

TASAS DE ACRECION Y CARACTERISTICAS DE LOS SEDIMENTOS ACTUALES EN EL PARQUE NACIONAL LAS TABLAS DE DAIMIEL (CIUDAD REAL)

S. Sánchez Carrillo *, M. Alvarez Cobelas *, D. G. Angeler * y C. Vizcayno Muñoz *

RESUMEN

Las tasas de acreción registradas en el Parque Nacional Las Tablas de Daimiel son muy elevadas ($2,38 \pm 1,93 \text{ cm año}^{-1}$) comparadas con las de la mayoría de los humedales. La distribución espacial de la acreción depende de las características topográficas del lecho, de la profundidad y del desarrollo de la vegetación, y es mayor a la entrada reduciéndose de manera significativa hacia la zona terminal del Parque. Se aprecian diferencias en el depósito en función de las características hidrodinámicas y bióticas existentes en cada zona del humedal, dominando los limos en las zonas de canal y las arenas en las zonas estancadas (someras o profundas) con o sin vegetación. Existe una marcada tendencia estacional de la sedimentación con valores máximos durante los meses de otoño e invierno, cuando son mayores los aportes procedentes de la descomposición de los macrófitos emergentes. Los sedimentos acumulados presentan un alto contenido en materia mineral autóctona (31-57 %). La mayor parte de la materia orgánica depositada se genera dentro del humedal (45-65 %) y procede principalmente de la vegetación emergente. La materia mineral autóctona puede proceder de una rápida mineralización de los restos orgánicos depositados y/o de la precipitación endógena de calcita, que se presenta como la fase mineral más abundante. Una simulación de la evolución sedimentaria del humedal indica su posible desaparición, de continuar las condiciones actuales, en los próximos 100 años.

Palabras clave: *Acreción, hidrología, geoquímica, mineralogía, granulometría, dinámica sedimentaria.*

ABSTRACT

Accretion rates in Las Tablas de Daimiel National Park are very high ($2.38 \pm 1.93 \text{ cm year}^{-1}$) compared to those of other wetlands. Sediment deposition decreases significantly toward the wetland outlet which is related to bed roughness, water level and macrophyte cover. Sediments are different in each wetland zone, owing to hydrodynamic and biotic characteristics: while silt accumulates mainly in channels, sand is the dominant fraction in lentic zones (deep and shallow) with or without vegetation. On a temporal scale, accretion rates increase toward autumn and winter, coinciding with plant senescence and decay. The accumulated sediment bears a high content of autochthonous mineral matter (31-57 %), which proceeds either from fast mineralisation of the deposited organic residues and/or from the endogenous precipitation of calcite, which is the predominating mineral phase. The deposited organic matter also originates from autochthonous sources (45-65 %) and proceeds of emergent vegetation decay. Finally, we present a simulation of the sedimentary evolution of the wetland for the next century, which demonstrates its filling up and disappearance if current accretion rates are maintained.

Key words: *Accretion, hydrology, geochemistry, mineralogy, grain size, sediment dynamics.*

Introducción

En la actualidad, los humedales son uno de los ecosistemas que reciben mayor atención por parte

de la comunidad científica (Mitsch y Gosselink, 1993), ya sea por su gran valor como recurso ecológico o por la variedad de ecosistemas existentes en todo el mundo. Además, son probablemente los

* Centro de Ciencias Medioambientales (CSIC). Serrano 115 dpdo. 28006 Madrid. e-mail: sanchez.carrillo@ccma.csic.es.

ecosistemas acuáticos más complejos (complejas interacciones directas o indirectas entre los componentes bióticos y abióticos, véase Angeler *et al.*, 2000).

La posición geomorfológica de los humedales, situados generalmente en depresiones del terreno, da lugar a tasas de retención de materia muy elevadas. Esto hace que, en sentido amplio, se les considere como sumideros de sedimentos y nutrientes (Phillips, 1989). Los humedales son ambientes deposicionales, originados y condicionados por los procesos que controlan la sedimentación (Richards, 1982). Estos procesos varían en función de las características físicas, químicas y biológicas del humedal. Todos los humedales tienen en común la importancia del componente biótico debido a la elevada productividad de estos ecosistemas (Wetzel, 1991), que genera grandes cantidades de restos orgánicos además de ejercer un control hidráulico del flujo de agua (p. ej.: las partes sumergidas de los macrófitos reducen la velocidad del flujo y retienen partículas; Dawson, 1981).

Son escasos los trabajos que aborden aspectos relacionados con la dinámica de la sedimentación en humedales (véase Johnston, 1991). La mayoría de los estudios integran a la sedimentación como parte del balance de materia (Howard-Williams, 1985), del ciclo de nutrientes (Mitsch y Reeder, 1991), como variable que condiciona el desarrollo de determinados organismos (Wardrop y Brooks, 1998) y como clave para diferenciar algunos aspectos del pasado (Bauman *et al.*, 1984). Apenas existen estudios en zonas húmedas que aborden aspectos relacionados con las características de los sedimentos y sus posibles orígenes, así como su variabilidad espacial y temporal.

La acumulación de sedimento en los humedales ribereños (o de llanura de inundación) depende principalmente de cuatro factores: hidrológicos (entradas fluviales y en algunos casos subterráneas, estabilidad de la lámina de agua, velocidad de la corriente, tiempos de retención del agua, flujos de inundación), morfométricos (batimetría, canales principales y secundarios, rugosidad del fondo, morfología externa, taludes, pendiente, islas, etc.), biológicos (vegetación dominante, disposición respecto al flujo principal, áreas que cubre, tipo de crecimiento, estacionalidad, biomasa, estado trófico) y geoquímicos (aniones y cationes presentes en el agua, condiciones fisicoquímicas, materiales existentes en el área fuente, granulometría, transformaciones postdeposicionales, mineralizaciones). En este sentido, las características que presentan los sedimentos que se están acumulando revelan el dominio de unos factores sobre otros (Jones y Bowser, 1978), es decir, la dinámica de la sedimenta-

ción, así como los efectos que la acumulación de materia tiene en la transformación y evolución del ecosistema.

En este trabajo, como continuación al estudio de Sánchez-Carrillo *et al.* (2001) y para completar la caracterización de la sedimentación en el Parque Nacional Las Tablas de Daimiel, nos hemos propuesto evaluar las tasas de acreción existentes en el humedal y su distribución espacial y temporal, identificando los factores y procesos que controlan la acumulación de sedimento. Para ello presentamos una caracterización fisicoquímica de los sedimentos que se están acumulando actualmente y sus relaciones con la hidrología, vegetación, geoquímica y morfometría. Por último, mostramos, a partir de los resultados anteriores, una predicción de la evolución morfológica del humedal a corto, medio y largo plazo.

Area de estudio

El presente estudio se realizó en el Parque Nacional de Las Tablas de Daimiel (desde aquí PNTD), un humedal de llanura de inundación situado en la parte terminal de cuenca Alta del Guadiana (13.000 km²), dentro de la provincia de Ciudad Real (fig. 1). El PNTD está instalado cercano a la zona de transición de la llanura Manchega Occidental con el Campo de Calatrava, por lo que su posición es marginal en la llanura Manchega y se encuentra al pie de los relieves paleozoicos de los Montes de Toledo. El entorno geológico está formado por un basamento de cuarcitas y pizarras (Paleozoicos), sobre las que se apoyan discordantes arenas, fangos, arcillas, calizas, dolomías y margas (Pliocenos) (Portero y Ramírez, 1988). Los materiales más recientes (Plioceno terminal y Pleistoceno) están formados por costras calcáreas correlativas con una superficie de erosión que construye el relieve cuaternario de la zona (Pérez-González, 1982). Morfológicamente, el PNTD está situado en una amplia llanura aluvial generada en la confluencia de los ríos Gigüela y Guadiana como respuesta a los frecuentes desbordamientos en una franja de terreno ligeramente deprimido. La red drenaje del entorno es residual y está poco definida, siendo frecuentes los fenómenos de endorreísmo (Pérez-González, 1996). Los aportes de agua subterránea son nulos desde la década de los ochenta (López-Camacho *et al.*, 1996). El área de máxima inundación es de 17 km², con una profundidad media de 0,93 m muy variable inter e intraanualmente. La vegetación dominante está formada por carrizo y masiega (más información sobre el ecosistema puede encontrarse en Álvarez-Cobelas y Cirujano, 1996).

