

## CAPÍTULO 1:

### Ensayo a campo en escala reducida

## 1.1. Introducción:

La primera instancia llevada a cabo en el proyecto fue la realización de un ensayo a campo a escala reducida. A fin de evaluar la eficiencia de retención de contaminantes y la tolerancia de las diferentes macrófitas regionales a las condiciones del efluente a tratar, se realizó un monitoreo sistemático del afluente y efluente del humedal, del sedimento de la zona de entrada y de salida y del crecimiento de la vegetación.

## 1.2. Metodología:

### 1.2.1. Diseño del humedal:

Este humedal fue del tipo de flujo superficial y se construyó en la planta metalúrgica de Bahco Argentina S. A. localizada en la ciudad de Santo Tomé, provincia de Santa Fe (31° 40' 01,9" S; 60° 47' 06,9" O). Sus dimensiones fueron de 6 m de largo por 3 m de ancho (Fig. 1.1). La conductividad hidráulica del suelo fue medida por ingenieros de la industria, quienes verificaron que de acuerdo a su valor no era estrictamente necesario realizar una impermeabilización. De cualquier manera, como medida de seguridad, el humedal se impermeabilizó con un film de polietileno de uso comercial de 200 µm de espesor, siguiendo el criterio propuesto por Tchobanoglous y Burton (1996). Sobre este film se dispuso la tierra del área de excavación hasta un nivel de aproximadamente 30 cm donde se arraigaron las plantas emergentes.

El humedal recibió el afluente a través de un tubo de PVC de 63 mm de diámetro. En el extremo se colocó un tubo de distribución perpendicular de 90 mm de diámetro con orificios de 20 mm de diámetro separados entre sí por una distancia de 15 cm para producir una entrada de agua de forma laminar. En el tubo de entrada se colocó una válvula de cierre antes de la cañería perpendicular de distribución. El efluente abandonó el humedal a través de una compuerta con un corte en "V". Dicho efluente fue conducido por un canal hacia una laguna de aproximadamente 1 ha localizada en el mismo predio.

Inmediatamente después de transplantar las especies emergentes, el humedal se llenó con agua de red hasta lograr un nivel de aproximadamente 40 cm y luego se agregó el efluente mezclado con agua de red. La proporción agua de red/efluente se disminuyó paulatinamente hasta llegar a agregar solamente efluente. El caudal del afluente que ingresó al humedal fue de 1000 l día<sup>-1</sup> y el tiempo de residencia hidráulica fue de aproximadamente 7 días. El afluente se

constituyó por el efluente industrial y recibió un tratamiento primario previo a su ingreso al humedal. Posteriormente al llenado, se transplantaron las especies flotantes. El aspecto que presentó el humedal construido a escala reducida al inicio de su estudio se muestra en la Fig. 1.2.

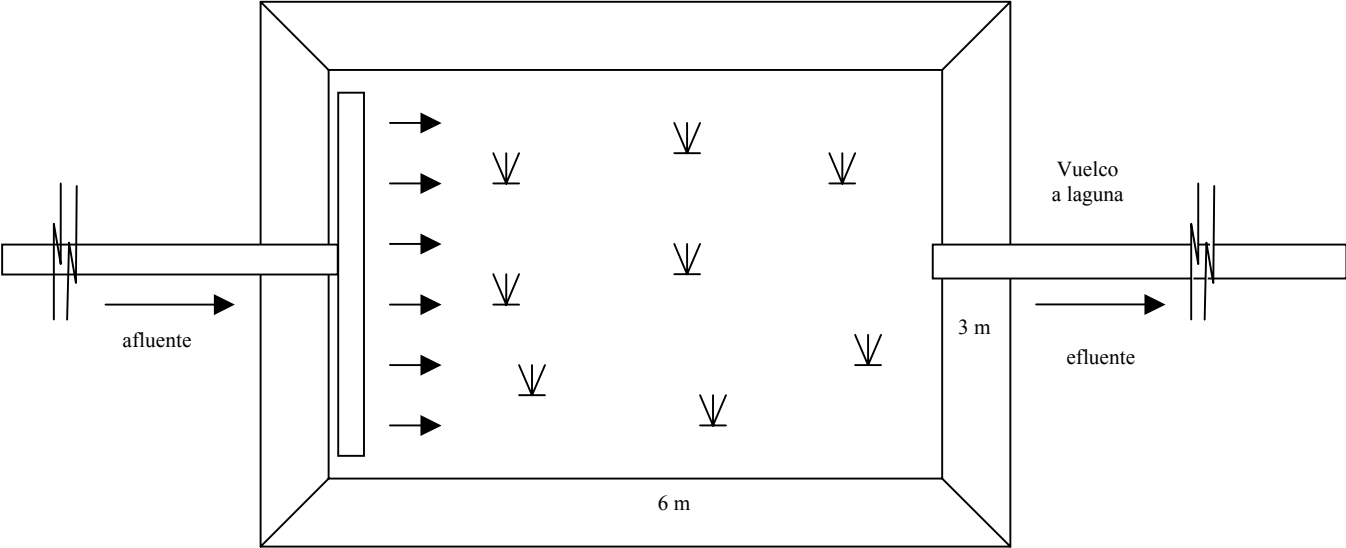


Fig. 1.1. Esquema de la vista superior del humedal construido a escala reducida.



Fig. 1.2. Aspecto que presentó el humedal construido a escala reducida al comienzo de su estudio.

#### 1.2.2. Macrófitas estudiadas:

Las plantas utilizadas fueron especies emergentes y flotantes libres, transplantadas de ambientes naturales de la llanura de inundación del río Paraná Medio. Las especies utilizadas se muestran en la Fig. 1.3 y en la Tabla 1.1.

Las macrófitas flotantes *Salvinia herzogii* De la Sota, *P. stratiotes* y *E. crassipes*, se utilizaron en función de resultados obtenidos en experiencias previas (Maine et al., 1998, 2001; Hadad y Maine, 2001). Las especies emergentes, como *Cyperus alternifolius* L. y *Typha domingensis* Pers. se utilizaron teniendo en cuenta el criterio de que registran elevada productividad y biomasa y mostraron eficiencia en la acumulación de nutrientes y contaminantes en humedales naturales y construidos (Gersberg et al., 1986; Jenssen et al., 1993; Ellis et al., 1994; Villar et al., 1996, 1998, 1999).

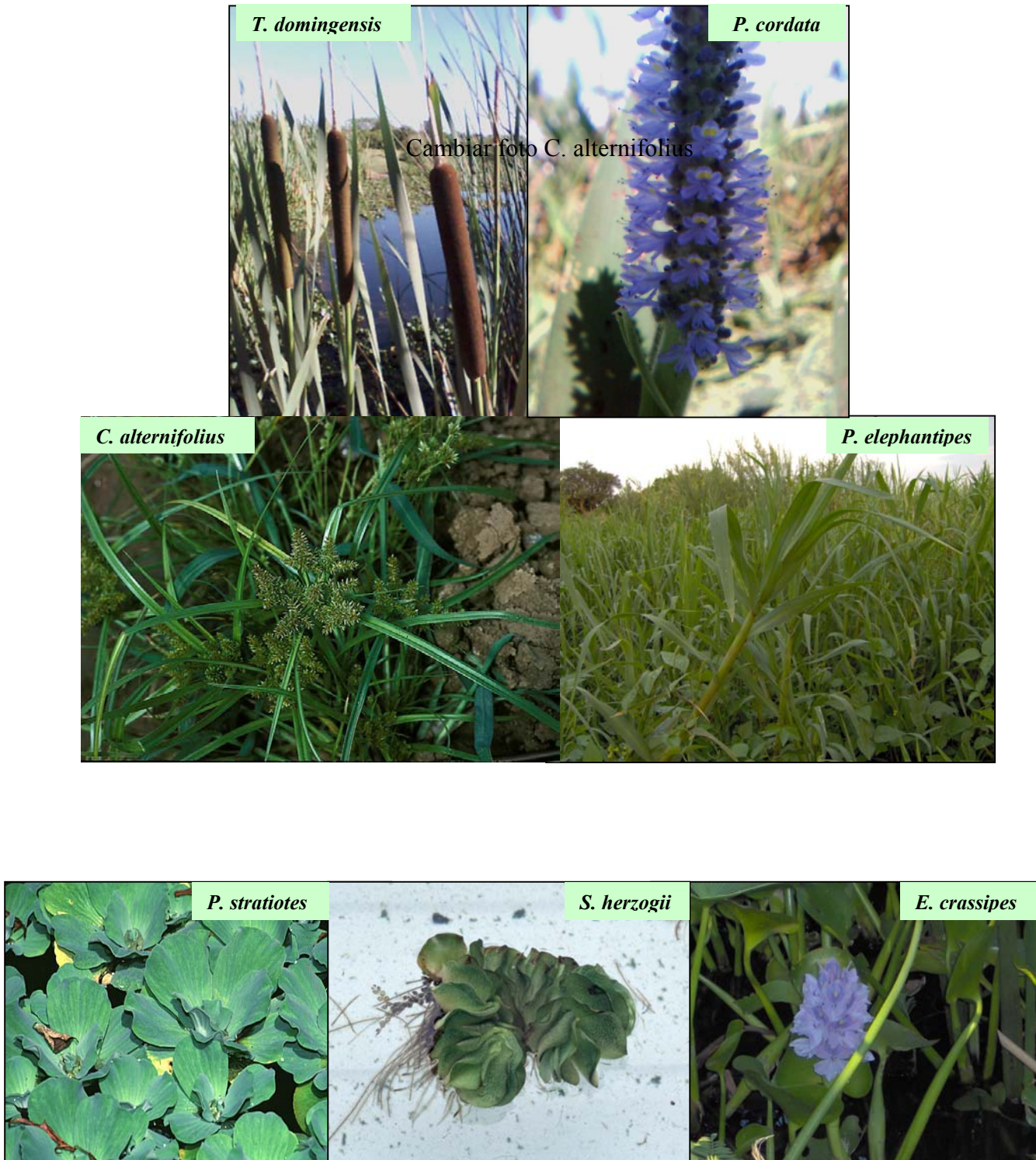


Fig. 1.3. Fotografías de algunas de las especies de macrófitas utilizadas en el humedal construido (fotos superiores: especies emergentes, fotos inferiores: especies flotantes).

Tabla 1.1: Lista de las especies vegetales utilizadas en el ensayo a escala reducida, ordenadas por familia botánica.

Familia	Nombre científico	Nombre vulgar
Araceae	<i>Pistia stratiotes</i> L.	Repollito de agua
Cyperaceae	<i>Cyperus alternifolius</i> L.	Paragüita
Gramineae	<i>Panicum elephantipes</i> Ness. ex Trin.	Canutillo
Marantaceae	<i>Thalia geniculata</i> L.	Talia
Polygonaceae	<i>Polygonum punctatum</i> Elliott.	Catay dulce
Pontederiaceae	<i>Eichhornia crassipes</i> (Mart.) Solms.	Camalote
Pontederiaceae	<i>Pontederia cordata</i> L.	Aguapey
Pontederiaceae	<i>Pontederia rotundifolia</i> L. f.	Camalote
Salviniaceae	<i>Salvinia herzogii</i> De la Sota	Helechito de agua
Typhaceae	<i>Typha domingensis</i> Pers.	Totora

### 1.2.3. Análisis realizados:

El estudio del humedal se extendió desde el 26 de julio de 2001 hasta el 2 de septiembre de 2002. Se estudió la eficiencia del humedal en la retención de los contaminantes del efluente a partir del estudio de la composición química del afluente y efluente del humedal. En cada muestreo se calcularon los porcentajes de remoción de cada parámetro medido en agua según la ecuación (1):

$$\% \text{ de remoción} = \frac{(\text{concentración en el afluente} - \text{concentración en el efluente}) \times 100}{\text{concentración en el afluente}} \quad (1)$$

En los muestreos en que los parámetros del efluente fueron mayores que los del afluente, se calculó un porcentaje de liberación según la ecuación (2):

$$\% \text{ de liberación} = \frac{(\text{concentración en el efluente} - \text{concentración en el afluente}) \times 100}{\text{concentración en el efluente}} \quad (2)$$

Luego, se calculó un porcentaje de retención medio para el período estudiado con los porcentajes obtenidos en todos los muestreos.

