

CAPÍTULO 3:

Estudio del humedal definitivo

3.1. Introducción:

El éxito obtenido en la remoción de metales y contaminantes en el humedal a escala reducida indujo a la empresa Bahco Argentina S A. a construir un humedal definitivo para el tratamiento de efluentes en la planta industrial de Santo Tomé, Santa Fe. El efluente que ingresó al humedal fue diferente al que se trató en el ensayo a escala reducida debido a que recibió un tratamiento previo. Se transplantaron diferentes especies de macrófitas representativas de la diversidad vegetal regional para permitir que la competencia en un ambiente de condiciones extremas definiera la composición final de la vegetación. Al igual que en el ensayo a escala reducida, en el humedal definitivo se realizó un monitoreo sistemático del afluente y efluente del humedal, del sedimento de la zona de entrada y de salida y del crecimiento y concentraciones de metales y nutrientes de la vegetación.

A partir de los resultados obtenidos en las secciones anteriores del presente trabajo y a fin de determinar la eficiencia del humedal en la retención de Cr, Ni y Zn con enriquecimiento de nutrientes y evaluar sus efectos sobre el crecimiento de la vegetación, se decidió volcar en el humedal definitivo simultáneamente los efluentes industriales y cloacales.

3.2. Metodología:

3.2.1. Diseño del humedal:

Se construyó un humedal de flujo superficial en la planta metalúrgica de Bahco Argentina S. A. (Fig. 3.1). Como la relación longitud:ancho del humedal afecta directamente la distribución del flujo y la hidráulica del sistema, los valores mínimos recomendados son 2:1 (Tchobanoglous y Burton, 1996). Debido a que sus dimensiones fueron de 50 m de largo por 40 m de ancho, se construyó un tabique central, paralelo al sentido de circulación del efluente, el cual dividió al humedal en dos secciones de igual superficie, aumentando el recorrido para lograr una relación 5:1 (Fig. 3.2). El humedal tuvo una profundidad de aproximadamente 40-70 cm, con un tiempo de residencia hidráulica estimado entre 7-12 días.

Como medida de seguridad, el humedal se impermeabilizó con 5 capas compactadas de bentonita alcanzando una profundidad total aproximada de 60 cm con una conductividad hidráulica de 10^{-7} m s^{-1} . Sobre la misma se colocó 1 m de suelo proveniente de la excavación donde se arraigaron las plantas. En la Fig. 3.3 se observan las tareas de compactamiento de la bentonita y de proceso de llenado y plantación.



Fig. 3.1. Vista aérea del predio de la empresa Bahco Argentina S. A. y localización del humedal definitivo.

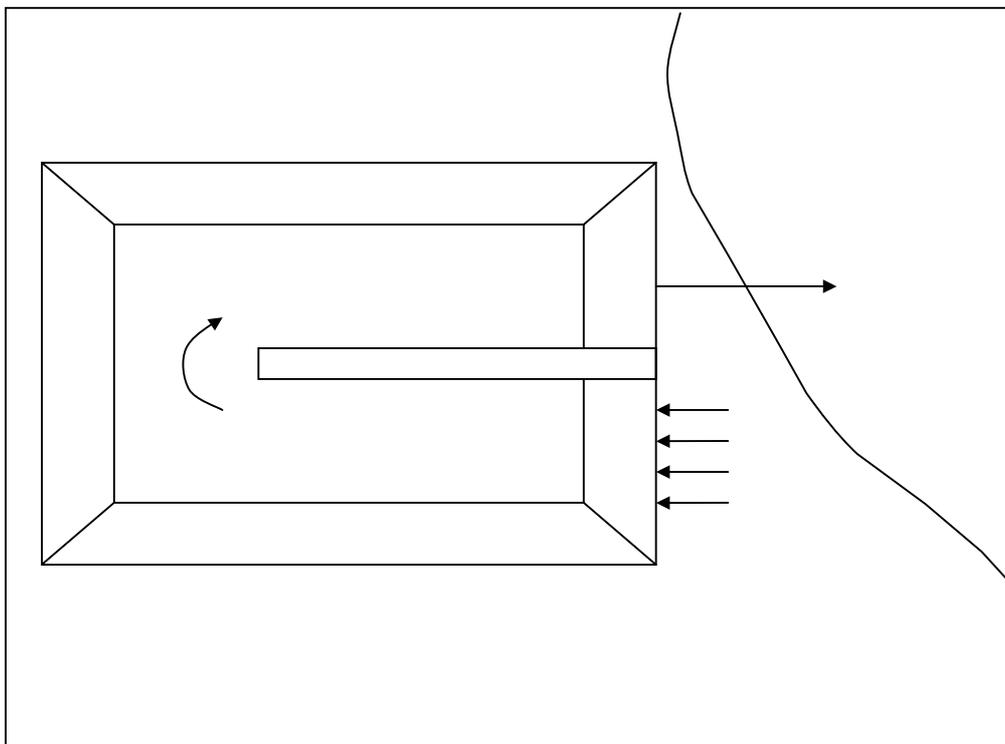


Fig. 3.2. Esquema de la vista superior del humedal definitivo.



Fig. 3.3. Aspecto que presentó el humedal definitivo durante la etapa de su construcción. En (a) se observa el proceso de compactamiento de la bentonita y en (b) el período de llenado y transplante de la vegetación.

El humedal recibió el afluente a través de un tubo de PVC. En el extremo se colocó un tubo de distribución perpendicular con orificios separados entre sí para producir una entrada de agua de forma laminar, a fin de que el agua se distribuya amplia y uniformemente. Debajo del tubo perpendicular de entrada se colocaron piedras tipo “canto rodado”. El efluente abandonó el humedal a través de una compuerta. Dicho efluente, después de atravesar y abandonar el humedal, fue conducido por una tubería hacia una laguna de 1 ha que existe en el mismo predio.

El humedal se terminó de construir en septiembre de 2002 y entró en operación en noviembre de 2002, manteniéndose en funcionamiento hasta el presente. Los resultados que se informan incluyen el período de 3 años comprendidos entre noviembre de 2002 y diciembre de 2005. El humedal se llenó inicialmente con agua de red y luego se agregó el efluente a tratar mezclado con agua de red. Durante los primeros 5 meses de operación sólo se volcó efluente cloacal para favorecer el desarrollo de las macrófitas, luego comenzó a volcarse el efluente industrial junto con el cloacal.

3.2.2. Características del afluente:

El afluente que ingresó al humedal estuvo constituido por una combinación de los efluentes industriales (efluente de la sección cromado: $45 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$, efluente de la sección tamboreado: $20 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ y efluente de la sección pavonado: $10 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$) y del efluente cloacal originado de las instalaciones sanitarias de la fábrica ($25 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$). Cada sección cuenta actualmente, con su planta de tratamiento primario. En líneas generales, consisten en procesos físico-químicos como coagulación, floculación, alcalinización, precipitación, filtración y reducción. El efluente cloacal cuenta con una planta de tratamiento del tipo de lodos activados. El efluente cloacal comenzó a volcarse al humedal en el mes de noviembre de 2002, mientras que el efluente industrial se comenzó a volcar en el mes de abril de 2003.

3.2.3. Macrófitas estudiadas:

Los vegetales transplantados se recolectaron de humedales naturales de la zona del Río Paraná Medio. La Fig. 3.4 muestra las tareas de recolección de macrófitas en dichos humedales. En la Tabla 3.1 se muestra un listado del total de las especies transplantadas y en la Fig. 1.3 (Capítulo 1) se muestran fotografías de las especies que resultaron más abundantes

durante el estudio del humedal definitivo. El aspecto que presentó el humedal un mes después de realizada la plantación (diciembre de 2002) se muestra en la Fig. 3.5.



Fig. 3.4. Colecta de macrófitas en humedales naturales para ser transplantadas en el humedal definitivo. (a) Transporte de plantas por medio de embarcaciones desde los ambientes naturales de recolección hasta el campamento. (b) Transporte de plantas por medio de camiones volcadores desde el campamento hasta el predio de la empresa Bahco Argentina S.

A.

Tabla 3.1: Lista de las especies vegetales utilizadas en el humedal definitivo, ordenadas por familia botánica.

Familia	Nombre científico	Nombre vulgar
Araceae	<i>Pistia stratiotes</i> L.	Repollito de agua
Gramineae	<i>Panicum elephantipes</i> Ness. ex Trin.	Canutillo
Lemnaceae	<i>Spirodela polyrhiza</i> (L.) Schleid.	Lenteja de agua
Pontederiaceae	<i>Eichhornia crassipes</i> (Mart.) Solms.	Camalote
Pontederiaceae	<i>Pontederia cordata</i> L.	Aguapey
Salviniaceae	<i>Salvinia rotundifolia</i> Willd.	Helechito de agua
Typhaceae	<i>Typha domingensis</i> Pers.	Totora
Umbelifera	<i>Hydrocotyle ranunculoides</i> L. f.	Redondita de agua



Fig. 3.5. Aspecto que presentó el humedal después de un mes de realizado el transplante. Se observan plantas de *E. crassipes* de la zona de la entrada (a) y de la zona de la salida (b) del humedal definitivo.

3.2.4. Análisis realizados:

Se estudió la eficiencia del humedal en la retención de los contaminantes del agua a partir del estudio del afluente y efluente del humedal, los vegetales y sedimentos que lo conformaron. El diseño de muestreo se realizó teniendo en cuenta la Tabla 3.2. Los porcentajes de remoción de cada parámetro medido en agua se calcularon en cada muestreo según las ecuaciones (1) y (2) (Capítulo 1).

En el afluente y efluente se determinaron mensualmente los siguientes parámetros: temperatura, pH, conductividad, carbonato, bicarbonato, sólidos totales disueltos, OD, cloruro, sulfato, Ca, Mg, Na, Fe, K, PRS, nitrito, nitrato, amonio, Cr, Ni, Zn, DQO y DBO. Las muestras de agua se tomaron por triplicado. A fin de comparar bioacumulación entre especies y entre las distintas partes de una misma especie, se determinó inicialmente y mensualmente la concentración de PT, NTK, Cr, Ni y Zn en hojas y raíces. La especie *Salvinia rotundifolia* no se separó en hojas y raíces debido a su pequeño tamaño. 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, NTK, Cr, Ni y Zn. Los sedimentos se recolectaron con un muestreador tubular plástico de 4,5 cm de diámetro realizando tres réplicas en la zona de entrada y tres en la de salida.

3.2.5. Estudio de la vegetación:

Se estimó el peso seco de las especies que presentaron la mayor abundancia. Se recolectaron ejemplares con un marco cuadrado de 50 cm de lado que se arrojó 5 veces al azar en las zonas vegetadas (APHA, 1998) de la entrada y salida del humedal. Se cosecharon manualmente todas las especies halladas en su interior siguiendo la metodología propuesta por Westlake (1974) y APHA (1998). Las plantas se lavaron, se separaron en partes aéreas y sumergidas (o subterráneas), y se colocaron en estufa a 105°C hasta obtener peso constante (Westlake, 1974; APHA, 1998). Se calcularon las tasas de crecimiento relativo, según la ecuación (3) (Capítulo 1). Además, se estimó la cobertura y se calcularon las tasas de cobertura relativa según la ecuación (4) (Capítulo 1). La cobertura se estimó midiendo proporcionalmente la superficie aproximada que ocupó cada especie dentro del humedal, obteniendo así un porcentaje en función de la superficie total del mismo. Además, se midió la longitud de las raíces de *E. crassipes*, la altura de plantas de *T. domingensis*, *P. cordata* y *E.*

Tabla 3.2. Fechas de acciones de mantenimiento y muestreos de agua, vegetales y sedimento realizados durante el estudio del humedal definitivo. Las cruces indican los análisis realizados en cada muestreo.

Muestreo	Fecha	Mantenim.	Agua	Sedimento		Plantas		
				PT y metales	NTK	PT y metales	NTK	Morfología
1	12.Nov. (2002)		x	x	x	x	x	x
2	12.Dic.		x	x	x	x	x	x
3	13.Feb. (2003)		x	x		x	x	x
4	28.Mar.		x	x		x	x	x
5	14.Abr.		x					
6	22.Abr.		x					
7	13.May.		x					
8	22.May.		x					
9	26.May.		x	x	x	x	x	x
10	03.Jun.		x	x		x		
11	10.Jun.		x					
12	17.Jun.		x					
13	24.Jun.		x	x	x	x	x	x
14	08.Jul.		x	x				
15	22.Jul.		x	x		x		x
16	05.Aug.		x					
17	26.Aug.		x	x	x	x	x	x
18	09.Sep.	Cosecha	x	x				
19	23.Sep.		x	x		x		x
20	07.Oct.		x					
21	28.Oct.		x	x	x	x	x	x
22	12.Nov.		x	x				
23	25.Nov.		x	x		x		x
24	22.Dic.		x	x	x	x	x	x
25	26.Feb. (2004)	Vaciado	x	x	x	x	x	x
26	22.Mar.		x	x		x		x
27	26.Abr.		x	x	x	x	x	x
28	01.Jun.		x	x		x		
29	22.Jun.		x	x	x	x	x	x
30	27.Jul.	Vaciado	x	x		x		x
31	01.Sep.		x	x	x	x	x	
32	29.Sep.		x	x		x		
33	27.Oct.		x	x	x	x	x	x
34	30.Nov.		x	x		x		
35	20.Dic.		x	x	x	x	x	x
36	22.Feb. (2005)		x	x	x	x	x	x
37	28.Mar.		x	x		x		
38	25.Abr.		x	x	x	x	x	x
39	23.May.		x	x		x		
40	27.Jun.		x	x	x	x	x	x
41	26.Jul.		x	x		x		
42	22.Ago.		x	x	x	x	x	x
43	27.Sep.		x	x	x	x	x	
44	26.Oct.	Vaciado	x	x	x	x	x	
45	28.Nov.		x	x	x	x	x	x
46	20.Dic.		x	x	x	x	x	x

crassipes, el número de plantas de *T. domingensis* y *E. crassipes* por cada m² (densidad) y se determinó la concentración de clorofila. Todas estas variables se midieron mensualmente durante el primer año de estudio y bimensualmente durante los dos años siguientes.

3.2.6. Acciones de mantenimiento:

Durante el estudio del humedal definitivo se llevaron a cabo diversas acciones de mantenimiento. En el mes de septiembre 2003 se realizó una cosecha de *E. crassipes* en forma de franjas obteniendo áreas de agua libre de vegetación (Fig. 3.6). En enero de 2004 se procedió a vaciar el humedal y a extraer el material orgánico del fondo. También se construyó un muro en la zona de salida para producir una caída de agua (Fig. 3.7). Durante los meses de julio y agosto del año 2004 se cosecharon totalmente las plantas de *E. crassipes* y se realizó una poda de las plantas de *T. domingensis*. Se extrajo el agua y se procedió a la extracción de material orgánico del fondo. Se disminuyó el nivel de agua y se construyeron 2 nuevos tabiques sumergidos perpendiculares al sentido de circulación del agua para plantar nuevos ejemplares de *T. domingensis* y favorecer el desarrollo de su cobertura (Fig. 3.8). En el mismo período, se efectuó una nueva plantación de *E. crassipes* y *S. rotundifolia* y se disminuyó el nivel de agua para evitar las condiciones anóxicas. En octubre de 2005 se procedió a vaciar nuevamente el humedal y a extraer los restos orgánicos del fondo. Además, se plantaron nuevos ejemplares de *T. domingensis* y se disminuyó aún más el nivel de agua para favorecer su crecimiento. Debido a que actualmente el humedal sigue en funcionamiento, periódicamente se extrae el material orgánico del fondo y se realizan cosechas. Estos materiales se utilizan para la fabricación de compost para su aplicación en el cultivo de especies vegetales ornamentales (Fig. 3.9).

El método de tratamiento de efluentes a través de los humedales construidos en forma piloto y definitiva, utilizado en la empresa Bahco Argentina S. A. se representa en la Fig. 3.10.



Fig. 3.6. Aspecto que presentó la zona de la salida del humedal definitivo después de que se realizó una cosecha de plantas de *E. crassipes* en forma de franjas en el mes de septiembre de 2003.



Fig. 3.7. Aspecto que presentó la zona de la salida del humedal definitivo después de que se realizó la extracción de material orgánico del fondo y se construyó una pared para producir una caída de agua y favorecer la aireación en el mes de enero de 2004.



Fig. 3.8. Modificaciones realizadas en el humedal definitivo durante los meses de julio y agosto de 2004. (a) Vaciado y extracción de material orgánico del fondo y poda de plantas de *T. domingensis*. (b) Vista del material vegetal extraído. (c) Construcción de nuevos tabiques transversales al sentido de circulación del agua. (d) Plantación de nuevas plantas de *T. domingensis* en la zona de los bordes y en los tabiques construidos.



Fig. 3.9. Modificaciones realizadas en el humedal definitivo durante los meses de septiembre y octubre de 2005. (a) Vaciado y extracción de material orgánico del fondo y poda de plantas de *T. domingensis*. (b) Vista de las plantas extraídas para la fabricación de compost. (c) y (d) Construcción de un invernadero para el cultivo de especies ornamentales mediante la utilización del compost fabricado.

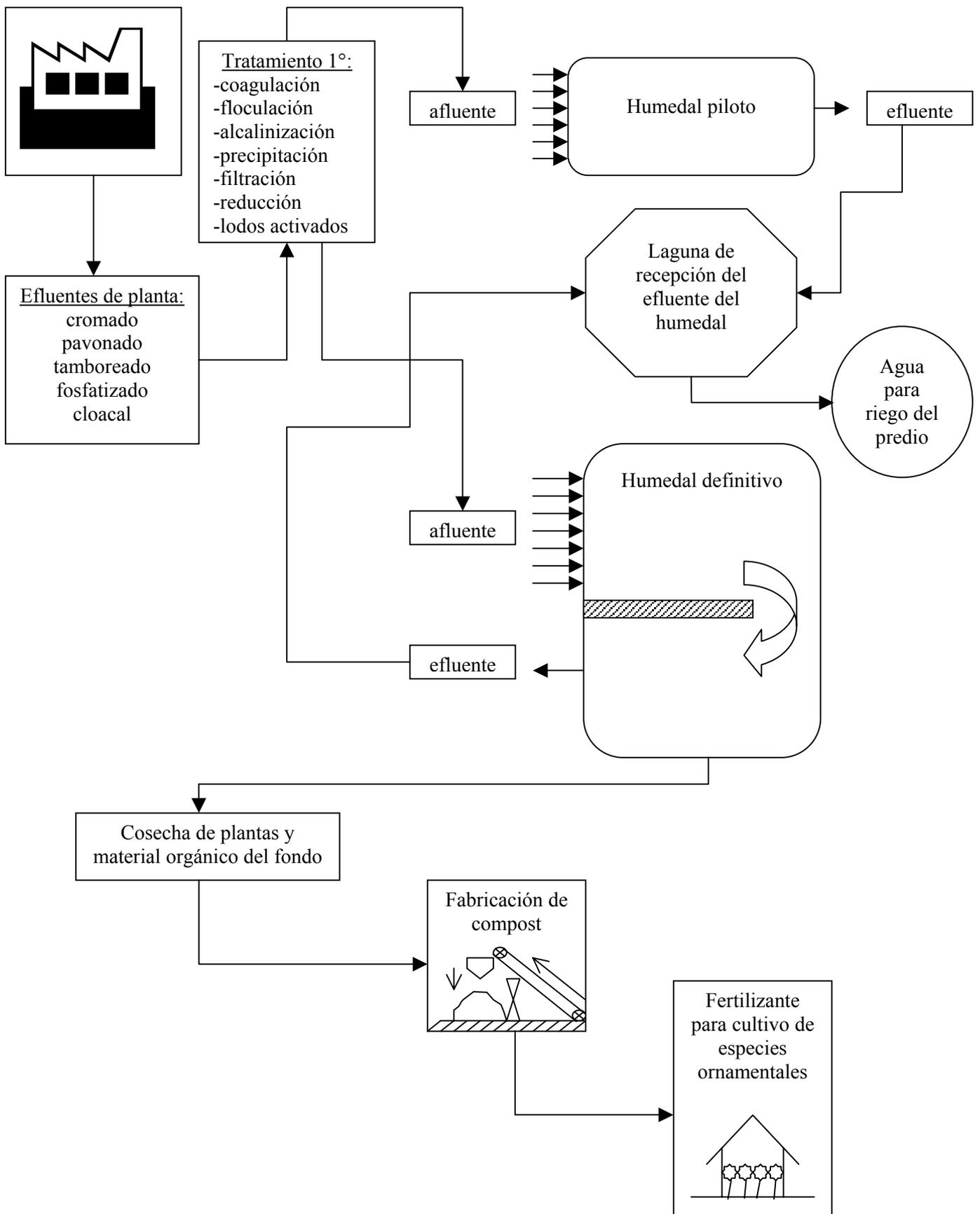


Fig. 3.10. Diagrama del método utilizado en la empresa Bahco Argentina S. A para el tratamiento de efluentes a través de los humedales construidos en forma piloto y definitiva.