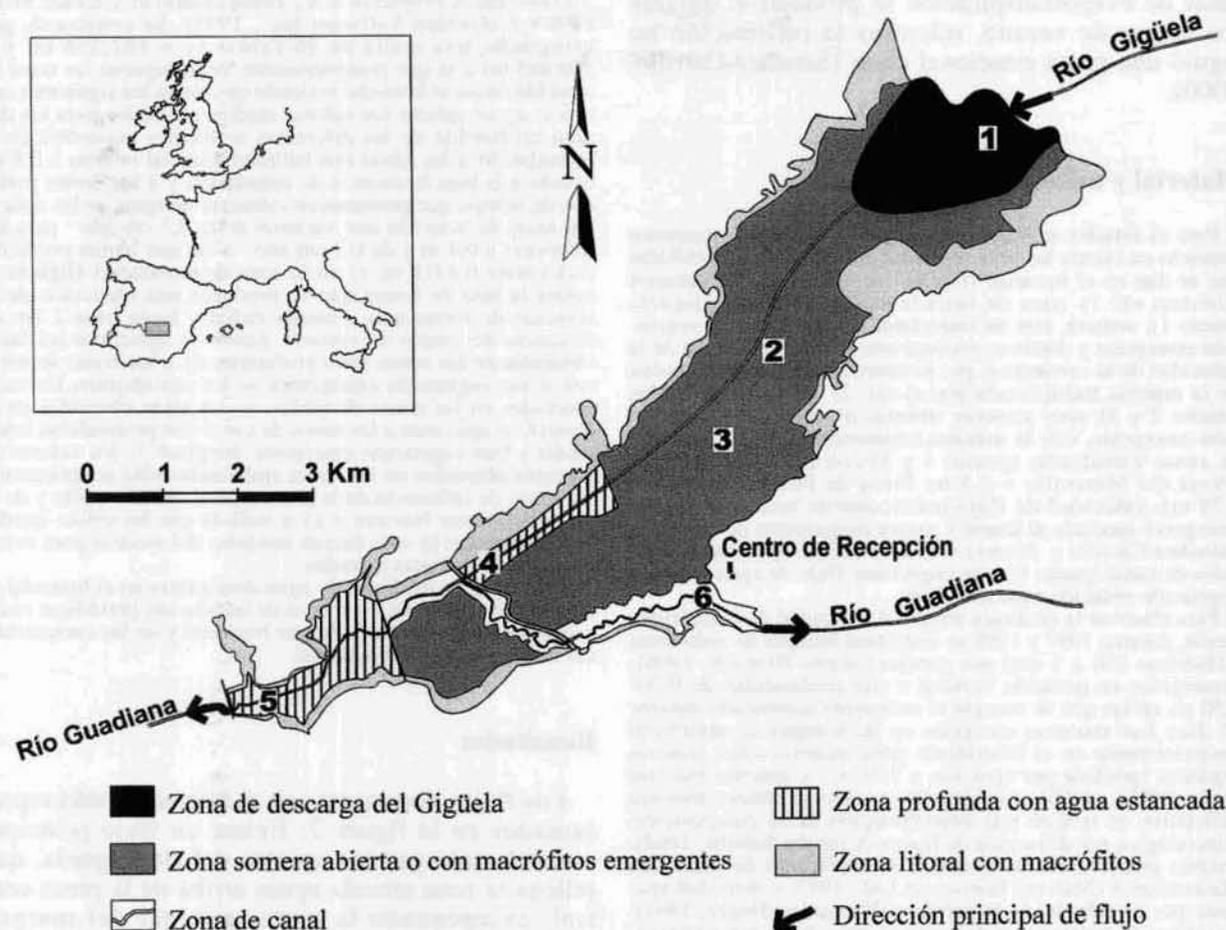


Fig. 1.—Área de estudio mostrando la distribución de los diferentes subambientes de sedimentación considerados así como la situación de los diferentes puntos de muestreo (explicación en el texto).

En 1997 las precipitaciones superaron la media del último siglo (412 mm; Alvarez-Cobelas y Sánchez-Carrillo, 1998) con registros de 662 mm, sin embargo, en 1998 los valores fueron inferiores (280 mm). A pesar de esto, las características hidrológicas fueron muy similares en ambos años de muestreo. Es importante destacar que con anterioridad al período de muestreo (1996) existieron unas condiciones extremadamente secas. De este modo, las fuertes precipitaciones registradas en 1997 provocaron una intensa erosión y arrastre de las partículas acumuladas en la cuenca del Gigüela hasta las Tablas. Por el contrario, en 1998 el funcionamiento hidrodinámico fue más estable al partir de unas condiciones iniciales menos áridas. La escorrentía superficial vía Gigüela es el principal aporte de agua, siendo menos importante el procedente de la lluvia directa sobre el humedal (Sánchez-Carrillo, 2000). Además, la mayor parte del volumen de agua procede de los excedentes que el acuífero de los

Campos de Montiel drena sobre la Cuenca Alta del Guadiana (Sánchez-Carrillo, 2000). Este fenómeno provocó que las entradas de agua durante 1998 fueran elevadas ($81,2 \text{ hm}^3 \text{ año}^{-1}$) a pesar de las escasas precipitaciones. Las máximas entradas por vía superficial se produjeron durante 1997 ($147,8 \text{ hm}^3 \text{ año}^{-1}$), mientras que las salidas fueron superiores en 1998 ($33,2$ y $42,2 \text{ hm}^3 \text{ año}^{-1}$, en 1997 y 1998 respectivamente) dado que el PNTD alcanzó su cota máxima de embalse. Los tiempos de retención del agua dentro del humedal fueron ligeramente superiores a 1 año en ambos años de muestreo (1,16 y 1,04 años en 1997 y 1998 respectivamente), con valores de la carga hidráulica de $0,01 \text{ m día}^{-1}$ en 1997 y de $0,02 \text{ m día}^{-1}$ en 1998 superiores a los existentes en 1996 ($0,003 \text{ m día}^{-1}$). Los valores de evapotranspiración fueron más elevados en 1998 ($20,8 \text{ hm}^3 \text{ año}^{-1}$) que en 1997 ($16,9 \text{ hm}^3 \text{ año}^{-1}$) y por el contrario la infiltración fue superior en 1997 ($104,5$ y $23,12 \text{ hm}^3 \text{ año}^{-1}$, en 1997 y 1998 respectivamente). Las mayores

tasas de evapotranspiración se produjeron durante los meses de verano, mientras la infiltración no siguió una pauta estacional clara (Sánchez-Carrillo, 2000).

Material y métodos

Para el estudio se escogieron diferentes zonas de muestreo teniendo en cuenta las características hidrodinámicas y bióticas que se dan en el humedal (fig. 1). De este modo, se tomaron muestras en: 1) zona de entrada al PNTD del río Gigüela (punto 1), somera, con un importante desarrollo de la vegetación emergente y donde se produce una drástica reducción de la velocidad de la corriente y, por lo tanto, una deposición masiva de la materia transportada por el río; 2) en zonas de tablas (puntos 2 y 3), muy someras, abiertas o cubiertas por vegetación emergente, con la máxima exposición al viento (oleaje); 3) zonas embalsadas (puntos 4 y 5) con cierta profundidad (Presa del Morenillo = 2,5 m; Presa de Puente Navarro = 4,78 m), velocidad de flujo prácticamente nula, vegetación emergente asociada al litoral y mayor importancia del plancton (Sánchez-Carrillo y Álvarez-Cobelas, 2001); 4) zonas marginales de canal (punto 6), con importante flujo de agua y escasa vegetación reducida a los márgenes.