Tomando muestras de agua por triplicado, en el afluente y efluente se determinaron semanalmente (12 muestreos semanales) y luego quincenalmente (18 muestreos quincenales) los siguientes parámetros: pH, conductividad, carbonato, bicarbonato, oxígeno disuelto (OD),

cloruro, sulfato, Ca, Mg, Na, Fe, K, fósforo reactivo soluble (PRS), nitrato, nitrito, amonio, Cr, Ni, Zn, demanda química de oxígeno (DQO) y demanda bioquímica de oxígeno (DBO).

Se realizó además un estudio sistemático de las macrófitas y los sedimentos de fondo, en relación con la absorción de P y metales pesados (Cr, Ni y Zn).

En hojas y raíces se determinó inicialmente y mensualmente la concentración de fósforo total (PT), Cr, Ni y Zn. Para medir estas concentraciones se recolectaron manualmente ejemplares de cada especie a fin de obtener tres muestras de cada una.

En sedimentos se determinó inicialmente y mensualmente la concentración de PT, Cr, Ni y Zn y se determinó el fraccionamiento de P. Las muestras de sedimentos se recolectaron con un muestreador tubular plástico de 4,5 cm de diámetro en la zona de entrada y de salida del humedal, realizando tres réplicas en cada zona.

#### 1.2.4. Metodología analítica empleada:

La conductividad del agua se midió con un conductímetro YSI modelo 33, el OD con un oxímetro Horiba OM-14 y el pH con un peachímetro Orion. Las muestras de agua se mantuvieron refrigeradas hasta su análisis. Los sólidos totales disueltos se determinaron por evaporación de 50 ml de agua en cápsula de porcelana y secado en estufa a 180°C hasta pesada constante.

Para la determinación de P y N en agua, las muestras fueron filtradas con filtros Millipore (0,45  $\mu\text{m}$ ). El PRS se determinó mediante la técnica colorimétrica de azul de molibdeno (Murphy y Riley, 1962) (Espectrofotómetro UV-VIS Perkin Elmer Lambda 20). El PT se determinó por digestión de la muestra con ácido nítrico y ácido sulfúrico (APHA, 1998), neutralización y determinación de fosfato por el método de Murphy y Riley (1962). El nitrito se determinó por diazotación acoplada seguida de la técnica colorimétrica. El amonio se determinó coloriméricamente. El nitrato se determinó con un electrodo selectivo de iones Orion Ion plus 93-07 (sensibilidad: 0,01 mg l<sup>-1</sup> de N, reproducibilidad:  $\pm$  2%), utilizando la técnica de adición estándar. El Ca y el Mg se determinaron por titulación con EDTA. El Na y el K se determinaron por fometría de emisión de llama. El carbonato y bicarbonato se determinaron por volumetría ácido-base con hidróxido de sodio usando fenolftaleína y verde de bromo cresol como indicadores. La dureza total se determinó por volumetría quelatométrica con EDTA trabajando a pH=10 y usando NET como indicador. El cloruro se determinó por el método argentométrico. El sulfato se determinó por turbidimetría. La DQO

se determinó por el método de reflujó abierto y la DBO por el test de 5 días (APHA, 1998). Las concentraciones de Fe, Cr, Ni y Zn se determinaron por espectrofotometría de absorción atómica (por llama o atomización electrotérmica, según la concentración de la muestra, Perkin Elmer 5000), siguiendo APHA (1998).

La concentración de PT en vegetales y sedimentos se determinó, luego de digestión con mezcla ácida de  $\text{HClO}_4:\text{HNO}_3:\text{HCl}$  (5:3:2), por la técnica colorimétrica de azul de molibdeno (Murphy y Riley, 1962) (Espectrofotómetro UV-VIS Perkin Elmer Lambda 20). El NTK en vegetales y sedimentos se determinó por el método Macro-Kjeldahl de acuerdo a APHA (1998). En este método se determina el amonio (original más el proveniente del nitrógeno orgánico) mediante el uso de electrodo de ion selectivo amonio Orion (sensibilidad  $0,01 \text{ mg l}^{-1}$  amonio, reproducibilidad  $\pm 2\%$ ). Las determinaciones de Cr, Ni y Zn en vegetales y sedimentos se realizaron, previa digestión con mezcla ácida de  $\text{HClO}_4:\text{HNO}_3:\text{HCl}$  (5:3:2), por espectrofotometría de absorción atómica con llama o con horno de grafito (Instrumento: Perkin Elmer 5000).

El fraccionamiento de P en el sedimento se realizó siguiendo el método EDTA (Golterman, 1996). Esta extracción secuencial utiliza Ca-EDTA + ditionita para extraer el P asociado al hierro ( $\text{Fe}(\text{OOH})\approx\text{P}$ ) y luego  $\text{Na}_2$ -EDTA para extraer el P asociado al calcio ( $\text{CaCO}_3\approx\text{P}$ ). Para las fracciones de P orgánicas ( $\text{org.P}_{\rightarrow\text{ácida}}$  y  $\text{org.P}_{\rightarrow\text{alcalina}}$ ), esta secuencia fue seguida por una extracción con  $\text{H}_2\text{SO}_4$  a  $20^\circ\text{C}$  y luego por NaOH a  $90^\circ\text{C}$ , respectivamente. Todas las extracciones se realizaron con agitación continua. Las concentraciones de PRS se midieron en los extractos usando el método de azul de molibdeno con modificaciones sugeridas por Golterman (1996). Para la determinación de PRS en el extracto de Ca-EDTA, se utilizaron 5 ml del extracto y la solución se calentó ( $75^\circ\text{C}$ ). Para la determinación de PRS en el extracto de Na-EDTA, se utilizaron 2 ml. En ambos casos, se prepararon curvas de calibración estándar de la misma manera que las muestras. El color del complejo fosfatomolibdato se desarrolla lentamente con EDTA, por lo que la absorbancia se registró transcurridos 40 minutos.

El estudio de la vegetación, incluyendo determinación de biomasa, crecimiento, y concentración de clorofila en los humedales construidos, ambientes naturales y experimentos de laboratorio, como así también las determinaciones de PRS y PT en agua, la digestión de las muestras de tejidos y sedimento para la determinación de metales, PT, NTK y determinación de clorofila, fueron realizadas por el tesista. Las determinaciones de iones, DQO y DBO fueron realizadas por la Lic. N. Suñe, MSc. G. Sánchez y la Dra. M.A. Maine, miembros del equipo de investigación del Laboratorio de Química Analítica de la Facultad de Ingeniería



Química de la Universidad Nacional del Litoral. Las determinaciones por espectrofotometría de absorción atómica de Cr, Ni y Zn en agua, vegetales y sedimentos se realizaron por personal del Centro Regional para la Investigación y Desarrollo de Santa Fe (CERIDE-CONICET). La técnica de fraccionamiento fue realizada por la directora de la presente tesis, Dra. M. A. Maine, y las determinaciones de PT para determinar el fraccionamiento del sedimento fueron realizadas por el tesista.

#### 1.2.5. Estudio de la vegetación:

Para estimar la biomasa se recolectaron muestras de vegetación con un marco cuadrado de 50 cm de lado, arrojando dicho marco cuatro veces al azar dentro del humedal. Se cosecharon manualmente todas las especies halladas en su interior siguiendo la metodología propuesta por Westlake (1974) y APHA (1998). A pesar de haber extraído vegetación en cada muestreo para la estimación de la biomasa, la frecuencia bimensual de muestreo en el período inicial del estudio permitió la recuperación de los sitios cosechados, presumiendo que dicha extracción no afectó el desarrollo de la vegetación. Con posterioridad, cuando las especies flotantes ya habían desaparecido se redujo la frecuencia a muestreos mensuales.

Las plantas recolectadas se lavaron y se separaron en sus partes aéreas (tallos y hojas) y sumergidas (rizomas y raíces de especies emergentes y raíces de especies flotantes) en el laboratorio, colocándolas en estufa a 105° C hasta peso constante (Westlake, 1974; APHA, 1998). Se calcularon las tasas de crecimiento relativo según la ecuación (3), propuesta por Hunt (1978):

$$R = \frac{\ln W_2 - \ln W_1}{T_2 - T_1} \quad (3)$$

donde R = tasa de crecimiento relativo ( $\text{g g}^{-1} \text{ día}^{-1}$ ),  $W_1$  y  $W_2$  = pesos secos inicial y final, respectivamente, y  $T_2 - T_1$  = tiempo de experimentación.

Se determinó mensualmente la cobertura estimando la superficie que ocupó cada especie dentro de marcos cuadrados de 50 cm de lado a fin de obtener un porcentaje en función de la superficie total del cuadrado. Los marcos cuadrados se ubicaron sobre las áreas con un tipo de vegetación predominante (flotante o emergente). El número de réplicas varió según el tamaño de las áreas con vegetación entre 4 y 8. A partir de la cobertura, se cuantificó

la tasa de cobertura relativa (TCR) con la ecuación (4), propuesta por Dickinson y Miller (1998):

$$TCR = \frac{\text{cobertura final} - \text{cobertura inicial}}{\text{cobertura inicial}} \quad (4)$$

tiempo de experimentación

Con el objeto de estudiar si las plantas del humedal artificial modificaron su biomasa, se compararon con muestras tomadas con un marco cuadrado de 50 cm de lado, arrojando dicho marco cuatro veces al azar en zonas vegetadas con predominio de *P. elephantipes* o *T. domingensis* en humedales naturales no contaminados pertenecientes a la llanura de inundación el Río Paraná Medio. Las muestras en humedales naturales fueron tomadas al iniciar, a los siete meses y al finalizar el estudio.

#### 1.2.6. Análisis estadístico:

Se determinó la eficiencia del humedal construido en la remoción de contaminantes mediante la comparación de medias de los parámetros de calidad de agua que se midieron en el afluente y efluente (test de diferencia de medias).

Se determinó si las diferencias observadas fueron estadísticamente significativas entre las concentraciones de PT, NTK, Cr, Ni y Zn que se midieron en el sedimento de la zona de entrada y de salida, utilizando ANOVA (factores: lugar de muestreo y tiempo). Para cada contaminante (P, Cr, Ni y Zn) se realizó un ANOVA de dos factores (especie y órgano vegetativo) para determinar si existieron diferencias significativas entre las concentraciones de los contaminantes de las distintas especies estudiadas y entre las de hojas y raíces. Se comparó mediante ANOVA la biomasa seca de cada especie en el humedal construido y el humedal natural donde se tomaron los ejemplares que se trasplantaron (factores: lugar de muestreo y tiempo).

Se utilizó el test de Duncan para diferenciar medias cuando se detectaron diferencias significativas. Se utilizó un nivel de  $p < 0,05$  en todas las comparaciones. La normalidad de los residuales se estudió gráficamente. Se utilizó el test de Bartlett para homocedasticidad, para corroborar si las variancias fueron homogéneas (Walpole et al., 1999; Pérez, 1998). Los cálculos se efectuaron utilizando el software Statgraphics Plus 3.0.

