte (Metcalf y Eddy, 1995).

La gran cantidad de sólidos presentes en el agua residual pueden bloquear la fracción hueca del soporte. De acuerdo a la literatura las principales causas del bloqueo son el pequeño tamaño del material de soporte, la acumulación de sólidos suspendidos al interior de los poros, el crecimiento de biopelícula en el soporte, penetración de raíces y rizomas, precipitación y deposición de carbonatos a bajos pH (Blazejewski et al., 1997; Platzer y Mauch, 1997).

Para evitar este bloqueo, actualmente se seleccionan preferencialmente soportes con un diámetro mayor a 5 cm, los que ofrecen una menor resistencia al flujo. Sin embargo, proveen una menor superficie para el crecimiento de la biopelícula (Manios et al., 2003).

2.2.3 Plantas acuáticas

La densa capa de vegetación es la principal característica visual de un SSF. La presencia de la vegetación en el humedal proporciona un medio de soporte para los microorganismos encargados del tratamiento biológico. Además de favorecer la transferencia de oxígeno a través de las raíces y rizomas. Las características de las plantas acuáticas adaptadas a suelos inundados garantizan su supervivencia, incluso bajo condiciones extremas. Como Eh menores que -200 mV promoviendo la formación de H₂S y CH₄, pH extremadamente ácido o alcalino en algunas aguas residuales y bajas temperaturas (Stottmeister et al., 2003).

Investigaciones recientes indican que la presencia de plantas acuáticas favorece la eliminación de contaminantes (Kyambadde et al., 2004; Kaseva, 2004; Tanner, 2001).

2.2.4 Microorganismos

La degradación la materia orgánica ocurre dentro de los humedales principalmente debido a los microorganismos presentes (Kaseva, 2004; Lee et al., 2004), entre ellos se encuentran levaduras, bacterias, hongos, y protozoarios. Muchas de las especies presentes son facultativas, es decir, son capaces de desarrollarse bajo condiciones aerobias y anaerobias. Las población microbiana puede ser afectada por sustancias tóxicas tales como, pesticidas y metales pesados, por lo que se debe tener cuidado con las concentraciones que se manejan al interior del humedal.

Un factor que influye en el comportamiento del humedal es la temperatura, ya que ejerce un rol importante sobre la actividad de los microorganismos y de las plantas acuáticas. Tomando en cuenta que es altamente dependiente de la variabilidad que existe durante el día y la estación del año correspondiente, es necesario su estudio y consideración durante el diseño y la operación (Kadlec y Knight, 1996).

Otra variable que influye en el comportamiento del humedal es la concentración de oxígeno presente en la zona radicular. Normalmente la reaireación atmosférica tiende a restaurar el oxígeno disuelto hasta su valor de saturación, sin embargo, en humedales con una alta carga orgánica y nitrógeno amoniacal, la difusión atmosférica es insuficiente para suplir ésta demanda de oxígeno por parte de los microorganismos. Se estima una difusión molecular directa de $0.11 \text{ gO}_2/\text{m}^2\text{día}$ (Tanner y Kadlec, 2003). Como resultante, generalmente se tienen concentraciones cercanas a cero, incluso cerca de la superficie del agua. El carbono orgánico consume $0.54 \text{ g O}_2/\text{g DQO}$, el amonio consume $4.3 \text{ mg O}_2/\text{mg N-NH}_4^+$ y corresponden a los principales demandantes de oxígeno en el medio (Tijhuis et al., 1994).

Debido a estas bajas concentraciones de oxígeno las condiciones existentes son extremadamente reductoras. Por lo que resulta más dificultosa la incorporación de nutrientes por parte de la raíz de la planta para su crecimiento y mantención. La cantidad de oxígeno disuelto que debe ser transferido al humedal, a través de las raíces, debe ser superior o igual a la cantidad requerida por los microorganismos para oxidar la materia orgánica. Se reportan valores entre 0.5 – 6.0 gO₂/m²día de liberación de oxígeno por las raíces de las macrófitas. (Tanner y Kadlec, 2003; Armstrong, 2000). Concentraciones de oxígeno disuelto entre 2 y 3 mg/L son adecuadas para mantener un sistema aerobio (Kadlec y Knight, 1996).

2.3 Influencia de las macrófitas en el tratamiento de aguas residuales.

Las plantas acuáticas presentes en humedales se denominan macrófitas (Brix, 1997). Utilizan energía solar para asimilar el carbono inorgánico para producir materia orgánica la que posteriormente es una fuente de energía para organismos heterótrofos. El término macrófita incluye plantas acuáticas que poseen tallos fácilmente visibles, éstas difieren de las algas por su organización al interior del tallo y se clasifican morfológicamente como arbóreas, herbáceas, anuales, perennes, emergentes, flotantes y sumergidas (Kadlec y Knight, 1996).

Los términos emergentes, flotantes y sumergidas se refieren al crecimiento que predomina en una especie, algunas especies pueden tener una o más de estas formas de crecimiento. El tipo emergente corresponde a plantas que poseen la mayor parte de su estructura sobre la superficie del agua, es decir, expuesta al aire, este tipo de planta puede soportarse a sí misma o bien por estructuras. Las plantas acuáticas sumergidas y flotantes corresponden a plantas acuáticas vasculares que se encuentran normalmente en humedales naturales y poseen tallos y hojas que preferencialmente flotan en la superficie del agua (Kadlec y Knight, 1996).

Todas las plantas acuáticas vasculares requieren de un intercambio gaseoso para suministrar el oxígeno necesario en la respiración celular y, también para eliminar gases como CO₂, que se van a acumular como producto final de los procesos metabólicos. Además, el exceso de agua existente en estos sistemas representa un estrés para la

vegetación debido a que estas condiciones de saturación inhiben la difusión de gases hacia y desde la raíz. Las bajas concentraciones de oxígeno disuelto favorecen la acumulación de gases tóxicos como H_2S y algunos iones como hierro y manganeso, además esta disminución del oxígeno se ve incrementada debido a la presencia de compuestos demandantes de oxígeno (Brix, 1997; Kadlec y Knight, 1996). Sólo las hidrófitas (plantas acuáticas) se encuentran adaptadas a condiciones adversas. El oxígeno llega hasta las raíces sumergidas de las plantas acuáticas gracias a la presencia de aerénquima. El aerénquima es una estructura hueca que en las especies mejor adaptadas a la falta de oxígeno, se extiende desde las hojas hasta los ápices radiculares. Esta red de canales no solamente permite el transporte de oxígeno, sino también facilita la salida de compuestos (Armstrong, 2000).

Es de gran interés conocer las cantidades de oxígeno que atraviesan hasta la zona de la raíz, con el fin de conocer el exceso disponible para la posterior utilización por parte de los microorganismos. Se han realizado mediciones con *Phragmites australis* crecida en grava donde se reporta un valor de $2.08 \text{ g O}_2/\text{m}^2/\text{d}$ de oxígeno transferido, mientras que la respiración radicular requiere $2.06 \text{ g O}_2/\text{m}^2/\text{d}$. Se concluye que para ésta experiencia en particular, el oxígeno transferido es suficiente para llevar a cabo el metabolismo radicular, pero no se puede considerar como una forma de aireación adicional (Brix, 1997; Kadlec y Knight, 1996).

En la Figura 2.2 se presentan las posibles vías que sigue el oxígeno en humedales. Las plantas acuáticas generalmente pueden sobrevivir por un tiempo sin respiración aerobia en la raíz, sin embargo, este tiempo debe ser corto y depende de la duración de los azúcares y otros compuestos orgánicos almacenados.

Para la sobrevivencia de la planta debe existir un balance neto de oxígeno positivo. Este oxígeno llega hacia la raíz a través de mecanismos de transporte interno, aerénquima (D) y la difusión a través del suelo (C). Ambos mecanismos deben exceder el oxígeno requerido por el metabolismo radicular (G). Si las plantas acuáticas no se encuentran adaptadas a suelos inundados ($D = 0$), en este caso el metabolismo de la raíz va a depender de la difusión de oxígeno desde la atmósfera (A), a través de la columna de agua (B) y a través de los sedimentos (F), para suplir la demanda por parte de los microorganismos (E) además de suplir la demanda de la raíz (G). El rol de las distintas zonas de las plantas acuáticas en el tratamiento se presenta en la Tabla 2.2.

Figura 2.2: Resumen de las posibles vías que sigue el oxígeno al interior de un humedal.

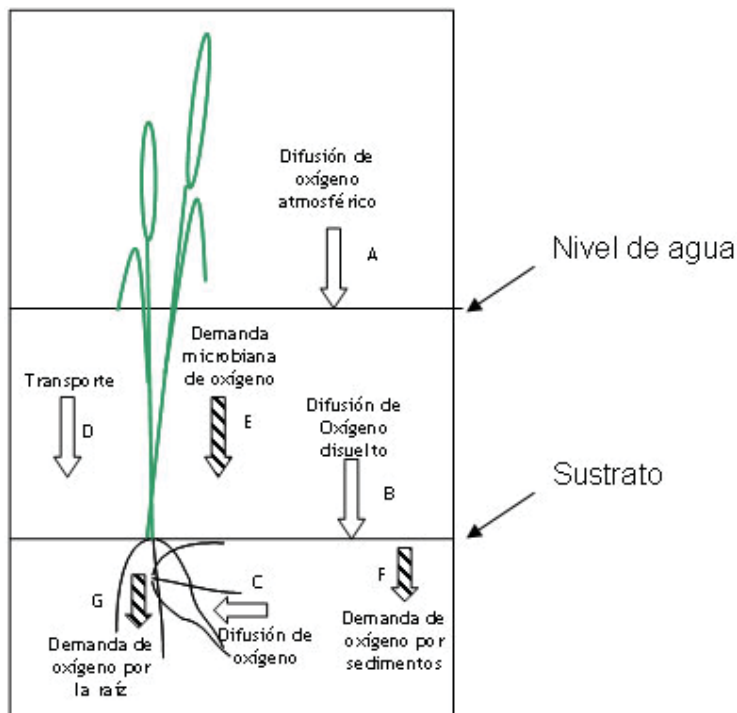


Tabla 2.2: Rol de las macrófitas en el tratamiento de aguas residuales a través de humedales.

Parte de la macrófita	Rol en el tratamiento
Parte aérea del tallo	Atenuación de la luz reduce el crecimiento del fitoplancton
	Influencia el microclima
	Reduce la velocidad del viento
	Apariencia agradable estéticamente
	Almacenamiento de nutrientes
Tallo sumergido en el agua	Efecto filtrante
	Reduce la velocidad del agua incrementando la sedimentación

	y reduce el riesgo de resuspensión
	Provee superficie para la adhesión de microorganismos
	Excreción de oxígeno fotosintético
	Incorporación de nutrientes

Raíces y rizomas en el soporte	Previene el taponamiento en sistemas con alimentación vertical.
	Liberación de oxígeno
	Incorporación de nutrientes
	Liberación de antibióticos

La vegetación requiere nutrientes para el crecimiento y reproducción, estos nutrientes son absorbidos a través de las raíces.

El fósforo contenido en la biomasa seca de un gran número de macrófitas varía entre 0.15 – 1.05 %, y se reporta que solo un 5% del fósforo cargado de agua residual doméstica es incorporado por las plantas. Se reporta un contenido de nitrógeno entre 5 – 10 % en plantas acuáticas (Stottmeister, 2003).

Se reportan valores de cosecha que varían entre 30 a 150 Kg ha⁻¹ año⁻¹ de fósforo y de 200-2500 Kg ha⁻¹ año⁻¹ para nitrógeno (Brix, 1997). Es importante realizar cosechas o podas con el fin de evitar que los nutrientes incorporados a la planta retornen nuevamente al agua a través de procesos de descomposición (Brix, 1997; Uusi-Kämpä et al., 2000).

En la literatura se mencionan nombres científicos de plantas acuáticas utilizadas en humedales construidos. Entre ellas se encuentran (Kadlec y Knight, 1996; Stottmeister, 2003).

Phragmites australis

Juncu spp

Scirpus spp

Typha angustifolia L.

Typha latifolia L.

Iris Pseudacorus L.

Acorus calamos L.

Glyceria maxima Carex spp

Carex spp

Scirpus spp nombre común Junco, pertenece a la familia de las ciperáceas, son perennes y crecen en grupos. Penetran en la grava alrededor de 0.6 m por lo que son muy apropiadas para humedales de tipo subsuperficial (Lara, 2000). Las temperaturas deseables varían entre 16 – 27 °C y el pH de 4 a 9. Entre otras características son robustas, capaces de prosperar bajo condiciones ambientales diversas, tienen facilidad de propagación y representan así una especie ideal para los terrenos pantanosos artificiales. Los rizomas plantados a intervalos de aproximadamente 1 m, pueden producir un soporte denso en el plazo de tres meses (Lara, 2000).

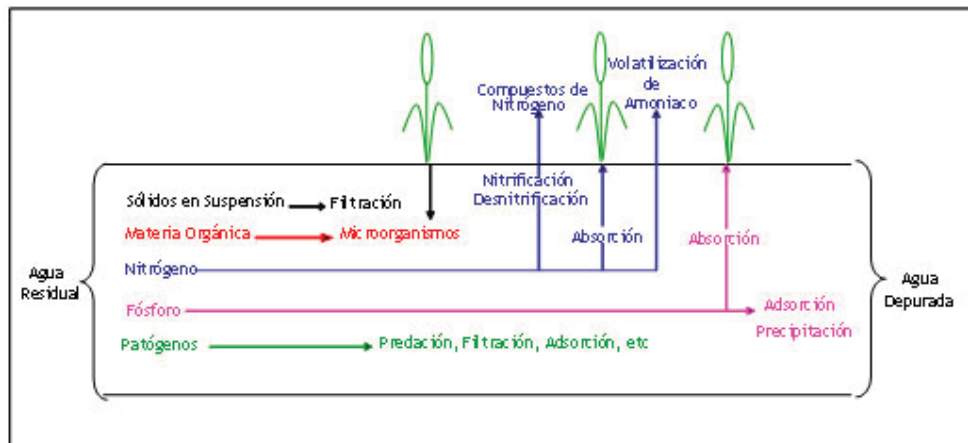
Typha latifolia, nombre común espadaña, crecen bajo diversas condiciones medioambientales, se propagan fácilmente, en un año logran un buen cubrimiento con una separación inicial de 0.6 m. Las raíces penetran hasta una profundidad de de 0.3 m. Typha posee altos contenidos de fósforo en su biomasa (Uusi-Kämpä et al., 2000).

2.4 Remoción de materia orgánica y nutrientes

Dependiendo de la cantidad de oxígeno transferido por las macrófitas y la disponibilidad de otros aceptores de electrones, los contaminantes pueden ser

metabolizados por varias vías. En la Figura 2.3 se presentan los principales mecanismos de remoción de contaminantes.

Figura 2.3 Principales mecanismos de remoción de contaminantes en humedales.



En los humedales SFS las zonas aerobias se van a encontrar principalmente rodeando las raíces y rizomas, en las zonas donde el oxígeno no se encuentra presente, se llevan a cabo procesos anóxicos como desnitrificación y anaerobios como reducción de sulfatos y metanogénesis.

2.4.1 Eliminación de materia orgánica.

Tanto los microorganismos fijos como los suspendidos son responsables de la degradación de compuestos orgánicos solubles, la degradación ocurre en forma aerobia o anaerobia dependiendo del oxígeno disponible en el medio de reacción. El oxígeno requerido para la degradación aerobia es suministrado directamente desde la atmósfera por difusión o liberado por las raíces de las macrófitas hacia la rizosfera. Estudios comprueban que las macrófitas no tienen participación directa en el proceso de degradación de materia orgánica (Tanner, 2001; Lee et al., 2004).

Los microorganismos heterótrofos son los principales responsables de la degradación de la materia orgánica. Otro grupo de bacterias que degradan compuestos orgánicos que poseen nitrógeno, es el grupo autótrofo. Ambos grupos, heterótrofos y autótrofos consumen compuestos orgánicos solubles, sin embargo, debido a la alta velocidad de crecimiento de las bacterias heterótrofas, se atribuye su participación como responsable en la disminución del DBO_5 en el sistema. Ahora, si el suplemento de oxígeno es insuficiente se va a interrumpir la oxidación biológica aerobia, sin embargo, si el oxígeno no se encuentra limitado va a gobernar la degradación aerobia en el sistema. Estas bacterias forman una biopelícula que se encuentra en superficies sólidas como; sedimentos, material de relleno, vegetación en descomposición y partes sumergidas de la vegetación activa.

La degradación anaerobia, se lleva a cabo en ausencia de oxígeno y es realizada tanto por bacterias facultativas, como heterótrofas anaerobias obligadas. La degradación tendrá lugar principalmente a través de tres etapas secuenciales: hidrólisis y fermentación, acetogénesis y metanogénesis. En la primera etapa los productos terminales son los ácidos grasos volátiles como: ácido acético, ácido butírico, ácido láctico, alcoholes y gases como CO_2 e H_2 . La sobreproducción de ácidos disminuye el pH de operación, lo que provoca una inhibición de las bacterias metanogénicas, las que se encuentran activas sólo en un rango de pH entre 6.5 – 7.5. La disminución del pH de operación se traduce en la emanación de malos olores (Kadlec y Knight, 2000).

La existencia de condiciones anaerobias posee ventajas como la menor producción de lodos que a largo plazo evitará el taponamiento del humedal (Lee et al., 2004).

2.4.2 Eliminación de nitrógeno

El nitrógeno se encuentra presente en varios estados de oxidación en el agua residual, entre éstos se encuentran NH_4^+ , NO_3^- , NO_2^- . Estos deben ser eliminados pues corresponden a los nutrientes limitantes para el proceso de eutrofización, además la excesiva presencia de NO_3^- en el agua potable puede causar el síndrome de los “bebés

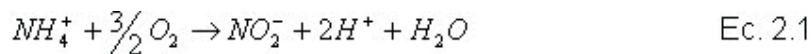
azules”: metahemoglobinemia y carcinogénesis, por ello el agua potable no debe contener más de 10 mg/l de NO_3^- (Carrera et al., 2003b).

El NH_4^+ es el más común en aguas residuales y corresponde a la principal forma de incorporación, tanto de la mayoría de las especies de plantas acuáticas, como de las bacterias autótrofas. Es importante recordar que el amoníaco a valores superiores de 0.2 mg/L es tóxico para la vida acuática (Kadlec y Knight, 1996).

En la remoción del nitrógeno, se utilizan las etapas de nitrificación y desnitrificación, donde el nitrógeno contaminante es transformado finalmente en nitrógeno gaseoso y regresado a la atmósfera.

En la nitrificación el amonio es oxidado a nitrato mediante bacterias nitrificantes en presencia de oxígeno. Este proceso se lleva a cabo en dos etapas: nitritación y nitratación (Carrera et al., 2003^a; Drizo, 1997).

Nitritación: Proceso realizado por bacterias amonioxidantes que obtienen su energía de la oxidación del amonio a nitrito.

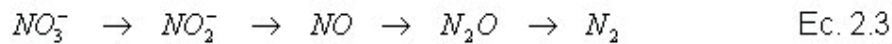


Nitratación: Proceso realizado por bacterias nitritoxidantes que obtienen su energía de la oxidación del nitrito a nitrato.

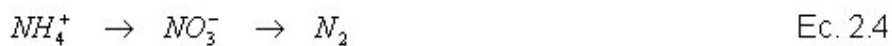


Ambos grupos bacterianos amonio oxidantes y nitrito oxidantes son autótrofas, la principal fuente de carbono es el CO₂. Poseen inhibición por sus respectivos sustratos de forma acompetitiva y como criterio general, para una nitrificación completa se aconseja que la concentración de oxígeno disuelto no sea menor a 2 mg/L (Ruiz, 2000).

La desnitrificación es esencialmente anóxica y se lleva a cabo por bacterias heterótrofas facultativas que obtienen su energía a partir de la oxidación de la materia orgánica, utilizando oxígeno o nitrato como aceptor final de electrones. Energéticamente es más favorable la utilización de oxígeno que de nitrato, por lo que la presencia de oxígeno disuelto inhibe la desnitrificación. En general las bacterias desnitrificantes son microorganismos que poseen un mecanismo respiratorio y que el nitrito o nitrato es utilizado como aceptor final de electrones en vez del oxígeno. Los microorganismos desnitrificantes son los responsables de regresar el nitrógeno fijado a la atmósfera. La mayoría puede reducir el nitrato a través de nitrito, luego óxido nitroso, óxido nítrico y finalmente nitrógeno molecular, según la siguiente relación.



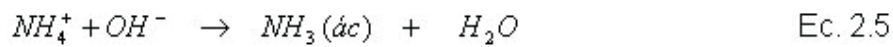
La eliminación vía nitrificación-desnitrificación supone cambiar el estado de oxidación del contaminante:



También supone un traslado del contaminante del medio acuoso (agua residual) al medio gaseoso (atmósfera), lo que le confiere la característica de irreversible.