Para observar la dinámica temporal y espacial de la sedimentación, durante 1997 y 1998 se instalaron trampas de sedimento cilíndricas (50 x 5 cm) por parejas (según Bloesch, 1996), sumergidas en posición vertical a una profundidad de 0,20-0,50 m, en las que se recogió el sedimento acumulado durante 25 días. Las muestras recogidas en las trampas se analizaron posteriormente en el laboratorio para: materia total, materia orgánica (pérdida por ignición a 550° C) y materia mineral según APHA (1989). Anualmente, cuando se obtuvo muestra suficiente, se realizó una determinación de la composición mineralógica por difracción de Rayos-X (según Schultz, 1964), análisis granulométricos mediante un analizador de partículas Mastersizer-S (Malvern Instrument Ltd., 1997) y densidad aparente por el método de la parafina (Howard y Singer, 1981). Los datos de temperatura del agua se obtuvieron por monitorización utilizando un data logger VEMCO-MINLOG12. Las medidas de pH y conductividad se realizaron *in situ* con un conductímetro y un pHmetro CRISON. También se recogieron muestras de agua en las que se determinó la composición iónica principal (según APHA, 1989). Los datos hidrológicos manejados a lo largo del trabajo se tomaron de Sánchez-Carrillo, (2000).

Las tasas de acreción se determinaron a partir de los datos mensuales por la relación:

$$\text{Acreción (cm año}^{-1}\text{)} = \sum_{i=1}^{12} \text{SED} / \rho_{\text{aparente}}$$

donde *SED* es tasa de sedimentación ($\text{g cm}^{-2} \text{mes}^{-1}$) y ρ_{aparente} es la densidad aparente del sedimento [g cm^{-3}]. Los cálculos de las entradas externas de sedimentos se realizaron siguiendo las ecuaciones de Knuuttila *et al.* (1994). Las fracciones anuales para todo el humedal de materia alóctona y autóctona se estimaron a partir de la relación:

$$\text{Alóctono (kg m}^{-2} \text{año}^{-1}\text{)} = \sum_{i=1}^{12} \text{IN} / S$$

$$\text{Autóctono (kg m}^{-2} \text{año}^{-1}\text{)} = \sum_{i=1}^{12} \text{SED}_M - \text{Alóctono}$$

donde *IN* son las entradas mensuales de material total (orgánico e inorgánico) procedentes del río Gigüela (kg mes^{-1}), *S* es la superficie media inundada para cada mes (m^2) y SED_M es la sedimentación media mensual para todo el humedal ($\text{kg m}^{-2} \text{mes}^{-1}$).

La morfometría y la modelización se realizó construyendo un modelo digital del terreno a partir de una cartografía escala

1:5.000 (EILA Proyectos S.A., 1996) usando el software SURFER v.6 (Golden Software Inc., 1995). Se construyó, por kringeado, una malla de 46 celdas ($x = 102,356 \text{ m}$; $y = 103,685 \text{ m}$) a la que posteriormente, se incluyeron las tasas de acreción anual al humedal teniendo en cuenta los siguientes criterios; *a*) se aplican los valores medios obtenidos para los dos años en función de los diferentes ambientes existentes en el humedal; *b*) a las zonas con batimetría inicial inferior a 0,8 m, debido a la baja frecuencia de inundación y a los cortos períodos de tiempo que permanecen cubiertas de agua, se les aplicaron tasas de acreción que variaron entre $0,3 \text{ cm año}^{-1}$ para las inferiores a 0,4 m y de $0,7 \text{ cm año}^{-1}$ a las que tenían profundidades entre 0,4-0,8 m; *c*) en la zona de entrada del Gigüela se aplica la tasa de forma que se produzca una reducción de la acreción de forma más o menos radial y hasta unos 2 km de distancia del punto de entrada, donde se aplicaron las tasas obtenidas en las zonas poco profundas; *d*) a las zonas someras con o sin vegetación emergentes se les introdujeron las tasas obtenidas en las zonas de tablas; *e*) las tasas obtenidas en el punto 6 se aplicaron a las zonas de canal con profundidad intermedia y con vegetación emergente marginal; *f*) los valores de acreción obtenidos en las zonas embalsadas sólo se aplicaron a las zonas de influencia de la presa central del Morenillo y de la presa de Puente Navarro y *g*) a medida que las celdas quedaban colmatadas ($z = 0$) fueron anuladas del modelo para evitar la aparición de zonas elevadas.

Los mapas de los flujos de agua dominantes en el humedal se obtuvieron a partir de los mapas de inundación periódicos realizados por el personal del Parque Nacional y de las características morfométricas del humedal.

Resultados

Los flujos dominantes en el humedal están representados en la figura 2. Existe un flujo principal condicionado por los aportes del río Gigüela, que rellena la zona situada aguas arriba de la presa central, exceptuando la parte terminal del margen izquierdo en la que el flujo queda retenido por el conjunto de islotes centrales (fig. 2). El área de Molemocho recibe aportes de agua cuando la inundación supera las 850 ha, aunque, por su mayor profundidad, durante la desecación puede quedar retenida agua con valores inferiores de inundación. También a partir de 850 ha se produce el llenado de la zona de influencia de la presa de Puente Navarro, si bien, al igual que en el caso anterior, existe agua con menor superficie inundada. A partir de 1.200 ha se rellenan las zonas marginales, que evidentemente son las primeras en quedarse expuestas durante los episodios de desecación.

El área inundada durante los dos años de muestreo fue elevada, alcanzando los valores de máxima inundación (1.675 ha) en ambos años (fig. 2). Sólo se observa un receso en los veranos (sobre todo en 1997 con alrededor de 400 ha inundadas). Durante el estiaje, las zonas profundas y el área de Molemocho estuvieron cubiertas de agua, limitándose la desecación a las zonas más someras de tablas y a los litorales.

Los resultados obtenidos (tabla 1) muestran que las tasas de acreción son muy similares en los dos puntos de muestreo de las zonas someras (puntos 2 y

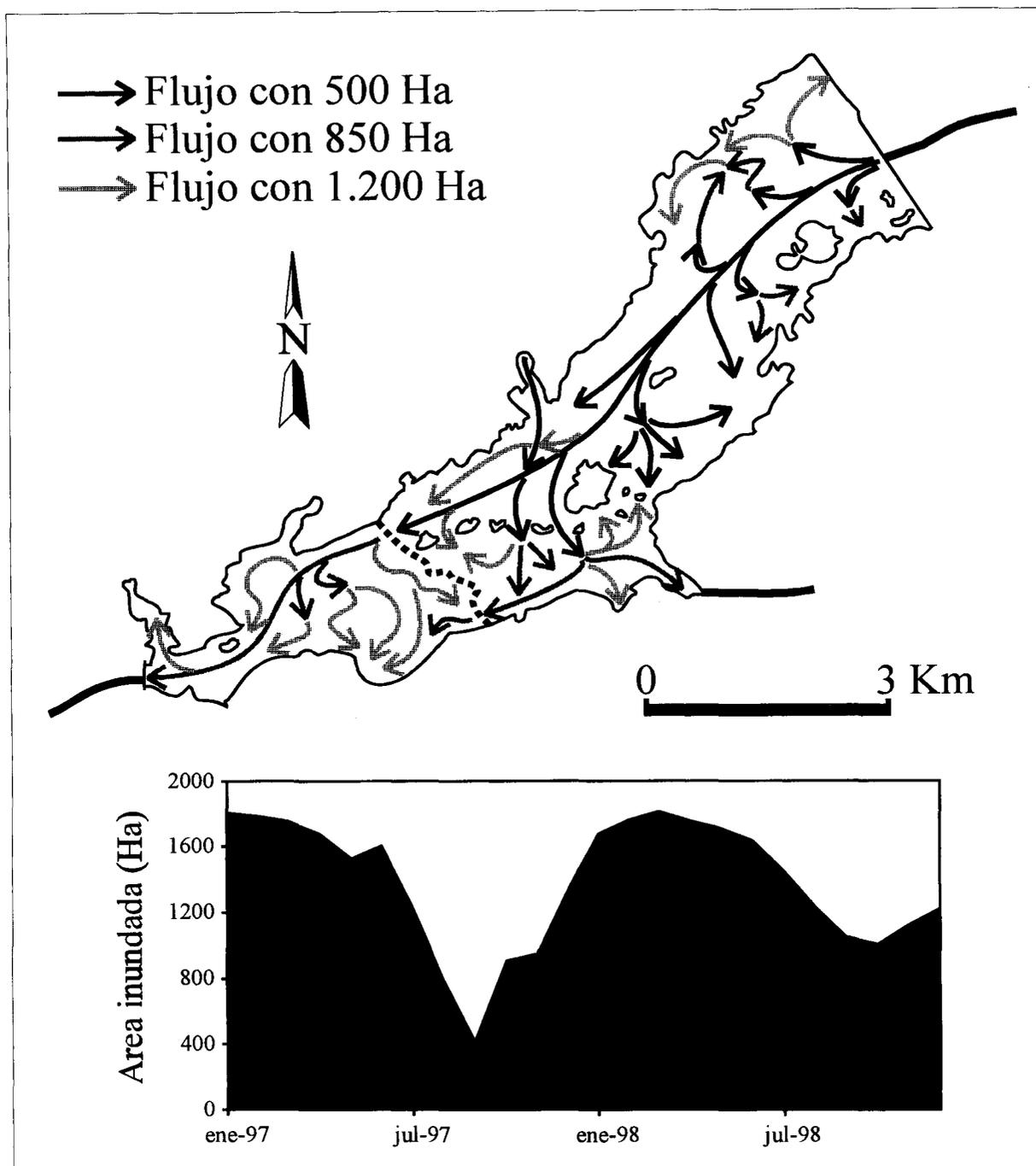


Fig. 2.—*Superior*: líneas de flujo dominantes en el humedal en función de la superficie inundada. *Inferior*: área inundada durante 1997 y 1998.

