

Limnología de los humedales costeros mediterráneos. El caso de Aiguamolls de l'Empordà.

X.D. Quintana, D. Baix, A. Badosa, S. Brucet, S. Gascón, J. Gesti, R. López-Flores, Q. Pou-Rovira, R. Trobajo, R. Moreno-Amich

Instituto de Ecología Acuática y Departamento de Ciencias Ambientales. Universidad de Girona. Campus Montilivi. 17071, Girona.

Las lagunas costeras de Aiguamolls de l'Empordà presentan una hidrología característica de los humedales mediterráneos. A los episodios de inundación, súbitos e irregulares en el tiempo, le siguen largos períodos de confinamiento en los que no hay entradas de agua y las lagunas tienden a la desecación. Durante el confinamiento en estas lagunas aumenta la salinidad, se acumula fósforo y se producen pérdidas de nitrógeno por desnitrificación, de manera que el nitrógeno limita la producción primaria. La comunidad acuática está formada por especies eurihalinas, que toleran las frecuentes fluctuaciones de salinidad, y su estructura no sigue ningún patrón estacional, sino que responde a la irregularidad hidrológica. Así, las diferentes especies aparecen cuando se producen las situaciones hídricas que les son propicias.

Aiguamolls de l'Empordà

Los Aiguamolls de l'Empordà están formados por un conjunto de lagunas someras y humedales situados sobre las llanuras deltaicas de los ríos Muga, Fluvià y Ter, en el litoral NE de la Península Ibérica. Desde el punto de vista limnológico se trata de masas de agua que incluyen desde marismas y lagunas costeras hiperhalinas hasta charcas de agua dulce de inundación efímera. En función de su composición física y química, las diferentes masas de agua que se encuentran en los Aiguamolls de l'Empordà se han clasificado en las siguientes cinco tipologías (Trobajo *et al.*, 2002). En este texto nos referiremos a las masas de agua que tienen influencia marina notoria.

Aguas confinadas hiperhalinas. Se trata de lagunas y depresiones de la marisma, muy cercanas al mar y muy influidas por la intrusión marina, con aportaciones de agua dulce muy escasas o casi inexistentes. Los valores de salinidad son muy elevados y variables (se han medido valores de conductividad eléctrica entre 8,8 y 149 mS/cm), con valores medios superiores a la salinidad del mar debido a la evaporación del agua durante los períodos de confinamiento (**Fig. 1**).



Figura 1.- Vista aérea de Fra Ramon, laguna confinada hiperhalina (Foto E. Marqués).

Aguas semiconfinadas salobres. Son masas de agua similares a las del grupo anterior, situadas muy cercanas al mar, pero en zonas donde hay una mayor circulación superficial o subterránea de agua dulce. La salinidad también es muy variable (conductividades medidas entre 0,74 y 51,4 mS/cm), pero sus valores medios están siempre por debajo de la salinidad del mar. (**Fig. 2**).

Aguas dulces fluctuantes. Incluye lagunas, canales y prados inundables típicos de llanura deltaica. El flujo de agua y su contenido de nutrientes es variable. El agua es siempre dulce, aunque ocasionalmente pueden tener intrusión marina (**Fig. 3**).

Humedales de agua dulce con alto contenido de nutrientes. Son lagunas de aguas dulces, como las del tipo 3, con un régimen de inundación alterado por la actividad humana, por ejemplo, con inundación dependiente del regadío de los campos de cultivo de la cuenca de drenaje.

Surgencias de agua dulce. Se trata de pequeñas depresiones de la llanura aluvial de alimentación básicamente subterránea, sin canales de aportación superficiales, de aguas relativamente pobres en nutrientes y ricas en macrófitos.