La volatilización del amonio es otro proceso a través del cual es eliminado parte del nitrógeno presente en el agua residual y corresponde a un proceso fisicoquímico donde

el N-NH₄ se encuentra en equilibrio entre su estado gaseoso y formas hidroxilo. Tal como se indica continuación:



El amoníaco es un compuesto relativamente volátil, por ello puede ser removido de la solución hacia la atmósfera mediante difusión a través del agua hasta la superficie, y luego mediante transferencia de masa desde ésta hacia la atmósfera. Generalmente el amoníaco representa una pequeña fracción del amonio total presente en el agua residual, éste comprende menos de un 1 % a pH neutro y a una temperatura menor que 25 °C (Kadlec y Knight, 1996).

Se plantea que si el pH se encuentra por sobre de 7.5 la pérdida por volatilización en suelos inundados es significativa (Kadlec y Knight, 2000). A pH 9.3 la relación entre amoníaco y el ion amonio se encuentra en relación de 1:1 y por lo tanto la pérdida vía volatilización se ve incrementada. Los factores que favorecen la volatilización son la concentración de NH₃ en el agua, la temperatura, la velocidad del viento, la radiación solar, el número de plantas acuáticas y la capacidad del sistema a cambiar el pH durante el día. En humedales tratando aguas residuales domésticas generalmente el pH se encuentran alrededor del valor neutro, es por ello que este mecanismo se considera despreciable.

En humedales de flujo subsuperficial se reportan velocidades de carga para nitrógeno entre 10 y 60 kg/ha día (Lee et al., 2004; Kadlec y Knight, 1996).

Entre las condiciones que pueden limitar la remoción de nitrógeno en un humedal construido se encuentran:

Bajos tiempos de retención hidráulicos o bien una alta carga hidráulica.

Bajas temperaturas.

pH bajos o altos que van a inhibir tanto la nitrificación como la desnitrificación.

Una excesiva contribución de nitrógeno orgánico por parte de la vegetación y biomasa muerta.

Una insuficiente transferencia de oxígeno para llevar a cabo la nitrificación.

Baja disponibilidad de oxígeno debido a que existe una preferencia por la oxidación del carbono.

Baja alcalinidad como para permitir la nitrificación.

Insuficiente aporte de carbono para la desnitrificación.

2.4.3 Eliminación de fósforo

Los mecanismos de remoción de fósforo incluye la remoción biológica, asimilación por las plantas acuáticas, adsorción en el soporte, precipitación química con metales como Fe, Al y Mn y retención en sedimentos (Novak et al., 2004; Tanner et al., 1999).

La adsorción al soporte ha sido considerada como uno de los mecanismos más significativos (Farahbahshazad y Morrison, 2003; Johansson, 1997; Zhu et al., 1997), sin embargo, la contribución de este proceso no se conoce con exactitud aún (Kadlec y Knight, 2000; Drizo, 1997).

Los porcentajes de remoción de fósforo varían fuertemente en diferentes humedales según el tipo de suelo y agua residual tratada, con valores entre 39% y 92% (González, 2001; Dahab, 2001; Weedon, 2003). Se ha reportado que la remoción de fósforo en humedales no es constante, sino que varía con el tiempo de operación (Weedon, 2003; Tanner et al., 1999).

El fósforo es un nutriente limitante en el proceso de eutrofización. Este posee un único estado de oxidación PO_4^{3-} , por lo que la eliminación de fósforo no supone un cambio en el estado de oxidación (Carrera, 2004).

La eliminación biológica de fósforo ocurre por la capacidad de las PAO (organismos acumuladores de fósforo) de almacenar fosfatos, donde éstas acumulan más de lo que requieren para crecer. Ahora bien, el proceso se lleva a cabo en dos etapas, la primera anaerobia donde ocurre el consumo de AGV (ácidos grasos volátiles) y degradación del glicógeno almacenado, lo que da lugar a la formación de PHA (polihidroxialcanoatos), PHB (polihidroxitirato) y PHV (polihidroxitirato), con la consecuente liberación de PO_4^{3-} . Luego, en la etapa aerobia, se produce el consumo de PHA con la formación de glicógeno, biomasa y acumulación de PO_4^{3-} . La clave del proceso es que la acumulación aerobia es mayor que la liberación anaerobia (Guisasola et al., 2003).

La eliminación de fósforo supone un traslado del contaminante del medio acuoso (agua residual) al medio sólido (lodo de purga que en este tipo de tratamiento no se extrae) por lo que se acumula en el tiempo. Finalmente corresponde a un proceso reversible (Carrera, 2004)

2.4.4 Influencia de la estación del año sobre la remoción de contaminantes.

La incorporación de nutrientes por la vegetación y la transformación microbiana está directa e indirectamente influenciada por las condiciones climáticas.

El estrés por temperatura puede deberse al calor, al frío o a la congelación, ya que la velocidad de las reacciones químicas dependen de la temperatura, ésta modifica la estructura y la actividad de las macromoléculas y determina el estado físico del agua. En general las especies se ven expuestas a fluctuaciones estacionales de temperatura, baja en los meses de invierno y elevada en verano. El estrés por frío aparece entre 15 y 0 °C y por debajo de 0 °C se produce estrés por congelación.

Los tejidos vegetales presentan estructuras que permiten que el agua cristalice a temperaturas de entre -2 y -5 °C. Estas estructuras, denominadas puntos de nucleación del hielo, se encuentran en la pared celular, en las cavidades subestomáticas y en los espacios intercelulares. En estos lugares, suelen encontrarse bacterias epifitas, como *Pseudomonas syringae* y *Erwinia herbicola*, que actúan como puntos de nucleación. Si el cristal de hielo crece aumenta la concentración de solutos en el líquido extracelular y se produce deshidratación irreversible del citoplasma y muerte celular (Bieto, 2000)

La influencia indirecta incluye la dependencia de los procesos bioquímicos de las condiciones físicas del sistema. Entre éstas encontramos el tiempo de residencia hidráulico y la disponibilidad del oxígeno, las que junto a otras variables son afectadas por las condiciones climáticas. Tanto la incorporación de nutrientes como el tiempo de poda y cosecha de las plantas acuáticas van a variar con el clima (Brix, 1997). En la Tabla 2.3 se muestra la incorporación de nitrógeno y fósforo en diferentes climas en presencia de diferentes macrófitas.

Tabla 2.3. Incorporación de nutrientes en diferentes condiciones climáticas (Wittgren, 1997).

Región climática	Nitrógeno	Fósforo
Especie de planta	(kg ha ⁻¹ año ⁻¹)	(kg ha ⁻¹ año ⁻¹)
Subtropical (Florida, USA)		
<i>Eichornia crassipes</i>	1950-5850	350-1125
Caluroso (Nueva Zelanda)		
<i>Glyceria maxima</i>	950	130
Frío (Suecia)		

Glyceria maxima	198-321	30-48
Salix spp-tallos	107-199	23-30
Salix spp-tallos + raíces	251-367	48-66

Los procesos a través de los cuales ocurre la remoción de fósforo son: sedimentación y adsorción, los que son menos dependientes de la temperatura, no obstante, es necesario considerar la incorporación vía plantas acuáticas que tiene una dependencia directa con la temperatura (Brix, 1997; Wittgren, 1997).

Estudios realizados en clima frío-templado (Kadlec y Knight, 1996), muestran una clara influencia de la temperatura sobre la incorporación de fósforo a la vegetación, donde los valores de remoción reportados en primavera y otoño son altos y bajos en verano e invierno, lo que no concuerda con la premisa que la actividad biológica es mayor en verano y menor en invierno. Sin embargo, tomando en cuenta la forma de crecimiento de *Typha latifolia*, se observó un crecimiento máximo en primavera, mientras que en otoño entra en un período en el cual transporta una gran cantidad de nutrientes y biomasa al interior de sus rizomas.

2.5 Consideraciones de Puesta en Marcha y Operación

Durante el período de puesta en marcha el operador debe ajustar el nivel de agua al interior del humedal, con el fin de que en el período de plantación y adaptación de la vegetación el sistema se encuentre completamente inundado, favoreciendo así la penetración de las raíces en el soporte. A medida que esto ocurre, el nivel de agua debe ser ajustada hasta el nivel de diseño.

Lo esencial para la existencia de vegetación es disponer de agua, suelo, nutrientes y luz, sin duda el agua es el factor limitante, por ello la rápida disminución del nivel de ésta va a generar un medio hostil para las raíces, con la consecuente muerte de las plantas

acuáticas. Esta reducción del nivel de agua no debe exceder la tasa de crecimiento de las raíces y se recomienda un valor menor que 1 cm/d (Kadlec y Knight, 1996).

La densidad de plantación es otro factor importante a considerar, ya que va a determinar el tiempo que demore el humedal en estar completamente cubierto por la vegetación y también sobre el costo de ésta. Se recomienda una densidad mínima de plantación de 10000 plantas por hectárea (Kadlec y Knight, 1996).

Es necesaria la adición de macronutrientes como nitrógeno y fósforo en la primera etapa con el objeto de optimizar el crecimiento. Las concentraciones límite mínimas disponibles de fósforo son de 0.1 mg/L y para nitrógeno de 1 mg/L (Kadlec y Knight, 1996).

2.6 Patrón de Flujo en Humedales

Es importante el estudio del rol de las plantas acuáticas, del soporte y de los microorganismos en la remoción de contaminantes, sin embargo, también es importante estudiar aspectos relacionados con la cinética y los patrones de flujo.

El conocimiento de la distribución de tiempos de residencia permite conocer el tiempo de permanencia de un fluido al interior de un sistema y por lo tanto el tiempo disponible para las transformaciones físicas, químicas y biológicas en el reactor. Es necesario construir un modelo matemático que represente la distribución de tiempos de residencia, con el fin de utilizarlo para tener una visión simplificada de un sistema complejo (Werner y Kadlec, 2000)

En general el tiempo de residencia dentro de un reactor se define como el volumen de líquido que este posee dividido por el flujo de alimentación. Es importante indicar que

el volumen de agua en un humedal disminuye a través del tiempo, producto del crecimiento de las raíces, acumulación de sólidos no degradables y precipitados químicos.

Cuando el volumen de raíces y la cantidad de sólidos son muy grandes pueden producirse caminos preferenciales de flujo, lo que provoca un impacto directo sobre el comportamiento hidráulico y cinético del sistema.

La distribución de tamaños del soporte tiene una influencia directa en el taponamiento y formación de caminos preferenciales de flujo.

Para propósitos de diseño, el volumen ocupado por las raíces y otros sólidos se asumen insignificantes y el tiempo de residencia hidráulico teórico es calculado con el flujo de alimentación (considerando la precipitación y la evapotranspiración en el caso de climas extremos).

Las variaciones de flujo, el complejo camino interno, además de otros factores influyen en el comportamiento de los flujos internos de un humedal construido. Por ello es difícil predecir su comportamiento a través de modelos de flujo ideal como flujo pistón y reactores de mezcla completa (Kadlec y Knight, 2000).

Los modelos de flujo no ideales, como el modelo con dispersión y el de reactores en serie, han sido utilizados para simular experimentos de distribución de tiempos de residencia (RTD) en humedales construidos. Modelos como el multiparámetro han sido utilizados para representar complejos RTD en humedales (King et al., 1997; Werner y Kadlec, 2000).

Batchelor y Loots (1997) operando un humedal de flujo subsuperficial observaron la presencia de dos oscilaciones en la curva de concentración de trazador versus tiempo. Las oscilaciones se atribuyen a la presencia de dos vías paralelas. El modelo que interpreta los datos consiste en un reactor flujo pistón que representa la primera oscilación seguido por 11 reactores de mezcla completa en serie.

Otro estudio realizado en humedales reporta 3 modelos que se ajustan adecuadamente a los datos experimentales. El primero con 3 reactores de mezcla completa en serie, el segundo con 8 reactores flujo pistón en paralelo y el tercero con 3 reactores flujo pistón en paralelo (Urban, 1990).

Por lo anteriormente expuesto, se puede concluir que existe una gran variedad de comportamientos en humedales de flujo subsuperficial, y no existe un modelo generalizado, por lo que estos son específicos para cada sistema.

3 Materiales y métodos

3.1 Montaje de la instalación piloto

3.1.1 Humedales y Sistema de Bombeo

La instalación piloto consistió en seis humedales ubicados en paralelo (Figura 3.1). Cada humedal se construyó en hormigón simple con una impermeabilización asfáltica de 3 mm de espesor. Cada uno de 2 m de largo, 1 m de ancho y 0,6 m de profundidad con una pendiente de fondo de 3 cm entre la entrada y la salida. Las tuberías de conducción y evacuación de PVC de 2".

Las aguas servidas crudas, sin tratamiento previo, fueron recolectadas en una cámara de distribución principal (P1) y luego llevadas a una secundaria (P2). Desde ésta última se alimentaron gravitacionalmente los seis humedales en forma paralela. Las aguas ya tratadas se conducen aguas abajo hasta una cámara de acumulación (P3), desde donde son bombeadas hasta las lagunas de estabilización de ESVAL.

Los humedales se han operado con un caudal promedio de aguas servidas crudas de 12 L/h. La Figura 3.1 muestra un esquema de la instalación piloto. En cuanto a los materiales utilizados en las cámaras de distribución (P2) y la cámara acumuladora (P3) de salida fueron construidas de hormigón armado con impermeabilizante epóxico.

El sistema de bombeo, tanto para la alimentación como para la evacuación del agua tratada, posee sensores (válvula flotador) que permiten un funcionamiento automático de llenado y vaciado de cada una de las cámaras de distribución.

En la Figura 3.2 se muestra la instalación piloto en construcción y en la Figura 3.3 se muestran los humedales durante la etapa de operación.

Figura 3.1: Esquema de la instalación piloto (vista superior), P1: cámara receptora, P2: cámara de distribución y P3: cámara acumuladora.

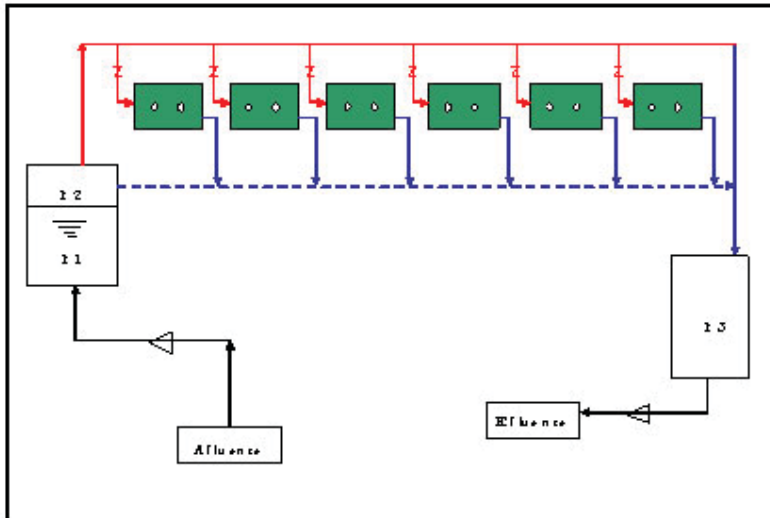
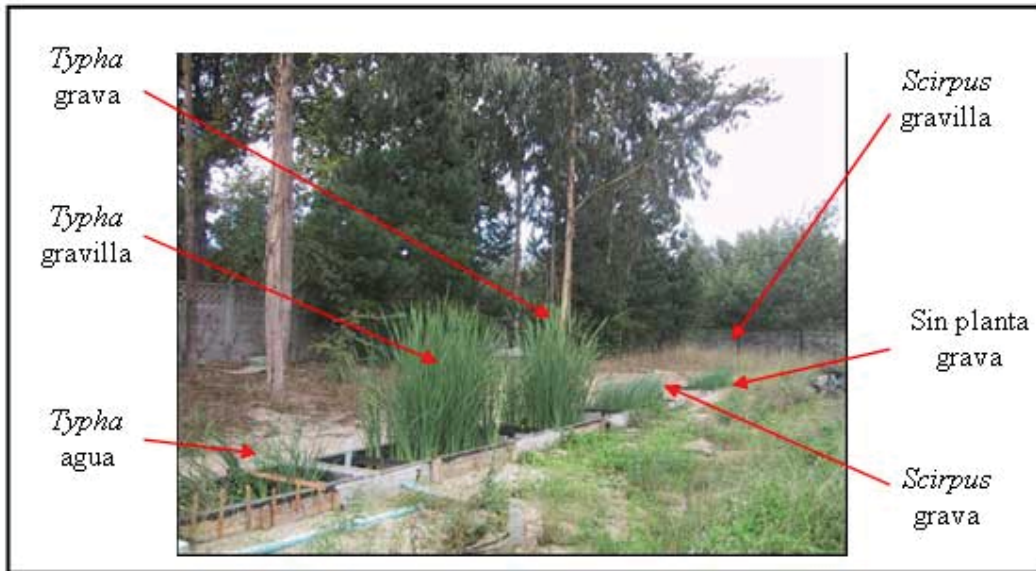


Figura 3.2: Vista de los instalación piloto durante su construcción.



Figura 3.3: Vista de los humedales en paralelo durante la etapa de evaluación.



En la operación de estos sistemas se emplearon dos bombas de iguales características para la alimentación y evacuación del agua. En la Tabla 3.1 se muestran las características de las bombas empleadas.

Tabla 3.1: Características de las bombas empleadas.

Característica	Rango
Velocidad (rpm)	1 – 100
Voltaje nominal (VAC)	200 – 260
Flujo máximo de 13 (m ³ /hr)	0,06 – 6
Flujo mínimo de 16 (m ³ /hr)	0,8 – 80

Se realizaron pruebas hidráulicas con el objeto de chequear que no existan fugas, ya sea en los humedales, como en los sistemas de transporte de fluidos. El procedimiento consiste en poner en funcionamiento el sistema completo con agua limpia.

Las plantas acuáticas utilizadas corresponden a Typha y Scirpus, el soporte utilizado corresponde a grava y gravilla, el análisis granulométrico del soporte se encuentra en el Apéndice 3. En la Figura 3.4 aprecia que cada humedal posee al inicio 10 cm de grava gruesa para favorecer la distribución del flujo evitando así la formación de caminos preferenciales (ver Figuras 3.6 y 3.7).

En la operación de los humedales se emplearon dos tuberías de PVC de 2" verticales y perforadas, ubicadas la primera a 60 y la segunda a 140 cm desde la entrada, las que se emplearon para la toma de muestras al interior del humedal, ver Figura 3.4 y 3.8.

Figura 0.4: Esquema general de cada humedal (vista lateral).

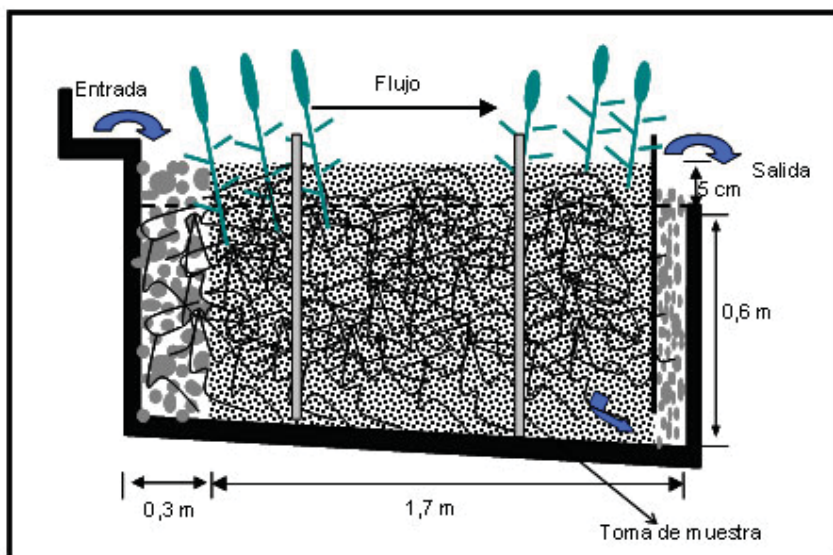


Figura 3.5 Vista superior de cada humedal construido.

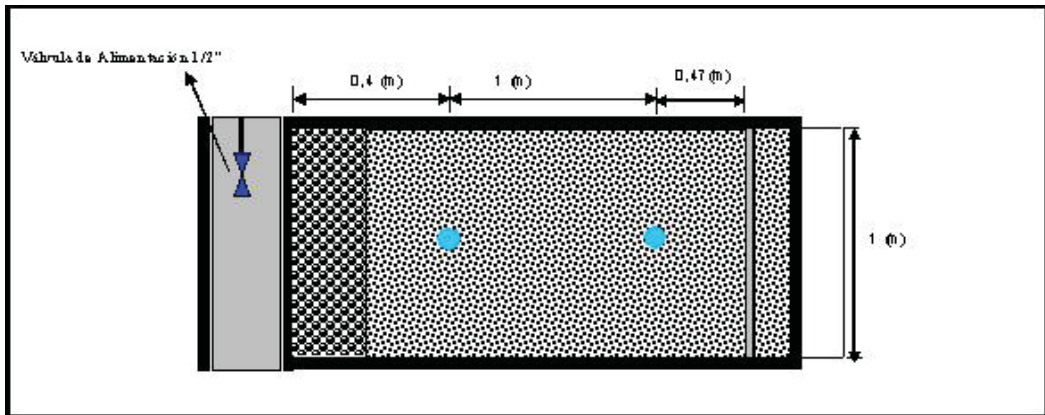


Figura 3.6: Vista superior del humedal con *Typha latifolia* gravilla.

