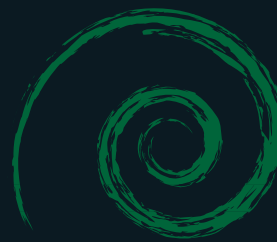


# GESTIÓ I RESTAURACIÓ DE LLACUNES COSTANERES MEDITERRÀNIES A EUROPA

Xavier Quintana, Dani Boix, Stéphanie Gascón, Jordi Sala  
(Coordinadors)



**CÀTEDRA**  
D'ECOSISTEMES  
**LITORALS**  
MEDITERRANIS





Aquesta publicació està inclosa dins les accions del Projecte Life Pletera (LIFE13 NAT/ES/001001)

---



---

Amb el suport de:







## Edició

Càtedra d'Ecosistemes Litorals Mediterranis  
Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter  
Museu de la Mediterrània

## Coordinadors del volum

Xavier Quintana, Dani Boix, Stéphanie Gascón, Jordi Sala

## Coordinador colecció "Recerca i Territori"

Xavier Quintana

## Disseny Gràfic

Glòria Martí Romaní

## Impremta

Gràfiques Agustí  
Impressió amb paper reciclat Cyclus print

ISSN: 2013-5939

Dipòsit legal: GI 663-2018

Amb el suport de:

---





# Índex

1. Introducció: un enfocament integrador per a la restauració de les llacunes costaneres mediterrànies .....	9
(Francisco A. Comín)	
2. El paper de la vegetació i del sòl de les maresmes mediterrànies en el balanç global de carboni.....	23
(Lorena Carrasco-Barea, Dolors Verdaguer, Maria Gispert, Laura Llorens)	
3. Protegir i restaurar la maresma i els prats de fanerògames marines de la llacuna de Venècia .....	39
(Davide Tagliapietra, Damiano Baldan, Alberto Barausse, Alessandro Buosi, Daniele Curiel, Irene Guarneri, Giuseppe Pessa, Andrea Rismondo, Adriano Sfriso, Dario Smania, Annamaria Volpi Ghirardini)	
4. Quan mantenir la integritat i la complexitat ecològiques és la millor eina de restauració: el cas de la llacuna del Mar Menor .....	67
(Ángel Pérez-Ruzafa, Concepción Marcos, Isabel María Pérez-Ruzafa)	
5. El Tancat de la Pipa: un cas de reassignació-restauració ecològica dins del Parc Natural de l'Albufera de València .....	97
(María A. Rodrigo, Sara Calero, Carmen Rojo & Matilde Segura)	
6. Restauració i gestió de les llacunes costaneres del Delta de l'Ebre .....	123
(Carles Ibáñez, Nuno Caiola, Patricia Prado, Sofia Rivaes)	
7. La importància de la connectivitat hidrològica per a la gestió de les llacunes costaneres: Cal Tet i La Ricarda (Delta del Llobregat, Espanya) com estudis de cas .....	147
(Miguel Cañedo-Argüelles, Marina Almendo, Enric de Roa, Narcís Prat)	
8. Actuacions de gestió i restauració de les llacunes costaneres confinades mediterrànies als Aiguamolls de l'Empordà i el Baix Ter.....	173
(Xavier D. Quintana, Dani Boix, Xavier Casamitjana, Àgata Colomer, Jordi Compte, David Cunillera-Montcusí, Stéphanie Gascón, Frederic Gich, Anna Menció, Mònica Martinoy, Jordi Montaner, Josep Pascual, Jordi Sala, Joan Solà, Irene Tornero)	
9. Les mallades de <i>La Devesa del Saler</i> : La recuperació d'un conjunt de llacunes interdunars costaneres al Parc Natural de l'Albufera .....	193
(Xavier Armengol, María Antón-Pardo, Raquel Ortells, Carla Olmo)	



# Introducció: un enfocament integrador per a la restauració de les llacunes costaneres mediterrànies

Francisco A. Comín\*

Instituto Pirenaico de Ecología-CSIC. Av. Montañana, 1005 // Av. Victoria, s/n. 50059 Saragossa // 22700 Jaca (Osca). Espanya

\* Correu electrònic: [comin@ipe.csic.es](mailto:comin@ipe.csic.es)

# Introducció

La restauració d'ecosistemes degradats s'ha desenvolupat durant les últimes tres dècades, passant de simples experiències de prova i error a un enfocament basat en un sistema de referència per guiar i provar projectes de restauració (Van Andel & Aronson, 2006). Un enfocament comú ha estat l'ús d'un ecosistema en bon estat ecològic i un ecosistema degradat com a referències per estudiar i avaluar els resultats de les accions de restauració (Rey-Benayas et al., 2009). Aquest mètode permet comparar les característiques de l'ecosistema restaurat amb les del mateix ecosistema degradat abans d'implementar accions de restauració. Estudis recents també han reconegut la importància d'incorporar aspectes socials i econòmics, juntament amb aspectes científicotècnics, en projectes de restauració. Recentment, Comín et al. (2018) han proposat un enfocament de restauració basat en l'avaluació dels serveis dels ecosistemes per restablir territoris compostos per un mosaic d'ecosistemes com les conques hidrogràfiques. L'ecologia de la restauració també ha avançat ràpidament en les últimes dècades, proporcionant els fonaments per estimular iniciatives i projectes de restauració ecològica, inclosos els relacionats amb els ecosistemes costaners i els impulsors socioecològics (De Wit et al., 2017).

Moltes llacunes costaneres mediterrànies (LCM) es degraden a causa de les transformacions de l'ús del sòl al voltant de les llacunes i dels abocaments continus de contaminants per part d'activitats humanes continentals. Els canvis costaners globals han estat causats principalment per impactes directes i indirectes de les poblacions humanes (Valiela, 2006). Així, les causes de la degradació de les llacunes costaneres provenen, no totes però sí la majoria, de fora de les llacunes, per la qual cosa la seva restauració s'hauria d'orientar, no únicament però sí principalment, a accions externes a les llacunes costaneres. La intensa degradació de les LCM es va produir després d'alguns canvis socioecològics importants. La regulació dels fluxos fluvials va disminuir la quantitat de sediments transportats i dipositats al llarg de les costes, reduint les seves transformacions geomorfològiques i la formació de noves llacunes costaneres. La urbanització de les costes mediterrànies va reduir la seva capacitat de formar noves àrees de llacunes. El canvi climàtic és un repte i una oportunitat per a la recuperació de les LCM, ja que comporta una intensa activitat geomorfològica a les costes mediterrànies a causa de freqüents temporals de mar i altres impactes del canvi climàtic.

L'ecologia general de les LCM va ser descrita per Guelorget & Perthuisot (1983), que van proposar un model senzill de característiques ecològiques de diferents llacunes costaneres en relació amb el gradient d'aigua dolça-aigua de mar d'una banda i el gradient d'evaporació de l'altra (Fig. 1 ). Bàsicament, el grau de barreja de l'aigua dolça i l'aigua de mar i la renovació de l'aigua són els principals factors que determinen les característiques estructurals i funcionals de les llacunes costaneres, ja que tant les comunitats biològiques com els processos biogeoquímics, així com els socioeconòmics (Anthony et al., 2009) estan estretament relacionats amb el gradient d'aigua dolça-aigua de mar (Kjerfve, 1994) i les seves característiques associades. De fet, les comunitats biològiques de les llacunes costaneres són el resultat del procés evolutiu d'adaptació a la salinitat de l'aigua, que és un factor ecofisiològic important que regula la capacitat de les espècies per viure a l'aigua amb diferents concentracions de sal. La barreja d'aigua marina i aigua dolça i l'evaporació de l'aigua són els principals processos físics que regulen la resta de les característiques ecològiques de les llacunes costaneres, que estan estretament relacionades amb els processos hidrodinàmics que tenen lloc a la zona costanera (Ayala-Castañares & Phleger, 1969).

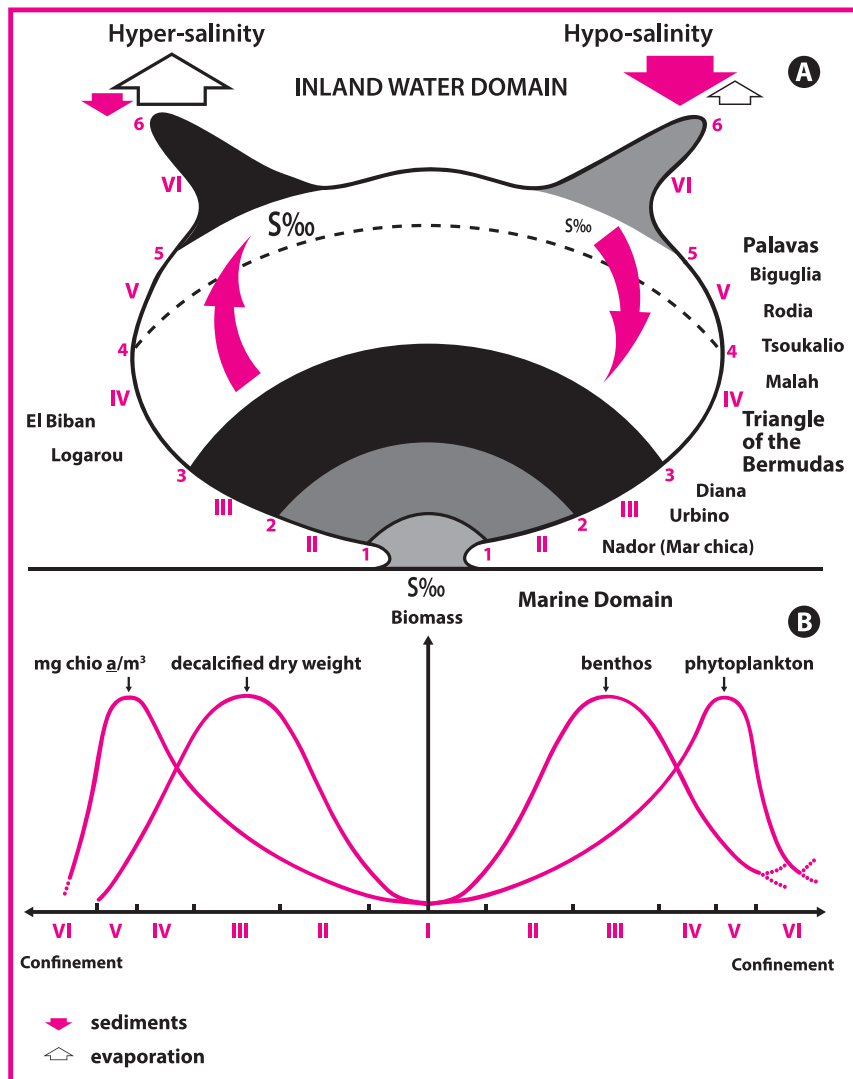


Fig. 1. Model "le domain paralique" de les característiques ecològiques al llarg dels gradients de confinament (Guelorget & Perthisot 1983) il·lustrats amb exemples de diferents LCM.

Cloern (2001) va mostrar la relació directa entre l'augment de les entrades de nutrients i altres estressors (pesca intensiva i aqüicultura, espècies invasores, contaminants tòxics) i els seus impactes en els sistemes aquàtics costaners en termes d'eutrofització, salut humana i costos socioeconòmics, i va suggerir algunes accions potencials per invertir l'efecte d'aquests factors d'estress. Tanmateix, el procés invers, després d'eliminar els estressors, no és senzill, ja que pot adoptar formes alternatives. Malgrat tot, s'observa una tendència general cap a la millora de les característiques de l'ecosistema a llarg termini, especialment si l'eliminació d'estressors es combina amb millores hidrogeomorfològiques per facilitar els intercanvis d'aigua amb el mar (Viaroli et al., 2007; 2008).

La fundació de la Societat per a la Restauració Ecològica el 1987 i la Conferència de les Nacions Unides sobre Medi Ambient i Desenvolupament el 1992 van augmentar la preocupació ambiental per restaurar els ecosistemes degradats. Diverses reunions entre organismes governamentals i no governamentals durant el segle XX van establir compromisos per posar en pràctica la restauració ecològica a gran escala. Aquestes i moltes altres iniciatives indiquen l'interès d'oferir tant els fonaments científics com

l'experiència tècnica per planificar, executar i monitoritzar programes, accions i projectes de restauració ecològica. En aquest article es revisen alguns dels aspectes principals que cal tenir en compte per a la restauració de les LCM.

## El marc per a la restauració de les llacunes costaneres mediterrànies

Les llacunes costaneres són ecosistemes típics de les costes sedimentàries, on una barra de sorra dipositada per corrents marítimes limita i tanca progressivament una zona del mar lligada al continent o a la part terrestre d'una illa. Les actuals llacunes costaneres es van formar després de l'última glaciació, quan l'augment del nivell del mar es va estabilitzar. Les seves característiques geomorfològiques estan regulades per la interacció entre el mar i l'aigua continental i pels fluxos de sediments, que poden estar fortament regulats per l'acció humana, així com altres factors com el vent i les interaccions biòtiques (Carter, 1988). Les llacunes costaneres es distribueixen al llarg de les costes baixes de la costa mediterrània (Fig. 2).

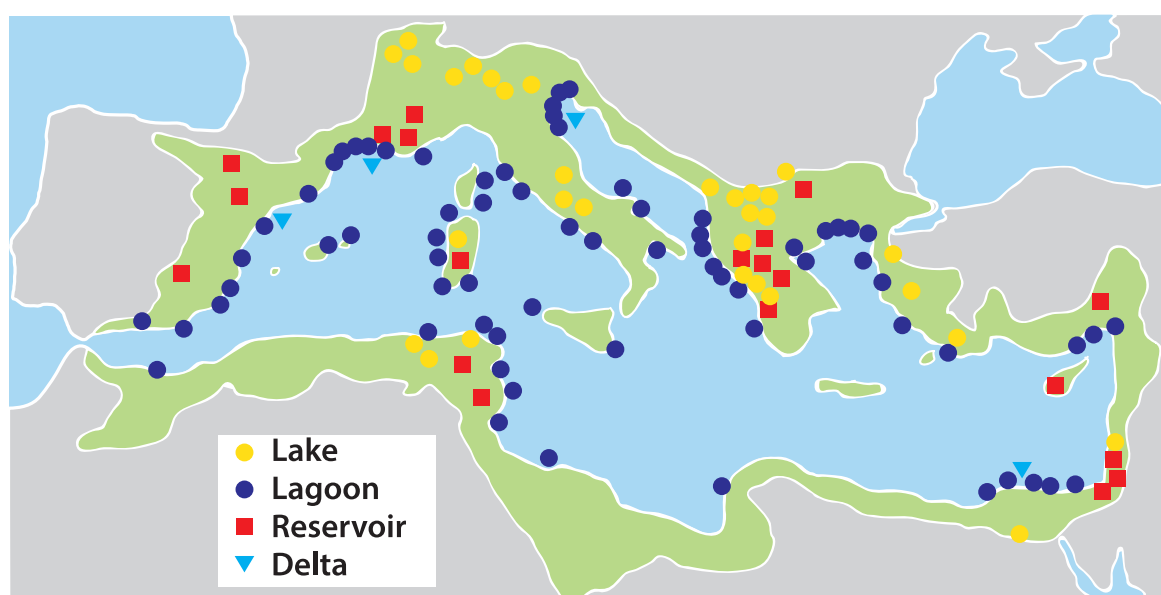


Fig. 2. Distribució dels principals sistemes de llacunes costaneres al Mediterrani (modificat de Pearce & Crivelli 1994).

El marc impuls-pressió-estat-impacte-resposta (DPSIR per les sigles en anglès) (Fig. 3) és un enfocament útil per entendre les opcions de restauració de les llacunes costaneres degradades (Pirrone et al., 2005; Pastres & Solidoro, 2012). Les entrades continentals regulades van causar la sedimentació i pèrdua de qualitat de l'aigua de moltes LCM (Comín & Valiela, 1993; Menéndez & Comín, 2000). La dinàmica costanera, inclosos els corrents i les ones marines, hauria de ser un dels principals impulsors de l'evolució de les LCM. No obstant això, a causa de la poca amplitud de les mareas mediterrànies (a excepció d'algunes zones costaneres com la costa del nord de l'Adriàtic), l'energia de la marea és molt baixa per impulsar les principals característiques de les LCM. En canvi, els temporals de mar més freqüents i l'augment del nivell del mar causat pel canvi climàtic són importants conductors geomorfològics dels intercanvis LCM-mar.



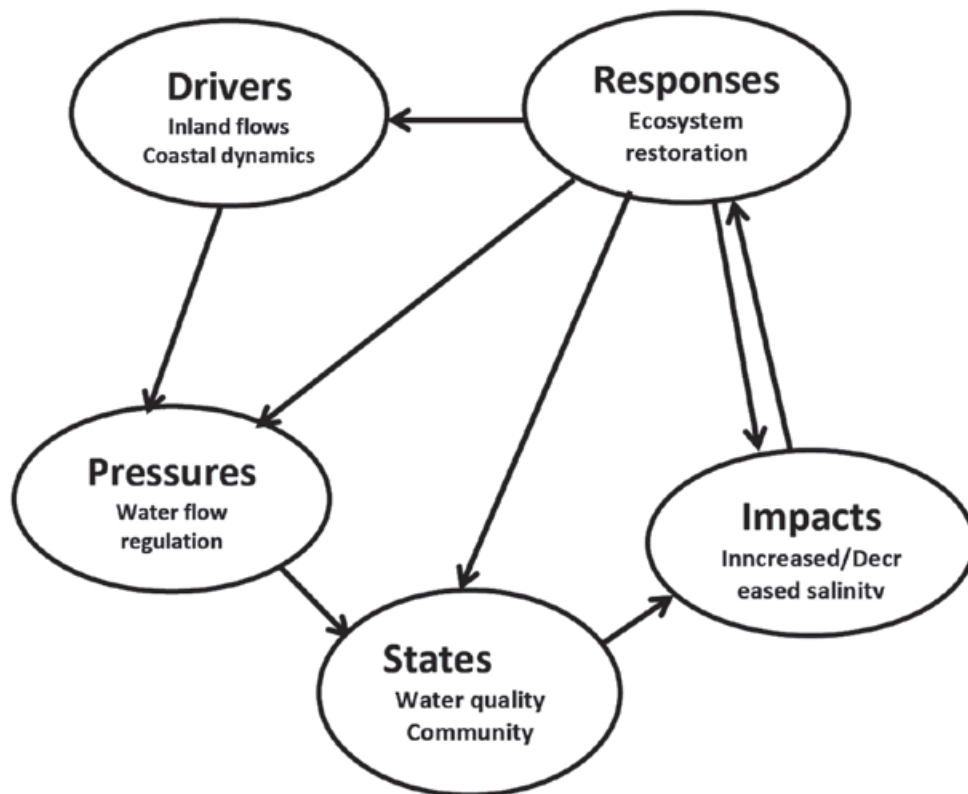


Fig. 3. Esquema que mostra els factors determinants (*Drivers*), pressions, característiques d'estat ecològic (*States*), impactes i respostes de les llacunes costaneres.

Canvis en les quantitats i les característiques de l'aigua continental que flueix cap a les LCM pressionen el seu funcionament ecològic. Per exemple, es van produir alteracions de la xarxa tròfica d'algunes LCM després d'un abocament intensiu de plaguicides associat a les aigües residuals agrícoles. L'augment dels fluxos d'aigua continental (o la disminució de l'intercanvi llacuna-mar), disminueix la salinitat de LCM i, exerceix una pressió significativa sobre l'ecologia de LCM, ja que alteren el balanç hídric d'aigua dolça-salada de les llacunes. Les LCM són sistemes molt tancats i no pateixen una hidrodinàmica intensa. Així, en general, l'augment dels intercanvis d'aigua llacuna-mar afectarà positivament l'estat ecològic d'una llacuna costanera, un efecte rejuenidor en la seva història geomorfològica. Tanmateix, les entrades d'aigua de mar contaminada a les llacunes prístines provocaran una degradació de les seves característiques ecològiques.

L'estat de moltes LCM és deficient a causa de l'artificialització de les seves costes i, especialment, dels canals d'entrada del continent i els que connecten la llacuna amb el mar. A més, moltes tenen una baixa qualitat de l'aigua a causa del balanç hídric alterat, que afecta tots els aspectes ecològics de l'ecosistema, des de les característiques físiques i químiques de l'aigua fins a la pesca. Les espècies invasores produeixen canvis significatius en l'estructura biològica d'algunes LCM.

La pèrdua de biodiversitat, la disminució o l'augment de la salinitat i l'eutrofització afecten significativament les llacunes costaneres (Pérez-Ruzafa et al., 2011). Sovint, les accions per mitigar aquests impactes en les llacunes costaneres es basen en aspectes parcials del seu funcionament ecològic. Reduir l'abocament de contaminants, eliminar espècies invasores, regular la pesca i eliminar l'excés de sediments acumulats són les respostes habituals per millorar l'estat de les LCM degradades. Tanmateix, la restauració requereix un enfocament d'ecosistemes i accions destinades a eliminar les causes de la degradació i no només els seus

efectes. Per exemple, l'eliminació del sediment acumulat per un excés d'entrades continental requereix canviar les entrades i no només eliminar els sediments, ja que aquesta acció només funcionarà de manera temporània, ja que no eliminarà la causa de l'acumulació de sediments.

A més, un pla de restauració requereix tenir en compte el marc socioecològic del sistema a restaurar, que és especialment rellevant a la zona costanera, on molts aspectes socioeconòmics depenen de l'estat i de la gestió dels recursos naturals. Per exemple, la important indústria de la cloïssa desenvolupada en algunes llacunes podria veure's afectada negativament si es restringeixen les entrades d'aigua dolça, perquè els nutrients associats als fluxos d'aigua dolça afavoreixen el creixement de fitoplàncton que alimenta els bivalves. No obstant, els cultius de bivalves en muscleres pot causar un excés d'acumulació de matèria orgànica en el sediment de la llacuna en relació a la capacitat oxidativa de la llacuna i, en conseqüència, la seva eutrofització (Marinow et al., 2008).

## La restauració de les llacunes costaneres mediterrànies

A causa de la poca amplitud de les mareas mediterrànies (20 cm de mitjana, amb algunes excepcions, com a la costa del nord de l'Adriàtic), l'energia de l'onada és relativament baixa. En canvi, les entrades continentals han estat contaminant i abocant materials des de mitjans del segle XX, després de la intensificació de les pràctiques agrícoles. Aquests factors, juntament amb la pèrdua d'hàbitats per canvis en la cobertura del sòl, han estat els principals impulsors de la degradació de les llacunes costaneres mediterrànies. L'expansió agrícola durant el segle passat i la urbanització durant el mig segle passat han afectat negativament l'estat de les LCM.

La restauració de les llacunes costaneres s'hauria de centrar primer en la dinàmica del litoral i en la seva capacitat geomorfològica per a crear noves llacunes. Les llacunes costaneres, especialment les LCM, són efímeres. Tendeixen a tancar les seves connexions amb el mar i acumular sediments, disminuint les zones d'aigües obertes i finalment es converteixen en maresma. Aquest procés natural pot trigar entre cent i milers d'anys. Al llarg d'un litoral modelat per processos geomorfològics naturals, es formen noves llacunes costaneres, ja que l'acreció d'antigues llacunes es produeix en aquesta escala temporal. No obstant això, a causa de les pressions antròpiques, aquests processos naturals estan restringits en l'actualitat, i la formació de noves llacunes costaneres és molt limitada al llarg del litoral mediterrani, amb poques excepcions a la desembocadura d'alguns deltes. No obstant això, fins i tot en aquestes zones la formació de noves llacunes es veu alterada a causa de les intenses regulacions del flux fluvial.

L'augment del nivell del mar com a conseqüència del canvi climàtic pot ser una oportunitat per recrear les llacunes costaneres. Els temporals de mar més intensos i freqüents augmentaran la comunicació de les llacunes costaneres amb el mar i afavoriran la deposició de sediments a les barres costaneres. Aquesta restauració passiva, juntament amb una estratègia d'adaptació per utilitzar la zona costanera per a activitats antròpiques, pot contribuir a millorar l'estat de les LCM degradades a curt i mig termini i a recrear-ne de noves a llarg termini. Es pot argumentar que també provocarà la salinització de les zones costaneres continentals. No obstant això, en molts casos, aquestes àrees eren zones marines i de maresma reblertes de manera artificial amb sediments per a usos agrícoles o urbanitzats. A més, la creixent interacció entre el mar i el continent afavorirà la pesca costanera a causa de l'alliberament de nutrients dels sòls inundables

i augmentarà els aiguamolls naturals a la zona costanera mediterrània, que han disminuït la seva extensió com a conseqüència dels intensos processos d'agricultura, indústria i urbanització. L'adaptació a l'augment del nivell del mar i als cada vegada més freqüents temporals de mar supose un repte per assegurar la vida de les persones que viuen a les costes mediterrànies i la recuperació d'entorns costaners artificials i degradats. Es tracta d'un enfocament socioeconòmic més eficaç que tornar a omplir les platges amb sorra del mar obert i construir barreres. L'enfocament integrat de gestió de zones costaneres (ICZM per les sigles en anglès) intenta incorporar aquests punts de vista amb el suport de l'ONU per al medi ambient (<https://www.unenvironment.org>). Tanmateix, l'adaptació als canvis de les dinàmiques marines no serà eficaç si es produeixen gran pressions sobre les LCM, com ara l'expansió urbana i la cobertura del sòl i els canvis d'ús, més ràpidament que (i contra) l'estratègia d'adaptació (El Asmar et al., 2012).

El primer pas per planificar la restauració ecològica de les LCM és eliminar les causes de la degradació de la llacuna. És fonamental conèixer la dinàmica costanera i la seva capacitat geomorfològica per recrear les llacunes (Carter, 1988), perquè aquest coneixement pot orientar o almenys configurar el marc per prioritzar les accions de restauració a grans escales espacials i temporals (Fig. 4).

Es pot exigir una intervenció física per restablir l'entrada adequada d'aigua salada i continental, i els hàbitats que envolten una llacuna costanera en són una part important. Tant els aiguamolls d'aigua dolça com les maresmes tenen papers clau no només en l'aigua i la dinàmica de sediments, sinó també en l'eliminació de contaminants que entren a les LCM i proporcionant hàbitats per a moltes espècies. La interacció entre les aigües obertes i els aiguamolls circumdants també és una part clau dels processos biogeoquímics en tot l'ecosistema. L'eliminació de sediments és una acció eficaç per rejuvenir l'estat de petites llacunes eutròfiques costaneres o per facilitar els fluxos d'aigua en els rius de marea i els canals d'entrada. Des d'aquest punt de vista, és important conèixer la profunditat de criptodepressió (la profunditat de la columna d'aigua per sota del nivell del mar) perquè és la part de la columna d'aigua que facilita l'entrada d'aigua de mar. A més, a les llacunes perpendiculars al litoral originat des de les desembocadures de riu abandonades, aquesta part de la columna d'aigua es pot convertir en anòxica a causa de l'establiment d'una haloclina (Armengol et al., 1983; Rojo & Miracle, 1989; Paches et al., 2014), especialment si aquestes llacunes han patit contaminació orgànica (Koutsodendris et al., 2015).

La renovació de l'aigua és una característica clau de la LCM. En general, la renovació de l'aigua de mar és molt baixa (menys de 6 mesos), ja que la majoria de LCM són molt tancades i l'intercanvi d'aigua de mar està restringit a causa del règim micromareal a la majoria de les costes mediterrànies. Per tant, l'aigua pot romandre a la llacuna durant 1 a 6 mesos, acumulant sediments i matèria orgànica, amb l'èmfasi posat en el metabolisme dels ecosistemes. En qualsevol cas, la renovació de l'aigua és una característica clau que cal prendre com a referència per a la majoria de processos biogeoquímics i biològics. Els tractaments químics no són eficaços per millorar la qualitat de les aigües costaneres a causa dels seus habituals volums elevats d'aigua, la dinàmica i la barreja d'aigua dolça i marina.

Modificar la xarxa tròfica de les LCM pot ser una bona estratègia per recuperar l'estructura biològica i la qualitat de l'aigua. Per exemple, plantar i facilitar el creixement de macròfits submergits provocarà la sedimentació de sòlids suspesos i disminuirà la turbolesa de l'aigua. Es pot obtenir un efecte similar estimulando la filtració del fitoplàncton per part del zooplàncton, i afavorint el desenvolupament de determinades espècies de zooplàncton. Tanmateix, aquests enfocaments no tindran un efecte significatiu en les grans llacunes o amb diferents entrades d'aigua de mar, la qual cosa dificulta el control dels fluxos d'aigua i de les poblacions biològiques.

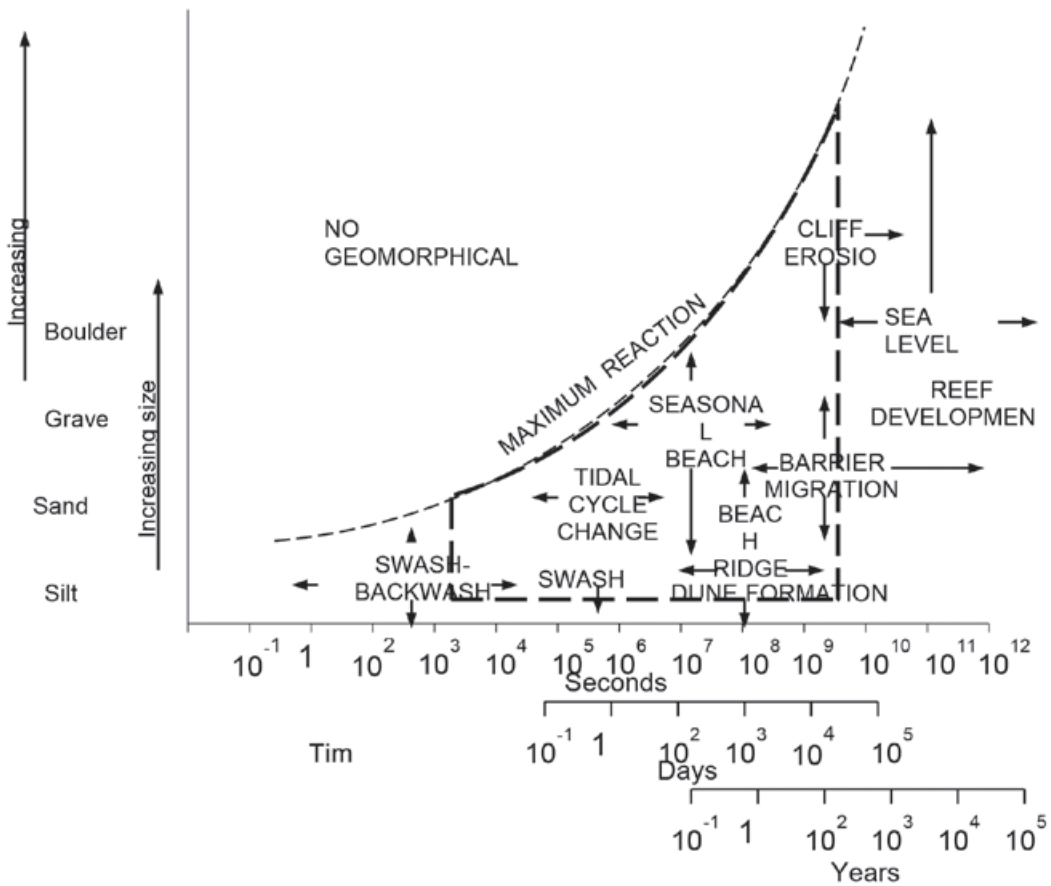
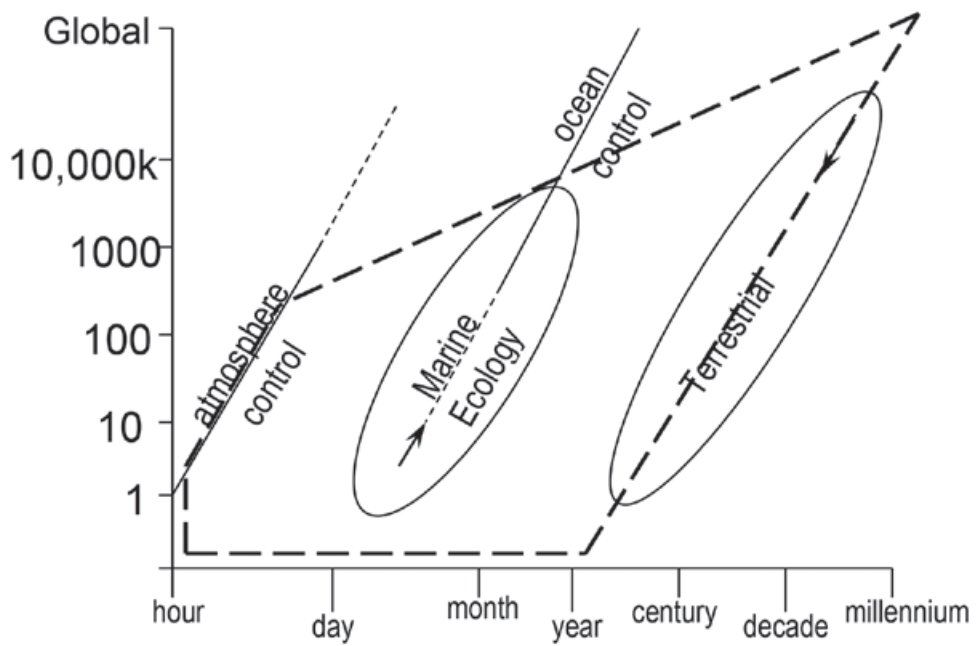


Fig. 4. Principals processos que regulen les característiques ecològiques de les llacunes costaneres a diferents escales espacials i temporals (Comín *et al.* 2004).

Tots aquests suggeriments són eines eficaces en ecosistemes aquàtics amb petits volums d'aigua i una renovació d'aigua molt més baixa que la de les llacunes costaneres. Per tant, aquests suggeriments s'han d'avaluar tenint en compte l'extensió de la llacuna, el volum de l'aigua i els intercanvis amb el continent i el mar, cosa que dificultarà l'aplicació d'aquestes mesures. Per exemple, l'eliminació dels peixos, que mengen o arrenquen els macròfits, facilitant la resuspensió de sediments i les aigües tèrboles, no és fàcil en llacunes costaneres de grans volums, però pot ser una bona estratègia per a petites llacunes costaneres amb una connexió molt restringida i amb un intercanvi molt baix amb el mar, com ara estanys costaners amb intenses pressions urbanes o agrícoles que es troben en algunes costes mediterrànies. De fet, la pesca comercial intensiva i l'aqüicultura practicada en algunes LCM són maneres de regular la xarxa tròfica del sistema, afavorint una activitat extractiva que produeix alguns beneficis socioeconòmics (Cataudella et al., 2015).