### 1.3. Resultados:

#### 1.3.1. Análisis del afluente y efluente:

La Tabla 1.2 muestra las variables medidas en el afluente y efluente del humedal y los porcentajes de remoción de cada una. Las concentraciones de los diferentes parámetros medidos fueron significativamente mayores en el afluente que en el efluente, excepto para el bicarbonato y el amonio. En la mayoría de los muestreos, la temperatura del agua en el humedal se encontró entre 13°C y 26°C, alcanzando una mínima de 11°C en un único muestreo, mientras que en ambientes naturales osciló entre 9°C y 10°C desde mayo a julio. Las concentraciones de OD mostraron grandes variaciones en el afluente (Fig. XI.1, Anexo), obteniendo una concentración media de 6,6 mg l<sup>-1</sup>, mientras que en el efluente las concentraciones fueron inferiores, registrando un promedio de 3,1 mg l<sup>-1</sup> (Tabla 1.2). En dos muestreos, el afluente fue anóxico, mientras que en los mismos el efluente alcanzó concentraciones de OD de 2 y 4 mg l<sup>-1</sup>. El efluente fue anóxico sólo en un muestreo. El pH en el afluente fue alcalino (8,0-12,5) y disminuyó en el efluente obteniéndose valores que variaron en un rango comprendido entre 7,0 y 9,0. El sulfato y el Ca mostraron porcentajes de remoción de 35% y 42%, respectivamente (Fig. XI.2, Anexo). El nitrato y el nitrito disminuyeron en el efluente alcanzando una remoción media de 89% y 92%, respectivamente (Tabla 1.2). En el efluente, la concentración de amonio disminuyó en la mayoría de los muestreos, mientras que en otros presentó mayor concentración que el afluente. Las concentraciones de bicarbonato en el efluente fueron un 41% mayor que en el afluente, mientras que el carbonato disminuyó en el efluente, alcanzando un porcentaje de remoción de 91%. Un promedio de 32% de sólidos totales disueltos fueron retenidos en el humedal. El PT y el PRS alcanzaron porcentajes de retención de 70% y 77%, respectivamente. En tres muestreos sucesivos durante septiembre de 2001, el PRS fue mayor en el efluente que en el afluente (Fig. 1.4). El OD en el efluente no se vio disminuido en esos muestreos. En el muestreo en el que el efluente fue anóxico, tanto la concentración de PT como la de PRS fueron inferiores en el efluente. Entre los metales, la mayor retención fue registrada para el Fe (84%), seguida por la del Cr (82%), Ni (69%) y por último la del Zn (44%). Las concentraciones de Zn registradas en el afluente fueron las más bajas y se encontraron frecuentemente por debajo del límite de detección del método (Fig. 1.5). Siempre que el afluente mostró altas concentraciones de Zn, se registró una retención importante de este metal obteniéndose un rango de 25-81%. La DQO y DBO mostraron porcentajes de remoción

de 79% y 76%, respectivamente. Sólo en un muestreo, la DBO del afluente fue menor que la del efluente (Fig. XI.3, Anexo), por lo que los porcentajes de remoción se encontraron entre -6,0% y 99,0% (Tabla 1.2).

Tabla 1.2. Variables medidas en el afluente y efluente y porcentajes de remoción del humedal construido a escala reducida.

Variable	Afluente		Efluente		% medio de remoción
	Media	Min./Máx.	Media	Min./Máx.	
Temperatura (°C)	18,4	11/26	18,4	11/26	-
Conductividad (mS cm <sup>-1</sup> )	5,1	3,3/8,5	3,4	0,75/5,4	-
pH	9,9	8,0/12,5	7,9	7/9,0	-
Sól. Tot. Dis. (mg l <sup>-1</sup> )	4122	2346/8050	2609	610/4262	31,9
OD (mg l <sup>-1</sup> )	6,6	0/10,6	3,1	0/5,8	-
Ca (mg l <sup>-1</sup> )	173	43/292	96	22/237	41,7
Mg (mg l <sup>-1</sup> )	24	0/96	11	4/19	48,3
Bicarbonato (mg l <sup>-1</sup> )	220	0/615	378	203/713	-40,7
Carbonato (mg l <sup>-1</sup> )	107	0/403	9,3	0/48	91,0
Cloruro (mg l <sup>-1</sup> )	739	387/1838	503	70,4/875	29,0
Sulfato (mg l <sup>-1</sup> )	1445	298/2322	923	204/1621	34,7
N-Nitrato (mg l <sup>-1</sup> )	19,7	4,9/86,1	1,45	0,21/4	88,8
N-Nitrito (mg l <sup>-1</sup> )	2,12	0,027/12	0,13	0,001/0,89	91,7
N-Amonio (mg l <sup>-1</sup> )	2,1	0,32/4,86	2,0	0,002/9,6	15,0
PRS (mg l <sup>-1</sup> )	0,583	0,043/2,6	0,119	0,01/0,572	77,0
PT (mg l <sup>-1</sup> )	0,908	0,082/4,7	0,198	0,025/0,689	69,8
Fe (mg l <sup>-1</sup> )	8,9	0,05/32	0,205	0,048-0,7	83,5
Cr (µg l <sup>-1</sup> )	115	5/589	12	1/105	82,4
Ni (µg l <sup>-1</sup> )	175	3/750	46	3,5/190	69,1
Zn (µg l <sup>-1</sup> )	58	40/210	38	10/69	43,9
DQO (mg l <sup>-1</sup> )	271	57/583	40	22/85	78,8
DBO (mg l <sup>-1</sup> )	127	17/400	16	2/38	75,6

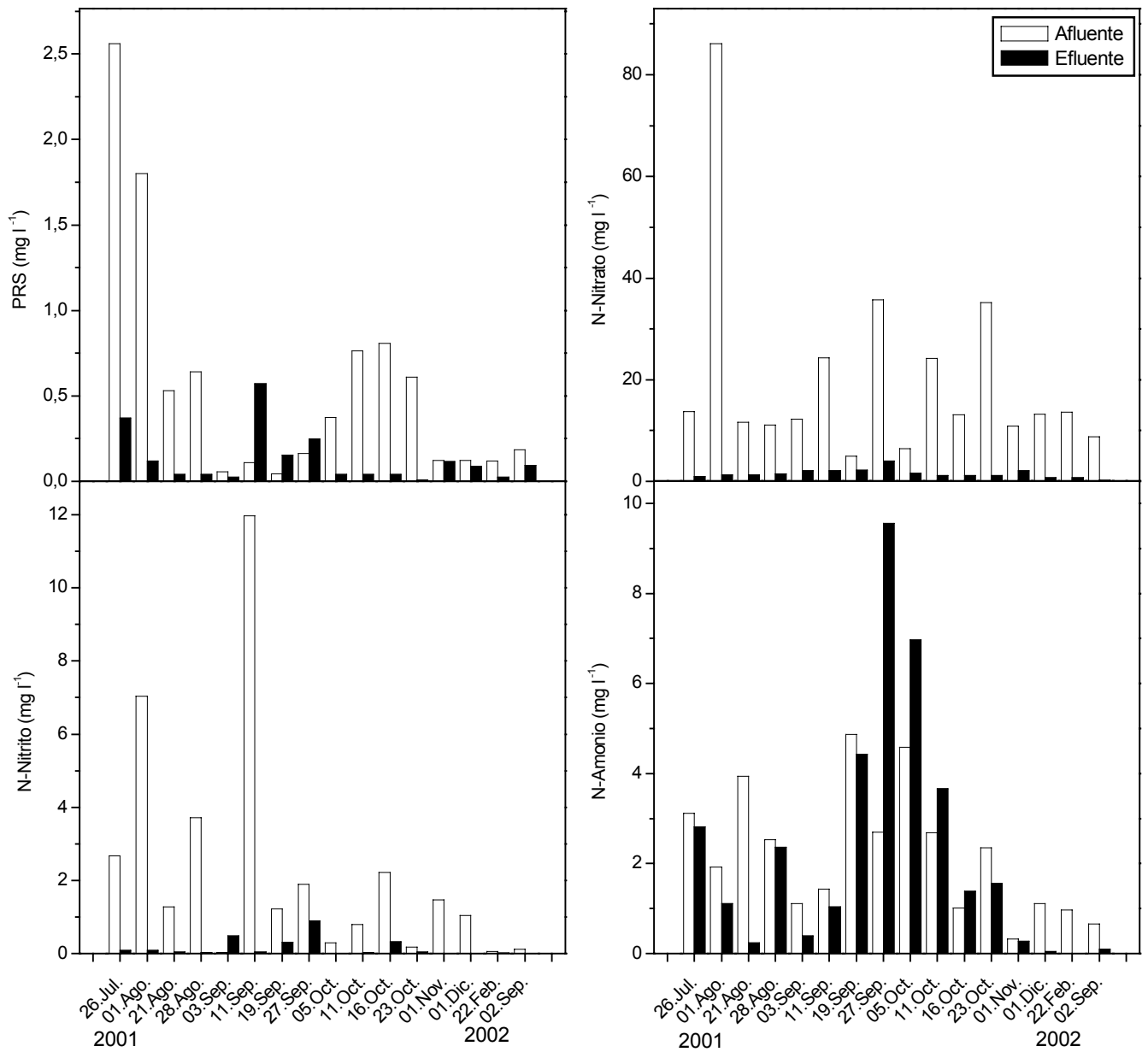


Fig. 1.4. Concentraciones (mg l<sup>-1</sup>) de PRS, N-Nitrato, N-Nitrito y N-Amonio en el afluente y efluente del humedal construido a escala reducida.

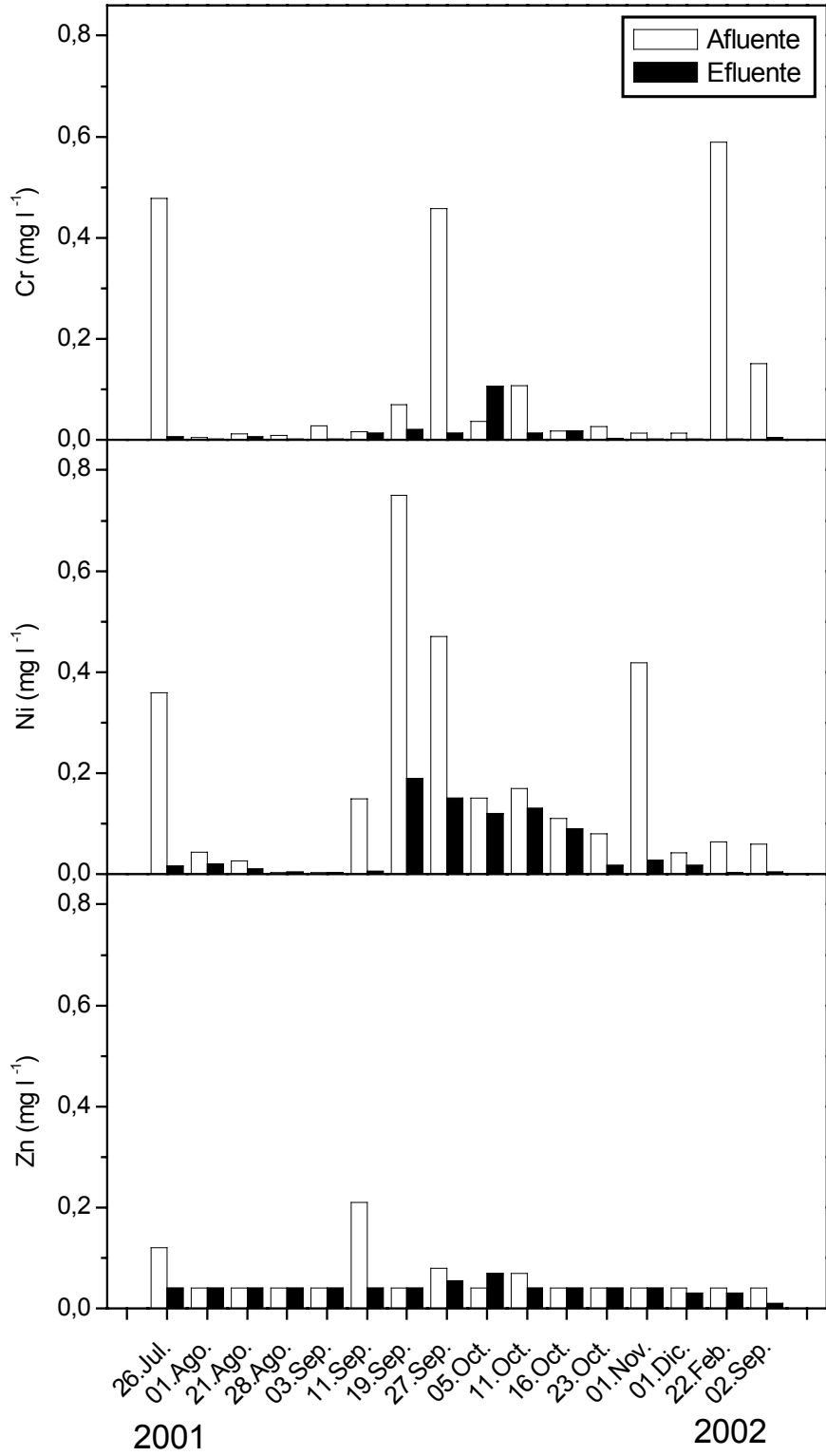


Fig. 1.5. Concentraciones (mg l<sup>-1</sup>) de Cr, Ni y Zn en el afluente y efluente del humedal construido a escala reducida.