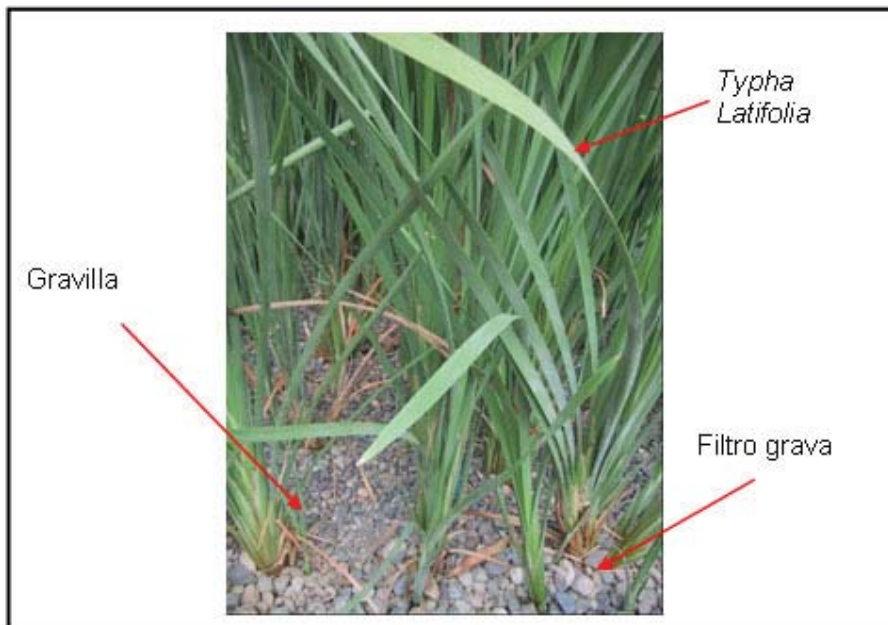


Figura 3.7: Vista superior del humedal *Scirpus* gravilla.

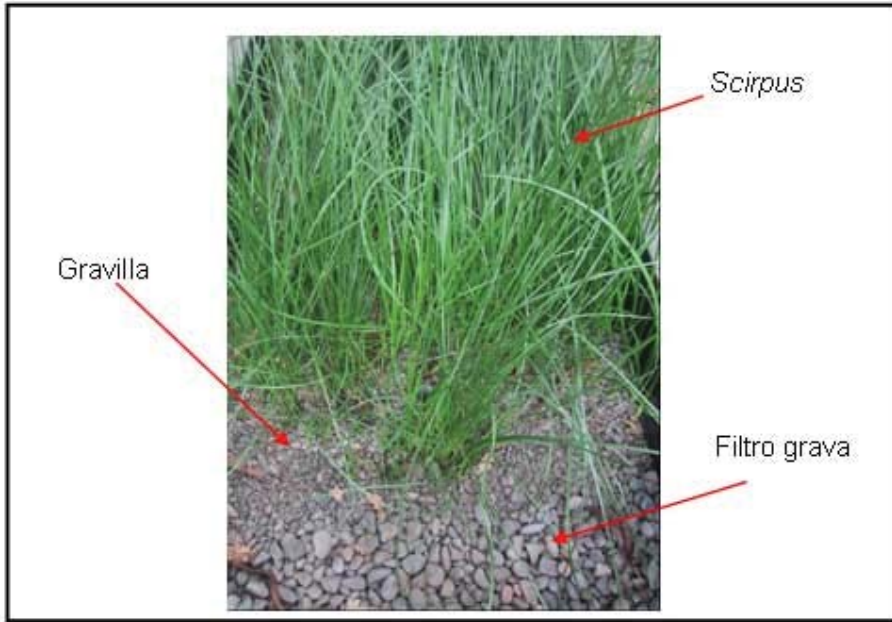
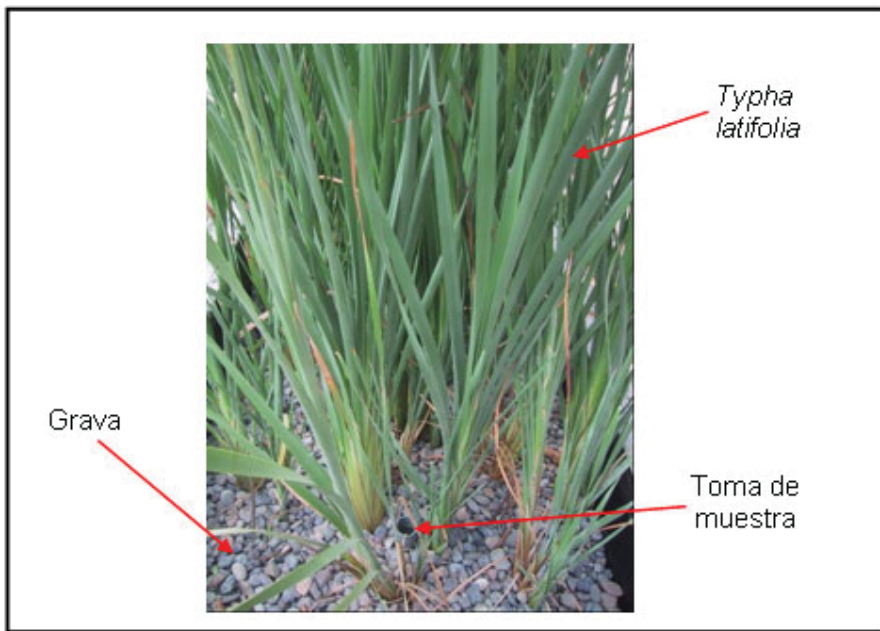


Figura 3.8: Fotografía de humedal con *Scirpus grava* (vista superior).



Cada uno de los humedales posee un sistema de compuertas y vertederos de cabecera y de cola que permiten regular el caudal de entrada y el nivel de agua en su interior. La

estructura de salida fue construida en fierro en forma de V para la medición del caudal del agua tratada, la que se puede muestra en la Figura 3.9 y 3.10.

Figura 3.9: Estructura de salida para la medición del caudal.

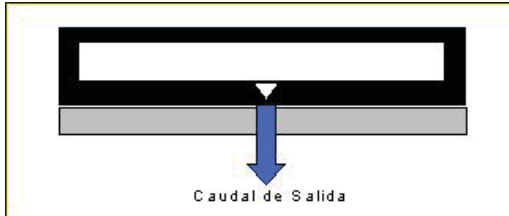
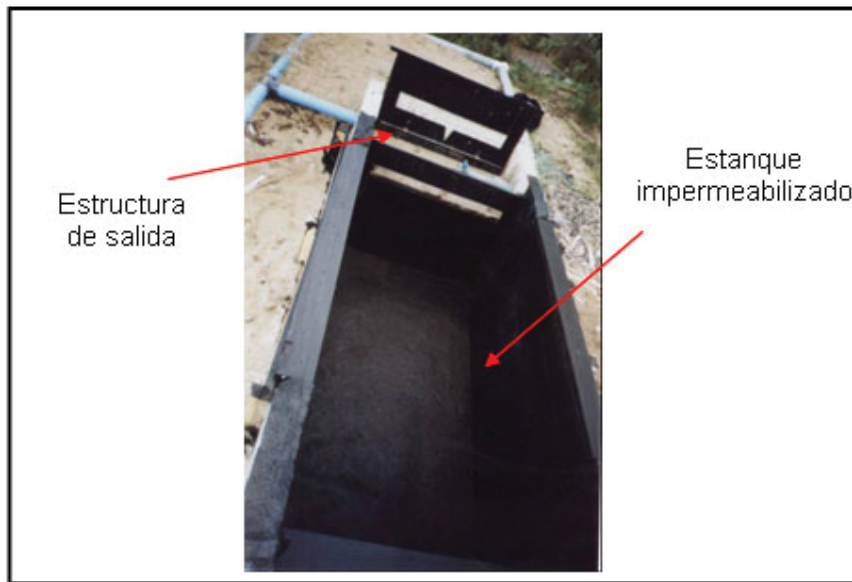


Figura 3.10: Fotografía de estructura de salida.



3.2 Metodología experimental

3.2.1 Selección de las macrófitas y soporte

La selección de las macrófitas se realizó de acuerdo a la disponibilidad y abundancia en la zona, además de tratarse de especies que se encuentran ampliamente distribuidas en el mundo y corresponden a dos de las especies más utilizadas para el tratamiento de aguas residuales en humedales construidos.

Con el fin de estudiar el efecto de la presencia o ausencia de relleno y macrófita, el tamaño del relleno y el tipo de macrófita, se implementaron seis humedales de la forma en que se indica en la Tabla 3.2:

Tabla 3.2: Tipo de soporte y macrófita utilizados en cada humedal.

Nº Humedal	Soporte	Tipo de soporte	Especie de macrófita
1	No	Sin soporte	Typha
2	Si	Gravilla	Typha
3	Si	Grava	Typha
4	Si	Grava	Scirpus
5	Si	Grava	Sin planta
6	Si	Gravilla	Scirpus

Las macrófitas utilizadas en ésta investigación son *Thypha latifolia* y *Scirpus*.

Para medir el crecimiento se eligieron 3 plantas por humedal a las cuales se les midió su altura.

Para la densidad se procedió a delimitar parcelas de 900 cm², en las cuales se contabilizó el número de tallos o vástagos cada dos semanas, se dispuso dos parcelas por humedal.

Los soportes seleccionados corresponden a grava y gravilla con un diámetro medio de 4 y 2.5 cm, respectivamente. El análisis granulométrico de los soportes se encuentra en el Apéndice 3.

3.2.2 Caracterización del soporte

Para la determinación de la granulometría del soporte se considera la masa de una muestra de ensayo; se tamiza la muestra y se determina la masa de las fracciones del árido retenidas en cada uno de los tamices, se calculan los porcentajes parciales retenidos y se expresa la granulometría (NCh 165 of. 77).

3.2.3 Determinación del Patrón de Flujo

Se utilizó como trazador cloruro de litio, ya que no es metabolizado por los microorganismos, es inerte y corresponde a un trazador comúnmente utilizado para estos fines (EPA, 2000., Kadlec y Knight, 1996., King y col, 1997).

El ensayo fue realizado en el humedal Scirpus-gravilla. Se agregaron 200 mL de una solución de 50 g/L de cloruro de litio. El flujo de alimentación fue monitoreado y mantenido constante en 12 ± 4 L/h. La recolección de muestras se realizó a la salida del sistema y la periodicidad fue de 6 horas hasta el término de la experiencia. La determinación de litio se realizó por espectrofotometría de absorción atómica con un límite de detección de 0.03 mg/L.

3.2.4 Puesta en marcha

La etapa de puesta en marcha tuvo como principal objetivo lograr que la vegetación se adaptara progresivamente al nuevo soporte y al agua residual, además es necesario dar las condiciones para que se desarrolle la flora bacteriana que crece en forma de biopelícula sobre la superficie del soporte y raíces de las macrófitas, y en forma suspendida en los intersticios del soporte.

La puesta en marcha consta de dos etapas, la primera donde el sistema es alimentado sólo con agua limpia y la segunda dónde ésta es remplazada por agua residual. Durante la primera etapa ocurre la plantación y adaptación de la vegetación al nuevo soporte. Esta etapa debe realizarse con agua limpia para permitir la realización de ajustes en el sistema en el caso de ser necesario, además con el fin de controlar el crecimiento de la vegetación es fundamental adicionar los nutrientes necesarios. Luego una segunda etapa que consiste en el arranque y operación del sistema con agua residual.

Plantación y adaptación

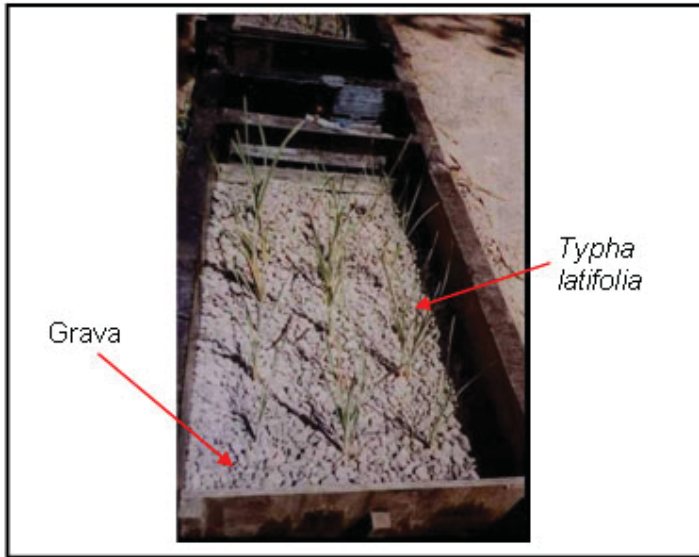
Las macrófitas fueron proporcionadas por la Escuela de Agronomía de la Pontificia Universidad Católica de Valparaíso. La propagación de éstas se realizó utilizando arena como soporte.

Se estableció en los humedales la especie Scirpus en un marco de plantación de 11×11 cm y Typha en uno de 30×30 cm, buscando minimizar el tiempo que demorarán en cubrir totalmente el soporte con sus raíces. La densidad inicial de plantación en cada humedal se detalla en la Tabla 3.3. En la Figura 3.11 se aprecia el humedal Typha creciendo en grava luego de la plantación.

Tabla 3.3: Disposición de especies, soporte y densidad inicial de plantas acuáticas.

Especie	Tipo de soporte	
	Grava	Gravilla
Typha	9 plantas/m ²	9 plantas/m ²
Scirpus	33 plantas/m ²	33 plantas/m ²

Figura 3.11: Fotografía del humedal Typha grava luego de la plantación.



Esta etapa tuvo una duración de 147 días y se inició con la alimentación discontinua de los humedales con agua limpia y nutrientes. Se dosificó al inicio 5 g de superfosfato como fuente de fósforo y 10 g de urea como fuente de nitrógeno, con el fin de entregar 0.5 g de nitrógeno/planta y 0.05 g de fósforo/planta; todo esto con el fin de favorecer el rápido enraizamiento de las macrófitas.

Debido a las bajas temperaturas que se registraron en las madrugadas durante este periodo fue necesario cubrir cada uno de los humedales con polietileno simple, permitiendo así que las macrófitas se adaptaran rápidamente al nuevo soporte, dando así lugar a la segunda etapa de la puesta en marcha que corresponde a la alimentación continua de agua residual doméstica.

Arranque

El flujo de alimentación durante ésta etapa fue de 12 ± 4 L/h. La Tabla 3.4 muestra la composición promedio del agua residual alimentada.

Tabla 3.4: Composición promedio del agua residual a tratar.

Parámetro	Concentración (mg/L)
Demanda Bioquímica de oxígeno (mg/L)	200-300
Sólidos Totales (mg/L)	100-300
Nitrógeno (mg/L)	20-85
Fósforo (mg/L)	4-15
Coliformes Fecales (NMP/100mL)	105-108
PH	6-9
Temperatura °C	10-25

Durante la operación con agua residual se monitorearon la densidad y la altura de las macrófitas con el fin de evaluar si ésta condición de operación presentaba ventajas o desventajas y se prolongó durante 100 días. Al finalizar la etapa el polietileno fue retirado y todos los humedales quedaron expuestos a las condiciones ambientales reales existentes en el lugar. Finalizando ésta etapa comienza la etapa de evaluación.

3.2.5 Operación y mantención

La operación se realizó en forma continua con un flujo de alimentación de 12 L/h que se mantuvo durante toda la experiencia. Se realizó un seguimiento de la DQO, del $P-PO_4^{-3}$, del $N-NH_4^+$, del pH a la entrada y salida de cada humedal y de la temperatura ambiental

Manejo de la vegetación

Se realizó un control sobre las plagas, ya que si bien estas macrófitas son resistentes, es posible que se vean fuertemente atacadas por piojillos, babosas y caracoles, que se alimentan de las hojas debilitando la planta, haciendo que éstas caigan sobre el material

granular aportando con una carga adicional tanto de materia orgánica como de nutrientes.

El día 75 de operación se realizó la poda de las macrófitas con el fin de controlar la densidad radicular y evaluar si ésta presenta algún beneficio sobre la remoción de contaminantes y sobre la vida útil del humedal.

3.3 Métodos analíticos

3.3.1 Demanda Química de Oxígeno (DQO)

Fundamento

La demanda química de oxígeno se utiliza como una medida del contenido de materia orgánica de una muestra, que puede ser oxidada por un agente químico oxidante muy fuerte. El resultado representa la cantidad de oxígeno requerido para la oxidación de la materia orgánica presente en la muestra. El método descrito permite la medición de muestras con DQO entre 50 y 500 mgO₂/L (APHA, 1992).

Materiales y equipos

Digestor de DQO a 150 ° C.
Bureta.
Pipetas o micro pipetas en el rango de 1 a 5 (mL).
Tubos de digestión con tapa rosca.
Matraces Erlenmeyer de 100 (mL) por cada tubo digerido.

Reactivos

Solución catalítica: Agregar 5,5 (g) de sulfato de plata (Ag_2SO_4) a 1 (kg) de ácido sulfúrico (H_2SO_4) concentrado y dejar reposar sin agitar por 3 días hasta que el Ag_2SO_4 sea disuelto completamente.

Solución digestora: Añadir 4,913 (g) de dicromato de potasio ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$, previamente secado a $103\text{ }^\circ\text{C}$ por 2 h) a 500 (mL) de agua destilada y agitar. Luego adicionar 33,3 g de sulfato de mercurio (HgSO_4) y finalmente 167 (mL) de ácido sulfúrico concentrado. Esperar a que se disuelva, enfríe y aforar a 1 L.

Solución indicadora de fenantrolina: Disolver 1,485 g de 1,10-fenantrolina monohidratada y 695 mg de $\text{FeSO}_4 \times 7 \text{H}_2\text{O}$ en agua destilada y aforar a 100 mL.

Solución estándar de sulfato ferroso amoniacal (FAS): Disolver 39,2 g de $\text{Fe}(\text{NH}_4)_2(\text{SO}_4) \times 6 \text{H}_2\text{O}$ en agua destilada. Agregar 20 mL de H_2SO_4 concentrado, enfriar y aforar a 1 L. Estandarizar la solución cada vez que se realiza una digestión. Para estandarizar ésta solución, añadir a un matraz Erlenmeyer de 100 mL 1,5 mL de solución digestora, 3,5 mL de solución catalítica y 2,5 mL de agua destilada. Dejar enfriar a temperatura ambiente y agregar 0,05 mL o 1 a 2 gotas de la solución indicadora y titular con la solución FAS.

Procedimiento

Cada vez que se utilizan los tubos es necesario lavar con HCL al 20%, para evitar errores en la medición y colocar teflón alrededor de los hilos. Añadir 2,5 mL de muestra y 1,5 mL de solución digestora. Cuidadosamente escurrir 3,5 mL de solución catalítica por la pared del tubo. De ésta manera se formarán dos fases, una clara que estará en la parte inferior del tubo dada por la solución catalítica y otra anaranjada en la parte superior dada por la muestra y la solución digestora.

Luego preparar uno o más blancos, en éstos se reemplazará la muestra por agua destilada. Posteriormente, hay que cerrar los tubos herméticamente y mezclar bien hasta que ambas fases se mezclen completamente.

Seguido esto, poner los tubos en el digestor a $150\text{ }^\circ\text{C}$ por 2 horas. Dejar enfriar a temperatura ambiente y traspasar su contenido a un matraz Erlenmeyer para ser titulado. A esto, adicionar 0,05 mL o 1 a 2 gotas de la solución indicadora y titular con la

solución FAS. El punto final de la titulación es un rápido cambio de color desde un verde azulado a café rojizo. Si al agregar el indicador la muestra se coloca rojiza, quiere decir que la DQO en esa dilución es superior a 500 mg/L y debe realizarse una nueva dilución.

Cálculos

La molaridad de la solución FAS se determina mediante la siguiente fórmula:

$$M_{FAS} = \frac{1,5}{\text{Volumen de FAS usado en la titulación (mL)}} \times 0,1 \quad \text{Ec 3.1}$$

La concentración de DQO se determina con la siguiente formula:

$$DQO(\text{mg O}_2/\text{L}) = \frac{(V_B - V_M) \times M_{FAS} \times 8000}{V} \quad \text{Ec. 3.2}$$

Donde:

V_B : mL de FAS gastado en la titulación del blanco.

V_M : mL de FAS gastado en la muestra.

M_{FAS} : Molaridad del FAS.