## Integració dels aspectes científicotècnics, socials i econòmics de la restauració

Els aspectes científicotècnics per a la restauració de les LCM són clars. Alguns dels principals s'han presentat aquí. Es requereix la millora de la connectivitat hidrològica amb el mar i la restricció de l'abocament de contaminants en els fluxos d'aigües continentals per a la restauració de les LCM, tal com confirmen tots els treballs presentats en aquest volum. Un altre aspecte important requerit i freqüentment citat és la recuperació dels hàbitats naturals que envolten les llacunes. Tant els aiguamolls com els sistemes d'aigües obertes al voltant de la llacuna són part del complex de mar obert-platja-banc de sorra-maresma-llacuna-aiguamoll, que s'hauria de considerar un ecosistema estretament connectat amb l'aigua i els fluxos de compostos inorgànics i orgànics, i amb les comunitats biològiques que viuen i es mouen pel sistema.

No obstant això, la restauració ecològica d'un ecosistema requereix la integració d'aspectes socials i econòmics juntament amb els científicotècnics (Rezende & Oliveira, 2008). L'aprovació i participació de la població local és necessària per a l'èxit de qualsevol projecte de restauració. En cas contrari, potser no es poden canviar els drets privats de terra i aigua. Fins i tot en el cas de propietat privada d'una llacuna o d'algunes zones circumdants, la participació de la població local és important, ja que poden contribuir a una gestió racional dels recursos naturals i a la consecució dels beneficis econòmics esperats.

De fet, aquest és l'objectiu d'integrar els aspectes científicotècnics, socials i econòmics en la restauració d'un ecosistema degradat (Comín et al., 2005). Atès que la prestació de serveis de l'ecosistema encara no està valorada en el nostre sistema socioeconòmic, es pot aconseguir l'ús sostenible dels recursos naturals i proporcionar beneficis econòmics directes o indirectes per a la població local mentre es realitza la restauració ecològica de les LCM i posteriorment a través de la seva gestió. Això és particularment important davant dels reptes per a la gestió de la costa mediterrània i, en particular, de les LCM: excés d'urbanització, eutrofització generalitzada després de l'augment de l'entrada d'aigua dolça contaminada, l'intercanvi limitat d'aigua amb el mar i els impactes del canvi climàtic. Els beneficis econòmics directes es poden aconseguir mitjançant l'explotació racional dels recursos naturals de la llacuna (per exemple, la pesca). Es poden obtenir beneficis econòmics indirectes si les accions de restauració eviten impactes negatius sobre els recursos naturals explotats (Alam, 2008; Costa et al.,

2013). Es possible que es requereixi un major desenvolupament de la Directiva Marc de l'Aigua per a aquest tipus d'aigües de transició (Orfanidis et al., 2005; Basset et al., 2012).

Trabucchi et al. (2013) han proposat un enfocament basat en l'avaluació dels serveis d'ecosistemes per a planificar la restauració ecològica d'un territori compost per un mosaic d'ecosistemes, que pot ser la cobertura terrestre predominant de les conques hidrogràfiques continentals de les llacunes costaneres. L'avaluació dels serveis d'ecosistemes utilitzats per classificar els llocs a avaluar i les accions per restaurar els diferents llocs poden combinar aspectes tant socials com econòmics. Tanmateix, aquesta estratègia requereix la participació activa de persones locals o expertes en l'avaluació dels serveis dels ecosistemes (Comín et al., 2018). En tot cas, la planificació i execució de la restauració ecològica de les LCM requereix la participació integradora dels interessats per acordar els objectius i prioritats a escala local i de la zona costanera. Això es requereix per assolir l'objectiu principal per a la restauració de les LCM a llarg termini, recuperar els hàbitats naturals al voltant de les llacunes degradades (per a la restauració dels sistemes costaners i per a la formació de nous, mentre que altres es tanquen i omplen), la qual cosa permet la recuperació d'hidrodinàmica costanera. Per tant, aquesta és la millor estratègia per adaptar-se i mitigar els impactes dels canvis globals.

# Referències

- Alam K., 2008. Cost-Benefit Analysis of Restoring Buriganga Eiver, Bangladesh. *International Journal of Water Resources Development* 24:593-607.
- Anthony A., J. Atwood, P. August, C. Byron, S. Cobb, C. Foster, C. Fry, A. Gold, K. Hagos, L. Heffner, D.Q. Kellogg, K. Lellis-Dibble, J.J. Opaluch, C. Oviatt, A. Pfeiffer-Herbert, N. Rohr, L. Smith, T. Smythe, J. Swift & N. Vinhateiro, 2009. Coastal Lagoons and Climate Change: Ecological and social samifications in U.S. Atlantic and Gulf Coast Ecosystems. *Ecology and Society* 14:8.
- Armengol J., F.A. Comín & P. López, 1983. Balance térmico anual de la laguna de la Massona (Gerona NE España)- Actas I Congreso Español de Limnologia, 7-16.
- Ayala-Castañares A. & F. Phleger, 1969. Coastal Lagoons, a symposium. Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad Universitaria, México D.F..
- Basset A., E. Barbone, A. Borja, S. Brucet, M. Pinna, X.D. Quintana, S. Reizopoulou, I. Rosati & N. Simboura, 2012. A benthic macroinvertebrate size spectra index for implementing the Water Framework Directive in coastal lagoons in Mediterranean and Black Sea ecoregions. *Ecological Indicators* 12:72-83.
- Carter R.W.G., 1988. Coastal Environments, An introduction to the physical, ecological and cultural systems of the coastline. Academic Press, 617 pags.
- Cataudella S., D. Crosetti & F. Massa F. (Eds), 2015. Mediterranean coastal lagoons: sustainable management and interactions among aquaculture, capture fisheries and the environment. Studies and Reviews. General Fisheries Commission for the Mediterranean. No 95. Rome, FAO.
- Cloern J.E., 2001. Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Marine Ecology Progress Series*, 210:223-253.
- Comín F.A. & I. Valiela, 1993. On the controls of phytoplankton and production in coastal lagoons. *J. Coastal Research* 9:895-906.
- Comín, F. A., M. Margarita & J.A. Herrera-Silveira, 2004. Spatial and temporal scales for monitoring coastal aquatic ecosystems. *Aquatic Conservation: Freshwater and Marine Ecosystems* 14: S5-S17.
- Comín F.A., M. Menéndez, C. Pedrocchi, S. Moreno, R. Sorando, A. Cabezas, M. García, V. Rosas, D. Moreno, E. González, B. Gallardo, J. A. Herrera & C. Ciancarelli, 2005. Wetland restoration: integrating scientific-technical, economic and social perspectives. *Ecological Restoration* 23:181-186.
- Comín F.A., B. Miranda, R. Sorando, M. R. Felipe-Lucia, J.J. Jiménez & E. Navarro, 2018. Planning ecological restoration at watershed scale through the evaluation of ecosystem services. *Journal of Applied Ecology* 55(3):1155-1163.



Costa JC, D.A. de Barros, J.A.A. Pereira, R.A. Silva, A.D. de Oliveira & L.A.C. Borges, 2013. Cost analysis and ecological benefits of environmental recovery methodologies in bauxite mining. CERNE 19 no.1 . (Available in: <http://dx.doi.org/10.1590/S0104-77602013000100002>).

De Wit R., H. Rey-Valette, J. Balavoine, V. Ouisse & R. Lifran, 2017. Restoration ecology of coastal lagoons: new methods for the prediction of ecological trajectories and economic valuation. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 27:137–157.

El-Asmar H.M., M.E. Hereher & S. B. El-Kafrawy, 2012. Threats Facing Lagoons along the North Coast of the Nile Delta, Egypt. *International Journal of Remote Sensing Applications* 2:24-29.

Guélorget, O. & J.P. Perthuisot, 1983. Le domaine paralique. Expressions géologiques biologiques, et économiques du confinement. *Travaux du Laboratoire de Géologie*, 16. Presses de l'École Normale Supérieure, Paris.

Kjerfve B. (Ed.) 1994. Coastal lagoons processes. Elsevier Oceanography Series 60, Amsterdam.

Koutsodendrīs A., A. Brauer, I. Zacharias, V. Putyrskaya, E. Klemt, F. Sangiorgi & J. Pross, 2015. Ecosystem response to human- and climate-induced environmental stress on an anoxic coastal lagoon (Etoliko, Greece) since 1930 AD. *Journal of Paleolimnology* 53:255–270.

Marinov D., J. M. Zaldivar, A. Norro, G. Giordani & P. Viaroli, 2008. Integrated modelling in coastal lagoons: Sacca di Goro case study. *Hydrobiologia* 611:147-165.

Menéndez, M. & F.A. Comín, 2000. Spring and summer proliferation of floating macroalgae in a Mediterranean coastal lagoon (Tancada lagoon, Ebro Delta, NE Spain). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 51:215-226.

Orfanidis S., N. Stamatis, V. Ragias & W. Schramm, 2005. Eutrophication patterns in an eastern Mediterranean coastal lagoon: Vassova, Delta Nestos, Macedonia, Greece. *Mediterranean Marine Science* 6:17-30.

Paches M.A.V., I. Romero, M.R. Martínez, C.M. Martí & J. Ferrer, 2014. Changes in phytoplankton composition in a Mediterranean coastal lagoon in the Cullera Estany (Comunitat Valenciana, Spain). *Water and Environment Journal* 28:135-144.

Pastres R. & C. Solidoro, 2012. Monitoring and modeling for investigating driver/pressure–state/impact relationships in coastal ecosystems: Examples from the Lagoon of Venice Estuarine, Coastal and Shelf Science 96:9-21.

Pearce, F. & A. J. Crivelli, 1994. Characteristics of Mediterranean wetlands. *MedWet publications*, 1. Tour du Valat, Arles.

Perez-Ruzafa A., C. Marcos & I. Pérez-Ruzafa, 2011. Mediterranean coastal lagoons in an ecosystem and aquatic resources management context. *Physics and Chemistry of the Earth Parts* 36:160-166.



- Pirrone N., G. Trombino, S. Cinnirella & A. Algieri, 2005. The Driver-Pressure- State-Impact-Response (DPSIR) approach for integrated catchment-coastal zone management: preliminary application to the Po catchment. *Regional Environmental Change* 5:111-137.
- Rey Benayas, J.M., A.C. Newton, A. Díaz & J.M. Bullock, 2009. Enhancement of Biodiversity and Ecosystem Services by Ecological Restoration: a Meta-analysis. *Science* 325:1121-1124.
- Rezende, J.L.P. & A.D. Oliveira, 2008. *Análise econômica e social de projetos florestais*. 2. ed. Viçosa, MG: UFV, v. 1, 386 pags.
- Rojó C. & M.R. Miracle, 1989. Phytoplankton Fluctuations during an Annual Cycle in the Coastal Lagoon of Cullera (Spain) *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie* 74:179-194.
- Trabucchi, M., F.A. Comin & P.J. O'Farrell, 2013. Hierarchical priority-setting for restoration in a watershed in NE Spain, based on assessments of soil erosion and ecosystem services. *Regional Environmental Change* 13:911-926.
- Valiela I., 2006. *Global coastal change*. Blackwell Publishing, Malden.
- Van Andel J. & J. Aronson, 2006. *Restoration Ecology*. Blackwell Publishing, Malden.
- Viaroli, P., P. Laserre & P. Campostrini, 2007. Lagoons and coastal wetlands in the global change context: impacts and management issues. *Developments in Hydrobiology* 192, Springer.
- Viaroli, P. M. Bartoli, G. Giordani, M. Naldi, S. Orfanidis & J.M. Zaldivar, 2008. Community shifts, alternative stable states, biogeochemical controls and feedbacks in eutrophic coastal lagoons: a brief overview. *Aquatic Conservation: Marine Freshwater Ecosystems* 18:S105-S117.



# El paper de la vegetació i del sòl de les maresmes mediterrànies en el balanç global de carboni

Lorena Carrasco-Barea<sup>1\*</sup>, Dolors Verdaguer<sup>1</sup>, Maria Gispert<sup>2</sup>, Laura Llorens<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Departament de Ciències Ambientals, Facultat de Ciències, Universitat de Girona

<sup>2</sup> Unitat de Ciències del Sòl, Departament d'Enginyeria Química, Agricultura i Tecnologia dels Aliments, Escola Politècnica Superior, Universitat de Girona

\* Correu electrònic: [lorena.carrasco@udg.edu](mailto:lorena.carrasco@udg.edu)

# 1. Introducció

En les últimes dècades, els canvis en el clima han afectat els sistemes naturals i humans de tots els continents i oceans, essent la principal causa d'aquesta alteració climàtica l'augment, des de l'època preindustrial, de les emissions antropogèniques de gasos d'efecte hivernacle. Així, algunes de les conseqüències d'aquests canvis en el clima han estat l'augment de: la temperatura mitjana global, de la freqüència de fenòmens meteorològics extrems, com les inundacions i els temporals, i del nivell del mar (IPCC, 2014). El clima local i global es veu influït directa o indirectament pels ecosistemes. A escala local, els canvis en l'ús del sòl poden afectar la temperatura i humitat, mentre que a escala global els ecosistemes tenen un paper clau en la regulació del clima, ja sigui retenint o emetent gasos d'efecte hivernacle. De fet, la regulació climàtica global ja va ser reconeguda com un servei ecosistèmic en l'Informe d'avaluació dels ecosistemes del mil·lenni (Nacions Unides, 2005).

Les llacunes costaneres es troben molt sovint envoltades de maresmes dominades per una vegetació halòfila densa, generant el que la Directiva marc de l'aigua (2000/60/CE) defineix com a aigües transitòries. Tant les llacunes costaneres com les maresmes formen part dels ecosistemes estuarins (Britton & Crivelli, 1993; Farinha et al., 1996). Pel que fa a la regulació del clima, les maresmes, i els aiguamolls en general, tenen un paper molt important en l'equilibri global del carboni mitjançant la captura i emissió de carboni. De fet, encara que les maresmes cobreixin una porció relativament petita de la superfície terrestre (4-6%) (Mitsch & Gosselink, 2000), es calcula que un 25-30% del dipòsit mundial de carboni s'emmagatzema en el sòl d'aquests ecosistemes (Lal, 2008). Aquesta gran quantitat de carboni emmagatzemat es deu a una elevada productivitat primària, juntament amb unes baixes taxes de descomposició de la matèria orgànica causades per les condicions anaeròbiques del sòl durant els períodes d'inundació (Chmura et al., 2003; Kairanly et al., 2010).

A més de la regulació del canvi climàtic, les maresmes proporcionen diversos serveis ecosistèmics, com ara la regulació i purificació de l'aigua, el control de l'erosió del sòl, el control de les inundacions, la protecció contra temporals i l'aportació d'aliments per a la fauna silvestre (Costanza et al., 1997). Malgrat tot, històricament, però encara en l'actualitat, la superfície d'aquests ecosistemes s'ha vist molt reduïda per activitats antròpiques, com el drenatge i la conversió a l'agricultura, el pasturatge, la construcció d'infraestructures per a l'emmagatzematge d'aigua, la pesca, l'explotació minera, la caça, l'explotació de la vegetació, el desenvolupament urbà, el turisme i els esports aquàtics (Airoldi & Beck, 2007). De fet, alguns càlculs suggereixen que les pèrdues dels hàbitats costaners es trobarien al voltant del 67% (Lotze et al., 2006).

Les maresmes estan present al llarg de les costes (oceàniques i marines) que van des del subàrtic fins als tròpics, però són més extenses en latituds mitjanes (Murray et al., 2010, Mitsch & Gosselink, 2000). Per tant, el nostre principal objectiu és revisar la informació disponible sobre les maresmes de les latituds mitjanes de l'hemisferi nord (de 23.5º a 66.5º N), destacant el paper de les maresmes de la conca mediterrània en el balanç global del carboni en comparació amb altres maresmes de latituds mitjanes però situades a la costa del Pacífic i de l'Atlàntic. De fet, tot i l'interès ecològic de les maresmes mediterrànies i la seva alta sensibilitat a les activitats antropogèniques, la informació sobre el seu paper en el balanç global del carboni és molt escassa.

En aquesta revisió, diferenciem entre maresmes de latituds mitjanes de l'hemisferi nord mareals i no mareals. Les primeres corresponen a les maresmes situades al llarg de les costes oceàniques, com

l'Atlàntic i el Pacífic, sotmeses a un intens moviment diari del nivell freàtic, on les mareas astronòmiques diàries oscil·len entre 1 i 10 m. En canvi, les maresmes no mareals corresponen a les de la conca mediterrània, on les mareas són gairebé imperceptibles (generalment 0.2-0.3 m). De fet, a les maresmes de les costes mediterrànies les pertorbacions meteorològiques (fortes pluges i vents) i els desbordaments de rius tenen un efecte més important sobre les inundacions que les mareas astronòmiques, ja que aquestes maresmes només s'inunden durant alguns períodes de l'any (normalment durant la tardor i la primavera) (Ibáñez et al., 2000). Per això, en general, la presència de llacunes i deltes al llarg de les costes mediterrànies és comuna, mentre que els grans estuaris plans són més típics de les costes oceàniques.

Pel que fa al clima, les maresmes que es consideren en aquesta revisió es poden classificar com a temperades o mediterrànies. Les maresmes temperades se situen a les costes atlàntiques, on el clima es caracteritza, principalment, per temperatures suaus i precipitacions distribuïdes durant tot l'any. Les maresmes de clima mediterrani, en canvi, són les de la conca mediterrània i de la costa del Pacífic dels Estats Units (Califòrnia), les quals es troben sotmeses a períodes estivals secs amb altes temperatures. En conseqüència, una característica principal de les maresmes mediterrànies, especialment de les que es troben a la conca mediterrània i a la zona més elevada de les maresmes del Pacífic, és la hipersalinitat dels sòls a l'estiu (Cameron, 1972; Berger et al., 1978). Les comunitats vegetals dominants també difereixen segons el clima; així, les plantes suculentes perennes dels gèneres *Sarcocornia* i *Arthrocnemum* dominen en les maresmes mediterrànies, mentre que en les maresmes temperades dominen espècies dels gèneres *Spartina* i *Juncus* (Ibáñez et al., 2000).

## 2. Dipòsits de carboni

La maresma es considera un dels ecosistemes més productius del món (Gattuso et al., 1998; Mitsch & Gosselink, 2000). Aquí, els organismes fotosintètics (autòtrofs) capten el diòxid de carboni (CO<sub>2</sub>) atmosfèric i el transformen en carboni orgànic. Una part d'aquest carboni orgànic torna a l'atmosfera a través de la respiració dels organismes vius, mentre que una altra fracció s'emmagatzema en forma de biomassa (aèria i subterrània), necromassa (tiges i arrels mortes, i fullaraca) i carboni orgànic del sòl (Murray, 2010; McLeod et al., 2011). De fet, a les maresmes ben conservades, on la vegetació madura manté un estoc estable de carboni, la major part del carboni es troba retingut en el sòl (Murray, 2010). En aquests ecosistemes, les inundacions poden provocar condicions anòxiques al sòl, que alenteixen la descomposició de la matèria orgànica, afavorint la seva acumulació i degradació incompleta (Chmura et al., 2003). Com a conseqüència, les maresmes mantenen grans quantitats de carboni, tant a curt termini (decennis) en biomassa, com a llarg termini (mil·lennis) al sòl (Duarte et al., 2005; Lo Iacono et al., 2008). Per tant, la conservació de les maresmes té una importància cabdal en el manteniment dels dipòsits de carboni al llarg del temps.

### 2.1 Dipòsits de carboni en la vegetació

Els organismes autòtrofs fixen el diòxid de carboni atmosfèric en molècules de carbohidrats a través de la fotosíntesi. Aquest procés, per unitat d'àrea i temps, s'anomena producció primària bruta (PPB). Una part del CO<sub>2</sub> eliminat de l'atmosfera mitjançant la fotosíntesi s'allibera per la respiració (R) dels organismes fotosintètics (autòtrofs) i del sòl (heteròtrofs). La diferència entre PPB i R és la producció neta de l'ecosistema (PNE), que representa el carboni que finalment s'incorporarà a l'ecosistema. Si

comparem la PNE dels diferents ecosistemes costaners (Taula 1), les maresmes es troben entre els més productius per unitat d'àrea i, per tant, es consideren ecosistemes de gran importància en la mitigació del canvi climàtic.

Ecosistema	Superfície (10 <sup>12</sup> m <sup>2</sup> )	PPB (g C m <sup>-2</sup> any <sup>-1</sup> )	R (g C m <sup>-2</sup> any <sup>-1</sup> )	PNE (g C m <sup>-2</sup> any <sup>-1</sup> )
Manglars	0.2	2087	1866	221
Maresmes	0.4	3595	2010	1585
Praderies marines	0.3	1903	692	1211
Macroalgues	1.4	3702	2116	1587
Esculls coralins	0.6	1720	1572	148

Taula 1. Superfície, producció primària bruta (PPB), taxa de respiració (R) i producció neta de l'ecosistema (PNE = PPB-R) per a diferents ecosistemes costaners amb vegetació. Font: Duarte et al. (2005).

### 2.1.1. Producció primària neta de les plantes vasculares

S'han dut a terme nombrosos estudis sobre la producció primària de les plantes vasculares de les maresmes, especialment de les de la costa atlàntica. Malgrat tot, encara són escassos els estudis realitzats a les maresmes mediterrànies, tot i que han augmentat des de la dècada dels 90 (Scarton et al., 1998; Ibáñez et al., 1999; Curco et al., 2002; Palomo & Niell, 2009). Encara que la variabilitat temporal i espacial i l'ús de diferents mètodes dificulten les comparacions (Ibáñez et al., 2000), d'aquests estudis es desprèn que la producció aèria neta (PAN) és inferior en les maresmes de la conca mediterrània que en les maresmes mareals de les costes de l'Atlàntic i del Pacífic (Taula 2). Això es deu principalment a la manca d'inundacions durant l'estiu a les maresmes de la conca mediterrània, juntament amb la baixa pluviometria i les altes temperatures que provoquen un elevat estrès hídric i salí a les plantes (Ibáñez et al., 2000).

Oceà/Mar	Clima	Àrea d'estudi	Espècies	PAN (g m <sup>-2</sup> any <sup>-1</sup> )	Referències
Atlàntic	Temperat	Delacroix, Louisiana, (USA)	<i>Distichlis spicata</i>	1162-1967	White et al. (1978); Hopkinson et al (1980)
			<i>Juncus roemerianus</i>	1806-3295	
			<i>Spartina alterniflora</i>	1381-2895	
			<i>Spartina cynosuroides</i>	1134	
			<i>Spartina patens</i>	1342-4159	
Atlàntic	Temperat	Costa del golf de Misisipi, Luisiana (EE.UU)	<i>Distichlis spicata</i>	1300	De la Cruz (1974)
			<i>Juncus roemerianus</i>	1072	
			<i>Spartina alterniflora</i>	1089	
			<i>Spartina patens</i>	1242	
Atlàntic	Temperat	Bar Harbor, Maine (USA)	<i>Juncus gerardii</i>	618-4449	Linthurst & Reimold (1978)
			<i>Spartina alterniflora</i>	1629-1756	
			<i>Spartina patens</i>	6048	
Atlàntic	Temperat	Bahia de Delaware (EE.UU)	<i>Distichlis spicata</i>	1995	Linthurst & Reimold (1978)
			<i>Juncus gerardii</i>	1556	
			<i>Phragmites communis</i>	1592	
			<i>Spartina alterniflora</i>	1487	
			<i>Spartina patens</i>	785	

Atlàntic	Temperat	Isla Sapelo, Georgia (EE.UU)	<i>Distichlis spicata</i>	4214	Linhurst & Reimold (1978)
			<i>Spartina cynosuroides</i>	5996	
			<i>Spartina patens</i>	3824	
			<i>Sporobolus virginicus</i>	1372	
Atlàntic	Temperat	Bahia de Fundy, Nuevo Brunswick (Canada)	<i>Plantago maritima</i>	296	Connor (1995)
			<i>Spartina patens</i>	500	
			<i>Spartina alterniflora</i>	718	
Atlàntic	Temperat	Països Baixos	<i>Spartina anglica</i>	1162-1649	Groenendijk (1984)
			<i>Triglochin maritima</i>	568-783	
			<i>Elytrigia pungens</i>	478-878	
			<i>Atriplex portulacoides</i>	790-1434	
Pacífic	Mediterrani	Bahias de San Fran- cisco i de San Diego, Califòrnia (EE.UU.)	<i>Spartina foliosa</i>	280-1700	Mahall & Park (1976); Cameron (1972)
Atlàntic	Mediterrani	Riu Guadiana (Portugal)	<i>Limonium monopetalum</i>	2516	Neves et al (2007)
			<i>Atriplex portulacoides</i>	598	
Atlàntic	Temperat	Indian River, Florida (EE.UU.)	<i>Sarcocornia pacifica</i>	835-2316	Rey et al (1990)
Pacífic	Mediterrani	Bahias de San Fran- cisco i de San Diego, Califòrnia (EE.UU.)	<i>Sarcocornia pacifica</i>	215-2858	Mahall & Park (1976); Cameron (1972) (Zedler et al (1980)
Mediterrani	Mediterrani	Estuari del Palmones (Espanya)	<i>Sarcocornia perennis</i> ssp. <i>alpini</i>	2973	Palomo & Niell (2009)
Mediterrani	Mediterrani	Delta de l'Ebre (Espanya)	<i>Arthrocnemum</i> <i>macrostachyum</i>	189	Curco et al. (2002)
			<i>Sarcocornia fruticosa</i>	581	
Mediterrani	Mediterrani	Delta del Po (Italia)	<i>Sarcocornia fruticosa</i>	683	(Scarton et al. (2002)
			<i>Phragmites australis</i>	876	
Mediterrani	Mediterrani	Delta del Ródano (Francia)	<i>Arthrocnemum</i> <i>macrostachyum</i>	187-294	(Berger (1978); Ibañez (1999)
			<i>Sarcocornia fruticosa</i>	948-1262	

Taula 2. Rang de producció aèria neta màxima (PAN, g m<sup>-2</sup> any<sup>-1</sup>) de les espècies dominants de diferents maresmes de les costes de l'Atlàntic, del Pacífic i del Mediterrani.

Segons estudis previs, els valors màxims de PAN de les espècies dominants de les maresmes de la costa atlàntica d'Amèrica del Nord (és a dir, espècies dels gèneres *Juncus* i *Spartina*) oscil·len entre 500 i 6048 g m<sup>-2</sup> any<sup>-1</sup> (Taula 2). Per contra, a les maresmes de la costa del Pacífic, que es veuen afectades pel moviment de la marea però estan sota condicions climàtiques mediterrànies, els valors màxims de PAN per a *Spartina foliosa* només van ser de 1700 g m<sup>-2</sup> any<sup>-1</sup> (Taula 2). Espècies perennes halòfites típiques de les maresmes de la conca mediterrània, com *Arthrocnemum macrostachyum* i *Sarcocornia fruticosa*, van presentar valors de PAN encara més baixos. En particular, en *A. macrostachyum* es van trobar els valors més baixos, que oscil·len entre 187 i 294 g m<sup>-2</sup> any<sup>-1</sup>, i en *S. fruticosa*, els més alts, que van entre 581 a 1262 g m<sup>-2</sup> any<sup>-1</sup> (Taula 2). Aquests valors també són molt baixos en comparació amb la PAN màxima d'altres espècies similars, també suculentos i perennes, com ara *Sarcocornia pacifica*, procedents de la zona més elevada de les maresmes costaneres de Florida i Califòrnia (2316-2858 g m<sup>-2</sup> any<sup>-1</sup>) (Taula 2). Per tant, segons les dades disponibles, les maresmes sotmeses al clima mediterrani, especialment les de la conca mediterrània, tindrien els valors més baixos de PAN. No obstant això, els valors de PAN

trobat per a *Sarcocornia perennis* subsp. *alpini* a la maresma del riu Palmones (sud d'Espanya) van ser notablement alts ( $2973 \text{ g m}^{-2} \text{ any}^{-1}$ ), superiors als valors comentats abans per a les espècies de la conca mediterrània i més propers als valors obtinguts per a les espècies similars de la costa de Florida i Califòrnia (Palomo & Niell, 2009). Segons els autors, una possible raó per explicar aquesta producció tan elevada de *S. perennis* subsp. *alpini* seria l'alt nivell d'eutrofització a l'estuari del riu Palmones.

La majoria dels estudis de producció realitzats a les maresmes s'han centrat en la producció primària aèria neta de les plantes. No obstant això, s'ha demostrat que la biomassa subterrània també és important, ja que pot ser, en alguns casos, superior a la biomassa aèria (Taula 3). Per exemple, a les maresmes mareals de la costa atlàntica dels Estats Units, amb domini d'espècies dels gèneres *Spartina* i *Plantago* i també en una maresma atlàntica mareal de la costa de la Península Ibèrica, amb *Limonium monopetalum* i *Atriplex portulacoides*, la producció neta subterrània (PSN) va ser entre 2 i 4 vegades superior a la PAN (Taula 3). De forma semblant, a la conca mediterrània, els valors de PSN per a *S. fruticosa* i *Phragmites australis* van ser dues vegades superiors als valors de PAN (Taula 3). No obstant això, també a la conca mediterrània, els valors de PSN en una maresma amb domini d'*Arthrocnemum macrostachyum* i *Sarcocornia perennis* subsp. *alpini* només van ser un terç dels valors de PAN. Per tant, la importància de la producció subterrània depèn de l'espècie vegetal dominant. La biomassa subterrània també pot jugar un paper clau en l'augment del carboni orgànic del sòl i l'acreció de la maresma (vegeu la secció 2.2).

Oceà/Mar	Clima	Àrea d'estudi	Espècies	PAN ( $\text{g m}^{-2} \text{ any}^{-1}$ )	PSN ( $\text{g m}^{-2} \text{ any}^{-1}$ )	Referències
Atlàntic	Temperat	Bahia de Fundy, Nuevo Brunswick (Canada)	<i>Plantago maritima</i>	296	648	Connor (1995)
			<i>Spartina patens</i>	500	1113	
			<i>Spartina alterniflora</i>	718	1575	
Atlàntic	Temperat	Bahia de Delaware (USA)	<i>Spartina patens</i>	785	3300	Roman & Daiber (1984)
			<i>Spartina alterniflora</i>	1487	6500	
Atlàntic	Mediterrani	Riu Guadiana (Portugal)	<i>Limonium monopetalum</i>	2516	2752	Neves et al (2007)
			<i>Atriplex portulacoides</i>	598	1601	
Mediterrani	Mediterrani	Estuari de Palmones (Espanya)	<i>Sarcocornia perennis</i> ssp. <i>alpini</i>	2973	1022	Palomo & Niell (2009)
Mediterrani	Mediterrani	Delta de l'Ebre (Espanya)	<i>Arthrocnemum macrostachyum</i>	189	50	Curco et al. (2002)
			<i>Sarcocornia fruticosa</i>	581	950	
Mediterrani	Mediterrani	Delta del Po (Italia)	<i>Sarcocornia fruticosa</i>	683	1260	(Scarton et al. (2002)
			<i>Phragmites australis</i>	876	2263	

Taula 3. Màxima producció aèria i subterrània neta (PAN i PSN, respectivament;  $\text{g m}^{-2} \text{ any}^{-1}$ ) de les espècies dominants de diferents maresmes de les costes de l'Atlàntic i del Mediterrani.

### 2.1.2. Producció primària neta del mantell microbià

Les plantes vasculares són la fracció més notable de la vegetació de les maresmes, però tot i que aquesta observació pot semblar certa a simple vista, és incompleta en termes florístics i de producció primària. En sòls aparentment sense vegetació, on no hi ha plantes vasculares, així com en els sòls



situats sota les plantes, hi ha diverses comunitats de cianobacteris i algues eucariotes que formen el mantell microbià, i que juguen un paper important en la producció primària d'aquests ecosistemes (Miller et al., 1996; Sullivan & Currin, 2000). Els valors de producció anual de microalgues (PM) en algunes maresmes a les costes de l'Atlàntic i del Pacífic dels Estats Units oscil·len entre 28 i 341 g C m<sup>-2</sup> any<sup>-1</sup> (Taula 4). En particular, a les maresmes de la costa atlàntica on dominen espècies del gènere *Spartina*, el percentatge de producció de microalgues pot arribar al 60% de la producció aèria neta de les plantes vasculares de la maresma (Taula 4). Percentatges encara més elevats (del 76 al 140%) de PM es van trobar en una maresma del sud de Califòrnia sotmesa a clima mediterrani (Taula 4) (Zedler, 1980). Per tant, s'ha plantejat la hipòtesi que les condicions àrides i els sòls hipersalins de les maresmes mediterrànies no afavoreixen el creixement de les plantes vasculares, però estimulen la producció de microalgues (Zedler, 1980). No obstant, calen més estudis per avaluar el paper del mantell microbià en la producció neta de les maresmes, i específicament de les de la conca mediterrània, en comparació amb les mareals.

Estat	PM (g C m <sup>-2</sup> any <sup>-1</sup> )	PM/PAN	Referències
Massachusetts	105	25	Van Raalte et al. (1976)
Delaware	61-99	33	Gallagher & Daiber (1974)
Carolina del Sud	98-234	12-58	Pinckney & Zingmark (1993)
Georgia	200	25	Pomeroy (1959)
Georgia	150	25	Pomeroy et al. (1981)
Mississipi	28-151	10-61	Sullivan & Moncreiff (1988)
Texas	71	8-13	Hall & Fisher (1985)
Califòrnia	185-341	76-140	Zedler (1980)

Taula 4. Producció de microalgues (PM; g C m<sup>-2</sup> any<sup>-1</sup>) i relació entre la PM i la producció aèria neta de les plantes vasculares (PM/PAN x 100%) en diferents maresmes de les costes de l'Atlàntic i del Pacífic dels EUA. Font: Sullivan & Currin (2000).