### 1.3.2. Concentración de nutrientes y metales en sedimentos:

En septiembre de 2002, después de un año de estudio, las concentraciones de Cr, Ni y Zn en las zonas de entrada y de salida del humedal fueron significativamente mayores que las concentraciones iniciales (Fig. 1.6), siendo a su vez las de la entrada significativamente mayores que las de la salida. La concentración final de PT a la entrada del humedal fue significativamente mayor que la inicial.

Al inicio del estudio las muestras de sedimento se tomaron de distintas zonas del humedal y como no mostraron diferencias significativas en las concentraciones de los parámetros medidos, se expresó la concentración inicial de cada uno como una media. La materia orgánica y el NTK aumentaron un 19% y 12%, respectivamente (Tabla 1.3), mientras que el Ca y el Fe lo hicieron en un 32% y 34%, respectivamente. Todas las fracciones de P aumentaron significativamente en la zona de entrada, especialmente la fracción Fe(OOH)≈P (2,3 veces), seguida de la fracción CaCO<sub>3</sub>≈P (1,8 veces) y org.-P (1,4 veces). A la salida del humedal no se observaron diferencias significativas entre las concentraciones iniciales y finales (Tabla 1.3).

Tabla. 1.3. Concentraciones medias tomadas al inicio del estudio y finales de la zona de entrada y salida de Ca, Fe, materia orgánica, NTK y fraccionamiento del P en el sedimento del humedal construido a escala reducida.

Variables	Inicial	Final	
		Entrada	Salida
Ca (mg g <sup>-1</sup> p. s.)	2,37	3,14	2,24
Fe (mg g <sup>-1</sup> p. s.)	18,3	24,5	17,4
Materia orgánica (%)	7,5	8,9	7,8
NTK (mg g <sup>-1</sup> p. s.)	0,330	0,370	0,320
PT (mg g <sup>-1</sup> p. s.)	0,450	0,780	0,380
Fe(OOH)≈P (mg g <sup>-1</sup> p. s.)	0,127	0,296	0,121
CaCO <sub>3</sub> ≈P (mg g <sup>-1</sup> p. s.)	0,082	0,147	0,087
org.-P (mg g <sup>-1</sup> p. s.)	0,245	0,341	0,171

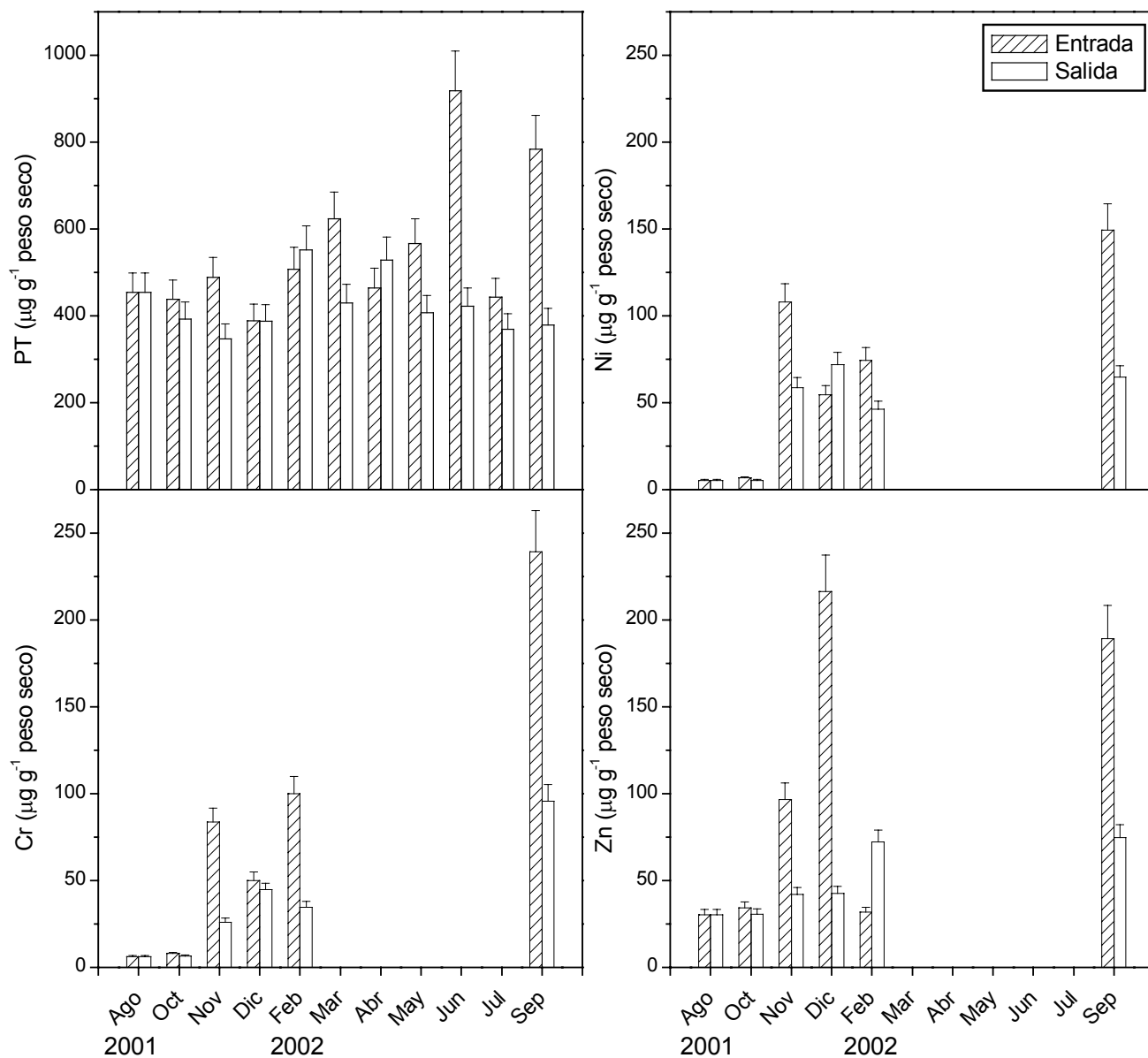


Fig. 1.6. Concentraciones ( $\mu\text{g g}^{-1}$  peso seco) de PT, Cr, Ni y Zn en los sedimentos de la zona de entrada y de salida del humedal construido a escala reducida.



### 1.3.3. Concentración de PT y metales en tejidos vegetales:

En la Fig. 1.7 se muestran las concentraciones de PT iniciales y las obtenidas en el muestreo previo a la desaparición de cada especie. En *T. domingensis* se observó un aumento durante los primeros meses y luego las concentraciones de PT se mantuvieron más o menos constantes. *S. herzogii* fue la especie que presentó los mayores valores de PT, seguida de *P. stratiotes*. Se observó un aumento en la concentración de metales en la biomasa, en relación con la concentración inicial, en todas las especies (Figs. 1.8-1.10). En todas las macrófitas estudiadas, las concentraciones de metales fueron significativamente superiores en las raíces en comparación con las concentraciones registradas en las hojas.

Comparando las especies arraigadas al final del estudio, *T. domingensis* mostró mayores concentraciones de PT en comparación con *P. elephantipes* (Fig. 1.7). Por el contrario, *P. elephantipes* alcanzó mayores concentraciones de Cr y Ni (Figs. 1.8 y 1.9). Comparando las concentraciones de metales en raíces de las especies flotantes en el muestreo previo a su desaparición, *E. crassipes* mostró la mayor concentración de Cr, mientras que *P. stratiotes* mostró la mayor concentración de Ni y *S. herzogii* la de Zn. En cuanto a las concentraciones de PT, *S. herzogii* fue la especie que presentó las mayores concentraciones en hojas, en comparación con las otras especies flotantes y las arraigadas.

En la Tabla 1.4 se muestra los porcentajes de retención de P, Cr, Ni y Zn en *T. domingensis*. Del total retenido en el humedal, estos contaminantes se acumularon minoritariamente en la vegetación en comparación con la acumulación en el sedimento.

Tabla 1.4. Porcentajes de retención de P, Cr, Ni y Zn en *T. domingensis* al final del estudio en el humedal construido a escala reducida.

Retención	P	Cr	Ni	Zn
Total (g)	148,9	41,6	47,5	7,3
<i>T. domingensis</i> (g)	46,4	1,62	1,22	1,31
% retenido en <i>T. domingensis</i> respecto del total	31,2	3,89	2,57	17,9

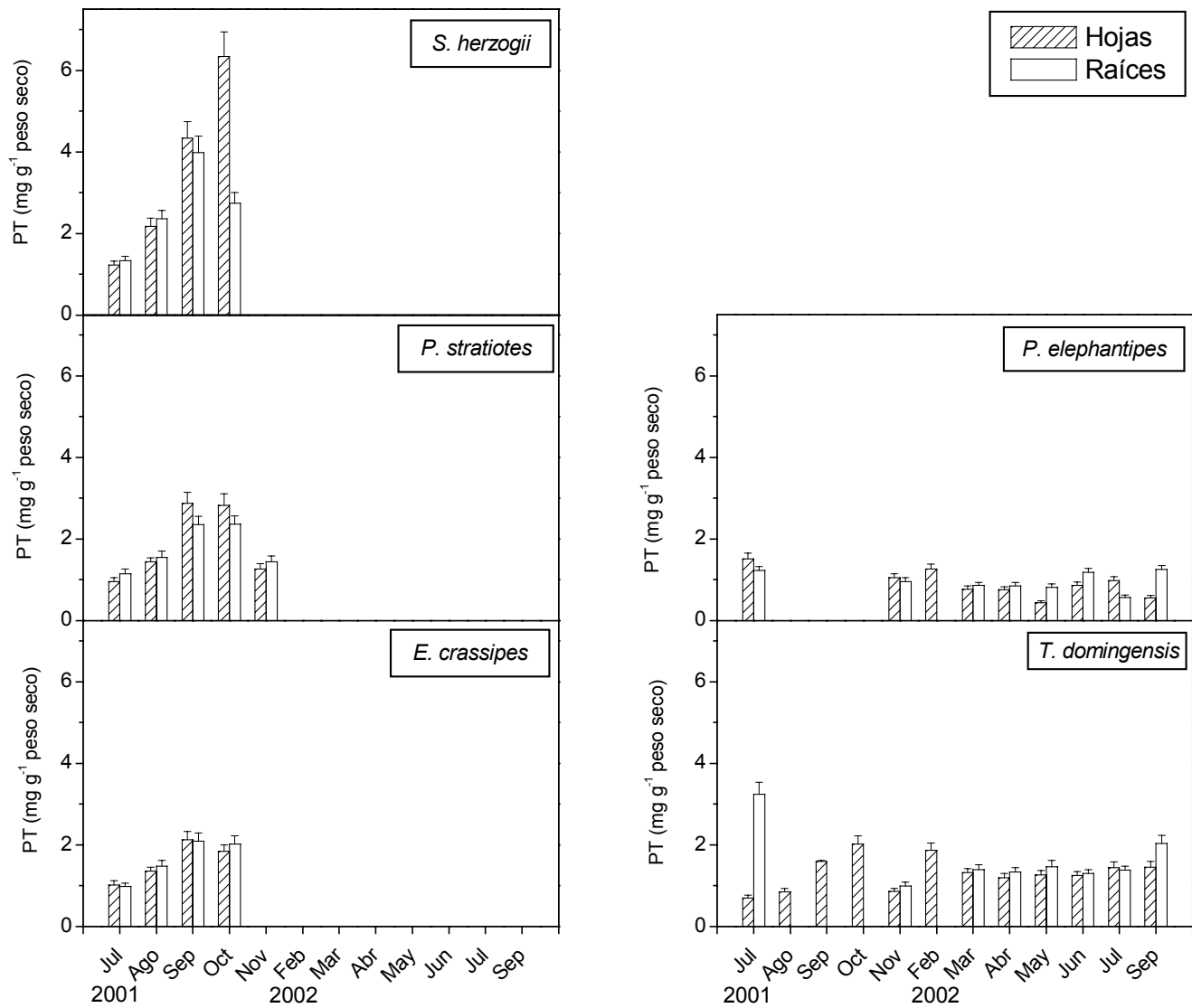


Fig. 1.7. Concentraciones (mg g<sup>-1</sup> peso seco) de PT en hojas y raíces de las especies utilizadas en el humedal construido a escala reducida.