V : mL de muestra utilizada

3.3.2 Fósforo

Fundamento

Se determina utilizando el método de ácido vanadomolibdofosfórico y corresponde al más utilizado en el rango de 1 a 20 mg P / L. En condiciones ácidas, el ortofosfato

reacciona con el molibdato de amonio formando ácidos heteropolifosfórico y molibdofosfórico. Estos, en presencia de vanadio, forman ácido vanadomolibdofosfórico compuesto de color amarillo. La intensidad del color amarillo es proporcional a la concentración de fosfato en la muestra. La concentración mínima detectable mediante este método es de 200 $\mu\text{gP/L}$ (APHA, 1992).

Materiales y Equipos

Matraces de aforo de 25, 50 y 250 mL.

Vaso precipitado de 100 mL

Pipetas o micropipetas de 10 mL

Membrana filtrante de 0,45 μm de diámetro de poro y 25 mm de diámetro

Balanza analítica

Espectrofotómetro

Reactivos y soluciones

Solución A (reactivo de Molibdato): Disolver 25 g de molibdato de amonio $(\text{NH}_4)_6\text{Mo}_7\text{O}_{24}$, en 300 mL de agua destilada.

Solución B (reactivo de Vanadio): Disolver 1,25 g de metavanadato de amonio NH_4VO_3 , calentando hasta ebullición 300 mL de agua destilada. Se deja enfriar y se agregan 330 mL de ácido clorhídrico HCl concentrado.

Solución A-B (reactivo vanadio-molibdato): Verter la solución A sobre la solución B, se mezcla y se diluye a 1 L, realizar la operación bajo campana.

Solución estándar de fósforo: Disolver 219,5 mg de fosfato diácido de potasio KH_2PO_4 anhidro en agua destilada y aforar a 1 L, la concentración del patrón es de 50 $\mu\text{g P-PO}_4^{-3}/\text{mL}$.

Procedimiento

Si el pH de la muestra es mayor a 10, agregar una gota de indicador fenoftaleína a 50 mL de muestra y se elimina el color rojo agregando HCl antes de diluir a 100 mL. Si la muestra presenta color adicionar a 50 mL de muestra 200 mg de carbón activo, se mantiene por 5 minutos y se filtra para remover el carbón.

Colocar 35 mL de la muestra filtrada y agregar 10 mL de reactivo vanadato-molibdato y diluir a 50 mL con agua destilada. Preparar el blanco donde el volumen de muestra se sustituye por agua destilada. Esperar 10 minutos o más. Luego, medir la absorbancia de la muestra entre 400, 420 y 470 nm de acuerdo a la concentración esperada de fósforo en la muestra. (Para rangos de 1,0 a 5,0 de 2,0 a 10 y 2,0 a 10,0 mg P/L, respectivamente). La concentración de P presente en la muestra se determina mediante una curva de calibrado. (Apéndice 2)

Cálculos

La ecuación para el cálculo de la concentración de fósforo de fosfatos es:

$$P-PO_4^+ [mg P / L] = A \cdot Abs + B \quad \text{Ec. 3.3}$$

donde:

P-PO₄: Concentración de fósforo de fosfatos.

A: Pendiente de la recta obtenida en la curva de calibrado.

B: Intercepto de la recta obtenida en la curva de calibrado.

3.3.3 Nitrógeno amoniacal

Fundamento

La determinación de amonio se basa en la capacidad de intercambio iónico de una membrana hidrofóbica permeable a los iones disueltos en el medio acuoso, que separa la muestra de un electrodo interno que contiene una solución de cloruro de amonio. El amonio disuelto NH_3 y NH_4^+ son convertidos en NH_3 acuoso, elevando el pH de la solución hasta 11 utilizando NaOH 10N. El amoniaco difunde a través de la membrana cambiando el pH de la solución interna, siendo este cambio detectado por un electrodo de pH. El nivel fijo de cloruro en la solución interna es detectado por un electrodo de cloruro ion selectivo, el cual sirve como electrodo de referencia. Este método mide desde 0.03 a 1400 mg $\text{NH}_3\text{-N/L}$ en aguas residuales industriales y urbanas (APHA, 1992).

Materiales y Equipos

Electrodo de amonio Orion 95-12 Amonia.

Barras de agitación de 25 mm

Micropipetas de 5 mL y 1 mL

Matraz Erlenmeyer de 100 mL y 250 mL

Reactivos y Soluciones

Solución estándar 3,819 g NH_4Cl

Solución de NaOH 10 N

Procedimiento

Tomar 100 mL de muestra en un matraz Erlenmeyer de 150 mL y elevar el pH hasta pH 11 agregando NaOH. Introducir el electrodo a la muestra. Mediante agitación magnética homogeneizar la muestra y esperar hasta que la lectura se estabilice. La agitación debe ser suave para evitar el atrapamiento de burbujas de aire en la membrana del electrodo.

Con el valor obtenido en mV, determinar la concentración de amonio a partir de la curva de calibrado. Para la construcción de la curva de calibrado se requiere de una solución de cloruro de amonio estandarizada. Esta solución estándar se diluye hasta obtener una solución de 360 mg/L. A partir de esa solución, se realizan diluciones seriadas las que se leen con el electrodo de nitrógeno amoniacal. Luego se realiza la curva patrón usando una regresión logarítmica de la concentración de amonio y los mV leídos por el equipo.

En el Apéndice 1 se presenta una curva de calibrado característica para el nitrógeno de amonio.

Cálculos

La ecuación para el cálculo de la concentración de nitrógeno de amonio es:

$$N-NH_4 [mg N / L] = A \cdot Abs + B \quad \text{Ec. 3.4}$$

donde:

N-NH₄: Concentración de nitrógeno de amonio.

A: Pendiente de la recta obtenida en la curva de calibrado.

B: Intercepto de la recta obtenida en la curva de calibrado.

3.3.4 pH

La medición de pH se realizó mediante un electrodo de pH, conectado a un pH metro, marca Hannah Instruments. Ambos fueron calibrados con patrones de pH 4.0 y 7.0 a 20 °C.

3.3.5 Análisis de la remoción de materia orgánica, nitrógeno amoniacal y fosfato.

Los valores obtenidos de DQO, nitrógeno amoniacal y fosfato fueron analizados estadísticamente. Se realizó un análisis de Varianza para determinar la calidad de los datos obtenidos en los seis humedales para obtener el 90% de confianza. Este análisis se basa en la discriminación entre las medias utilizando el método de Fisher de la diferencia menos significativa (LSD).

4 Resultados

4.1 Determinación del Patrón de Flujo

En la Figura 4.1 se presenta la variación en la concentración de salida de trazador en el tiempo en el humedal plantado con *Scirpus* creciendo en gravilla. El muestreo se realizó hasta las 1135 horas, recuperándose un 30% del trazador inyectado (Tabla 4.1).

Figura 4.1. Variación de la concentración de salida del trazador en el tiempo en el humedal *Scirpus*/gravilla.

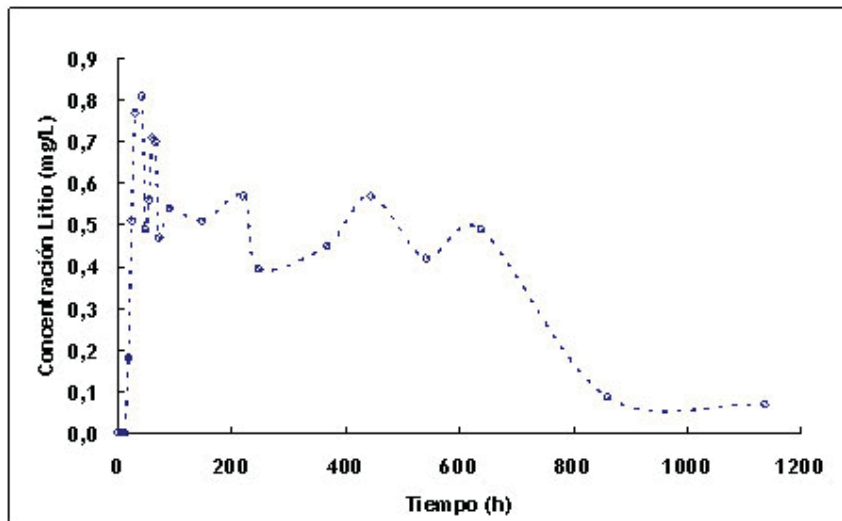


Tabla 4.1: Balance de Litio.

	Litio	
	mg	%
Entrada	1660	100

Salida	498	30
--------	-----	----

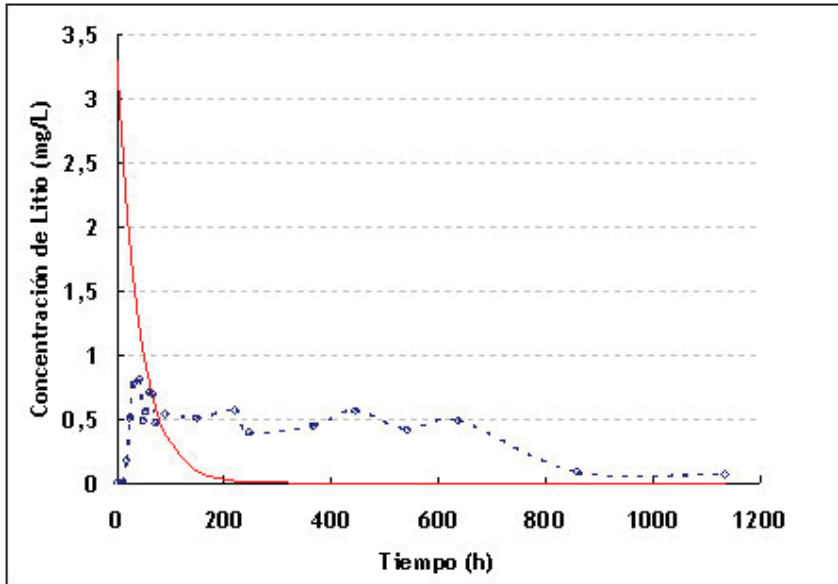
El flujo alimentado durante la experiencia fue de 12 ± 4 L/h. La variación en el flujo de entrada se debió a las variaciones en la presión de agua en la alimentación, este fenómeno es importante y debe ser considerado en el diseño ya que influye directamente en el balance de masa.

La masa de litio recuperado fue calculado mediante integración de la curva de concentración de litio versus tiempo.

Se probaron dos modelos de flujo para representar el comportamiento hidráulico del humedal, el modelo de mezcla completa y un modelo multiparámetro que considera el humedal como un sistema formado por reactores en serie con recirculación.

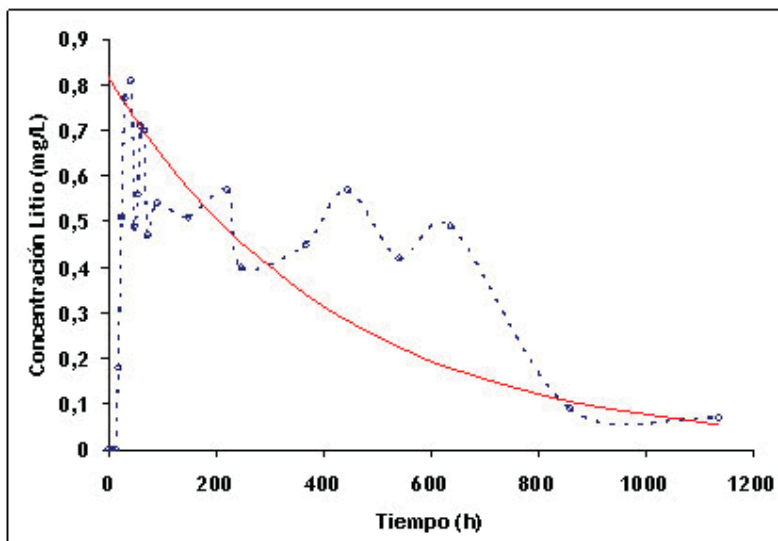
En la Figura 4.2 se presenta la simulación realizada con el modelo de reactor de mezcla completa y se observa que no se ajusta a los datos experimentales. Es importante destacar que este modelo considera un reactor de mezcla completa asumiendo que entra el 100% del trazador inyectado, lo que se aprecia al inicio de la curva donde se acerca a los 3 mg/L.

Figura 4.2. Variación de la concentración de salida del trazador en el humedal Scirpus/gravilla a través del tiempo (azul) y un reactor continuo de mezcla completa (rojo).



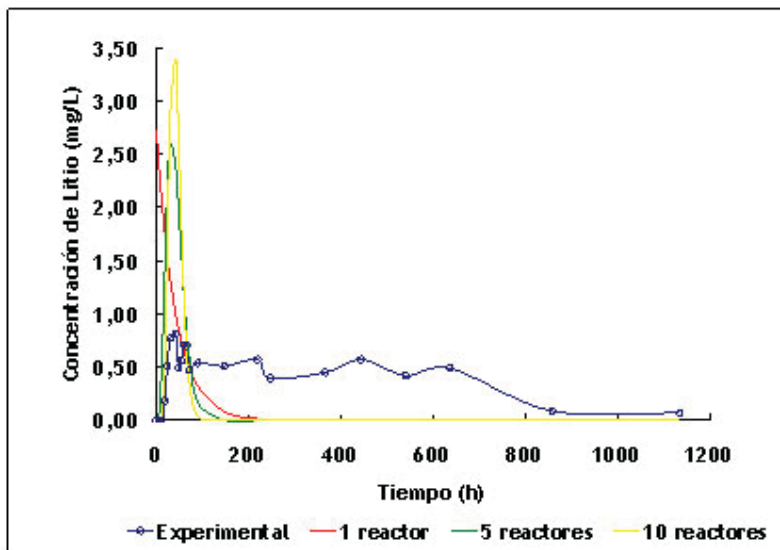
Luego se evaluó modelo de un reactor de mezcla completa asumiendo que se inyectó al humedal un 30% de litio (Figura 4.3), lo que permitió ajustar la concentración al inicio. Luego aumentando el tiempo de residencia 10 veces fue posible ajustar la cola del modelo a la curva experimental.

Figura 4.3. Variación de la concentración de salida del trazador en el humedal Scirpus/gravilla a través del tiempo (azul) y un reactor continuo de mezcla completa (rojo).



Cabe señalar que los datos experimentales tampoco ajustan a un modelo que considera varios reactores en serie sin recirculación, como se muestra en la Figura 4.4.

Figura 4.4. Variación de la concentración de salida del trazador en el humedal Scirpus/gravilla con un modelo de varios reactores continuos de mezcla completa en serie.

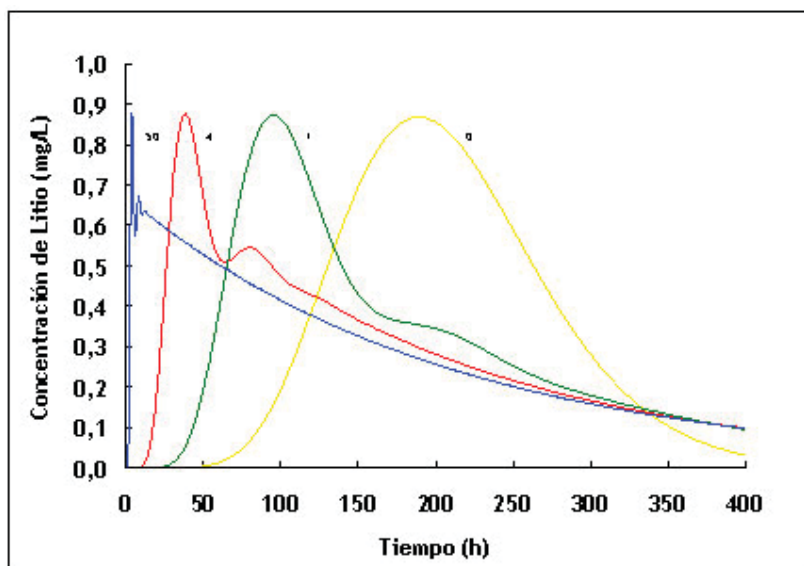


Las oscilaciones en la curva experimental (Figura 4.1) sugieren que es posible utilizar un modelo con recirculación (Levenspiel, 1972), el cual se basa en asumir un cierto número de reactores de mezcla completa en serie con recirculación (Apéndice 5). Los parámetros de este modelo, número de reactores (N) y razón de recirculación (r), fueron estimados mediante ajuste de curvas. Para esto se fijaron diferentes valores de N , y para cada uno de ellos se determinó el valor de r que minimizaba la diferencia entre la curva experimental y la que predice el modelo. Para la minimización se utilizó el método de Nelder-Mead implementado en Matlab.

La Figura 4.5 muestra el efecto de la tasa de recirculación en la concentración de trazador en la corriente de salida del modelo de varios reactores en serie con

recirculación. Estas curvas fueron construidas con el modelo utilizando 28 reactores, y variando la tasa de recirculación entre 0, 1, 4 y 50. Se aprecia que a valores crecientes de la tasa de recirculación, la concentración máxima de trazador es constante, pero el número de oscilaciones en la curva aumenta. Esto indica que el trazador permanece por más tiempo en el humedal y por lo tanto el tiempo de residencia del líquido al interior del sistema también es mayor.

Figura 4.5. Concentración de trazador simulado a diferentes tasas de recirculación (0, 1, 4 y 50), asumiendo 28 reactores de mezcla completa en serie.

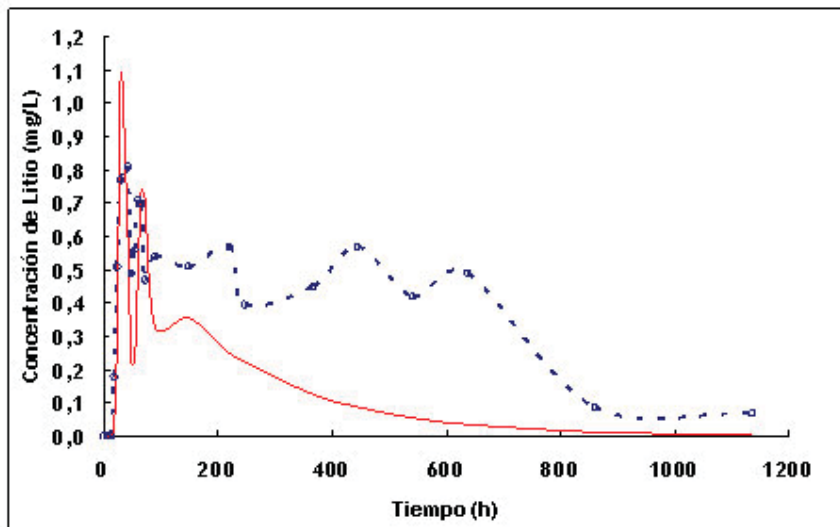


El ajuste del modelo de varios reactores de mezcla completa en serie con una corriente de recirculación se realizó asumiendo que se inyectó un 100% de trazador y el volumen posee un factor de corrección de 5, que corrige el tiempo de residencia del fluido al interior del humedal.

En la Figura 4.6 se compara la curva experimental y la predicción del modelo de reactores en serie con recirculación. El ajuste del modelo permitió calcular los dos parámetros, número de reactores 28 y tasa de recirculación 5.6. Se aprecia que el modelo se ajusta bien hasta las 140 horas, luego una cola alta en los datos

experimentales respecto de la predicción del modelo, la que se prolonga mas allá de las 1000 horas.

Figura 4.6: Variación de la concentración de salida del trazador en el humedal (azul) y el modelo de varios reactores de mezcla completa en serie con recirculación (rojo).



4.2 Puesta en marcha de la instalación experimental

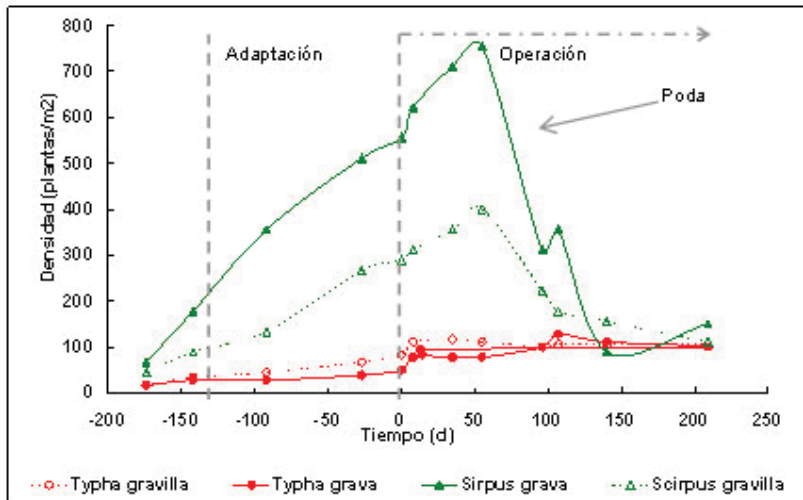
A continuación se presentan los resultados de la etapa de puesta en marcha, que se inicia con la alimentación de los seis humedales con agua limpia y nutrientes. Durante este período se observó un crecimiento saludable tanto de *Scirpus* como de *Typha latifolia*.

La plantación de las macrófitas se realizó 175 días antes del comienzo de la operación en continuo (Figura 4.7). El tiempo cero corresponde al comienzo de la operación en continuo, fin de la puesta en marcha.