Hidrología y nutrientes

La hidrología de estas aguas costeras salobres es característica de los ecosistemas costeros mediterráneos. Las entradas de agua son irregulares y súbitas, coincidiendo con perturbaciones hídricas como temporales de mar, precipitaciones intensas o riadas (Quintana, 2002). A estas entradas puntuales les siguen largos períodos de confinamiento, durante los cuales baja el nivel del agua y aumenta la salinidad por evaporación. En verano el confinamiento es máximo, la mayor parte de la superficie de inundación se seca y sólo se mantiene agua en las zonas centrales de las lagunas permanentes.

Esta hidrología típicamente mediterránea, con entradas puntuales y largos períodos de confinamiento, condiciona la dinámica de nutrientes de estos ecosistemas. Las entradas de nitrógeno y fósforo coinciden con las entradas de agua, mientras que durante el confinamiento las aportaciones de nutrientes son prácticamente inexistentes, de manera que el sistema tiende a una cierta oligotrofia. Sin embargo, el confinamiento influye de manera diferente sobre la concentración de los diferentes nutrientes. Bajo condiciones de confinamiento el nitrógeno inorgánico es transferido a la atmósfera por desnitrificación, de manera que las concentraciones de nitrógeno inorgánico son muy bajas. Por el contrario, el fósforo tiene un comportamiento mucho más conservativo y tiende a acumularse. Este proceso, que se ha denominado confinamiento diferencial de los nutrientes (Quintana *et al.*, 1998a), tiene como resultado unos valores muy bajos de la relación nitrógeno/fósforo en estos ambientes y una consecuente limitación por nitrógeno de la producción primaria.

Algunos sistemas lagunares costeros reciben aportaciones más o menos continuas de agua dulce. A veces estas aportaciones son difíciles de percibir debido a la poca velocidad que tiene el agua en estos ambientes leníticos. En general, se trata de aportaciones de canales con poco caudal por los que circula agua mayoritariamente en otoño e invierno, que suelen secarse en verano. Algunos de ellos pueden llevar aguas de escorrentía procedentes del regadío durante buena parte del año, con lo que la variación estacional del caudal está muy alterada. Los aportes de agua dulce, además de reducir la salinidad, aportan nutrientes a las lagunas, mayoritariamente nitrógeno en forma de nitrato. Estos aportes de nitrato suelen provocar un incremento del grado de eutrofia de las lagunas receptoras, habitualmente pobres en nitrógeno. El contenido de

nitrito refleja también las condiciones de circulación del agua (**Fig. 4**), puesto que en situación de no entrada de agua el nitrito se pierde por desnitrificación. Así, el contenido de nitrito permite identificar si una laguna tiene entradas de agua o si se encuentra en situación de confinamiento (Quintana *et al.*, 1999). Por el contrario, incrementos en la concentración de fósforo en agua pueden deberse tanto a entradas como a redisolución del fósforo acumulado en el sedimento cuando el nivel del agua es bajo.