## 2.2 Dipòsits de carboni en sòls

El carboni orgànic del sòl prové principalment de la vegetació (Chmura, 2011). Quan moren els teixits vegetals, aeris i subterranis, s'inicia el procés de descomposició, realitzat per microorganismes heteròtrofs. L'eficiència en la descomposició de la matèria orgànica del sòl pot veure's reduïda per la inundació ja que, segons la durada, pot crear-se condicions anòxiques en el sòl i afavorir-se la retenció de carboni (Chmura et al., 2003; Megoñigal et al., 2004). Com a conseqüència, el principal dipòsit de carboni de les maresmes és el carboni orgànic del sòl. Si comparem les reserves de carboni en els aiguamolls i en altres ecosistemes terrestres (Figura 1), els aiguamolls tenen uns valors notablement elevats, degut principalment a les baixes taxes de descomposició de la matèria orgànica. De fet, els valors màxims de les taxes d'acumulació de carboni al sòl són d'1 o 2 ordres de magnitud superiors en els ecosistemes vegetals costaners que en els boscos terrestres (Figura 2). La gran capacitat dels sòls i sediments costaners per retenir carboni ja va ser assenyalada per Duarte et al. (2005), que van trobar valors màxims a les maresmes (151 g C m<sup>-2</sup> any<sup>-1</sup>), seguides dels manglars (139 g C m<sup>-2</sup> any<sup>-1</sup>), prats marins (83 g C m<sup>-2</sup> any<sup>-1</sup>), estuaris (45 g C m<sup>-2</sup> any<sup>-1</sup>) i plataforma continental (17 g C m<sup>-2</sup> any<sup>-1</sup>).

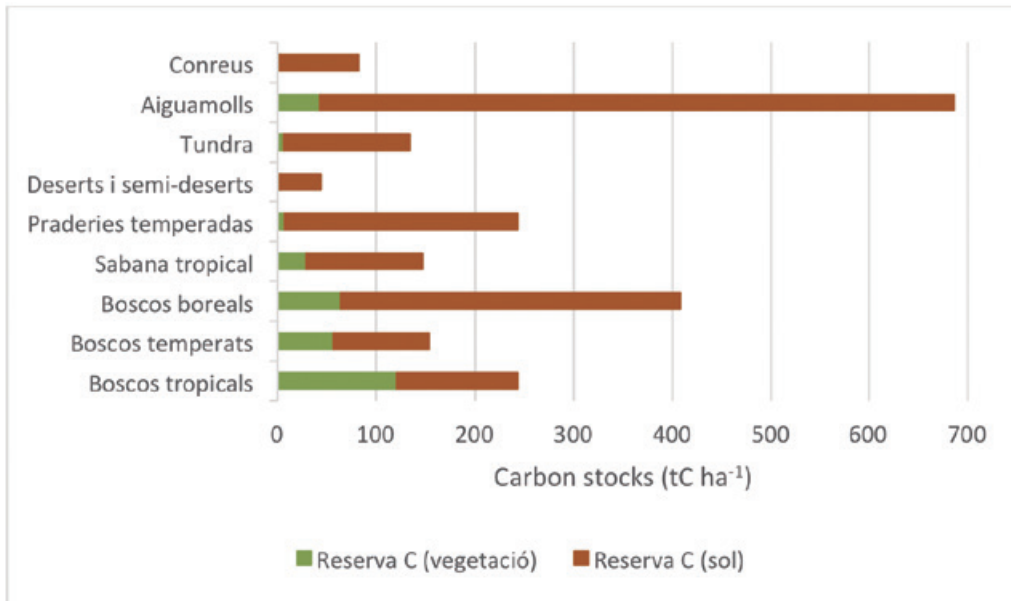


Figura 1. Reserves de carboni en la vegetació i en els sòls (0-1 m de profunditat) de diferents ecosistemes. Font: Dalal & Allen (2008).

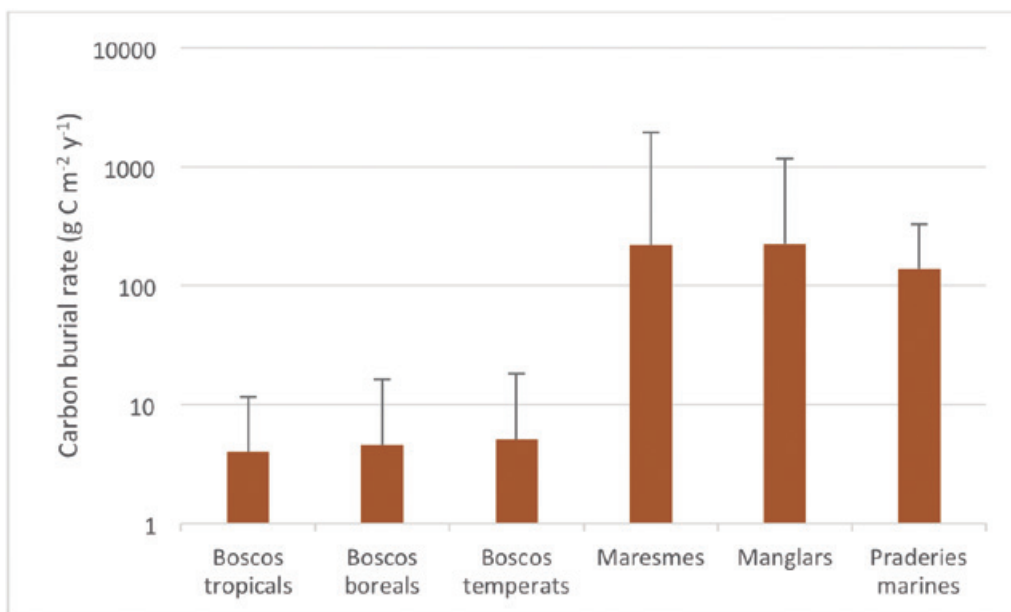


Figura 2. Mitjana d'acumulació de carboni a llarg termini ( $\text{g C m}^{-2} \text{any}^{-1}$ ) en sòls d'ecosistemes forestals i costaners amb vegetació utilitzant una escala logarítmica. Les taxes màximes d'acumulació s'indiquen amb barres d'error. Font: Mcleod et al. (2011).

Actualment, encara manca informació sobre l'acumulació de carboni en els sòls de les maresmes de la conca mediterrània. De fet, de 96 estudis recollits per Chmura et al. (2003), només un va incloure dades d'aquesta àrea (Hensel et al., 1999; Figura 3). Estudis posteriors realitzats en maresmes mediterrànies recolzen els resultats obtinguts per a les maresmes mareals. Per exemple, la taxa d'acumulació de carboni del sòl en el delta del Roine era de  $161 \text{ g C m}^{-2} \text{any}^{-1}$  (Hensel et al., 1999) i a l'estuari de Palmones de  $560 \text{ g C m}^{-2} \text{any}^{-1}$  (Palomo & Niell, 2009), mentre que a les maresmes mareals es va trobar una taxa mitjana de  $218 \pm 24 \text{ g C m}^{-2} \text{any}^{-1}$  (Chmura et al., 2003). D'altra banda, els valors de la densitat de carboni del sòl a

les maresmes de la conca mediterrània del delta del Roine (Hensel et al., 1999), del delta de l'Ebre (Curco et al., 2002) i del delta del Po (Scarton et al., 2002) van ser 0.073, 0.055 i 0.081 g C cm<sup>-3</sup>, respectivament. Aquests valors són similars als resultats de l'estudi de Chmura et al. (2003), en què la densitat mitjana de carboni en el sòl (de 0 a 5 cm de profunditat) va ser de 0.043 ± 0.002 g C cm<sup>-3</sup> (el rang de variació es troba entre 0.009 a 0.121 g C cm<sup>-3</sup>).

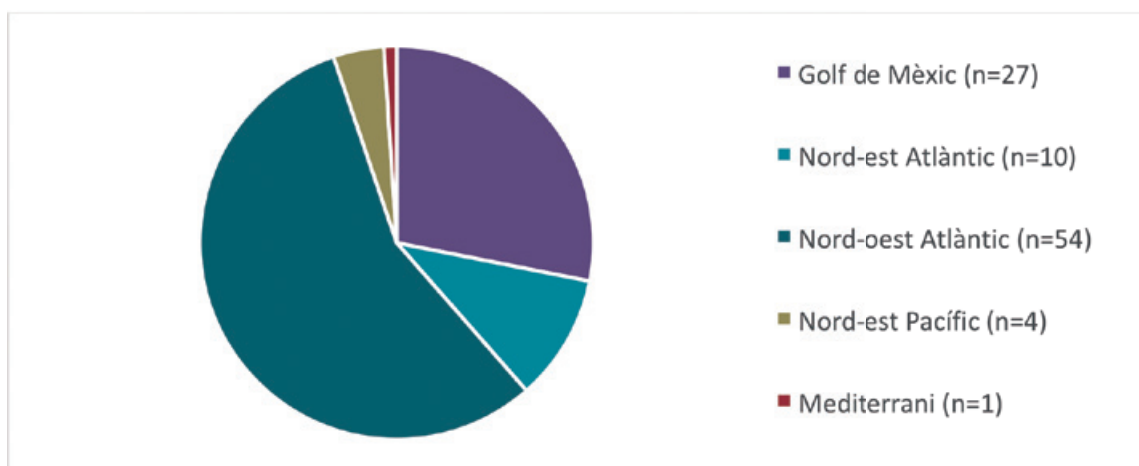


Figura 3. Nombre d'estudis amb dades sobre les taxes d'acumulació de carboni en el sòl de les maresmes de diferents zones geogràfiques, compilats per Chmura et al. (2003).

Per tant, amb algunes excepcions, les taxes de retenció de carboni i el contingut de carboni orgànic en el sòl són similars entre les maresmes de la conca mediterrània i les maresmes mareals de l'Atlàntic i del Pacífic. Tanmateix, si el carboni orgànic del sòl prové principalment de la vegetació, esperaríem valors més baixos a les maresmes de la conca mediterrània que a les maresmes temperades de l'Atlàntic i del Pacífic, ja que, com s'ha vist anteriorment, els pics de producció primària són inferiors en la primera. Una possible explicació de la manca de diferències entre els dos tipus de maresmes pel que fa a aquests paràmetres és que, a les maresmes mareals, segons la hipòtesi de difusió (Odum, 1980), els moviments diaris d'aigua causats per les mareas transporten grans quantitats de carboni orgànic provinent de la vegetació des de la maresma cap a les zones limitrofes. Per contra, aquest fet no passa a les maresmes mediterrànies, on hi ha una baixa oscil·lació mareal i, per tant, l'exportació de matèria orgànica particulada és petita i irregular (Ibáñez et al., 2000; Palomo & Niell, 2009). Així, en les maresmes costaneres mediterrànies, especialment en aquelles on la densitat de la vegetació evita l'eliminació de la fullaraca per part de vents forts i temporals de mar, com per exemple en les maresmes dominades per *S. fruticosa* i *P. australis* (Ibáñez et al., 1999), l'acumulació de la fullaraca és un procés important que permetria augmentar l'emmagatzematge de carboni al sòl.

Pel que fa a l'exportació de carboni, mentre que la biomassa aèria és susceptible de ser exportada fora de la maresma, la biomassa subterrània roman emmagatzemada al sòl, preparada per descompondre's in situ i així contribuir de forma destacable al dipòsit de carboni orgànic del sòl. Per exemple, Palomo & Niell (2009) van observar una contribució més alta de la biomassa subterrània que de l'aèria al carboni orgànic del sòl. A més, la biomassa subterrània juga un paper clau en l'acreció vertical del sòl, que és important per a preservar la maresma, ja que manté l'elevació del sòl en relació al nivell del mar. També relacionat amb l'acreció de la maresma i l'acumulació de carboni al sòl, els densos bancs de vegetació de les maresmes mediterrànies poden actuar com a trampes de les partícules de carboni suspeses i transportades per forts vents i temporals de mar (Hensel, 1998).

### 3. Pèrdues de carboni

Com s'ha comentat anteriorment, mentre l'activitat fotosintètica a les maresmes contribueix a la disminució del CO<sub>2</sub> atmosfèric, la respiració de l'ecosistema provoca l'efecte contrari. No obstant això, la captació de CO<sub>2</sub> a les maresmes sol ser superior a l'emissió (Taula 1), amb la qual cosa el balanç net és positiu (és a dir, el carboni atmosfèric s'incorpora a l'ecosistema).

**Emissions anuals de CH<sub>4</sub> (g CH<sub>4</sub> m<sup>-2</sup> any<sup>-1</sup>)**

	Meijjana ± DS	CV	Màxim	Mínim	n
Estuaris	539 ± 603	112	1620	1.70	6
Llacs	64 ± 345	537	2576	0.11	55
Rius	465 ± 669	144	2266	62.05	12
Aiguamolls	470 ± 2300	489	19044	0.06	126

Taula 5. Emissions anuals de CH<sub>4</sub> en diferents ecosistemes costaners i aquàtics. DS: desviació estàndard; CV: coeficient de variació; n: nombre de dades. Font: Ortiz-Llorente & Alvarez-Cobelas (2012).

El principal procés relacionat amb la incorporació del carboni al sòl és la descomposició de la matèria orgànica del sòl, però també afavoreix l'emissió de CO<sub>2</sub> i d'altres compostos de carboni com el metà (CH<sub>4</sub>). Si el sòl presenta condicions aeròbiques, la matèria orgànica pot ser oxidada completament a CO<sub>2</sub> per microorganismes heteròtrofs. Tot i això, durant els períodes d'inundació que causen condicions anòxiques al sòl, la respiració aeròbica és substituïda per la fermentació i la metanogènesi (Mitsch & Gosselink, 2000). De fet, els ecosistemes que, almenys durant alguns períodes de l'any, solen tenir sòls submergits es troben entre les principals fonts de CH<sub>4</sub> (Dalal & Allen, 2008). Els aiguamolls naturals emeten al voltant del 25% de les emissions totals de CH<sub>4</sub> tenint en compte totes les fonts antropogèniques i naturals (Whalen, 2005). Ortiz-Llorente & Alvarez-Cobelas (2012), en comparar les taxes anuals d'emissió de CH<sub>4</sub> de diferents ecosistemes costaners i aquàtics, van descobrir que les emissions més altes es produïen als aiguamolls, seguits dels llacs, rius i estuaris. Per tant, el paper dels aiguamolls (incloses les maresmes) com a font de carboni també dependrà dels seus nivells d'emissió de CH<sub>4</sub>.

Diverses variables ambientals poden afectar l'emissió de CH<sub>4</sub> dels aiguamolls. En concret, el nivell freàtic afecta el flux de CH<sub>4</sub> principalment a través d'influir en l'extensió dels horitzons oxigenats i anòxics del sòl i, en conseqüència, en la relació entre la producció i l'oxidació de CH<sub>4</sub> (Kelley et al., 1995; Christensen et al., 2001). A determinades zones, les altes temperatures també poden afavorir l'emissió de CH<sub>4</sub> en augmentar la producció primària i, en conseqüència, l'aportació de substrat (Whiting & Chanton, 2001) i la descomposició del carboni orgànic (Ding & Cai, 2007). L'emissió de CH<sub>4</sub> s'ha estudiat amb més profunditat en aiguamolls d'aigua dolça (Whiting & Chanton, 2001; Kayranli, 2010) que en maresmes, tot i haver-hi algun estudi en que es comparen les emissions entre els 2 tipus d'ecosistemes. En particular, Bartlett & Harris (1993) van descobrir valors d'emissió de CH<sub>4</sub> més baixos en les maresmes que als aiguamolls d'aigua dolça dels Estats Units. En les primeres, les emissions de CH<sub>4</sub> oscil·laven des de -0.8 fins a 15.8 mg m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>, mentre que en els pantans boscosos i les maresmes d'aigua dolça els valors oscil·laven entre 39.8 i 155 i entre 29.4 i 587 mg m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>, respectivament. Aquesta diferència sembla estar relacionada amb la salinitat del sòl, ja que diversos estudis indiquen

que el flux de  $\text{CH}_4$  es veu afectat negativament per la salinitat (Barlett & Harris, 1993; Poffenberger et al., 2011; Livesley & Andrusiak, 2012). Possiblement, l'emissió de  $\text{CH}_4$  menor a les maresmes salobres que en els aiguamolls d'aigua dolça, es degui a la competència pel substrat oxidable entre els bacteris sulfatoreductors i els metanogènics que solen estar presents en aquestes maresmes (Mitsch & Gosselink, 2000).

## 4. Observacions finals i importància per a la conservació

- Les maresmes de la conca mediterrània tenen uns valors més baixos de producció primària neta aèria que les maresmes mareals de les costes del Pacífic i de l'Atlàntic, degut, principalment, a l'elevat estrès hídric i salí que pateixen les plantes durant l'estiu.
- Es preveu que la producció primària neta del mantell microbià sigui superior a les maresmes de la conca mediterrània que a les maresmes mareals de les costes del Pacífic i de l'Atlàntic.
- En general, les taxes de retenció de carboni i el contingut de carboni orgànic del sòl són similars entre les maresmes de la conca mediterrània i les maresmes mareals de l'Atlàntic i del Pacífic.
- A les maresmes costaneres mediterrànies, especialment aquelles on la densitat de la cobertura vegetal dificulta l'eliminació de la fullaraca pels forts vents i temporals de mar, l'acumulació d'aquesta fullaraca és un procés important que permet augmentar l'emmagatzematge de carboni al sòl.
- L'emissió de  $\text{CH}_4$  pot ser elevada als aiguamolls d'aigua dolça, cosa que pot provocar que el balanç de carboni d'aquests ecosistemes sigui negatiu, tot i així, en les maresmes s'esperen valors més baixos a causa de la competència pel substrat oxidable entre els bacteris sulfatoreductors i els metanogènics que solen ser presents en aquestes.

Per tant, cal preservar les maresmes, entre d'altres motius, perquè:

- Les plantes vasculars de les maresmes afavoreixen que disminueixi la concentració de  $\text{CO}_2$  atmosfèric i que aquest s'incorpori a l'ecosistema.
- Permeten mantenir una elevada quantitat de carboni emmagatzemada a la biomassa i, especialment, als sòls, evitant el seu alliberament a l'atmosfera.
- Són ecosistemes importants per a la mitigació del canvi climàtic, perquè presenten una elevada capacitat de retenció de  $\text{CO}_2$  atmosfèric, i una baixa emissió de  $\text{CH}_4$ .

# Referències

- Airoidi, L. & M. Beck, 2007. Loss, status and trends for coastal marine habitats of Europe. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review* 45: 345-405.
- Bartlett, K. B. & R. C. Harriss, 1993. Review and assessment of methane emissions from wetlands. *Chemosphere* 26:261-320.
- Berger, A., J. J. Corre & G. Heim, 1978. Structure, productivite et regime hydrique de phytocenoses halophiles sous climat mediterranneen. *La terre et la vie* 32: 241-278.
- Britton, R. H. & A. J. Crivelli, 1993. Wetlands of southern Europe and North Africa: Mediterranean wetlands. In Whigham, D. F. & D. Dykjavá (eds) *Wetlands of the world I: Inventory, ecology and management*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 129-194.
- Cameron, G. N., 1972. Analysis of insect trophic diversity in two salt marsh communities. *Ecology* 53 (1): 58-73.
- Christensen, T. R., D. Lloyd, B. Svenson, P. Martikainen, R. Harding, H. Oskarsson, T. Friborgh, H. Sogaard & N. Panikov, 2001. Biogenic controls on trace gas fluxes in northern wetlands. *IGBP-Glob. Change Newsl.* 51:9-15.
- Chmura, G. L., S. C. Anisfeld, D. R. Cahoon & J. C. Lynch, 2003. Global carbon sequestration in tidal, saline wetland soils. *Global Biogeochemical Cycles* 17(4): 1-12 doi:10.1029/2002GB001917.
- Chmura, G. L., 2011. What do we need to assess the sustainability of the tidal salt marsh carbon sink? *Ocean & Coastal Management* 83:25-31 doi:10.1016/j.ocecoaman.2011.09.006.
- Connor R., 1995. An Examination of Carbon Flow in a Bay of Fundy Salt Marsh. Unpublished M.Sc. thesis, McGill University.
- Costanza, R., R. d'Arge, R. deGroot, S. Farber, M. Grasso, B. Han- non, K. Limburg, S. Naeem, R. V. Oneill, J. Paruelo, R. G. Raskin, P. Sutton & M. vandenBelt, 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387:253- 260.
- Curco, A., C. Ibañez, J. W. Day & N. Prat, 2002. Net primary production and decomposition of salt marshes of the Ebre Delta (Catalonia, Spain). *Estuaries* 25(3): 309-324.
- Dalal, R. C. & D. E. Allen, 2008. Greenhouse gas fluxes from natural ecosystems. *Australian Journal of Botany* 56: 369-407.
- De la Cruz, A. A., 1974. Primary productivity of coastal marshes in Mississippi. *Gulf Research Reports* 4(3): 351-356 doi:10.18785/grr.0403.03
- Ding, W. & Z. Cai, 2007. Methane emissions from natural Wetlands in China: summary of years 1995-2004 studies. *Pedosphere* 17:475-486

Duarte C. M., J. Middelburg, & N. Caraco, 2005. Major role of marine vegetation on the oceanic carbon cycle. *Biogeosciences* 2:1-8.

Farinha, J. C., L. Costa, G. Zalidis, A. Mantzavelas, E. Fitoka, N. Hecker & P. Tomàs Vives, 1996. Mediterranean Wetland Inventory: Habitat Description System. MedWet/ Instituto da Conservação da Natureza (ICN)/ Wetlands International/ Greek Biotope/ Wetland Centre (EKBY) Publication, Volume III.

Gallagher, J. L. & F. C. Daiber, 1974. Primary production of edaphic algal communities in a Delaware salt marsh. *Limnology and Oceanography* 19:390-395.

Gattuso, J. P., M Frankignoulle & R. Wollast, 1998. Carbon and carbonate metabolism in coastal aquatic ecosystems. *Annu Rev Ecol Syst* 29: 405-434.

Groenendijk, A. M., 1984. Primary production of four dominant salt-marsh angiosperms in the SW Netherlands. *Vegetatio* 57:143-152.

Hall, S. L. & F. M. Fisher, Jr, 1985. Annual productivity and extracellular release of dissolved organic compounds by the epibenthic algal community of a brackish marsh. *Journal of Phycology* 21:277- 281.

Hensel, P. F., J.W. Day Jr. & D. Pont, 1999. Wetland vertical accretion and soil elevation change in the Rhone River Delta, France: The importance of riverine flooding. *J. Coastal Res.*15:668-681.

Hopkinson, C. S., J. G. Gosselink & F. T. Parrondo, 1980. Production of coastal Louisiana marsh plants calculated from phenometric techniques. *Ecology* 61:1091-1098.

Ibañez, C., J. W. Day & D. Pont, 1999. Primary production and decomposition of wetlands of the Rhône Delta, France: Interactive impacts of human modifications and relative sea level rise. *Journal of Coastal Research* 15(3): 717-731.

Ibañez, C., A. Curco, J. W. Day Jr. & N. Prat, 2000. Structure and productivity of microtidal Mediterranean coastal marshes. In M. P. Weinstein & D- A. Kreeger (ed.), *Concepts and Controversies in Tidal marsh Ecology*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht: 107-136.

IPCC. *Climate Change 2014: Synthesis Report*. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, R.K. Pachauri and L.A. Meyer (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, 151 pp.

Kayranli, B., M. Scholz, A. Mustafa & A. Hedmark, 2010. Carbon storage and fluxes within freshwater wetlands: a critical review. *Wetlands* 30: 111-124 doi:10.1007/s13157-009-0003-4.

Kelley C. A., C. S. Martens & W. Ussler, 1995). Methane dynamics across a tidally flooded riverbank margin. *Limnology and Oceanography* 40:1112-1129.

Lal, R, 2008. Carbon sequestration. *Phil Trans R Soc B* 363: 815-830.



- Linhurst, R. A. & R. J. Reimold, 1978. Estimated net aerial primary productivity for selected estuarine angiosperms in Maine, Delaware and Georgia. *Ecology* 59(5): 945-955.
- Livesley, S. J. & S. M. Andrusiak, 2012. Temperate mangrove and salt marsh sediments are a small methane and nitrous oxide source but important carbon store. *Estuarine, Coastal and Shelf science* 97:19-27.
- Lo Iacono C., M. A. Mateo, E. Gracia, L. Guasch, R. Carbonell, L. Serrano, O. Serrano & J. Dañobeitia, 2008. Very high-resolution seismo-acoustic imaging of seagrass meadows (Mediterranean Sea): implications for carbon sink estimates. *Geophys Res Lett* 35: L18601 doi:10.1029/2008GL034773.
- Lotze, H. K., H. S., Lenihan, B. J. Bourque, R. H. Bradbury, R. G. Cooke, M. C. Kay, S. M. Kidwell, M. X. Kirby, C. H. Peterson & J. B. C Jackson, 2006. Depletion, degradation, and recovery potential of estuaries and coastal seas. *Science* 312:1806-1809.
- Mahall, B. E. & R. B. Park, 1976. The ecotone between *Spartina foliosa* and *Salicornia virginica* in salt marshes of northern San Francisco Bay. I. Biomass and production. *Journal of Ecology* 64:421-433.
- McLeod, E., G.L. Chmura, S. Bouillon, R. Salm, M. Björk, C. M. Duarte, C. E. Lovelock, W. H. Schlesinger & B. R. Silliman, 2011. A blueprint for blue carbon: toward an improved understanding of the role of vegetated coastal habitats in sequestering CO<sub>2</sub>. *Frontiers in Ecology and the Environment* 9: 552-560 doi:10.1890/110004.
- Megonigal, J. P., M. E. Hines & P. T. Visscher, 2004. Anaerobic metabolism: linkages to trace gases and aerobic processes. In W.H. Schlesinger (ed.), *Biogeochemistry*, Elsevier-Pergamon, Oxford, UK: 317-434.
- Millennium Ecosystem Assessment, (2005). *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC.
- Mitsch, W. J., & J. G. Gosselink, (2000). *Wetlands*. John Wiley, New York, 2000.
- Murray, B. C., W. A. Jenkins, S. Sifleet, L. Pendleton & A. Baldera, 2010. Payments for blue carbon, potential for protecting threatened coastal habitats. Nicholas Institute for Environmental Policy Solutions, Duke University: 1-8.
- Neves, J. P., L. F. Ferreira, M. P. Simões & L. C. Gazarini, 2007. Primary production and nutrient content in two salt marsh species, *Atriplex portulacoides* L. and *Limoniastrum monopetalum* L., in Southern Portugal. *Estuaries and Coasts* 30:459-468.
- Odum, E. P., 1980. The status of three ecosystem-level hypotheses regarding salt marsh estuaries: tidal subsidy, outwelling and detritus-based food chains. In V. Kennedy (ed.), *Estuarine perspectives*. Academic Press, New York: 485-495.
- Ortiz-Llorente, M. J. & M. Alvarez-Cobelas, 2012. Comparison of biogenic methane emissions from unmanaged estuaries, lakes, oceans, rivers and wetlands. *Atmospheric Environment* 59: 328-337.



- Palomo, L. & F. X. Niell, 2009. Primary production and nutrient budgets of *Sarcocornia perennis* ssp. *Alpine* (Lag.) Castroviejo in the salt marsh of the Palmones River estuary (Southern Spain). *Aquatic Botany* 91: 130-136.
- Pinckney, J. & R. G. Zingmark 1993. Modeling the annual production of intertidal benthic microalgae in estuarine ecosystems. *Journal of Phycology* 29:396-407.
- Poffenbarger, H. J., B. A. Needelman & J. P. Megonigal, 2011. Salinity influence on methane emissions from tidal marshes. *Wetlands* 31:831-842 doi 10.1007/s13157-011-0197-0.
- Pomeroy, L. R., 1959. Algal productivity in salt marshes of Georgia. *Limnology and Oceanography* 4:386-397.
- Pomeroy, L., W. Darley, E. Dunn, J. Gallagher, E. Haines & D. Whitney, 1981. Primary production. In Pomeroy, L. R. and R. G. Wiegert, editors. *The ecology of a salt marsh*. Springer- Verlag, New York, New York, USA: 39-67.
- Rey, J. R., J. Shaffer, R. Crossman & D. Tremain, 1990. Above-ground primary production in impounded, ditched and natural *Batis-Salicornia* marshes along the Indian River lagoon, Florida. *Wetlands* 10:151-171.
- Roman, C.T. F. C. Daiber, 1984. Aboveground and belowground primary production dynamics of two Delaware Bay tidal marshes. *Bulletin of the Torrey Botanical Club* 3:34-41.
- Scarton, F., J. W. Day & A. Rismondo, 2002. Primary production and decomposition of *Sarcocornia fruticosa* (L.) Scott and *Phragmites australis* Trin. Ex Steudel in the Po Delta, Italy. *Estuaries* 25(3): 325-336.
- Sullivan, M. J. & C. A. Moncreiff, 1988. Primary production of edaphic algal communities in a Mississippi salt marsh. *Journal of Phycology* 24:49-58.
- Sullivan M. J. & C. A. Currin, 2000. Community structure and functional dynamics of benthic microalgae in salt marshes. In M. P. Weinstein & D- A. Kreeger (ed.), *Concepts and Controversies in Tidal marsh Ecology*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht: 81-106.
- Van Raalte, C. D., I. Valiela & J. M. Teal, 1976. The effect of fertilization on the species composition of salt marsh diatoms. *Water Research* 10:1-4.
- Whalen, S. C., 2005. Biogeochemistry of methane exchange between natural wetlands and the atmosphere. *Environmental Engineering Science* 22:73-94.
- White, D. A., T. E. Weiss, J. M. Trapani & L. B. Thien, 1978. Productivity and decomposition of the dominant salt marsh plants in Louisiana. *Ecology* 59(4): 751-759.
- Whiting, G. J. & J. P. Chanton, 2001. Greenhouse carbon balance of wetlands: methane emission versus carbon sequestration. *Tellus* 53B: 521-528.
- Zedler, J. B., 1980. Algal mat productivity: comparisons in a salt marsh. *Estuaries* 3:122-131.



# Protegir i restaurar la maresma i els prats de fanerògames marines de la llacuna de Venècia

Davide Tagliapietra<sup>1\*</sup>, Damiano Baldan<sup>2</sup>, Alberto Barausse<sup>2</sup>, Alessandro Buosi<sup>3</sup>, Daniele Curiel<sup>4</sup>, Irene Guarneri<sup>1</sup>, Giuseppe Pessa<sup>5</sup>, Andrea Rismondo<sup>4</sup>, Adriano Sfriso<sup>3</sup>, Darío Smania<sup>2</sup>, Annamaria Volpi Ghirardini<sup>3</sup>

<sup>1</sup> Consell Superior d'Investigacions Científiques d'Itàlia, Institut de Ciències del Mar (CNR-ISMAR) Venècia, Itàlia

<sup>2</sup> Laboratori d'Anàlisi de Sistemes Ambientals - LASA, Departament d'Enginyeria Industrial, Universitat de Pàdua, Itàlia

<sup>3</sup> Universitat Ca' Foscari, DAIS Departament de Ciències Ambientals, Informàtica i Estadística, Venècia, Itàlia

<sup>4</sup> SELC Soc. Coop., Venècia, Itàlia

<sup>5</sup> Greensea scarl, Fossalta di Portogruaro (VE), Itàlia

\* Correu electrònic: [davide.tagliapietra@ve.ismar.cnr.it](mailto:davide.tagliapietra@ve.ismar.cnr.it)



de la Mediterrània. A la llacuna de Venècia les marees són mixtes, predominant les de tipus semidiürn i les micromareals (Tagliapietra & Ghirardini, 2006) amb un marge mitjà de marea de 61 cm i un interval intermareal de 121 cm des del nivell de marees astronòmiques més alt al més baix (calculat per al període 1986-2004).

La conca de drenatge és d'uns 1850 km<sup>2</sup>, dels quals el 40% és terra aprofitada que es troba sota el nivell del mar. Segons la classificació climàtica de Köppen-Geiger-Pohl (Geiger & Pohl, 1953), la llacuna experimenta un clima humit subtropical amb estius calorosos (Cfa). A causa de la poca profunditat de la llacuna, la temperatura de l'aigua segueix estrictament les tendències estacionals de la temperatura de l'aire, que van des de 0° C (rarament es congela) fins a més de 30° C. Les precipitacions distribuïdes durant tot l'any contribueixen a una entrada mitjana d'aigua dolça d'uns 35.5 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup> tal com es va registrar el 1999 (Zuliani et al., 2005), amb els afluents més importants ubicats a la conca del nord. L'entrada d'aigua dolça i les marees produeixen un gradient de salinitat, que va des del marí (aprox. 37 psu) fins a gairebé aigua dolça prop dels estuaris de la badia i les entrades d'aigua dolça. El gradient es comprimeix cap al continent, a causa de la contribució de marea preponderant que presenta un valor mitjà d'aprox. 30 psu. Per tant, la major part de la llacuna es pot classificar com mixoeuhalina/(mixo-)polihalina segons el sistema de Venècia (D'Ancona, 1959).

A causa de la singularitat i la peculiaritat dels seus valors culturals, que estan constituïts per un patrimoni cultural excepcional i, sobretot, integrat en un context mediambiental extraordinari, "Venècia i la seva llacuna" ha estat inclosa a la Llista del Patrimoni Mundial de la UNESCO des de 1987. La Llacuna de Venècia es pot considerar un "paisatge cultural" on amb el temps el treball de l'ésser humà i de la natura s'han entrelaçat sota la influència de les limitacions i oportunitats ambientals, socials i econòmiques (Fig. 2). La Llacuna de Venècia és un dels llocs costaners més estudiats del món, cultural i ecològicament, pertanyent a la xarxa internacional de Recerca Ecològica a Llarg Termini (RELT). Podeu trobar informació detallada a "l'Atlas de la Llacuna" ([www.atlantedellalaguna.it](http://www.atlantedellalaguna.it)).



Figura 2: El paisatge únic de la llacuna. La maresma al voltant de Burano (autor P. Nascimbeni).

## 2. Canvis en el segle passat

La llacuna ha sofert canvis importants, especialment durant el segle XX. Els més importants van ser la construcció de grans dics a les entrades del mar, però, sobretot, la construcció progressiva d'una zona industrial a la part continental darrere de Venècia, aprofitant una gran zona de maresma. Això va culminar en els anys 60 amb l'excavació d'un gran canal que unia l'entrada de Malamocco amb la zona industrial per fer arribar els vaixells cisterna al pol petroquímic en desenvolupament. Aquest canal va afectar en gran mesura la part central de la llacuna canviant la seva hidrologia i, en conseqüència, la seva ecologia, aportant grans quantitats d'aigua marina a prop del continent. El desequilibri hidrològic també s'ha vist augmentat per la reducció progressiva de les entrades d'aigua dolça provinents de la conca hidrogràfica, principalment per l'ús d'aigua per a regadius. La construcció d'esculleres a les entrades de la llacuna a principis del segle XX també va tenir com a efecte reduir els aports de sediments, tant d'origen marí com d'estuari (D'Alpaos, 2010).