En la Figura 4.7 se presenta la variación de la densidad de las plantas en el tiempo, en los humedales con soporte. Se aprecian 50 días entre la plantación y el comienzo de la puesta en marcha, período necesario para la formación de la biopelícula. La etapa de

puesta en marcha se extiende desde el día -125 a 0. La altura inicial en Scirpus fue de 10 cm y en Typha fue de 25 cm.

Figura 4.7. Densidad de macrófitas en los diferentes humedales en la etapa de adaptación y operación.



El cambio de agua limpia a agua residual se realizó el día -25, donde no se evidenció ningún efecto en la densidad, ésta observación fue de gran importancia ya que permitió asegurar que la vegetación se encontraba estable y no fue afectada por los constituyentes del agua residual urbana.

Es importante señalar que una operación limitante en la puesta en marcha es la adaptación de las macrófitas. En este caso, todas las macrófitas se adaptaron sin problema al nuevo soporte y agua residual, excepto el humedal sin soporte, donde el aumento de la densidad de vegetación fue más lento.

4.3 Seguimiento del crecimiento de las macrófitas durante la operación en continuo

En la Figura 4.8 se presenta el seguimiento de la altura de las macrófitas en el tiempo en presencia de los distintos soportes. El día 75 se realizó la poda de las macrófitas, las condiciones de operación se mantuvieron invariables tras realizarse la poda. Se aprecia que ambas macrófitas alcanzan una mayor altura en grava, lo que se atribuye a la facilidad de penetración de las raíces en este soporte. En la Tabla 4.2, se presentan las velocidades de crecimiento de Typha y Scirpus antes y después de realizada la poda.

Figura 4.8. Variación de la altura de macrófitas durante la etapa de adaptación y de operación.

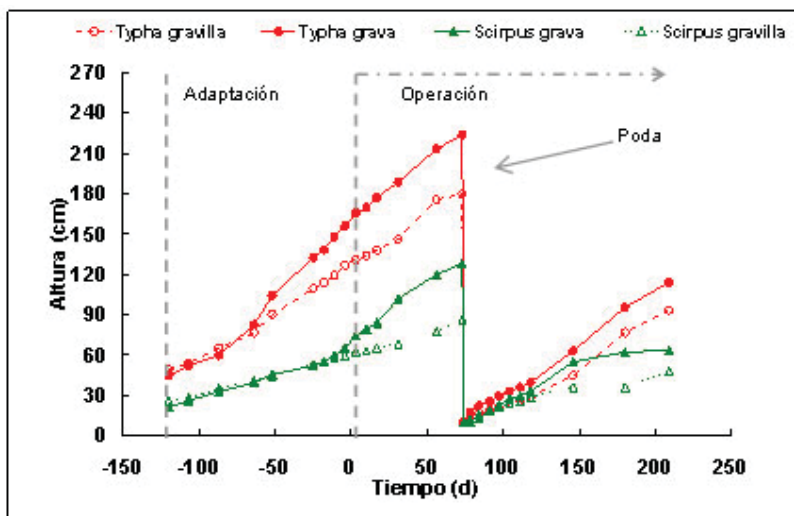


Tabla 4.2: Velocidades de crecimiento de las macrófitas en presencia de grava y gravilla, antes y después de la poda realizada el día 75 de operación.

Velocidad de crecimiento (cm/día)			
Planta	Soporte	Antes	Después
Typha	Grava	1 ± 0.22	0.75 ± 0.01

	Gravilla	0.7 ± 0.14	0.6 ± 0.14
Scirpus	Grava	0.55 ± 0.06	0.44 ± 0.12
	Gravilla	0.30 ± 0.03	0.25 ± 0.02

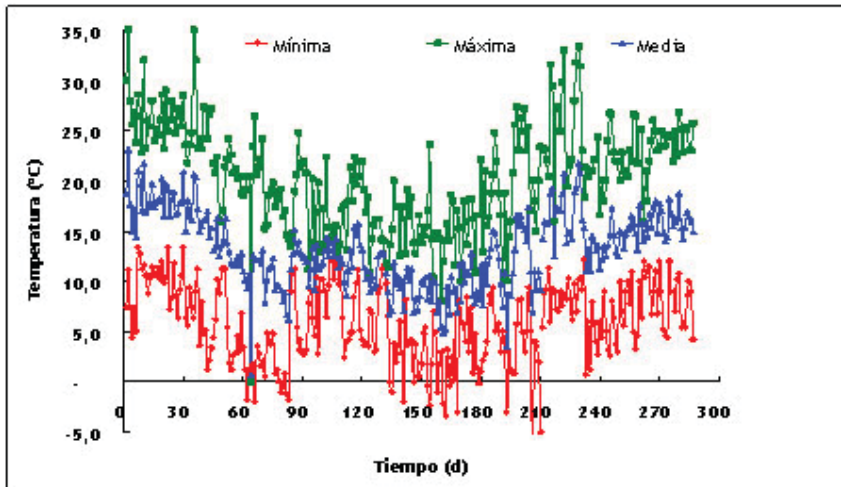
Se aprecia que después de realizada la poda el crecimiento fue más lento para todas las combinaciones planta/soporte, lo que se atribuye a la disminución en las temperaturas ambientales propias de la estación (invierno).

4.4 Remoción de materia orgánica y nutrientes

A continuación se presentan los resultados obtenidos durante la operación en continuo, la que se prolongó durante las cuatro estaciones del año, el día cero corresponde al fin de la puesta en marcha y comienzo de la etapa de cuantificación.

La concentración de materia orgánica (DQO), nitrógeno amoniacal y fosfato varió en la alimentación en un rango de 100–349, 29–90 y 6.4–12.2 mg/L, respectivamente. En la Figura 4.9 se presenta la variación en la temperatura ambiente durante la operación de los humedales, en invierno días 150-210 se registran las temperaturas mínimas.

Figura 4.9. Fluctuación de la temperatura ambiente durante el período de operación. En verde se presentan las temperaturas máximas, en azul las temperaturas medias y en rojo las temperaturas mínimas registradas.



En la Figura 4.10 se presentan los perfiles de pH, en términos de acidez y alcalinidad, éstos se mantienen estables. Los valores de pH mínimos reportados alcanzan 6.0 en los humedales Typha/grava y Scirpus/gravilla.

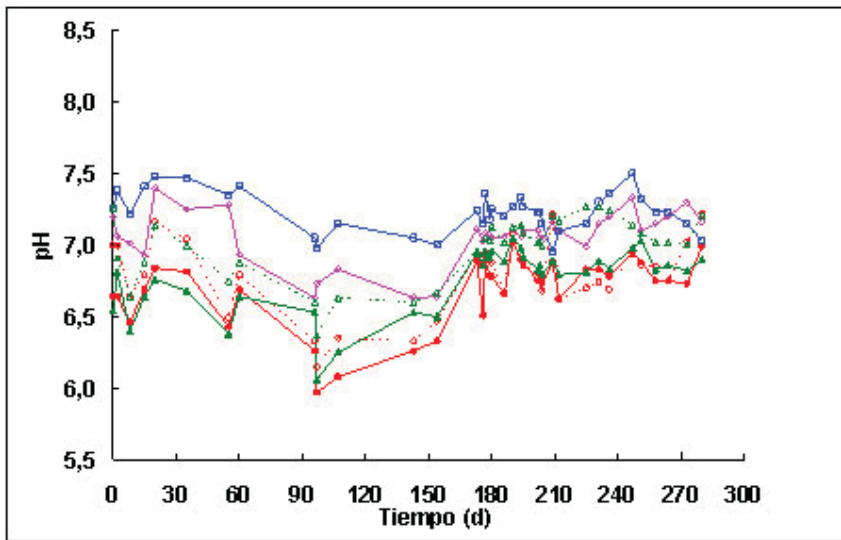


Figura 4.10. Evolución del pH en los diferentes humedales durante la etapa de operación.

(◇) entrada, (○) *Typha/gravilla*, (●) *Typha/grava*, (▲) *Scirpus/grava*,

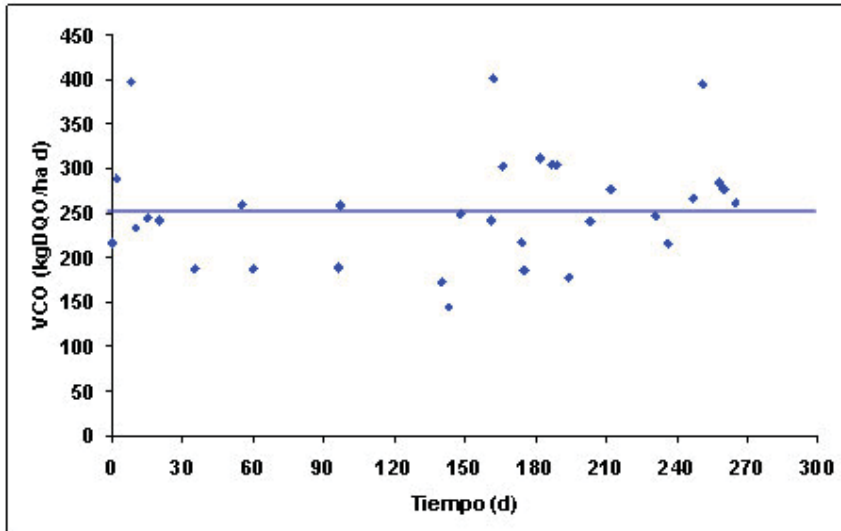
(□) sin planta/grava, (△) *Scirpus/gravilla*.

El humedal control (sin planta/grava) registra los valores más altos, alcanzando al comienzo de la operación 7.5, el que luego se mantiene estable sobre el valor neutro. Se observa como todos los humedales en presencia de macrófita presentan una disminución del pH respecto del valor de entrada, sin embargo, en el humedal sin planta se observó un leve aumento, lo que se atribuye a una mayor actividad microbiana en los humedales con macrófitas.

4.4.1 Remoción de materia orgánica

En la Figura 4.11 se presenta la variación en la velocidad de carga orgánica (VCO) aplicada a cada uno de los humedales durante la etapa de evaluación, reportándose una mínima y máxima de 144 y 400 KgDQO/ha día, respectivamente. Las oscilaciones de la VCO en la curva se deben a las variaciones en la concentración de entrada, ya que el caudal se mantuvo constante.

Figura 4.11. Velocidad de carga orgánica aplicada a cada uno de los humedales durante el período de operación.



En la Figura 4.12 se presenta el seguimiento de la concentración de entrada y salida de materia orgánica en los seis humedales. Se aprecia que las concentraciones de salida no se ven afectadas por la poda de las macrófitas, sin embargo, sí se observó un aumento en las concentraciones de salida desde día 150 en adelante, donde las temperaturas ambientales comienzan a fluctuar fuertemente entre el día y la noche, esto se puede apreciar en la Figura 4.9.

En las Figuras 4.13, 4.14 se presentan los perfiles de remoción de DQO total. La remoción de DQO en todos los humedales con grava o gravilla fueron siempre superiores a 42%. Esto indica que algún mecanismo acoplado a la presencia de soporte es relevante para la remoción de DQO.

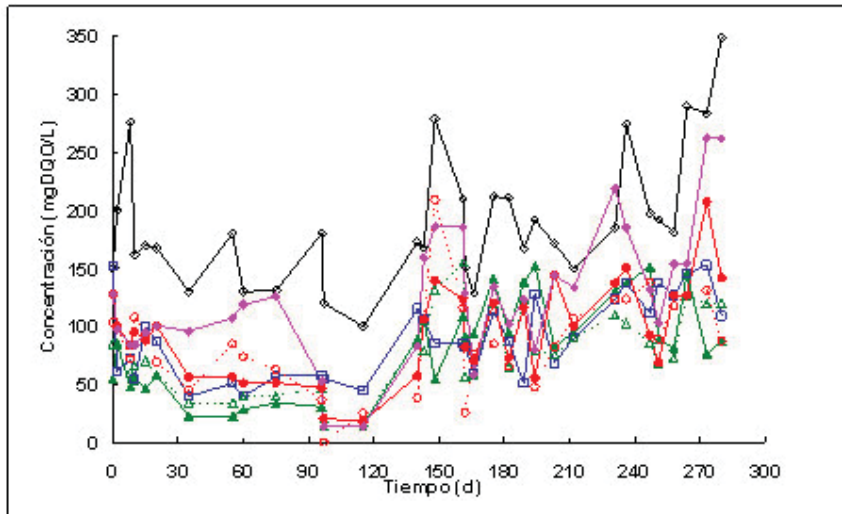


Figura 4.12. Concentración de DQO total de entrada y salida durante la operación de los diferentes humedales.

(◊) entrada, (◆) *Typha/agua*, (○) *Typha/gravilla*, (●) *Typha/grava*,

(△) *Scirpus/gravilla*, (▲), (□) sin planta/grava, *Scirpus/grava*.

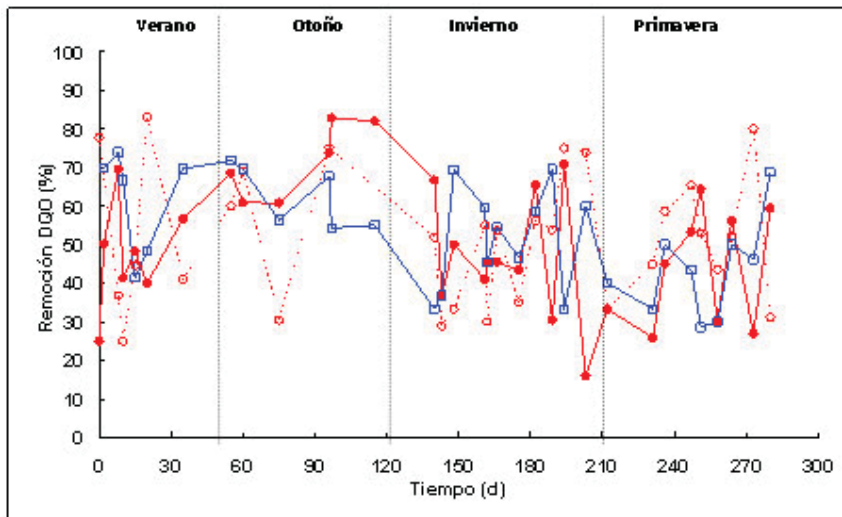


Figura 4.13. Remoción de DQO total para *Typha latifolia* durante la operación de los distintos humedales.

(□) sin planta/grava, (●) *Typha*/grava, (○) *Typha*/gravilla.

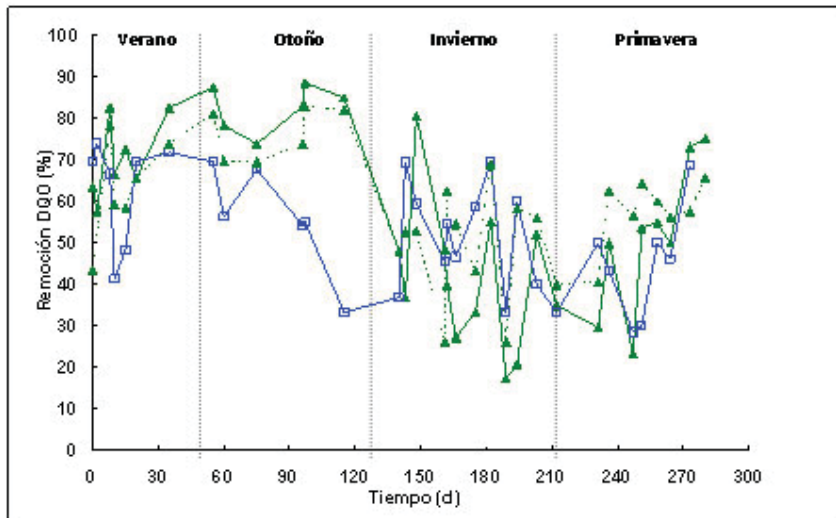


Figura 4.14. Remoción de DQO total para *Scirpus* durante la operación.

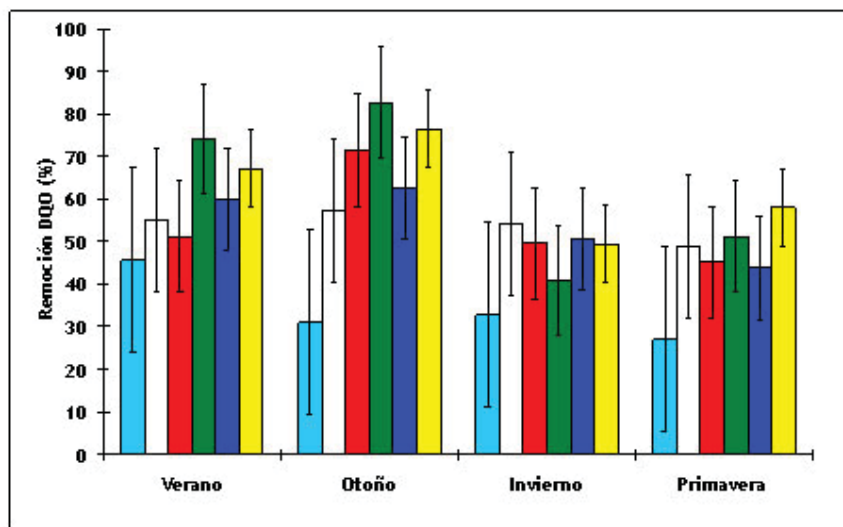
(□) sin planta/grava, (△) *Scirpus*/gravilla, (▲) *Scirpus*/grava.

En la Figura 4.15 se aprecia que en otoño se obtienen los valores más altos de remoción de toda la operación, alcanzando un valor promedio de 78, 72 y 70% en los humedales con *Scirpus*/grava, *Scirpus*/gravilla y *Typha*/grava, respectivamente.

En invierno la temperatura ambiental disminuye, registrándose valores mínimos de -6 °C durante las primeras horas de la mañana y máximos de 27°C durante el día. Las diferencias en la temperatura ambiental entre el día y la noche afectó la estabilidad de los humedales. Esto se aprecia en la disminución en la remoción a un valor promedio de 50 %, para *Typha* y *Scirpus* en ambos soportes (Figura 4.15), y en la disminución de la densidad de macrófitas, para *Scirpus* (600 - 300 plantas/m²) y para *Typha* (125 - 94 plantas/m²), la densidad de las macrófitas se puede ver en el apartado 4.2, Figura 4.7.

El comportamiento del humedal control, sin macrófitas, se mantuvo constante en cuanto a la remoción de DQO total durante las cuatro estaciones, y es similar a los humedales con macrófitas, *Typha*/grava y *Typha* gravilla con una remoción máxima de 65% en otoño y mínima de 45% en primavera, respectivamente. Alcanzando el humedal sin planta/grava un máximo de 60% durante el otoño y mínimo de 46% en primavera. La remoción de materia orgánica en el humedal sin planta/grava es mayor que en el humedal con *Typha* sin soporte. La remoción de DQO en el humedal sin soporte fue de 45% durante el verano y otoño, este valor disminuye a un 26% durante el invierno y primavera.

Figura 4.15. Valores medios de remoción de DQO total durante las cuatro estaciones. (celeste) *Typha*/agua, (blanco) *Typha*/gravilla, (rojo) *Typha*/grava, (verde) *Scirpus*/grava, (azul) sin planta/grava, (amarillo) *Scirpus*/gravilla.



4.4.2 Remoción de nitrógeno amoniacal

La remoción, junto con la temperatura ambiente disminuye en invierno, sin embargo, esto coincide con un aumento en las concentraciones de entrada, como se aprecia en la Figura 4.16. Las aguas residuales crudas tienen una concentración promedio de 40 mg/L hasta los 200 días de operación (invierno).

El nitrógeno amoniacal es removido por los diferentes humedales de acuerdo al perfil mostrado en la Figura 4.17 y 4.18. Durante el verano y otoño se registran los valores más altos en los humedales *Scirpus*/grava y *Scirpus*/gravilla. En los humedales *Typha*/grava y *Typha*/gravilla la remoción es superior a 60% durante el mismo período. Se destaca la capacidad de *Typha*/sin soporte en verano, que alcanza un 90% de remoción.

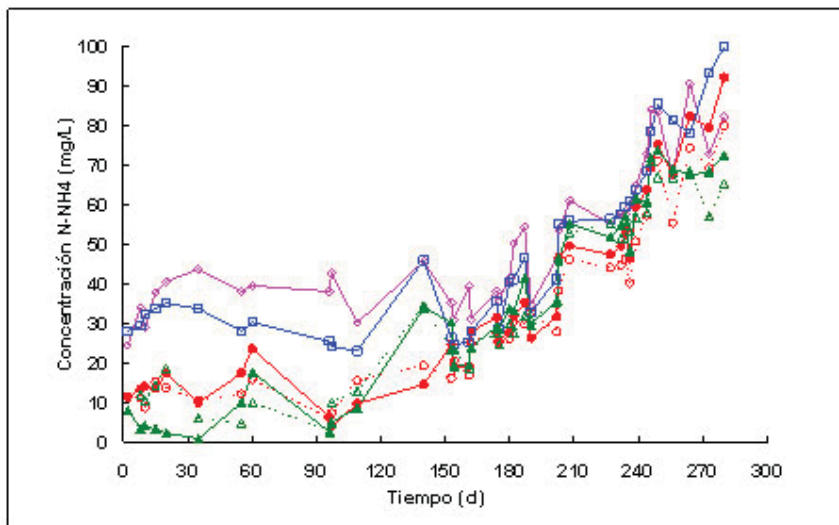


Figura 4.16. Concentración de N-NH₄ de entrada y salida durante la operación de los diferentes humedales.