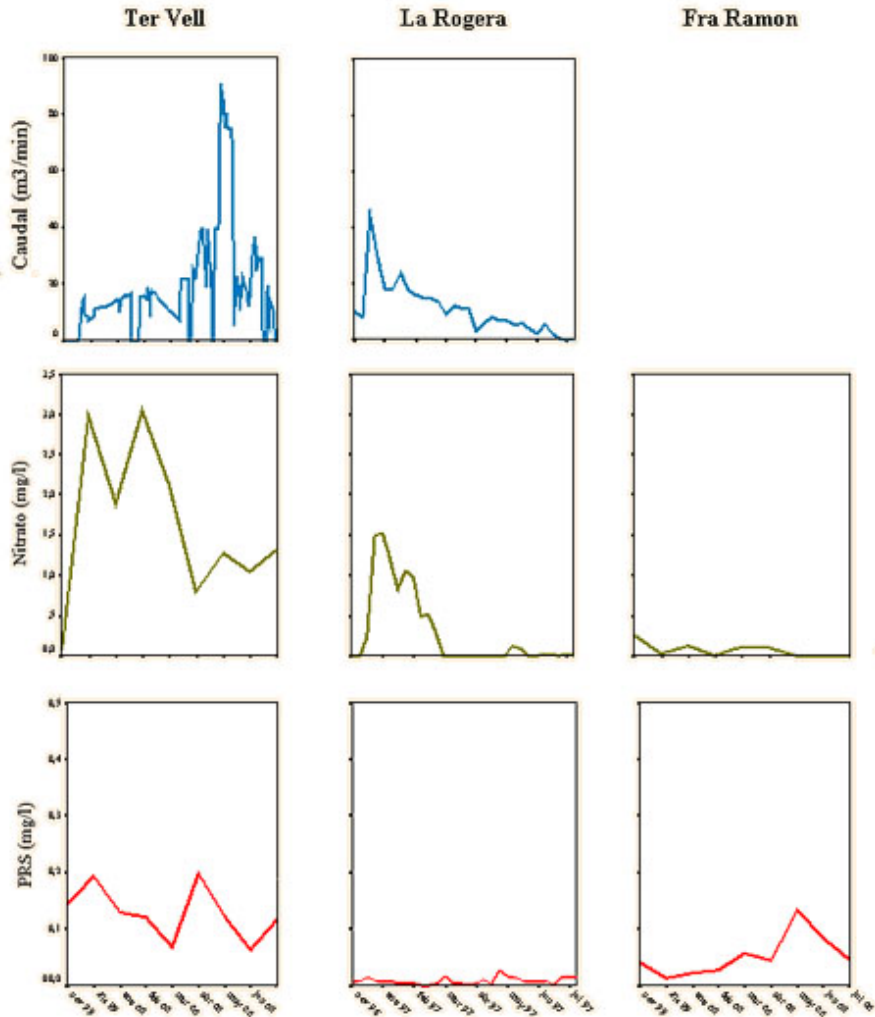


Figura 4.- Diferencias en la concentración de nitrito y fósforo reactivo soluble (PRS) en tres lagunas con diferencias en el caudal de entrada. En Ter Vell entra agua prácticamente todo el año y las concentraciones de nitrito son siempre altas; en Rogera sólo se encuentra nitrito durante el período invernal coincidiendo con la entrada de agua; Fra Ramon es una laguna confinada, sin caudal continuo de entrada y sólo aparece nitrito cuando hay entradas de agua marina. La concentración de PRS no depende únicamente del ciclo hidrológico, sino de otros factores, como el reciclado interno.

Obviamente, el confinamiento diferencial no afecta únicamente a nitrógeno y fósforo sino a todas las sustancias que el agua lleva en disolución, como pesticidas y metales pesados. El confinamiento causa, por un lado, la acumulación de los compuestos de difícil degradación y que circulan con dificultad a través del acuífero y, por otro lado, la desaparición de los compuestos más rápidamente degradables o con mayor movilidad a través del acuífero. Así, en algunas lagunas se han observado concentraciones altas de metales pesados en situaciones de máximo confinamiento. Por el contrario, determinados pesticidas de degradación más o menos rápida sólo aparecen cuando la tasa de renovación del agua es elevada (López-Flores *et al.*, 2003).

Productores primarios

Los estudios de la composición de fitoplancton en estos humedales costeros (Quintana y Moreno-Amich, 2002) muestran que en estas masas de agua dominan cianobacterias, dinoflagelados y haptófitos. En cambio, son escasos otros grupos algales muy abundantes en agua dulce, como las diatomeas o los clorófitos. La dominancia de cianobacterias puede explicarse por la baja relación nitrógeno/fósforo que conlleva el confinamiento diferencial de estos nutrientes, puesto que las cianobacterias pueden utilizar el nitrógeno atmosférico como fuente de nitrógeno inorgánico. Entre los dos otros grupos abundantes de fitoplancton, los dinoflagelados y los haptófitos, se encuentran gran número de especies mixótrofas, que pueden actuar a la vez como productores primarios y como consumidores de bacterias o de otras algas (Isaksson, 1998). La presencia de organismos mixótrofos se ve favorecida por los aportes de materia orgánica alóctona (Jones, 2000), que en este caso procede de la escorrentía y de la degradación parcial de la materia orgánica de la marisma adyacente a las lagunas.