En els anys 1970-1990, es va calcular que la conca hidrogràfica va proporcionar la llacuna uns 30 000 m<sup>3</sup> y<sup>-1</sup> de sediments, i aproximadament 1 100 000 m<sup>3</sup> y<sup>-1</sup> van ser alliberats al mar. Més tard, els càlculs de 2005 van donar contribucions sense canvis de la conca i gairebé la meitat de sediments arribaven al mar (580 000 m<sup>3</sup> y<sup>-1</sup>). Durant els 2 períodes, els moviments de sediments a la llacuna van ser gairebé iguals (és a dir, prop de 2 000 000 m<sup>3</sup> y<sup>-1</sup>) (Bernstein & Montobbio, 2011).

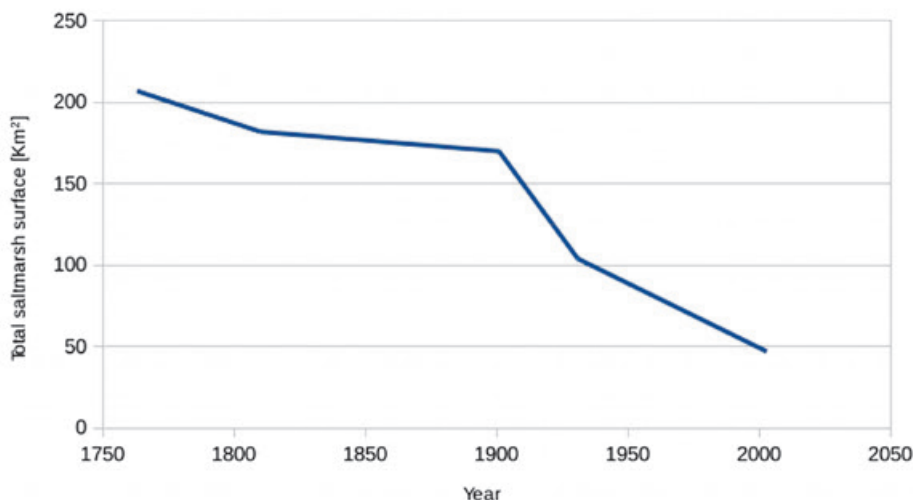


Figura 3: Superfície total de la maresma (km<sup>2</sup>) (dades de D'Alpaos, 2010).

Des dels primers mapes de la llacuna creats el 1763 (D'Alpaos, 2010, Fig. 3), la superfície total de la maresma ha disminuït contínuament, i la llacuna s'ha aprofundit progressivament, amb un fort augment a l'àrea de plans submareals a costa dels plans intermareals, generalment coberts per prats de fanerògames (Sarretta et al., 2010). Aquests impactes són molt més evidents a la part central de la llacuna que a la meridional, mentre que la llacuna nord ha mantingut un estat més natural. Si, d'una banda, l'augment de la resuspensió de sediments (Sfriso et al., 2005a, b) afavoria la pèrdua de la fracció fina en el mar, d'altra banda, es va registrar una forta erosió dels accidents geogràfics amb un aplanament general i el rebliment de molts canals naturals i vies navegables. Al mateix temps, la càrrega de nutrients a la llacuna va augmentar principalment a causa de la producció de fertilitzants a la zona industrial, el desenvolupament de fertilització química en l'agricultura i l'ús del fòsfor en els detergents. Les entrades de fòsfor i nitrogen



gairebé es van triplicar des dels anys 50 fins als 80 (Solidoro et al., 2010), provocant una eutrofització progressiva de la llacuna, que va culminar amb les crisis distròfiques registrades entre els anys 80 i 90. Els prats de fanerògames marines van ser gairebé totalment substituïts per macroalgues oportunistes com les Ulvaceae, Cladophoraceae, Gracilariaceae i Solieriaceae, i el fitoplàncton també va disminuir (Sfriso & Facca, 2007). Posteriorment, la prohibició del fòsfor a les formulacions dels detergents, la millora dels sistemes de clavegueram i les pràctiques agrícoles a terra ferma i altres factors com canvis climàtics (Sfriso & Marcomini, 1996) van reduir molt la producció macroalgal i els esdeveniments distròfics. La reducció de la cobertura macroalgal va afavorir l'explosió demogràfica de la cloïssa Japonesa (*Tapes philippinarum*), cloïssa no autòctona introduïda a la llacuna el 1983 amb finalitats econòmiques (Cesari & Pellizzato, 1985), que va aprofitar els sediments i l'aigua encara rica en matèria orgànica i fitoplàncton i l'absència gairebé completa de competidors i depredadors. El tipus de recol·lecció d'aquest nou recurs de pesca mitjançant dragatge hidràulic i mecànic, modifica contínuament el fons de la llacuna, provocant una resuspensió sedimentària, terbolesa i la pèrdua de sediments fins (Sfriso et al., 2005a, b) amb la consegüent pèrdua de sediments al mar. Les comunitats bentòniques es van veure afectades en gran mesura tant directament com indirecta per la terbolesa i les taxes de sedimentació fins a principis d'aquest segle, quan la collita de cloïsses es va regular més estrictament i es van establir concessions públiques d'aqüicultura, per una superfície total de 1870 ha el 2014. La collita de la cloïssa Japonesa va disminuir d'aprox. 35 000-40 000 tones en el període 1995-2000 a aprox. 20 000-25 000 en 2001-2008; hi va haver una baixada sobtada a 5600 tones/any el 2009 i després es va anar reduir constantment fins a unes 1700 tones el 2012 (Pessa et al., 2013, 2014).

### 3. Pèrdua de hàbitats prioritariis

L'activitat humana durant el segle XX ha posat en perill dos dels hàbitats clau de la Llacuna de Venècia, la maresma i els prats de fanerògames marines (Fig. 4), per a la qual cosa s'han implantat programes de conservació i restauració mediambiental.



Figura 4: Praderies de fanerògames marines que penetren a la maresma (autor P. Nascimbeni).

### 3.1. La maresma (el “Barene”) (Eunis habitat A2.54)

A la llacuna de Venècia, la maresma s'assembla a illes tabulars llimoses i baixes que s'eleven entre 30 i 40 cm per sobre del nivell mitjà del mar. Estan cobertes d'halòfits i existeixen gràcies en un equilibri dinàmic entre la sedimentació i l'erosió. Formen una banda que s'estén predominantment des del mig de la llacuna fins a la vora continental. La periodicitat i l'amplitud de les mareas, en diferents moments dels seus cicles diaris i mensuals, determinen els períodes de submersió i emersió i els patrons de deposició de sediments i, per tant, l'estructura de la maresma i el desenvolupament d'una rica xarxa de rierols i estanys (Fig. 5). En gairebé tota la Mediterrània, la marea és molt baixa, de manera que els accidents geogràfics generats per les mareas són sovint destruïts per l'acció de les ones i altres agents físics. La maresma mareal mediterrània és, per tant, molt poc freqüent, i només això seria ja motiu suficient per a protegir aquest hàbitat. A més, la successió de la vegetació, que a la maresma oceànica es desenvolupa a escala de metres, a la llacuna de Venècia es desenvolupa a escala de centímetres. Un parell de centímetres de diferència d'altitud són suficients per canviar la composició vegetal i la biocenosi animal associada a ella, fent que la maresma de la Llacuna de Venècia sigui molt vulnerable a les variacions en la hidrologia provocada pels humans i el canvi climàtic.



Figura 5: La xarxa hidrològica d'una maresma (autor P. Nascimbeni).

La maresma mostra heterogeneïtat espacial a escala del paisatge; la seva morfogènesi és generada per les accions del riu i el mar. Les seves característiques es combinen amb el gradient de terra-mar. La maresma fluvial és més llimosa-argilosa, mentre que la maresma marina és sorrenca-llimosa. El contingut en carbonat és superior a la marina, fins i tot superior al 70%. Els sòls de la maresma s'han format mitjançant un llarg procés pedogenètic que, a causa del creixement de la vegetació i les entrades al·lòctones, porta a l'acumulació de matèria orgànica, dissolució de sal i carbonat, oxidació de sulfurs i acidificació progressiva. També hi ha maresma continental creada per la submersió del sòl prèviament emergit. La variació dels nivells de mareas segons les fases astronòmiques diferencia les zones deposicionals i les elevacions, que al seu torn afecten la permeabilitat, l'oxigenació i la biogeoquímica. D'aquí es dedueix que, dins d'una mateixa maresma, podem reconèixer diferents subunitats de sòl que contenen associacions vegetals característiques. Un indicador de la composició variada de la maresma és la dels diferents òxids de ferro i els seus colors, que canvien des del vermell dels sòls més



permeables i oxigenats fins al gris d'àrees més temps submergides; per exemple, els sòls vermells més alts poden contenir *Halimione potulacoides* i *Salicornia fruticosa*, mentre que els sòls grisos de la part més baixa de la maresma contenen habitualment *Spartina stricta* (Bonometto, 2003; Lang et al., 2006). En principi, per tant, la restauració de la maresma s'hauria d'orientar a restablir les condicions que han permès la formació d'aquest hàbitat concedint un temps suficient per a la gènesi dels sòls i l'establiment de la seva complexa hidrobiologia. Això requeriria operacions a gran escala que van des de la replanificació de l'agricultura a terra ferma fins a la restauració de les condicions estuarines i la recalibració de la hidrologia de la llacuna. Aquesta seria la forma de reequilibrar la maresma, invertir el procés de degradació i obtenir un hàbitat eco-fisiològicament sa. Aquest procés científic i tècnic requereix estratègies a llarg termini i previsió política. En qualsevol cas, cal tenir en compte els escenaris d'augment del nivell del mar provocats pel canvi climàtic, que poden modificar completament la nostra visió de la llacuna.

## 3.2. Prats de fanerògames marines (hàbitat Eunis A2.61)

Les fanerògames marines són plantes vasculares que realitzen tot el seu cicle de vida submergits en aigües marines o salobres. L'èxit d'aquestes plantes en ambients llacunars es deu a l'evolució de diverses adaptacions fisiològiques i morfològiques que van des de la resistència a les condicions salines i una immersió constant fins al desenvolupament d'un sistema radicular basat en rizomes horitzontals que els confereixen una certa resistència a l'onatge i a la pol·linització i disseminació hidrofílica. En llacunes prístines o en bon estat, els herbassars poden formar poblacions grans o fins i tot praderies sota l'aigua (Orfanidis et al., 2003; Viaroli et al., 2008). Les fanerògames marines i salobres s'inclouen entre les espècies protegides a nivell internacional i nacional, tal com es recull en diverses convencions (Convenció de Berna 23/06/1979 i SPAMI-Convenció de Barcelona 1995). Aquestes fanerògames també s'inclouen entre les espècies que requereixen més atenció al Pla d'acció per a la conservació de la vegetació marina a la mar Mediterrània (CAR/AEP, Centre d'activitat regional per àrees especialment protegides), i la Directiva Marc de l'Aigua (UE 2000/60) els dona la màxima importància com a indicadors del bon estat ecològic.

Les praderies tenen una forta acció estabilitzadora del fons, atrapant sediments i un paper clau en l'oxigenació de l'aigua, eliminació de nutrients i retenció de CO<sub>2</sub> perquè, a diferència de la majoria de les macroalgues, les fanerògames marines són espècies perennes. Es va calcular que el CO<sub>2</sub> atrapat per les seves praderies a la llacuna de Venècia, basat en l'extensió que tenien al 2003, és d'aprox. 40 000 tones (Sfriso & Facca, 2007). A més, es calcula que com a mínim el doble d'aquesta quantitat es troba atrapat en els organismes calcaris que viuen a les praderies (petites macroalgues calcàries i cucs, gastròpodes i bivalves). Els prats de fanerògames marines formen una estructura tridimensional que alberga una comunitat rica i diversificada, que contribueix de forma significativa a la xarxa tròfica de la llacuna i és un viver ideal per a moltes espècies de peixos i invertebrats marins. Per tant, les praderies també són extremadament importants per a la pesca i representen una zona d'alimentació per a les aus aquàtiques. Les fanerògames marines són molt susceptibles a una sèrie de factors de pertorbació (Taula 1), com la turbolesa de l'aigua causada per sòlids en suspensió o per un creixement excessiu de fitoplàncton, el que redueix la llum que arriba a les fulles per a la fotosíntesi. Els sòlids en suspensió també es poden dipositar sobre les fulles, sufocant les plantes. Els nutrients desencadenen la producció de macroalgues tiorofíliques, com ara Ulvaceae i Cladophoraceae, que mantenen una dura competència per la llum i l'espai i provoquen crisis distròfiques. Les praderies de fanerògames marines afavoreixen la sedimentació, estableixen sediments i atrapen la matèria orgànica, de manera que la seva pèrdua comporta una erosió més intensa del fons (Sfriso et al., 2005a) (Fig. 6).



Figura 6: Límits entre un prat de fanerògames marines i un un sediment fangós amb *Ulva* sp. (autor SELC).

Codi	Descripció
F02.02	Pesca activa professional
F02.02.05	Pesca activa professional amb dragatge bentònic
F01.03	Aquicultura marina i d'aigua dolça de cultius de fons
G05.02	Abrasió superficial/dany mecànic a la superfície del fons marí
H03	Contaminació d'aigües salobres i marines
I01	Espècies no natives invasores (animals i vegetals)
J02.02.02	Eliminació de sediments (per dragatge marí i estuari)
J02.05.01	Modificació del flux de l'aigua (mareal i corrents marins)
J02.05.06	Canvis en l'exposició a l'onatge
J02.12.01	Accions de protecció de la costa (barreres mareals)
J02.11	Canvis en les taxes de colmatació i d'abocament de sediments dragats

Taula 1: Factors de pressió i pertorbació que actuen sobre els prats de fanerògames marines, identificats i codificats durant les activitats de la DG Medi Ambient i l'Agència Europea del Medi Ambient sobre l'aplicació de les directives europees d'Hàbitat (92/43/CEE) i d'Hàbitats d'Aus (2009/147/CE) (Curiel et al., 2014).

A la llacuna de Venècia, s'hi troben 3 fanerògames marines, *Cymodocea nodosa*, *Zostera marina*, i *Z. noltei*. A més, colonitzen les zones més confinades 2 macròfites aquàtiques, *Ruppia maritima* i *R. cirrosi*. En general, totes aquestes espècies es troben al llarg del gradient estuarià des de les zones amb major influència marina fins a les zones més confinades, però a l'interior de les llacunes hi ha molts microhàbitats presents, on es troben diferents espècies. *Cymodocea nodosa* és una espècie subtropical que colonitza zones amb alta salinitat i sediments grollers. Aquesta espècie es veu afectada per una forta estacionalitat lligada a les variacions de la temperatura de l'aigua, pel que el seu fullatge es redueix en gran mesura a l'hivern. Viu majoritàriament a les zones més properes a les entrades del mar en substrats llimosos-sorrèncs. A la llacuna, però, aquesta planta està més desenvolupada que en altres parts de la mar Mediterrània,

arribant a una alçada d'1.5 m, probablement a causa de les aigües riques en nutrients. *Zostera marina* viu en sediments llimosos amb poca argila i té fulles que poden arribar a tenir 1.3 m de llarg i 5-6 mm d'ample. Forma poblacions denses que viuen en aigües poc profundes; amb marea baixa, les fulles solen flotar a la superfície de l'aigua. *Zostera noltei* és una espècie característica de les zones més interiors amb sediments predominantment llimosos, poca columna d'aigua i planes fangoses que apareixen a la marea baixa. Els brots tenen una forma similar a la de *Zostera marina* però són més petits, fins a 0.6 m d'alçada i només d'entre 0.7-1.5 mm d'amplada. *Zostera marina* i *Z. noltei* creixen tot l'any, però més ràpidament durant la primavera. En àrees confinades on l'aigua es pot congelar, poden perdre les fulles i deixar de créixer a l'hivern. En anys càlids, poden reduir significativament el seu creixement també a l'estiu. *Ruppia cirrhosa* i sobretot *R. maritima* tenen una distribució limitada a les zones salobres de la llacuna interior. Aquesta última només resideix en els petits estanys a l'interior de la maresma (Sfriso, 2010).

Hi ha indicis d'un recobriment molt gran o gairebé total del fons de la llacuna fins a principis de 1900, a partir d'evidències anecdòtiques i informes científics qualitius. Algunes dades d'àrees limitades provenen de fotografies aèries de la Segona Guerra Mundial. Les primeres indicacions d'una reducció molt ràpida dels prats de fanerògames marines es registren a Sfriso (1987). La seva reducció, especialment a les zones caracteritzades per una baixa renovació de l'aigua, va ser major durant el període de gran proliferació d'algues entre els anys 70 i 80 (Sfriso et al., 1987), tot i que el primer mapatge dels prats de fanerògames es va realitzar al 1990 (Caniglia et al., 1992). Posteriorment es van fer altres mapes al 2002, 2004 i 2010. La comparació de mapes (Curiel et al., 2014, Taula 2) mostra una petita regressió entre 1990 i 2002, mentre que entre 2002 i 2004 es va registrar una pèrdua més gran, especialment de *Zostera marina* i sobretot de *Z. noltei*, que van ser substituïdes per macroalgues, especialment a la part central i nord de la llacuna.

	1990 (ha)	2002 (ha)	2004 (ha)	2010 (ha)
Monoespecífica <i>Cymodocea nodosa</i>	391	1.777	1.714	2.276
Monoespecífica <i>Zostera marina</i>	266	2.195	1.130	1.404
Monoespecífica <i>Zostera noltei</i>	1.436	70	21	57
Mixta <i>Z. noltei</i> + <i>C. nodosa</i>	2.157	220	75	21
Mixta <i>Z. noltei</i> + <i>Z. marina</i>	692	825	527	27
Mixta <i>Z. marina</i> + <i>C. nodosa</i>	23	141	69	12
Mixta <i>Z. noltei</i> + <i>Z. marina</i> + <i>C. nodosa</i>	528	203	136	11
<b>Total</b>	<b>5.493</b>	<b>5.431</b>	<b>3.672</b>	<b>3.808</b>

Taula 2: Recobriment dels prats de fanerògames marines cultivades en els anys 1990, 2002, 2004 i 2010 (Curiel et al., 2014).

Les principals causes que van portar a la desaparició de *Z. Marina* a la part nord van ser l'augment de macroalgues tionitrofil·liques, la pèrdua d'hàbitats i l'augment de la terbolesa de l'aigua (Sfriso & Facca, 2007). A més, les condicions meteorològiques de 2002, un any amb pluviometria molt alta, i el 2003, un any molt càlid, van ser anòmales i van desencadenar grans proliferacions de fitoplàncton, que van afectar a les poblacions residuals de fanerògames. En els anys següents, entre 2004 i 2010, es va observar un modest reclutament de fanerògames (3808 ha, aprox. 12% del fons de la llacuna investigats) (Província de Venezia, 2014; Rismondo et al., 2005; Sfriso et al., 2009).

## 4. Diferentes escales d'intervenció

La idea d'una política de conca (no estesa fins al continent encara) estava continguda a la “Llei especial per a Venècia” (Llei 171, 1973, del govern italià). La restauració ambiental a Venècia també es troba dins del dret italià, ja que “la preservació de Venècia i la seva llacuna es declara un problema d'interès nacional primordial”. Després de la gran inundació de 1966, el 1973 es va emetre una llei especial per a la protecció de Venècia i la seva llacuna de les inundacions. El 1984 es van definir els criteris generals, que inclouen “estudis, projectes, experiments i obres per a l'equilibri hidrogeològic de la llacuna, per aturar i invertir la degradació de la conca”.

L'Estat italià va confiar a un consorci d'empreses italianes (Conorzio Venezia Nuova, CVN) els treballs per a la protecció de Venècia i la llacuna sota la jurisdicció de l'Estat italià i com a únic concessionari de l'Autoritat de l'Aigua de Venècia (Magistrato alle Acque di Venezia, ara Provveditorato Interregionale per l'Opere Pubbliche del Triveneto). El seu treball principal va ser el disseny i construcció de comportes mòbils a les entrades del mar de la llacuna conegudes com MOSE (sigles de *MOdulo Sperimentale Elettromeccanico*), malgrat tot, el 1992 es va especificar que els treballs a les comportes estarien subordinats al reequilibri hidrogeològic de la llacuna. El 2005, la Comissió Europea va emetre al govern italià un procediment d'infracció per als impactes de la MOSE en relació amb la Directiva Aus 79/409 i la Directiva Hàbitats 92/43 (procediment d'infracció 2003/4762). Com a conseqüència, el període 2007-2011, l'Autoritat de l'Aigua de Venècia va establir un pla per a la compensació, conservació i requalificació dels llocs d'importància comunitària veneciana IT3250003, IT3250023, IT3250030 i IT3250031 i l'àrea de protecció especial IT3250046. Entre les mesures compensatòries s'inclouen, entre d'altres, la reconstrucció de la maresma i planes mareals, i el trasplantament de fanerògames marines.

Els fons estatals per a la restauració ambiental de la llacuna seran molt més limitats en el futur. Així doncs, el govern regional local i l'Autoritat de l'Aigua de Venècia hauran de buscar projectes més específics que se centrin en el concepte d'atenció i manteniment constants, en comptes d'intervencions d'emergència, per fomentar processos ecològics que preservin i restableixin hàbitats naturals. Es podria buscar finançament a nivell regional i europeu, però destacant l'autosostenibilitat econòmica de les accions al llarg del temps.

Aquesta situació motiva la recerca de noves solucions, que permeten als científics d'universitats i instituts de recerca, cooperatives i empreses locals interactuar amb les autoritats venecianes en la redacció i implementació de projectes específics. En aquest sentit, durant l'última dècada, la Llacuna de Venècia ha obtingut fons del programa LIFE (Fig. 1). A través d'aquest programa, la Unió Europea finança projectes de protecció mediambiental i de natura destinats a millorar la conservació d'espècies i hàbitats en perill d'extinció. El propòsit del programa LIFE és contribuir a la implementació de les Directives sobre Aus i Hàbitats i establir la xarxa Natura 2000 de zones protegides. Tanmateix, per tenir èxit, aquests projectes pilot que persegueixen l'objectiu de la UE d'aturar la pèrdua de biodiversitat han de buscar formes de sostenibilitat a mitjà o llarg termini amb la participació de les autoritats locals i dels grups d'interès.

## 5. Restauració de la maresma a gran escala

Durant el segle passat, l'erosió, redistribució i l'exportació al mar dels sediments de la llacuna han produït una pèrdua de diversitat geomorfològica. Els objectius de la restauració a gran escala, inspirada en la Llei especial de Venècia, van ser fomentar un reequilibri de les funcions ambientals hidrològiques i ecològiques de la llacuna a través d'una recuperació geomorfològica. Aquests treballs van ser encomanats pel govern italià i l'Autoritat de l'aigua de Venècia a la CVN com a part del programa de protecció. Les obres de restauració s'han inclòs en un marc general que abasta des de l'excavació de canals fins a la reconstrucció de plans intermareals i maresmes, passant per la renaturalització de les zones de les llacunes que s'havien aprofitat per a la construcció de la zona industrial, i incloent intervencions sobre fons submareals per reduir l'estrès de cisalla de les ones i augmentar la consolidació a través del trasplantament de fanerògames marines. Es tracta, per tant, d'un enorme pla d'obres de les quals la restauració de la maresma és només una part, encara que substancial (Fig. 1).

Els resultats són significatius: en els últims 25 anys, s'han restaurat o construït 106 maresmes amb una superfície total de 11 km<sup>2</sup>, això representa el 27% de la maresma natural existent i el 30% si es considera l'erosionada des del 1930 fins al present. A més, es van construir 18 planes mareals (representant una superfície total de 2 km<sup>2</sup>) (Volpe, 2012).

La restauració ambiental de la maresma considera aspectes tècnics, ambientals, econòmics i estètics, que s'apliquen mitjançant solucions modulars de protecció, contenció i consolidació, dissenyades considerant principis ecològics i que per tant incorporen coneixements vegetals, pedològics i faunístics per a la restauració del biòtop. Les actuacions es basen en anàlisis històriques dels canvis morfològics ocorreguts al segle passat i en els estudis d'optimització hidràulica. Les actuacions de restauració de la maresma incloïen la reconstrucció de les parts erosionades, la protecció de les vores en erosió, la reelevació de la maresma baixa i la construcció de noves maresmes (Nascimbeni, 2007).

Un dels principis de la restauració ambiental geomorfològica a la llacuna és la reutilització de sediments dins de la pròpia llacuna. El segon és no construir noves estructures morfològiques supramareals (és a dir, illes i illots) restant "espais d'aigua" a la llacuna. Per tant, els fangs del drenatge dels canals de la llacuna es van utilitzar com un recurs valuós. Les obres iniciades el 1988 van ser principalment destinades a la reutilització del sediment del drenatge dels canals a l'interior de la llacuna, creant estructures morfològiques artificials que simulaven maresma (maresma i planes intermareals). En una fase posterior, el treball es va centrar en l'ecologia de la llacuna a través de la millora de les funcions morfodinàmiques i l'augment de la biodiversitat i la resiliència del sistema, contribuint a una renaturalització del sistema (Nascimbeni, 2007).

La gestió dels sediments a la Llacuna de Venècia no és senzilla, i el seu ús es regeix per la Llei L.360/1991 i el següent "Memoràndum d'entesa" de 1993 "Criteris de seguretat ambiental per a l'excavació i reutilització dels fangs extrets dels Canals de Venècia". El memoràndum classifica els sediments en 4 classes (A, B, C i més de C; Tau. 3), segons un nivell de contaminació creixent i subdivideix sediments llacunars com a funció de reutilització per a la recuperació i reconstrucció morfològica, per tal d'evitar o limitar els impactes ambientals.



Classe	Ús permès
A	Restauració de zones amb contacte directe o indirecte dels sediments amb les aigües de la llacuna
B	Sediments que es poden utilitzar en zones on no entrin en contacte amb l'aigua circulant
C	Els sediments es poden utilitzar a la restauració d'illes no submergides i aïllades per fonaments profunds
Per sobre de C	si no es consideren residus tòxics, els sediments es poden utilitzar fora de la llacuna envoltats per barreres impermeables

Taula 3: Classes de sediment i reutilització permesa per a la recuperació i reconstrucció morfològica (Ministero dell'Ambiente, 1993).

Per tant, es pot construir la “nova maresma” a partir del sediment de classe A (Ufficio di Piano, 2010). Segons aquesta classificació, la majoria de sediments superficials de la llacuna són de classe B (Castellani & Barbanti, 2010). D'això es dedueix que, si no s'adopta un nou esquema de classificació, l'ús de sediments de la llacuna es reduirà considerablement, i això comporta costos addicionals per activitats de restauració. La comunitat científica ha aprofundit la seva recerca sobre la geoespeciació química i la fracció biodisponible d'espècies químiques que poden exercir efectes tòxics en organismes. Va resultar que la classificació del Memoràndum d'entesa, basada únicament en la concentració química, no són adequades per representar l'ecotoxicitat real del sediment. S'ha de superar obligatòriament el concepte “one out all out” subjacent a la classificació de sediments en virtut del Memoràndum, i s'haurien d'incloure en nous esquemes de classificació, les directrius de les Directives europees (per exemple, REACH) i dels decrets italians per a la classificació de l'estat de les masses d'aigua superficial (Dlgs 152/2006, DM 260/2010) que assenyalen la importància de considerar un ampli ventall de contaminants, inclosos els de nova generació. Avui dia, la revisió del Memoràndum d'entesa es discuteix activament, però sembla clar que es canviarà l'enfocament químic clàssic a favor d'un enfocament químic-ecotoxicològic integrat. L'avaluació ecotoxicològica ha de basar-se en l'elecció dels punts finals adequats, aptes per a la protecció del peculiar ambient estuarià i la seva biota (Losso & Volpi Ghirardini, 2010; Losso et al., 2010). Com a conseqüència d'això, d'una banda, una part considerable dels sediments de classe B pot ser reconsiderada per a la restauració ambiental (Castellani & Barbanti, 2010), mentre que, d'altra banda, es podrien evidenciar altres punts de toxicitat que no s'havien revelat abans (Losso et al., 2010; Picone et al., 2016). Aquest nou enfocament més articulat que està en sinergia i complementaritat amb aspectes ecotoxicològics és la base de les propostes de nous criteris de classificació i gestió dels sediments de la llacuna (Corami et al., 2014, Losso et al., 2010, Picone et al., 2016).

Per tant, es van obtenir 19.5 milions m<sup>3</sup> dels sediments aptes per a la restauració de la maresma a partir de l'excavació d'uns 200 km de canals de llacuna necessaris per a restaurar la circulació de l'aigua i permetre la navegació (Bernstein & Zonta, 2010; Volpe, 2012). Tenint en compte els volums i superfícies de les actuacions, es van adoptar tècniques d'enginyeria molt pragmàtiques. La tècnica de construcció d'aquest tipus de maresma consisteix bàsicament a crear una barrera de contenció al llarg del perímetre dissenyat i després bombar-hi a dins fang fluid fins a l'altura desitjada. No obstant això, el pragmatisme en la construcció no implica un disseny simplista. Al contrari, la necessitat d'adaptar-se a les morfologies i contextos heterogenis de la llacuna ha portat al desenvolupament d'un enfocament modular i l'experimentació de diverses estructures de mòduls, sovint utilitzades en combinació. Aquests mòduls s'utilitzen principalment com a barreres, ja siguin formant part d'una barrera de contenció o per a protegir les vores de la maresma o amb una funció d'escullera als bancs de sorra. Segons les característiques específiques dels entorns a protegir (morfologia, vegetació, exposició a agents físics), els mòduls utilitzats difereixen en el disseny, composicions materials i esquemes de configuració. El tipus

principal de mòduls són: piles de fusta, feixines de brossa, bosses, rotllos i matalassos fets i emplenats amb diferents materials (*burghe* i *buzzoni*), tals com fibres polimèriques, fibres naturals, pedres, brossa i petxines.

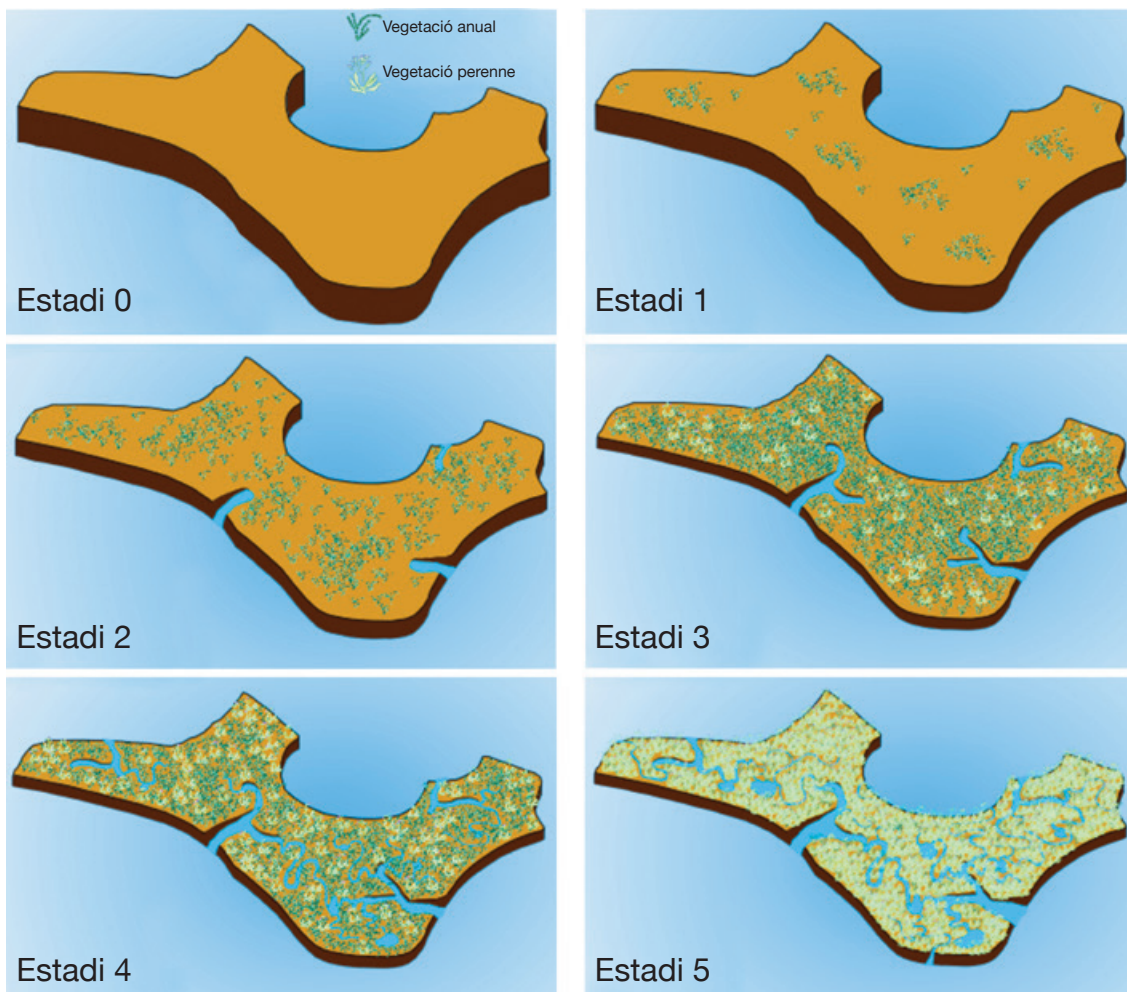
Fins a 1998, les barreres van ser construïdes amb pilons de fusta disposades de manera diferent. La Superintendència del Patrimoni Arquitectònic i el Paisatge de Venècia i la seva Llacuna (Soprintendenza ai Beni architettonici e Paesaggistici per Venezia e Laguna) requeria l'ús de barres de fusta. La restricció de l'ús de la fusta limitava el disseny de les barreres, que sovint no eren adequades per a la protecció de les vores de la maresma i, de vegades, difícils d'integrar en el paisatge. De fet, l'ús de les barres de fusta ha provocat alguns problemes de durabilitat, ja que ràpidament són atacades per organismes xilòfags marins, molt actius a la llacuna. La petjada ecològica i l'impacte sobre possibles estructures arqueològiques subjacents és un altre aspecte que s'ha de tenir en compte amb molta cura quan es fan servir barres de fusta. També pot haver-hi problemes de seguretat per a la navegació, ja que una vegada trencades, les soques dels troncs es desplacen per la llacuna. Sobre la base d'aquestes consideracions, l'ús de rotllos i matalassos va ser inicialment autoritzat el 1998. Inicialment, els rotllos i els matalassos es feien amb doble malla de filferro trenat, que eren molt eficaços per amortir les onades produïdes per les embarcacions. Des de l'any 2000 també s'han provat cables de polièster i mòduls amb diferents graus de degradació. Aquests cables i mòduls estan formats per reixes teixides de fibra natural i s'omplen de diversos materials, com ara fusta, fibres de coco, barreges de sòls, mates d'halòfits i feixines de canya. Tenint en compte la seva efectivitat en l'amortiment de l'energia de les ones, s'han utilitzat matalassos de reixes de polièster al llarg dels canals de la llacuna amb un intens trànsit d'embarcacions i en zones subjectes a onatge. Les estructures modulars de materials naturals biodegradables són efectives en àrees protegides amb poc onatge (Nascimbeni, 2007). Pilonos de fusta i feixines de fustes es van desplegar al llarg d'algunes vores de la maresma per a la retenció de sediments, però amb resultats qüestionables. El nou substrat de la maresma reconstruïda no pot tenir la estructura estratificada donada per la sedimentació mareal i la vegetació pròpia de la maresma natural, fins i tot quan es bomba fang a la superfície en diferents moments. Tanmateix, de la mateixa manera que ocorre en una plana inundada pel mar, la maresma reconstruïda experimenta un procés de maduració que, al cap de molts anys, la fa semblar natural.