3.2.7. Estudios en humedales naturales:

Con el objeto de estudiar si las plantas del humedal artificial modificaron su altura, densidad, longitud de raíces, biomasa y concentración de clorofila, se compararon con muestras tomadas con un marco cuadrado de 50 cm de lado, arrojando dicho marco cuatro veces al azar en zonas vegetadas en su hábitat natural realizando un seguimiento periódico y simultáneo de las macrófitas en humedales naturales no contaminados pertenecientes a la llanura de inundación el Río Paraná Medio. *P. elephantipes* y las especies flotantes como *E. crassipes*, se estudiaron sobre un margen con sedimento arenoso de un río de mayor profundidad y velocidad de corriente que el humedal construido. Por su parte, las especies arraigadas como *T. domingensis* se estudiaron en un cuerpo de agua somero con escasa velocidad de corriente y sedimento arcilloso. Los humedales naturales donde se recolectaron las plantas se muestran en la Fig. 3.11. Las muestras en humedales naturales fueron tomadas en el verano e invierno de 2003, mensualmente durante 2004 y bimensualmente durante 2005. Además, se determinó la característica físico-química del agua y se determinó la concentración de PT y NTK del sedimento.

3.2.8. Determinaciones analíticas:

Se utilizaron las mismas técnicas analíticas que en el ensayo a campo en escala reducida (Capítulo 1) y que en los experimentos de tolerancia (Capítulo 2).

3.2.9. Análisis estadístico:

A fin de determinar la eficiencia del humedal construido en la remoción de contaminantes, se comparó la media del afluente con la del efluente de cada parámetro de calidad de agua medido (test de diferencia de medias).

Se determinaron si existieron diferencias 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 de dos factores (lugar de muestreo y tiempo). Para cada contaminante (P, N, 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. La biomasa seca, densidad, altura de plantas y longitud de raíces de cada especie se comparó entre la zona

de entrada y de salida del humedal definitivo y el humedal natural, mediante ANOVA de dos factores (lugar de muestreo y tiempo).

El test de Duncan se utilizó para diferenciar medias donde fue necesario. Un nivel de $p < 0,05$ se utilizó en todas las comparaciones. La normalidad de los residuales se realizó 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.



Fig. 3.11. Humedales naturales donde se realizó el seguimiento de la vegetación paralelamente a su estudio en los humedales construidos (a: comunidad dominada por *T. domingensis*, b: comunidad dominada por *E. crassipes* y c: comunidad dominada por *P. cordata*).

3.3. Resultados:

3.3.1. Análisis del afluente y efluente:

En la Tabla 3.3 se presentan los parámetros físico-químicos del agua de los humedales naturales donde se estudiaron las diferentes especies. Las concentraciones de Cr, Ni y Zn se encontraron por debajo de los límites de detección del método utilizado.

Tabla 3.3. Parámetros físico-químicos medidos en el agua de los humedales naturales donde se estudió a *T. domingensis* y *P. elephantipes* (junto con las especies flotantes) durante el período de estudio del humedal definitivo (ND = no detectado, los valores entre paréntesis corresponden a los límites de detección del método).

Parámetro	<i>T. domingensis</i>		<i>P. elephantipes</i>	
	Media	Mín./Máx.	Media	Mín./Máx.
Temperatura (°C)	17,6	10,5/26,0	17,2	9,5/25,7
Conductividad (mS cm ⁻¹)	0,210	0,180/0,220	0,219	0,185/0,235
pH	7,0	6,7/7,3	7,15	6,8/7,35
OD (mg l ⁻¹)	6,5	5,7/7,1	8,4	7,7/9,0
Sól. Tot. Dis. (mg l ⁻¹)	132,0	114,0/147,0	140,0	121,0/154,0
Ca (mg l ⁻¹)	25,5	23,0/28,0	22,3	20,1/24,5
Na (mg l ⁻¹)	35,2	31,1/38,5	39,0	33,2/45,5
K (mg l ⁻¹)	11,9	10,2/13,0	10,1	8,3/11,9
Mg (mg l ⁻¹)	7,35	5,1/9,4	6,15	4,8/8,2
Carbonato	ND (0,5)	-	ND (0,5)	-
Bicarbonato (mg l ⁻¹)	80,6	63,5/95,7	86,6	78,4/98,6
Alcalinidad Total	66,1	54,2/78,4	68,4	53,8/80,1
Sulfato (mg l ⁻¹)	15,8	13,0/18,9	42,3	35,7/49,1
Nitrato (mg l ⁻¹)	1,70	1,5/1,9	0,415	0,350/0,478
Nitrito (mg l ⁻¹)	ND (0,005)	-	0,022	0,018/0,026
Amonio (mg l ⁻¹)	0,990	0,850/1,15	0,442	0,340/0,520
PRS (mg l ⁻¹)	0,059	0,040/0,079	0,066	0,055/0,083
PT (mg l ⁻¹)	0,584	0,530/0,610	0,284	0,235/0,340
Fe (mg l ⁻¹)	3,99	3,42/4,60	0,60	0,490/0,740
Cr (mg l ⁻¹)	ND (0,001)	-	ND (0,001)	-
Ni (mg l ⁻¹)	ND (0,003)	-	ND (0,003)	-
Zn (mg l ⁻¹)	ND (0,025)	-	ND (0,025)	-

En el humedal construido, al igual que en el ensayo a escala reducida, la composición del afluente registró importantes variaciones a lo largo del tiempo. El efluente mostró menores concentraciones de los parámetros medidos como así también una menor variabilidad de los mismos, en relación con el afluente (Tabla 3.4, Figs. 3.12 – 3.14 y XI.4 – XI.9, Anexo).

Tabla 3.4. Variables medidas en el afluente y efluente y porcentajes de remoción del humedal definitivo.

Variable	Afluente		Efluente		% medio de remoción
	Media	Min./Máx.	Media	Min./Máx.	
Temperatura (°C)	19,7	14,5/28,0	17,4	9,5/26,0	-
Conductividad (mS cm ⁻¹)	3,0	0,48/8,50	1,7	0,47/4,2	-
pH	8,74	6,5/11,4	7,5	6,9/8,1	-
OD (mg l ⁻¹)	1,9	0/7,1	0,89	0/7,5	-
Sól. Tot. Dis. (mg l ⁻¹)	2587	699/8550	1365	524/3556	33,9
Ca (mg l ⁻¹)	162	26,8/651	71,5	22,3/267,9	30,5
Mg (mg l ⁻¹)	17,8	1,7/58,8	15,1	3,3/44,2	2,27
Bicarbonato (mg l ⁻¹)	158,4	0/519	339	116/580	-51,4
Carbonato (mg l ⁻¹)	94,7	0/643	0	0/0	47,6
Alcalinidad (mg l ⁻¹)	361,6	71,2/1186,6	277,6	95,2/475,2	6,22
Cloruro (mg l ⁻¹)	266,3	70,4/778,3	156,4	38,6/320,5	32,3
Sulfato (mg l ⁻¹)	1110	98,1/2540	549	158/1690	30,4
Nitrato (mg l ⁻¹)	16,1	0,082/67,8	2,94	0,30/10,2	66,8
Nitrito (mg l ⁻¹)	0,81	0,005/3,46	0,06	0,005/0,99	71,5
Amonio (mg l ⁻¹)	2,62	0,07/12,0	2,32	0,05/17,85	18,1
PRS (mg l ⁻¹)	0,110	0,001/0,512	0,12	0,005/0,427	-7,23
PT (mg l ⁻¹)	0,310	0,046/0,930	0,28	0,032/0,791	4,18
Fe (mg l ⁻¹)	9,02	0/73,9	0,22	0,05/1,22	74,0
Cr (µg l ⁻¹)	10,9	1/150	3,8	1/50	62,6
Ni (µg l ⁻¹)	29,7	2/200	11,3	3/100	36,6
Zn (µg l ⁻¹)	20	20/20	20	20/20	0
DQO (mg l ⁻¹)	171,9	21,0/531,0	36,4	5,6/103,1	66,9
DBO (mg l ⁻¹)	39,4	6,5/92,9	12,3	2,12/37,2	61,4

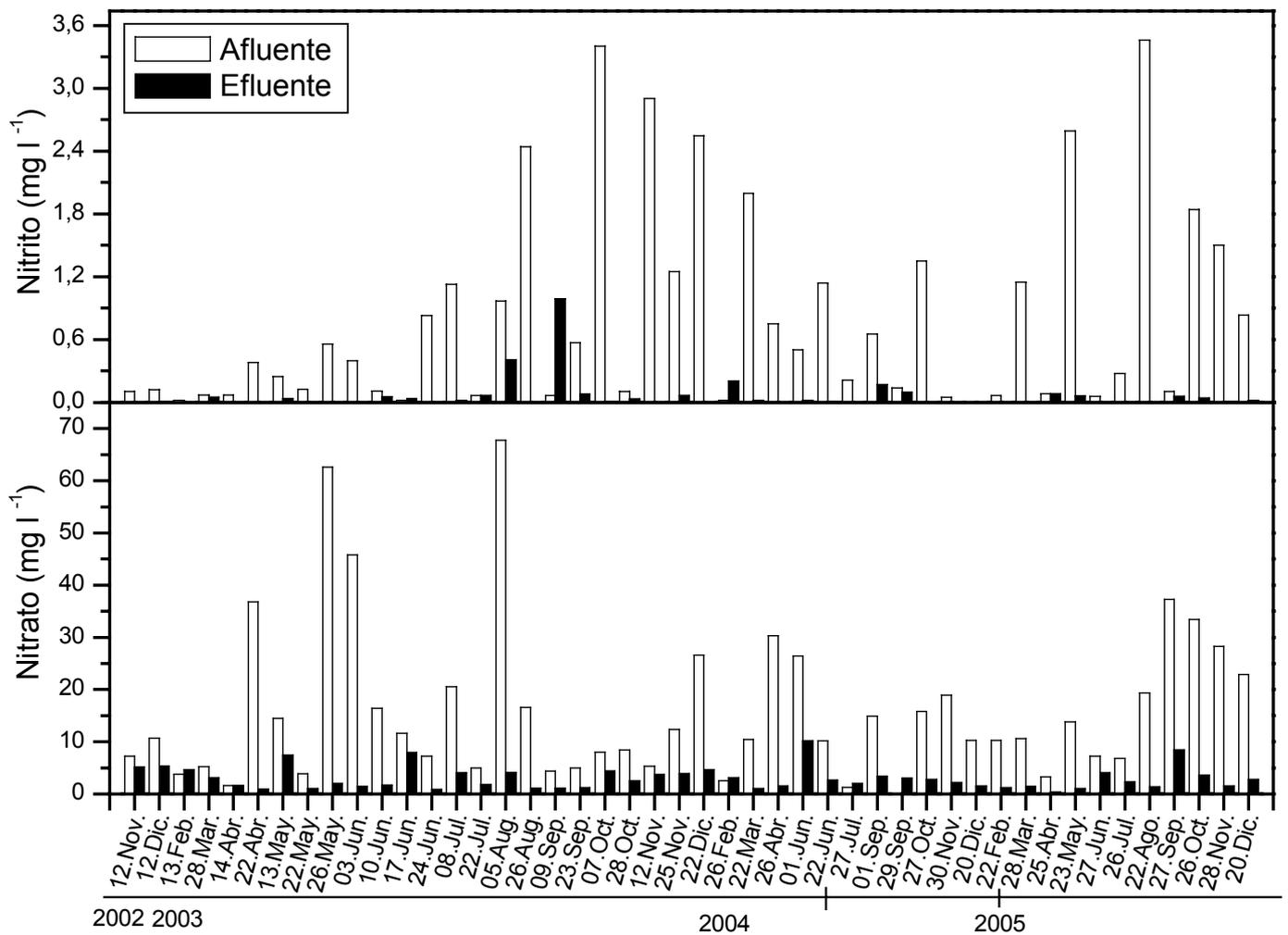


Fig. 3.12. Concentraciones (mg l^{-1}) de nitrito y nitrato en el afluente y efluente del humedal definitivo. La línea recta en la base del eje x representa los 3 períodos de dominancia de vegetación.

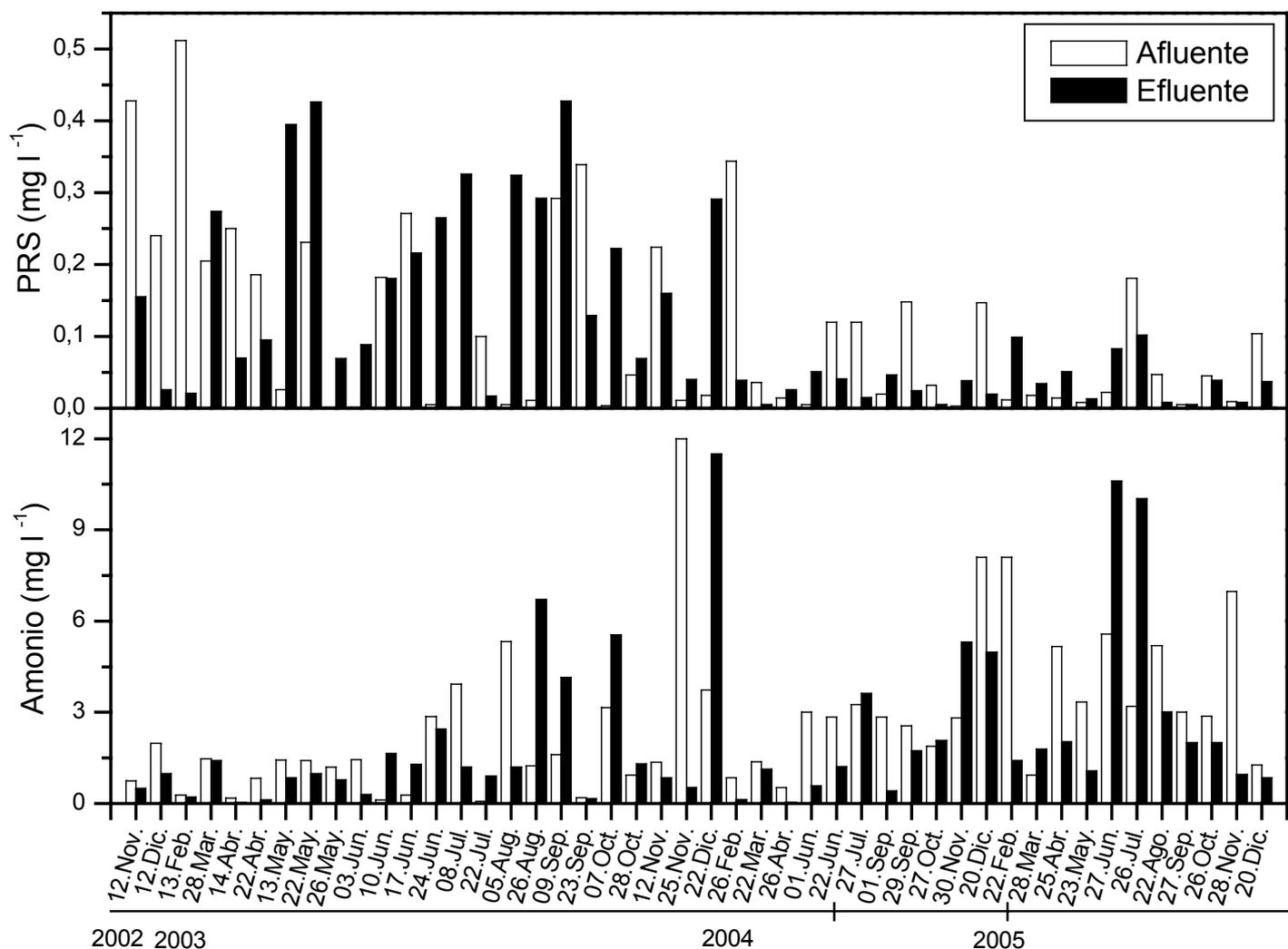


Fig. 3.13. Concentraciones (mg l⁻¹) de PRS y amonio en el afluyente y efluente del humedal definitivo. La línea recta en la base del eje x representa los 3 períodos de dominancia de vegetación.

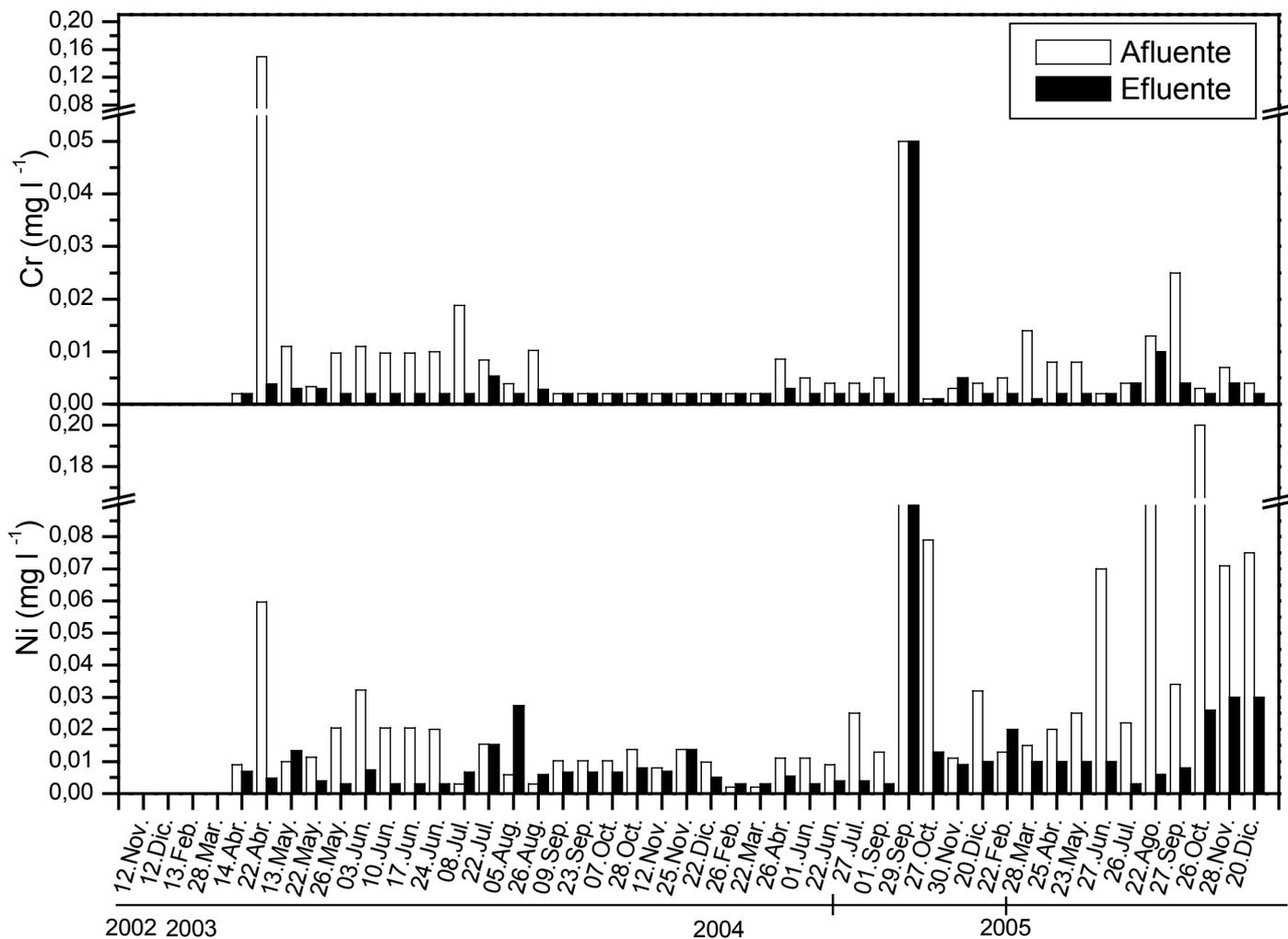


Fig. 3.14. Concentraciones (mg l⁻¹) de Cr y Ni en el afluente y efluente del humedal definitivo. La línea recta en la base del eje x representa los 3 períodos de dominancia de vegetación.