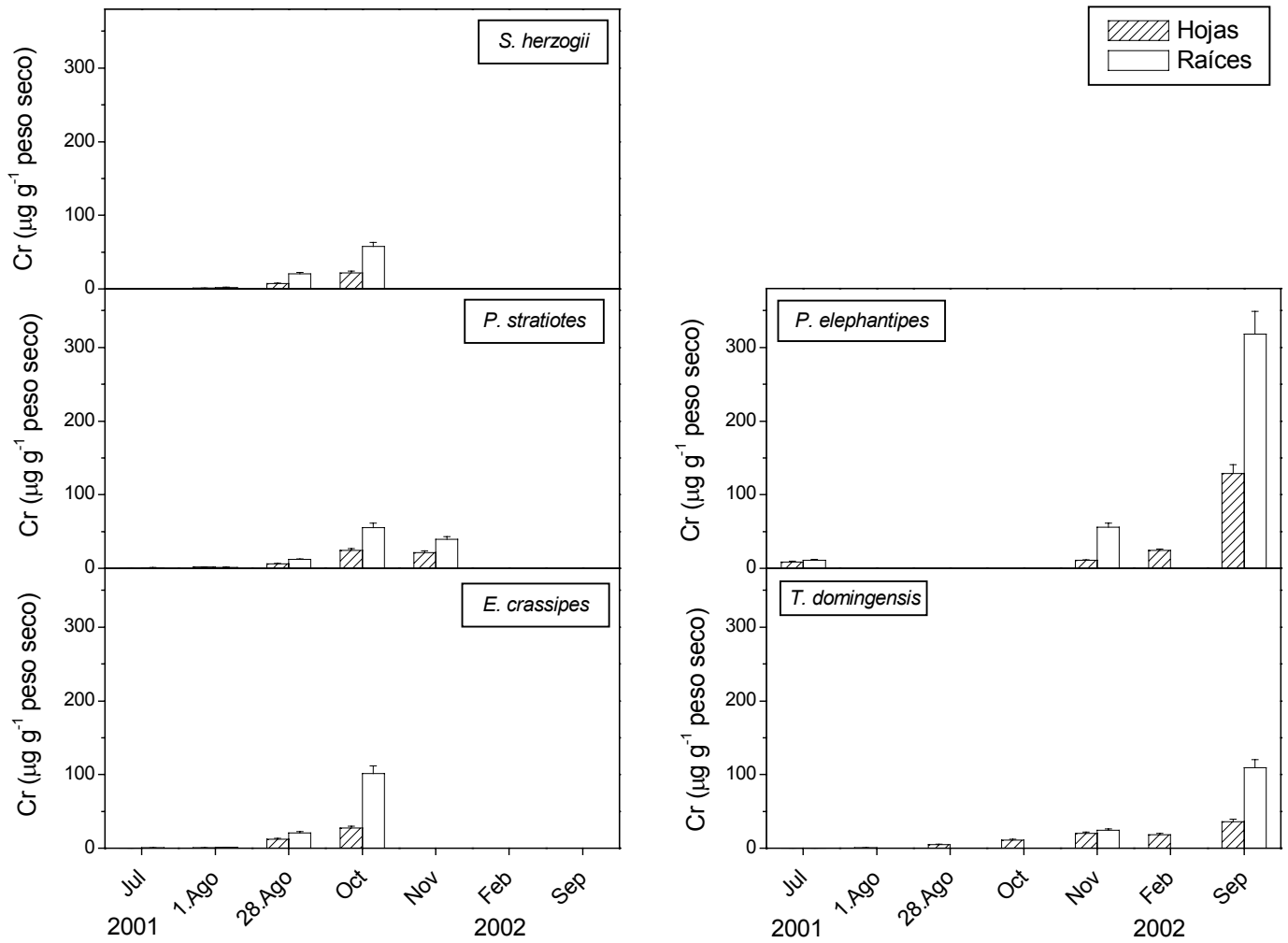


Fig. 1.8. Concentraciones ( $\mu\text{g g}^{-1}$  peso seco) de Cr en hojas y raíces de las especies utilizadas en el humedal construido a escala piloto.

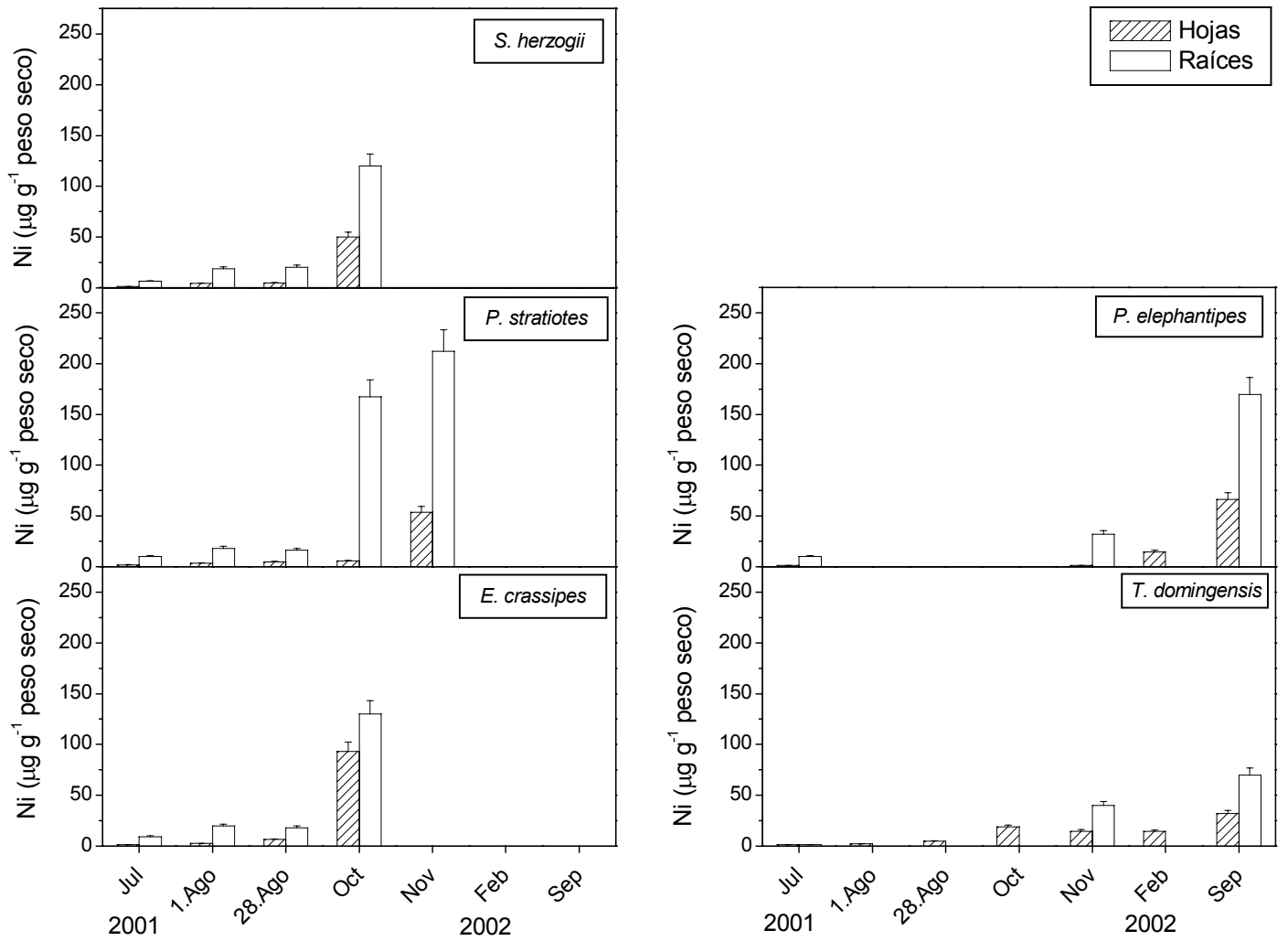


Fig. 1.9. Concentraciones (µg g<sup>-1</sup> peso seco) de Ni en hojas y raíces de las especies utilizadas en el humedal construido a escala piloto.

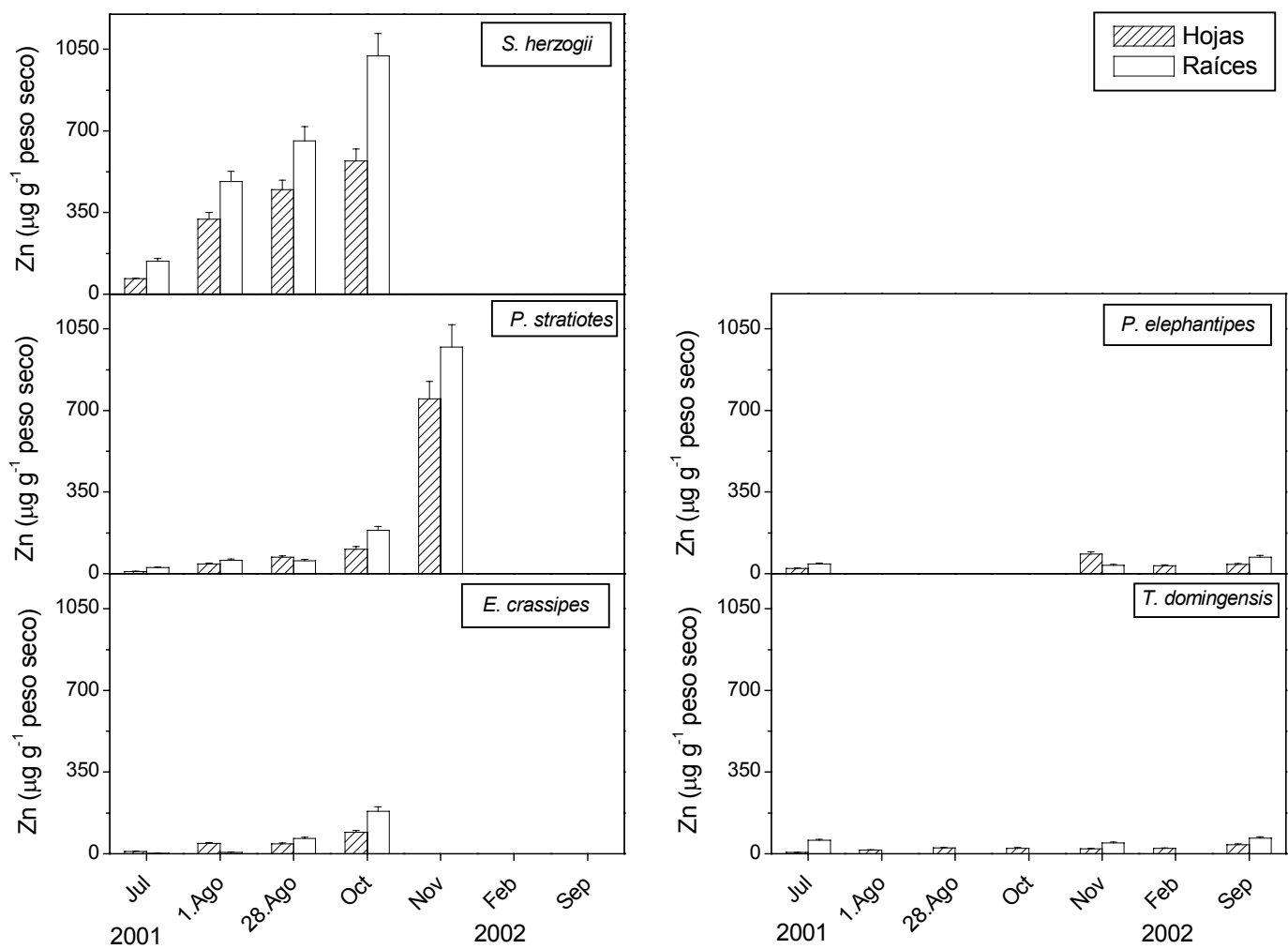


Fig. 1.10. Concentraciones ( $\mu\text{g g}^{-1}$  peso seco) de Zn en hojas y raíces de las especies utilizadas en el humedal construido a escala reducida.