La Figura 7 mostra les 6 etapes evolutives que s'han identificat, cadascuna amb característiques pròpies en relació amb l'edat de la maresma reconstruïda (Patassini & Magro, 2016, basada en estudis CVN).

## 6. Maresma de Life Natura 1999 a Palude dei Laghi

Entre 1999 i 2002 es va dur a terme un Projecte LIFE (LIFE NATURA 1999 "Barene: protecció i recuperació amb tecnologies d'enginyeria naturalística") orientada a la protecció i reurbanització d'una àrea pilot limitada de la conca nord de la Llacuna de Venècia amb tècniques tradicionals i nous conceptes experimentats a Venècia i al mar de Wadden (Baixa Saxònia, Alemanya). Els principals socis del projecte van ser l'Autoritat de l'Aigua de Venècia, la Ciutat de Venècia, el Centre de Recerca Costanera, el Ministeri de la Baixa Saxònia per al medi ambient, la Universitat Tècnica de Berlín (DE) i el Consorzio Venezia Nuova.

Les tècniques consistien a col·locar rotlles de pedra (*burghe*) i rotlles biodegradables (*buzzoni*) a prop



Estadi	Temps (anys)	Cota snm (cm)	Vegetació	Recobriment superfície	Canals	% superfície ocupada per canals	Ocells nidificants
0 (finalització de les actuacions)	> 0.17	+70 / +100	cap	-	cap	-	cap
1 (Compactació)	0.17 - 1	+60 / +70	<i>Salicornia</i> spp.	dispers	cap	-	<i>Charadrius alexandrinus</i> , <i>Sterna albifrons</i> , <i>Haematopus ostralegus</i> , <i>Larus michahellis</i>
2 (Compactació / col-lonització)	1 - 3	+45 cm	<i>Salicornia</i> , <i>Sarcocornia</i>	aprox. 50%	començament de la formació	fins al 5%	Les mateixes que en l'estadi anterior
3 (Col-lonització)	3 - 6	+30 cm	<i>Sarcocornia fruticosa</i> , <i>Limonium narbonense</i> , <i>Halimione portulacoides</i>	aprox. 90%	en desenvolupament	5 - 10%	Entre les espècies presents es pot trobar <i>Tringa totanus</i>
4 (Col-lonització)	6 - 10		40-90% perennes (associacions amb <i>Sarcocornia</i> i <i>Halimione portulacoides</i> )	Recobriment total	canals ben definits i llacunes	10 - 15 %	<i>Tringa totanus</i> , <i>Haematopus ostralegus</i> , <i>Charadrius alexandrinus</i> , <i>Himantopus himantopus</i> , <i>Recurvirostra avosetta</i>
5 (Estabilitat)	> 10		Halòfites perennes		xarxa de canals, i llacunes morfològicament ben desenvolupada	15 - 25%	Les mateixes que en l'estadi anterior

Figura 7: Les 6 etapes que resumeixen l'evolució d'una maresma artificial i les principals característiques relacionades, l'elevació per sobre del nivell mitjà del mar, el tipus de vegetació i el recobriment, la formació de rierols i les principals espècies d'aus nidificants (autor Irene Guarneri).



de les vores de la maresma, en zones menys exposades a l'erosió. Els rotlles de pedra són elements cilíndrics modulars fets d'una xarxa d'alta resistència plena de còdols o de sorra i situats a poca distància de la vora de la maresma per a contrarestar l'erosió. Els rotlles biodegradables són elements cilíndrics modulars fets de teixits amb diferent degradació i farcits de material natural com ara flocs de fusta, terra vegetal, fibres de coco i fins i tot de *Spartina stricta*. Hi ha hagut un ús extensiu de les feixines de brossa per a retenir sediments a les zones més internes del Palude dei Laghi (per a tècniques, vegeu Nascimbeni, 2007). A més de les feixines, per a promoure la sedimentació, també es van provar “algues” artificials (és a dir, extensions de polipropilè flotants). L'objectiu era frenar els corrents d'aigua i interceptar els sediments suspesos que es dipositen al fons. No obstant això, aquesta tècnica es va descartar, ja que introdueix elements artificials en el medi ambient sense resultats destacables.

Un aspecte interessant del projecte va ser el trasplantament de fanerògames a la maresma de la Llacuna de Venècia: es va instal·lar un viver i un hivernacle en un illot de la llacuna, Isola dei Laghi, situat al nord de Burano, per emmagatzemar i obtenir les plantes requerides de fanerògames i per a la recuperació de mates separades de la maresma natural a causa de les onades provocades per embarcacions que, juntament amb els corrents, erosionen la base de les vores de la maresma. Les espècies més reeixides, tant en cultiu com en replantacions, van ser les Graminae *Puccinellia palustris* i *Spartina maritima*.

Els trasplantaments es van optimitzar depenent del substrat escollint diferents tipus d'envasos vegetals. Les plantes es van trasplantar utilitzant una sèrie de mètodes (tapets, matalassos, cistelletes de coco), el sòl es va preparar mitjançant rasclades, i de vegades es va afegir sorra a prop dels trasplantaments per afavorir la colonització de les zones adjacents.

Aquest projecte també va involucrar a pescadors locals que treballaven en el manteniment de la maresma quan no es dedicaven a la pesca. El projecte va demostrar que les tècniques i l'enfocament a petita escala són vàlids, però, es va suspendre per falta de finançament.

## 7. Bioenginyeria del sòl a la maresma Life Vimine

LIFE VIMINE (2013-2017) va ser un projecte demostratiu realitzat a la part nord de la llacuna de Venècia, amb l'objectiu de definir i provar un “enfocament integrat” per a protegir la maresma més interna de l'erosió (Barausse et al., 2015). Aquesta maresma, situada lluny de grans canals, està envoltada d'aigües molt poc profundes (unes poques desenes de centímetres) però encara pateix erosió; per tant, es necessiten tècniques de conservació específiques. La maresma més interior es troba entre els hàbitats de maresma més naturals de la llacuna i la maresma reconstruïda no la pot substituir, ja que es diferencien en l'estructura del sòl (i, de vegades, en l'elevació), la fauna, la morfologia i la plasticitat de les vores (Bonometto, 2003). VIMINE va reconèixer que la maresma hauria de ser protegida com a sistema: protegir un tram de la maresma també significa protegir altres hàbitats que es beneficien de la seva funció d'escull, com ara altres maresmes, *slikkes* o fons de llacuna. Per aquest motiu, no es van realitzar treballs de protecció únics, sinó moltes actuacions petites i espacialment difoses en trams estratègics seleccionats per aconseguir la “prevenció” de l'erosió.



Figura 8: Barrera de feixines durant la marea baixa (autor C. Ferrari).



Figura 9: Un espigó (autor C. Ferrari).



Figura 10: Bombeig de sediments (autor SELC).



Figura 11: Fang bombejat cobert per vegetació trasplantada i natural de la maresma (autor SELC).

La conservació de la maresma es va aconseguir a través de solucions basades en la natura o tècniques de bioenginyeria del sòl, que utilitzen materials biodegradables i naturals (plantes vives, fusta, sediments) i aprofiten els processos naturals com la capacitat de les plantes per consolidar el sòl, enriquir-lo amb carboni i fer-l'ho créixer, i atrapar sediments suspesos. El mòdul de protecció bàsic era una feixina de brossa (Fig. 8 i 9) amb una longitud d'uns 2 m i un diàmetre de 35-40 cm, de vegades embolicat en una xarxa de coco, i lligat amb cordes vegetals (per exemple, sisal) o filferros de ferro, tots materials biodegradables o de degradació ràpida. Les feixines es van utilitzar per construir proteccions específiques, dissenyades depenent de la morfologia local i la seva tendència evolutiva. La protecció més habitual era la barrera de feixina (des de 2 m a desenes de metres): les feixines, situades en 2 o 3 línies superposades que s'adhereixen a la vora de la maresma, estan ancorades a les barres de fusta plantades al fons de la llacuna. La barrera protegeix la vora de la maresma i afavoreix la sedimentació sense bloquejar l'intercanvi d'aigua. Per augmentar la durabilitat de la feixina, els espais reduïts entre les feixines i la vora de la maresma s'omplen manualment de sediments, procedents d'aiguamolls propers

o, si es necessiten grans quantitats, utilitzant una bomba petita. Aquests sediments són semblants als de la maresma i redueixen els costos i els impactes de les obres. El bombeig de sediments darrere de feixines també es va utilitzar per a reconstruir vores de maresma completament erosionades o reomplir la maresma interna que perd elevació (Fig. 10 i 11). La petita escala de les actuacions (des d'uns quants metres quadrats a aproximadament un centenar) era essencial per recrear acuradament l'elevació del sòl adequada per afavorir el creixement dels halòfits, que colonitzaven ràpidament el nou sediment, l'enfortien i el feien créixer a una velocitat comparable a l'augment del nivell local del mar (Sarretta et al., 2010). L'objectiu general era, doncs, recrear les defenses naturals de la maresma contra l'erosió lateral i vertical i recuperar simultàniament petites superfícies d'hàbitat. Les feixines també es van utilitzar per construir barreres de vent (2.5-25 m) situades fins a 10-15 m de la vora de la maresma i creuant la direcció dominant del vent, i els espigons, que s'estenen uns 1.5-9 m des de la vora de la maresma, amb el doble objectiu de disminuir els corrents i amortir les ones.

L'elecció dels materials biodegradables i les tecnologies toves està en línia amb la naturalesa plàstica de la maresma i la reversibilitat requerida per la Llei especial de Venècia, tot i que aquestes solucions no es poden aplicar a canals de trànsit pesat, que exigeixen proteccions més resistents (Bonometto, 2003; Barausse et al., 2015). Les proteccions petites, difoses i biodegradables, creades majoritàriament a través de treballs semimanuals i l'ús de petits vaixells i mitjans mecànics, minimitzen els impactes ambientals i paisatgístics de la maresma més interna així com els costos, i són aptes per contrarestar una erosió espacial difosa centrant-se en punts crítics.

La monitorització i el manteniment regulars de materials biodegradables són necessaris per identificar i reparar ràpidament les proteccions danyades, i la monitorització també és clau per a detectar i protegir ràpidament els nous punts erosius i evitar l'erosió. Aquesta vigilància es va dur a terme pels treballadors que regularment patrullaven la llacuna, però es va fer més eficient i sostenible amb la participació de les comunitats locals, pedra angular de "l'enfocament integrat". A VIMINE es va fer una elecció deliberada: es van muntar les feixines i es van construir, controlar i mantenir les obres de protecció per part dels treballadors locals, com ara els pescadors de l'illa de Burano. L'elecció dels treballadors locals té avantatges: naveguen de forma eficient per la part nord de la llacuna poc profunda i laberíntica, que coneixen bé; poden monitoritzar constantment la maresma durant les seves activitats diàries de pesca, alertant puntualment de les necessitats de manteniment; i alhora la contractació de treballadors locals permet de manera indirecta augmentar la consciència sobre el problema de l'erosió i el valor de la maresma entre les comunitats locals, així com la creació de llocs de treball locals. Treballar per protegir el seu propi territori pot ser un motiu perquè les comunitats locals es quedin a la llacuna, que s'està despoblant, i redescobreixin el valor dels seus hàbitats naturals: VIMINE aborda així el problema de l'erosió de la maresma juntament amb la "erosió" de les comunitats de la llacuna, per demostrar que la conservació i el desenvolupament local sostenible es poden reforçar mútuament. Per això, VIMINE va implementar activitats més àmplies de participació dels grups d'interès, va promoure negocis locals dependents de la conservació de la maresma com l'ecoturisme i va crear una petita cadena de subministrament de fusta per construir feixines, que també era una font de treballs sostenibles locals (Barausse et al., 2015). Es va dur a terme una avaluació dels costos i els beneficis de conservar la maresma mitjançant un enfocament integrat com a eina de suport a la decisió dels organismes públics per a planificar inversions en el manteniment de la maresma; els resultats indiquen que el cost de la prevenció de l'erosió a través de la bioenginyeria del sòl està compensat pel valor dels llocs de treball creats i dels serveis de l'ecosistema protegits (Barausse et al., 2015).



## 8. Transplantaments de prats de fanerògames marines

Durant els últims 25 anys, diverses autoritats de la llacuna han realitzat transplantaments de fanerògames tant per a experiments tècnics com per a una adequada restauració ambiental.

En 1992-1997, la Ciutat de Venècia va dur a terme una sèrie de experiments a petita escala (parcel·les de 4-5 m<sup>2</sup>) de transplantaments a la conca central i meridional de la llacuna que permetien la identificació de requeriments edàfics i hidrològics de les espècies de fanerògames que viuen a la llacuna (*Zostera marina*, *Z. noltei* i *Cymodocea nodosa*). Aquests experiments van proporcionar els antecedents necessaris per aplicar i adaptar a la llacuna les diverses tècniques de transplantament estudiades a la literatura, com el transplantament de rizomes i el transplantament de tapets.

L'Autoritat de l'Aigua de Venècia va realitzar diverses obres de restauració a través del transplantament de fanerògames. Tenint en compte l'extensió d'alguns treballs, a més de la tècnica del transplantament manual (Fig. 12-14), també es van experimentar i aplicar tècniques de transplantament mecanitzat (Fig. 15).



Figura 12: Transplantament manual de fanerògames (autor SELC). Figura 13: Tapets trasplantats (autor SELC).



Figura 14: Transplantament de fanerògames en un pla submareal (autor SELC).



Figura 15: Grans tapets de fanerògames preparats per al transplantament mecànic (autor SELC).

Aquestes tècniques permetien als trasplantaments ser més resistents a causa de la mida més gran dels tapets transferits en comparació amb la mida de la trasplantada manualment.

L'any 1994, l'Escola d'Arquitectura de Venècia (IUAV) i el Consorzio Thetis de Venècia van realitzar un estudi pilot per al trasplantament d'algunes desenes de metres quadrats de *Zostera noltei* en un aiguamoll poc profund situat a la zona salobre de la part nord de la llacuna de Venècia, abans ric en fanerògames. Al principi, l'experiment va donar resultats positius en la capacitat tant de supervivència com de recolonització dels tapets de fanerògames (Zitelli & Rossetto, 1996), però després d'alguns anys, el trasplantament va fracassar a causa de les dures condicions de la zona aïllada.

Durant el període 1996-1997, es va provar la possibilitat d'explantar mates o tapets de fanerògames d'un lloc donant sense danyar la vitalitat de la praderia. Es van provar dues tècniques diferents, el trasplantament de tapets i el mètode de rizoma (paquets de rizomes amb brots subjectats en els sediments superficials amb clips de plàstic, Fig. 16), en 5 estacions amb *Cymodocea nodosa* i 5 estacions amb *Zostera marina*. La taxa de supervivència, el recobriment, la densitat de dispersió i la biomassa es van mesurar d'ambdós mètodes en els 10 llocs (en total 20 parcel·les, de 5 m per 5 m cadascuna, amb 25 tapets o paquets). Després de 2 estacions de creixement, tots dos mètodes de trasplantament van mostrar resultats reeixits (Taula 4). Es van observar diferències estadísticament significatives entre els dos mètodes de trasplantament únicament per a la biomassa de *C. nodosa*, que va ser més alta per a la tècnica dels tapets (Curiel et al., 2003) (Fig. 17).



Figura 16: Rizoma colonitzant els sediments nus adjacents al trasplantament (autor SELC).



Figura 17: Seguiment del creixement de les fanerògames (autor SELC).

<b><i>C. nodosa</i></b>	<b>Inici</b>		<b>Després de 2 estacions de creixement</b>	
	<b>Tapets</b>	<b>Rizomes</b>	<b>Tapets</b>	<b>Rizomes</b>
Taxa de supervivència (%)	100	100	74	73
Recobriment (%)	4.1	1,2	86	76
Densitat (brots·m <sup>2</sup> )	45	13.4	681	563
Biomassa trasplantaments (g.d.w.·m <sup>2</sup> )	-	-	402.9	177
Biomassa controls (g.d.w.·m <sup>2</sup> )	-	-	1116.9	

<i>Z. marina</i>	Inici		Després de 2 estacions de creixement	
	Tapets	Rizomes	Tapets	Rizomes
Taxa de supervivència (%)	100	100	48	60
Recobriment (%)	4.1	1.2	70	74,4
Densitat (brots·m <sup>2</sup> )	16.2	7.8	107.5	130.6
Biomassa trasplantaments (g.d.w.·m <sup>2</sup> )	-	-	167.2	107.8
Biomassa controls (g.d.w.·m <sup>2</sup> )	-	-	308.3	

Taula 4: Valors mitjans dels paràmetres analitzats per *C. nodosa* i *Z. Marina* (Curiel et al., 2003).

Es va dur a terme un gran trasplantament de fanerògames marines per a la conservació i l'actualització dels Llocs d'Importància Comunitària i Àrees Especials de Protecció de la Llacuna de Venècia (primavera-estiu de 2010). L'activitat preveia l'ús d'un mètode mecanitzat que permetés obtenir 2250 m<sup>2</sup> de tapets de *Cymodocea nodosa* des de llocs donants amb alta cobertura de fanerògames. Els prats de fanerògames marines es van tornar a implantar a la part meridional de la llacuna en parcel·les de 350 m<sup>2</sup> cadascuna aproximadament; els tapets es van desplegar en una matriu escalonada a uns 1.30 m de distància uns dels altres. El seguiment del lloc al final de la tercera estació vegetativa va mostrar un recobriment del 80-100%, i un augment de la superfície vegetal de 3.2-3.8 vegades, així com les baixes taxes de mortalitat dels tapets trasplantats (6-13%). Després de 3 anys, els llocs "donants" van tornar a presentar un recobriment al voltant del 100%, recolonitzant les explantacions (Scarton et al., 2017).

## 9. Restauració dels prats de fanerògames marines Life Seresto

Per afavorir una colonització més ràpida de les fanerògames a la part nord de la llacuna, on les fanerògames havien desaparegut gairebé per complet, el 2012, la Comunitat Europea va finançar el projecte SeResto "Habitat 1150\* (llacuna costanera) recuperació per part de SEagrass (prats de fanerògames marines) RESTOration. Un nou enfocament estratègic per complir els objectius de DH i DMA" (<http://www.lifeseresto.eu/>). L'objectiu era la recuperació de l'estat ecològic d'aquesta zona a través de la restauració i conservació de l'hàbitat 1150\* (llacuna costanera) al Lloc d'Interès Comunitari (LIC) Laguna Superiore di Venezia (IT3250031), on aquest hàbitat cobreix aprox. 3660 ha, mitjançant trasplantaments generalitzats de fanerògames. La implementació del projecte va ser possible gràcies a les regulacions recents que havien limitat en gran mesura els elements d'alteració, reduint l'entrada de nutrients (especialment el fòsfor) de la conca hidrogràfica (decrets de Ronchi Costa, de 28 d'abril de 1998) i regulant la recol·lecció de la cloïssa Japonesa (*Tapes philippinarum*) (Orel et al., 2000). A més, la pesca de cloïsses en aquesta àrea també es va aturar a causa de la gran reducció d'aquest recurs per la sobrepesca. La zona està gairebé íntegrament tancada entre illes, maresma i el continent, i sense el trasplantament generalitzat de tapets petits (15-30 cm) i rizomes, la recolonització hauria requerit molt més temps.

Durant els primers 3 anys, es van realitzar petits trasplantaments de fanerògames (aproximadament 42 670 rizomes) a gran escala en 35 llocs. L'objectiu no era fer grans trasplantaments, sinó actuar a través de diversos petits trasplantaments de petits tapets o rizomes individuals amb intervencions directes de

pescadors. Després, el creixement natural de les plantes trasplantades, d'entre 0.16 i 0.22 cm de dia<sup>-1</sup> (és a dir, 58-80 cm y<sup>-1</sup>), i la capacitat de reproducció (aproximadament 50 llavors per brot) recolzat per mareas i vents marins van afavorir la dispersió i una progressiva recolonització de la zona.

La proposta tècnica es caracteritza per un baix esforç i cost. S'espera que les poblacions colonitzin les vores de la maresma i els canals naturals en un període de 3-4 anys i el 25-30% de tota l'àrea d'intervenció quedi completament colonitzada per praderies de fanerògames marines amb diferents nivells de desenvolupament en 5-10 anys, depenent de les diferents condicions ecològiques.

El trasplantament i la dispersió de plantes es realitzen principalment pels pescadors i caçadors locals (associats amb el soci del projecte Laguna Venexiana ONLUS), que es van formar específicament en el marc del projecte. Són constantment assistits pels socis científics del projecte (DAIS-Ca' Foscari University Venice i ISPRA) amb llicència de PROVV OOPP, que també va contribuir directament als trasplantaments de les fanerògames. D'aquesta manera, el projecte planteja conscienciar les parts interessades i la població local sobre la necessitat de preservar l'entorn de la llacuna. Les activitats de trasplantament estan subjectes a seguiments científic, per comprovar l'efectivitat de les accions proposades. El seguiment pren en consideració la qualitat ecològica de les aigües, els sediments i les comunitats biològiques (macròfits, fauna bentònica i fauna de peixos). Una altra acció s'encarregarà de quantificar i avaluar els serveis de l'ecosistema que proporciona l'hàbitat restaurat.

Els resultats dels primers 3 anys mostren que els trasplantaments de rizomes van tenir èxit a 33 llocs de 35, on la colonització va superar el 60%, amb una alta dispersió al llarg de les vores de la maresma i del canal. En els llocs d'èxit, l'estat ecològic general registrat per l'Índex de Qualitat de Macròfits (MaQI, Sfriso et al., 2014) i l'Índex de Bioindicadors d'Hàbitats de Peixos (HFBI, Zucchetta et al., en preparació) van canviar de "Dolents" a "Bons".

## 10. Conclusions

La Llacuna de Venècia és un camp de proves important per al desenvolupament de tècniques de restauració ambiental en un context altament sensible des del punt de vista mediambiental i cultural, i encara més tenint en compte el grau únic d'interconnexió dels valors naturals i culturals.

Les directrius donades per la llei especial per a la protecció de la Llacuna de Venècia han motivat enormement la recerca de solucions a gran escala. Com s'ha assenyalat, però, la sostenibilitat a llarg termini també es basa en la gestió de les dinàmiques ambientals, començant per la reducció o mitigació de les pressions que provoquen la degradació de la llacuna.

No obstant això, les solucions de bioenginyeria tova a petita escala són necessàries per al seu manteniment, i un punt a considerar és la cura constant del medi ambient a través de la participació i implicació de la gent del territori.

També és fonamental l'anàlisi predictiva de les tendències futures, ja que una restauració ambiental no pot tenir èxit si s'oposa a tendències evolutives fortes i unidireccionals. Potser les estratègies de restauració haurien de considerar seguir la tendència i adaptar-s'hi, en lloc d'intentar reconstruir accidents geogràfics i hàbitats exactament igual que fa un segle, de la mateixa manera com si la situació fos immutable.



L'atenció constant i les accions rutinàries són la clau per a prevenir la pèrdua d'aquests hàbitats delicats. Per tant, s'hauria de centrar en la promoció dels processos naturals que condueixen a la formació de maresmes i prats de fanerògames marines mitjançant l'ajustament de la restauració segons la nova dinàmica ambiental. Entre les noves dinàmiques, no hem d'oblidar les provocades pel canvi climàtic que, al llarg d'aquest segle, podrien fer inútil qualsevol intent d'aconseguir que la llacuna tornés a una configuració llunyana en el temps.

## Agraïments

Els autors agraeixen al doctor Piero Nascimbeni i a la doctora Claudia Ferrari per les belles imatges.



# Referències

Barausse, A., L. Grechi, N. Martinello, T. Musner, D. Smania, A. Zangaglia & L. Palmeri, 2015. An integrated approach to prevent the erosion of saltmarshes in the lagoon of Venice. *EQA - Environmental Quality* 18:43-54.

Bernstein, A. G. & L. Montobbio, 2011. La gestione dei sedimenti in laguna di Venezia. *Quaderni Trimestrali, Consorzio Venezia nuova* 1:41-71.

Bernstein, A. G. & R. Zonta, 2010. CIESM Congress Panel P2-Restoration of the Venice Lagoon, Summary Venice, 11 May, 2010.

Bonometto, L., 2003. Ecologia Applicata e Ripristino Ambientale nella Laguna di Venezia: Analisi e Classificazione Funzionale delle "Barene" e delle Tipologie di Intervento sulle Barene. Città di Venezia - Assessorato alla Legge Speciale, Assessorato all'Ambiente e Sicurezza del Territorio, Osservatorio Naturalistico della Laguna, Venice. Comune di Venezia.

Caniglia, G., S. Borella, D. Curiel, P. Nascimbeni, F. Paloschi, F. Scarton, D. Tagliapietra & L. Zanella, 1992. Distribuzione delle fanerogame marine *Zostera marina* L., *Zostera noltii* Hornem, *Cymodocea nodosa* (Ucria) Asch. in Laguna di Venezia. *Lavori Società Veneziana di Scienze Naturali* 17:137-150.

Castellani, C. & A. Barbanti, 2010. L'inquinamento e i suoi effetti. In: Stato dell'ecosistema lagunare veneziano. Marsilio Editore, Venice, 195-233.

Cesari, P. & M. Pellizzato, 1985. Mollusk spreading in Venice lagoon for voluntary or random anthropogenic introduction. *Saccostrea commercialis* (Iredale & Roughly, 1933) and *Tapes philippinarum* (Adams & Reeve, 1850) acclimatization (In Italian). *Bollettino Malacologico* 21 (10e12):237e274.

Corami, F., E. Morabito, A. Gambaro, C. Barbante & P. Cescon, 2014. Analisi critica della normativa europea ed italiana per la gestione dei sedimenti marini e lagunari: il caso della Laguna di Venezia. *Gazzetta Ambiente* 4:3-30.

Curiel, D., F. Scarton, A. Rismondo & M. Marzocchi, 2003. Transplanting Seagrasses in the Lagoon of Venice: Results and Perspectives. In: E. Özhan (ed) *Proceedings of the Sixth International Conference on the Mediterranean Coastal Environment, MEDCOAST 03, 7-11 October 2003, Ravenna, Italy*. 2: 853-864.

Curiel, D., F. Scarton, A. Rismondo & M. Marzocchi, 2005, - Pilot transplanting project of *Cymodocea nodosa* and *Zostera marina* in the Lagoon of Venice: results and perspectives. *Bollettino del Museo civico di storia naturale di Venezia* 56:25-40.

Curiel, D., E. Checchin, C. Miotti, A. Pierini & A. Rismondo, 2014. Praterie a fanerogame marine della Laguna di Venezia - Aggiornamento cartografico al 2010 e confronto storico. *Lavori della Società Veneziana di Scienze Naturali* 39:55-66.

D'Alpaos, L., 2010. Fatti e misfatti di idraulica lagunare: La laguna di Venezia dalla diversione dei fiumi alle nuove opere alle bocche di porto. Venezia: Istituto veneto di scienze, lettere ed arti, Venice.

D'ancona, U. (Ed), 1959. The classification of brackish waters with reference to the north Adriatic Lagoons. *Archivio di Oceanografia e Limnologia* 11:93-109.

Geiger, R. & W. Pohl, 1953. Revision of Koppen-Geiger Climate Maps of the Earth. Justus Perthes: Darmstadt, Germany.

Government, 1973. Legge 16 aprile 1973, n. 171, Interventi per la salvaguardia di Venezia. *Gazzetta Ufficiale della Repubblica Italiana*, 8 May 1973, n. 117.

Kjerfve, B., (ed) 1994. Coastal Lagoon Processes. Elsevier Oceanography Series 60, Elsevier: Amsterdam.

Lang, F., S. Schimpel, T. Scozzafava, T. Disseldorf & L. Bonometto, 2006. Morphogenesis of intertidal environments (Tab. 12), Soil units of natural saltmarshes (tab., 13), Iron oxides as pedological indicators of saltmarshes (Tab. 14). In: Guerzoni, S. & D. Tagliapietra (eds) *Atlas of the lagoon - Venice Between land and sea*. Marsilio Editore Venice.

Li, M. H. & K. E. Eddleman, 2002. Biotechnical engineering as an alternative to traditional engineering methods. A biotechnical streambank stabilization design approach. *Landscape and Urban Planning* 60:225-242.

Losso, C. & A. Volpi Ghirardini, 2010. Overview on ecotoxicological studies performed in the Venice Lagoon (Italy). *Environment International* 36:92-121.

Losso, C., A. Arizzi Novelli, D. De Salvador, P. F. Ghetti & A. Volpi Ghirardini, 2010. Integration of biological responses from a suite of bioassays for the Venice Lagoon (Italy) through sediment toxicity index \_ Part A: Development and comparison of two methodological approaches *Environmental Pollution* 158:3655-3662.

Ministero dell'Ambiente, 1993. "Criteri di sicurezza ambientale per gli interventi di escavazione, trasporto e impiego dei fanghi estratti dai canali di Venezia" art 4. comma 6 Legge 360/91, Roma.

Ministero delle Infrastrutture e dei Trasporti, 2015. Provveditorato Interregionale alle Opere Pubbliche – Veneto -Trentino AltoAdige – Friuli Venezia Giulia Servizio Informativo - Consorzio Venezia Nuova Sintesi delle conoscenze disponibili presso il Servizio Informativo inerenti alcune questioni emerse nell'ambito del Progetto del Canale Contorta.

Molinaroli, E., S. Guerzoni, A. Sarretta, M. Masiol & M. Pistolato, 2009. Thirty-year changes (1970 to 2000) in bathymetry and sediment texture recorded in the Lagoon of Venice sub-basins, Italy. *Marine Geology* 258:115-125.

Nascimbeni, P. (Ed), 2007. Proposte per la progettazione di interventi di ingegneria naturalistica funzionali alla salvaguardia della morfologia della laguna di Venezia: manuale tecnico, Consorzio Venezia nuova; Magistrato alle acque, Noventa Padovana: Grafiche Leone, Venice.

Patassini, D. & G. Magro (Eds), 2016. Piano Morfologico Laguna di Venezia, "Rapporto Ambientale - VAS del Piano Morfologico Laguna di Venezia" Parte 1/2 CORILA Settembre 2016.

Pessa, G., M. Bergamo, D. Fischetti & R. Ruggeri, 2013. Piano d'uso Sostenibile delle aree in concessione per venericoltura, Adeguamento 2013, G.R.A.L. - Gestione Risorse Alieutiche Lagunari.

Pessa, G., M. Bergamo, D. Fischetti & R. Ruggeri, 2014. Piano d'uso Sostenibile delle aree in concessione per venericoltura, Adeguamento 2014, G.R.A.L. - Gestione Risorse Alieutiche Lagunari 59 pp.

Picone, M., M. Bergamin, C. Losso, E. Delaney, A. Arizzi Novelli & A. Volpi Ghirardini, 2016. Assessment of sediment toxicity in the lagoon of Venice (Italy) using a multi-species set of bioassays. *Ecotoxicology Environmental Safety* 123:32-44.

Provincia di Venezia, 2014. Valutazione Ambientale Strategica del Piano per la gestione delle risorse alieutiche delle lagune della provincia di Venezia Rapporto Ambientale.

Orel, G., V. Boatto, A. Sfriso & M. Pellizzato, 2000. Piano per la gestione delle risorse alieutiche delle lagune della Provincia di Venezia. In: Provincia di Venezia (Ed). SannioPrint, Benevento.

Orfanidis, S., P. Panayotidis & N. Stamatis, 2003. An insight to the ecological evaluation index (EEI). *Ecological Indicators* 3:27-33.

Rismondo, A., D. Curiel, F. Scarton, D. Mion, A. Pierini & G. Caniglia, 2005. Distribution of *Zostera noltii*, *Zostera marina* and *Cymodocea nodosa* in Venice Lagoon. In: Flooding and Environmental Challenges for Venice and its Lagoon: State of Knowledge. Cambridge University Press, 567-572.

Rismondo, A., D. Curiel & F. Riccato, 2007. Valorizzazione ambientale ed innesco di processi insediativi della lunata di Malamocco. Studio B.6.85 (Environmental Amelioration and Colonization Dynamics of the Malamocco Breakwater).

Sarretta, A., S. Pillon, E. Molinaroli, S. Guerzoni, & G. Fontolan, 2010. Sediment budget in the Lagoon of Venice, Italy. *Continental Shelf Research* 30:934-949.

Scarton, F., D. Curiel, M. Baldin & C. Miotti, 2017. Avifauna, bentos e trapianti di fanerogame marine su velme artificiali della Laguna di Venezia". 3° Seminario di ecologia costiera. MAV - Museo Ambientale di Valle Vecchia di Caorle (VE) Maggio.

Sfriso, A., 1987. Flora and vertical distribution of macroalgae in the lagoon of Venice: a comparison with previous studies. *Plant Biosystems* 121:69-85.

Sfriso, A., 2010. Chlorophyta multicellulari e fanerogame acquatiche. Ambienti di transizione italiani e litorali adiacenti. I QQQuaderni di ARPA. ARPA Emilia-Romagna, Bologna, Odoya srl.

Sfriso, A. & C. Facca, 2007. Distribution and production of macrophytes in the lagoon of Venice. Comparison of actual and past abundance. *Hydrobiologia* 577:71-85.

Sfriso, A., A. Marcomini & B. Pavoni, 1987. Relationship between macroalgal biomass and nutrient concentrations in a hypertrophic area of the Venice lagoon. *Marine Environmental Research* 22:297-312.

Sfriso, A. & A. Marcomini, 1996. Decline of *Ulva* growth in the lagoon of Venice. *Bioresource Technology* 58: 299-307.