Se ha estudiado con detalle la composición de la comunidad de diatomeas del perifiton de estos ambientes. Básicamente predominan cuatro géneros, *Cocconeis*, *Nitzschia*, *Navicula* y *Amphora*, siendo *Nitzschia* el género representado con mayor número de taxones. La mayoría de las especies de diatomeas presentes en estos ambientes son tolerantes a las fluctuaciones de salinidad, temperatura y concentración de nutrientes (Trobajo, 2003). Muchas de estas especies han sido también descritas como heterótrofas facultativas (Cholnoky, 1968; Hellenbust & Lewin, 1977; Chelf, 1990). Los factores que determinan la distribución de especies y las asociaciones de diatomeas en Aiguamolls de l'Empordà están relacionados con la entrada de energía al sistema, como confinamiento y productividad. Es destacable que un gran número de especies de diatomeas de estos ambientes presenten una variabilidad morfológica muy acusada, dificultando en gran medida su determinación taxonómica. Se ha podido comprobar que factores ambientales como salinidad, nutrientes y movimiento del agua afectan la morfología y ultraestructura de *Nitzschia frustulum*, una especie de diatomea considerada cosmopolita y muy abundante en estos sistemas (Trobajo *et al.*, 2004).

En algunas lagunas se encuentran praderas de macrófitos sumergidos donde predominan las fanerógamas del género *Ruppia* (*R. maritima* y *R. cirrhosa*). En función del régimen de permanencia del agua se establece la dominancia de una u otra especie. Así, las lagunas de inundación efímera suelen presentar praderas de *Ruppia maritima*, taxon que restablece anualmente sus poblaciones a partir del banco de semillas. Cuando la permanencia del agua es más prolongada, el dominio corresponde a *Ruppia cirrhosa*, una especie capaz de adaptar su ciclo vital a distintos períodos de inundación: en las aguas permanentes establece poblaciones perennes que se desarrollan vegetativamente (la reproducción sexual es casi inexistente), mientras que en las zonas de inundación temporal actúa como un terófito que basa su supervivencia en una notable producción de semillas (Gesti, 2000).

Productores secundarios

La composición del zooplancton en los humedales de l'Empordà responde básicamente a la dinámica hidrológica y a las perturbaciones que se producen en estos ecosistemas (Quintana *et al.*, 1998b). Así, se pueden discriminar diferentes situaciones, dominadas por determinadas especies, que se pueden ordenar en un gradiente circulación-confinamiento (**Tabla 1**). Durante los días inmediatamente posteriores a una perturbación hidrológica intensa dominan diversas especies de rotíferos del género *Synchaeta*, de pequeño tamaño y crecimiento rápido. Más adelante estos rotíferos son desplazados por copépodos de mayores dimensiones. Si existe un cierto flujo de entrada de agua y de nutrientes de baja intensidad, dominan los copépodos ciclopoideos. Por el contrario, si no hay entrada de agua y se inicia el confinamiento, predominan los copépodos calanoides. En condiciones próximas a la desecación aparecen especies más o menos relacionadas con el dominio bentónico, como el anfípodo *Gammarus aequicauda*. Ocasionalmente en determinadas condiciones de alto confinamiento, alta salinidad y bajo contenido de nutrientes, aparecen medusas de la especie *Odessia maeotica*. Por último, en situaciones de máximo confinamiento y en aguas muy eutróficas se pueden producir episodios de hipertrofia, debidos al exceso de acumulación de materia orgánica, con sobresaturación de oxígeno durante el día y anoxias nocturnas. Bajo estas condiciones se encuentran densas poblaciones de rotíferos del género *Brachionus* que toleran largos períodos de anoxia (Esparcia *et al.*, 1989).