3), así como en los dos puntos de las zonas profundas y embalsadas (puntos 4 y 5). De este modo verificamos que la sedimentación bajo unas mismas condiciones (hidrodinámicas y bióticas) eran las mismas incluso en zonas distantes del humedal. Para

comprobar que la variabilidad espacial se ajustaba a estos criterios realizamos un test pareado no paramétrico de Wilcoxon incluyendo todas las zonas de muestreo. Sólo aparecieron diferencias significativas ($p < 0,05$) entre la zona de entrada (1) y las restantes

Tabla 1.—Tasas medias de acreción mensuales (\pm SD) durante 1997 y 1998 en los diferentes ambientes muestreados del PNTD.

| | <i>(mm mes⁻¹)</i> | |
|-----------------------------|------------------------------|---------------|
| | 1997 | 1998 |
| Zona de entrada del Gigüela | 3,0 \pm 0,4 | 3,7 \pm 1,5 |
| Zonas de canales | 1,3 \pm 0,4 | 1,4 \pm 0,7 |
| Zonas someras | — | 2,5 \pm 1,5 |
| Zonas profundas | 1,7 \pm 0,4 | 2,0 \pm 1,1 |
| Media | 2,0 \pm 0,9 | 2,4 \pm 1,0 |

y entre la zona de canal (6) y las zonas profundas (4 y 5). Las estaciones situadas en las zonas someras (2 y 3) no mostraron diferencias significativas entre sí ($p > 0,05$), al igual que ocurrió entre los puntos situados en las zonas más profundas (4 y 5).

El área de entrada del río Gigüela al PNTD presentó las mayores tasas medias de acreción mensual en ambos años, mientras en las zonas de canales se registraron los más bajos (tabla 1). En las zonas someras de tablas las tasas de acreción fueron muy elevadas (tabla 1) teniendo en cuenta que la deposición de sedimento está limitada únicamente a 7-8 meses al año (figs. 2 y 3). Las áreas embalsadas y más profundas registraron tasas de acreción media inferiores (tabla 1). Se observa un ligero incremento en 1998 respecto a 1997 (tabla 1).

Tabla 2.—Balance entre materia orgánica y mineral de origen alóctono y autóctono sedimentada. Datos para todo el humedal.

| | Alóctonas | | Autóctonas | |
|------|--|---|--|---|
| | Materia mineral (kg m ⁻² año ⁻¹) | Materia orgánica (kg m ⁻² año ⁻¹) | Materia mineral (kg m ⁻² año ⁻¹) | Materia orgánica (kg m ⁻² año ⁻¹) |
| 1997 | 13,98 | 3,63 | 6,32 | 2,93 |
| 1998 | 9,61 | 2,11 | 12,61 | 3,86 |

Las pautas temporales de las tasas de acreción no son claras. Se observó una mayor variabilidad en 1998 que en 1997 (fig. 3), sin embargo, el test no paramétrico de Wilcoxon no mostró diferencias significativas ($p < 0,05$) entre los dos años de muestreo en todas las zonas muestreadas. La zona de descarga del Gigüela mostró una tendencia con máximos en los primeros meses del año y mínimos a finales (fig. 2) que se correlaciona con los aportes procedentes del río Gigüela. Las zonas de canales presentaron una tendencia inversa con mayores tasas de acreción hacia los últimos meses del año, menos clara en 1998 (fig. 3). Esta tendencia en la sedimentación se debe al flujo secundario que transporta materia desde el interior del humedal hasta esta zona (ver fig. 2), donde sedimenta al interrumpirse el flujo de salida y reducirse la velocidad de la corriente. En las zonas más profundas, con un nivel de agua elevado durante

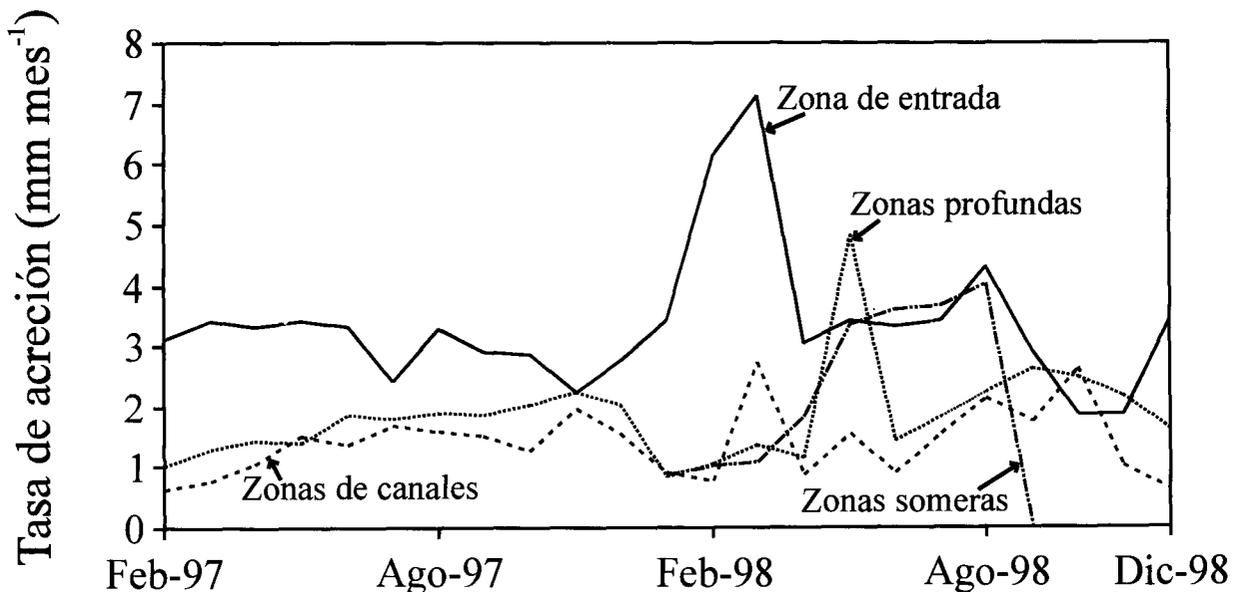


Fig. 3.—Evolución temporal de las tasas de acreción (cm mes⁻¹) durante 1997 y 1998 en los diferentes ambientes muestreados. Las zonas someras sólo fueron muestreadas en 1998.

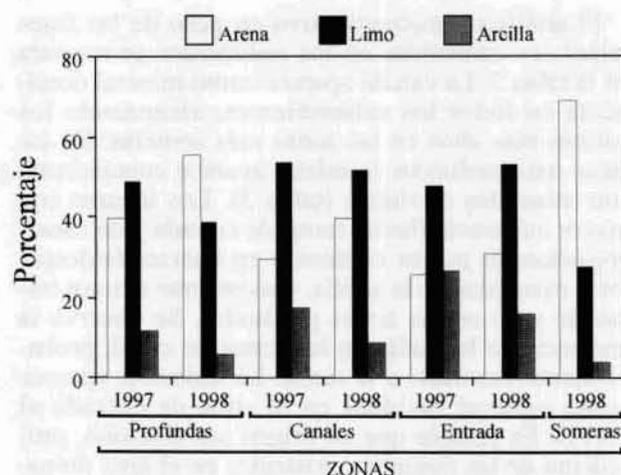


Fig. 4.—Características granulométricas de los sedimentos depositados en cada subambiente durante 1997 y 1998.

ambos años, se observó un incremento de la acreción hacia el final de la primavera principio del verano, seguido de una reducción en los últimos meses del año (fig. 3) que se corresponde con el máximo desarrollo del plancton (Sánchez-Carrillo y Alvarez-Cobelas, 2001), si bien esta tendencia no está clara en 1997. Por último, las zonas someras presentaron una tendencia con máximos hacia los meses de verano, cuando fue menor el nivel de agua y los aportes externos, relacionada principalmente con los aportes procedentes de la vegetación (fig. 3).