En la mayoría de los parámetros medidos se registró una alta eficiencia de remoción por parte del humedal, excepto para el bicarbonato, el PRS y el amonio. Las concentraciones de los parámetros medidos en el efluente del humedal se encontraron por debajo de los niveles guía para aguas de desecho industriales que exige la Ley provincial 1089/82.

La temperatura media del afluente fue superior que la del efluente en casi dos grados (19,7°C y 17,4°C, respectivamente). Los rangos de temperatura del afluente y efluente fueron de 14,5-28,0°C y de 9,5-26,0°C, respectivamente (Tabla 3.4). Tanto la conductividad como el pH fueron significativamente mayores en el afluente que en efluente (Fig. XI.4, Anexo). La conductividad del afluente presentó un rango de 0,48-8,5 mS cm⁻¹ mientras que la del efluente se mantuvo en 0,47-4,2 mS cm⁻¹. El pH presentó un valor medio en el afluente de 8,74 y en el efluente de 7,5, respectivamente (Tabla 3.4).

Los valores máximos y mínimos de OD del afluente y efluente fueron similares, siendo 0-7,1 mg l⁻¹ y 0-7,5 mg l⁻¹, respectivamente (Tabla 3.4). Sin embargo, el valor medio del afluente (1,9 mg l⁻¹) fue significativamente superior al del efluente (0,89 mg l⁻¹), ya que en el primero se registró una mayor frecuencia de muestreos que mostraron presencia de OD. Desde abril hasta mayo de 2003 se registró OD tanto en el afluente como en el efluente (Fig. XI.5, Anexo). Posteriormente, la concentración de OD mostró gran variabilidad, existiendo condiciones de anoxia en muchos muestreos y valores muy elevados en otros, tanto en el afluente como en el efluente del humedal. De un total de 46 muestreos, en 17 se registró anaerobiosis, tanto en el afluente como en el efluente. Desde junio de 2004 hasta septiembre de 2004 existió anaerobiosis. Con posterioridad a la extracción de material orgánico del fondo (realizada durante julio y agosto de 2004), se registraron condiciones aerobias en el muestreo siguiente (octubre de 2004). Luego, se registró nuevamente anaerobiosis entre noviembre de 2004 y febrero de 2005. Entre marzo de 2005 y junio de 2005 se registraron condiciones aerobias, pero desde julio de 2005 hasta el final del estudio la concentración de OD se mantuvo por debajo del límite de detección.

Los porcentajes medios de reducción de DQO y DBO fueron de 66,9% y 61,4%, respectivamente. Las concentraciones medias de Ca disminuyeron en un 30,5% y la alcalinidad en un 6,2%. La disminución de la concentración de Ca y alcalinidad fue mayor en los muestreos en los que el pH del afluente fue mayor (9,2-10,2) (Fig. XI.6, Anexo). Por el contrario, las concentraciones de ambos parámetros fueron levemente superiores en el efluente cuando el pH del afluente fue inferior (7,2-7,6).

El nitrato, nitrito y sulfato fueron reducidos en 66,8%, 71,5% y 30,4%, respectivamente (Tabla 3.4). El amonio presentó una remoción media de 18,1%, con rangos de 0,07-12,0 mg l⁻¹ y 0,05-17,85 mg l⁻¹ en el afluente y efluente, respectivamente (Tabla 3.4).

Tanto en el afluente como en el efluente, las concentraciones de PRS mostraron un gran rango de variación (Fig. 3.13). Con posterioridad a la extracción de plantas de *E. crassipes* y de material orgánico del fondo, desde julio de 2004 hasta diciembre de 2004 se registraron mayores porcentajes de retención de P en comparación con los muestreos anteriores. Entre febrero de 2005 y junio de 2005 se registraron mayores concentraciones de PRS en el efluente en comparación con las del afluente, en coincidencia con una disminución simultánea en el pH y en las concentraciones de Ca. Desde julio de 2005 hasta el final del estudio se registraron menores concentraciones de PRS en el efluente, en coincidencia con un aumento de los valores de pH (Fig. XI.4, Anexo) y Ca (Fig. XI.6, Anexo) durante el mismo período.

Los metales Fe, Cr y Ni presentaron diferencias significativas entre el afluente y el efluente registrando una retención de 74%, 63% y 36%, respectivamente (Tabla 3.4). Las concentraciones de Zn fueron inferiores al límite de detección del método (0,020 mg l⁻¹).

3.3.2. Cobertura vegetal:

Durante el año 2003, *E. crassipes* fue la macrófita dominante alcanzando un 80% de cobertura (Fig. 3.15). En septiembre de 2003 se registró una disminución en la cobertura de *E. crassipes* debido a que en ese mes se realizó una primera cosecha en forma de franjas. En el mes siguiente a la cosecha, dicha especie mostró una gran capacidad colonizadora volviendo a cubrir en poco tiempo las franjas de agua sin vegetación. En enero de 2004 el humedal fue vaciado durante aproximadamente una semana y las plantas permanecieron apoyadas sobre los sedimentos con la circulación de un bajo caudal de agua. A partir de febrero de 2004 la cobertura de *E. crassipes* disminuyó progresivamente hasta desaparecer del humedal en julio de 2004 (Fig. 3.15), mientras que la de *T. domingensis* no se vio afectada. En agosto de 2004 se transplantaron nuevos ejemplares de *E. crassipes* que mostraron cierto desarrollo inicial hasta alcanzar un máximo del 40% de la superficie en noviembre para decaer paulatinamente con posterioridad hasta desaparecer en junio del 2005. La especie *P. cordata* desapareció del humedal en abril de 2004. La tasa de cobertura relativa de *E. crassipes* fue de -0,001 y la de *T. domingensis* fue de 0,018.

A partir de la variación en la cobertura, se identificaron 3 etapas de dominancia de vegetación. Durante la primer etapa, la especie dominante fue *E. crassipes* y abarcó desde el mes de noviembre de 2002 hasta junio de 2004. La siguiente etapa se extendió desde septiembre de 2004 hasta febrero de 2005 y correspondió a una dominancia mixta de las especies *E. crassipes* y *T. domingensis*. En la última etapa, la especie dominante fue *T. domingensis* y estuvo comprendida entre marzo de 2005 y diciembre del mismo año.

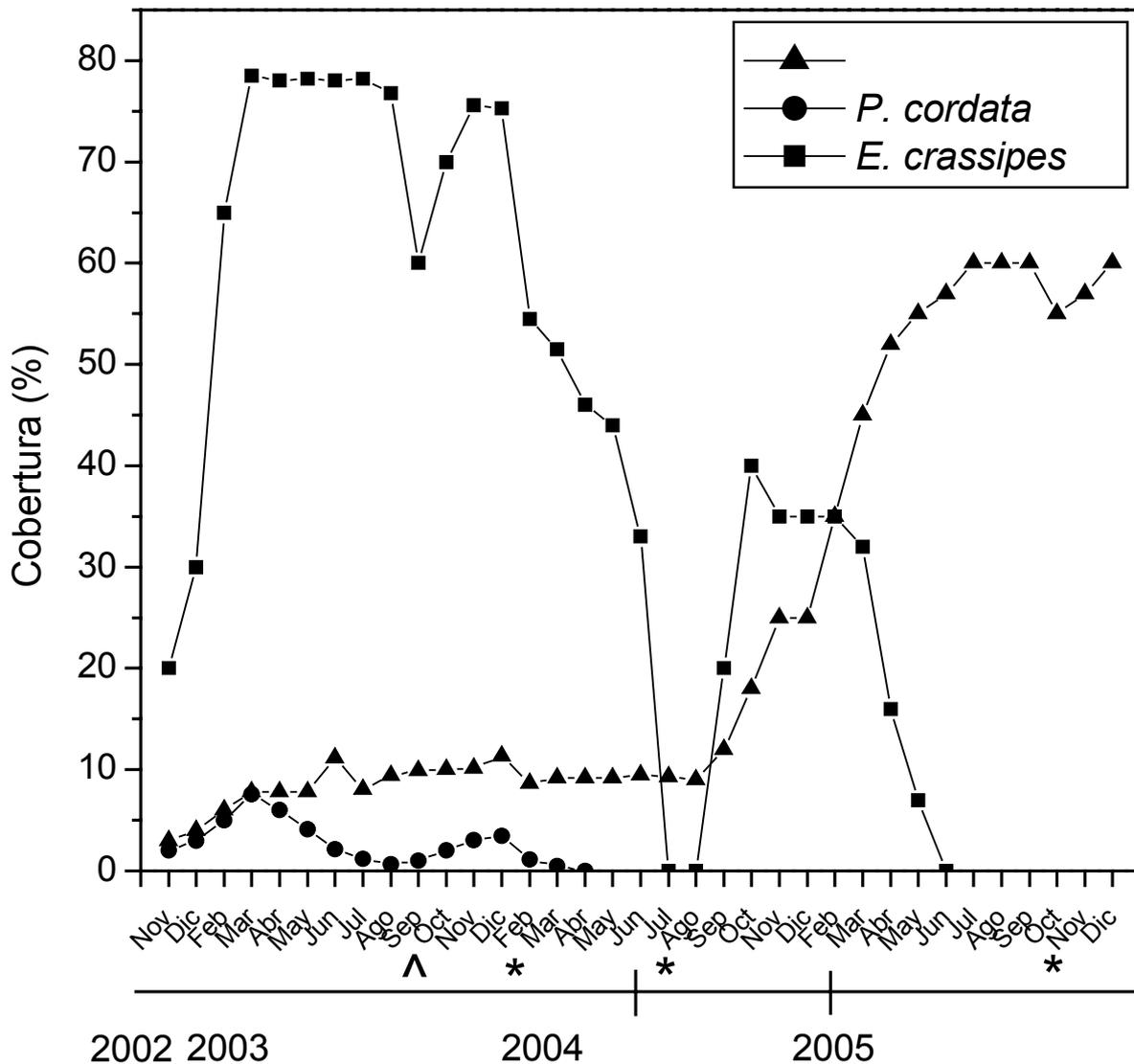


Fig. 3.15. Cobertura (%) de las especies más abundantes estudiadas en el humedal definitivo. La línea recta en la base del eje x representa los 3 períodos de dominancia de vegetación y los símbolos ^ y * representan la fecha de cosecha y vaciado del humedal, respectivamente.

3.3.3. Comparación de la eficiencia del humedal en función de la vegetación dominante

En la realización de los cálculos de porcentajes de remoción de la etapa de dominancia de *E. crassipes*, se tuvo como muestreo inicial del período a la fecha en que se comenzó a volcar el efluente industrial (abril de 2003). La Tabla 3.5 muestra los valores medios, mínimos y máximos de los parámetros medidos en el afluente y efluente durante cada etapa. La Tabla 3.6 compara los porcentajes de remoción de los distintos parámetros medidos durante las 3 etapas, y la Tabla 3.7 muestra un balance de masa de metales y nutrientes en macrófitas y sedimentos en el humedal definitivo durante las tres etapas.

Comparando las remociones de los parámetros medidos entre las tres etapas de vegetación dominante definidas a partir de la cobertura vegetal, se observó que los sólidos totales disueltos, Ca y Mg no mostraron diferencia significativa entre la primera y la última etapa (Tabla 3.6). En la etapa de dominancia de *E. crassipes* las concentraciones de PRS en el efluente fueron un 14,3% mayor que en el afluente y durante las etapas siguientes los porcentajes de remoción fueron de 14,9% y 9,9%. El porcentaje de remoción de amonio fue de 2% durante la dominancia de *E. crassipes* y luego de 19,4 y 8,3% durante las dos etapas siguientes. El bicarbonato presentó porcentajes de remoción negativos debido a que el pH disminuyó en el efluente del humedal con la consecuente transformación del carbonato en bicarbonato. No existieron diferencias significativas entre las tres etapas para los otros parámetros medidos. El aumento aparente en la retención de Ni durante la etapa de dominancia de *T. domingensis* no resultó estadísticamente significativo.

Tabla 3.5. Parámetros medidos en el afluente y efluente del humedal definitivo durante las etapas de dominancia de *E. crassipes*, dominancia mixta y dominancia de *T. domingensis*.

Parámetro	Dominancia de <i>E. crassipes</i>				Dominancia mixta				Dominancia de <i>T. domingensis</i>			
	Afluente		Efluente		Afluente		Efluente		Afluente		Efluente	
	Media	Min./Max.	Media	Min./Max.	Media	Min./Max.	Media	Min./Max.	Media	Min./Max.	Media	Min./Max.
Temperatura (°C)	18,9	15,0/27,5	16,8	9,0/25,5	21,6	19,0/28,0	20,7	18,5/25,0	19,6	14,5/27,0	17,1	9,5/26,0
Conductividad (mS cm ⁻¹)	2,83	0,48/8,5	1,37	0,47/2,9	3,07	1,5/5,0	2,04	1,5/2,35	3,37	1,75/4,25	2,21	1,4/4,2
pH	8,8	7,2/11,2	7,3	6,9/8,1	8,2	7,6/9,2	7,62	7,4/7,8	8,97	6,5/11,4	7,67	7,5/8,0
OD (mg l ⁻¹)	2,31	0/7,1	1,42	0/7,5	0,596	0/2,98	0,128	0/0,64	1,73	0/6,4	0,038	0/0,38
Sól. Tot. Dis. (mg l ⁻¹)	2502,2	699,0/8550	1149,6	524,0/2237,2	2578,0	1202,0/4186,0	1709,2	1211,0/2051,0	2752,3	1145,0/3705,0	1714,8	902,0/3556,0
Ca (mg l ⁻¹)	144,1	26,8/651,4	50,4	22,3/112,0	154,8	47,7/343,2	92,2	63,3/123,0	226,3	44,0/514,4	114,3	49,6/267,9
Mg (mg l ⁻¹)	17,4	1,7/58,8	12,6	3,9/37,4	17,2	2,2/32,9	19,3	8,4/27,9	17,1	3,10/58,8	18,0	3,30/44,2
Bicarbonato (mg l ⁻¹)	113,9	0/519,0	321,1	116,1/579,7	255,3	88,7/389,2	372,9	290,7/505,6	210,0	63,2/510,5	362,0	265,4/521,1
Carbonato (mg l ⁻¹)	149,7	0/642,6	0	0/0	9,98	0/49,9	0	0/0	18,6	0/149,2	0	0/0
Alcalinidad (mg l ⁻¹)	422,4	138,3/1186,6	263,2	95,2/475,2	225,9	74,4/319,0	305,7	238,3/414,4	264,6	71,2/531,7	296,7	217,6/427,1
Cloruro (mg l ⁻¹)	278,3	70,4/778,3	136,4	38,6/291,6	232,3	128,2/292,0	183,2	71,2/307,0	244,4	167,4/338,3	181,1	106,8/320,5
Sulfato (mg l ⁻¹)	904,0	98,1/2506,6	423,6	158,0/949,6	1338,5	487,0/2540,0	755,4	434,6/1018,7	1424,8	248,4/2199,4	764,5	298,0/1690,0
Nitrato (mg l ⁻¹)	16,8	1,6/67,8	3,20	0,8/10,2	11,1	0,082/18,9	1,93	1,2/2,8	18,3	3,30/37,3	2,66	0,3/8,4
Nitrito (mg l ⁻¹)	0,790	0,021/3,4	0,076	0,005/0,99	0,323	0,005/1,35	0,024	0,005/0,098	1,19	0,060/3,46	0,030	0,005/0,084
Amonio (mg l ⁻¹)	1,94	0,07/12,0	1,90	0,05/17,9	4,69	1,88/8,10	3,10	1,41/5,31	3,67	0,93/6,97	3,45	0,340/10,6
PRS (mg l ⁻¹)	0,142	0,001/0,512	0,163	0,005/0,427	0,068	0,003/0,148	0,037	0,005/0,099	0,045	0,005/0,181	0,038	0,005/0,102
PT (mg l ⁻¹)	0,251	0,113/0,354	0,248	0,098/0,314	0,182	0,118/0,246	0,128	0,096/0,160	0,343	0,046/0,930	0,312	0,032/0,791
Fe (mg l ⁻¹)	12,2	0,05/73,9	0,305	0,05/1,22	0,432	0,050/1,45	0,096	0,050/0,150	7,22	0,05/29,8	0,116	0,05/0,50
Cr (µg l ⁻¹)	12,0	2,0/150	2,33	1,0/5,3	12,6	1,0/50,0	12,0	1,0/50,0	8,89	2,0/25,0	3,44	1,0/10,0
Ni (µg l ⁻¹)	13,4	2,0/59,7	7,20	3,0/27,3	47,0	11,0/100,0	30,4	9,0/100	65,5	15,0/200,0	12,9	3,0/300,0
Zn (µg l ⁻¹)	20,0	20,0/20,0	20,0	20,0/20,0	20,0	20,0/20,0	20,0	20,0/20,0	20,0	20,0/20,0	20,0	20,0/20,0
DQO (mg l ⁻¹)	194,9	21,8/531,0	38,1	11,2/103,1	90,8	23,8/182,5	29,0	14,2/43,1	173,6	21,0/360,0	38,3	5,6/83,4
DBO (mg l ⁻¹)	45,7	6,5/92,9	12,8	5,0/32,4	39,4	18,5/64,8	12,8	2,62/22,1	23,2	8,55/41,6	10,5	2,1/37,2

Tabla 3.6. Porcentajes de remoción de los parámetros medidos en el humedal definitivo durante las etapas de dominancia de *E. crassipes*, dominancia mixta y dominancia de *T. domingensis*.

Parámetro	<i>E. crassipes</i>	Dominancia mixta	<i>T. domingensis</i>
Sól. Tot. Dis.	35,2	21,6	35,4
Ca	33,7	21,8	29,8
Mg	10,5	5,2	9,4
Bicarbonato	-61,4	-20,8	-28,9
Carbonato	68,0	20,0	20,0
Alcalinidad	24,1	2,2	9,4
Cloruro	36,4	23,6	27,3
Sulfato	28,2	25,2	33,4
Nitrato	61,7	86,1	82,4
Nitrito	68,4	62,0	82,4
Amonio	2,0	19,4	8,3
PRS	-14,3	14,9	9,9
PT	4,0	17,4	1,25
Fe	72,0	64,8	82,4
Cr	66,5	49,0	58,3
Ni	48,1	50,4	73,1
DQO	68,3	54,4	57,3
DBO	62,4	55,0	67,8

Tabla 3.7. Porcentajes de metales y nutrientes en macrófitas y sedimentos obtenidos en el balance de masa del humedal definitivo durante las etapas de dominancia de *E. crassipes*, dominancia mixta y dominancia de *T. domingensis*.

	<i>E. crassipes</i>	Dominancia mixta	<i>T. domingensis</i>
Cr			
Sedimentos	12	93	70
Macrófitas	88	7	30
Ni			
Sedimentos	8	95	87
Macrófitas	93	5	13
Zn			
Sedimentos	2	89	59
Macrófitas	98	11	41
P			
Sedimentos	2	79	62
Macrófitas	98	21	38
N			
Sedimentos	-	-	-
Macrófitas	25	16	23

3.3.4. Concentraciones de PT, NTK y metales en sedimentos:

Las concentraciones de PT fueron significativamente mayores en los sedimentos de la zona de entrada al humedal en comparación con los de la zona de salida. En la Fig. 3.16 se muestran dichas concentraciones y las correspondientes al sedimento del humedal natural en el que se estudió a *T. domingensis*. La concentración de PT de la zona de entrada al final del estudio fue significativamente mayor que la inicial, pero en la zona de salida no fue significativamente diferente a la inicial. En la mayoría de los muestreos, el humedal definitivo presentó mayores concentraciones de PT en la zona de entrada que las registradas en el humedal natural. En este último, se observó una gran variabilidad temporal de las concentraciones de PT. A partir del comienzo de la etapa de dominancia de vegetación mixta, las concentraciones de PT en el sedimento de la entrada presentó un aumento marcado, manteniendo valores significativamente superiores a los registrados en el sedimento de la salida durante la etapa de dominancia de *T. domingensis*.