(◇) entrada, (◆) *Typha*/agua, (○) *Typha*/gravilla, (●) *Typha*/grava,
 (▲) *Scirpus*/grava, (□) sin planta/grava, (△) *Scirpus*/gravilla.

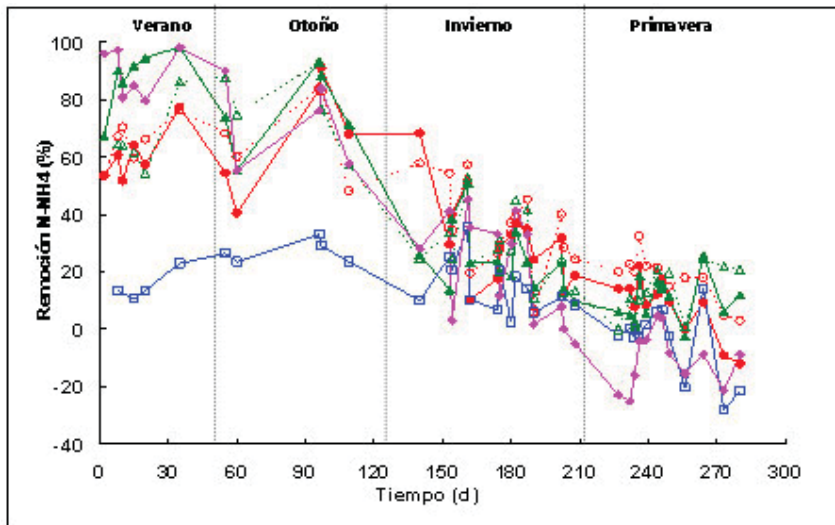
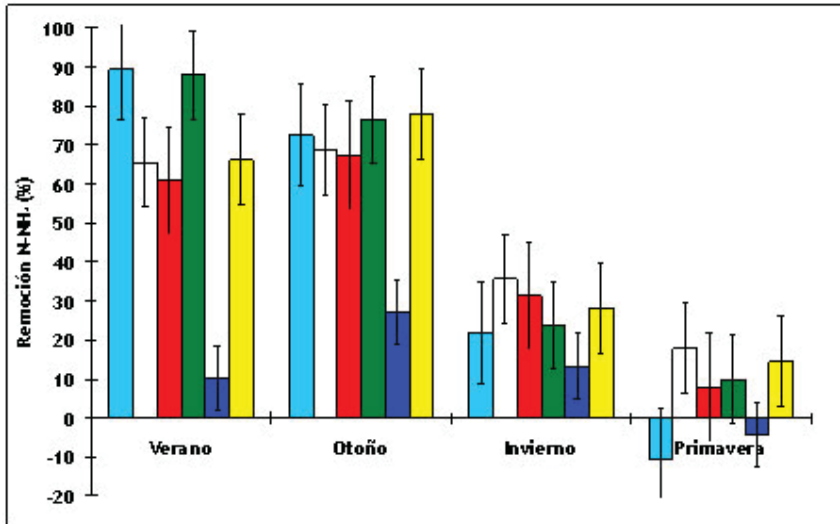


Figura 4.17. Remoción de N-NH₄ durante la etapa de operación de los diferentes humedales.

(♦) *Typha/agua*, (○) *Typha/gravilla*, (◻) *Typha/grava*,
 (▲) *Scirpus/grava*, (□) sin planta/grava, (△) *Scirpus/gravilla*.

En la Figura 4.18 se aprecia que el humedal control sin planta/grava registra remociones de 8, 27, 13 y 0% durante el verano, otoño, invierno y primavera, respectivamente. Estas remociones fueron bajas comparadas con los humedales en presencia de planta lo que indica que las macrófitas son fundamentales en la remoción de nitrógeno amoniacal.

Figura 4.18. Valores medios de remoción de nitrógeno amoniacal durante las cuatro estaciones. (celeste) *Typha/agua*, (blanco) *Typha/gravilla*, (rojo) *Typha/grava*, (verde) *Scirpus/grava*, (azul) sin planta/grava, (amarillo) *Scirpus/gravilla*.



4.4.3 Remoción de fósforo

El objetivo de este seguimiento fue determinar la influencia de las macrófitas, del tipo de soporte y de la temperatura sobre la remoción de fosfato. En la Figura 4.19 se presenta la concentración de $P-PO_4^{-3}$ en la corriente de entrada y salida para los seis humedales en estudio. La concentración de entrada tiene un valor promedio de 10 mg/L durante toda la operación del sistema. Se aprecia que las concentraciones de salida para los humedales con planta y soporte presentan valores inferiores a 6 mg/L durante los primeros 150 días de operación.

En la Figura 4.20 y 4.21 se presenta el perfil de remoción de $P-PO_4^{-3}$ para los seis humedales. Durante los primeros 120 días de operación, verano y otoño, se obtiene la mayor remoción de toda la operación en los seis humedales, alcanzando el humedal *Scirpus grava* un 80%. Sin embargo, en los humedales *Typha* sin soporte y sin planta *grava* la remoción fue de un 15%. Se aprecia que la presencia de planta y de soporte es vital para lograr niveles de remoción altos.

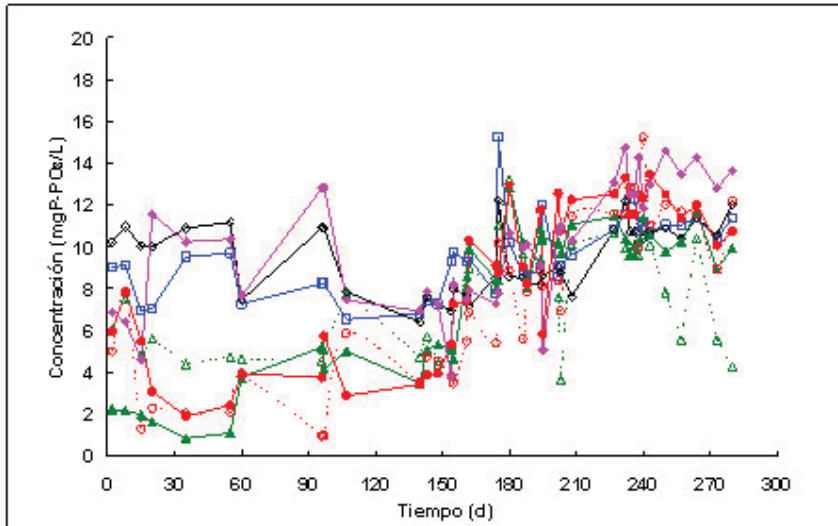


Figura 4.19. Concentración de $P-PO_4^{3-}$ de entrada y salida durante la operación de los diferentes humedales.

(◇) entrada, (◆) *Typha/agua*, (○) *Typha/gravilla*, (●) *Typha/grava*,
 (▲) *Scirpus/grava*, (□) sin planta/grava, (△) *Scirpus/gravilla*.

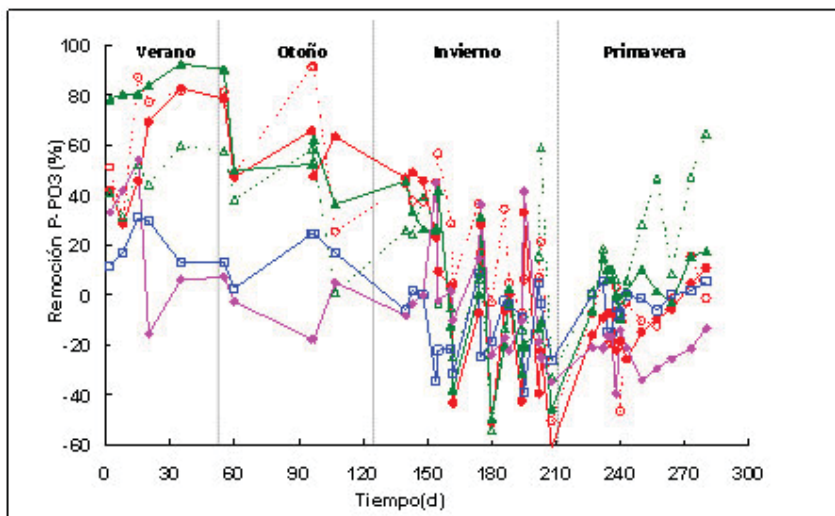


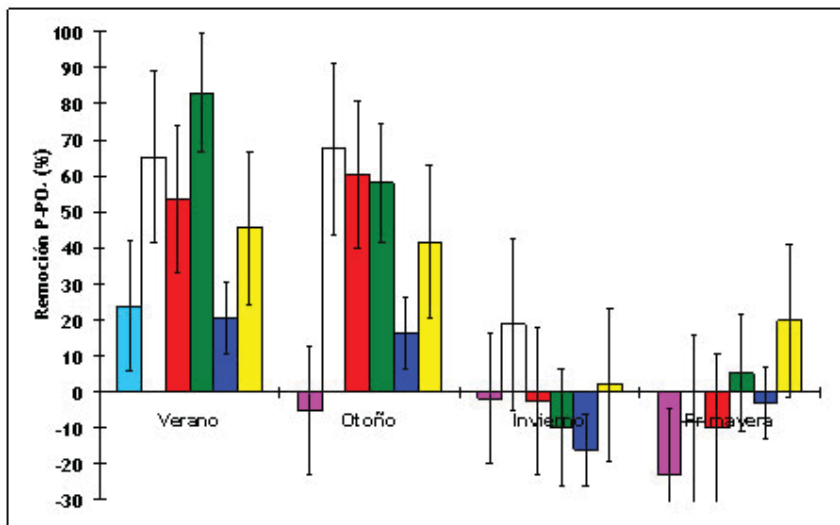
Figura 4.20. Remoción de $P-PO_4^{3-}$ durante la operación de los diferentes humedales.

(♦) *Typha*/agua, (○) *Typha*/gravilla, (♦) *Typha*/grava,

(▲) *Scirpus*/grava, (□) sin planta/grava, (△) *Scirpus*/gravilla.

Entre los días 150 y 200, invierno, la temperatura baja registrándose una mínima de -6°C y máxima de 27°C durante el día. La disminución en la remoción está asociada a la gran diferencia entre las temperaturas extremas registradas, lo que provocó una disminución en la densidad de macrófitas. La remoción en los humedales *Typha* grava y *Scirpus* gravilla es de 20% y 5%, respectivamente. En primavera sólo los humedales con *Scirpus* presentan remoción.

Figura 4.21. Valores medios de remoción de P-PO_4^{-3} durante las cuatro estaciones. (celeste) *Typha*/agua, (blanco) *Typha*/gravilla, (rojo) *Typha*/grava, (verde) *Scirpus*/grava, (azul) sin planta/grava, (amarillo) *Scirpus*/gravilla.



5 Discusión

5.1 Patrón de flujo

El análisis de la curva de trazador a la salida del humedal plantado con *Scirpus* creciendo en grava (Figura 4.1) indica que al utilizar un modelo de flujo ideal como un reactor de mezcla completa es posible seguir la tendencia de los datos, sin embargo, no predice las oscilaciones de la curva. Las oscilaciones pueden ser modeladas empleando varios reactores en serie con recirculación.

Se postula que estas oscilaciones se presentan al existir espacios que se conectan de forma intermitente con una corriente principal. Debido a esto, el trazador permanece mayor tiempo al interior del humedal, siendo el tiempo de residencia diez veces mayor al teórico. El pequeño flujo de agua residual alimentada, la sedimentación de sólidos y el bloqueo de los espacios debido al crecimiento de raíces son factores que pueden favorecer la formación de caminos preferenciales, que se derivan de otras vías cerradas no conectadas a la salida, lo que provoca este aumento en el tiempo de residencia de las partículas al interior del humedal.

Estos caminos preferenciales pueden ser modelados por una serie de reactores de mezcla completa con recirculación. Donde a mayores tasas de recirculación aparecen las oscilaciones, debido a que la masa de trazador que no sale, entra en la corriente de recirculación a través del humedal e ingresa nuevamente.

La razón de recirculación representa el agua que permanece en las vías que se conectan de forma intermitente a la corriente principal. El ajuste del modelo a la curva de respuesta del trazador permitió calcular los dos parámetros, el número de reactores, 28 y la razón de recirculación, 5.2. Sin embargo este modelo no logró representar la alta concentración de trazador que aún permaneció en la corriente de salida luego de las 200 horas. El modelo de un reactor de mezcla completa si logró representar la cola alta,

debido a que este se ajustó con un tiempo de residencia 10 veces mayor y que la masa de trazador inyectada correspondía a un 30 % del total.

5.2 Influencia de la concentración de entrada, estación y tipo de sistema sobre la remoción de materia orgánica, nitrógeno amoniacal y fosfato.

Se calculó la remoción de materia orgánica, $P-PO_4^{-3}$ y $N-NH_4^+$ a partir de los resultados obtenidos de concentración de entrada y salida de cada humedal. Con estos datos se realizó un análisis de varianza, con el fin de determinar la influencia de la concentración de entrada, del tipo de soporte, especie de macrófita y la estación del año sobre la remoción de materia orgánica $P-PO_4^{-3}$ y $N-NH_4^+$. Este análisis se basa en la discriminación entre las medias, utilizando el método de Fisher de la diferencia menos significativa (LSD). Todos los análisis se realizaron para un 90 % de confianza.

El análisis de concentraciones de entrada se realizó separando los datos en tres rangos alto, medio y bajo, mediante análisis de percentiles. En la Tabla 5.1 se muestran los rangos para DQO total, $N-NH_4^+$ y $P-PO_4^{-3}$.

Tabla 5.1: Rangos para la determinación de la influencia de la concentración de entrada.

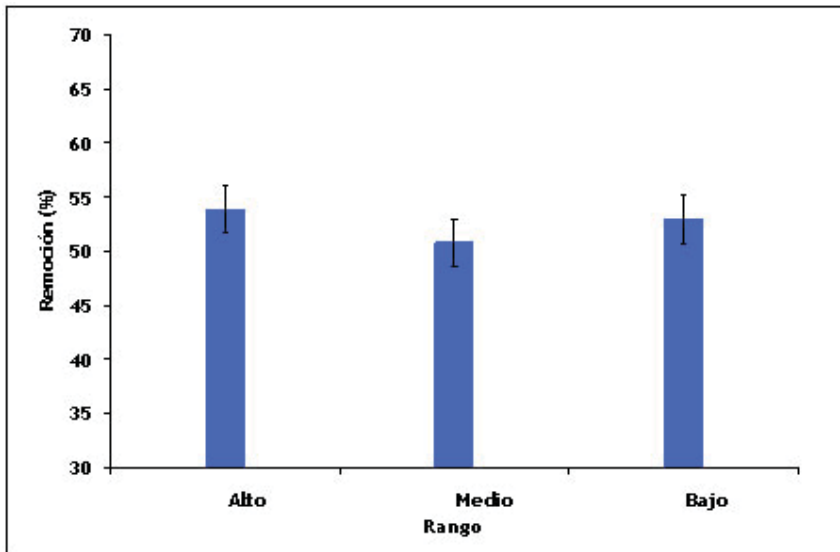
	Bajo	Medio	Alto
DQO (mg/L)	100-167	167 - 192	192 - 349
$N-NH_4^+$ (mg/L)	29 – 39	39 – 58	58 – 90
$P-PO_4^{-3}$ (mg/L)	6.4 -8.5	8.5 – 11	10.7 – 12.2

Las temperaturas máxima y mínima de cada una de las estaciones fueron: verano 35.0 y 1.2 °C, otoño 26.4 y -2.4 °C, invierno 27.4 y -6.0 °C y primavera 22.2 y 0.7 °C.

5.2.1 Efecto de la concentración de entrada sobre la remoción de materia orgánica.

En la presente investigación la remoción de materia orgánica no se ve afectada por la concentración de entrada, entre los valores mínimo (100 mg/L) y máximo (349 mg/L) aplicados ($p > 0.1$). Los tres rangos de concentración se agrupan presentando un promedio de remoción de un 52% (Figura 5.1). El sistema se acomoda al aumento de la carga, siendo la mínima y máxima de 190 y 390 KgDQO/ha día, respectivamente.

Figura 5.1: Influencia de la concentración de entrada sobre la remoción de DQO total.



La remoción alcanzada en esta investigación se encuentra dentro de lo reportado en otros estudios realizados en humedales de flujo subsuperficial horizontal, donde se obtiene entre 25 y 70% de remoción de materia orgánica (Lakatos et al., 1997; Kaseva, 2004; Batchelor y Loots, 1997).

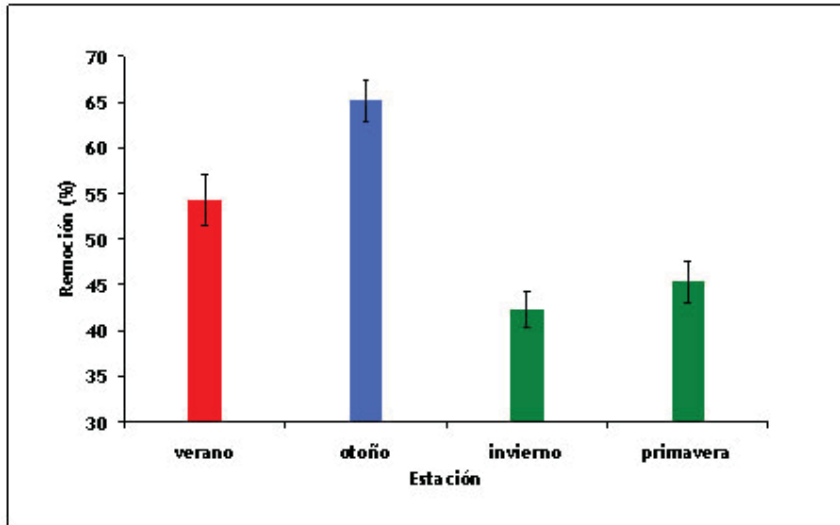
Boutin et al. (1997), reportan una remoción de 59% en un sistema con alimentación horizontal tratando aguas residuales urbanas, diferenciándose este trabajo por el tipo de planta utilizada, *Pragmites australis*. La carga aplicada es de 380 KgDQO/ha día, que en este caso corresponde al rango alto.

La remoción se ve beneficiada a mayores cargas (Ran et al., 2004) tratando aguas residuales urbanas obtiene una remoción promedio de 68%, sin embargo, este estudio fue realizado en un humedal de flujo libre (FWS) en un rango de cargas entre 5-35 KgDQO/ha día, diez veces inferior al aplicado en el presente estudio.

5.2.2 Influencia de la estación sobre la remoción de materia orgánica.

La estación afecta la remoción de DQO total ($p < 0,1$). Cuando se comparan los datos de remoción durante las cuatro estaciones, se forman 3 grupos significativos en cuanto a remoción, otoño con un 65%, verano con un 54% e invierno/primavera con un promedio de 43% (Figura 5.2).

Figura 5.2: Remoción DQO total en función de la estación. En azul se presenta el grupo alto, en rojo el grupo medio y en verde el grupo bajo de remoción.



El mayor porcentaje de remoción se logra en otoño con un 65%. En el grupo invierno/primavera se observó la menor remoción, donde a pesar de que las temperaturas aumentan en primavera, los humedales no logran reponerse de las bajas temperaturas registradas en invierno.

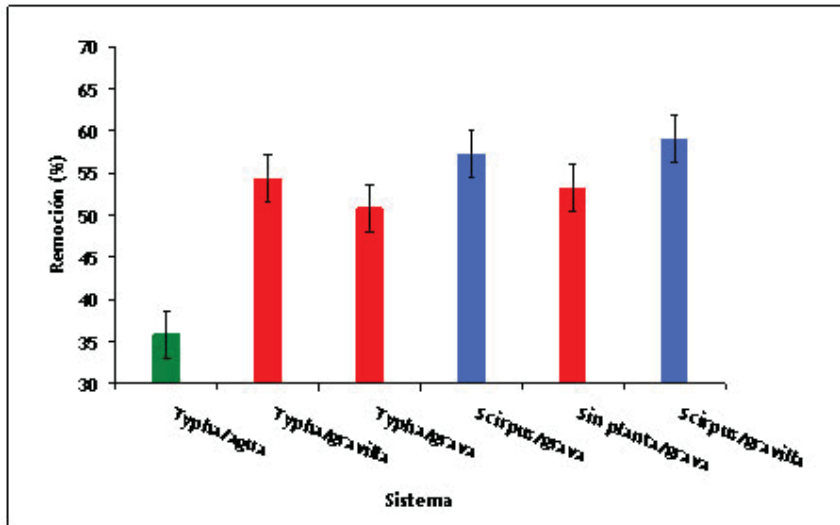
Un estudio realizado en un clima frío con una temperatura ambiental media de 10°C reporta remociones de 80% (Mander y Mauring, 1997), sin embargo, la carga aplicada es de 38 KgDQO/ha día. En un clima tropical se reportan remociones de 60% tratando aguas residuales urbanas (Kaseva, 2004).