Las tasas de acreción anuales son variables en función de la zona del humedal. Así en la zona de descarga del Gigüela aparecen valores muy altos ($3,87 \text{ cm año}^{-1}$) en contraposición a las zonas de canales ($1,61 \text{ cm año}^{-1}$). En las zonas profundas se registraron tasas de $2,25 \text{ cm año}^{-1}$, superiores a las que existieron en las zonas someras ($1,94 \text{ cm año}^{-1}$). El depósito presenta propiedades expansivas, con un aumento de volumen hasta 10 veces superior al cubrirse de agua.

La entrada de sedimentos al PNTD por vía superficial fue superior en 1997 ($17,61 \text{ kg m}^{-2} \text{ año}^{-1}$) que en 1998 ($11,72 \text{ kg m}^{-2} \text{ año}^{-1}$). En ambos años, existió un dominio de la sedimentación de materia mineral sobre la orgánica en todos los ambientes muestreados (promedio total de 75 % y 79 % en 1997 y 1998). Se observó un ligero incremento de la fracción mineral durante 1998 (cociente promedio mineral: orgánico de 3,1 en 1997 y de 3,7 en 1998). En la zona de entrada la fracción mineral fue más abundante en el depósito (80,1 %), mientras en la que existió mayor contenido orgánico fue en la zona de canal (26,9 %) y en las profundas (22,6 %). Por el contrario, en las zonas más someras la sedimentación orgánica obtuvo valores bajos (21,0 %) comparables a los registrados en la zona de mayor influencia externa (punto 1). La

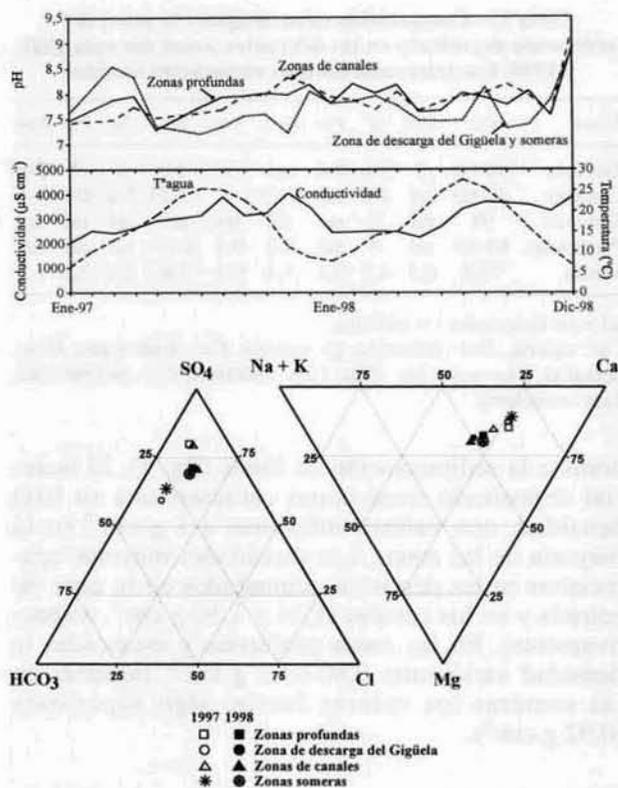


Fig. 5.—Superior: evolución temporal de los valores medios de pH, temperatura y conductividad en las Tablas. Inferior: composición iónica media anual del agua (% meq l⁻¹) en las zonas de muestreo durante 1997 y 1998.

mayor parte de la materia orgánica sedimentada procede de fuentes autóctonas (tabla 2), es decir, se genera en el propio PNTD (45 % en 1997 y 65 % en 1998). Mientras en 1997 se observa un dominio del material alóctono en la sedimentación, en 1998 la situación se invierte y los sedimentos presentan un mayor contenido en materia procedente de fuentes autóctonas (tabla 2). En los sedimentos depositados de origen alóctono el cociente mineral: orgánico es superior (3,8 y 4,6, en 1997 y 1998 respectivamente) que en los de origen autóctono (2,1 en 1997 y 3,2 en 1998), mostrando la importante interrelación entre la producción orgánica del humedal (y sus restos en forma de detritos) y la acumulación sedimentaria.

Las características granulométricas de los sedimentos recogidos en las trampas (fig. 4) muestran un dominio de la fracción limo, sobre todo en la zona de entrada. La sedimentación de la fracción arenosa aumenta reduciéndose la fracción arcillosa en 1998, por una disminución de la velocidad de flujo. Las zonas de tablas y las embalsadas presentan un mayor contenido de partículas arenosas en la sedimentación (fig. 3), debido a las condiciones de menor energía (zonas lénticas). Por el contrario, en las zonas líticas

Tabla 3.—Composición mineralógica (% peso) del sedimento depositado en las diferentes zonas durante 1997 y 1998. Los intervalos indican variaciones anuales.

| Zonas | Cal | Dol | Q | Fto | Hem | Yso | Ita | Cao | Pal | Esm |
|-----------|-------|-----|-----|-----|------|-----|-------|-----|-----|-----|
| Entrada | 56-60 | 3 | 5-6 | 0-1 | nd | i | 14 | 8 | 7 | 2-6 |
| Canales | 49-60 | nd | 4-5 | nd | 0-15 | i | 17-24 | 5-8 | 0-8 | 0-5 |
| Someras | 98 | nd | 2 | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd |
| Profundas | 84-89 | nd | 3 | nd | 0-2 | 0-1 | 8-10 | nd | nd | nd |
| Media | 79,8 | 0,5 | 4,5 | 0,1 | 1,4 | 0,1 | 7,8 | 2,4 | 2,3 | 1,1 |

nd = no detectado; i = indicios.

Cal: calcita, Dol: dolomita, Q: cuarzo, Fto: feldespato, Hem: hematita, Yso: yeso, Ita: illita, Cao: caolinita, Pal: paligorskita, Esm: esmectita.

domina la sedimentación de limos (fig. 3). El material depositado tiene como característica su baja densidad, con valores inferiores a 1 g cm^{-3} en la mayoría de las zonas. Las densidades mayores aparecieron en los depósitos acumulados en la zona de entrada y en los canales ($1,34$ y $1,30 \text{ g cm}^{-3}$, respectivamente). En las zonas profundas y estancadas la densidad varió entre $0,80$ - $0,82 \text{ g cm}^{-3}$, mientras en las someras los valores fueron algo superiores ($0,92 \text{ g cm}^{-3}$).

El análisis semicuantitativo en peso de las fases minerales contenidas en los sedimentos se muestra en la tabla 3. La calcita aparece como mineral dominante en todos los subambientes, alcanzando los valores más altos en las zonas más someras. En las áreas más profundas la calcita aparece contaminada con minerales detríticos (tabla 3). Los lugares con mayor influencia fluvial (zona de entrada y de canal) presentan un mayor contenido en cuarzo, feldespatos y minerales de la arcilla. Únicamente existen trazas de yeso en las zonas profundas. Se observa la presencia de hematita en las zonas de canal, probablemente asociado a la turba. La dolomita aparece como mineral residual en la zona de entrada al PNTD. Es posible que su origen sea alóctono, procedente de las dolomías existentes en el área drenada por el Gigüela (véase Portero y Ramírez, 1988).