En la mayoría de los muestreos, las concentraciones de NTK en el sedimento de la zona de entrada fueron significativamente mayores que las concentraciones de la zona de salida (Fig. 3.16). No existieron diferencias significativas entre las concentraciones de NTK iniciales y finales tanto del sedimento de la zona de entrada como de salida. El humedal natural presentó aproximadamente un 50% de muestreos con iguales concentraciones de NTK que el humedal definitivo, mientras que en el 50% restante, se registraron concentraciones significativamente superiores.

En la mayoría de los muestreos realizados durante la etapa de dominancia de *E. crassipes*, no existieron diferencias significativas en las concentraciones en sedimentos de Cr, Ni y Zn entre la entrada y salida (Fig. 3.17). A partir de marzo de 2004 y durante las etapas de dominancia mixta y de *T. domingensis*, las concentraciones de metales en el sedimento de la entrada mostraron un aumento marcado, presentando diferencias significativas con las concentraciones del sedimento de la salida. Para los tres metales, las concentraciones finales de la zona de entrada fueron significativamente superiores a las iniciales y las concentraciones de metales del humedal natural fueron no detectables por el método empleado. Las concentraciones de metales fueron menores al nivel guía de

calidad de suelos de uso industrial, Ley Nacional N° 24051, Residuos Peligrosos, Decreto 831/93.

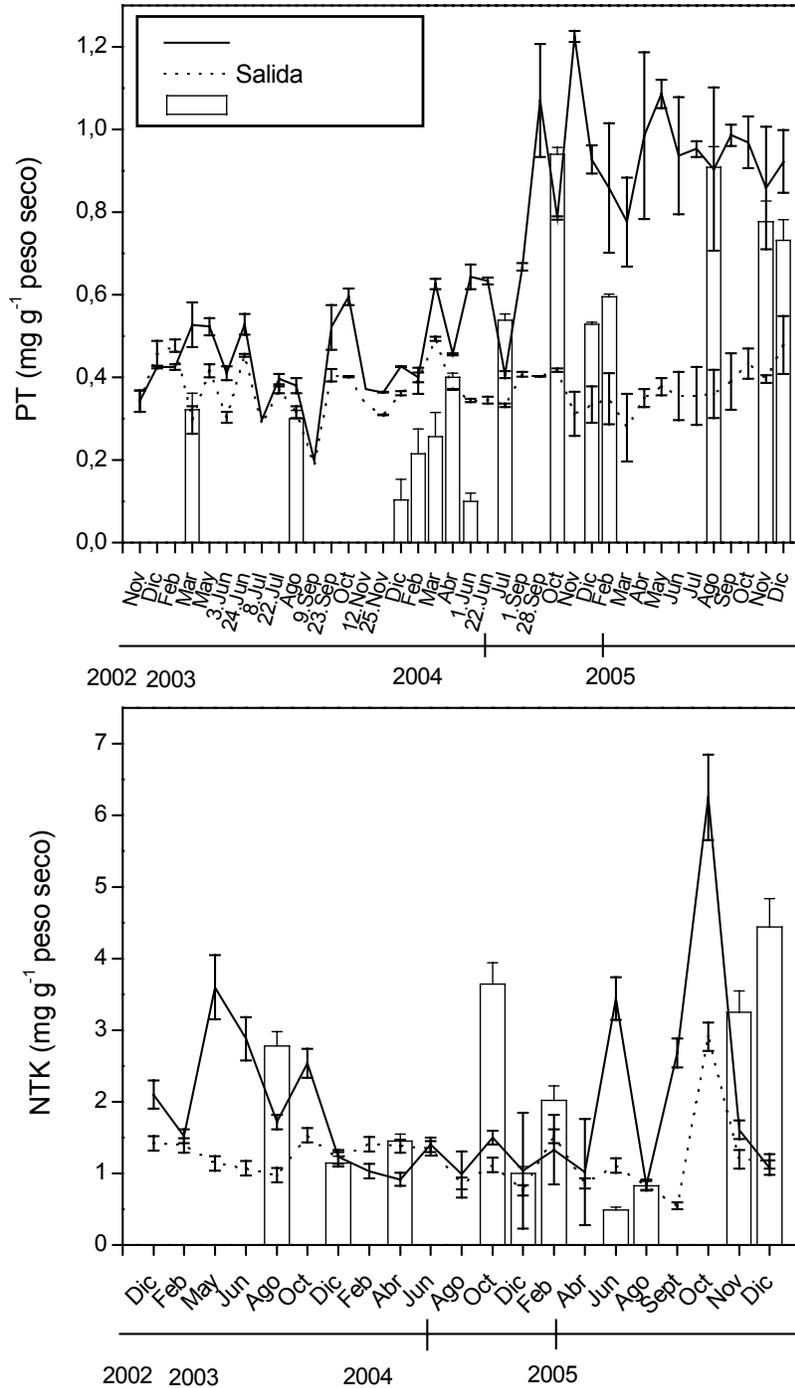


Fig. 3.16. Concentraciones (mg g⁻¹ peso seco) de PT y NTK en los sedimentos de la zona de entrada y de salida del humedal definitivo y del humedal natural. Las barras representan el desvío estándar. La línea recta en la base del eje x representa los 3 períodos de dominancia de vegetación.

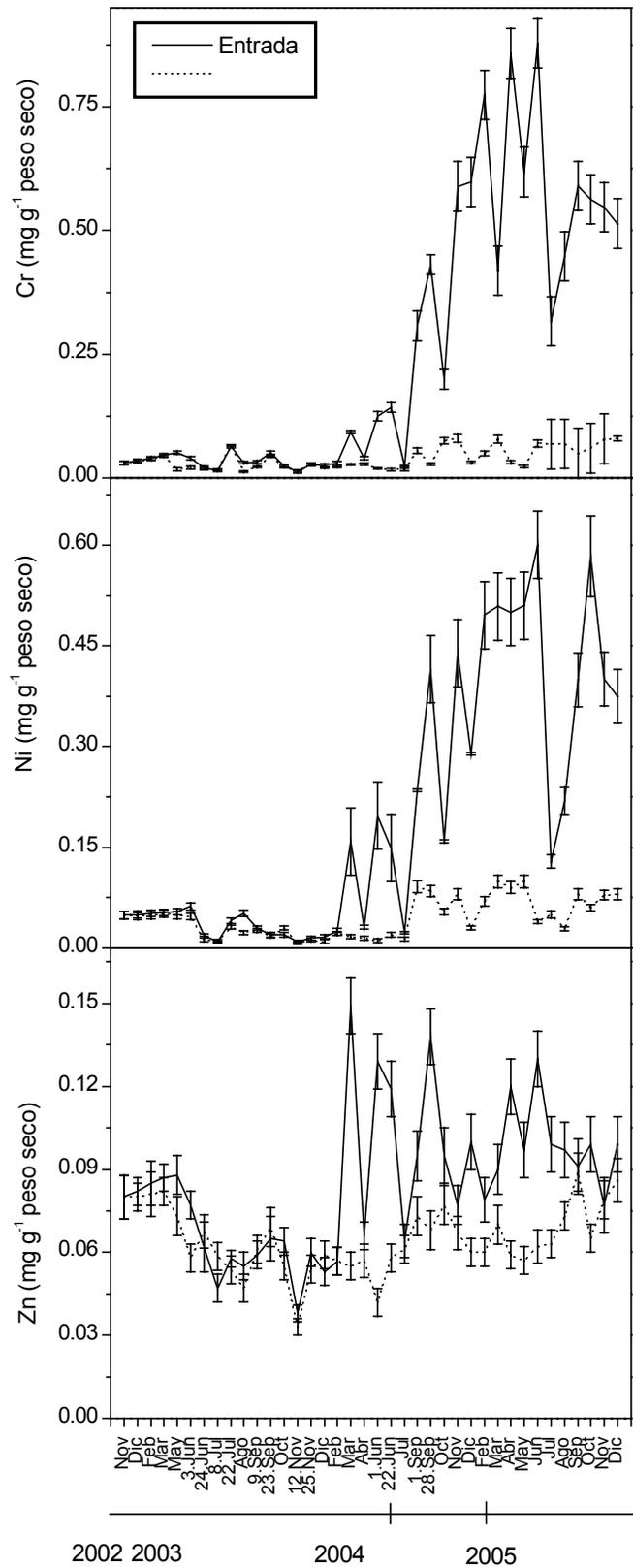


Fig. 3.17. Concentraciones (mg g^{-1} peso seco) de Cr, Ni y Zn en los sedimentos de la zona de entrada y de salida del humedal definitivo. Las barras representan el desvío estándar. La línea recta en la base del eje x representa los 3 períodos de dominancia de vegetación.

3.3.5. Concentraciones de PT, NTK y metales en tejidos vegetales:

Las plantas de *E. crassipes* mostraron una gran variabilidad temporal en las concentraciones de PT de hojas y raíces (Fig. 3.18). Durante el año 2003, período de dominancia de *E. crassipes*, esta especie mostró tanto en hojas como en raíces, concentraciones de PT significativamente superiores que en el humedal natural pero con posterioridad, dichas concentraciones disminuyeron en el humedal definitivo tornándose similares a las del natural. Las concentraciones de PT de las hojas de *E. crassipes* en el humedal natural fueron en casi todos los muestreos significativamente superiores que las de las raíces. En todos los muestreos las plantas de *S. rotundifolia* mostraron concentraciones de PT significativamente mayores que las del humedal natural. Las concentraciones de PT de las plantas de *P. stratiotes* del humedal definitivo fueron significativamente mayores que las registradas en el humedal natural durante la etapa de dominancia de *E. crassipes* (Fig. 3.19). Durante la dominancia de *T. domingensis*, las concentraciones de PT de hojas y raíces de *P. stratiotes* tendieron a disminuir, siendo inferiores a las registradas en el humedal natural.

En la mayoría de los muestreos, se observaron mayores concentraciones de PT en las hojas de *T. domingensis* en comparación con las raíces (Fig. 3.20). Las concentraciones de PT tanto en plantas del humedal definitivo como del humedal natural variaron permanentemente. En los meses de invierno se registraron mayores concentraciones de PT en las raíces de plantas de *T. domingensis* del humedal natural. En las plantas de *P. elephantipes* del humedal definitivo existieron mayores concentraciones de PT durante el año 2003 en comparación con el resto del estudio y se observó una gran variabilidad temporal tanto en el humedal definitivo como en el humedal natural. En comparación con las otras especies estudiadas, las plantas de *H. ranunculoides* presentaron las mayores concentraciones de PT tanto en hojas como en raíces (Fig. 3.21). En el humedal definitivo y en todos los muestreos, *P. cordata* presentó concentraciones de PT en hojas significativamente superiores que las de raíces. En el humedal natural, se observó lo mismo a excepción del muestreo de marzo de 2004. Las concentraciones de PT de hojas de *P. cordata* en el humedal definitivo fueron siempre mayores que las obtenidas en el humedal natural.

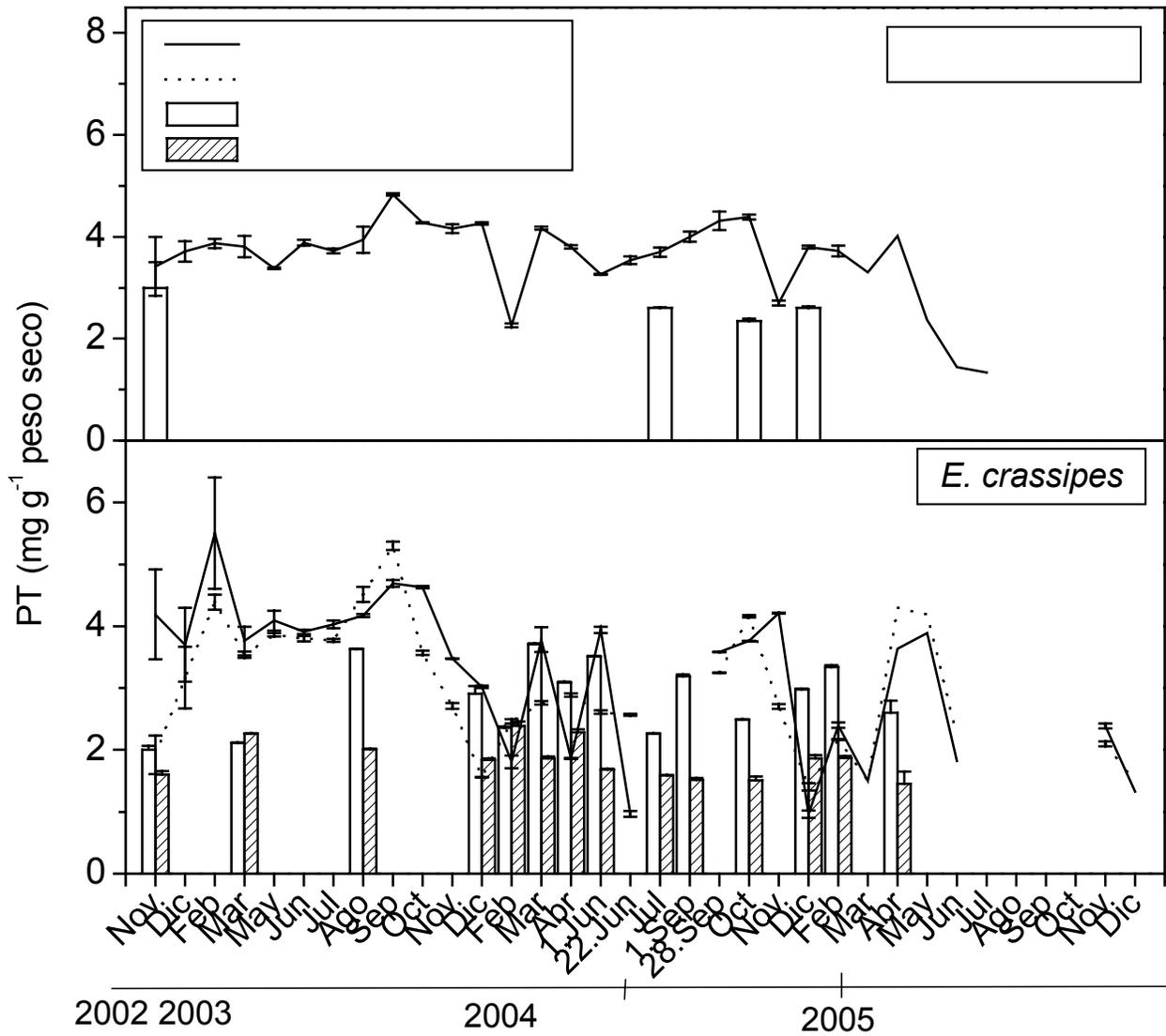


Fig. 3.18. Concentraciones (mg g⁻¹ peso seco) de PT en hojas y raíces de las especies flotantes *S. rotundifolia* y *E. crassipes* estudiadas en el humedal definitivo y en el humedal natural. Las barras representan el desvío estándar. La línea recta en la base del eje x representa los 3 períodos de dominancia de vegetación.

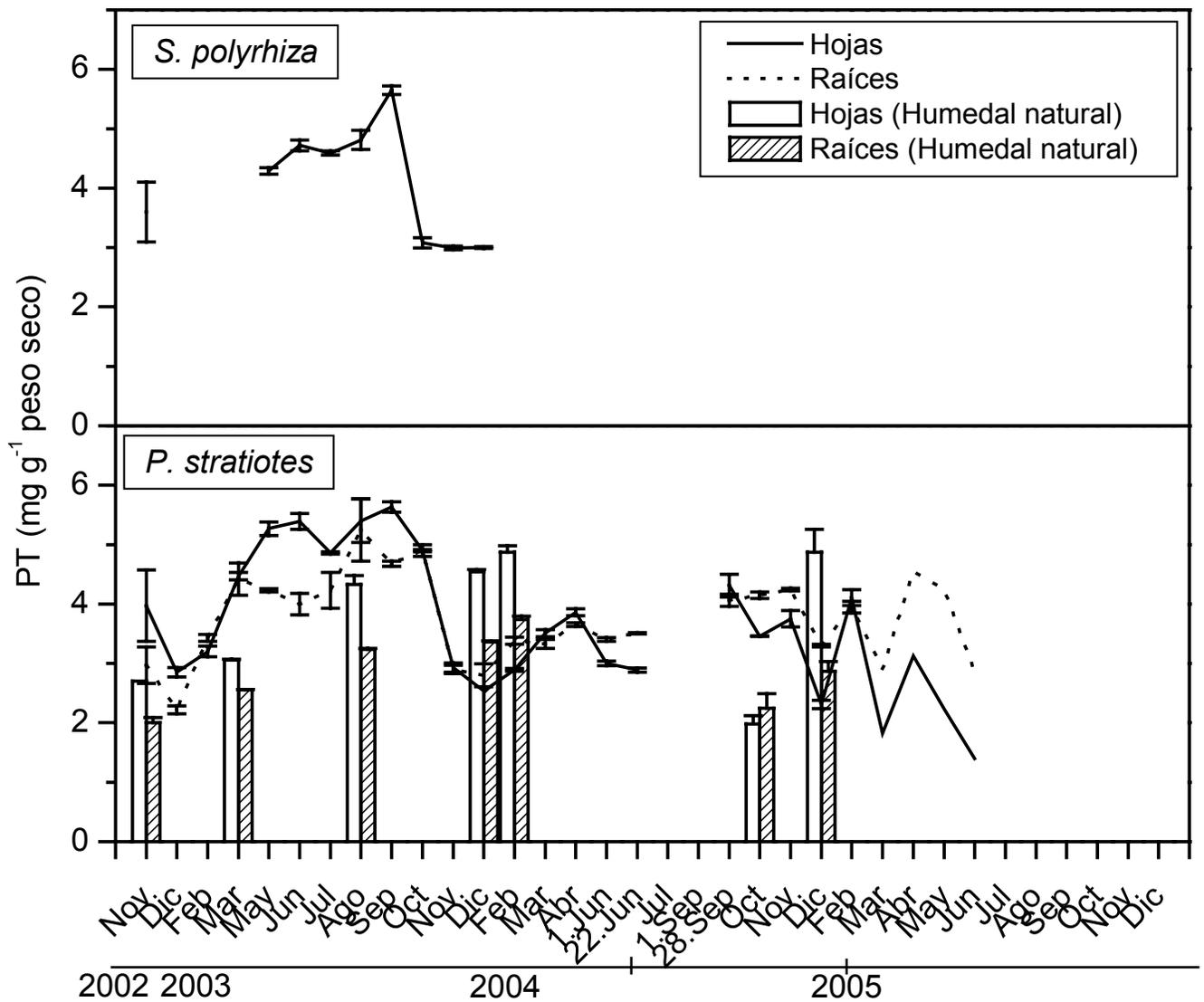


Fig. 3.19. Concentraciones (mg g⁻¹ peso seco) de PT en hojas y raíces de las especies flotantes *S. polyrhiza* y *P. stratiotes* estudiadas en el humedal definitivo y en el humedal natural. Las barras representan el desvío estándar. La línea recta en la base del eje x representa los 3 períodos de dominancia de vegetación.