#### 1.3.4. Cobertura vegetal:

La Fig. 1.11 muestra la evolución de la cobertura vegetal durante el período de estudio. *P. stratiotes* mostró un desarrollo inicial alcanzando un 40% de cobertura en noviembre de 2001. Posteriormente, todas las especies flotantes disminuyeron su cobertura en los sucesivos muestreos hasta desaparecer del humedal. *S. herzogii* desapareció en noviembre de 2001, *E. crassipes* en diciembre de 2001 y *P. stratiotes* en marzo de 2002. Las especies emergentes mostraron crecimiento inicial. Sin embargo, a fines de agosto de 2001, *Pontederia cordata* L., *Pontederia rotundifolia* L. f. y *Thalia geniculata* L. comenzaron a decaer y desaparecieron del humedal en septiembre de 2001. *C. alternifolius* y *Polygonum punctatum* Elliott. mostraron síntomas de estrés a fines de septiembre y desaparecieron en octubre de 2001. Todas estas especies alcanzaron una cobertura menor a 5%. Sólo las macrófitas emergentes *Panicum elephantipes* Ness. ex Trin. y *T. domingensis* permanecieron en el humedal. La primera alcanzó la máxima cobertura en marzo de 2002 y luego disminuyó hasta la desaparición casi total de sus partes emergentes al final del estudio, quedando representada esta especie mayormente por sus partes sumergidas. Al final del período de estudio, *T. domingensis* aumentó su cobertura y se convirtió en la especie dominante del humedal, ocupando aproximadamente el 70% del mismo. *T. domingensis* fue la única especie que presentó una tasa de cobertura relativa positiva al final del período de estudio ( $0,035 \pm 0,002$ ).

#### 1.3.5. Biomasa:

*S. herzogii* desapareció en los primeros meses y no mostró diferencias significativas en su biomasa desde el comienzo del estudio hasta el mes anterior a su desaparición. *E. crassipes* y *P. stratiotes* mostraron un crecimiento hasta el cuarto mes de estudio pero luego desaparecieron rápidamente. En cuanto a las dos especies que registraron permanencia en el humedal, la biomasa total inicial de *P. elephantipes* fue mayor que la de *T. domingensis*. Sin embargo, a lo largo del tiempo se observó un aumento en *T. domingensis* (Fig. 1.12) y una disminución en *P. elephantipes* (Fig. 1.13). Hacia el final de la experiencia, la biomasa de *T. domingensis* resultó significativamente mayor que la de *P. elephantipes* en relación con los pesos secos totales. En el ambiente natural, la biomasa total de *T. domingensis* fue siempre mayor que la de *P. elephantipes*. Las partes aéreas fueron significativamente mayores a las subterráneas para *T. domingensis* y menores para *P. elephantipes*. La biomasa emergente de *T. domingensis* fue significativamente mayor que la de *P. elephantipes*. Al final del estudio, la

biomasa aérea de *T. domingensis* en el humedal construido fue significativamente mayor que la determinada en el ambiente natural. En la Fig. 1.14 se muestra la dominancia de *T. domingensis* registrada al finalizar el estudio del humedal construido. Las partes subterráneas de ambas especies alcanzaron valores similares. La tasa de crecimiento relativo de *T. domingensis* fue de  $0,005 \pm 0,0002 \text{ g g}^{-1} \text{ peso seco día}^{-1}$ , mientras que la de *P. elephantipes* fue de  $0,0007 \pm 0,00004 \text{ g g}^{-1} \text{ peso seco día}^{-1}$ .

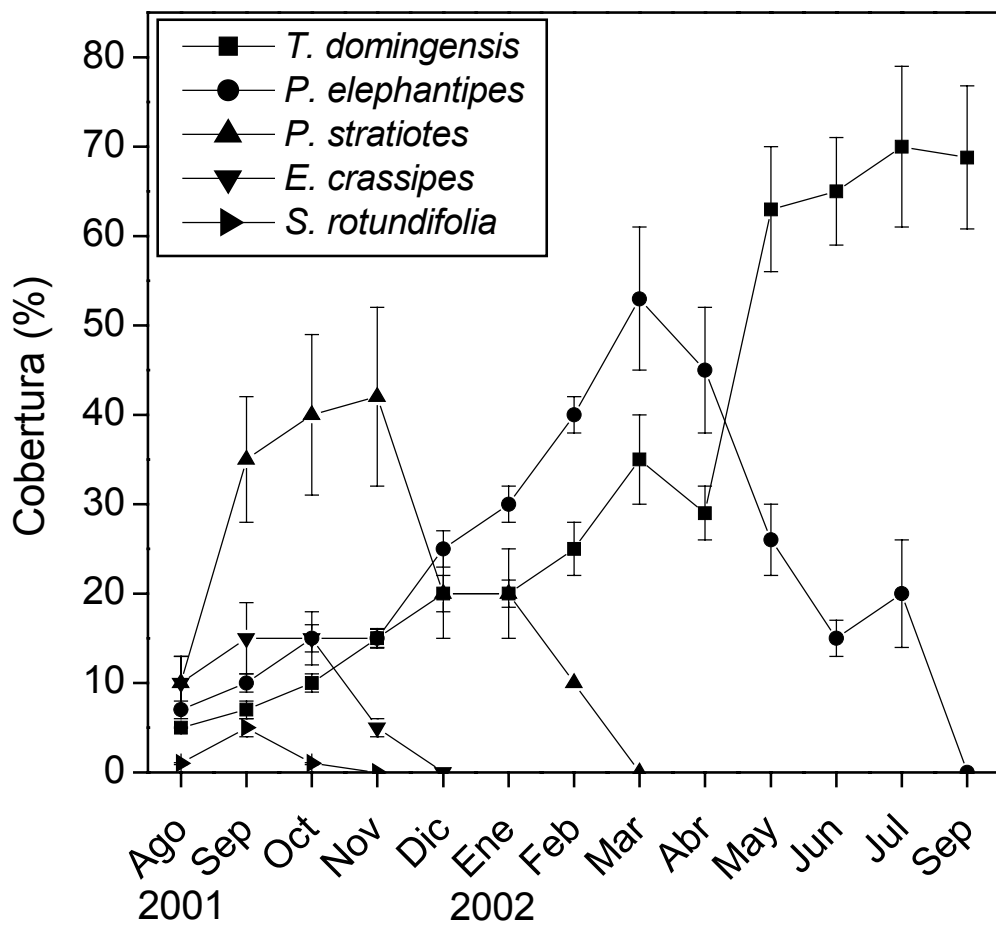


Fig. 1.11. Cobertura vegetal (%) en el humedal construido a escala reducida a lo largo del período de estudio. Las barras representan el desvío estándar.

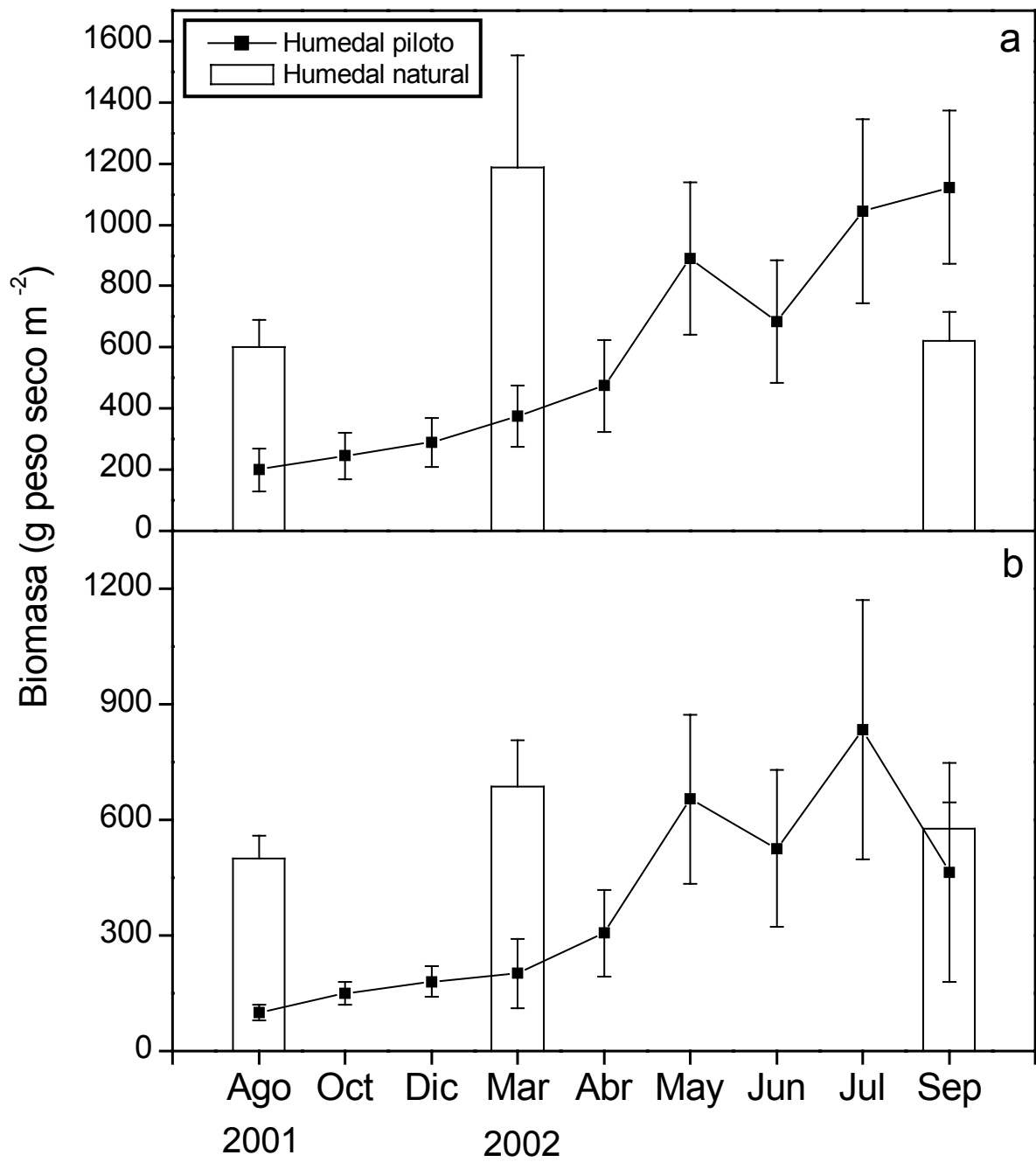


Fig. 1.12. Biomasa (g peso seco m<sup>-2</sup>) de partes aéreas (a) y subterráneas (b) de *T. domingensis* en el humedal construido a escala reducida y en el humedal natural durante el período de estudio. Las barras representan el desvío estándar.