El agua del PNTD es sulfatada cálcico-magnésica (fig. 5) con cocientes $\text{mg/ca} < 1$. La conductividad varió entre 1.220 y $4.300 \mu\text{S cm}^{-1}$. Estacionalmente presenta valores máximos en verano (cuando es mayor la evapotranspiración), si bien esta tendencia es variable en función de la estacionalidad de las entradas de agua vía Gigüela. Los valores más altos se registraron en la zona de canal (promedio = 3.187

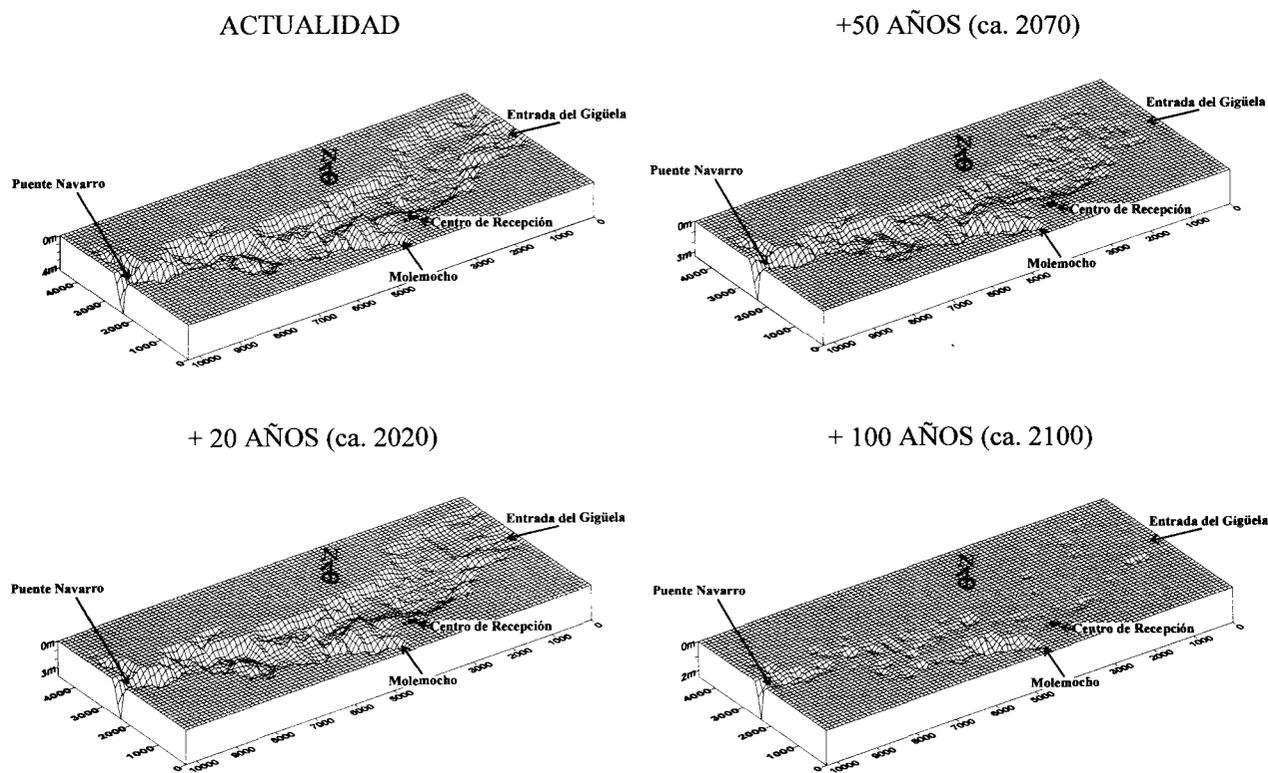


Fig. 6.—Simulación de la evolución morfológica del Parque Nacional Las Tablas de Daimiel en función de sus características sedimentológicas. A: Superior: características morfométricas actuales del PNTD. Inferior: morfometría dentro de 20 años. B: Superior: morfometría pasados 50 años. Inferior: morfometría dentro de 100 años.

$\pm 812 \mu\text{S cm}^{-1}$) y los más bajos a la entrada del Gigüela (promedio = $2.801 \pm 799 \mu\text{S cm}^{-1}$). La temperatura media del agua fue superior en 1997 que en 1998 (17,4 y 16,6° C, respectivamente), con valores máximos (28,3° C) en el mes de julio y mínimos en enero (3,7° C). La diferencia térmica entre todas las estaciones de muestreo es inferior a 1°. El valor del pH fue idéntico (media = 7,7) en la zona de entrada y en las zonas de tablas (situadas a 4-5 km de distancia). En las zonas profundas y de canal el pH medio fue ligeramente superior (7,9). Sólo en escasas ocasiones se alcanzaron valores superiores a 8,5 (máximo absoluto de 9,3). La tendencia estacional no sigue unas pautas claras.

La figura 6a muestra la variación morfométrica del PNTD por la acreción de sedimento en una simulación de 20 años. Como puede verse a simple vista, la modificación del humedal es prácticamente insignificante, con una ligera reducción de la profundidad en la zona de entrada del Gigüela. Sin embargo, la disminución de la capacidad de embalse es de 5 hm^3 (capacidad máxima = $14,25 \text{ hm}^3$). Pasados 50 años, se observa una importante alteración del ecosistema (fig. 6b): colmatación de la zona de descarga del Gigüela e importante reducción de la profundidad en las zonas colindantes, quedando ligeras depresiones no conectadas entre sí. En la zona intermedia y terminal del PNTD aún no se aprecian cambios significativos. El volumen máximo embalsado se reduce hasta $7,33 \text{ hm}^3$. Tras 100 años se observa una profunda transformación del ecosistema hasta llegar a su desaparición (fig. 6b). Se rellenan de sedimentos todas las zonas deprimidas, excepto algunas cubetas aisladas en la zona de Puente Navarro y Molemocho. El humedal se convertiría en una pradera húmeda rellena por un fango orgánico de baja densidad, en el que aparecerían charcas no conectadas entre sí, que en algunos casos pueden tener profundidades de hasta 2 m. El máximo volumen de agua que podrían albergar Las Tablas sería de $1,04 \text{ hm}^3$, cifra alarmantemente inferior a la que existe en la actualidad $19,21 \text{ hm}^3$.

Discusión

La sedimentación parece estar condicionada por las condiciones hidrológicas existentes. En 1998, cuando la lámina de agua fue más estable, se registraron las mayores tasas de sedimentación. Sin embargo, no apareció relación estadística entre flujo y deposición de materia, aunque en la tendencia temporal se observa que la acumulación de sedimento es mayor cuando las velocidades de flujo son menores (verano y otoño). El flujo principal apenas contribuye al transporte de materia dentro del

humedal. Los flujos secundarios resultan claves en la acumulación de materia de las zonas marginales (p. ej.: Zona de Molemocho). Existe una relación inversa entre sedimentación y entradas de agua superficiales, debido a que los aumentos de caudal de entrada y salida generan un aumento del flujo interno de agua (menor tiempo de retención y mayor carga hidráulica).

Estacionalmente la acreción de sedimento está ligada al período de crecimiento de la vegetación (finales de primavera-otoño). Esta tendencia ha sido observada también por Johnston (1984) y por Meeker (1996) en humedales de Wisconsin.

La acumulación de materia es mayor a la entrada del humedal y disminuye hacia la zona terminal, coincidiendo con las observaciones de Reddy *et al.* (1993) en los Everglades de Florida. Aunque los aportes de sedimento al PNTD aumentan con los incrementos del caudal de entrada vía Gigüela, la deposición sólo depende de las entradas de materia en la zona de entrada al Parque. La heterogeneidad espacial de la sedimentación en el PNTD es similar a la que encuentran Hupp y Bazemore (1993) en un humedal dominado por vegetación arbórea en Tennessee, donde la variabilidad topográfica del lecho condiciona la acreción de materia. En el PNTD está documentada una relación inversa entre profundidad y sedimentación (Sánchez-Carrillo *et al.*, 2001). De todos modos, las altas tasas de acreción registradas en las zonas someras, pueden responder más a la proximidad respecto a la zona de entrada que a la profundidad.

Las condiciones energéticas determinan el carácter del depósito, siendo más arenoso en las zonas más someras o estancadas, donde existe una menor capacidad de transporte por la corriente, mientras que en el resto domina la fracción limo como respuesta a unas condiciones hidrodinámicas fluviales. También, la mayor densidad del sedimento que aparece en la zona de entrada es respuesta a estas condiciones. Por el contrario, en las zonas de canales, donde los aportes orgánicos son muy importantes pero el desarrollo de la vegetación escaso, los altos valores de densidad se deben al arrastre por la corriente de materia orgánica (no fresca) generada en otras zonas del humedal donde la cobertura vegetal es más importante.