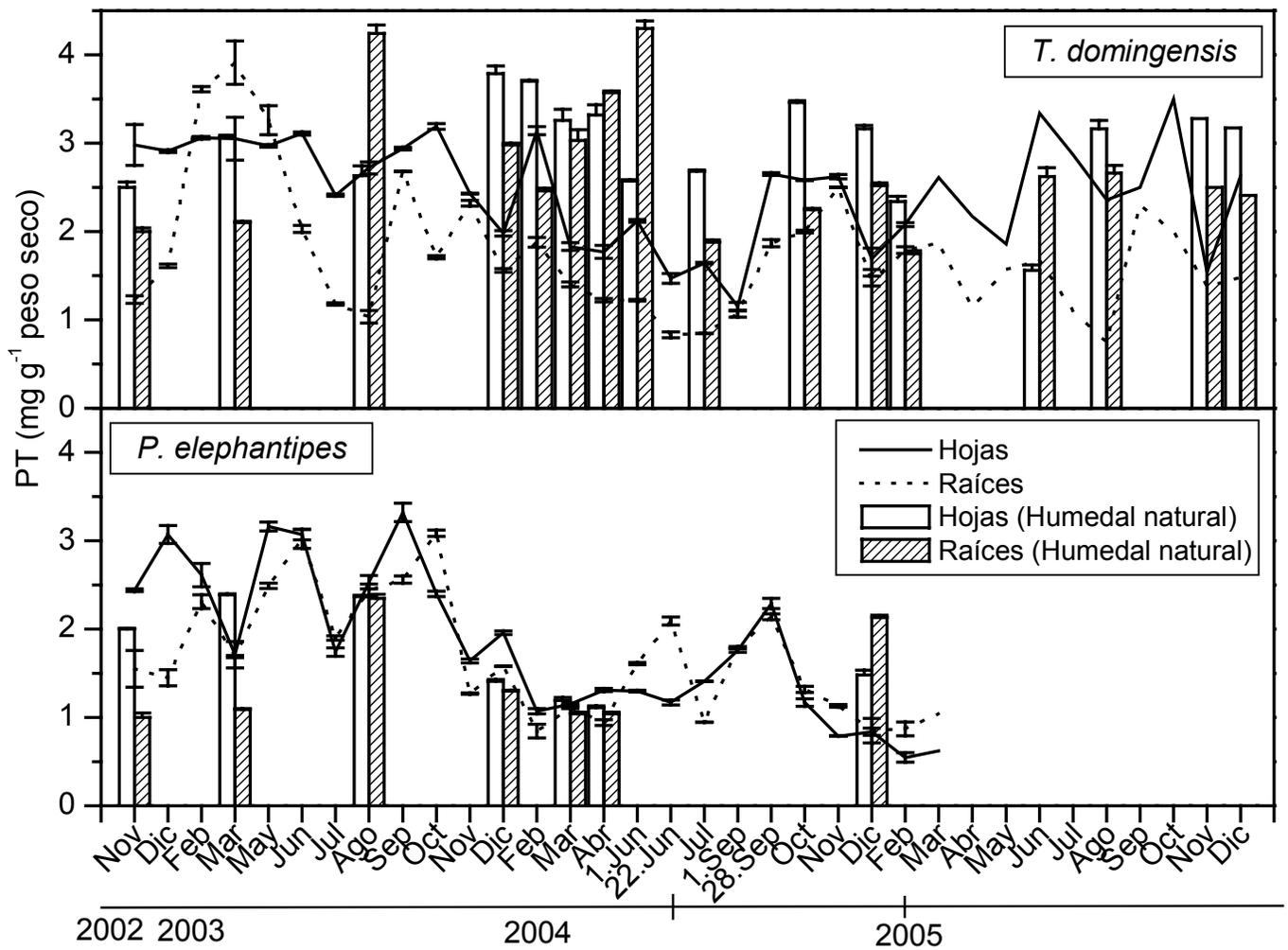


Fig. 3.20. Concentraciones (mg g⁻¹ peso seco) de PT en hojas y raíces de las especies arraigadas *T. domingensis* y *P. elephantipes* estudiadas en el humedal definitivo y en el humedal natural. Las barras representan el desvío estándar. La línea recta en la base del eje x representa los 3 períodos de dominancia de vegetación.

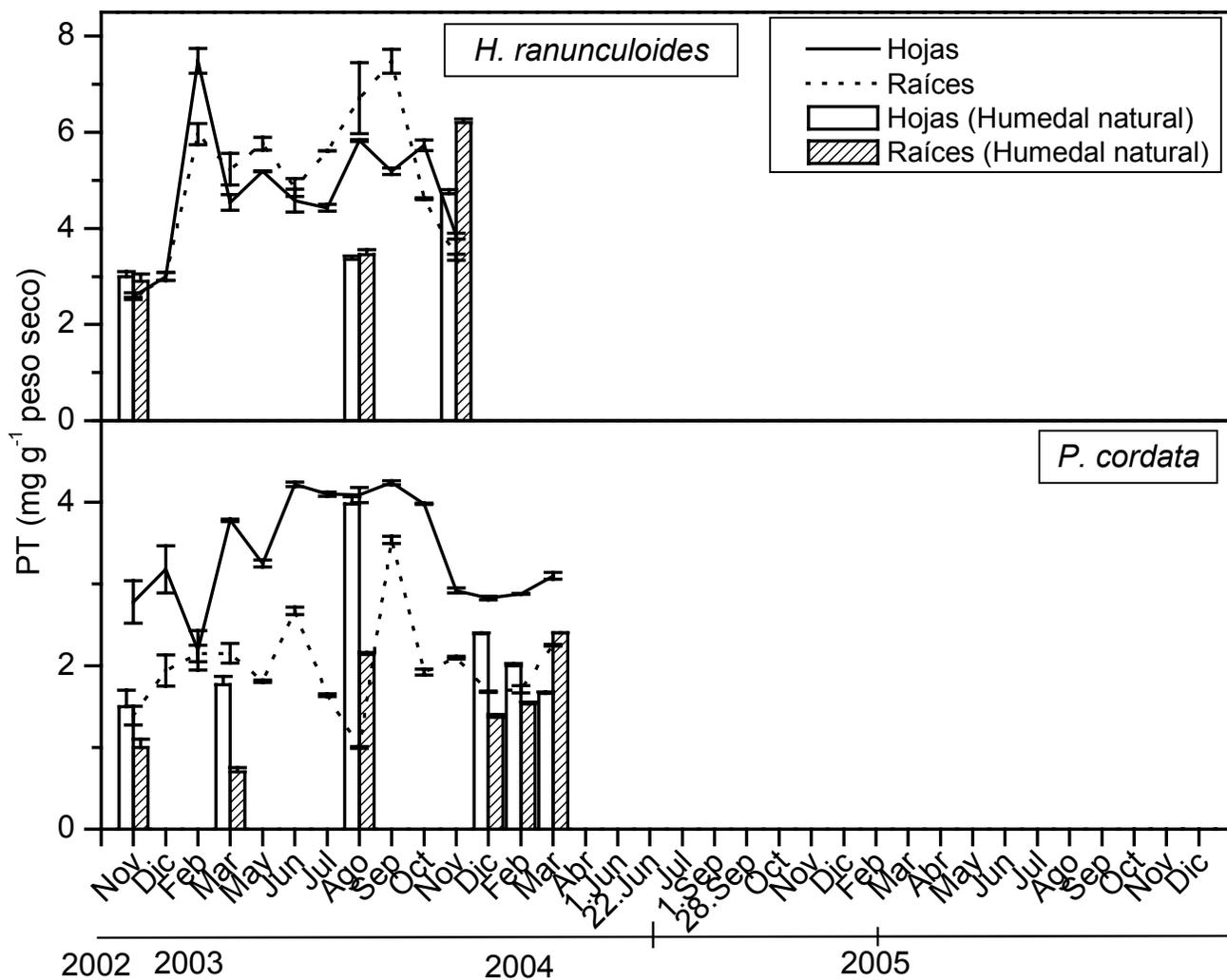


Fig. 3.21. Concentraciones (mg g⁻¹ peso seco) de PT en hojas y raíces de las especies arraigadas *H. ranunculoides* y *P. cordata* estudiadas en el humedal definitivo y en el humedal natural. Las barras representan el desvío estándar. La línea recta en la base del eje x representa los 3 periodos de dominancia de vegetación.

Las concentraciones de NTK de las hojas fueron significativamente superiores que las de las raíces, tanto en las plantas del humedal definitivo como en las del humedal natural (Fig. 3.22).

Durante la dominancia de *E. crassipes* las concentraciones de hojas y raíces de esta especie y de *T. domingensis* fueron significativamente mayores en el humedal definitivo que en el natural. En las etapas posteriores, las concentraciones de NTK registradas en las hojas de *T. domingensis* fueron inferiores que las del humedal natural.

En las plantas de *T. domingensis* del humedal natural existió una gran variabilidad estacional en las concentraciones de NTK.

Durante todos los muestreos y en todas las especies estudiadas, se registraron mayores concentraciones de Cr, Ni y Zn en las raíces en comparación con las hojas del humedal construido (Figs. 3.23 a 3.25).

La especie que presentó las mayores concentraciones de Cr fue *P. elephantipes* seguida de *E. crassipes*. *P. stratiotes* fue la especie que presentó los menores valores (Fig. 3.23).

Las concentraciones de Ni en tejidos vegetales fueron similares entre las especies estudiadas. Este metal fue el que obtuvo con mayor frecuencia mayores valores de concentración en tejidos vegetales. La concentración de Ni en hojas en *P. elephantipes*, *P. stratiotes* y *E. crassipes* muestra un aumento en el último muestreo antes de la desaparición de cada una de ellas del humedal, tendencia que no se observa en los otros metales (Fig. 3.24).

En raíces de *T. domingensis* se registró un aumento gradual de las concentraciones de Zn (Fig. 3.25) y una disminución de la concentración de Ni durante los últimos meses de estudio.

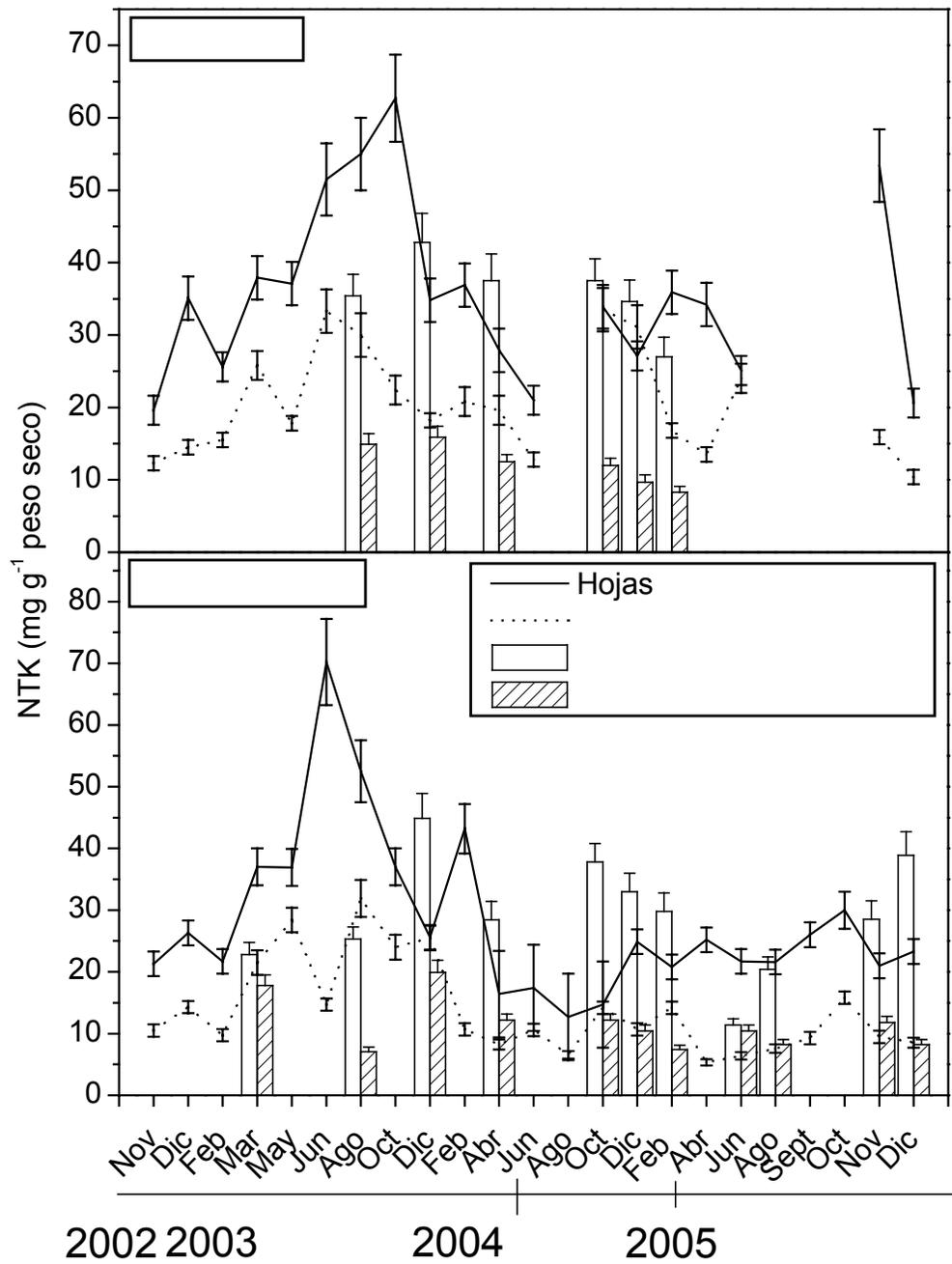


Fig. 3.22. Concentraciones (mg g⁻¹ peso seco) de NTK en hojas y raíces de *E. crassipes* y *T. domingensis* estudiadas en el humedal definitivo y en el humedal natural. Las barras representan los desvíos estándar. La línea recta en la base del eje x representa los 3 períodos de dominancia de vegetación.

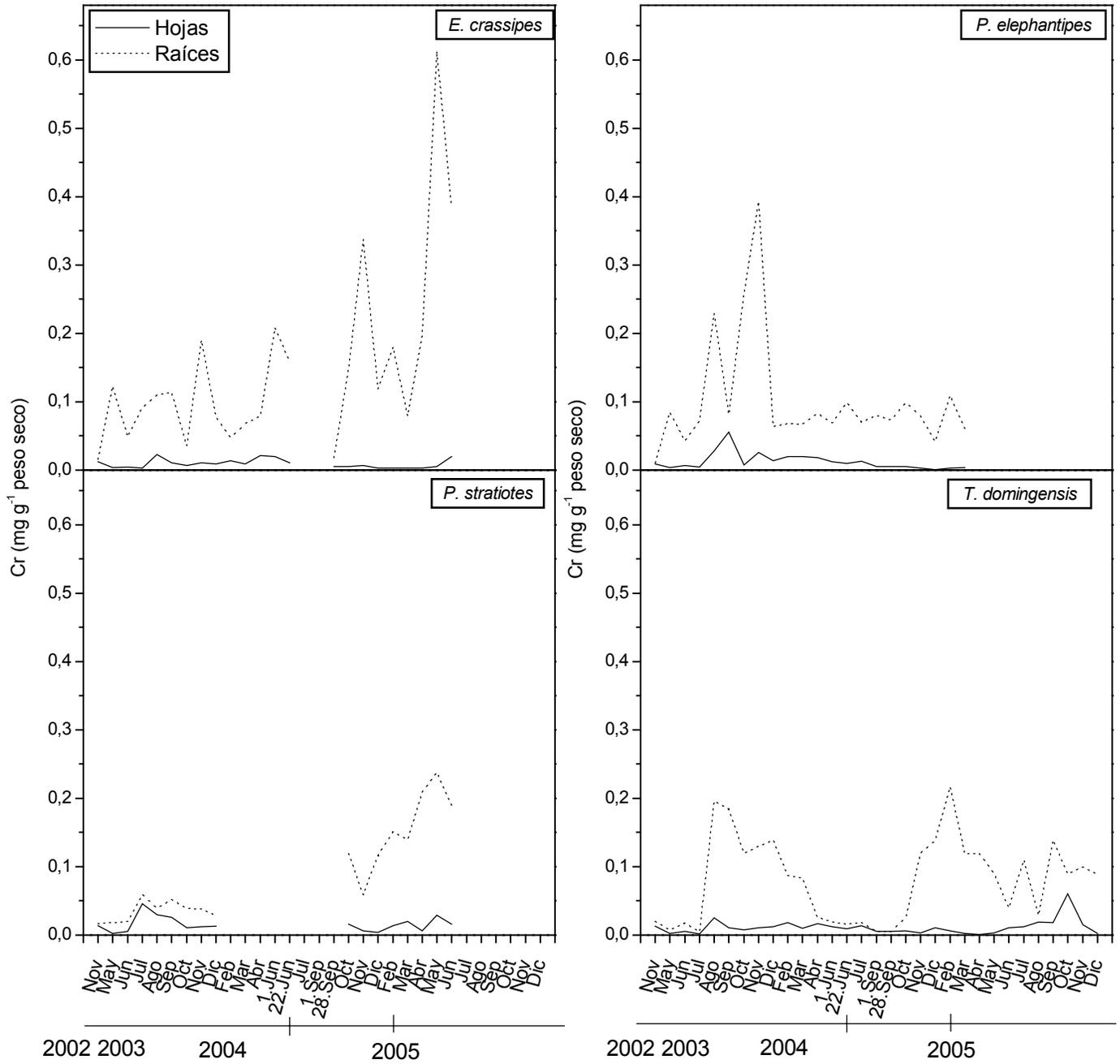


Fig. 3.23. Concentraciones (mg g⁻¹ peso seco) de Cr en hojas y raíces de las especies utilizadas en el humedal definitivo. La línea recta en la base del eje x representa los 3 períodos de dominancia de vegetación.

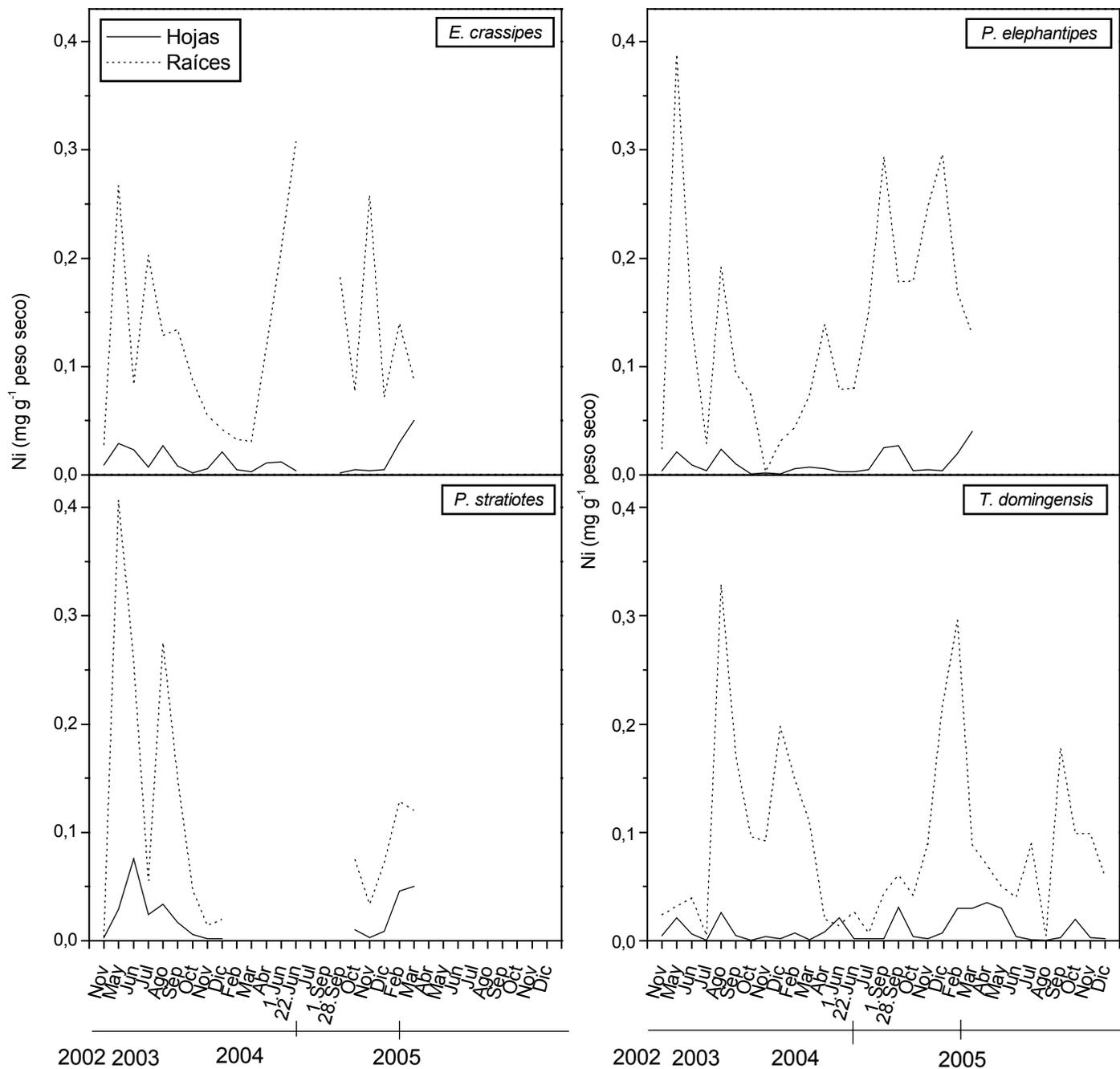


Fig. 3.24. Concentraciones (mg g⁻¹ peso seco) de Ni en hojas y raíces de las especies utilizadas en el humedal definitivo. La línea recta en la base del eje x representa los 3 períodos de dominancia de vegetación.