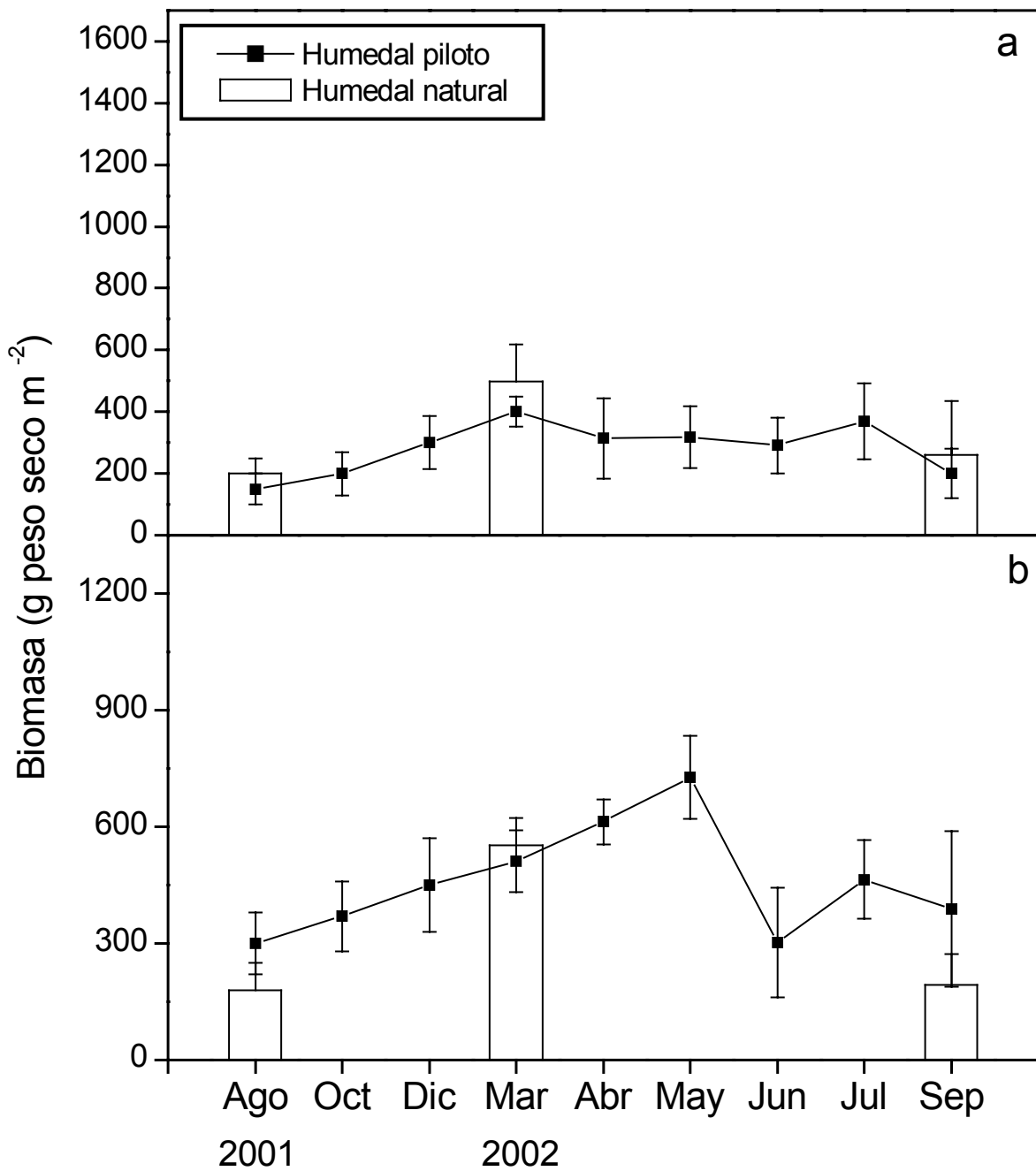


Fig. 1.13. Biomasa (g peso seco m<sup>-2</sup>) de partes aéreas (a) y sumergidas (b) de *P. elephantipes* en el humedal construido a escala reducida y en el humedal natural durante el período de estudio. Las barras representan el desvío estándar.



Fig. 1.14. Dominancia de *T. domingensis* registrada en el humedal construido a escala reducida al finalizar su estudio.

#### 1.4. Discusión:

El humedal resultó eficiente en la remoción de nutrientes y metales, reduciendo su concentración y también su variabilidad a la salida del mismo. La composición del efluente del humedal se vio poco afectada por la alta variabilidad del afluente.

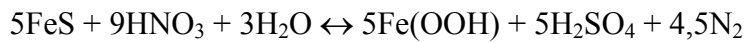
En dos ocasiones el afluente fue anóxico, mientras que el efluente presentó condiciones óxicas, indicando que existió una producción de OD dentro del humedal debida probablemente a la presencia de algas o perifiton. Sin embargo, las concentraciones de OD fueron frecuentemente inferiores en el efluente respecto del afluente, por los elevados valores de DQO y DBO. La disminución en el pH fue causada por la mineralización de materia orgánica tal como puede inferirse por la disminución en la DQO y DBO en el efluente. Los porcentajes de disminución de DQO y DBO registrados en el humedal construido a escala reducida fueron similares a los informados por la bibliografía. Un humedal con *T. domingensis* y *P. australis* construido en España removió un 87% y 90% de la DQO y DBO, respectivamente, de aguas de desecho urbanas (Gómez Cerezo et al., 2001). En Noruega, un

humedal artificial con *T. latifolia* y *P. australis* para tratar aguas de desecho de una granja registró porcentajes de remoción de 76% y 88% de DQO y DBO, respectivamente (Jenssen et al., 1993). Un sistema consistente en tres sucesivos humedales construidos para el tratamiento de un efluente cloacal con *T. latifolia* y *Salix atrocinerea* Brot., removió un 60% y 61% de la DQO y DBO, respectivamente, en una pequeña población localizada en un área rural de España (Ansola et al., 2003). Un humedal subsuperficial construido para el tratamiento de aguas de desecho urbana en un pueblo en Francia removió más del 90% de la DQO y DBO (Merlin et al., 2002).

El nitrato y el nitrito fueron removidos por el humedal. La cantidad de N retenido en la biomasa y en los sedimentos representó sólo un pequeño porcentaje del nitrato y nitrito removidos por el humedal, sugiriendo que el principal mecanismo de remoción de nitrógeno fue la desnitrificación. Minzoni et al. (1988) determinaron grandes pérdidas de N por desnitrificación en mesocosmos instalados en campos de cultivo de arroz y Golterman et al. (1988) confirmaron estos resultados a través de balances de masa estimados en parcelas experimentales. Reddy et al. (1989) determinaron elevadas tasas de desnitrificación en la rizósfera de macrófitas emergentes. D'Angelo y Reddy (1993) determinaron que la mayoría del  $^{15}\text{N}$ -nitrato (aproximadamente el 90%) aplicado a recipientes con sistemas sedimento-agua se perdió por desnitrificación. Matheson et al. (2002) realizaron balances de  $\text{N}^{15}$  en microcosmos instalados en humedales riparios de arroyos en pasturas de Nueva Zelanda, determinando que la desnitrificación eliminó un 61% del nitrato agregado, mientras que un 25% fue retenido en el sedimento y sólo un 14% fue asimilado por la vegetación. Los resultados obtenidos en el presente trabajo, sugieren que la difusión desde el agua hacia el sedimento anóxico seguido de desnitrificación fueron los principales procesos de remoción de N del humedal. En la desnitrificación, el nitrato es reducido a  $\text{N}_2$  siendo las bacterias heterótrofas las responsables de este proceso. El proceso necesita energía, que proviene de la oxidación de la materia orgánica u otros agentes reductores. Las macrófitas, además de remover contaminantes asimilándolos directamente en sus tejidos, favorecen las condiciones de la desnitrificación suministrando materia orgánica. Las macrófitas también pueden estimular la desnitrificación indirectamente al contribuir a la disminución del potencial redox cuando se descomponen y sus restos precipitan, causando zonas con depleción de oxígeno en el sedimento de fondo.

La difusión desde el agua seguida por una reducción dentro del sedimento podría haber sido la causa de la disminución de la concentración de sulfato en el efluente. El sulfato pudo haber sido retenido tanto como  $\text{FeS}$  o liberado como  $\text{H}_2\text{S}$  a la atmósfera. Un fuerte olor

indicó presencia de sulfuro durante los muestreos en los cuales el efluente fue anóxico. Golterman (1995) informó que el agregado de FeS al sedimento incrementó considerablemente la tasa de desnitrificación, proponiendo la siguiente reacción:



De esta manera, las elevadas concentraciones de Fe y sulfato en el afluente podrían haber incrementado la remoción de nitrógeno favoreciendo simultáneamente la desnitrificación y la adsorción de P a FeOOH.

Entre la séptima y la novena semana de muestreo se produjeron condiciones de anaerobiosis, causando un aumento de las concentraciones de PRS y amonio. Luego, una vez restablecidas las condiciones de aerobiosis, las concentraciones de PRS y amonio en el efluente del humedal fueron inferiores a las del afluente. La bibliografía registra un rango muy amplio de retención de P en humedales construidos. Bishop y Eighmy (1989) informaron una remoción de PT de 38%. Jenssen et al. (1993) registraron una remoción de P de 98%. Merlin et al. (2002) estudiaron un humedal artificial de flujo sub-superficial registrando en promedio, una retención de P de 90%. Song et al. (2006) registraron una remoción de PT de 30% utilizando *P. australis* en un humedal de 80 ha construido para tratar un efluente cloacal en China. Estos resultados indican que la efectividad de los humedales artificiales para retener P de un efluente puede variar por diversos factores, tales como físico-químicos, ecológicos y operativos.

El humedal construido a escala reducida retuvo en promedio el 70% del PT y un 31% del mismo se encontró en la biomasa de *T. domingensis* al final del período de estudio, mientras que en el sedimento de la entrada alcanzó el doble de la concentración inicial. Debido a que el Fe y el Ca se retuvieron en el humedal (Tabla 1.2), el P seguramente co-precipitó unido a ellos. La adsorción de fosfato a coloides de Fe disminuye con el aumento del pH, mientras que la adsorción a sustancias calcáreas muestra la tendencia opuesta (Golterman, 1995). Golterman (1998) desarrolló un diagrama de distribución de especies químicas para determinar la adsorción del P a diferentes concentraciones de Ca, Fe y valores de pH. El elevado pH y las altas concentraciones de Ca y, en la mayoría de los muestreos, de carbonato en el afluente, sugieren que el P podría co-precipitar junto con CaCO<sub>3</sub> en el sedimento de la entrada del humedal. No obstante, la fracción que aumentó en una mayor medida fue Fe(OOH)≈P. La mineralización de la materia orgánica mantuvo el pH del sedimento en un rango menor a los valores que prevalecieron en el afluente. El carbonato podría sufrir una disolución parcial y el P liberado ser readsorbido en la fracción de Fe(OOH)≈P en el sedimento. Golterman (1995) informó que un incremento en las concentraciones de Ca, Na y

Mg produjeron un aumento de la adsorción del P a la fracción de  $\text{Fe}(\text{OOH})\approx\text{P}$ . La elevada concentración iónica que prevaleció en el afluente favoreció la retención de P en esta fracción. Similarmente, Golterman y Booman (1987) observaron que el  $\text{Fe}(\text{OOH})\approx\text{P}$  fue la fracción dominante en humedales de Camargue (Francia) a pesar de contener grandes cantidades de material calcáreo. En consecuencia, es probable que la precipitación de  $\text{CaCO}_3\approx\text{P}$  represente el principal mecanismo de remoción de P del agua, mientras que a través del equilibrio con el P intersticial y la adsorción a  $\text{Fe}(\text{OOH})$ , se establecería un equilibrio con  $\text{Fe}(\text{OOH})\approx\text{P}$  (Maine et al., 2005).

Si la capacidad de un humedal para retener P depende solamente de la capacidad de fijación del sedimento, esta capacidad de fijación llegará en algún momento a saturarse y el humedal tendrá un tiempo de vida limitado. Una vez que el sedimento se sature, la retención de P se verá disminuida. Sin embargo, en la medida que la composición del afluente constituya un ambiente propicio para la retención (elevados valores de pH y concentraciones de Fe, Ca y contenidos iónicos), el humedal continuaría reteniendo P indefinidamente, siempre y cuando la composición del afluente se mantenga.