Gran parte de los sedimentos acumulados en el PNTD se generan en el propio humedal. La materia acumulada de origen autóctono domina en 1998, cuando los aportes externos se reducen. La fracción mineral domina sobre la orgánica en la sedimentación. El cociente mineral: orgánico, como cabe esperar, es superior en los sedimentos de origen alóctono que en los de origen autóctono. La fracción orgánica autóctona sedimentada está explicada,

para la mayoría de los subambientes, por los detritos generados por la vegetación emergente (Sánchez-Carrillo *et al.*, 2001), coincidiendo con la dinámica observada en otros humedales (Butler y Malanson, 1995; Davis, 1991; Reddy *et al.*, 1993). En las zonas más profundas, sin embargo, el origen de la sedimentación orgánica está explicado por una activa sedimentación del plancton (Sánchez-Carrillo *et al.*, 2001), respondiendo a una dinámica más lacustre (Larocque *et al.*, 1995).

Un alto porcentaje de la materia mineral acumulada procede de fuentes autóctonas. La contaminación de las trampas de sedimento por partículas minerales procedentes de resuspensión no parece ser la causa de los altos valores registrados (Sánchez-Carrillo *et al.*, 2001), por lo que la resuspensión no debe jugar un rol importante en los flujos de sedimento dentro del PNTD, si no es a escala local.

Una de las causas de la elevada deposición de la fracción mineral puede apuntar hacia un origen endógeno. La calcita es el mineral dominante en el sedimento depositado. La precipitación biogénica debida a la actividad fotosintética de macrófitos sumergidos y algas sólo podría darse en las zonas donde la producción primaria es importante (zonas profundas). Sin embargo, y debido a la reducida importancia del plancton en el humedal (Sánchez-Carrillo y Alvarez-Cobelas, 2001) y a la escasez de carófitos durante el período de muestreo (Cirujano, comunicación personal, 1998), no parece un eficaz mecanismo de formación. Sería más probable una génesis a partir de una precipitación primaria dentro de la columna de agua (nucleación desde la solución y acumulación posterior en el sedimento como mineral primario). En este sentido, las condiciones fisicoquímicas durante los meses de primavera y verano (altos niveles de pH y temperatura, junto al contenido iónico) y la intensa evaporación podrían generar una saturación en calcita y su consecuente precipitación como resultado de las fases iniciales de precipitación salina de los carbonatos insolubles en un sistema sulfatado (Eugster y Hardie, 1978). Sin embargo, aunque la precipitación de calcita está documentada en ambientes similares al PNTD (Bustillo *et al.*, 1978; Last, 1989, 1992; Müller *et al.*, 1972), y aunque las condiciones podrían ser óptimas para su precipitación, parece arriesgado afirmar esta hipótesis a falta de datos sobre el estado de saturación en calcita a partir del producto de actividad iónica de CO_3^{2-} y Ca^{2+} .

La hipótesis más fiable, por el momento, y de acuerdo con lo apuntado por Koelmans (1998) hace referencia al alto grado de mineralización que presenta la materia acumulada en las trampas de sedimento en comparación con los sólidos suspendidos en el agua. Las trampas reproducen de manera muy

fiable lo que ocurre en la capa más superficial de sedimento. El C, N y P originados desde la descomposición de la materia orgánica mineralizan rápidamente en la capa más superficial de sedimento (2 cm) durante las primeras etapas de descomposición (primeros 20 días) (Koelmans, 1998). Nuestros datos pueden reflejar este fenómeno que operaría igualmente en los sedimentos más superficiales del PNTD. Sin embargo, es necesario clarificar este y los otros fenómenos en futuras investigaciones.

Las tasas de acreción registradas en el PNTD son mayores comparadas con la mayoría de humedales (DeLaune *et al.*, 1984; Hensel *et al.*, 1998; Marion y Brient, 1998; Reddy *et al.*, 1993; Williams, 1995). Sólo aparece cierta similitud entre la acreción registrada en la zona de entrada del Gigüela y las tasas mencionadas por Wardrop y Brooks (1998) en los humedales del centro de Pennsylvania. En el resto del humedal las tasas de acreción son comparables a las registradas en algunos humedales de llanura de inundación de Australia (Thoms, 1998) y del alto Mississippi (Eckblad *et al.*, 1977).

La evolución, a largo plazo, de cualquier zona húmeda es a una pradera inundada. En el caso del PNTD, este fenómeno se ve acelerado por las elevadas tasas de acreción anual de sedimentos. Si estas condiciones prevalecen el humedal podría desaparecer en tan sólo 100 años, generando una modificación de la red de drenaje del entorno. La colmatación provocaría la desconexión entre la zona de entrada del río Gigüela y las de salidas. Además, debido al escaso potencial erosivo de la corriente y a las condiciones hidrológicas del entorno (zona de sumidero del acuífero de la Llanura Manchega) sería difícil esperar una posible excavación de un canal de conexión entre ambas zonas. Los aportes de agua generarían una extensa e intransitable pradera inundada dominada por carrizales y espadañales, que no podría albergar ningún tipo de fauna acuática. Aunque la simulación realizada no ha tenido en cuenta los diferentes ciclos húmedos-secos por los que puede atravesar el humedal, hay que considerar que gran parte de la acreción que se registra procede de los aportes de los macrófitos emergentes, principalmente del carrizo, que presenta un ciclo de crecimiento anual. La continua acumulación de sedimentos ricos en nutrientes y la elevada mineralización de la materia orgánica dicta el desarrollo de la vegetación (Wetzel, 1991) y resulta en un continuo incremento de la acreción de detritos. Por estos motivos creemos que nuestro ensayo de simulación a largo plazo se aproxima bastante a la realidad.

Las altas tasas de acreción pueden asociarse con las prácticas agrícolas, con una alteración hidrológica, con una elevada escorrentía urbana, con un insa-

tisfactorio tratamiento de las aguas residuales urbanas vertidas en la cuenca (Wardrop y Brooks, 1998) y con la pérdida de suelo por erosión en las zonas altas de la cuenca. La sedimentación es también un grave problema ambiental, por lo que debe ser incluida en las estrategias de manejo y control de este tipo de ecosistemas para evitar su desaparición.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido financiado por el Organismo Autónomo de Parques Nacionales (Ministerio de Medio Ambiente). Gracias a R. Sánchez-Andrés, M. Benítez y P. Riobobos por su ayuda durante los muestreos y análisis. Asimismo, agradecemos la colaboración prestada a todo personal del PNTD y en especial a su director-conservador M. Carrasco.