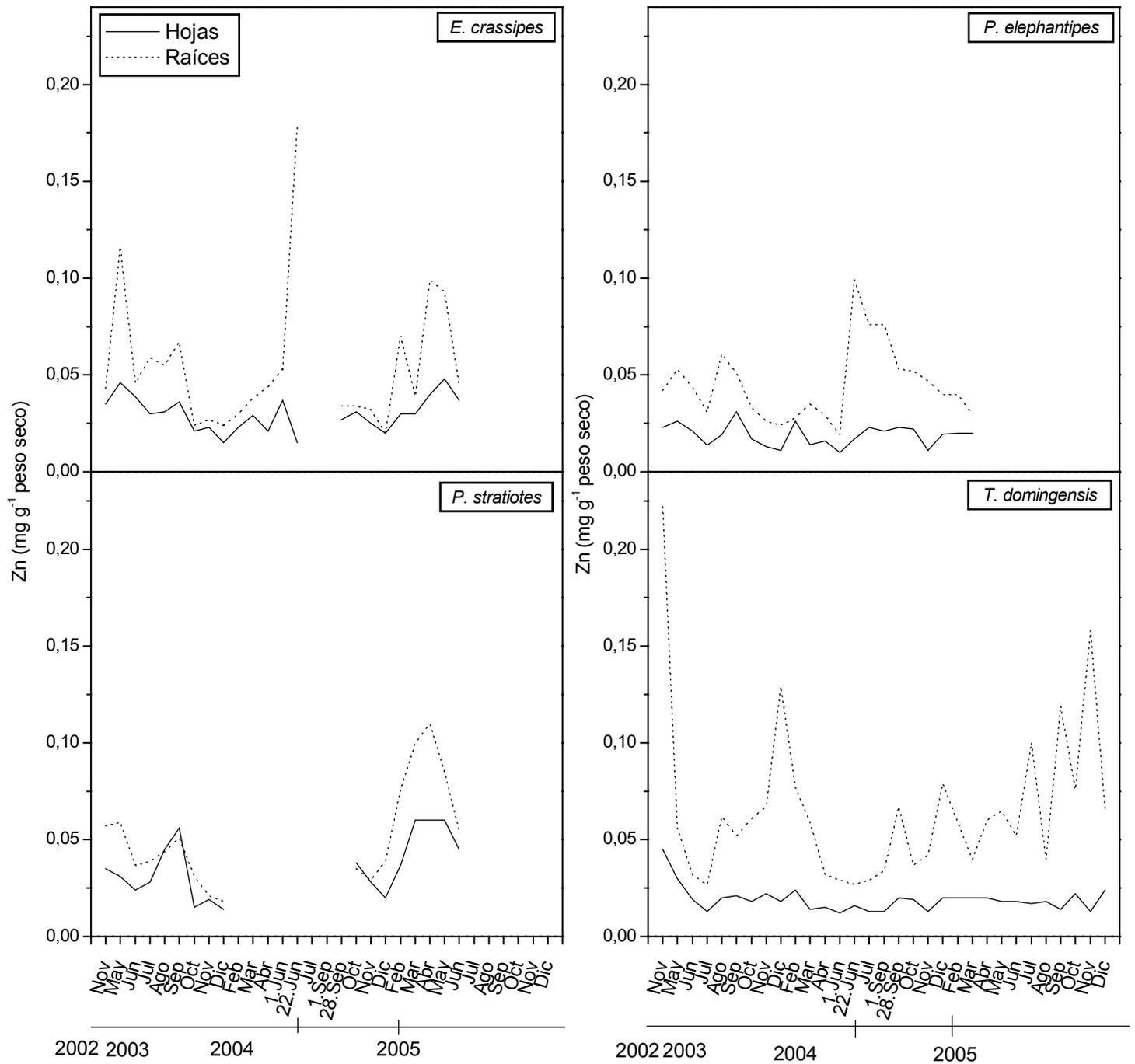


Fig. 3.25. Concentraciones (mg g⁻¹ peso seco) de Zn en hojas y raíces de las especies utilizadas en el humedal definitivo. La línea recta en la base del eje x representa los 3 períodos de dominancia de vegetación.

3.3.6. Morfología externa:

Inicialmente y en los sucesivos muestreos, las plantas de *E. crassipes* de la zona de entrada del humedal fueron significativamente más altas que las de la salida. A partir de marzo de 2004 esta situación se revirtió, siendo las plantas de la zona de entrada de menor altura que las de la salida (Fig. 3.26).

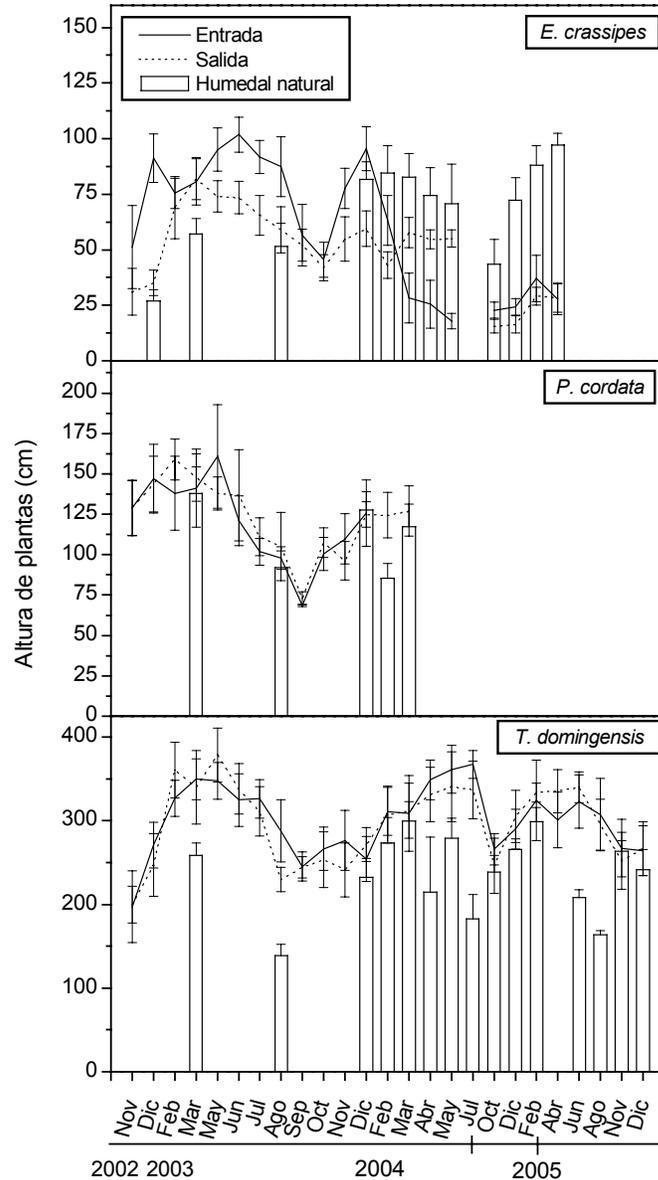


Fig. 3.26. Altura de plantas (cm) localizadas en la zona de entrada y de salida del humedal definitivo y en el humedal natural. Las barras representan el desvío estándar. La línea recta en la base del eje x representa los 3 períodos de dominancia de vegetación.

Asimismo, las plantas de *E. crassipes* de la entrada del humedal construido fueron más altas que la del ambiente natural hasta de febrero de 2004, siendo éste el mes siguiente al vaciado para efectuar la extracción del material orgánico del fondo. Con posterioridad, las plantas del humedal construido tuvieron menor porte que las del ambiente natural. *P. cordata* no mostró diferencias significativas entre las plantas del humedal definitivo y las del humedal natural. La altura de los ejemplares de *T. domingensis* en el humedal construido fue semejante a la del humedal natural en primavera y principios del verano. No obstante, en el humedal construido el período de crecimiento se prolongó más que en el ambiente natural alcanzando las plantas significativamente mayor altura que en el ambiente natural a fines del verano, otoño e invierno. Al inicio del estudio (noviembre 2002), la longitud de las raíces de *E. crassipes* fue similar entre las plantas de la entrada y de la salida (Fig. 3.27). En los muestreos de diciembre 2002-marzo 2003 la longitud de las raíces fue mayor en la zona de salida que en la zona de entrada. En junio de 2003 se dio una situación inversa, en la cual las raíces de las plantas de la salida disminuyeron su longitud con respecto de las de la entrada. A partir de agosto de 2003, la longitud de las raíces fue menor en el humedal construido que en el humedal natural.

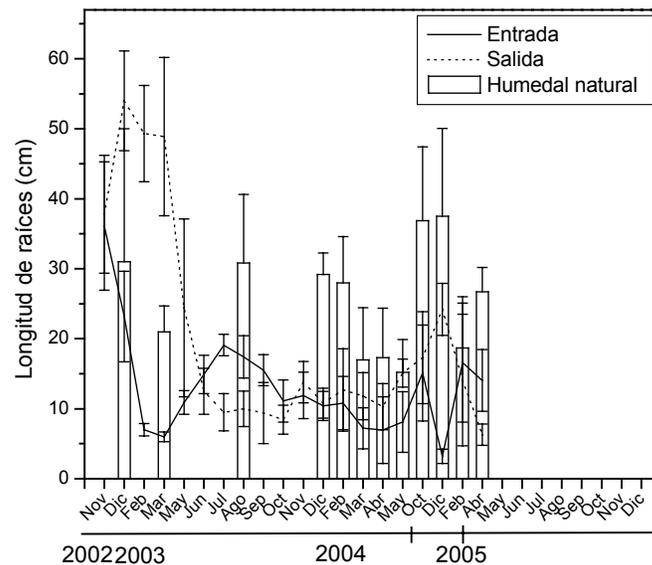


Fig. 3.27. Longitud de raíces (cm) de plantas de *E. crassipes* de la zona de entrada y de salida del humedal definitivo y del humedal natural. Las barras representan el desvío estándar. La línea recta en la base del eje x representa los 3 períodos de dominancia de vegetación.

Se observó una disminución en la densidad de *E. crassipes* y *T. domingensis* en los meses de junio y julio de 2003, respectivamente (Fig. 3.28).

Para *E. crassipes*, se registraron las mayores densidades en diciembre de 2002 y octubre de 2003. A partir de octubre de 2004 se registraron mayores densidades que las del humedal natural. La menor densidad registrada para esta especie correspondió a las plantas de la entrada en el mes de febrero de 2004 debido probablemente a que durante el mes de enero se realizó el vaciado del humedal para efectuar la extracción del material orgánico del fondo.

En la mayoría de los muestreos, la densidad de *T. domingensis* fue significativamente superior que la registrada en el ambiente natural y existió una disminución durante el otoño e invierno de 2004 en el humedal definitivo.

Las concentraciones de clorofila registradas durante el período de estudio no mostraron una tendencia concreta a lo largo del tiempo. En muchos muestreos, especialmente durante el año 2005, *T. domingensis* mostró mayores concentraciones de clorofila en comparación con las plantas del humedal natural (Fig. 3.29).

Las concentraciones de clorofila en *E. crassipes* mostraron cierto paralelismo con sus concentraciones de de PT. En primavera de 2004 fueron elevadas, mayores que las del humedal natural, para decaer progresivamente y ser menores que en el humedal natural en el período en que la cobertura disminuía. Luego de la incorporación de nuevos ejemplares, se registró un aumento inicial de la concentración de clorofila, en octubre de 2004, registrando mayores concentraciones que en el humedal natural para disminuir posteriormente en coincidencia con la disminución de la cobertura y ser nuevamente menores a las del humedal natural.

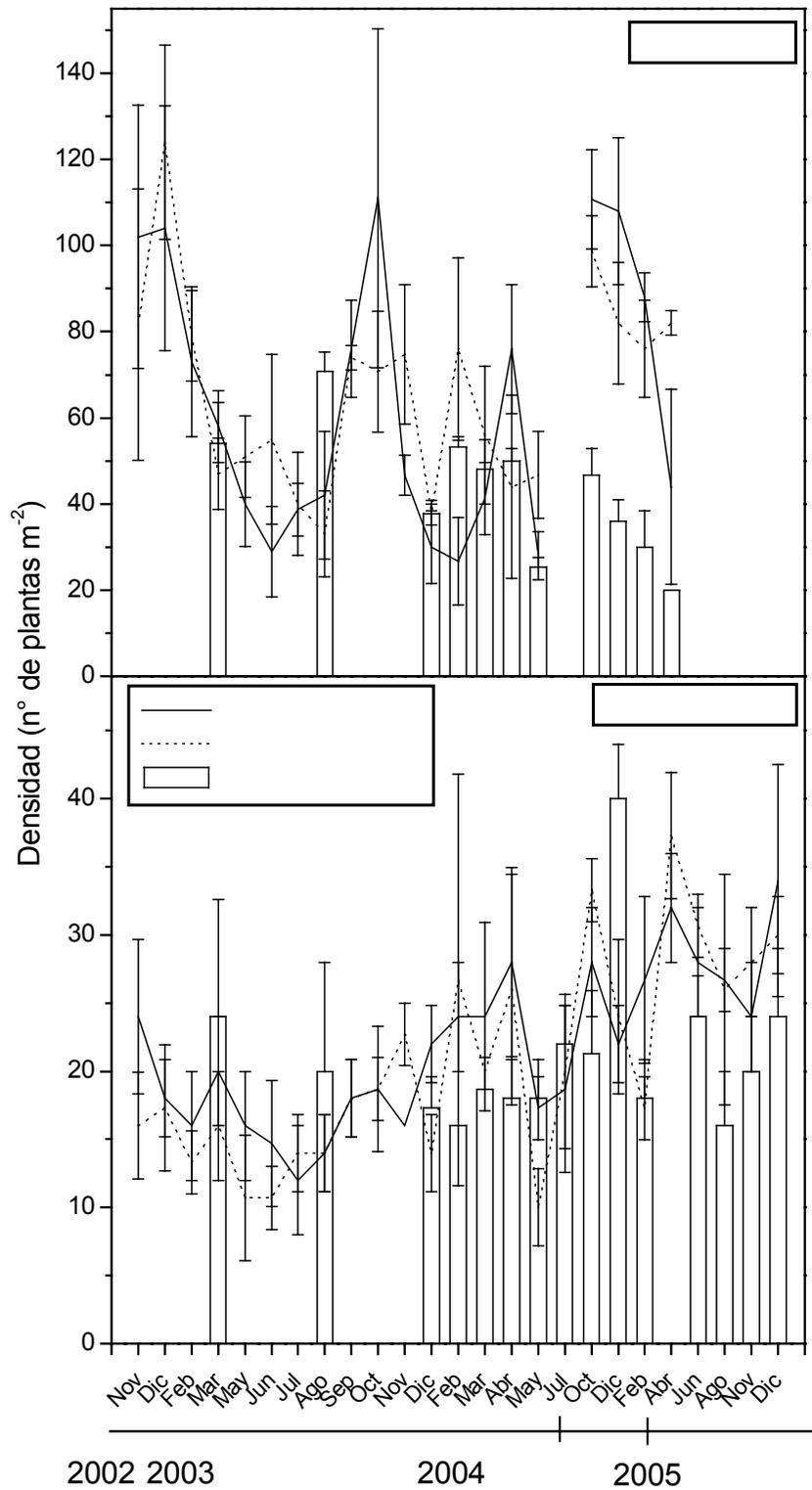


Fig. 3.28. Densidad de plantas (n° de plantas m^{-2}) de *E. crassipes* y *T. domingensis* de la zona de entrada y de salida del humedal definitivo y del humedal natural. Las barras representan el desvío estándar. La línea recta en la base del eje x representa los 3 períodos de dominancia de vegetación.

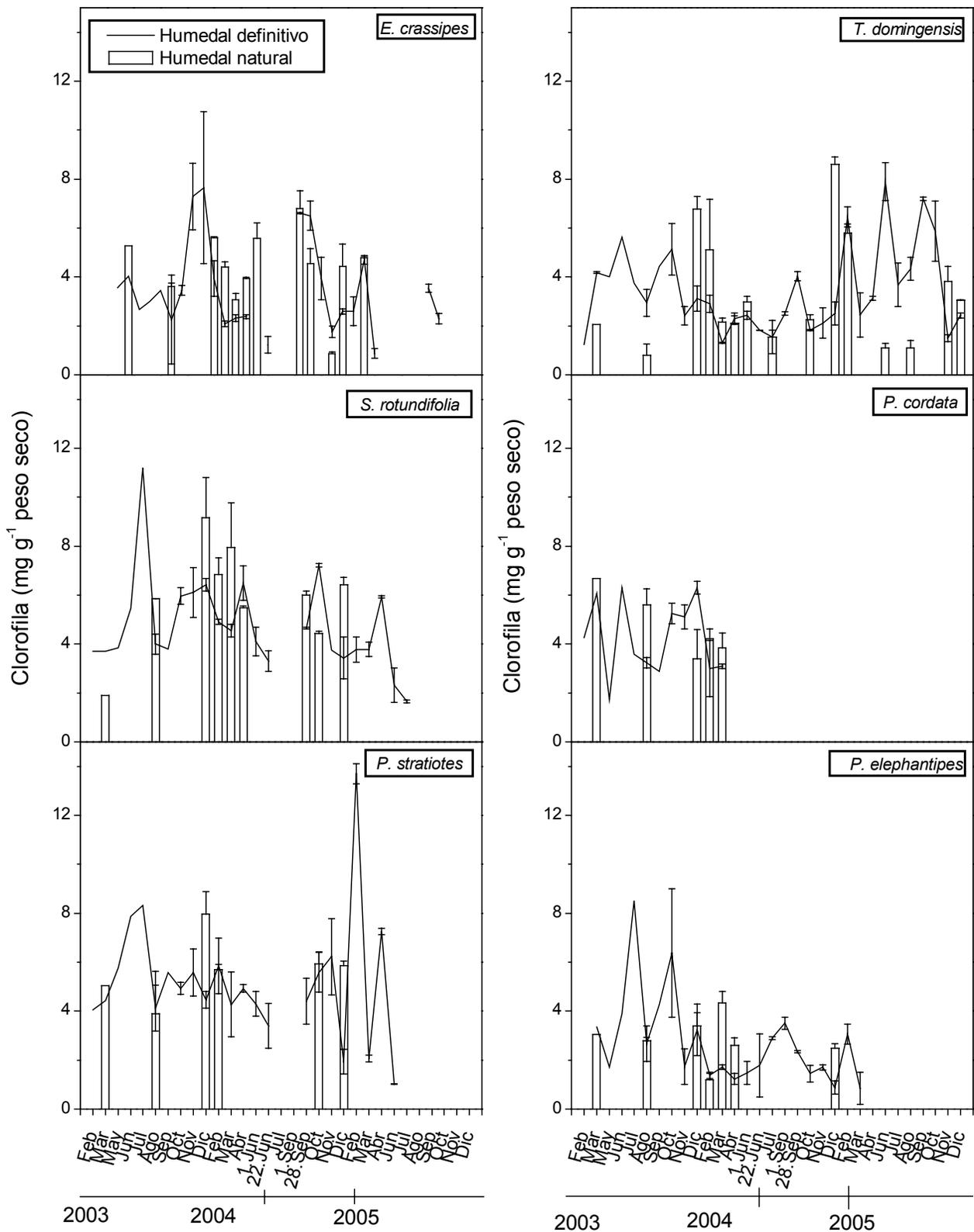


Fig. 3.29. Concentración de clorofila (mg g^{-1} peso seco) de las especies estudiadas en el humedal definitivo y en el humedal natural. Las barras representan el desvío estándar. La línea recta en la base del eje x representa los 3 períodos de dominancia de vegetación.