5.2.3 Influencia de la combinación planta soporte sobre la remoción de materia orgánica.

La remoción de materia orgánica depende del tipo de sistema ($p < 0,1$). Trabajos anteriores (Tanner, 2001; Boutin et al., 1997; Batchelor y Loots, 1997) reportan valores superiores al 60% de remoción de materia orgánica en humedales construidos y su eliminación se atribuye principalmente a la actividad de bacterias.

En el presente estudio se forman tres grupos significativos, el primer grupo con un 58%, el segundo grupo con un 52% y el tercer grupo con un 36% de remoción (Figura 5.3).

Figura 5.3: Remoción DQO total en función del tipo de sistema. En azul se presenta el primer grupo alto, en rojo el segundo grupo medio y en verde el tercer grupo bajo de remoción.



En el primer grupo se encuentran los humedales plantados con *Scirpus* en grava y gravilla, lo que indica que el tipo de soporte no influye sobre la remoción, sin embargo, el tipo de planta influye en la remoción de DQO total ya que se separan en dos grupos. Como lo confirman algunos autores la planta favorece el intercambio gaseoso beneficiando esto la eliminación de materia orgánica (Stottmeister, 2004; Kaseva, 2004).

La presencia de *Scirpus* favorece la remoción de materia orgánica, en cambio la presencia de *Typha* no favorece la remoción, pues se encuentra en el segundo grupo junto con el humedal sin planta y grava. Esto se puede asociar a un mayor desarrollo de la biopelícula en los humedales con *Scirpus*, sin importar el tipo de soporte (Figura 5.3).

Esto contrasta con los resultados obtenidos por Kaseva (2004) en un clima tropical. Donde en presencia de *Typha* se obtiene un 60% y en el humedal sin planta se obtiene un 33% de remoción.

En el tercer grupo, donde se encuentra solo el humedal *Typha* sin soporte, la eliminación solo alcanza un 36%, indicando que la presencia de soporte es un componente crucial en la remoción de materia orgánica. La actividad bacteriana es el principal mecanismo de remoción y el soporte provee la superficie para la formación de biopelícula.

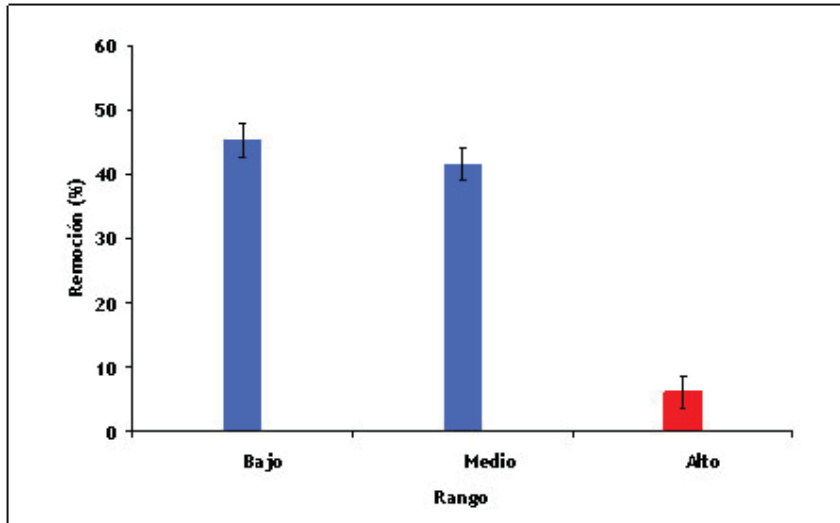
5.2.4 Efecto de la concentración de entrada sobre la remoción de nitrógeno amoniacal.

La concentración en la alimentación presenta un efecto significativo sobre la remoción de nitrógeno amoniacal ($P < 0,1$), se definen dos grupos, según los rangos de concentración (Figura 5.4). El primer grupo esta conformado por los rangos bajo y medio con un promedio de 44 mg/L y la remoción fue de 43%. El segundo grupo lo conforma el rango alto que presenta una concentración promedio de 74 mg/L y la remoción promedio obtenida durante este período es de 6%.

Trabajos anteriores (Morris y Herbert, 1997) reportan que la remoción de nitrógeno amoniacal depende de la carga aplicada. Se plantea en este estudio que las altas concentraciones de nitrógeno amoniacal inhiben la incorporación de nitrógeno en las plantas lo que coincide por lo planteado por Ran et al. (2004).

Las altas concentraciones de entrada (Figura 4.16) y la disminución en la remoción (Figura 4.18) coinciden con la disminución en las temperaturas ambientales. Sin embargo se hace evidente la inhibición provocada por las altas concentraciones en la alimentación, la que afecta tanto a las plantas acuáticas como a las bacterias nitrificantes.

Figura 5.4: Influencia de la concentración de entrada sobre la remoción de nitrógeno amoniacal. En azul se presenta el grupo alto y en rojo el grupo bajo de remoción.



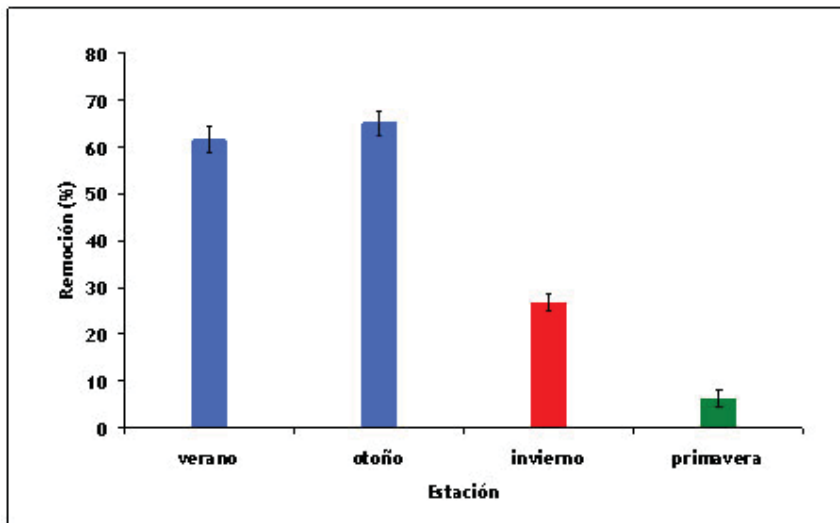
5.2.5 Influencia de la estación sobre la remoción de nitrógeno amoniacal.

La remoción de nitrógeno amoniacal depende de la temperatura ambiente. Los datos para las diferentes estaciones se separan en tres grupos, otoño/verano, invierno y

primavera, observándose remociones de un 65%, 27% y 8%, respectivamente (Figura 5.5).

La mayor remoción se logra durante verano/otoño, donde las temperaturas no presentan gran fluctuación. La menor remoción se presenta en primavera disminuyendo hasta un 8%, desde un 65% obtenido en verano/otoño. Las bajas temperaturas registradas afectaron el normal desarrollo de las plantas acuáticas. Esto queda en evidencia con la disminución de la densidad de plantas en los humedales, en *Scirpus* de 600 a 300 plantas/m² y *Typha* desde 127 a 94 plantas/m².

Figura 5.5: Valores medios de remoción de N-NH₄⁺ en función de la estación. En azul se presenta el grupo alto, en rojo el grupo medio y en verde el grupo bajo de remoción.



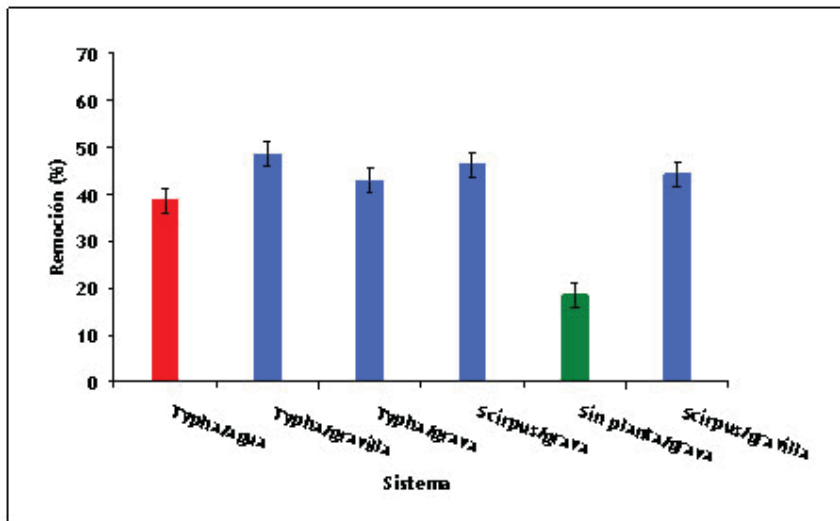
Se propone que junto con la disminución de la densidad de macrofitas, la absorción de nutrientes y la transferencia de oxígeno al interior del humedal también es menor en invierno (Stottmeister, 2004; Kuschik *et al.*). Se postula que la disminución en la capacidad de las plantas de incorporar nitrógeno y de transferir oxígeno para la nitrificación se debe a las bajas temperaturas y a la alta concentración de nitrógeno amoniacal en la alimentación.

Se reportan diferencias significativas en la remoción de nitrógeno amoniacal para las diferentes estaciones (Kuschik *et al.*, 2003). En este estudio, realizado en un clima moderado, se obtuvo la máxima remoción durante otoño y mínima en primavera. La mayoría de los estudios con humedales que abarcan todas las estaciones del año se han realizado en zonas con clima tropical, subtropical o frío (Lakatos *et al.*, 1997; Allan y Pierre, 1997; Gonzáles, 2000).

5.2.6 Influencia de la combinación planta/soprote sobre la remoción de nitrógeno amoniacal.

Las diferentes combinaciones planta/soprote presentan una diferencia significativa ($P < 0,1$) respecto de la remoción de nitrógeno amoniacal. Se forman tres grupos. En el primer grupo se encuentra los humedales Typha/gravilla, Typha/grava, Scirpus/gravilla y Scirpus/grava, con un promedio de 45%. El segundo grupo se forma con el humedal Typha/agua, con una remoción de 38% y el tercer grupo contiene el humedal sin planta y grava, el que presenta un promedio de 18% (ver Figura 5.6).

Figura 5.6: Remoción de $N-NH_4^+$ en función de la combinación planta/soprote. En azul se presenta el grupo alto, en rojo el grupo medio y en verde el grupo bajo de remoción



Respecto de la presencia de soporte, éste no presenta un efecto importante sobre la remoción, evidenciándose esto en el segundo grupo donde se encuentra el humedal Typha/sin soporte.

Todos los humedales que poseen planta y soporte, remueven sobre un 45%. Sin embargo, no influye el tipo de planta, ya que el grupo que presenta mayor remoción incluye a Typha y Scirpus. En el humedal sin planta existe menos disponibilidad de oxígeno para la nitrificación y carece de absorción por parte de las plantas.

En el tercer grupo, donde se encuentra el humedal sin planta/grava, se obtiene la menor remoción 18 %, en cambio los humedales con planta poseen remociones superiores a 38%. Se comprueba la importancia de la presencia de macrófitas, ya que estas proporcionan el oxígeno necesario para la ocurrencia del proceso de nitrificación, y además incorporan el nitrógeno amoniacal para su crecimiento (Stottmeister et al., 2003).

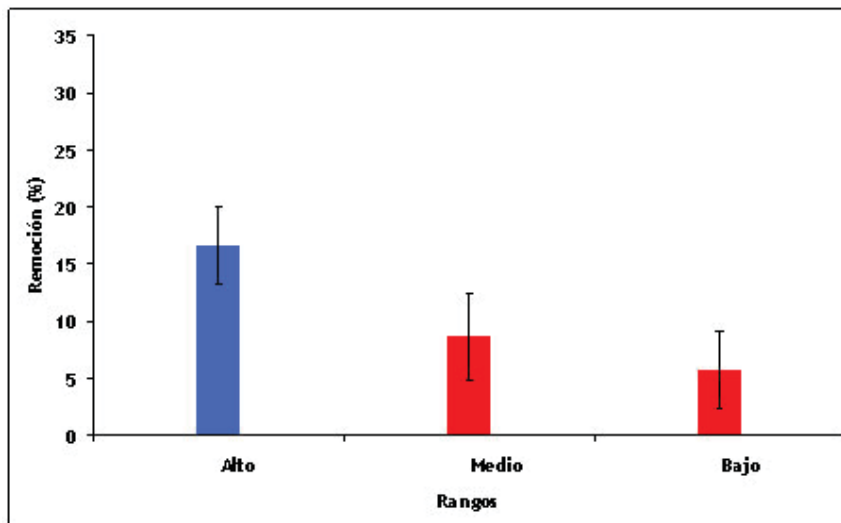
Estudios reportan valores superiores al 30 % de remoción de nitrógeno amoniacal y se atribuye a la asimilación por parte de las plantas y a nitrificación/desnitrificación. El proceso de nitrificación puede ser limitado por la disponibilidad de oxígeno (Tanner C, 2001; Stottmeister et al., 2003), lo que se comprueba al comparar los humedales con y sin planta en este estudio.

5.2.7 Efecto de la concentración de entrada sobre la remoción de fósforo.

La capacidad de los humedales para remover $P-PO_4^{-3}$ depende de la concentración de $P-PO_4^{-3}$ en la alimentación ($P < 0.1$). En la Figura 5.7 se presentan los valores promedios de remoción para cada rango de concentración. Se dividen en dos grupos, en el primero se

encuentra el rango alto con un promedio de 16% y en el segundo grupo donde se encuentra el rango bajo y medio con un promedio de remoción de 7%.

Figura 5.7: Influencia de la concentración de entrada sobre la remoción fosfato. En azul se presenta el grupo alto y en rojo el grupo bajo de remoción.



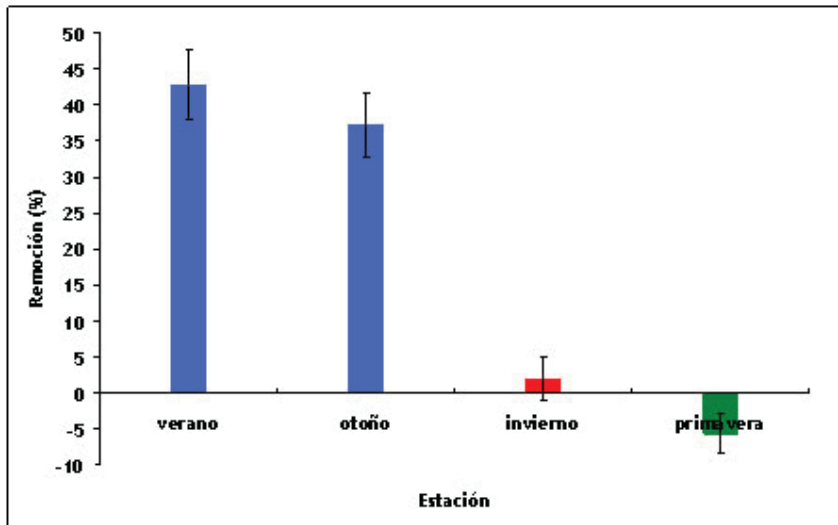
A bajas concentraciones de entrada de P-PO_4^{-3} la remoción disminuye claramente haciéndose más significativa la remoción a concentraciones superiores de 11 mg/L. Ran et al. (2004), tratando aguas residuales domésticas en un humedal de flujo libre reporta que la remoción aumenta al incrementar la carga aplicada, además de presentar una dependencia directa con la temperatura.

5.2.8 Influencia de la estación sobre la remoción de fósforo.

Se aprecia que la remoción de P-PO_4^{-3} se ve fuertemente afectada por la temperatura ambiente, los resultados se dividen en tres grupos: verano/otoño con un promedio en la remoción de 40%, invierno con un promedio de 2% y primavera con un promedio de 6% (Figura 5.8).

En invierno disminuye la remoción respecto a verano/otoño, ya que la densidad de macrófitas también disminuye, afectando esto a dos de los mecanismos importantes, la incorporación del nutriente al interior de la planta y el proceso de adsorción.

Figura 5.8: Remoción $P-PO_4^{-3}$ en función de la estación. En azul se presenta el grupo alto, en rojo el grupo medio y en verde el grupo bajo de remoción.



La temperatura mínima reportada en invierno ($-6\text{ }^{\circ}\text{C}$) supera la temperatura de congelamiento de los tejidos, encontrándose entre -2 y $-5\text{ }^{\circ}\text{C}$ (Taedo, 2000), lo que provocó una disminución en la densidad de macrófitas. Estas posteriormente contribuyeron con $P-PO_4^{-3}$ al sistema, observándose esto como remoción negativa.

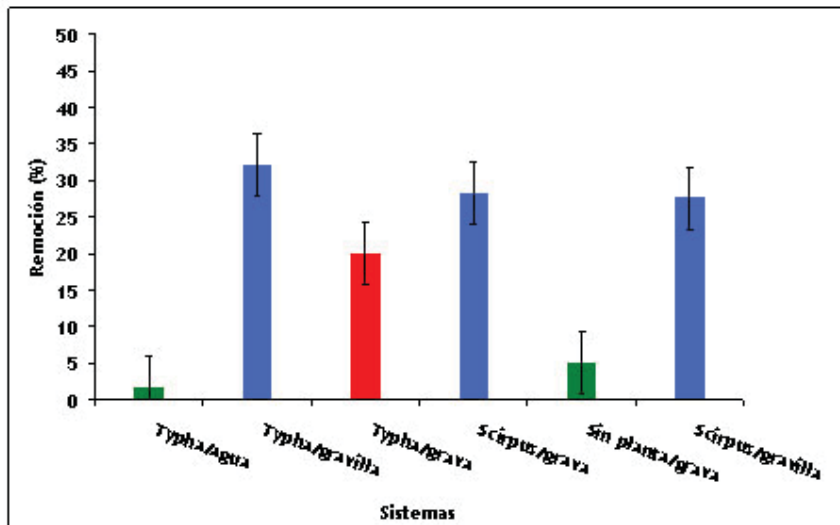
La remoción negativa se podría explicar por un ingreso adicional de fósforo al sistema que proviene de la vegetación caída durante el período frío sobre el lecho de grava. El efecto se aprecia en primavera, donde la concentración de $P-PO_4^{-3}$ en la salida es mayor que la concentración en la alimentación. Este hecho fue reportado anteriormente por Ran et al. (2004).

5.2.9 Influencia de la combinación planta soporte sobre la remoción de fosfato.

Los principales mecanismos de remoción de fosfato son asimilación por parte de las plantas, adsorción al soporte, precipitación e incorporación a la biopelícula (Novak et al., 2004; Tanner et al., 1999; Farahbahshazad y Morrison, 2003; Johansson, 1997; Zhu et al., 1997). Los porcentajes de remoción de fosfato varían fuertemente en diferentes humedales según el tipo de suelo y agua residual tratada, con valores entre 39% y 92% (González, 2001; Dahab, 2001; Weedon, 2003).

Respecto de la influencia de los sistemas, se aprecia en la Figura 5.9 los tres grupos formados. En el primer grupo se encuentran los sistemas Typha/gravilla, Scirpus/gravilla y Scirpus/grava con una remoción de un 30%, en el segundo grupo se encuentra solo el humedal Typha/grava con una remoción de un 20% y en el tercer grupo se encuentran Typha/agua y sin planta/grava, presentan un promedio de remoción de un 3%.

Figura 5.9: Remoción P-PO₄⁻³ en función del tipo de sistema. En azul se presenta el grupo alto, en rojo el grupo medio y en verde el grupo bajo de remoción.



La remoción de $P-PO_4^{3-}$ está asociada a la presencia de macrófitas y soporte, lo cual se evidencia en el tercer grupo, sin planta y sin soporte, donde la remoción es de 3%. En cambio en los humedales en presencia de macrófitas y soporte la remoción aumenta sobre un 20%. La presencia de macrófitas favorece la adsorción de fosfato en el soporte.

La importancia de la presencia de soporte se aprecia claramente al comparar los humedales Typha/sin soporte y Typha/grava, donde la remoción aumenta en un 19%.

Tanner et al. (1999), observaron que la acumulación de fósforo en el soporte es mayor en presencia de plantas y plantean que la liberación de oxígeno favorecería la adsorción y co-precipitación de fósforo.

6 Conclusiones

6.1 Patrón de Flujo

Existe una gran variedad de modelos que representan el comportamiento de humedales de flujo subsuperficial. No existe un modelo generalizado, por lo que estos son específicos para cada sistema.

Es posible representar el régimen de flujo en humedales a través de un modelo de flujo ideal, sin embargo, no es posible representar el efecto que provoca la presencia de oscilaciones. Mediante un modelo multiparámetro es posible representar estas oscilaciones que presentan en humedales pilotos operados con flujos pequeños.