Referencias

- Alvarez-Cobelas, M. y Cirujano, S. (edit.) (1996). *Las Tablas de Daimiel, Ecología acuática y Sociedad*. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid, 371 págs.
- Alvarez-Cobelas, M. y Sánchez-Carrillo, S. (1998). Clima. En: *Parque Nacional Las Tablas de Daimiel*. Ed. Esfagnos S.L., Talavera de la Reina, Toledo: 67-80.
- Angeler, D. G., Alvarez-Cobelas, M., Rojo, C. y Sánchez-Carrillo, S. (2000). The significance of water inputs to plankton biomass and trophic relationships in a semiarid freshwater wetland (Central Spain). *J. Plankton Res.*, 22: 2075-2093.
- APHA (1989). Standard methods for the examination of water and wastewaters. Washington, EEUU.
- Bauman, R. H., Day Jr., J. W. y Miller, C. A. (1984). Mississippi deltaic wetland survival: sedimentation versus coastal submergence. *Science*, 224: 1093-1095.
- Bloesch, J. (1996). Towards a new generation of sediment traps and a better measurement/understanding of settling particle flux in lakes and oceans: A hydrodynamical protocol. *Aquat. Sci.*, 58: 283-296.
- Bustillo, M. A., García, M. A., Marfil, R., Ordóñez, S. y De la Peña, J. A. (1978). Estudio sedimentológico de algunas lagunas de la región manchega sector Lillo-Villacañas-Quero (provincia de Toledo). *Estudios Geol.*, 34: 187-191.
- Butler, D. R. y Malanson, G. P. (1995). Sedimentation rates and patterns in beaver ponds in a mountain environment. *Geomorphology*, 13: 255-269.
- Davis, S. M. (1991). Growth, decomposition, and nutrient retention of *Cladium jamaicense* Crantz and *Typha domingensis* Pers. in the Florida Everglades. *Aquat. Bot.*, 40: 203-224.
- Dawson, F. H. (1981). The downstream transport of fine material and the organic matter balance for a section of a small chalk stream in southern England. *J. Ecol.*, 69: 367-380.
- DeLaune, R. D., Smith, C. J., Patrick Jr., W. H., Day Jr., J. W. y Miller, C. A. (1984). Sedimentation patterns in Atchafalaya delta wetlands. *Eos*, 65: 134.
- Eckblad, J. W., Peterson, N. L. y Ostlie, K. (1977). The morphometry, benthos and sedimentation rates of a floodplain lake in Pool 9 of the Upper Mississippi River. *Am. Midl. Nat.*, 97: 433-443.
- EILA Proyectos S.A. (1996). Mapa topográfico escala 1:5.000 del Parque Nacional Las Tablas de Daimiel (Ciudad Real), Madrid.
- Eugster, H. P., y Hardie, L. A. (1978). Saline Lakes. En: *Lakes: chemistry, geology, physics* (A. Lerman, edit.). Springer-Verlag, New York: 237-293.
- Golden Software Inc. (1995). Surfer v.6 Surface Mapping System, Colorado, EEUU.
- Hensel, P. F., Day Jr., J. W., Pont, D. y Day, J. N. (1998). Short-term sedimentation dynamics in the Rhône River Delta, France: the importance of riverine pulsing. *Estuaries*, 21: 52-65.
- Howard, R. F. y Singer, M. J. (1981). Measuring forest soil bulk density using irregular hole, paraffin clod, and air permeability. *Forest Sci.*, 27: 316-322.
- Howard-Williams, C. (1985). Cycling and retention of nitrogen and phosphorus in wetlands: a theoretical perspective. *Freshwater Biol.*, 15: 391-431.
- Hupp, C. R. y Bazemore, D. E. (1993). Temporal and spatial patterns of wetland sedimentation, West Tennessee. *J. Hydrol.*, 141: 179-196.
- Johnston, C. A. (1991). Sediment and nutrient retention by freshwater wetlands: effects on surface water quality. *Crit. Rev. Env. Control*, 21: 491-565.
- Johnston, C. A., Bubenzer, G. D., Lee, G. B., Madison, F. W. y Mc Henry, J. R. (1984). Nutrient trapping by sediment deposition in a seasonally flooded lakeside wetland. *J. Environ. Qual.*, 13: 283-290.
- Jones, B. F. y Bowser, C. J. (1978). The mineralogy and related chemistry of lake sediments. En: *Lakes: chemistry, geology, physics* (A. Lerman, edit.). Springer-Verlag, New York: 179-235.
- Knuuttila, S., Pietiläinen, O. P. y Kauppi, L. (1994). Nutrient balances and phytoplankton dynamics in two agriculturally loaded shallow lakes. *Hydrobiología*, 275/276: 359-369.
- Koelmans, A. A. (1998). Geochemistry of suspended and settling solids in two freshwater lakes. En: *Sediment-water interaction*, 8 (H. L. Golterman, edit.). *Hydrobiología*, 364: 15-29.
- Larocque, I., Mazumder, A., Proulx, M., Lean, D. R. S. y Pick, F. R. (1996). Sedimentation of algae: relationships with biomass and size distribution. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 53: 1133-1142.
- Last, W. M. (1989). Sedimentology of a saline playa in the northern Great Plains, Canada. *Sedimentology*, 36: 109-123.
- Last, W. M. (1992). Salt lake paleolimnology in the northern great plains: the facts, the fears, the future. En: *Aquatic ecosystems in semi-arid regions* (R. D. Robarts y M. I. Bothwell, edit.). NHR Symposium, n.º 7: 63-73.
- López-Camacho, B., De Bustamante, I., Dorado, M. y Araújo, M. (1996). Hidrología. En: *Las Tablas de Daimiel: ecología acuática y Sociedad* (M. Alvarez-Cobelas y S. Cirujano, edit.). Ministerio de Medio Ambiente, Madrid: 57-63.
- Malvern Instrument Ltd. (1997). Getting started Master-Sizer-S. Worcestershire. Reino Unido.
- Marion, L. y Brient, L. (1998). Wetland effects on water quality: input-output studies of suspended particulate matter, nitrogen (N) and phosphorus (P) in Grand-Lieu, a natural plain lake. *Hydrobiología*, 373/374: 217-235.

- Meeker, J. E. (1996). Wild-rice and sedimentation processes in a Lake Superior coastal wetland. *Wetlands*, 16: 219-231.
- Mitsch, W. J. y Gosselink, J. G. (edit.) (1993). *Wetlands*. Van Nostrand Reinhold Company (2.^a ed.), New York, EEUU.
- Mitsch, W. J. y Reeder, B. C. (1991). Modelling nutrient retention of a freshwater coastal wetland: estimating the roles of primary productivity, sedimentation, resuspension and hydrology. *Ecol. Model.*, 54: 151-187.
- Müller, G. Irion, G. y Förstner, U. (1972). Formation and diagenesis of inorganic Ca Mg carbonates in the lacustrine environment, *Naturwissenschaften*, 59: 158-164.
- Pérez-González, A. (1982). *Neógeno y cuaternario de la Llanura Manchega y sus relaciones con la cuenca del Tajo*. Tesis Doctoral, Universidad Complutense de Madrid.
- Pérez-González, A. (1996). Marco geológico y geomorfológico. En: *Las Tablas de Daimiel: ecología acuática y sociedad* (M. Alvarez-Cobelas y S. Cirujano, eds.). Ministerio de Medio Ambiente, Madrid: 31-34.
- Phillips, J. D. (1989). Fluvial sediment storage in wetlands. *Wat. Resour. Bull.*, 25: 867-873.
- Portero, J. M., y Ramírez, J. I. (1988). Memoria y hoja geológica a escala 1:50.000, de Daimiel (760). IGME, Madrid.
- Reddy, C. N., DeLaune, R. D., DeBusk, W. F., y Koch, M. S. (1993). Long-term nutrient accumulation rates in the Everglades. *Soil Sci. Soc. Amer. J.*, 57: 1147-1155.
- Richards, K. S. (1982). *Rivers: form and process in alluvial channels*. Methuen, London, Inglaterra.
- Sánchez-Carrillo, S. y Alvarez-Cobelas, M. (2001). Nutrient dynamics and eutrophication patterns in a semiarid wetland: the effects of a fluctuating hydrology. *Water Air Soil Poll.*, 127 (en prensa).
- Sánchez-Carrillo, S., Alvarez-Cobelas, M. y Angeler, D. G. (2001). Sedimentation in the semi-arid freshwater wetland Las Tablas de Daimiel (Spain). *Wetlands*, 21: 67-79 (en prensa).
- Sánchez-Carrillo, S. (2000). Hidrología y sedimentación actual en Las Tablas de Daimiel. Tesis doctoral. Universidad Autónoma de Madrid.
- Schultz, L. G. (1964). Quantitative interpretation of mineralogical composition from X-ray and chemical data for the Pierre Shale. U.S. Geol. Surv. Prof. Paper, 391-C, C1-C31.
- Thoms, M. C. (1998). Floodplain-wetlands: transient storage areas of sediment and pollutants. En: *Wetlands in dry land: understanding for management* (W. D. Williams, edit.). Environment Australia, Biodiversity Group, Canberra, Australia: 205-215.
- Wardrop, D. H. y Brooks, R. P. (1998). The occurrence and impact of sedimentation in Central Pennsylvania wetlands. *Environ. Monit. Assess.*, 51: 119-130.
- Wetzel, R. G. (1991). Land-water interfaces: metabolic and limnological regulators. *Verh. Int. Ver. Limnol.*, 24: 6-24.
- Williams, H. F. L. (1995). Assessing the impact of weir construction on recent sedimentation using cesium-137. *Environ. Geol.*, 26: 166-171.

Recibido el 8 de julio de 2000.

Aceptado el 15 de diciembre de 2000.