De acuerdo a los porcentajes de retención registrados en *T. domingensis* (Tabla 1.4), los metales fueron almacenados principalmente en el sedimento, siendo las cantidades almacenadas en las macrófitas comparativamente inferiores, en coincidencia con otros trabajos (Dombeck et al., 1998; Mays y Edwards, 2001). Dombeck et al. (1998) propusieron que la precipitación es el principal mecanismo de retención de metales e informaron que el Ni fue retenido con una menor eficiencia debido a la formación de complejos con materia orgánica fuertemente solubles que disminuyen la sedimentación. Guo et al. (1997a) estudiaron la especiación del Ni en el sedimento de un humedal a diferentes potenciales redox. Estos autores informaron que a altos potenciales, el Ni fue principalmente adsorbido a óxidos de Fe y Mn, permaneciendo en solución un 15% del total y cuando el potencial redox disminuyó (-140 mV), la mayor parte del Ni se unió a carbonatos (50% del total) y la concentración de Ni soluble disminuyó significativamente. Además, Guo et al. (1997a) observaron que a inferiores potenciales redox (-170 mV) el Ni unido a sulfuros y compuestos húmicos de alto peso molecular representó la segunda fracción más importante alcanzando el 30% del total. La elevada alcalinidad y pH que prevalecieron en el humedal estudiado favorecieron la asociación del Ni con carbonatos incrementando su retención.

El Cr(VI) se reduce fácilmente a Cr(III) por la materia orgánica (Bodeck et al., 1988; Losi et al., 1994; Fendorf, 1995). La materia orgánica provista por los restos vegetales y las bajas concentraciones de OD en el humedal explican que no se detectó la presencia de Cr(VI)

durante el presente estudio. La baja solubilidad del Cr(III) hace que precipite como Cr(OH)<sub>3</sub> (Guo et al., 1997b). También se ha observado que el Cr(VI) se adsorbió a coloides de Fe bajo condiciones óxicas en sedimento, mientras que el Cr(III) se unió a compuestos húmicos insolubles de alto peso molecular a bajos potenciales redox (Guo et al., 1997b). A fin de determinar el comportamiento del Cr en el sedimento de un humedal, Masscheleyn et al. (1992) realizaron en agua y sedimento una reacción de reducción en etapas y observaron que la reducción de Cr(VI) a Cr(III) ocurrió en el mismo rango de potencial redox al cual el nitrato se redujo, desapareciendo el Cr(VI) antes de que lo hiciera el nitrato. La elevada retención de Cr en el humedal construido a escala reducida fue consistente con la alta remoción de nitrato como resultado de los gradientes redox pronunciados en la capa superficial del sedimento. Guo et al. (1997b) informó que el Zn unido a óxidos de Fe y Mn fue reemplazado por Zn asociado a carbonato cuando el potencial redox disminuyó, mientras que el Zn asociado a sustancias húmicas insolubles y sulfuros representó la principal fracción cuando el potencial redox fue reducido hasta aproximadamente -170 mV. Nuttall y Younger (2000) estudiaron el proceso de remoción de Zn en aguas de desecho alcalinas de minas de Zn y Pb abandonadas y sugirieron que la precipitación que observaron correspondió a ZnCO<sub>3</sub> en el rango de pH de 7,8-8,5 y a óxidos de Zn (ZnO) a mayores valores de pH, tales como los que se registraron en el presente trabajo. Debido a que el sedimento progresivamente fue cubierto por una deposición de materia orgánica, alcanzó inferiores potenciales redox. Así, el Zn asociado a sulfuros parecería ser probablemente el destino final del Zn en el sedimento. Los resultados del presente trabajo concuerdan con la literatura mostrando que el Zn es efectivamente retenido en humedales construidos. Cheng et al. (2002) registraron una remoción extremadamente eficiente de Zn de un afluente con una concentración de Zn de 4 mg l<sup>-1</sup> en humedales construidos que utilizaron a *C. alternifolius*. Después de 114 días, un 5% del Zn se encontró en la biomasa vegetal, pero alcanzó una mayor concentración en tejidos vegetales y sedimento en comparación con los resultados obtenidos en el presente estudio debido a que las concentraciones de Zn en agua fueron mucho mayores.

Las concentraciones de metales registradas en el afluente del humedal construido a escala reducida (Tabla 1.2) fueron inferiores a las concentraciones que las especies flotantes toleran según la bibliografía (Delgado et al., 1993; Soltan y Rashed, 2003; Ingole y Bhole, 2003; Maine et al., 2004b). Con respecto a *E. crassipes*, Soltan y Rashed (2003) estudiaron la tolerancia a elevadas concentraciones de Cd, Co, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb y Zn. Las plantas no registraron daño a mezclas de metales hasta concentraciones de 3 mg l<sup>-1</sup>. En un estudio para evaluar la remoción de Cr, Ni, Zn, Pb, Hg y As por *E. crassipes*, Ingole y Bhole (2003)

observaron que a concentraciones inferiores a  $5 \text{ mg l}^{-1}$  de metales las plantas presentaron un crecimiento normal y la eficiencia de remoción fue mayor. A concentraciones mayores de  $10 \text{ mg l}^{-1}$  las plantas mostraron síntomas de deterioro y la retención se redujo. Delgado et al. (1993) determinaron que al exponer a *E. crassipes* a una concentración de Zn de  $9 \text{ mg l}^{-1}$  la productividad sufrió una disminución de 30%, mientras que a la misma concentración de Cr no se registró disminución de la misma. Evaluando la bioacumulación de Cr, Maine et al. (2004b) observaron que *P. stratiotes* y *S. herzogii* no presentaron síntomas de toxicidad al ser expuestas a concentraciones de hasta  $6 \text{ mg l}^{-1}$ .

En cuanto a las especies emergentes, otros autores (Klomjek y Nitorisavut, 2005) estudiaron la respuesta de ocho especies utilizadas en un humedal construido similar al estudiado a escala reducida, que recibió aguas de desecho salobres ( $14\text{-}16 \text{ mS cm}^{-1}$ ). Entre otras, *T. angustifolia* resultó tolerante presentando un crecimiento y una asimilación de N satisfactorios. A escala de laboratorio, Manios et al. (2003) realizaron una experiencia con *T. latifolia* a fin de evaluar los efectos de la acumulación de metales pesados. Ellos encontraron una reducción de clorofila de  $1081$  a  $715 \text{ } \mu\text{g g peso fresco}^{-1}$  en las plantas expuestas a irrigación con una solución de Cd, Cu, Ni, Pb y Zn de  $4$ ,  $80$ ,  $40$ ,  $40$  y  $80 \text{ mg l}^{-1}$ , respectivamente. Fakayode y Onianwa (2002) informaron un crecimiento de *Panicum* sp. en un distrito industrial en Nigeria que contenía concentraciones de Zn en sedimento de  $330 \text{ } \mu\text{g g}^{-1}$  peso seco. Gibson y Pollard (1988) registraron un crecimiento de *Panicum* sp. en sitios contaminados con desechos de una mina con midiendo concentraciones de Zn en sedimento de  $16139 \text{ } \mu\text{g g}^{-1}$  peso seco.

Las especies emergentes registraron una mayor permanencia probablemente debido a que sus raíces no estuvieron en contacto directo con la columna de agua. Las especies flotantes registraron menor permanencia que las emergentes probablemente porque sus raíces estuvieron expuestas a la solución tóxica mientras que las emergentes están ancladas a la matriz sedimentaria donde la rizósfera desarrolla un microambiente menos tóxico. El hecho de desarrollar raíces sumergidas en el agua, además de raíces subterráneas, determina en *P. elephantipes* una mayor exposición a los metales, salinidad y pH del afluente que en *T. domingensis*, contribuyendo seguramente a su posterior desaparición. Debido a que *T. domingensis* posee sólo raíces subterráneas, no detuvo su crecimiento y llegó a ocupar casi la totalidad de la superficie del humedal hacia el final del período de estudio. En el humedal estudiado, las diferencias morfológicas de las especies determinaron que *T. domingensis* fue más exitosa superponiéndose espacialmente con un aumento gradual de su cobertura y la disminución simultánea en la cobertura de *P. elephantipes*. *T. domingensis* se reproduce

vegetativamente por extensión y ramificación de sus rizomas, ocupando de esta manera, espacios aéreos, sumergidos y subterráneos (Bernard, 1999). *P. elephantipes* se reproduce ocupando mayormente espacios sumergidos y aéreos por carecer de rizomas. *P. elephantipes* se vio afectada por el crecimiento de *T. domingensis* y por las condiciones que predominaron en el humedal, presentando una respuesta competitiva débil. Además, *P. elephantipes* se desarrolla en los ambientes naturales sobre las márgenes de ríos y arroyos a una mayor profundidad y velocidad de corriente y se arraiga sobre sedimento arenoso. Por su parte, *T. domingensis* se encuentra en cuerpos de agua someros con escasa o nula corriente y sedimento arcilloso. El ambiente representado en el humedal construido se asemeja a los ambientes donde *T. domingensis* muestra un crecimiento óptimo.

Al final del estudio, las mayores concentraciones de PT encontradas en *T. domingensis* en comparación con *P. elephantipes*, demuestran una mayor capacidad para absorber este elemento. A su vez, el aumento de la biomasa de *T. domingensis* se vio facilitado por la disponibilidad de nutrientes que existió en el sistema. En un estudio sobre la morfología de raíces de *T. domingensis*, White y Ganf (2001) encontraron un mayor desarrollo de las raíces de plantas que crecieron en medios con agregado de nutrientes. Keddy et al. (1994), estudiaron la habilidad competitiva de 20 especies vegetales de humedales naturales. Sus resultados indicaron que las especies con mayor capacidad competitiva fueron las rizomatosas perennes con elevada biomasa individual debido a su gran capacidad para almacenar nutrientes. En otros trabajos de competencia, *T. angustifolia* fue una de las especies preponderantes debido a su capacidad para dominar sitios con densa vegetación (Weiher y Keddy, 1995; Bernard, 1999), a la vez que *T. latifolia* se encontró dentro de la jerarquía competitiva más alta (Gaudet y Keddy, 1995).

Debido a que el agua de los humedales construidos frecuentemente presenta mayores temperaturas que los naturales, la vegetación utilizada alcanza mayores períodos de crecimiento (Hardej y Ozimek, 2002). Bernard (1999) sugiere que *T. domingensis* puede eventualmente crecer durante todo el año en algunos sitios particulares en donde existe una mayor disponibilidad de nutrientes, en comparación con el crecimiento que muestran la plantas de esta especie en ambiente naturales. Éste parece ser el caso del ensayo a escala reducida, donde *T. domingensis* alcanzó una pequeña disminución de la biomasa en junio pero a finales del invierno la biomasa fue mayor que la del humedal natural. Hardej y Ozimek (2002) sugirieron que un aumento de la biomasa emergente en humedales construidos representa una respuesta adaptativa para incrementar la translocación de oxígeno hasta las raíces y obtener un mayor potencial redox en la rizósfera. La evidencia presente, sugiere que



una mayor respuesta competitiva permitió a *T. domingensis* desplazar a *P. elephantipes* en el ensayo a campo en escala reducida.

Según Gaudet y Keddy (1995) la composición de la vegetación depende de la interacción entre la habilidad competitiva de las especies presentes, la disponibilidad de recursos y el grado de disturbio. El ensayo a campo en escala reducida representa un experimento donde una asociación vegetal con composición inicial semejante a los ambientes naturales se desarrolló en un ambiente de elevada disponibilidad de recursos (elevadas concentraciones de nutrientes) y un grado de disturbio muy drástico, representado por la toxicidad del afluente. En estas condiciones, *T. domingensis* mostró la mayor tolerancia y jerarquía competitiva hasta ser la única especie que ocupó casi la totalidad de la superficie con una biomasa mayor que la del humedal natural. Por tal motivo representa la especie aconsejable para el tratamiento de aguas de desecho de elevada salinidad y pH y enriquecidas con metales, características de muchos procesos industriales.