Tabla 1.- Relación de especies que se encuentran en las distintas condiciones ambientales

CONDICIONES	ESPECIE DOMINANTE	OTRAS ESPECIES PRESENTES
Perturbación intensa	<i>S. kitina</i> y <i>Synchaeta</i> spp.	<i>Eutintinnus</i> sp.
Entrada continua de agua y nutrientes de baja intensidad	<i>Diacyclops bicupidatus odessanus</i>	<i>Diacyclops bisetosus</i> , larvas de calanoides, rotíferos del género <i>Hexarthra</i> y <i>Notholca</i>
Confinamiento y relativa oligotrofia	<i>Eurytemora velox/Calanipeda aquae-dulcis</i>	<i>Acartia</i> spp.
Elevado confinamiento y alto contenido de nutrientes	<i>Gammarus aequicauda</i>	<i>Cletocamptus confluens</i> , <i>Mesochra lilljeborgi</i> , <i>Harpacticus littoralis</i> , <i>Nitocra spinipes</i>
Elevado confinamiento, alta salinidad y bajo contenido de nutrientes	<i>Odessia maeotica</i>	<i>Polydora</i> sp.
Máximo confinamiento e hipertrofia	<i>Brachionus plicatilis</i>	

La composición de las comunidades bentónicas depende más de la heterogeneidad espacial que de la dinámica temporal, y se pueden identificar comunidades características en relación con la permanencia del agua. Las aguas permanentes tienen una comunidad bentónica con mayor diversidad, donde es característica la dominancia del anfípodo *Corophium orientale*. Las aguas semipermanentes y temporales presentan menor diversidad y un mayor número de especies con estructuras de resistencia para pasar la fase seca. *Gammarus aequicauda* y *Chironomus salinarius* son las especies más características en estas condiciones (Gascón, 2003).

No existe ningún patrón estacional en la dinámica de las comunidades acuáticas, sino que los principales cambios, tanto en el plancton como en el bentos, son irregulares, siguiendo la irregularidad de las perturbaciones hídricas. Sin embargo, sus efectos son diferentes en plancton y bentos. Mientras que en el plancton provocan que se establezca una situación concreta, con dominancia de unos taxones característicos (situación de *Synchaeta*), en el bentos causan una pérdida de la estructura propia de las comunidades características de condiciones estables (Gascón, 2003).

La composición de la comunidad piscícola en estas lagunas está condicionada por el origen de las aportaciones, que a su vez presentan una gran variabilidad estacional e interanual (Moreno-Amich *et al.*, 1996). Durante los temporales de mar, se produce una entrada masiva de peces marinos. La anguila (*Anguilla anguilla*), el pejerrey (*Atherina boyeri*), el góbido *Pomatochistus microps* y varias especies de lisas (mugílidos) son las especies más características. Por el contrario, las aportaciones de agua dulce aportan especies de origen limnético. Por esta vía penetran la carpa (*Cyprinus carpio*), el escardinio (*Scardinius erythrophthalmus*), la gambusia (*Gambusia holbrooki*) y el pez sol (*Lepomis gibbosus*), todas ellas introducidas. Es destacable la presencia en las lagunas más salobres de Aiguamolls de l'Empordà de poblaciones estables de fartet (*Aphanius iberus*), especie de ciprinodóntido endémica del litoral de la Península Ibérica. Los refugios de población de fartet en la zona han disminuido notablemente durante las últimas décadas como consecuencia de la degradación del hábitat característico de esta especie, del aumento de la eutrofización y de la competencia con otras especies introducidas, sobre todo la gambusia (Planelles-Gomis, 1999).