Sfriso, A., C. Facca & A. Marcomini, 2005a. Sedimentation rates and erosion processes in the lagoon of Venice. *Environment International* 31(7):983-992.

Sfriso, A., C. Facca, S. Ceoldo & G. Pessa, 2005b. Sedimentation rates, erosive processes, grain-size and sediment density changes in the lagoon of Venice. In: P. Campostrini (Ed.). *Scientific Research and Safeguarding of Venice*, volume 3:203-213. CoRiLa, Venice.

Sfriso, A., D. Curiel & A. Rismondo, 2009. The Venice Lagoon. In: Cecere, E., A. Petrocelli, G. Izzo, & A. Sfriso (eds) *Flora and Vegetation of the Italian Transitional Water Systems*. CoRiLa, LaguNet, Venice, 17-80.

Sfriso, A., C. Facca, A. Bonometto & R. Boscolo, 2014. Compliance of the Macrophyte Quality index (MaQI) with the WFD (2000/60/EC) and ecological status assessment in transitional areas: The Venice lagoon as study case. *Ecological Indicators* 46:536-547.

Solidoro, C., V. Bandelj, F. Aubry Bernardi, E. Camatti, S. Ciavatta, G. Cossarini, C. Facca, P. Franzoi, S. Libralato, D. Melaku Canu, R. Pastres, F. Pranovi, S. Raicevich, G. Socal, A. Sfriso, M. Sigovini, D. Tagliapietra & P. Torricelli, 2010. Response of Venice Lagoon Ecosystem to Natural and Anthropogenic Pressures over the Last 50 Years. In: Paerl, H. W. & M. J. Kennish (eds) *Coastal Lagoons: Systems of Natural and Anthropogenic Change*. CRC press, Boca Raton, 483-511.

Tagliapietra, D. & A. V. Ghirardini, 2006. Notes on coastal lagoon typology in the light of the EU Water Framework Directive: Italy as a case study. *Aquatic conservation: marine and freshwater ecosystems* 16(5):457-467.

Tagliapietra, D., M. Sigovini & A. V. Ghirardini, 2009. A review of terms and definitions to categorise estuaries, lagoons and associated environments. *Marine and Freshwater Research* 60(6):497-509.

Ufficio di Piano, 2010. Rapporto Tematico: La gestione dei sedimenti contaminati nella Laguna di Venezia.

Viaroli, P., M. Bartoli, G. Giordani, M. Naldi, S. Orfanidis & J. M. Zaldívar, 2008. Community shifts, alternative stable states, biogeochemical controls and feed-backs in eutrophic coastal lagoons: a brief overview. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 18:S105-S117.

Volpe, V., 2012. La gestione dei sedimenti nella laguna di Venezia: le previsioni dell' aggiornamento del piano per il recupero morfologico e ambientale della laguna di Venezia, workshop: "la competitività dei porti: la gestione dei sedimenti" - 8 Marzo 2012, <https://www.slideshare.net/eambiente/volpe-gestione-sedimenti-piano-morfologicoadp8marzo2012>.

Zitelli, A. & P. Rossetto, 1996. Techniques in the environmental restoration programme of the Venice Lagoon: the "Palude della Rosa" pilot project, *Quaderni Trimestrali* III(4), IV(1):71-79.

Zuliani, A., L. Zaggia, F. Collavini & R. Zonta, 2005. Freshwater discharge from the drainage basin to the Venice Lagoon (Italy). *Environment International* 31(7):929-938.



# Quan mantenir la integritat i la complexitat ecològiques és la millor eina de restauració: el cas de la llacuna del Mar Menor

Ángel Pérez-Ruzafa<sup>1</sup>, Concepción Marcos<sup>1</sup>, Isabel María Pérez-Ruzafa<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Departament d'Ecologia i Hidrologia, Campus Regional d'Excel·lència Internacional "Campus Mare Nostrum",  
Universitat de Múrcia

<sup>2</sup> Departament de Biologia Vegetal I, Universitat Complutense de Madrid

\* Correu electrònic: [angelpr@um.es](mailto:angelpr@um.es)

# 1. Introducció

Les llacunes costaneres i els ambients estuaris són sistemes amb estrès natural degut a la seva alta variabilitat fisicoquímica (Elliott & Quintino, 2007). Les espècies que viuen en aquests ambients són tolerants a aquest estrès, adapten la seva fisiologia i comportament a un ampli espectre de fluctuacions. Així, com a comunitats en les etapes inicials de successió ecològica o contaminades per l'activitat humana (Odum, 1969; 1985), s'espera que les comunitats bentòniques estuarines mostrin una baixa diversitat, amb poques espècies de petites dimensions, molt abundants i oportunistes típiques estratègiques de la *r* (Margalef, 1969; Michel, 1979; Barnes, 1980; Kjerfve, 1994; Carrada & Fresi, 1988; Reizopoulou & Nicolaidou, 2004). En aquestes condicions, les comunitats estarien controlades per l'entorn físic, i les relacions interespecífiques no estarien gaire desenvolupades (Sanders, 1968). Per tant, s'espera que els ecosistemes estuaris estiguin compostos per una comunitat bentònica simple i uniforme representada per la biocenosi eurihalina i euriterma descrita per Pérès & Picard (1964). L'acceptació d'aquesta uniformitat ha estat mantinguda en el temps per diferents autors (Augier, 1982; Carrada & Fresi, 1988; Agència Europea del Medi Ambient, 2015; Gubbay et al., 2016), llistes d'hàbitats i acords de conservació (OSPAR, Barcelona o Eunis) .

Com s'ha comentat, aquests ecosistemes toleren bé les condicions ambientals adverses. Així, donat que s'assumeix que les comunitats estuarines tenen les mateixes característiques que les zones contaminades que pateixen estrès d'origen antropogènic, la conseqüència és que els indicadors biològics no són capaços de diferenciar entre estats naturals i estressats. Això es coneix com la "paradoxa de qualitat estuarina" (Dauvin, 2007; Elliot & Quintino, 2007; Dauvin & Ruellet, 2009).

En aquestes condicions, el sistema estaria controlat de forma ascendent (*bottom-up*) i exposat a processos d'eutrofització i crisis distròfiques (Elliott & Quintino, 2007). Això implicaria que la recuperació dels impactes no suposa tenir individus de mida gran i un nombre alt d'estratègiques de la *k* i hauria d'assumir, de forma natural, un estat amb una relació abundància-biomassa més baixa, una relació producció-biomassa elevada i valors més alts de la relació abundància-riquesa d'espècies, així com una xarxa tròfica dominada per invertebrats detritívors i algues nitròfiles (Margalef, 1969; Elliott & Quintino, 2007), incloent-hi espècies efímeres d'algues filamentoses com *Chaetomorpha linum*, *Cladophora dalmatica*, *C. vagabunda*, *Ceramium diaphanum*, formes primes tubulars o foliars com *Ulva compressa*, *U. intestinalis*, *U. prolifera* o *U. rigida* (Wilkinson et al., 1995; Pérez-Ruzafa et al., 2011a).

No obstant això, la majoria d'aquestes hipòtesis s'estan reconsiderant (Pérez-Ruzafa et al., 2011a), i les llacunes costaneres poden ser més heterogènies i complexes del que s'esperava (Pérez-Ruzafa et al., 2004; 2005a; 2007a; 2008), mostrant complexos mecanismes d'autoregulació basats en la seva heterogeneïtat espacial i temporal (Pérez-Ruzafa et al., 2005a).

## 1.1. Paradoxa estuarina vs llacunar: una llacuna costanera pot ser complexa alhora que productiva?

A causa de les característiques fisiogràfiques de les llacunes costaneres, com ara la poca profunditat, el nombre i la intensitat dels gradients fisicoquímics i la influència terrestre, incloses les entrades de nutrients, aquests ecosistemes es troben entre els més productius del planeta (Nixon, 1982; Carrada &



Fresi, 1988; Alongi, 1998). Aquesta productivitat biològica és explotada per humans, principalment en forma de pesca (Nixon, 1982; Pérez-Ruzafa et al., 2011b) i desenvolupaments d'aqüicultura.

Tanmateix, d'acord amb la teoria de la successió ecològica (Odum, 1969), els ecosistemes altament productius han de correspondre a estadis inicials de la successió ecològica, on els constituents dels ecosistemes coincideixen amb espècies de creixement ràpid, amb cicles curts de vida i alta fecunditat (és a dir, estratègies de la *r*). Això aniria d'acord amb els supòsits generals existents sobre les característiques de la llacuna costanera i la paradoxa estuària. ¿Com és possible llavors que al mateix temps que siguin tan productives, algunes llacunes costaneres siguin complexes i amb mecanismes homeostàtics sofisticats propis de sistemes madurs (Pérez-Ruzafa et al., 2002; 2005b)? Aquesta aparent paradoxa es pot explicar tenint en compte que, si bé la productivitat en aquests ambients es veu activada pels forts gradients fisicoquímics, al mateix temps, la introducció de restriccions al flux d'energia permetria produir un treball que es pugui utilitzar per generar estructures físiques, hidrològiques i biològiques, que porten cap a una heterogeneïtat espaciotemporal molt complexa i cap a un comportament homeostàtic. En les llacunes costaneres, aquest paper de restricció es realitza principalment per les goles o els canals de comunicació amb el mar obert, però també per vegetació bentònica i herbassars, o les pedres i blocs rocosos, ja sigui naturals o introduïts per humans per construir esculleres i molls (Pérez-Ruzafa, 2015).

Aquesta complexitat emergent diferencia les llacunes costaneres dels estuaris (Pérez-Ruzafa et al., 2011c) i es tradueix en el desenvolupament del mecanisme d'autoregulació homeostàtic esmentat anteriorment, cosa que dificulta detectar l'estrès a què es pot sotmetre l'ecosistema i els efectes d'eutrofització o de les entrades de contaminants (Pérez-Ruzafa & Marcos, 2015). Al mateix temps, qualsevol intent de restauració ecològica hauria de tenir-ho en compte.

El procés de restauració o la prevenció de l'allunyament de la integritat ecològica d'un ecosistema s'ha de situar en el context de la successió ecològica i les seves respostes a l'augment de l'estrès (Figura 1). Els ecosistemes, com els individus, poden afrontar un estrès mediambiental moderat i mantenir la seva integritat, regulant les seves principals funcions i paràmetres ecològics i fisiològics dins d'uns certs marges de variació. Es coneixen com a mecanismes homeostàtics o homeorètics, l'últim terme utilitzat per Odum (2000) per referir-se a la capacitat de mantenir el flux d'energia a través del sistema mitjançant mecanismes d'autoregulació retroalimentats. Es tracta d'un mecanisme de control més lax que l'homeòstasi a nivell individual i mostra un comportament i unes pulsions més caòtiques i no tant estats d'equilibri (Odum & Barret, 2006). En aquesta fase, els organismes o ecosistemes poden mostrar alteracions en alguns paràmetres que simplement indiquen que estan ajustant-se a les noves condicions mediambientals, però no necessàriament que aquests canvis siguin perjudicials per a ells. Sota condicions d'estrès més elevades o persistents, els organismes i els ecosistemes comencen a mostrar canvis cada vegada més profunds i arriben a un punt de ruptura, quan es produeix un deteriorament significatiu. Finalment, poden arribar a un punt de no retorn, quan es produeix un dany irreparable, que provoca la mort en el cas dels individus o canvia una comunitat o un ecosistema. En ambdós punts, es poden produir canvis sobtats i dramàtics en el marc de la teoria de les catàstrofes segons Thom (1989).

En general, els enfocaments de restauració consideren models conceptuals de canvis de l'estat d'un sistema amb una pressió creixent que inclou aquestes fases. La regió homeostàtica correspon al concepte de resistència, és a dir, el grau de canvi dels indicadors estructurals en condicions d'estrès

però sense que el sistema perdi la seva integritat i funcions ecològiques (Pimm, 1984; Tett et al., 2007) (àrea gris a la Fig. 1).

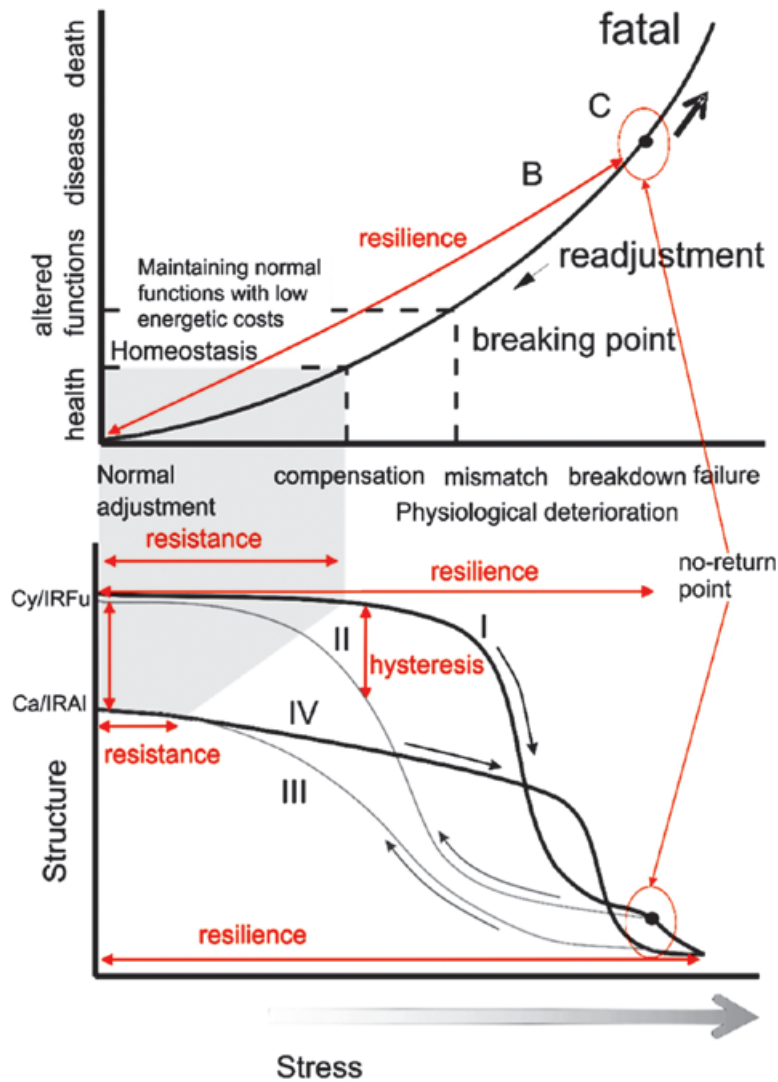


Figura 1. Canvis en l'estat funcional, des de la salut fins a diferents graus de disfunció, d'un organisme o ecosistema, i deteriorament fisiològic o estructural quan s'exposa a un estrès creixent (modificat de Lloyd, 1972 i Elliott et al., 2007). Les línies negres representen les rutes sota un estrès creixent. L'àrea gris correspon a les regions homeostàtiques o homeorrètiques on el sistema manté els seus paràmetres estructurals i funcionals dins dels límits del funcionament normal (resistència). Quan l'estrès supera la capacitat d'autoregulació del sistema, el sistema perd part de les seves propietats i es desajusta, mostrant símptomes d'alteració. Si l'estrès continua, s'arriba a un punt de ruptura on de sobte es modifiquen significativament l'estructura i les funcions del sistema. En aquestes condicions, si l'estrès s'atura, el sistema encara es pot recuperar (les línies grises representen les rutes de recuperació). L'abast del canvi que encara permet una recuperació s'anomena resiliència. Tanmateix, si l'estrès persisteix o augmenta, el sistema pot arribar a un punt de no retorn que condueixi a la mort o a un estat de nou equilibri, generalment amb l'estructura i les funcions disminuïdes. La majoria dels indicadors utilitzats actualment, tant a nivell fisiològic com de comunitat o d'ecosistema, són útils per detectar canvis a la regió B. No obstant això, hem de trobar bons indicadors i comprendre els processos a la regió homeostàtica i es punts de ruptura i no retorn per anticipar un deteriorament significatiu o un dany irreparable, respectivament. En ambdues regions, la fase de transició pot ser difícil d'anticipar perquè es poden produir canvis sobtats i dramàtics en el marc de la teoria de les catàstrofes. Cy/IRFu, herbassars de *Cymodocea nodosa*/roca infralitoral amb Fucals; Ca/IRAI, herbassar de *Caulerpa prolifera*/roca infralitoral amb *Alsidium corallinum*.

Se suposa que un ecosistema que ha superat la seva capacitat homeostàtica però que encara no ha arribat al punt de no retorn manté la capacitat de tornar al seu estat original i recuperar la seva integritat (ruta II a la Fig. 1). Aquesta capacitat es coneix com a resiliència i es mesura en unitats de temps (Pimm, 1984; Tett et al., 2007). Després del punt de no retorn, el sistema ja no pot assolir el seu estat original i evoluciona cap a un nou tipus d'ecosistema (ruta III a la Fig. 1). Aquest nou ecosistema tindrà capacitats d'estructura i d'autoregulació més baixes però, ja que es compon principalment d'espècies estratègiques de la *r*, pot tolerar més estrès abans d'arribar al nou punt de ruptura (ruta IV).

Malauradament, la majoria d'aquestes consideracions i models són conceptuals, i hi ha molt poca informació sobre quan s'aconseguirà el punt de ruptura o no retorn. D'altra banda, és molt probable que, a prop del punt de no retorn, el sistema no recuperi completament les seves capacitats originals d'estructura i homeostàtiques quan cessi l'estrès. Aquesta diferència es denomina histèresi (Tett et al., 2007) o histèresi tipus II (Elliot et al., 2007).

La restauració ecològica és una activitat intencional dirigida a recuperar la salut d'un ecosistema i retornar-la a la seva evolució històrica (SER, 2002). A la pràctica, l'experiència en restaurar sistemes marins i costaners és limitada, i hi ha pocs exemples de recuperació amb èxit (Elliot et al., 2007; Duarte et al., 2015). Els ecosistemes de les llacunes, en particular, pateixen nombroses i variades pressions que fan que sigui difícil trobar mètodes de restauració generalitzables. Per tant, cal comprendre el funcionament d'aquests ecosistemes complexos i els processos que es modifiquen tant per les pressions humanes com per les possibles mesures que s'han d'adoptar, per tal d'idear mètodes de restauració que facin compatibles els usos humans amb la integritat dels ecosistemes i la seva sostenibilitat.

Per això, en molts casos, si no s'ha arribat al punt de no retorn, la millor opció disponible pot ser simplement eliminar l'estressor i permetre que l'ecosistema recuperi la seva integritat de manera natural. No obstant això, cal tenir en compte que, el seguiment de l'evolució dels ecosistemes sota condicions d'estrès i després de la seva eliminació, pot ser la millor manera de desenvolupar un coneixement científic que permeti anticipar canvis i recomanar accions de gestió activa (incloent, per exemple, la millora o la creació d'hàbitats, treballs de manteniment en els canals, o introducció o erradicació d'espècies) que ajudin al sistema a recuperar-se en situacions futures.

## 2. El Mar Menor: un ecosistema complex sota presió humana

Situat a la costa sud-est d'Espanya, amb una superfície de 135 km<sup>2</sup> i una profunditat mitjana de 4.5 m, el Mar Menor es troba entre les llacunes costaneres més grans del Mediterrani (Fig. 2). Fins fa menys de 20 anys, diferia de la majoria de les altres llacunes costaneres per l'oligotrofia i la tradicional qualitat de les seves aigües mentre mantenia uns elevats rendiments de pesca. A més, es caracteritza per la presència d'afloraments rocosos i illes, que contribueixen a augmentar la seva heterogeneïtat ambiental i biodiversitat. Com en la majoria de les llacunes costaneres, a causa de les seves característiques intrínseques d'aquest entorn, la llacuna del Mar Menor és proveïdora de béns i serveis per a l'ésser humà gràcies a la seva elevada productivitat biològica i la seva idoneïtat per activitats de salut, esports nàutics i activitats d'oci.

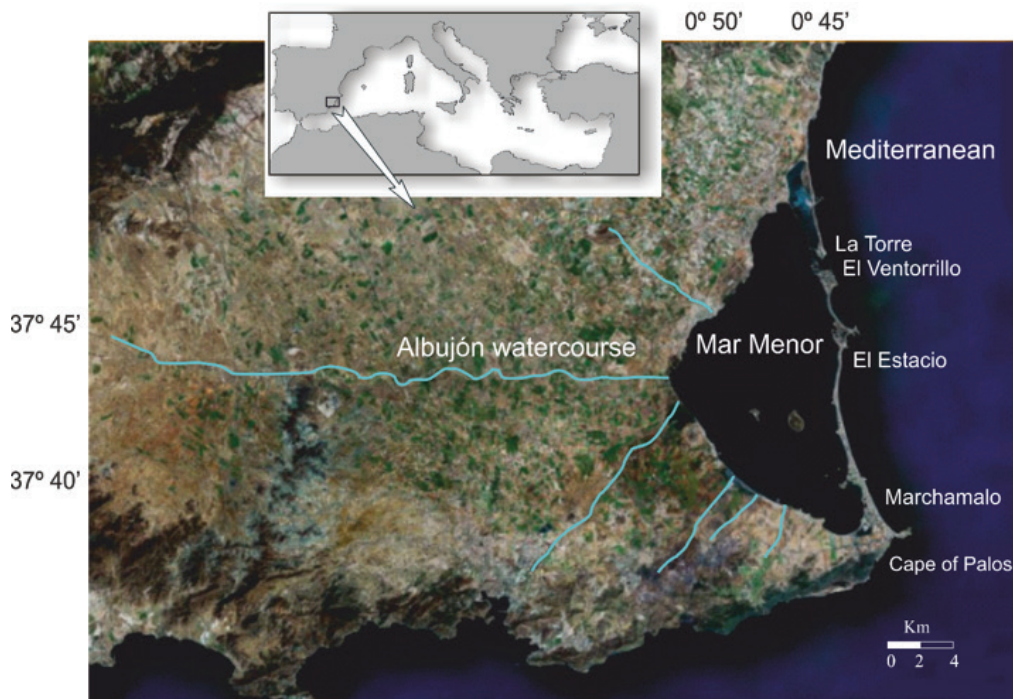


Figura 2. Ubicació de la llacuna del Mar Menor.

La història de la pressió humana a la llacuna es remunta a les èpoques fenícia i romana, quan les activitats mineres a les muntanyes circumdants permetien que els residus amb metalls pesats, principalment plom i zinc, entressin a la llacuna i s'acumulessin en els seus sediments.

De totes les activitats humanes en la història recent de la llacuna, 3 han provocat i continuen provocant canvis dràstics en els processos hidrogràfics, sedimentològics i ecològics i, per tant, en les seves comunitats biològiques. D'una banda, els canvis hidrodinàmics a causa de l'ampliació de la gola d'El Estacio el 1972 van produir un augment de les taxes de renovació de l'aigua, reduint la salinitat i les temperatures extremes, cosa que permetia la colonització amb noves espècies, en un procés de "mediterranyització" de la llacuna (Pérez-Ruzafa et al., 1987; 1991). Al mateix temps, el desenvolupament turístic i urbà va iniciar una sèrie de transformacions en la geomorfologia de la llacuna i en les entrades de residus, inclosos terrenys guanyats al mar, la construcció de ports esportius, la creació de platges artificials, etc., amb importants conseqüències per a les condicions hidrològiques i les pesqueres. Des de llavors, s'han observat canvis en la salinitat i la temperatura amb l'expansió dels colonitzadors, com l'alga *Caulerpa prolifera*, que va cobrir tota la conca de la llacuna en pocs anys (Pérez-Ruzafa et al., 1989). D'altra banda, l'estrès provocat per les obres costaneres i l'eliminació i resuspensió de sediments accelera l'expansió de *C. prolifera* i els fons fangosos associats, i comporta la desaparició de les comunitats originals (Pérez-Ruzafa et al., 2006). Finalment, més recentment, i correlacionada amb els canvis en les pràctiques agrícoles en la conca de drenatge i la introducció de cultius amb reg intensiu, l'alteració del règim d'entrada de nutrients ha produït una cadena de canvis que afecten l'estat tròfic i la integritat ecològica de la llacuna (Pérez-Ruzafa et al., 2002) i planteja riscos en l'entrada i bioacumulació de pesticides i altres contaminants (Pérez-Ruzafa et al., 2000; Conesa-Alcaraz et al., 2010; Campillo et al., 2013; León et. al., 2013, Moreno-González et al., 2013a, b; 2014; Traverso-Soto et al., 2015).

Per tant, la llacuna és font de preocupació per la seva alta taxa de canvi en les darreres dècades, amb un impacte negatiu sobre la qualitat de l'aigua i l'estructura i dinàmica de les seves comunitats biològiques.

La correcta gestió de la llacuna, no només com a espai natural, sinó també com a patrimoni i recurs econòmic de la Regió de Múrcia, requereix un coneixement ampli del funcionament del seu sistema mediambiental, a més de prendre mesures coherents amb els seus objectius de conservació i gaudi.

## 2.1. Obrint canals

Les condicions hidrogràfiques de les llacunes costaneres, com en el cas del Mar Menor, canvien al llarg de la seva història geològica en funció de les fluctuacions del nivell del mar, el desenvolupament de la barra de sorra que separa la llacuna del mar obert, els canals de comunicació entre els dos sistemes i l'aparició de tempestes que poden trencar temporalment la barra de sorra. Les poblacions biològiques de les llacunes variaran segons el grau d'aïllament i les condicions ambientals associades. A la llacuna del Mar Menor, la salinitat va augmentar després de la darrera regressió del nivell del mar durant el Quaternari i l'aïllament progressiu que va succeir durant el segle XVIII, arribant a un màxim a finals d'aquell segle amb valors de 70 g de sal per litre. Després d'aquest període, es van produir diversos episodis esporàdics en què les tempestes van trencar la barra de sorra, produint canvis en la salinitat i permetent la colonització de diverses espècies, principalment peixos com l'orada (*Sparus aurata*), el llobarro (*Dicentrarchus labrax*) i els mugílids (Mugilidae spp.) (Butigieg, 1927; Navarro, 1927; Dezileau et al., 2016). L'últim d'aquests esdeveniments, que va ocórrer el 1869, va provocar una disminució significativa de la salinitat, de 60-70 a 50-53 PSU, probablement reforçada per l'obertura de goles artificials que augmentaven la comunicació de la llacuna amb el Mediterrani (la construcció de Marchamalo es va iniciar el 1769 i la de El Charco, el 1878) per a la instal·lació de dispositius pesquers (localment anomenats "encañizadas") per capturar peixos durant les seves migracions reproductives. Això va suposar un fort canvi en la biologia de la llacuna amb la introducció de diferents espècies de fanerògames (*Cymodocea nodosa* i *Zostera noltii*) que es van expandir per la conca. A més, a la llacuna es van establir unes 30 noves espècies de mol·luscs i peixos (Pérez-Ruzafa et al., 1987).

Una de les transformacions més dràstiques de la història recent de la llacuna del Mar Menor va tenir lloc després de l'ampliació, a principis dels anys 70, de la gola El Estacio (anteriorment una "encañizada" artificial) per construir un canal navegable de fins a 30 m ample i 5 m de profunditat. L'augment de les taxes de renovació de l'aigua va provocar una disminució significativa de la salinitat des de 44.8-52.9 a 43-45 i va reduir les temperatures extremes (Pérez-Ruzafa et al., 1987; 1991), que van permetre la colonització i l'establiment de noves espècies marines (Pérez-Ruzafa & Marcos, 1992; 1993). El nombre de mol·luscs i espècies de peixos es va duplicar en només 15 anys (Pérez-Ruzafa et al., 1987; Pérez-Ruzafa, A., 1989) en detriment de les espècies pròpies de les llacunes, moltes de les quals d'interès pesquer (com els mugílids).

Com a part del mateix procés, altres espècies al·lòctones, com les meduses *Cotylorhiza tuberculata* i *Rhizostoma pulmo*, van entrar a la llacuna des de la Mediterrània a mitjans dels anys 80 (Pérez-Ruzafa, A., 1989) i, després d'un període de creixement demogràfic, van proliferar massivament com a conseqüència dels canvis en l'estat tròfic de la llacuna, causant greus problemes a l'activitat turística (Pérez-Ruzafa et al., 2002).

Però alguns dels canvis més importants que afecten la fisiografia i el funcionament de l'ecosistema del Mar Menor es van produir a nivell d'herbassars i comunitats bentòniques. Les poblacions de *Ceramium ciliatum* var. *robustum* i *Cladophora* sp. (García-Carrascosa, 1982) en la comunitat fotòfila es van substituir majoritàriament per facies d'*Acetabularia acetabulum*, *Jania rubens*, *Padina pavonica* i, segons la zona, per *Palisada tenerima* (Pérez-Ruzafa, I.M., 1989). *C. nodosa*, *Zostera marina*, i *Z. noltii* dominaven els



fons tous del Mar Menor abans de 1970 (Lozano, 1954; Simonneau, 1973). Alguns registres (Simonneau, 1973) indiquen la presència de *Posidonia oceanica* a les zones poc profundes sorrenques de la conca meridional. Tot i que, degut al límit de salinitat de la tolerància d'aquesta planta, és poc probable que aquesta espècie pugui constituir prats estables o extensos, alguns espècimens dispersos van seguir arrelats fins a 1980 a prop de les goles de Marchamalo i El Estacio (Pérez-Ruzafa et al., 1987; Pérez-Ruzafa, A., 1989). Actualment, la vegetació bentònica de la llacuna del Mar Menor consisteix principalment en un herbassar monoespecífic de *Caulerpa prolifera* o uns herbassars mixtos de *Caulerpa-Cymodocea*, dominats per *C. prolifera*, sobre fangs i alguns substrats rocosos, que abasten més del 80% del fons de la llacuna, la qual cosa afavoreix alts continguts de matèria orgànica en el sediment i baixes concentracions d'oxigen. Ara, els herbassars de *C. nodosa* estan dispersos i restringits a fons poc profunds de sorra, i també s'observen algunes parcel·les més o menys denses de *Ruppia cirrhosa* a les zones més superficials protegides de l'hidrodinamisme (Pérez-Ruzafa et al., 1989).

L'expansió de *C. prolifera*, que comença a la zona nord de la llacuna, ha estat progressiva des de l'ampliació del canal El Estacio. Des de 1982 fins a 1987, la biomassa mitjana en zones de més de 2 m de profunditat va augmentar de 63.62 a 103.06 g PS · m<sup>-2</sup> i va mantenir aquest valor fins fa pocs anys. Per contra, la biomassa mitjana de *C. nodosa* va mostrar un gran descens de 49.61 a 2.69 g PS · m<sup>-2</sup> en el mateix període (Pérez-Ruzafa et al., 1989; 2012).

La colonització inicial de *C. prolifera* probablement es va deure a l'augment de les temperatures mínimes, ja que aquesta alga no tolera bé temperatures inferiors a 10° C (Meinesz, 1979), que sovint es van assolir abans que s'ampliés El Estacio. D'altra banda, creix gairebé de manera contínua durant tot l'any i té una alta capacitat de generació vegetativa de noves tiges de qualsevol fragment madurat per hidrodinamisme, que li dona un alt índex de colonització. A partir d'aquest moment, la variació progressiva de les condicions ambientals de la llacuna i l'augment de l'estrès dels sediments i nutrients a l'aigua en una fase posterior van afavorir les algues i van desfavorir la fanerògama *C. nodosa*. Els fons colonitzats per *C. prolifera* van augmentar ràpidament en fraccions d'argiles, llims i en contingut de matèria orgànica, la qual cosa porta cap a l'anòxia al sediment. Encara que l'anòxia per se no explica la regressió de *C. nodosa*, ja que aquesta espècie està adaptada per a viure en ambients anòxics (Terrats et al., 1999), l'anòxia pot haver contribuït a accelerar la regressió de la planta en zones amb llum limitada. De fet, la inestabilitat dels sediments és més avantatjosa per a les macroalgues que per a les fanerògames, i s'ha demostrat que la combinació de llum limitada i anòxia de sediments té efectes negatius sobre diverses espècies de fanerògames marines (Hemminga & Duarte, 2000). *C. nodosa* disminueix bruscament quan el contingut de llim i argila del sediment supera el 15% (Terrats et al., 1998) i, a la llacuna del Mar Menor, *C. nodosa* és molt escassa i mostra una biomassa molt baixa quan el contingut de la matèria orgànica és superior al 9% i la fracció d'argila-llim és superior al 44% (Pérez-Ruzafa et al., 2012). Per tant, encara que no estigui clar si *C. prolifera* i *C. nodosa* són espècies en competència, hi ha moltes proves que les transformacions de sediments produïdes per *C. prolifera* afecten la fanerògama en gran mesura.

### 2.1.1. Impacte de l'ampliació de canals sobre l'activitat pesquera

El grau de comunicació entre llacunes i mar no només determina la diversitat d'espècies i la colonització d'espècies marines, sinó també l'activitat pesquera i la productivitat biològica (Pérez-Ruzafa et al., 1991; 2007b; Lae, 1994; Pombo et al., 2002). Però no és clar l'efecte que té el dragatge de les llacunes costaneres en la producció de la pesca i pot variar considerablement segons la llacuna (Pérez-Ruzafa et al., 2012).

L'augment de la biodiversitat a la llacuna del Mar Menor, fruit dels processos de colonització que es van produir a finals del segle XIX després de l'obertura de la gola artificial El Charco i més tard després de l'ampliació del canal El Estacio als anys setanta, s'ha relacionat amb una disminució de les captures de les principals espècies comercials, principalment mugílids i orades.

La disminució de les captures totals a la llacuna va ser més pronunciada en el cas de les modificacions en El Charco a causa del rendiment extremadament alt i gairebé monoespècific o mono-taxonòmic basat en les espècies de mugílids en aquell moment. La caiguda dels rendiments de pesca produïts per les obres en El Charco va ser objecte d'estudi de dos informes científics (Butigieg, 1927; Navarro, 1927) que hi buscaven una explicació. Aquests estudis van atribuir la disminució de les captures a la baixada de la salinitat, la colonització de noves espècies (com ara *S. aurata*), i l'expansió d'herbassars de *C. nodosa*. No obstant això, altres factors podrien ser responsables, com la caiguda de la productivitat biològica, tant bentònica com planctònica, associada amb una menor intensitat del gradient de salinitat.

En el cas de les obres de El Estacio, la caiguda de la captura va afectar tant *S. aurata* com les espècies de la família Mugilidae, fet que també es relaciona amb l'augment de la diversitat de peixos i amb una nova disminució de la salinitat, però principalment amb la colonització i la ràpida expansió de l'alga *Caulerpa prolifera*, cosa que va produir un grau elevat d'acumulació de matèria orgànica i anòxia en els sediments (Pérez-Ruzafa & Marcos, 1987; Pérez-Ruzafa et al., 2005b).