3.3.7. Biomasa:

S. rotundifolia, *P. stratiotes* y *S. polyrhiza* se registraron interrumpidamente durante los muestreos. Estas especies no alcanzaron una biomasa importante en comparación con la registrada por las otras especies (Fig. 3.30). Entre los meses de noviembre y diciembre de 2002 se observó un gran aumento de la biomasa aérea de las plantas de *E. crassipes* de la zona de entrada al humedal (Fig. 3.30). El peso seco de las partes aéreas de dicha especie en el humedal construido fue superior al del humedal natural. A partir de febrero de 2004 la situación se invirtió y las plantas del humedal natural presentaron mayores valores de biomasa aérea en comparación con las del humedal construido. La biomasa de las raíces de *E. crassipes* en la zona de salida fue superior a la de la entrada. En julio de 2004 se cosecharon totalmente las plantas de *E. crassipes* y en agosto de 2004 se registró un aumento en su biomasa aérea y sumergida debido a la incorporación de nuevos ejemplares. La tasa de crecimiento relativo de *E. crassipes* obtenida al final del estudio fue de $-0,0009 \text{ g g}^{-1} \text{ peso seco día}^{-1}$. La biomasa aérea de *T. domingensis* mostró un desarrollo similar al de la altura de plantas siguiendo un patrón estacional (Fig. 3.31). Existieron diferencias significativas entre las plantas de *T. domingensis* del humedal construido y las del humedal natural. En algunos muestreos las plantas de la zona de entrada mostraron una biomasa aérea mayor al doble que las plantas del humedal natural. Hasta noviembre de 2003 las partes subterráneas (raíces + rizomas) de *T. domingensis* de la zona de entrada fueron mayores que las de la zona de salida y tuvieron un desarrollo similar a lo que ocurrió estacionalmente con el desarrollo de las partes aéreas. A partir de febrero de 2004, la situación se invirtió y los valores de biomasa de partes subterráneas fueron en aumento. No existieron diferencias significativas en la biomasa subterránea entre las plantas del humedal construido y las estudiadas en el humedal natural. La especie *P. cordata* también siguió un patrón de desarrollo estacional llegando a desaparecer la biomasa aérea de la zona de entrada en el mes de agosto de 2003. Sin embargo, en los sucesivos muestreos se recuperó, hasta que en el mes de febrero de 2004 desapareció definitivamente de la zona de entrada del humedal construido. *H. ranunculoides* y *P. elephantipes* se registraron interrumpidamente en el humedal y desaparecieron del mismo en octubre de 2003 y en

junio de 2004, respectivamente. La tasa de crecimiento relativo de *T. domingensis* fue de $0,002 \text{ g g}^{-1} \text{ peso seco día}^{-1}$. Tanto el humedal definitivo como el ensayo a escala reducida, mostraron la misma tendencia en los cambios de la biomasa, lo que permite inferir que el tamaño de la muestra no habría sesgado el resultado de la competencia vegetal en el ensayo a escala reducida. En la Fig. 3.32 se muestra el aspecto que presentaron las plantas de *T. domingensis* localizadas en la zona de entrada del humedal definitivo al inicio y al final del estudio.

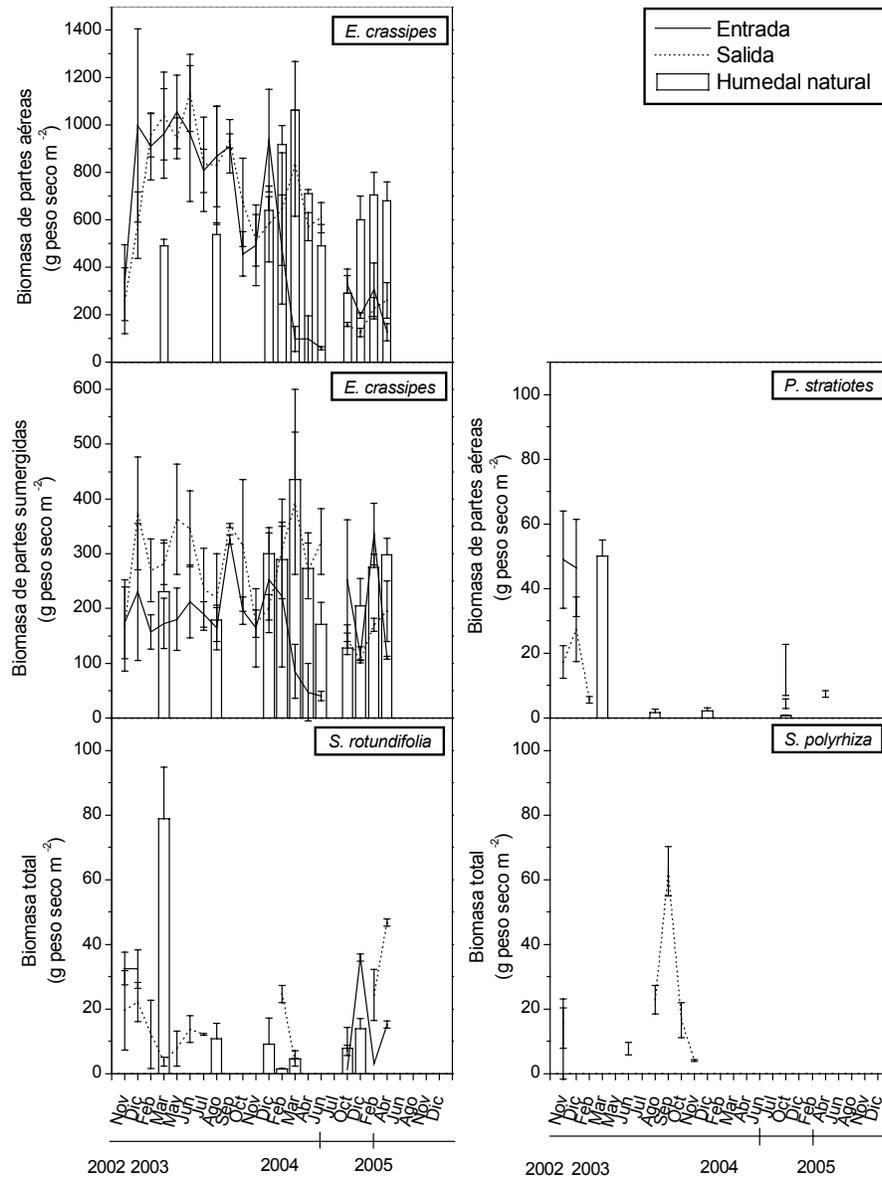


Fig. 3.30. Biomasa ($\text{g peso seco m}^{-2}$) de las especies flotantes de la zona de entrada y de salida del humedal definitivo y del humedal natural. Las barras representan el desvío estándar. La línea recta en la base del eje x representa los 3 períodos de dominancia de vegetación.

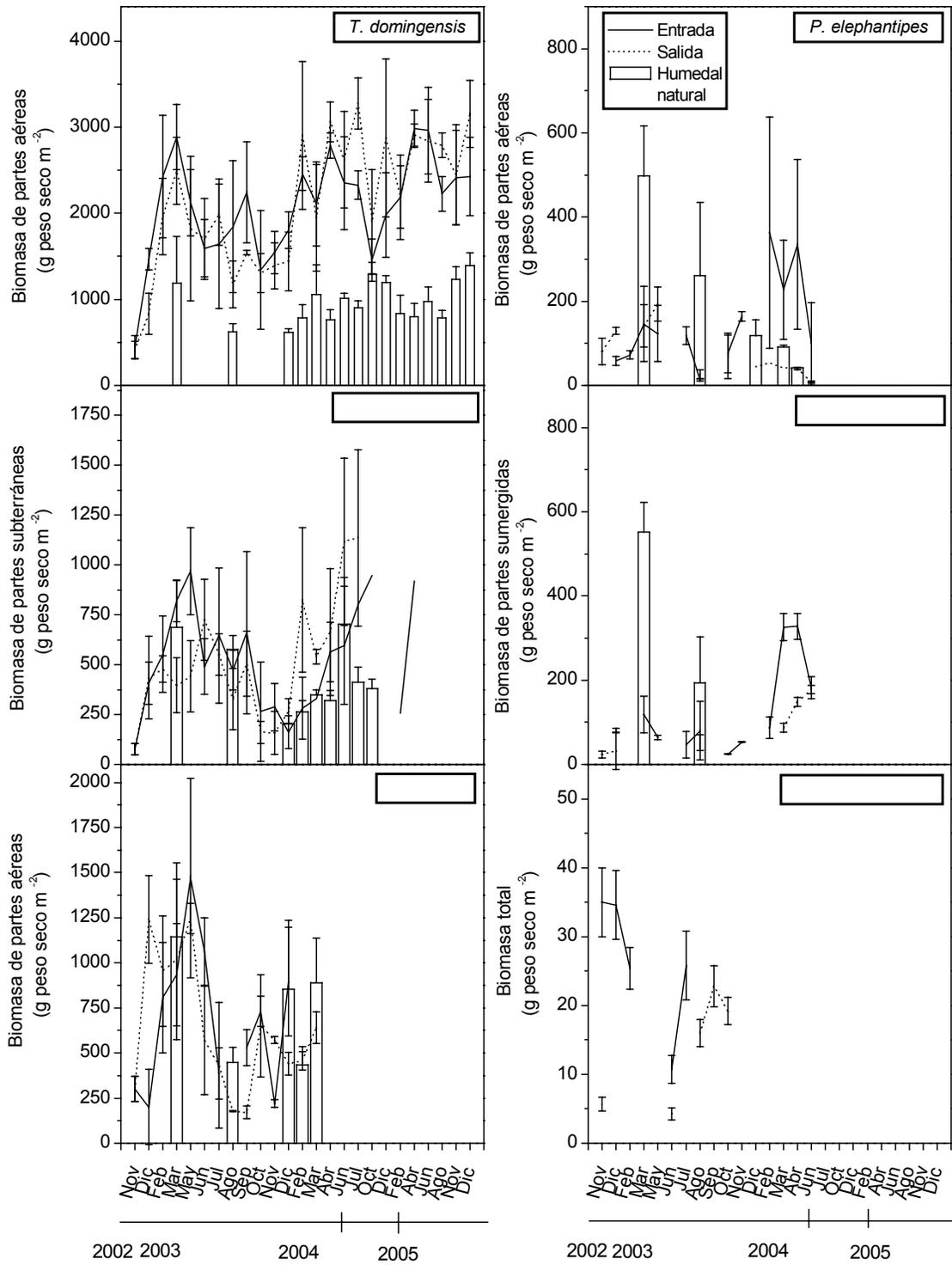


Fig. 3.31. Biomasa (g peso seco m⁻²) de las especies emergentes de la zona de entrada y salida del humedal definitivo y del humedal natural. Las barras representan el desvío estándar. La línea recta en la base del eje x representa los 3 períodos de dominancia de vegetación.



Fig. 3.32. Aspecto que presentaron las plantas de *T. domingensis* localizadas en la zona de la entrada del humedal definitivo al inicio (a) y al final (b) de su estudio.

3.4. Discusión:

3.4.1. Análisis de la eficiencia de remoción del humedal definitivo:

Las bajas concentraciones de OD se relacionan con una importante mineralización de la materia orgánica evidenciada por la disminución de la DBO y DQO en la salida. Los porcentajes de disminución de DQO y DBO del humedal definitivo fueron similares a los informados por la bibliografía, al igual de lo registrado en el ensayo en escala reducida (Capítulo 1). Dichos porcentajes fueron, respectivamente, de 76% y 88% (Jenssen et al., 1993), 87% y 90% (Gómez Cerezo et al., 2001), 90% y 90% (Merlin et al., 2002) y 60% y 61% (Ansola et al., 2003). Song et al. (2006) estimaron una remoción media de 62% y 70% de DQO y DBO durante seis años de operación de un sistema que consistió en 108 humedales de flujo subsuperficial de 150 m x 30 m cada uno, con una profundidad máxima de 0,5 m. El tiempo de residencia hidráulica fue de 5 días y todos los humedales fueron plantados con *P. australis*. El sistema se diseñó para tratar aguas de desecho domésticas provenientes de una población de $1,2 \times 10^5$ personas.

La mineralización de materia orgánica incrementó la concentración de CO₂ en agua, la cual, a su vez, disminuyó el pH de 6,5-11,4 en el afluente del humedal hasta valores de 6,9-8,1 en el efluente. La retención intermitente de Ca acompañada por las fluctuaciones del pH en el afluente sugieren alternancia entre precipitación con carbonato de calcio o disolución gobernada por la composición del afluente.

Considerando la anoxia observada durante la mayor parte del estudio, no es sorprendente que el nitrato, nitrito y sulfato fueran removidos a lo largo del período de estudio independientemente de la vegetación dominante. El nitrato y sulfato que ingresaron con el afluente representaron un aporte de oxígeno de uno y dos órdenes de magnitud mayor, respectivamente, que el OD contribuido por el afluente. Debido a la elevada concentración de sulfato del afluente, la mayor parte de la mineralización de materia orgánica ocurrió a expensas de la reducción biológica del sulfato. En sedimentos marinos la reducción del sulfato representa un aporte de oxígeno que explica del 25-79% de la mineralización de la materia orgánica (Giblin, 1988).

El sulfuro de hidrógeno liberado por las bacterias reductoras de sulfato reacciona con el Fe del sedimento para formar sulfuro de hierro. Varios sulfuros metálicos precipitados son posteriormente convertidos a pirita (Giblin, 1988), cuya formación depende de la tasa de suministro de Fe(II) y sulfuro. En el afluente del humedal, las concentraciones de Fe fueron inferiores que las de sulfato. La casi completa retención de Fe dentro del humedal (Tabla 3.3) sugiere que la disponibilidad del mismo limitó la formación de pirita en el humedal definitivo. Similarmente, parece plausible que el comparativamente menor ingreso de Fe en el humedal definitivo favoreció la producción de sulfuro, que siendo tóxico para la vegetación probablemente haya contribuido a la desaparición de la macrófitas flotantes.

La biomasa de macrófitas y las concentraciones en tejidos sugieren que el nitrógeno contenido en la biomasa representó aproximadamente un 25% del N removido del afluente (Tabla 3.7). Debido a la carencia de oxígeno, la desnitrificación fue probablemente el principal proceso de remoción de nitrógeno. Tal como se discutió en el Capítulo 1, los resultados obtenidos son consistentes con numerosas referencias bibliográficas que muestran la importancia de la desnitrificación en la remoción de nitrógeno en humedales (Golterman et al., 1988; Minzoni et al., 1988; Reddy et al., 1989; D'Angelo y Reddy, 1993; Matheson et al., 2002).

La remoción de amonio registrada en este trabajo fue baja al igual que lo registrado por Song et al. (2006). Estos autores estudiaron un humedal de flujo subsuperficial y propusieron que el sustrato que utilizaron tuvo una baja permeabilidad, lo que impidió la difusión del oxígeno, produciendo condiciones anaeróbicas e inhibiendo el proceso de nitrificación. En el presente estudio, el amonio mostró un comportamiento diferente durante el desarrollo de las tres etapas de dominancia de vegetación. *E. crassipes* produce una gran cantidad de detrito que se descompone en el sedimento reduciendo el potencial redox en la columna de agua. La mineralización de la materia orgánica representa una fuente de amonio que no es nitrificado debido a la ausencia de oxígeno. Por lo tanto, el amonio resultó frecuentemente mayor en el efluente que en el afluente. Durante la etapa de dominancia mixta, la disminución de la cobertura de *E. crassipes* probablemente permitió un desarrollo planctónico y perifítico y una mayor difusión de oxígeno desde la atmósfera hacia el agua. Por su parte, las macrófitas

emergentes liberan oxígeno en las raíces produciendo un efecto positivo sobre las bacterias nitrificantes en la rizósfera (Bodelier et al., 1996). Durante la dominancia de *T. domingensis* probablemente se desarrollaron microambientes con mayores potenciales redox en los cuales las bacterias pudieron desarrollarse y nitrificar. Por otra parte, Slijkers et al. (2002) describieron el proceso denominado ANAMMOX (ANAerobic AMMONia OXidation) para explicar la oxidación anaeróbica del amonio a nitrato, que ha demostrado ser un mecanismo importante que pudo ser verificado en reactores de laboratorio (Slijkers et al., 2002), en aguas de desecho (Strous et al., 2002) y en sedimentos marinos (Thamdrup y Dalsgaard, 2002). La ocurrencia simultánea de la oxidación parcial del amonio y de la desnitrificación, explican la remoción de amonio observada durante las etapas mixta y de dominancia de *T. domingensis*. La remoción de amonio relacionada con el aumento de la cobertura de *T. domingensis* es consistente con la remoción de amonio observada en el humedal construido a escala reducida, en el cual *T. domingensis* fue la especie dominante.

La baja concentración de PRS en el afluente en coincidencia con las elevadas concentraciones de Ca y carbonato y altos registros de pH, sugieren la coprecipitación del P con carbonato de calcio. Consistentemente, Maine et al. (2007), observaron un incremento en el P presente en la fracción asociada al Ca en el sedimento de la entrada. Cuando el pH disminuye, la sorción del PRS al carbonato disminuye, mientras la adsorción al Fe se incrementa (Golterman, 1995). La condición anóxica que predominó en la mayor parte del tiempo previno la adsorción al Fe resultando en el aumento observado en las concentraciones de PRS en el efluente del humedal durante la etapa de dominancia de *E. crassipes*. Durante esta etapa, la mineralización de materia orgánica contribuyó al aumento observado en la concentración de PRS del efluente. Durante las etapas de dominancia mixta y de *T. domingensis*, el PRS fue retenido en humedal. El desarrollo de fitoplancton y perifiton contribuyeron con la retención del PRS consumiéndolo, y una transferencia de oxígeno desde la atmósfera, así como también la liberación de oxígeno por las raíces de la macrófita emergente, probablemente favorecieron la creación de microambientes de mayor potencial redox donde el PRS pudo haber sido adsorbido a oxihidróxidos de hierro y luego precipitado al sedimento de fondo. Esta hipótesis también fue verificada por Maine et al. (2007).

Coincidentemente a lo registrado en el presente trabajo, otros autores informan elevadas eficiencias de remoción de metales en humedales naturales y construidos (Ellis et al., 1994; Vesik y Allaway, 1997; Pontier et al., 2004). Beining y Otte (1997) encontraron que un efluente de escorrentía de una mina disminuyó en un 95% su concentración de Zn luego de atravesar un humedal natural. Tanto en el afluente como en el efluente del humedal definitivo, la concentración de Zn se encontró por debajo de $0,025 \text{ mg l}^{-1}$ durante todo el período estudiado. No obstante, se registró un aumento del Zn en sedimentos y biomasa vegetal indicando que el humedal es eficiente en la retención del mismo.

Las concentraciones de PT, Cr, Ni y Zn en el sedimento no aumentaron significativamente durante la etapa de dominancia de *E. crassipes* a pesar de que las diferencias registradas entre las concentraciones del afluente y efluente del humedal confirman la remoción. Durante esta etapa, *E. crassipes* alcanzó una cobertura de 80% de la superficie del humedal y el balance de masa (Tabla 3.7) indica que la retención en la biomasa de esta especie representó el destino mayoritario de los metales y el P. Durante la etapa de dominancia mixta, el Cr, Ni, Zn y P fueron retenidos en el sedimento, mientras que durante la etapa de dominancia de *T. domingensis*, el balance de masa muestra que, si bien existió retención en la biomasa (13-41%), la mayor parte (59-87%), al igual que en el período de dominancia mixta, se retuvo en los sedimentos (Tabla 3.7).

Como se discutió en el Capítulo 1, Guo et al. (1997a) propusieron que cuando el potencial redox disminuye (-140 mV), la mayor parte del Ni se asocia a carbonatos y la concentración de Ni soluble disminuye significativamente, mientras que a inferiores potenciales redox (-170 mV) predomina el Ni asociado a sulfuros y compuestos húmicos de alto peso molecular. En el humedal definitivo, la alcalinidad y pH que prevalecieron 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). Las elevadas concentraciones de materia orgánica 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)_3 (Guo et al., 1997b). Guo et al., (1997b) informaron 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.