Interacciones ecológicas y el tamaño corporal

Estudios recientes sobre la estructura de la comunidad planctónica ponen de manifiesto que la diversidad de especies (índice de Shannon) suele ser mayor en situaciones de inundación y tiende a disminuir con la estabilidad. Con la entrada de agua durante las perturbaciones llegan a las lagunas nuevas especies y se crean nuevos espacios para la colonización. Por el contrario, durante el confinamiento las interacciones entre especies son mucho más intensas y favorecen la exclusión competitiva, que lleva a la dominancia de una única especie, generalmente de calanoide. En estas situaciones

de exclusión competitiva adquiere especial importancia la competencia intraespecífica, que puede condicionar la estabilidad de las poblaciones si los adultos limitan o condicionan el desarrollo de las formas juveniles. En este sentido, se ha podido observar en los copépodos un cambio en la composición de aminoácidos a lo largo del desarrollo larvario, que indica un cambio en la dieta y consecuente partición del nicho entre estadios diferentes de la misma especie. Estos cambios en la dieta, que permiten disminuir la competencia entre adultos y larvas de la misma especie, no se observan en los cladóceros (Bruçet, 2003).

El papel del tamaño corporal en la estructuración de las comunidades se hace evidente cuando se calcula la diversidad de tamaños y se compara con la diversidad de especies (Bruçet, 2003). Mientras la diversidad de especies tiende a disminuir a lo largo de la sucesión a causa de la exclusión competitiva, la diversidad de tamaños aumenta, hecho que puede relacionarse con una repartición del nicho trófico entre diferentes estadios de la misma especie en situaciones de exclusión competitiva. La importancia del tamaño corporal también se ha puesto de manifiesto en la estructura de la comunidad bentónica (Gascón, 2003) y en la de lagunas temporales de agua dulce (Boix *et al.*, 2004).

Proyectos de restauración en los humedales de l'Empordà

A consecuencia de la actividad agrícola y turística que existe en la costa, los humedales de l'Empordà han sufrido una drástica regresión y una progresiva eutrofización durante la segunda mitad del pasado siglo. En la actualidad, la mayor parte de los humedales tiene alguna figura de protección. Los humedales de la comarca del Alt Empordà están incluidos en el Parque Natural de Aiguamolls de l'Empordà, y gran parte de los humedales de la comarca del Baix Empordà forma parte de la red Natura 2000. En estos últimos se ha llevado a cabo recientemente un proyecto *Life* de restauración con dos objetivos principales. El primero, la mejora de la calidad del agua en una laguna costera de agua dulce mediante el dragado del sedimento en los puntos con mayor contenido orgánico y la construcción de unos humedales de depuración para reducir la carga de nutrientes que entra a la laguna (Badosa *et al.*, 2004). El segundo, el incremento de los refugios de población de fartet, mediante la construcción de nuevas lagunas salobres y la posterior introducción de individuos procedentes de la zona, criados en cautividad (Pou-Rovira *et al.*, 2004). Los resultados muestran, en el primer caso, una reducción de las cargas de nitrógeno que entran a la laguna objeto de restauración y, en el segundo caso, un incremento apreciable de las poblaciones de fartet.

Referencias

- Badosa, A., Quintana, X. D., Boix, D., Martinoy, M., Gifre, J., Bruçet, S. y López-Flores, R. 2004. *Seguimiento de la hidrología y la calidad del agua en la laguna de Ter Vell*. Informe final proyecto Life (LIFE 99 NAT/E/006386). Universidad de Girona, España.
- Boix, D., Sala, J., Quintana, X.D. y Moreno-Amich, R. 2004. Succession of the animal community in a Mediterranean temporary pond. *Journal of the North American Benthological Society* 23: 29-49.
- Bruçet, S. 2003. *Zooplankton structure and dynamics in Mediterranean marshes (Empordà Wetlands): a size-based approach*. Tesis Doctoral. Universidad de Girona, España.
- Chelf, P. 1990. Environmental control of lipid and biomass production in two diatom species. *Journal of Applied Phycology* 2: 121-129.
- Cholnoky, B.J. 1968. *Die Ökologie der Diatomeen in Binnengewässern*. Cramer J., Lehre, Alemania.
- Esparcia, A., Miracle, M. R. y Serra, M. 1989. *Brachionus plicatilis* tolerance to low oxygen concentrations. *Hydrobiologia* 186/187: 331-337.
- Gascón, S. 2003. *Estructura i dinàmica del sistema bentònic en llacunes costaneres dels Aiguamolls de l'Empordà*. Tesis Doctoral. Universidad de Girona, España.
- Gesti, J. 2000. *El poblament vegetal dels Aiguamolls de l'Empordà: efectes de la creació del Parc Natural sobre la vegetació i propostes per a una gestió dels hàbitats*. Tesis doctoral. Universidad de Girona, España.
- Hellebust J.A. & Lewin J., 1977. Heterotrophic nutrition. En *The biology of Diatoms* (eds.Werner D.), pp.169-197. University of California Press, Berkeley, California.
- Isaksson, A. 1998. Phagotrophic phytoflagellates in lakes - a literature review. *Archiv für Hydrobiologie, Special Issues*,