En ambdós casos, es va produir un augment significatiu del nombre d'espècies pescades i de la contribució d'espècies mediterrànies a la captura total de la flota, especialment després de l'ampliació de El Estacio. En aquest marc, les activitats humanes (per exemple, la modificació de les goles) afecten, com hem vist, la pesca en termes d'abundància i composició d'espècies. No obstant això, les pesqueries de la llacuna del Mar Menor semblen compensar-se amb una adaptabilitat homeostàtica del sistema. Com a resultat, es manté un equilibri dinàmic en el qual la captura total resta al voltant del rendiment màxim sostenible (RMS) com una combinació de l'esforç de pesca tant dins com fora de la llacuna, l'alternança en l'abundància d'espècies i la incorporació de noves espècies en la pesca. Tot el sistema es manté per la productivitat associada als intensos gradients fisicoquímics existents a les llacunes costaneres, i està regulat per les restriccions imposades per les goles tant en flux d'aigua com en espècies (Marcos et al., 2015). Altres factors que també hi intervenen inclouen oscil·lacions de temperatura i tendències vinculades al canvi climàtic que actuen tant a curt com a llarg termini (Marcos et al., 2015).

### 2.1.2. Gestió de les goles com a eina de restauració o gestió

El manteniment de l'intercanvi entre les llacunes costaneres i el mar a través de les goles és generalment considerat essencial per al funcionament biològic d'una llacuna (Quignard, 1984) i per evitar crisis distròfiques (Rossi, 1984). A més, atès que la pesca a les llacunes costaneres es basa principalment en migrants marins, obrir o tancar una o més goles i completar operacions de dragatge de manteniment en els canals són pràctiques habituals de gestió a les llacunes costaneres de tot el món (Pérez-Ruzafa & Marcos, 2012). Tanmateix, els efectes del dragatge o la construcció de nous canals de comunicació poden variar considerablement d'una llacuna a una altra, i s'han d'analitzar acuradament els mètodes de gestió de les goles (Pérez-Ruzafa & Marcos, 2012). Mentre que en algunes llacunes augmentar l'intercanvi amb el mar pot millorar la pesca (Castro, 1984), en d'altres pot provocar una caiguda dels rendiments pesquers (Peja et al., 1996; Marcos et al., 2016). Com s'ha comentat anteriorment, els rendiments

de pesca en les llacunes costaneres es relacionen principalment amb la intensitat dels gradients fisicoquímics, augmentant amb les diferències hidrogràfiques amb el mar i la complexitat del perímetre, i també augmentant quan la profunditat mitjana de la llacuna és baixa (Jojeux & Ward, 1998; Pérez-Ruzafa et al., 2007b; Pérez-Ruzafa & Marcos, 2012). Per tant, depenent de les condicions geomorfològiques i hidrodinàmiques inicials, en alguns casos, el dragatge dels canals pot evitar un aïllament excessiu de la llacuna que facilita un gradient actiu i, en altres casos, pot augmentar excessivament la comunicació amb el mar, homogeneïtzant el sistema i reduint la intensitat dels gradients, de manera que es dona lloc a un augment o disminució dels rendiments de pesca, respectivament.

Aquestes pràctiques, vinculades o no a l'activitat pesquera, també poden generar canvis significatius en les condicions ambientals, la introducció de noves espècies i la distribució de macròfits bentònics, que tenen grans conseqüències en les comunitats biològiques de les llacunes (Pérez-Ruzafa et al., 1991; Dye, 2005; Gamito et al., 2005). El grau d'influència marina i la geomorfologia de les goles, que regulen les taxes de colonització dels organismes marins i introdueixen restriccions al flux d'organismes (inclosos els gens), són elements clau per a determinar la riquesa de les espècies i la heterogeneïtat espacial i l'estructura interna de les comunitats de les llacunes (Pérez-Ruzafa & Marcos, 1992; Pérez-Ruzafa et al., 2007b). La variabilitat espaciotemporal resultant i la complexitat dels ecosistemes són una de les bases de la capacitat homeostàtica d'aquests ambients (Pérez-Ruzafa et al., 2005a; Pérez-Ruzafa, 2015). Per tant, aquests efectes complexos de modificar la geomorfologia de les goles sobre la biodiversitat general i l'estructura de les comunitats de les llacunes s'han de tenir en compte en qualsevol pla de restauració o pla de gestió integrada d'aquests ecosistemes.

## 2.2. Impacte de les obres costaneres i la creació de platges

Alguns dels canvis més importants en les llacunes costaneres s'han produït a causa de les obres costaneres, generalment per al desenvolupament d'infraestructures turístiques i urbanes (abastament de terres, desenvolupament urbà i serveis associats, construcció de ports esportius, dics, etc.). En el cas de la llacuna del Mar Menor, s'han realitzat diferents accions destinades a guanyar terres al mar, com les que es van produir en la dècada de 1970 que van fer desaparèixer "El Vivero", una àrea soma al sud de La Manga (la barrera de sorra que separa la llacuna de la Mediterrània), coneguda pels pescadors com a lloc de reclutament i viver de nombroses espècies de peixos. Posteriorment, el 1986, el Ministeri de Foment va iniciar un pla per crear platges artificials a la llacuna. Les accions consistien en el dragatge de sediments sorrencs a les zones somes del nord de La Manga i el seu bombeig a les zones poc profundes de la costa oest de la llacuna. L'estabilitat de les platges es va veure reforçada per la instal·lació de dics rocosos perpendiculars a la costa.

Com a conseqüència d'aquestes accions, les zones de dragatge i vessament van provocar canvis en les característiques de l'hàbitat. Ambdues zones eren originalment somes, amb profunditats inferiors a 1.5 m, i sorrenques, sense coberta de vegetació o amb taques aïllades de *C. nodosa*. Un dens herbassar de *Caulerpa prolifera* es va començar a formar al límit profund de les 2 àrees, a profunditats superiors a 1.5 m. Després de les operacions de dragatge i bombeig, es va produir un augment de la producció primària de microfitobentos (Figura 3a), que va provocar un augment de la matèria orgànica i les partícules fines en el sediment (Figura 3b). Al mateix temps, la reducció de la penetració de la llum a les zones somes a causa de la terbolesa va afavorir la ràpida expansió de *C. prolifera*, que es comporta com una espècie adaptada a l'ombra amb una baixa capacitat fotoprotectora (García-Sánchez et al., 2012) (Figura 3c). Aquest procés va ser més ràpid en àrees de dragatge, on el 50% dels forats es van colonitzar densament



amb *C. prolifera* o *Chaetomorpha linum* (Pérez-Ruzafa et al., 1991, 2006). Com a resultat, tant en l'àrea de dragatge com en el de bombeig, l'alteració del substrat va produir un canvi en la composició del fons de la llacuna. El fons de sorra dominat per sorra gruixuda i fina i baix contingut en llim, argila i matèria orgànica (sempre inferior al 0.5%) va ser substituït per un fons fangós amb prats densos de *C. prolifera*, dominat per sorra fina i amb alts percentatges de llim, argila i matèria orgànica que superaven el 8% en pocs mesos i augmenten anualment.

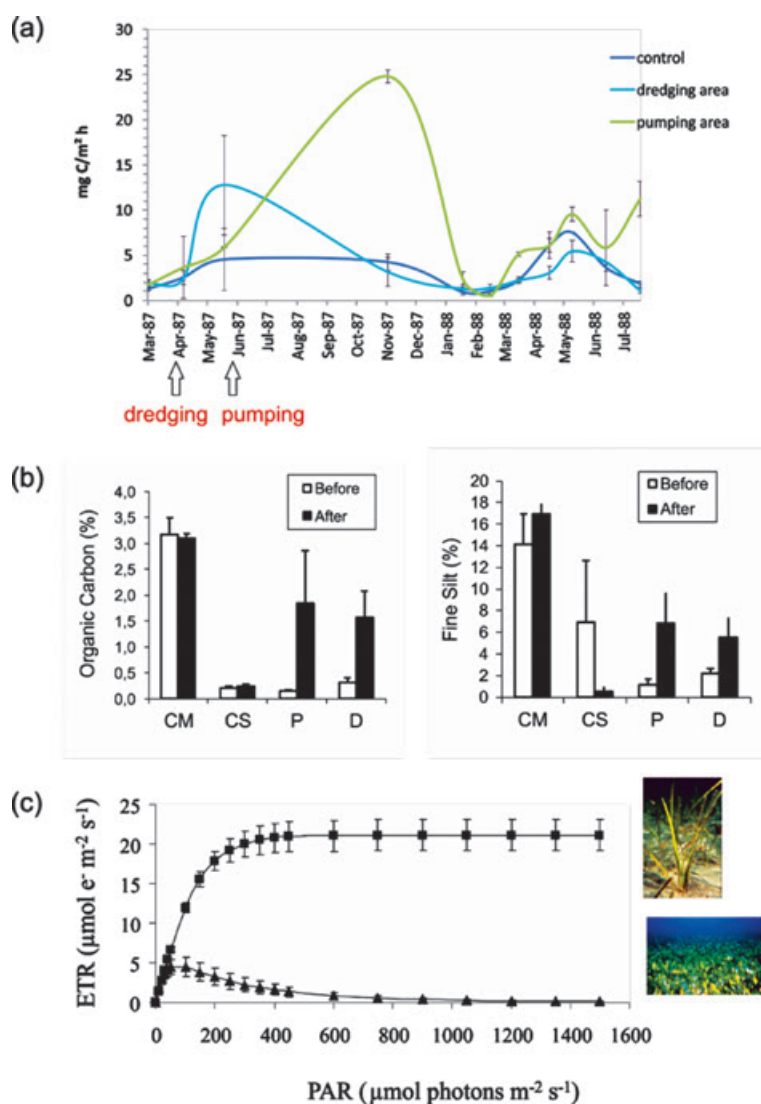


Figura 3. Seqüència d'esdeveniments després del dragatge i bombeig de sediments per a la creació de la platja a la llacuna del Mar Menor: (a) després de les operacions de dragatge i bombeig en fons sorrenca, la producció primària dels microfitobentos augmenta en comparació amb àrees control; (b) com a conseqüència, s'incrementa el contingut en carboni orgànic i partícules fines en el sediment tant a les zones de dragatge com de bombeig, que passen de ser típics fons sorrenca a ser semblants a fons d'herbassars de *Caulerpa prolifera* (CP— control en herbassars de *Caulerpa*; CS — control en fons sorrenca; P — àrea de bombeig; D — zona de dragatge); (c) com que l'eficiència fotosintètica, mesurada com a taxa de transport d'electrons (ETR), mostra inhibició en *C. prolifera* (triangle) a menor intensitat de la llum que *C. nodosa* (quadrat), a causa de la terbolesa durant les operacions, *C. prolifera* es va propagar en les àrees de treball on el seu creixement prèviament estava limitat per l'alta irradiància. Modificat de Pérez-Ruzafa et al., 1991 (a); Pérez-Ruzafa et al., 2006 (b) i García-Sánchez et al., 2012 (c).

Com a conseqüència dels canvis en la vegetació i les característiques del sediment, les comunitats de peixos també van canviar radicalment. Els canvis observats es poden interpretar en un marc de resposta general a les pertorbacions. L'estrès va augmentar l'abundància de peixos en un primer moment, després d'augmentar la productivitat i de substituir les espècies estratègiques de la *K* per oportunistes. La riquesa i la diversitat d'espècies es van incrementar amb pertorbacions moderades (en àrees de bombeig i zones que envolten la zona de dragatge) després del primer impacte, d'acord amb la hipòtesi de la pertorbació intermèdia (Connell, 1978), però van disminuir fortament en àrees molt afectades (dins dels forats). Finalment, la colonització per part d'herbassars de *C. prolifera* va provocar un canvi significatiu en la comunitat de peixos substituint la característica comunitat de fons sorrencs, dominada per *Pomatoschistus marmoratus*, *Gobius niger* i *Callionymus* spp., per una comunitat dominada per *G. niger*, empobrint de manera significativa l'abundància i la riquesa d'espècies (Pérez-Ruzafa et al., 2006). Tots els intents d'extreure el fang produït i de reomplir-ho amb sorra portats a terme durant els últims 20 anys han produït els mateixos efectes, empitjorant la situació any rere any.

### 2.2.1. Introducció d'hàbitats artificials

Un dels aspectes de les obres costaneres és la introducció de nous substrats, generalment rocosos o de fusta, per a la construcció de pals, espigons, esculleres i dics. Alguns d'aquests elements, com els pals de senyalització i d'amarratge a Venècia o en els molls del Mar Menor, formen una part important del paisatge típic d'aquestes llacunes.

Aquestes construccions ofereixen un substrat dur, generalment escàs a la majoria de les llacunes costaneres, i es colonitza, en un procés similar al que s'observa en els esculls artificials, per part d'espècies d'algues, invertebrats i peixos que d'altra manera no podrien habitar aquests ambients. La comunitat d'escullera és similar a aquelles que viuen en fons rocosos naturals a la llacuna, tan en termes de composició d'espècies com d'estructura de la comunitat. Tanmateix, la complexitat estructural de les construccions artificials pot ser superior a la dels substrats rocosos naturals, afavorint l'abundància i la riquesa específica de les comunitats. Els estudis a la llacuna del Mar Menor mostren que la colonització es produeix pocs mesos després de la instal·lació dels substrats artificials. L'abundància tendeix a romandre constant al llarg del temps, tot i que l'arribada de noves espècies i el procés d'estructuració de les comunitats poden continuar al llarg dels anys. A més, els blocs, i especialment els embarcadors sobre pilars, generen ambients de baixa il·luminació adequats per al desenvolupament de comunitats complexes d'organismes bentònics, principalment filtradors (Foto 1).

La introducció moderada dels substrats durs es podria considerar, per ella mateixa, com una manera d'augmentar la diversitat ambiental a les llacunes costaneres. Els substrats durs artificials podrien tenir un impacte positiu en determinades condicions, ja que afegixen riquesa d'espècies, diversitat biològica i heterogeneïtat espacial a les comunitats originals. No obstant això, s'ha de considerar que, segons el seu disseny i grandària, aquestes estructures, com les esculleres construïdes per a ports i la creació de platges, poden modificar el règim hidrodinàmic dels voltants i els fons sorrencs seran substituïts per fangosos com a conseqüència del processos de sedimentació i retenció de biomassa morta. Per tant, durant la planificació, s'ha de considerar la idoneïtat d'instal·lar esculleres o altres substrats rocosos artificials, el seu efecte en la hidrodinàmica i, en conseqüència, les taxes de sedimentació i les característiques dels fons en la seva àrea d'influència (Pérez-Ruzafa et al., 2006).

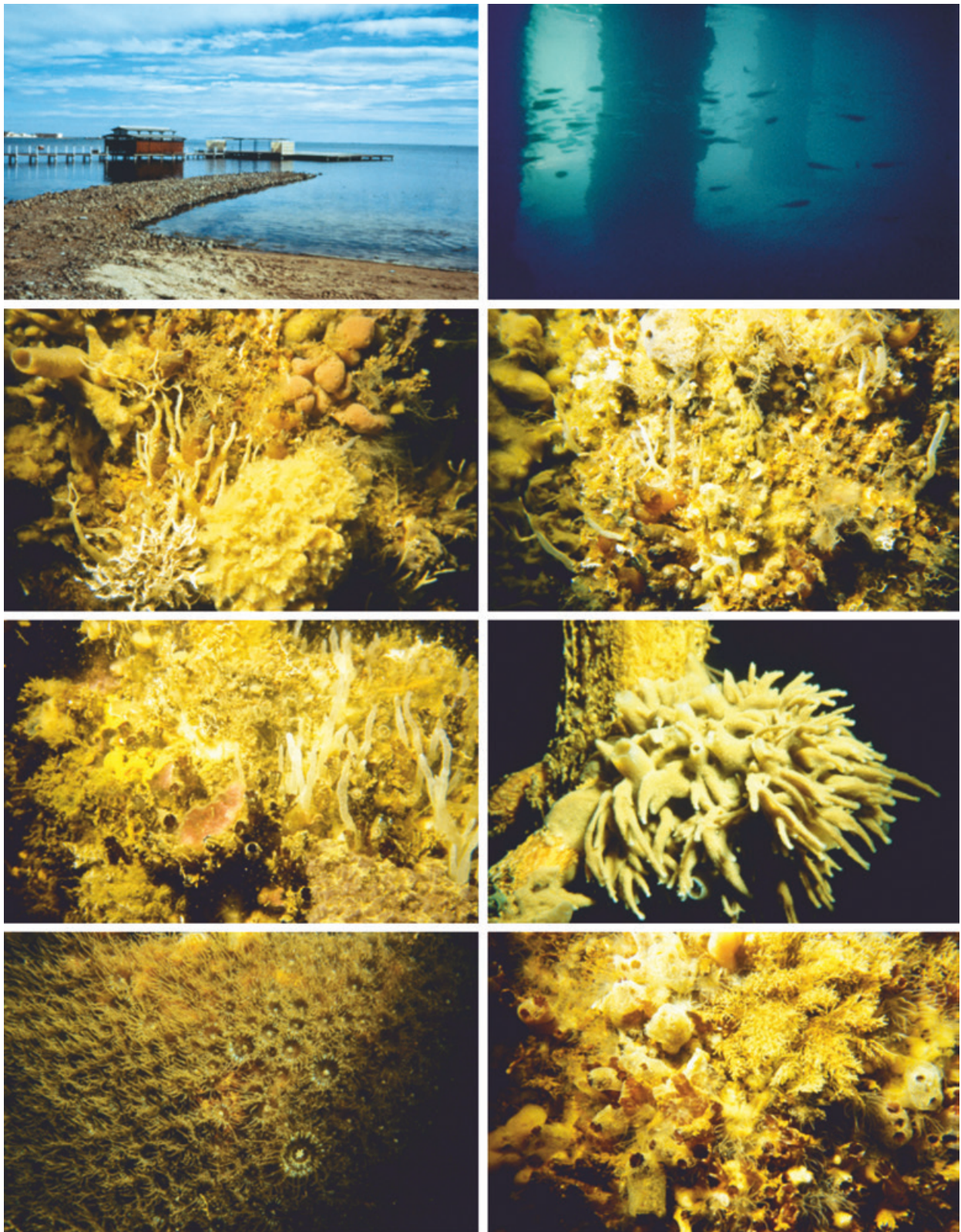


Foto 1. Els embarcadors tradicionals són una opció millor per banyar-se en llacunes costaneres que les platges artificials mantingudes amb escullera. Els pilars sota l'embarcador mantenen una comunitat ben estructurada d'organismes filtrants esciàfils típics de les coves. Les fotografies en primer pla mostren diferents aspectes de la comunitat dominada per esponges, cnidaris, poliquets, briozous i ascídies, que contribueixen a mantenir la qualitat de l'aigua i a augmentar la biodiversitat de les llacunes.



## 2.3. Procés d'eutrofització

Fins a la dècada de 1970, el Mar Menor era marcadament oligotròfic; la seva principal característica distintiva era la transparència de les seves aigües en comparació amb la gran majoria de les llacunes costaneres. La producció primària era principalment bentònica, sent la fanerògama *C. nodosa* el macròfit principal, que va ser reemplaçat després de l'ampliació de la gola El Estacio per un llit mitx de *Cymodocea-Caulerpa*, amb una biomassa aproximada de  $280 \text{ g PS} \cdot \text{m}^{-2}$  (Pérez-Ruzafa, A., 1989; Pérez-Ruzafa et al., 1989; Terrats & Ros, 1991). En aquell moment, l'alta biomassa bentònica dels macròfits contrastava amb la baixa densitat de fitoplàncton (Ros & Miracle, 1984) i l'oligotròfia de la columna d'aigua (Gilabert, 2001). Segons dades de mitjans dels 80, es va calcular que el 63.18% de la producció primària total de la llacuna es devia a *C. prolifera*, 0.42% a *C. nodosa*, 0.24% a algues fotòfiles, 11.62% a microfítobentos i 24.53% a fitoplàncton (Terrats & Ros, 1991). Tanmateix, aquest estat tròfic s'ha perdut en l'última dècada, amb la història recent d'entrades de nutrients a la llacuna, estretament relacionades amb el desenvolupament urbà i agrícola, ja sigui a la costa o a la conca de drenatge.

L'eutrofització no és un estat tròfic, sinó més aviat un procés derivat de l'augment de l'aportació de matèria orgànica a l'ecosistema (Likens, 1972; Nixon, 1995; Gamito et al., 2005). Generalment s'associa amb l'augment de l'entrada de nutrients inorgànics que afavoreixen la producció primària en l'ecosistema (European Environment Agency, 2001), que comporta un reemplaçament progressiu de les fanerògames marines i de les algues de creixement lent per algues de ràpid creixement i, finalment, per fitoplàncton, que acaba dominant el sistema (Gamito et al., 2005). Aquest procés s'ha descrit en moltes llacunes costaneres (Reyes & Merino, 1991; Boynton et al., 1996; Taylor et al., 1999) i s'ha modelat (Giusti et al., 2010). Quan l'eutrofització és crònica, els seus efectes inclouen estats d'anòxia, proliferacions tòxiques de fitoplàncton, mort massiva d'organismes bentònics i canvis dràstics en la distribució d'espècies. Un cop desencadenat el procés, és difícil de desaccelerar. A causa de l'alliberament progressiu dels nutrients acumulats en el sediment durant el seu desenvolupament, l'empobriment en espècies i la simplificació de la xarxa tròfica, l'estat eutròfic pot prolongar-se durant molt de temps, fins i tot si cessa l'entrada de nutrients (Nienhuis, 1992).

En general, les llacunes costaneres i els estuaris es consideren especialment sensibles als efectes de les entrades de nutrients (European Environment Agency, 1999; Taylor et al., 1999; NRC, 2000). Els abocaments urbans se solen considerar com la font principal de fòsfor en els sistemes aquàtics i en moltes llacunes costaneres (Vaulot & Frisoni, 1986), mentre que l'agricultura és sovint considerada com la principal font de nitrogen.

L'alteració del cicle de nutrients es considera una de les principals causes de les proliferacions d'algues, sovint estimulades per la disponibilitat de nitrogen (Valiela et al., 1997; Taylor et al., 1999), i generalment provoquen crisis distròfiques en algunes llacunes (Amanieu et al., 1975; Boutiere et al., 1982; Reyes & Merino, 1991; Ferrari et al., 1993; Sfriso et al., 1995; Viaroli et al., 1996; Guyoneaud et al., 1998; Bachelet et al., 2000; Sakka Hlaili et al., 2007; Specchiulli et al., 2009; Giusti et al., 2010). Les fluctuacions dràstiques en la producció primària, ja sigui estacional o diària, produeixen un fort desequilibri en el balanç d'oxigen. El sistema passa d'estar saturat durant les fases efímeres d'alta producció autòtrofa i acumulació de matèria orgànica, als períodes d'anòxia, quan passa a fases heteròtrofes amb un elevat consum d'oxigen (D'Avanzo et al., 1996; Viaroli et al., 2001; Viaroli & Christian, 2003).

Les dades recollides a la llacuna del Mar Menor durant els últims 20 anys evidencien l'existència del

procés clàssic d'eutrofització, però amb algunes desviacions. El turisme i el desenvolupament urbà intensos van començar a principis dels 70. Durant aquest període, la producció primària, tant bentònica (Terrats & Ros, 1991) com a la columna d'aigua, estava limitada per les baixes entrades de nitrogen, que arribaven principalment a través d'escorrentia, en especial durant la temporada de pluges a l'hivern, mentre que el fòsfor penetrava directament des de les fugues d'aigua urbana, principalment a l'estiu i, en la majoria dels casos, sense tractament (Gilabert, 2001). A mitjan anys 80, les concentracions de nitrats eren baixes i sempre per sota d' $1 \mu\text{mol NO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$ , en contrast amb els valors més alts de fosfat. Posteriorment, a finals dels anys 80, es van construir xarxes de clavegueram d'aigües residuals i plantes de tractament per a les principals zones urbanes, reduint les entrades de fòsfor excepte en alguns desbordaments del sistema de recollida d'aigua. Quan les plantes de tractament d'aigües ja van ser operatives, l'activitat agrícola va començar a canviar de secà amb poc ús de fertilitzants cap a ser regada amb una sobrefertilització amb compostos nitrogenats. A finals dels anys 90, el nitrat va arribar a concentracions de fins a  $8 \mu\text{mol NO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$ , especialment durant la primavera i l'estiu, estimulants el creixement de grans algues fitoplanctòniques (Pérez-Ruzafa et al., 2002). Per tant, el fòsfor es va convertir en el factor limitant de la productivitat biològica a la llacuna, on la concentració de nitrogen va ser alta la major part del temps.

Com a conseqüència dels canvis en el règim d'entrada de nutrients, la columna d'aigua de la llacuna va canviar d'oligotròfica a eutròfica, proporcionant les condicions per al creixement de cèl·lules fitoplanctòniques més grans, de manera que les comunitats dominades per petits flagel·lats (*Rhodomonas* i *Cryptomonas*) a l'hivern, i diatomees i dinoflagel·lats de primavera a tardor, van ser substituïdes per grans diatomees com ara *Coscinodiscus* spp. i *Asterionella* spp. presents durant tot l'any.

No obstant això, contràriament a les expectatives d'un sistema amb elevades càrregues de nutrients, durant 20 anys a partir de principis dels 90, quan es van iniciar les pràctiques de reg, fins a principis de la dècada de 2010, la llacuna del Mar Menor encara conservava una biomassa de fitoplàncton baixa i no hi va haver un augment significatiu de la concentració de clorofil·la (Pérez-Ruzafa et al., 2002) (Fig. 4).

Des de 1995 també hi ha hagut una forta proliferació de les meduses *Rhizostoma pulmo* i *Cotylorhiza tuberculata*, que van colonitzar la llacuna del Mar Menor després de l'ampliació de El Estacio. *Aurelia aurita*, l'única medusa nativa del Mar Menor, es va convertir en la menys abundant, tenint la major densitat a la primavera (abril i maig). *R. pulmo* comença a proliferar al maig, mentre que *C. tuberculata* té una gran abundància al juliol i l'agost, arribant a més de 12 individus per cada 100 m<sup>3</sup> (Fig. 5). A mitjans d'estiu de 1997, es calculava que la població de meduses de la llacuna era d'uns 40 milions d'individus (Pérez-Ruzafa et al., 2002).

Malgrat el procés d'eutrofització, la comparació de la dinàmica estacional entre 1988, quan la concentració de nitrats era baixa, i el 1997, després que les aportacions de nutrients augmentessin considerablement, no mostrava canvis significatius en el pendent dels espectres de biomassa de la xarxa tròfica pelàgica. Això es devia al control *top-down* combinat directe i indirecte exercit per aquestes meduses al·lòctones (*R. pulmo* i *C. tuberculata*) alimentant-se de grans diatomees, tintínids, larves veliger i copèpodes (Pérez-Ruzafa et al., 2002) (Fig. 6a). La concentració de clorofil·la a va mostrar una relació negativa amb la concentració de nutrients i una relació positiva amb l'abundància d'ictioplàncton, la qual cosa suggereix que el fitoplàncton controla la concentració de nutrients, mentre que els herbívors estan controlats per larves de peixos (Fig. 5a, c), fet que reforça el control *top-down* de la xarxa tròfica (Pérez-Ruzafa et

al., 2005a). A més, la variació de les relacions entre l'abundància de larves de peix i la concentració de clorofil·la *a* va mostrar una dinàmica estacional molt definida amb un cicle límit (Fig. 6b). La combinació d'efectes directes i indirectes sobre diferents trams de l'espectre de biomassa (per exemple, l'efecte de meduses sobre tintinníids i copèpodes, que permeten el creixement de fitoplàncton petit) i mecanismes de control tant ascendent com descendent (*bottom-up* y *top-down*) (Lehman, 1991; Cottingham, 1999) es tradueix en una estructura de grandàries diferent de la que seria esperable en condicions eutròfiques.

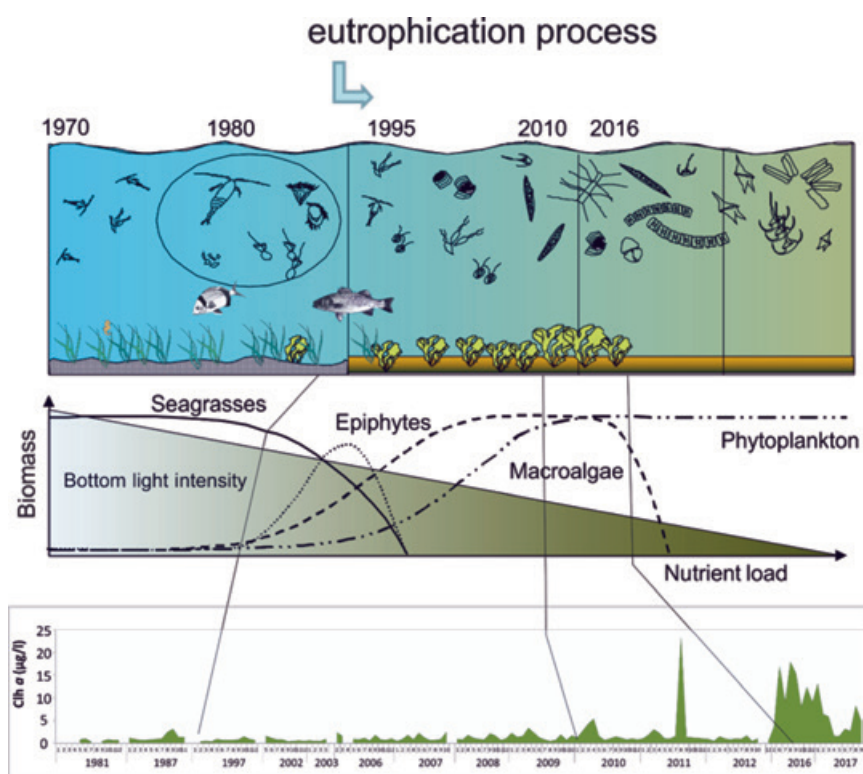


Figura 4. Model conceptual del procés d'eutrofització i cronologia dels principals canvis observats en el cas de la llacuna costanera del Mar Menor. El gràfic inferior mostra la dinàmica temporal de la concentració de clorofil·la *a* en la columna d'aigua durant tot el procés. Adaptada de Gamito et al. (2005).

Les oscil·lacions i les variacions espacials en l'amplitud del cicle límit (Fig. 6c) es poden explicar biològicament com a resultat dels desbordaments de la densitat d'individus produïts per la resposta retardada dels herbívors a la disponibilitat d'aliments o com a conseqüència de diferències en l'estructura de la comunitat i els cicles de vida de les espècies (Scheffer, 1998), que produeixen mecanismes de control homeorrètics (segons Odum, 2000) i retards en la resposta als diferents nivells de la xarxa tròfica. L'estabilitat temporal dels mecanismes de regulació a la llacuna del Mar Menor, i probablement en altres sistemes, es pot deure a desajustaments estacionals en la reproducció i el cicle de vida de les diferents espècies estuarines (Pérez-Ruzafa et al., 2004; 2005a), la immigració d'espècies marines i, en general, l'heterogeneïtat espacial i temporal de les comunitats biològiques determinades per les restriccions a la colonització d'espècies des del mar obert a través de les entrades. Les connexions plàncton-bentos també poden tenir un paper important. De fet, en diferents badies costaneres s'ha descrit la importància del control *top-down* sobre el fitoplàncton exercit per bivalves filtrants i altres organismes bentònics (Heck & Valentine, 2007; Newell et al., 2007; Lonsdale et al., 2009).

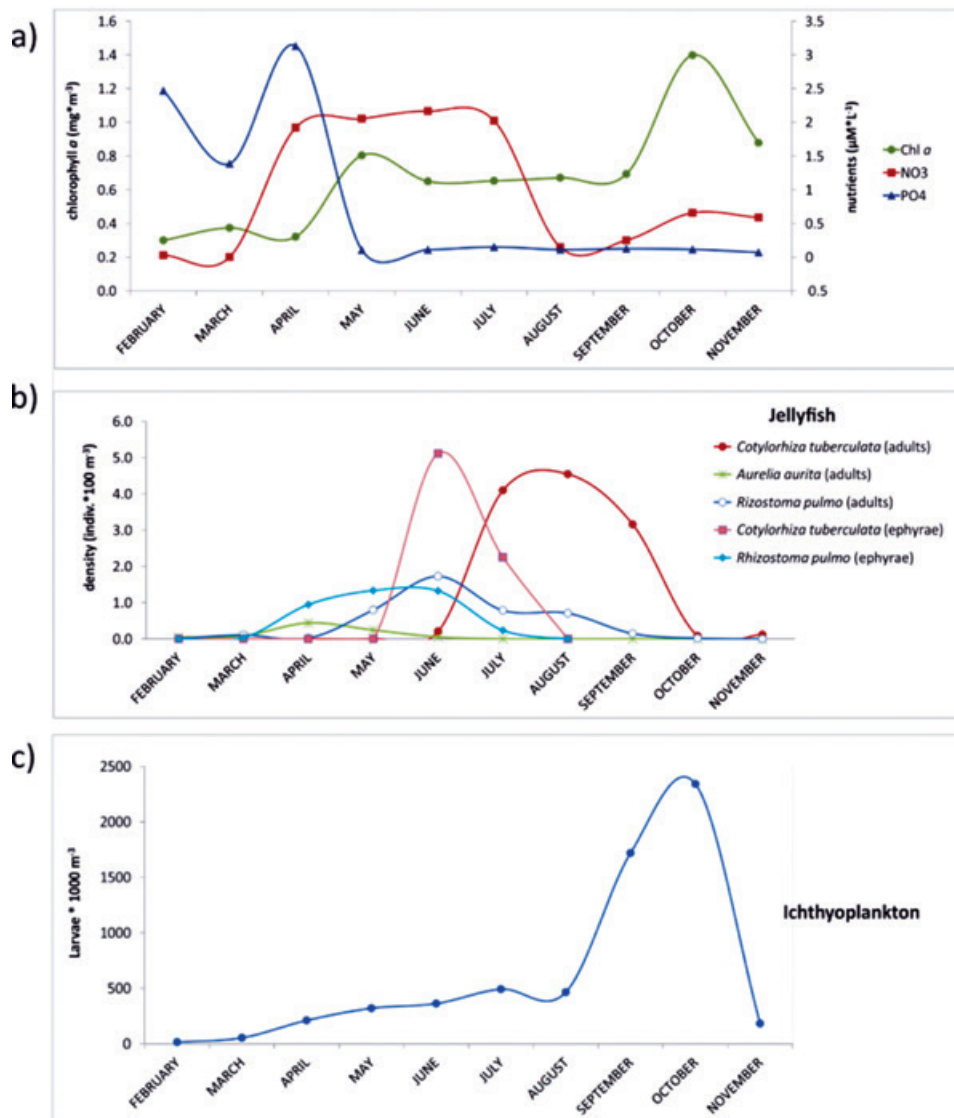


Figura 5. Dinàmica estacional en (a) nutrients ( $\text{NO}_3^-$  i  $\text{PO}_4^{3-}$ ) i concentració de clorofil·la a ; (b) abundància de meduses (incloent èfirs i fases adultes de *Rhizostoma pulmo* i *Cotylorhiza tuberculata*, i adults d'*Aurelia aurita*); i (c) densitat d'ictioplàncton. Adaptada de Pérez-Ruzafa et al. (2011a).