Aunque las concentraciones de Zn en el afluente y efluente del humedal permanecieron por debajo de los límites de detección en la mayoría de los muestreos, el aumento de las concentraciones en tejidos vegetales y sedimento registrado durante las dos últimas etapas de dominancia de vegetación, sugieren que el humedal efectivamente retuvo Zn durante dichas etapas. Debido a que *T. domingensis* mantiene su sistema radicular en el sedimento, incorpora metales en menor proporción que las especies flotantes libres, como *E. crassipes*, cuyas raíces están en contacto directo con el agua.

Las concentraciones de OD registradas en el humedal definitivo fueron inferiores que las del ensayo a campo en escala reducida. El desarrollo masivo de *E. crassipes* causó una disminución de OD, tal como se observa comúnmente en ambientes naturales del valle aluvial del Río Paraná cuando son colonizados por esta especie (Pedrozo et al., 1992). Maine et al. (2006) proporcionan una comparación detallada de los mecanismos de retención que predominaron en el humedal a escala reducida y en el primer año de operación del humedal definitivo. La concentración de OD parece ser la causa de los diferentes mecanismos de retención que se observaron en ambos humedales. En el ensayo en escala reducida, donde la concentración de OD del afluente presentó un valor medio de 6,6 mg l⁻¹, los metales fueron almacenados principalmente en el sedimento del fondo. En el humedal definitivo, donde se desarrollaron condiciones de anoxia casi permanentemente, los metales fueron retenidos por la vegetación durante la etapa de dominancia de *E. crassipes*. Probablemente, debido a las concentraciones de OD que se registraron en el humedal construido a escala reducida, la coprecipitación de los metales con oxihidróxidos de hierro determinó la retención de los mismos en el sedimento de fondo. La ausencia de oxígeno registrada en el humedal definitivo, evitó esta coprecipitación y los metales fueron absorbidos por las macrófitas. Sin embargo, durante las etapas de dominancia mixta y de dominancia de *T. domingensis*, la retención se produjo principalmente en los sedimentos. Esta eficiencia de retención de metales y nutrientes se relacionaría con la aptitud de las plantas arraigadas de transferir oxígeno desde las partes aéreas hacia las raíces, desarrollando en la rizósfera un microambiente

oxigenado, aumentando la actividad bacteriana y promoviendo una variedad de reacciones químicas y bioquímicas que mejoran la retención de contaminantes por el sedimento. Por otra parte, la utilización de macrófitas presenta numerosas ventajas, y entre ellas, puede citarse que las plantas y raíces proveen una gran superficie para el desarrollo de microorganismos, el desarrollo de las raíces en las especies arraigadas estabiliza el sedimento reduciendo la formación de canales de erosión, bloquean la luz evitando el desarrollo del fitoplancton, reducen la velocidad de la corriente favoreciendo la sedimentación, reducen la velocidad del viento disminuyendo la resuspensión del sedimento por efecto de las olas y mejoran la ornamentación del sistema de tratamiento (Brix, 2004).

3.4.2. Cambios fenológicos en la vegetación:

Las condiciones ambientales predominantes en el humedal influenciaron las características morfológicas y poblacionales de las macrófitas estudiadas. Durante el estudio las diferencias morfológicas entre las plantas del humedal definitivo y las del humedal natural fueron significativas. Los aumentos de la altura de plantas y biomasa aérea simultáneamente con la disminución de la longitud de las raíces de *E. crassipes* localizadas en la zona de entrada del humedal durante los primeros meses de estudio se debieron a la elevada disponibilidad de nutrientes. El aumento de la disponibilidad de nutrientes resulta en una disminución de la biomasa de raíces a expensas de la biomasa aérea debido a que la planta puede incorporar la misma cantidad de nutrientes con una menor superficie de absorción (Reddy y Sutton, 1984; Lallana y Kieffer, 1988, Bonetto et al., 1994). En sitios con elevada concentración de nutrientes, las raíces de macrófitas tienen menor desarrollo que aquellas que crecen en ambientes con bajas concentraciones de nutrientes (Xie y Yu, 2003). A la salida del humedal, en donde se registraron inferiores concentraciones de PRS que a la entrada durante los meses previos al volcado del efluente industrial (abril de 2003), *E. crassipes* registró una menor altura y una mayor longitud de raíces. Comparando las plantas de la entrada, salida y del humedal natural, se observó que *E. crassipes* adaptó la longitud de sus raíces a las distintas concentraciones

de PRS en agua durante el período comprendido entre diciembre de 2002 y marzo de 2003.

E. crassipes fue la especie dominante cubriendo aproximadamente el 80% de la superficie del humedal hasta enero de 2004, cuando se vació el humedal para extraer los restos orgánicos del fondo. Aunque algo de agua permaneció en el fondo a fin de evitar que las plantas se sequen, la cobertura de *E. crassipes* disminuyó paulatinamente con posterioridad. La altura de plantas y la concentración de clorofila también disminuyeron significativamente hasta presentar valores inferiores a los registrados en el humedal natural. Después de la extracción del material orgánico del fondo, *P. elephantipes* creció entre las plantas de *E. crassipes* y *P. cordata* disminuyó su cobertura hasta desaparecer totalmente del humedal. Wilson et al. (2005), desarrollaron un modelo de crecimiento para *E. crassipes* el cual postula que las plantas de esta especie sólo crecen en ausencia de competidores, y sólo serán capaces de desplazar a nuevas especies que intenten desarrollarse en el área una vez que transcurrió un determinado período de tiempo, durante el cual *E. crassipes* haya alcanzado la dominancia. Si bien *E. crassipes* fue la especie dominante durante el primer año de estudio, se vio afectada por las condiciones tóxicas que prevalecieron en el sistema. Después del agregado de nuevas plantas en agosto de 2004, la cobertura de esta especie aumentó gradualmente al igual de como lo hizo al inicio del estudio, luego mostró valores constantes y, finalmente, disminuyó progresivamente hasta desaparecer del humedal (Fig. 3.15). Una tendencia similar se observó en la altura de plantas, la cual fue mayor a la entrada que a la salida durante la etapa de dominancia de *E. crassipes* (Fig. 3.26). Sin embargo, en marzo de 2004 esta situación se invirtió, quedando demostrada la falta de tolerancia de las especies flotantes a las condiciones de alto pH y salinidad del afluente (Hadad et al., 2006).

En comparación con *E. crassipes*, el aumento constante en la cobertura y biomasa aérea de *T. domingensis* demostró una mayor tolerancia a las condiciones del sistema. Gómez Cerezo et al. (2001) también observaron el predominio de *T. domingensis* en un sistema de humedales múltiples de flujo subsuperficial, construidos para el tratamiento de aguas de desecho urbanas. Esta especie alcanzó una altura media de 3 m, mostrando un crecimiento vigoroso en comparación con las otras especies utilizadas. En ese trabajo

todas las especies se plantaron a similar densidad pero *T. domingensis* desplazó al resto obteniendo una cobertura de 100%.

La densidad, la altura de plantas y la biomasa aérea de *T. domingensis* fueron mayores en el humedal construido que en el ambiente natural durante todo el período de estudio. Hardej y Ozimek (2002) observaron en *P. australis* un aumento de la densidad de plantas pero una altura menor en un humedal construido en Polonia para el tratamiento de lodos cloacales en comparación con un ambiente natural.

Las diferencias morfológicas registradas entre el humedal definitivo y el humedal natural podrían explicarse por una diferenciación de los ciclos de crecimiento de los dos ambientes. En los últimos meses de estudio, la mayor biomasa aérea de *T. domingensis* se registró con posterioridad al máximo registrado en el humedal natural, debido a una prolongación del período de crecimiento en el humedal construido. En el afluente del humedal definitivo se registró una temperatura mínima de 14,5°C, mientras que en el efluente fue de 9,5°C (Tabla 3.4), siendo esta última similar a las temperaturas mínimas de los humedales naturales (Tabla 3.3). Con frecuencia se registran mayores temperaturas en los humedales construidos para el tratamiento de efluentes que en ambientes naturales. Bernard y Lauve (1995) observaron una tendencia similar estudiando a *Phalaris arundinacea* L. en un humedal construido en New York que recibió aguas de escorrentía de tierras de relleno conteniendo nutrientes y metales. Durante el invierno, el humedal natural que estudiaron estuvo cubierto por nieve y el agua se congeló, mientras que el humedal construido presentó una temperatura de agua que varió entre 4 y 8°C, lo cual evitó su congelamiento. Hardej y Ozimek (2002) registraron durante el invierno una temperatura de 5°C en el humedal construido, siendo la mínima necesaria para el crecimiento de *P. australis*. Las diferencias entre los ciclos de crecimiento también pueden deberse a las diferentes cantidades de nutrientes almacenadas en los rizomas que reflejan directamente la diferente disponibilidad de nutrientes en cada ambiente.

El desarrollo de la vegetación en el ensayo en escala reducida y en el humedal definitivo mostró un patrón similar pero a diferentes escalas temporales. En el primero se observó un rápido desarrollo inicial de las especies flotantes durante los primeros meses de estudio. Sin embargo, el predominio de *P. stratiotes* disminuyó hasta desaparecer del humedal en el sexto mes de estudio. En el humedal definitivo, la mayor profundidad y la

menor conductividad y pH registrados resultaron en la dominancia de *E. crassipes* durante el primer año de estudio. Posteriormente, *E. crassipes* comenzó a disminuir su cobertura, altura de plantas y biomasa aérea, siendo significativamente menores que las encontradas en el humedal natural. La desaparición de las macrófitas flotantes fue sucedida por el predominio de las emergentes, con dominancia absoluta de *T. domingensis*, cuya biomasa resultó mayor que en los ambientes naturales. Este proceso culminó al año de iniciado el experimento en el humedal a escala reducida y lleva en curso más de tres años en el humedal definitivo.

Las adaptaciones que permitieron el crecimiento de *T. domingensis* en el humedal definitivo resultaron beneficiosas durante el tratamiento realizado ya que ayudaron a aumentar la remoción y mineralización (Hardej y Ozimek, 2002). Además de ser esencial para la respiración de raíces y rizomas, la rizósfera es una zona oxidada que protege a las raíces de sustancias tóxicas desarrolladas bajo condiciones de reducción. Dichas sustancias son oxidadas y precipitadas en la rizósfera. Debido a que las concentraciones de metales en sedimentos aumentaron y fueron mayores que las registradas en las raíces de *T. domingensis* durante la etapa de dominancia de esta especie, puede sugerirse que la exclusión de metales en raíces representa un mecanismo que favorece la tolerancia a los mismos.

3.4.3. Efectos de las condiciones del humedal definitivo sobre la vegetación:

Las concentraciones de metales del afluyente (Tabla 3.4), así como las de los sedimentos (Fig. 3.17) y tejidos vegetales de *E. crassipes* y *T. domingensis* medidas en el humedal definitivo son menores a las concentraciones informadas por la bibliografía. Gibson y Pollard (1988) constataron buen desarrollo de *Panicum* sp. en sitios contaminados por desechos de una mina en Estados Unidos con concentraciones de Zn en sedimentos de 16 mg g⁻¹ peso seco. Fakayode y Onianwa (2002) informaron buen crecimiento en plantas del mismo género en un distrito industrial en Nigeria con concentraciones de Zn en sedimentos de 0,3 mg g⁻¹ peso seco. Asimismo, Cardwell et al. (2002) registraron buen crecimiento de *Typha* sp. en un sitio del sudeste de Queensland,

Australia, con concentraciones de Zn en sedimentos de 0,51 mg g⁻¹ peso seco, concentraciones muy superiores a las observadas en el humedal definitivo (Fig. 3.17).

Con respecto a las concentraciones de metales en tejidos vegetales, Ellis et al. (1994) estudiaron la acumulación de Cd, Zn, Cu y Pb en tejidos de *T. latifolia* y *Juncus effusus* en un humedal natural de Londres, encontrando que los rizomas de la primera fueron los principales órganos de bioacumulación de metales y que las concentraciones en sus raíces fueron de aproximadamente 0,7 mg g⁻¹ peso seco para el Zn y Cd, y de 0,3 mg g⁻¹ peso seco para el Pb y Cu. Maine et al. (2004b) registraron concentraciones de Cr en hojas y raíces de *S. herzogii* de 0,488 y 6,2 mg g⁻¹ peso seco, respectivamente, y en hojas y raíces de *P. stratiotes*, las concentraciones halladas fueron de 0,269 y 3,74 mg g⁻¹ peso seco, respectivamente, en una experiencia de invernadero en la que expusieron las mencionadas macrófitas flotantes a 6 mg Cr l⁻¹. Soltan y Rashed (2003) expusieron a *E. crassipes* a una mezcla de Cr, Ni, Zn, Cd, Co, Cu, Mn y Pb de concentración final de 3 mg l⁻¹. Estos autores informaron concentraciones de Cr en raíces y hojas de 1,95 y 0,058 mg g⁻¹ peso seco, respectivamente. Para el Ni, las concentraciones de raíces y hojas fueron de 1,21 y 0,121 mg g⁻¹ peso seco, respectivamente, y para el Zn, dichas concentraciones fueron de 4,35 y 0,345 mg g⁻¹ peso seco, respectivamente. De la bibliografía se desprende que a medida que aumentan las concentraciones de metales en el agua, las concentraciones que se registran en los tejidos vegetales y en los sedimentos también lo hacen.

La Tabla 3.8 muestra las concentraciones de Cr, Ni y Zn en tejidos de *E. crassipes* en el último muestreo antes de su desaparición en ambos humedales y las mismas concentraciones en tejidos de *T. domingensis* al final y las máximas obtenidas en el ensayo a escala reducida y humedal definitivo, respectivamente.

Tabla 3.8. Concentraciones de Cr, Ni y Zn en tejidos vegetales de *E. crassipes* en el último muestreo antes de su desaparición en ambos humedales y concentraciones finales y máximas de *T. domingensis* en el ensayo a escala reducida y humedal definitivo, respectivamente.

		Ensayo a escala reducida		Humedal definitivo	
<i>E. crassipes</i>		ug g ⁻¹	Raíz:Hoja	ug g ⁻¹	Raíz:Hoja
Cr	Hojas	27		23	
	Raíces	102	3,8	208	9,1
Ni	Hojas	93		29	
	Raíces	130	1,4	308	10,6
Zn	Hojas	91		46	
	Raíces	183	2,0	179	3,9
<i>T. domingensis</i>					
Cr	Hojas	36		25	
	Raíces	110	3,1	196	7,8
Ni	Hojas	32		31	
	Raíces	70	2,2	329	10,6
Zn	Hojas	39		24	
	Raíces	67	1,7	129	5,4
Rango			1,4-3,8		3,9-10,6

La relación concentraciones raíz/hoja para Cr, Ni y Zn fueron mayores en el humedal definitivo que en el ensayo a escala reducida. La translocación de metales desde las raíces hacia las hojas fue mayor en la condición más tóxica prevaleciente en el ensayo a escala reducida e inferior bajo la condición menos tóxica registrada en el humedal definitivo. Grandes variaciones fueron observadas en las concentraciones de metales en raíces (Figs. 3.23 a 3.25). La nueva biomasa producida durante el período de crecimiento contribuyó a diluir las concentraciones de metales. Sin embargo, las concentraciones de metales disminuyeron simultáneamente con la biomasa subterránea de *T. domingensis* desde septiembre de 2003 hasta diciembre de 2003, sugiriendo una disposición selectiva de metales en tejidos senescentes, tal como fue observado por Villar et al. (1999) en humedales naturales de la llanura de inundación del Río Paraná.

Soltan y Rashed (2003) informaron una inhibición del crecimiento de *E. crassipes* a un pH de 9,5. Los límites de tolerancia de pH y salinidad fueron experimentalmente determinados para *E. crassipes*, *P. stratiotes* y *S. herzogii* (Capítulo 2). Los límites de tolerancia de *E. crassipes* al pH se encuentran entre 9 y 10 y a la conductividad entre 3 y

4 mS cm⁻¹. En la mayoría de los muestreos en el ensayo a escala reducida, la salinidad y el pH fueron superiores a los límites de tolerancia, mientras que en el humedal definitivo estos parámetros sobrepasaron los límites en el 30% de los muestreos.

Otras condiciones que prevalecieron en el humedal definitivo podrían haber contribuido con la desaparición de la mayoría de las especies transplantadas. El sulfuro soluble es altamente tóxico para las macrófitas (Koch y Mendelssohn, 1989). La disminución de la concentración de sulfato en el efluente y el olor percibido en muchos muestreos, sugieren la ocurrencia del mismo en el humedal. El efecto observado sobre el desarrollo de las macrófitas durante el período de estudio no parece relacionarse a un único elemento tóxico sino más bien al efecto sinérgico de la toxicidad producida por exposición simultánea a concentraciones subletales de diferentes inhibidores del crecimiento.

La información obtenida de la bibliografía sugiere que la concentración de metales no sería la causa principal de la desaparición de las especies flotantes primero y de las emergentes con posterioridad, pero la mayor absorción y translocación en el ensayo a escala reducida, donde el pH y salinidad fueron mayores a los umbrales de tolerancia determinados experimentalmente, sugieren un efecto de sinergismo: cuanto más agresivo es el medio, mayor es la incorporación y transporte de metales, y por lo tanto su toxicidad.

Los resultados obtenidos sugieren que las macrófitas flotantes en general, y *E. crassipes* en particular, no representan una alternativa aconsejable para el tratamiento de aguas de desecho de procesos industriales. Por otro lado, *T. domingensis* parece ser la mejor alternativa para las condiciones dadas, debido a que sobrevivió hasta el final de los períodos estudiados en ambos humedales, sin presentar síntomas de toxicidad y alcanzando una biomasa significativamente superior en los humedales construidos en comparación con la obtenida en el humedal natural. Las macrófitas emergentes generalmente acumulan menos metales que las flotantes (Mays y Edwards, 2001). Entre las macrófitas emergentes, *Schoenoplectus* sp. y *Typha* sp. desarrollan una mayor tolerancia a metales que otras macrófitas (Cardwell et al., 2002), sugiriendo que la tolerancia está relacionada a la fenología, vigor y crecimiento de la especie.

En el humedal definitivo se planeaba inicialmente realizar la cosecha de la planta total para el caso de las especies flotantes y de las partes aéreas de las macrófitas arraigadas, por ser una tarea menos complicada que la cosecha de la planta completa. *T. domingensis* y *P. cordata* acumularon P principalmente en su parte aérea, pudiendo ser cosechada sólo ésta fracción, lo que conduciría a importantes tasas de remoción de P en corto tiempo. Sin embargo, se determinó que la translocación de metales hacia las partes aéreas es muy restringida en todas las especies de macrófitas estudiadas, y no sería una forma eficiente para la remoción de metales del humedal. Sin embargo, desde un punto de vista ecotoxicológico, esta translocación restringida podría ser una propiedad deseable ya que se evitan riesgos por la eventual incorporación de los metales a la cadena alimentaria a través de los herbívoros.

En el sedimento de la zona de salida no se observaron variaciones significativas de las concentraciones de los contaminantes a lo largo del tiempo, indicando que el humedal sólo ha utilizado la capacidad de sorción del sedimento de la zona de entrada. Sin embargo, cuando la capacidad de un humedal para retener contaminantes depende fundamentalmente de la capacidad de sorción del sedimento, puede llegar a tener un tiempo de vida útil limitado. Pero como las condiciones para la precipitación están ampliamente provistas por la composición del efluente de entrada, es de esperar que el humedal continúe reteniendo P mientras haya sitios de adsorción disponibles en el sedimento y se mantengan las condiciones de precipitación (alto pH y altas concentraciones de Ca, Fe, carbonato) en el afluente. Los metales seguirán siendo retenidos por el sedimento si se mantiene el alto pH y las condiciones óxicas en el agua. Por otra parte, la actividad de la vegetación podría mantener la retención de nutrientes y metales indefinidamente.

Dado que las concentraciones de metales en agua, sedimentos y tejido vegetal de *T. domingensis* en el presente estudio fueron inferiores a las que se registran en ambientes que muestran buen desarrollo y que las plantas crecieron durante más de tres años sin síntomas de toxicidad aparente y alcanzando mayor porte y biomasa que en los ambientes naturales donde se desarrolla, se sugiere que el humedal construido podría continuar en operación en las condiciones actuales manteniendo las retenciones observadas con buen crecimiento de las macrófitas por un largo tiempo.