6.2 Remoción de materia orgánica

El humedal Scirpus creciendo en gravilla presenta la remoción más alta de materia orgánica.

La remoción de materia orgánica es dependiente de la estación y sistema e independiente de la concentración de entrada y plantas acuáticas.

El soporte influencia positivamente la remoción de materia orgánica, independientemente del tamaño de éste.

La remoción de materia orgánica demuestra una mayor estabilidad que la remoción de nutrientes.

6.3 Remoción de Nutrientes

El humedal Scirpus creciendo en gravilla presenta la mayor remoción de nutrientes.

La remoción de nitrógeno amoniacal es dependiente de la estación y de la presencia de macrófitas, sin embargo, el tipo de planta Typha o Scirpus no es relevante.

La concentración de entrada y la estación influencia la remoción de fosfato. La presencia de macrófita y soporte en el sistema es esencial, sin tener un efecto significativo el tipo de macrófita y el tamaño del soporte.

El soporte que presentó una velocidad de crecimiento máxima en las macrófitas fue la grava.

7 Recomendaciones

Realizar estudios que permitan predecir el efecto del clima bajo diferentes velocidades de carga orgánica y de nutrientes alimentada.

Estudiar el efecto sobre el tratamiento de un cultivo mixto *Scirpus/Typha* sobre la remoción de materia orgánica y nutrientes.

Realizar un seguimiento de nitrito, nitrato y nitrógeno amoniacal en el efluente de entrada y salida de los humedales, y el contenido de nitrógeno absorbido por las macrófitas, con el fin de determinar el porcentaje de nitrógeno que es eliminado vía absorción por las plantas acuáticas, vía proceso de nitrificación, desnitrificación y volatilización.

Se propone determinar en paralelo el contenido de oxígeno disuelto al interior del humedal con el fin de determinar en que grado limita el oxígeno en el proceso de nitrificación y determinar la influencia del tipo de planta en la transferencia de oxígeno. Para ello es necesario realizar mediciones de oxígeno a distintas alturas del humedal.

Realizar mediciones foliares a la vegetación para cuantificar la incorporación de nutrientes en las plantas acuáticas.

Además de cuantificar el contenido de $P-PO_4^{-3}$ en el efluente de entrada y salida de los humedales, cuantificar el contenido de $P-PO_4^{-3}$ que absorbido o liberado por las plantas acuáticas con el fin de conocer la fracción acumulada al interior del humedal.

8 Nomenclatura

Generales:

OD	: Oxígeno disuelto
VCO	: Velocidad de carga orgánica
N-NH ₄	: Nitrógeno amoniacal
N-NO ₃	: Nitrógeno de Nitrato
N-NO ₂	: Nitrógeno de Nitrito
DQO	: Demanda química de oxígeno
P-PO ₄ ⁺³	: Fósforo de fosfato
TRH	: Tiempo de residencia hidráulico
SFS	: Humedal de flujo subsuperficial
C ₁	: Concentración de trazador en el primer reactor
C _N	: Concentración de trazador en el último reactor
C _i	: Concentración de trazador en el cualquier reactor
F	: Flujo de alimentación
R	: Razón de recirculación
V _T	: Volumen total.
N	: Número de reactores
m _T	: masa total de trazador inyectada
V _T	: volumen total

N : número de reactores

Bibliografía

Armstrong W., Cousins, D., Armstrong, J., Turner, D. and Becketts, M. 2000. Oxygen distribution in wetland plant roots and permeability barriers to gas-exchange with the rhizosphere: a microelectrode and modelling study with *Phragmites australis*. *Annals of Botany* 86: 687-703.

APHA, American Public Health Association. 1992. Standard Method For The Examination of Water and Waste Water. 18th Washington DC. USA.

Batchelor, A. and Loots, P. 1997. A critical evaluation of a pilot scale subsurface flow wetland: 10 years after commissioning. *Water Sci. Technol.* 35(5):337-343.

Bieto, A. and Talón M. 2000. Fundamentos de fisiología vegetal. UB publicaciones, España.

Blazejewski, R. and Murat-Blazejewska, S. 1997. Soil clogging phenomena in constructed wetlands with subsurface flow. *Water Sci. Technol.* 35(5):183-188.

Brix, H. 1997. Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands?. *Water. Sci. Technol.* 35(5): 11-17.

Boutin, C., Liénard, A. and Esser D. 1997. Development of a new generation of Reed-bed filters in France: First results. *Water Sci. Technol* 35(5):315-322.

Carrera, J., Vicent, T. and LaFuente, J. 2003. Effects of influent COD/N ratio on biological nitrogen removal (BNR) from high-strength ammonium industrial wastewater. *Process Biochemistry* (article in press).

Carrera, J., Vicent, T. and LaFuente, J. 2003. Influence of temperature on denitrification of an industrial high-strength nitrogen wastewater in a two-sludge system. *Water SA.* 29(1).

Dahab, M. And Surampalli, R. 2001. Subsurface-flow constructed wetlands treatment in the plains: five years of experience. *Water. Sci. Technol.* 44(11-12): 375-380.

Dahab, M., Surampalli, R. And Liu, W., 2001. Performance modeling of subsurface-flow constructed wetlands systems. *Water. Sci. Technol.* 44(11-12): 231-235.

Drizo, A., Frost, C., Smith, K. and Grace, J., 1997. Phosphate and ammonium removal by constructed wetlands with horizontal subsurface flow, using shale as a substrate. *Water. Sci. Technol.* 35(5): 95-112.

- Farahbakhshazad, N. and Morrison, G.M. 2003. Phosphorus removal in a vertical upflow constructed wetland system. *Water Sci. Technol.* 48(5):43-50.
- Grismer, M., Carr, M. and Sheperd, H. 2003. Evaluation of constructed wetland treatment performance for winery wastewater, *Wat Environ Res.* 75: 412-421.
- González, O. 2000. Estudio del comportamiento de humedales con flujo subsuperficial horizontal en el tratamiento de aguas residuales. Instituto Superior Politécnico "José A. Echeverría". La Habana, Cuba.
- Glick, B. 2003. Phytoremediation: synergistic use of plants and bacteria to clean up the environment. *Biothechnology Advances.* 21 383-393.
- Hagendorf, U. and Hahn, J. 1994. Untersuchungen zur umwelt und seuchenhygienischen Bewertung naturnaher Abwasserbehandlungssysteme. UBA-Texte 90-94, Berlin.
- Johansson, L. 1997. The use of leca (Light expanded clay aggregates) for the removal of phosphorous from wastewater. *Water Sci. Technol.* 35(5):87-93.
- Kadlec, R. and Knight, R. 1996. *Treatment Wetlands*. Lewis, Boca Raton. New York.USA.
- Kadlec, R. and Knight, R. 2000. *Constructed Wetlands for Pollution Control*, Published by IWA Publishing in its Scientific and Technical Report series (No.8).
- Kadlec, R. 2001. Thermal environments of subsurface treatment wetlands. *Water. Sci. Technol.* 44(11-12): 251-258.
- Kaseva, M. 2004. Performance of a subsurface flow constructed wetland in polishing pre-treated wastewater a tropical case study. *Water. Res.* 38: 681-687.
- Kyambadde, J., Kansiime, F., Gumaelius, L. and Dalhammar G. 2004. A comparative study of *Cyperus papyrus* and *Miscanthidium violaceum* based constructed wetlands for wastewater treatment in a tropical climate. *Water Res.* 38: 475-485.
- Kuschik, P., Wiener, A., Kappelmeyer, U., Weißbrodt, E., Kastner, M. and Stottmeister, U. 2003. Annual cycle of nitrogen removal by a pilot-scale subsurface horizontal flow in a constructed wetland under moderate climate. *Water Res.* 37: 4236-4242.
- King, A.C., Mitchell, C.A. and Howes, T. 1997. Hydraulic tracer studies in a pilot scale subsurface flow constructed wetland. *Water. Sci. Technol.* 35(5): 189-196.
- Lakatos, G., Kiss, M., and Juhász, P. 1997. Application of constructed wetlands for wastewater treatment in Hungary. *Water. Sci. Technol.* 35(5): 331-336.

- Lee, Chi-Yuan., Lee, Chun-chih., Lee, Fang., Tseng, S. and Liao, C. 2004. Performance of subsurface flow constructed wetland taking pretreated swine effluent under heavy loads. *Bioresource Technology*. 92: 173-179.
- Levenspiel, O. 1972. *Chemical Reaction Engineering*. 2nd ed. John Wiley and Sons, New York.
- Mander, U. and Muring, T. 1997. Constructed wetlands for wastewater treatment in Estonia. *Water. Sci. Technol.* 35(5): 323-330.
- Manios, T., Stentiford, E. and Milner, P. 2003. The removal of chemical oxygen demand from primary-treated domestic wastewater in subsurface-flow reed beds using different substrates. *Water. Environ. Res.* 75(4): 336-341.
- Metcalf-Eddy, 1995. *Ingeniería sanitaria: tratamiento, evacuación y reutilización de aguas residuales*. Tercera edición. España: Mc Graw-Hill.
- Novak, J.M., Stone, K.C., Szogi, A., Watts, D.W. and Johnson, M.H. 2004. Dissolved phosphorus retention and release from a coastal plain in-stream wetland. *Journal of Environmental Quality*. 33(1):394-401.
- Platzer, C. and Mauch, K. 1997. Soil clogging in vertical flow reed beds- mechanisms, parameters, consequences and solutions. *Water. Sci. Technol.* 35(5): 175-181.
- 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.
- Ruiz, G. 2000. *Nitrificación- desnitrificación vía nitrito en modalidad de post-desnitrificación*. Escuela de Ingeniería Bioquímica. Pontificia Universidad Católica de Valparaíso.
- Stottmeister, U., Wießner, A., Kusch, Kappelmeyer, U., Kastner, M., Muller, R. and Moormann, H. 2003. Effects of plants and microorganism in constructed wetlands for wastewater treatment. *Biotech Adv.* 22: 93-117.
- Tanner, C., Sukias, J. and Upsdell, M. 1999. Substratum phosphorus accumulation during maturation of gravel-bed constructed wetland. *Wat. Sci. Technol.* 40 (3) 147-154.
- Tanner, C.C. 2001. Plants as ecosystem engineers in subsurface flow treatment wetlands. *Wat. Sci. Technol.* 44 (11-12) 149-155.
- Tanner, C. and Kadlec, R. 2003. Oxygen flux implications of observed nitrogen removal rates in subsurface-flow treatment wetlands. *Wat. Sci. Technol.* 48 (5) 191-198.

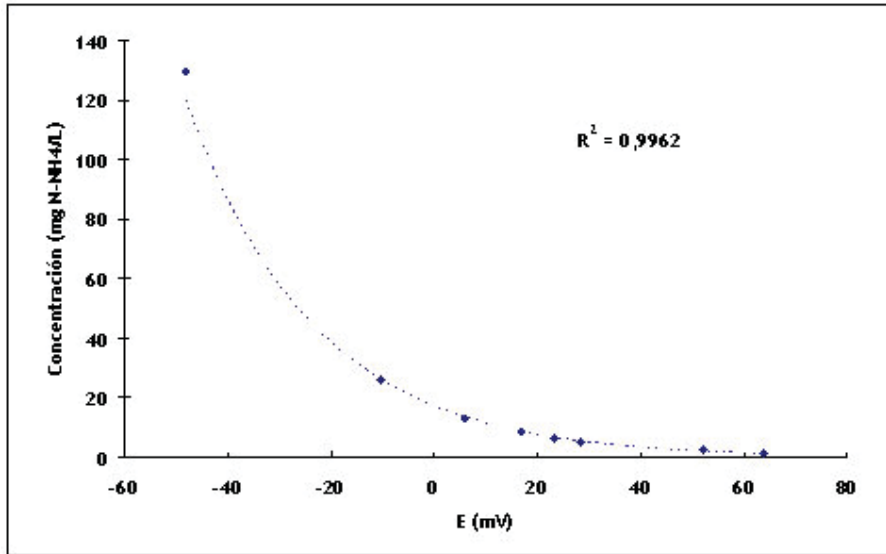
- Urban, D. 1990. Methods of determining residence time distributions in a reconstructed wetland. M. S. Thesis, Illinois Institute of Technology, Chicago, IL.
- U.S. EPA. 1988. Constructed wetlands and aquatic plant system for municipal wastewater treatment. 625/1-88/022
- U.S. EPA. 2000. Wastewater Technology. Fact Sheet. Wetlands Subsurface Flow. 832-F-00-023.
- Uusi-Kämpä, J., Braskerud, B., Jansson, H., Syversen, N. and Uusitalo, R. 2000. Buffer zones and constructed wetlands as filters for agricultural phosphorous. *J. Environ. Qual.* 29 151-158.
- Vymazal, J., Balcarová, J. and Dousová H. 2001. Bacterial dynamics in the sub-surface constructed wetland. *Wat. Sci. Technol.* 44 (11-12) 207-209.
- Werner, T. and Kadlec, R. 2000. Wetland residence time distribution modeling. *Ecol. Eng.* 15, 77-90.
- Wittgren, H. and Maehlum, T. 1997. Wasterwater treatment wetlands in cold climates. *Wat. Sci. Technol.* 35 (5) 45-53.
- YSI-Company. 1988. YSI 95 Dissolved Oxygen Electrode. UserS Manual.Ohio, YSI Company.
- Zhu, T., Jenssen, P.D., Maehlum, T. and Krogstad, T. 1997. Phosphorous sorption and chemical characteristics of lightweight aggregates (LWA)-potencial filter media in treatment wetlands. *Water Sci.Technol.* 35(5):103-108.

Apéndices

Apéndice 1: Determinación de nitrógeno amoniacal

A continuación se presenta una curva de calibrado característica para la determinación de nitrógeno amoniacal mediante electrodo de ion específico de amonio.

Figura A1.1: Curva de calibrado característica de nitrógeno amoniacal obtenida con un electrodo de ion específico.



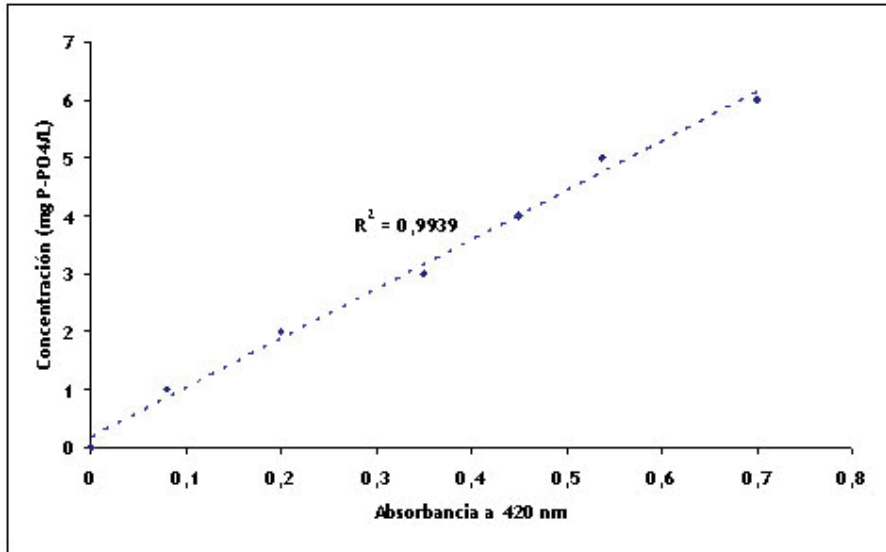
La ecuación utilizada para el cálculo de la concentración de nitrógeno amoniacal para la curva de calibrado es (Figura 10.1):

$$NH_4 \text{ (mg/L)} = 17,404 * e^{-0,0405 * E \text{ (mV)}} \quad \text{Ec. 10.1}$$

Apéndice 2: Determinación de Fosfato

A continuación se presenta la curva de calibrado característica para la determinación de fosfato.

Figura A2.1: Curva de calibrado de fósforo de fosfato obtenida con el método colorimétrico del ácido vanadomolibdofosfórico.



La ecuación para el cálculo de la concentración de fósforo de fosfato obtenida en la curva de calibrado de la Figura 10.2 es:

$$PO_4^{-3} (mg / L) = 8.5284 * Abs + 0.1783 \quad \text{Ec. 10.2}$$

Apéndice 3: Análisis granulométrico

A continuación se presenta la granulometría, la que se determinó mediante tamizado, el método se encuentra especificado en la norma NCh 165 Of. 77.

Tabla A3.1: Granulometría de áridos

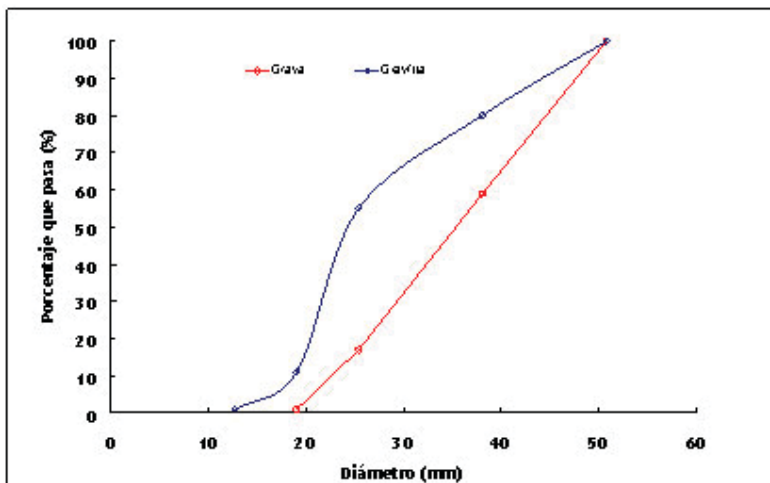
Soporte	% que pasa en el tamiz (mm)							
Tamaño	50.8	38.1	25.4	19.1	12.7	9.5	4	8
Gravilla				160	80	55	11	1
Grava		100	59	17	1			

Tabla A3.2: Características del soporte

	Gravilla	Grava
Densidad aparente suelta	1.512	1.420
Densidad aparente apisonada	1.598	1.510
Densidad real seca	26312	2687
Densidad neta	2697	2747
Absorción %	0.9	0.8
Porosidad %	42.5	47.2

A continuación se presenta la curva granulométrica de los soportes utilizados en ésta investigación.

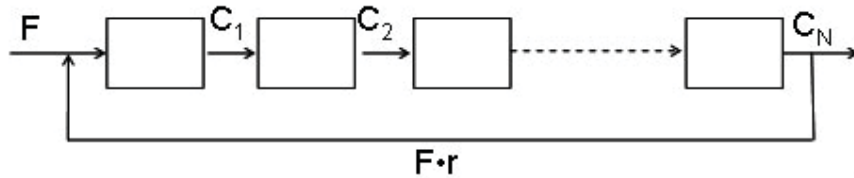
Figura A3.1: Curva granulométrica de los soportes utilizados.



Apéndice 4: Determinación del patrón de flujo

A continuación se presenta el desarrollo teórico para la obtención del modelo de reactores de mezcla completa en serie con recirculación (Figura A4.1).

Figura A4.1: Esquema de reactores de mezcla completa en serie con recirculación.



El balance de masa en el primer reactor se expresa como:

$$V \frac{dC_1}{dt} = F[r * C_N - (1+r) * C_1] \quad \text{Ec. A4.1}$$

Considerando el número total de reactores (N), se tiene que:

$$V \frac{dC_N}{dt} = (F + F_R) * (C_{N-1} - C_N) \quad \text{Ec. A4.2}$$

De este modo para cualquier reactor (i) se expresa como:

$$V \frac{dC_{i1}}{dt} = (F + F_R) * (C_{i-1} - C_i) \quad \text{Ec. A4.3}$$

donde:

- C_1 : Concentración de trazador en el primer reactor
- C_N : Concentración de trazador en el último reactor
- C_i : Concentración de trazador en el cualquier reactor
- F: Flujo de alimentación
- r: Razón de recirculación

Las ecuaciones planteadas corresponden a ecuaciones diferenciales ordinarias donde el número de ecuaciones es igual al número de reactores. La resolución del problema se realizó mediante el método de Runge-Kutta de 4º orden en Matlab. En la Tabla A4.1 se presentan los valores de las variables fijas en la resolución del problema. Los parámetros ajustables son el número de reactores y la razón de recirculación.

Tabla A4.1: Valor de las variables fijas y ajustables para el modelo de reactores de mezcla completa en serie con recirculación.

Variable fijas	Valor
Masa de trazador inyectada	1660 mg
Volumen del humedal	0.94 m ²
Flujo	12 L/h

El volumen en cada reactor se expresa como:

$$V_i = \frac{V_T}{N}$$

Ec. A4.4

donde:

V_T : Volumen total.

N : Número de reactores

La concentración de trazador en el primer reactor en tiempo cero se expresa como:

$$C_1 = \frac{m_r}{V_T} * N$$

Ec. A4.5

donde:

m_T : masa total de trazador inyectada

V_T : volumen total

N : número de reactores