Advances in Limnology 51: 63-90.

Jones, R. J. 2000. Mixotrophy in planktonic protists: an overview. *Freshwater Biology* 45: 219-226

López-Flores, R., Quintana, X.D., Salvadó, V., Hidalgo, M., Sala, L. y Moreno-Amich, R., 2003. Comparison of nutrient and contaminant fluxes in two areas with different hydrological regimes (Empordà wetlands, NE Spain). *Water Research* 37: 3034-3046.

Moreno-Amich, R., Pou-Rovira, Q. y Suñer, L. 1996 *Atlas de peixos del Parc Natural dels Aiguasmolls de l'Empordà*. Universidad de Girona, España.

Planelles-Gomis, M. (ed.). 1999. *Los Cyprinodontiformes Ibéricos*. Generalitat Valenciana, España.

Pou-Rovira, Q., Alcaraz, C., Feo, C., Zamora, L. y Moreno-Amich, R. 2004. *Recuperació de l'hàbitat de fartet (Aphanius iberus) a la Pletera*. Informe final projecte Life (LIFE 99 NAT/E/006386). Universidad de Girona, España.

Quintana, X. D. y Moreno-Amich, R. 2002. Phytoplankton composition of Empordà salt marshes, Spain and its response to freshwater flux regulation. *J. Coastal Research* (special issue) 36: 581-590.

Quintana, X. D., Comín, F.A. y Moreno-Amich, R. 1998a. Nutrient and plankton dynamics in a Mediterranean salt marsh dominated by incidents of flooding. Part 2: Response of zooplankton community to disturbances. *J. Plankton Research* 20: 2089-2107.

Quintana, X. D., Moreno-Amich, R. y Comín, F.A. 1998b. Nutrient and plankton dynamics in a mediterranean salt marsh dominated by incidents of flooding. Part 1: Differential confinement of nutrients. *J. Plankton Research* 20: 2109-2127.

Quintana, X. D., Suñer, L., Trobajo, R., Gascón, S. y Moreno-Amich, R. 1999. Nutrientes y renovación del agua en aiguamolls de l'Empordà (NE de la Península Ibérica). Uso potencial de agua residual para la inundación de zonas húmedas. *Limnetica* 16: 49-59.

Quintana, X. D. 2002. Estimation of water circulation in a Mediterranean salt marsh and its relationship with flooding causes. *Limnetica* 21: 25-35.

Trobajo, R. 2003. *Ecological analysis of periphytic diatoms in Mediterranean coastal wetlands (Empordà wetlands, NE Spain)*. Tesis Doctoral. Universidad de Girona, España.

Trobajo, R., Quintana, X. D. y Moreno-Amich, R. 2002. Model of alternative predominance of phytoplankton-periphyton-macrophytes in relation to nutrient level in lentic systems in Mediterranean coastal wetlands. *Archiv für Hydrobiologie* 154: 19-40

Trobajo, R., Cox, E. J., y Quintana, X. D. 2004. The effects of some environmental variables on the morphology of *Nitzschia frustulum* (Bacillariophyta), in relation its use as a bioindicator. *Nova Hedwigia* (en prensa).