Aquesta situació ha canviat dramàticament des de l'any 2015. L'entrada sostinguda de nitrats, les temperatures creixents i les anomalies en el cicle tèrmic hivernal, que van reduir les poblacions de meduses a mínims durant dos anys, van provocar un deteriorament de la qualitat de l'aigua a la llacuna. La profunditat de visibilitat del disc de Secchi es va reduir d'uns 6 m a menys de 0.5 m, de manera que la profunditat de compensació va ser superior a la profunditat mitjana de la llacuna, amb la consegüent mortalitat dels herbassars ubicats a més de 2 m de profunditat. Des de llavors, la columna d'aigua ha estat dominada per denses poblacions de *Synechococcus* sp. En les comunitats bentòniques infralitorals sobre substrats durs, la comunitat fotòfila sobre roques amb Fucales (IRFu) va ser reemplaçada per una comunitat fotòfila dominada per *Alsidium corallinum* (IRAI) i Ulvales (Fig. 1).

Actualment, la llacuna es troba en una situació crítica, amb fluctuacions forçades per una climatologia cada vegada més imprevisible i amb fortes pluges de tardor i hivern que han afectat de manera dràstica la seva salinitat durant mesos. Per tot això, és difícil anticipar-se a la seva evolució. Tanmateix, la

llacuna encara responia a mesures de gestió destinades a reduir les entrades de nutrients, recuperant la transparència de l'aigua (arribant a una visibilitat del disc Secchi de fins a 5 m) durant la primavera i el començament de l'estiu de 2017, però la va perdre de nou després de l'augment de temperatures a mitjans d'estiu.

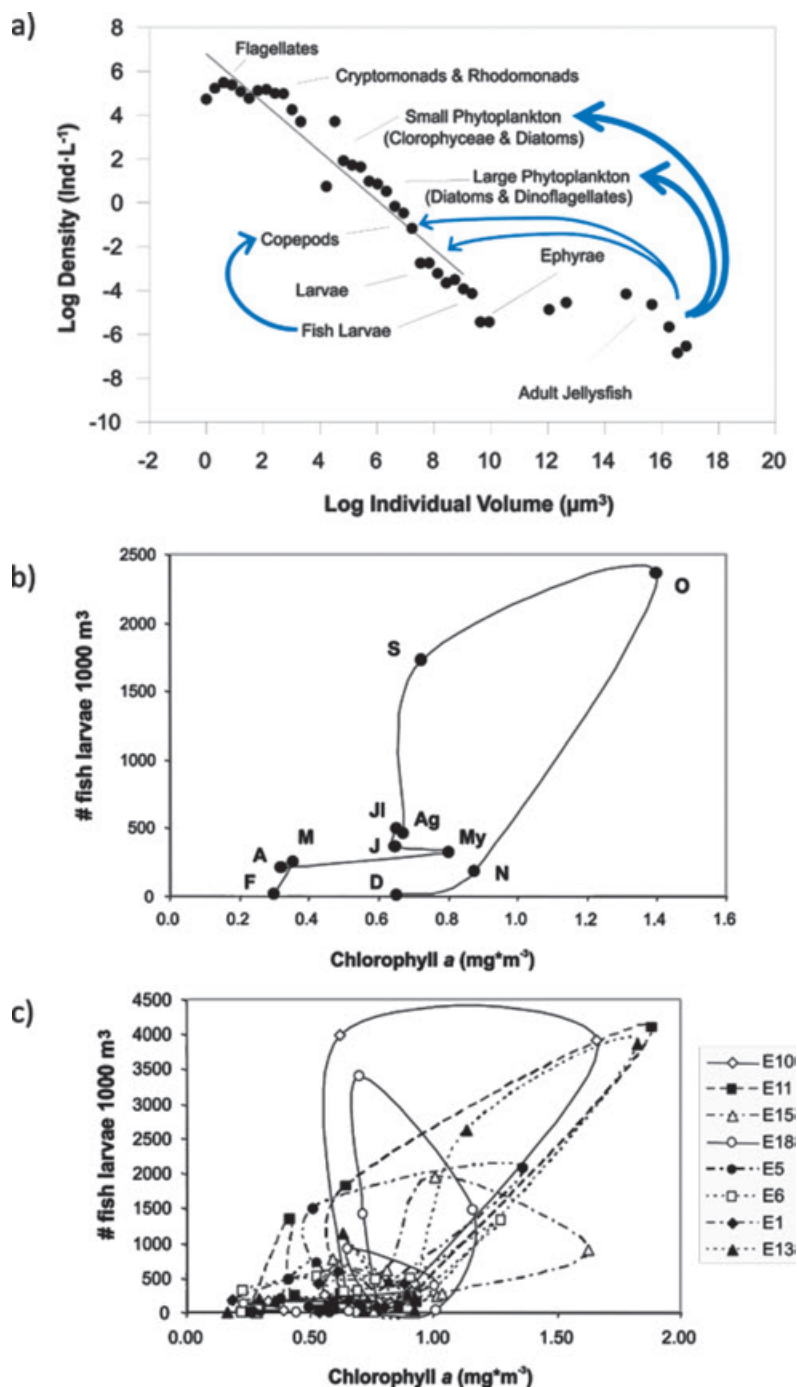


Figura 6. (a) Control *top-down* exercit per meduses i ictioplàncton en els diferents compartiments de la xarxa tròfica del Mar Menor, mostrat en una representació de la classificació de l'espectre de biomassa pelàgica des de petits flagel·lats (2 μm de diàmetre) fins a meduses adultes (fins a 40 cm de diàmetre), segons Pérez-Ruzafa et al. (2002); (b) mitjana i (c) variabilitat espaciotemporal (els símbols representen diferents estacions de mostreig: E1 a E18) del cicle estacional regular de la relació entre la densitat de les larves dels peixos i la concentració de clorofil·la *a* a la llacuna del Mar Menor, adaptat de Pérez-Ruzafa et al. (2005).



# Comentaris finals

La llacuna del Mar Menor és un bon exemple de com el fet de no tenir en consideració el funcionament dels processos ecològics ha provocat situacions crítiques, amb la disminució de la producció pesquera i la pèrdua d'arts tradicionals, el deteriorament de les zones de bany, la pèrdua de qualitat de l'aigua i un greu procés d'eutrofització. El fracàs de les mesures de gestió prèvies, basades en contrarestar les conseqüències de certes accions amb més accions del mateix tipus, mostra que, per trobar les solucions adequades, necessitem un coneixement profund dels processos singulars que es produeixen a les llacunes costaneres. Moltes de les conseqüències d'aquestes accions suposen riscos potencials per als usos humans de la llacuna i l'economia local, i això s'ha de tenir en compte, a més de les característiques ambientals i biològiques en perill (Pérez-Ruzafa & Marcos, 2005). De fet, les activitats econòmiques de les llacunes costaneres depenen molt dels processos ecològics. Qualsevol mesura de gestió ha de tenir en compte els equilibris que mantenen la productivitat biològica inherent a les llacunes costaneres, així com les restriccions dels fluxos hidrodinàmics i biològics que permeten l'aparició de l'heterogeneïtat espaciotemporal i la complexitat ecològica, que són la clau per a la capacitat d'autoregulació d'aquests ecosistemes. Les mesures de restauració poden tenir en consideració introduir substrats i estructures dures, restablir sediments o mantenir canals de comunicació. Però, aquestes solucions només funcionen si mantenen els gradients naturals i l'heterogeneïtat espaciotemporal; emulen els processos naturals produïts per corrents, ones i dinàmiques naturals en intensitat i durada; i tenen en compte les adaptacions i les interaccions complexes entre espècies en les diferents comunitats afectades. D'una banda, la productivitat es pot incrementar intensificant els gradients i les entrades d'energia al sistema. Aquest és el paper de les entrades de substàncies orgàniques o de nutrients, que promouen la productivitat biològica; les descàrregues d'aigua dolça, que augmenten la diferència de salinitat amb el mar; les obres costaneres i el guany de terrenys al mar, que solen augmentar el perímetre de la llacuna; el dragatge i el bombeig de sediments que augmenten la transferència de nutrients a la columna d'aigua; o la pèrdua de profunditat o superfície de llacuna que intensifica els gradients fisicoquímics. Un excés de producció pot conduir a processos d'eutrofització i pèrdua de qualitat de l'aigua i simplificació de l'ecosistema. D'altra banda, la complexitat i l'heterogeneïtat del sistema, que contribueixen al manteniment de la diversitat beta i a la preservació de funcions homeostàtiques i d'autoregulació, es poden mantenir restringint els fluxos hidrodinàmics i energètics, principalment regulant els intercanvis als canals de comunicació amb el mar, però també mitjançant el manteniment d'herbassars de macròfits submergits o d'estructures artificials. L'equilibri entre un efecte i els altres és essencial si volem preservar un sistema productiu capaç de mantenir comunitats de pesca o d'aus aquàtiques sense evolucionar cap a estats massa accelerats i simples en què es perden mecanismes d'autoregulació. Això requereix una bona comprensió de les complexes relacions causa-efecte que es produeixen com a conseqüència de les diferents accions humanes (Fig. 7). La construcció de models conceptuals i numèrics basats en el coneixement científic i els resultats del seguiment científic de les accions anteriors són essencials per preveure problemes i ajudar en la presa de decisions.

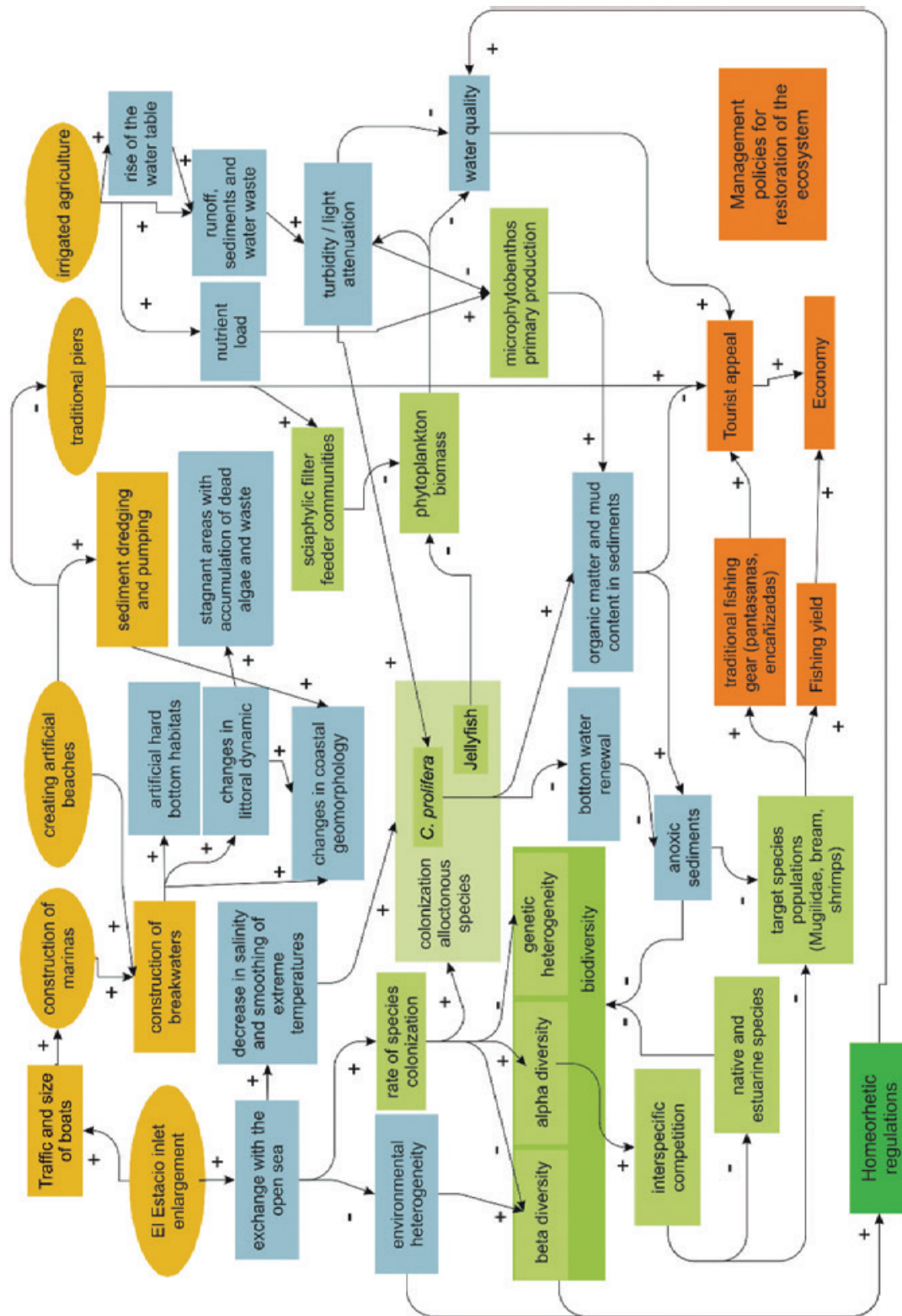


Figura 7. Diagrama de les relacions causa-efecte entre les principals activitats humanes (quadres grocs), les condicions mediambientals (quadres blaus), processos i descriptors biològics (verd) i aspectes socioeconòmics (taronja). El signe més indica els efectes creixents, i el signe menys indica els efectes decreixents.

# Referències

Alongi, D.M., 1998. *Coastal ecosystem processes*. CRC Press, Boca Raton, Florida.

Amanieu, M., B. Baleux, O. Guelorget & P. Michel, 1975. Etude Biologique et hydrologique d'une crise dystrophique (malaigue) dans l'étang du Prévost a Palavas (Hérault). *Vie et Milieu* 25B(2):175-204.

Augier, H., 1982. Inventory and classification of marine benthic biocenoses of the Mediterranean. Council of Europe, European Committee for the Conservation of Nature and Natural Resource, Strasbourg, Nature and Environment Series 25.

Bachelet, G., X. De Montaudouin, I. Auby & P.J. Labourg, 2000. Seasonal changes in macrophyte and macrozoobenthos assemblages in three coastal lagoons under varying degrees of eutrophication. *Ices Journal of Marine Science* 57(5):1495-1506.

Barnes, R.S.K., 1980. *Coastal lagoons*. Cambridge Studies in Modern Biology 1, Cambridge University Press, Cambridge.

Boutiere, H., F. Bovee, D. Delille, M. Fiala, C. Gros, G. Jacques, M. Knoepffler, J.P. Labat, M. Panouse, C. Soyer, 1982. Effect d'une crise dystrophique dans l'étang de Salses-Leucate. *Oceanologica Acta. Actes Symposium International sur les lagunes cotieres*, 231-242.

Boynton, W.R., L. Murray, J.D. Hagy, C. Stokes & W.M. Kemp, 1996. A comparative analysis of eutrophication patterns in a temperate coastal lagoon. *Estuaries and Coasts* 19(2):408-421.

Butigieg, J., 1927. La despoblación del Mar Menor y sus causas. *Boletín de Pesca*. Dirección General de Pesca del Ministerio de Marina. Instituto Español de Oceanografía 133:251-286.

Campillo, J.A., M. Albetosa, N.J. Valdés, R. Moreno-González & V.M. León, 2013. Impact assessment of agricultural inputs into a Mediterranean coastal lagoon (Mar Menor, SE Spain) on transplanted clams (*Ruditapes decussatus*) by biochemical and physiological responses. *Aquatic Toxicology*, 142-143:365-379.

Carrada, G.C. & E. Fresi, 1988. Le lagune salmastre costiere. Alcune riflessioni sui problemi e metodi. In: Carrada, G.C., F. Cicogna & E. Fresi (eds) *Le lagune costiere: ricerca e gestione*. CLEM, Massa Lábrense, Nápoles, 36-56.

Castro, C., 1984. Mejoramiento de lagunas costeras: algunos ejemplos de México. In: Kapetsky, J.M. & G. Lasserre (eds) *Management of coastal lagoon fisheries*. FAO Studies and Reviews, GFCM No. 61. FAO, Rome, 695-708.

Conesa-Alcaraz, H.M., F.J. Jiménez-Cárceles, A. María-Cervantes, M.N. González-Alcaraz, C. Egea-Nicolás & J. Álvarez-Rogel, 2010. Heavy metal contamination caused by mining activities in the Mar Menor lagoon (SE Spain). In: Otero-Pérez, X.L. & F. Macías-Vazquez (eds) *Biogeochemistry and Pedogenetic Process in Saltmarsh and Mangrove Systems*, Nova Publishers, 233-248.

Connell, J.H., 1978. Diversity in tropical rainforests and coral reefs. *Science* 199:1302-1310.

- Cottingham, K.L., 1999. Nutrients and zooplankton as multiple stressors of phytoplankton communities: Evidence from size structure. *Limnology and Oceanography* 44(3 part 2):810-827.
- D'Avanzo, C., J.N. Kremer & S.C. Wainright, 1996. Ecosystem production and respiration in response to eutrophication in shallow temperate estuaries. *Marine Ecology Progress Series* 141:263-274.
- Dauvin, J.C., 2007. Paradox of estuarine quality: benthic indicators and indices, consensus or debate for the future. *Marine Pollution Bulletin* 55:271-281.
- Dauvin, J.C. & T. Ruellet, 2009. The estuarine quality paradox: Is it possible to define an ecological quality status for specific modified and naturally stressed estuarine ecosystems? *Marine Pollution Bulletin* 59:38-47.
- Dezileau, L., A. Pérez-Ruzafa, P. Blanchemanche, J.P. Degeai, O. Raji, P. Martinez, C. Marcos & U. Von Grafenstein, 2016. Extreme storms during the last 6500 years from lagoonal sedimentary archives in the Mar Menor (SE Spain). *Climate of the Past* 12 (6):1389-1400.
- Duarte, C.M., A. Borja, J. Carstensen, M. Elliot, D. Krause-Jensen & N. Marbá, 2015. Paradigms in the recovery of estuarine and coastal ecosystems. *Estuaries and Coasts* 38:1202-1212.
- Dye, A.H., 2005. Meiobenthos in intermittently open/closed coastal lakes in New South Wales: spatial and temporal patterns in densities of major taxa. *Marine and Freshwater Research* 56(8):1055-1067.
- Elliott, M. & V. Quintino, 2007. The estuarine quality paradox, environmental homeostasis and the difficulty of detecting anthropogenic stress in naturally stressed areas. *Marine Pollution Bulletin* 54(6):640-645.
- Elliott, M., D. Burdon, K.L. Hemingway & S.E. Apitz, 2007. Estuarine, coastal and marine ecosystem restoration: Confusing management and science—A revision of concepts. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 74:349-366.
- European Environment Agency, 1999. Nutrients in European Ecosystems. Environmental Assessment Report 4. Office for official publications of the European Communities.
- European Environment Agency, 2001. Eutrophication in Europe's coastal waters. Topic Report 7, Copenhagen.
- European Environment Agency, 2015. Conservation status of habitat types and species (Article 17, Habitats Directive 92/43/EEC).
- Ferrari, I., V.U. Ceccherelli, M. Naldi & P. Viaroli, 1993. Planktonic and benthic communities in a shallow-water dystrophic lagoon. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie* 25:1043-1047.
- Gamito, S., J. Gilabert, C. Marcos & A. Pérez-Ruzafa, 2005. Effects of Changing Environmental Conditions on Lagoon Ecology. In: Gönenç, I.E. & J.P. Wolflin (eds) *Coastal Lagoons: Ecosystem Processes and Modeling for Sustainable Use and Development*. CRC Press, Boca Ratón, Florida, 193-229.

García-Carrascosa, A.M., 1982. Contribución al conocimiento del bentos del Mar Menor: poblamientos bentónicos de las islas Perdiguera, Redonda y del Sujeto. Estudio descriptivo y cartografía bionómica. Actas del I Simpósio Ibérico de estudio del bentos marino, San Sebastián, 795-812.

García-Sánchez, M., N. Korbee, I.M. Pérez-Ruzafa, C. Marcos, B. Domínguez, F.L. Figueroa & A. Pérez-Ruzafa, 2012. Physiological response and photoacclimation capacity of *Caulerpa prolifera* (Forsskål) J.V. Lamouroux and *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson meadows in the Mar Menor lagoon (SE Spain). Marine Environmental Research 79:37-47.

Gilabert, J., 2001. Seasonal plankton dynamics in a Mediterranean hypersaline coastal lagoon: the Mar Menor. Journal of Plankton Research 23:207-217.

Giusti, E., S. Marsili-Libellia, M. Renzi & S. Focardi, 2010. Assessment of spatial distribution of submerged vegetation in the Orbetello lagoon by means of a mathematical model. Ecological Modelling 221:1484-1493.

Gubbay, S., N. Sanders, T. Haynes, J.A.M. Janssen, J.R. Rodwell, A. Nieto, M. García-Criado, S. Beal, J. Borg, M. Kennedy, D. Micu, M. Otero, G. Saunders & M. Calix, 2016. European Red List of Habitats. Part 1. Marine habitats. European Union, 52 pp.

Guyoneaud, R., R. De Wit, R. Matheron & P. Caumette, 1998. Impact of macroalgal dredging on dystrophic crises and phototrophic bacterial blooms (red waters) in a brackish coastal lagoon. Oceanologica Acta 21(4):551-561.

Heck, K.L. Jr. & J.F. Valentine, 2007. The Primacy of Top-down Effects in Shallow Benthic Ecosystems. Estuaries and Coasts 30(3):371-381.

Hemminga, M.A. & C.M. Duarte, 2000. Seagrass ecology. Cambridge University Press.

Joyeux, J.C. & A.B. Ward, 1998. Constraints on Coastal Lagoon Fisheries. Advances in Marine Biology 34:74-199.

Kjerfve, B. (ed), 1994. Coastal lagoon processes. Elsevier Oceanography Series.

Lae, R., 1994. Changes in fish and crustacean communities of a tropical lagoon, lake Togo, submitted to alternate phases of opening and closing belt. Aquatic Living Resources 7(3):165-179.

Lehman, J.T., 1991. Interacting growth and loss rates: The balance of top-down and bottom-up controls in plankton communities. Limnology and Oceanography 36:1546.

León, V.M., R. Moreno-González, E. González, F. Martínez, V. García & J.A. Campillo, 2013. Interspecific comparison of polycyclic aromatic hydrocarbons and persistent organochlorines bioaccumulation in bivalves from a Mediterranean coastal lagoon. Science of the Total Environment 463-464:975-987.

Likens, G.E., 1972. Eutrophication and aquatic ecosystems. Limnology and Oceanography 1(Special Symposia):3-13.

Lloyd, R., 1972. Problems in determining Water Quality Criteria for freshwater fisheries. Proceedings of the Royal Society B London, 180:439-449.

Lonsdale, D.J., R.M. Cerrato, R. Holland, A. Mass, L. Holt, R.A. Schaffner, J. Pan & D.A. Caron, 2009. Influence of suspension-feeding bivalves on the pelagic food webs of shallow, coastal embayments. *Aquatic Biology* 6:263-279.

Lozano, F., 1954. Una campaña de prospección pesquera en el Mar Menor (Murcia). *Boletín del Instituto Español de Oceanografía* 66:3-19.

Marcos C., I. Torres, A. López-Capel & A. Pérez-Ruzafa, 2015. Long term evolution of fisheries in a coastal lagoon related to changes in lagoon ecology and human pressures. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 25:689-713.

Margalef, R., 1969. Comunidades planctónicas en lagunas litorales. In: UNAM-UNESCO (ed) *Lagunas Costeras, un Simposio. Memorias del Simposio Internacional de Lagunas Costeras*, México D.F., 545-562.

Meinesz, A., 1979. Contribution à l'étude des Caulerpales (Chlorophytes). Ph.D. thesis, University of Nice.

Michel, P., 1979. Choix d'un descripteur du milieu et planification écologique application a un écosystème lagunaire méditerranéen. *Revue de Biologie et Ecologie méditerranéenne* VI (3-4):239-247.

Moreno-González, R., J.A. Campillo, V. García & V.M. León, 2013a. Seasonal input of regulated and emerging organic pollutants through surface watercourses to a Mediterranean coastal lagoon. *Chemosphere* 92(3):247-257.

Moreno-González, R., J.A. Campillo & V.M. León, 2013b. Influence of an intensive agricultural drainage basin on the seasonal distribution of organic pollutants in seawater from a Mediterranean coastal lagoon (Mar Menor, SE Spain). *Marine Pollution Bulletin* 77(1-2):400-411.

Moreno-González, R., S. Rodríguez-Mozaz, M. Gros, E. Pérez-Cánovas, D. Barceló & V.M. León, 2014. Input of pharmaceuticals through coastal surface watercourses into a Mediterranean lagoon (Mar Menor, SE Spain): Sources and seasonal variations. *Science of the Total Environment* 490:59-72.

Navarro, F. de P., 1927. Observaciones sobre el Mar Menor (Murcia). *Notas y Resúmenes del Instituto Español de Oceanografía ser. II*(16):1-63.

Newell, R.I.E., W.M. Kemp, J.D. Hagy, C.F. Cerco, J.M. Testa & W.R. Boynton, 2007. Top-down control of phytoplankton by oysters in Chesapeake Bay, USA: Comment on Pomeroy et al. (2006). *Marine Ecology-Progress Series* 341:293-298.

Nienhuis, P.H., 1992. Eutrophication, water management, and the functioning of Dutch estuaries and coastal lagoons. *Estuaries* 15(4):538-548.

Nixon, S.W., 1982. Nutrient dynamics, primary production and fisheries yields of lagoons. *Oceanologica Acta* 5:357-371.



Nixon, S.W., 1995. Coastal marine eutrophication: a definition, social causes and future concerns. *Ophelia* 41:199-219.

NRC, 2000. Clean coastal waters: understanding and reducing the effects of nutrient pollution. National Research Council, Committee on the Causes and Management of Eutrophication, Ocean Studies Board, Water Science and Technology Board.

Odum, E.P., 1969. The Strategy of Ecosystem Development. *Science* 164(3877):262-270.

Odum, E.P., 1985. Trends Expected in Stressed Ecosystems. *BioScience* 35(7):419-422.

Odum, E.P., 2000. Tidal marshes as outwelling/pulsing systems. In: Weinstein, M.P. & D.A. Kreeger (eds) *Concepts and Controversies in Tidal Marsh Ecology*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 3-8.

Odum, E.P. & G.W. Barret, 2006. *Fundamentals of Ecology*. Thomson.

Peja, N., A. Vaso, A. Miho, N. Rakaj & A.J. Crivelli, 1996. Characteristics of Albanian lagoons and their fisheries. *Fisheries Research* 27(4):215-225.

Pérès, J.M. & J. Picard, 1964. Nouveau manuel de bionomie benthique de la Mer Méditerranée. *Travaux de la station marine d'Endoume Bulletin* 31(47):1-137.

Pérez-Ruzafa, A., 1989. Estudio ecológico y bionómico de los poblamientos bentónicos del Mar Menor (Murcia, SE de España). Tesis de Doctorado, Universidad de Murcia. Inédito.

Pérez-Ruzafa, A., 1996. Les lagunes méditerranéennes. The Mar Menor, Spain. In: Morillo, C. & J.L. González (eds) *Management of Mediterranean Wetlands*. Ministerio de Medio Ambiente. Dirección General de Conservación de la Naturaleza, Madrid, 133-155.

Pérez-Ruzafa, A., 2015. El papel de la conectividad restringida en la construcción de los ecosistemas marinos semiaislados: el ejemplo de las lagunas costeras y los archipiélagos. *Revista de la Academia Canaria de Ciencias* 27:411-456.

Pérez-Ruzafa, A. & C. Marcos, 1987. Los sustratos arenosos y fangosos del Mar Menor (Murcia), su cubierta vegetal y su posible relación con la disminución del mújol en la laguna. *Cuadernos Marisqueros Publ. Téc.*, 11:111-123.

Pérez-Ruzafa, A. & C. Marcos, 1992. Colonization rates and dispersal as essential parameters in the confinement theory to explain the structure and horizontal zonation of lagoon benthic assemblages. *Rapp. Comm. int. Mer Médit.* 33:100.

Pérez-Ruzafa, A. & C. Marcos, 1993. La teoría del confinamiento como modelo para explicar la estructura y zonación horizontal de las comunidades bentónicas en las lagunas costeras. *Publicaciones Especiales del Instituto Español de Oceanografía* 11:347-358.

Pérez-Ruzafa, A. & C. Marcos, 2005. Pressures on Mediterranean coastal lagoons as a consequence of human activities. In: Fletcher, C., T. Spencer, J. Da Mosto & P. Campostrini (eds) *Flooding and Environmental Challenges for Venice and its Lagoon: State of Knowledge*. Cambridge University Press, Cambridge, 545-555.

Pérez-Ruzafa, A. & C. Marcos, 2012. Fisheries in coastal lagoons: an assumed but poorly researched aspect of the ecology and functioning of coastal lagoons. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 110:15-31.

Pérez-Ruzafa A., & C. Marcos, 2015. Monitoring heterogeneous and quick-changing environments: coping with spatial and temporal scales of variability in coastal lagoons and transitional waters. In : Sebastiá, M. (ed) *Coastal Ecosystems: Experiences and Recommendations for Environmental Monitoring*. Nova Science Publishers, Inc., New York, 89-116.

Pérez-Ruzafa, A., C. Marcos, I.M. Pérez-Ruzafa & J.D. Ros, 1987. Evolución de las características ambientales y de los poblamientos del Mar Menor (Murcia, SE de España). *Anales de Biología* 12 (Biología Ambiental, 3):53-65.

Pérez-Ruzafa, A., J.D. Ros, C. Marcos, I.M. Pérez-Ruzafa & R. Ballester, 1989. Distribution and biomass of the macrophyte beds in a hypersaline coastal lagoon (the Mar Menor, SE Spain) and its recent evolution following major environmental changes. In: Boudouresque, Ch.-F., A. Meinesz, E. Fresi & V. Gravez (eds), *International Workshop on Posidonia Beds. 2*. G.I.S. Posidonie Publisher, Marseille, 49-62.

Pérez-Ruzafa, A., C. Marcos & J. Ros, 1991. Environmental and Biological Changes Related to Recent Human Activities in the Mar Menor. *Marine Pollution Bulletin* 23:747-751.

Pérez-Ruzafa, A., S. Navarro, A. Barba, C. Marcos, M.A. Camara, F. Salas & J.M. Gutierrez, 2000. Presence of pesticides throughout trophic compartments of the food web in the Mar Menor lagoon (SE of Spain). *Marine Pollution Bulletin* 40(2):140-151.

Pérez-Ruzafa, A., J. Gilabert, J.M. Gutiérrez, A.I. Fernández, C. Marcos & S. Sabah, 2002. Evidence of a planktonic food web response to changes in nutrient input dynamics in the Mar Menor coastal lagoon, Spain. *Hydrobiologia* 475/476:359-369.

Pérez-Ruzafa, A., J.I. Quispe-Becerra, J.A. García-Charton & C. Marcos 2004. Composition, structure and distribution of the ichthyoplankton in a Mediterranean coastal lagoon. *Journal of Fish Biology* 64:202-218.

Pérez-Ruzafa, A., A.I. Fernández, C. Marcos, J. Gilabert, J.I. Quispe & J.A. García-Charton, 2005a. Spatial and temporal variations of hydrological conditions, nutrients and chlorophyll a in a Mediterranean coastal lagoon (Mar Menor, Spain). *Hydrobiologia* 550:11-27.

Pérez-Ruzafa, A., C. Marcos & J. Gilabert, 2005b. The ecology of the Mar Menor coastal lagoon: a fast-changing ecosystem under human pressure. In: Gönenç, I.E. & J.P. Wolflin (eds) *Coastal Lagoons: Ecosystem Processes and Modeling for Sustainable Use and Development*. CRC Press, Boca Ratón, Florida, 392-422.



Pérez-Ruzafa, A., J.A. García-Charton, E. Barcala & C. Marcos, 2006. Changes in benthic fish assemblages as a consequence of coastal works in a coastal lagoon: The Mar Menor (Spain, western Mediterranean). *Marine Pollution Bulletin* 53:107-120.

Pérez-Ruzafa, A., C. Marcos, I.M. Pérez-Ruzafa, E. Barcala, M.I. Hegazi & J. Quispe, 2007a. Detecting changes resulting from human pressure in a naturally quick-changing and heterogeneous environment: Spatial and temporal scales of variability in coastal lagoons. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 75(1-2):175-188.

Pérez-Ruzafa, A., M.C. Mompeán & C. Marcos, 2007b. Hydrographic, geomorphologic and fish assemblage relationships in coastal lagoons. *Hydrobiologia* 577:107-125.

Pérez-Ruzafa, A., M.I. Hegazi, I.M. Pérez-Ruzafa & C. Marcos, 2008. Differences in spatial and seasonal patterns of macrophyte assemblages between a coastal lagoon and the open sea. *Marine Environmental Research* 65:291-314.

Pérez-Ruzafa, A., C. Marcos & I.M. Pérez-Ruzafa, 2011a. Recent advances in coastal lagoons ecology: Evolving old ideas and assumptions. *Transitional Waters Bulletin* 5(1):50-74.

Pérez-Ruzafa, A., C. Marcos & I.M. Pérez-Ruzafa, 2011b. Mediterranean coastal lagoons in an ecosystem and aquatic resources management context. *Physics and Chemistry of the Earth* 36:160-166.

Pérez-Ruzafa, A., C. Marcos, I.M. Pérez-Ruzafa & M. Pérez-Marcos, 2011c. Coastal lagoons: “transitional ecosystems” between transitional and coastal waters. *Journal of Coastal Conservation* 15:369-392.

Pérez-Ruzafa, A., C. Marcos, C.M. Bernal, V. Quintino, R. Freitas, A.M. Rodrigues, M. García-Sánchez & I. Pérez-Ruzafa, 2012. *Cymodocea nodosa* vs. *Caulerpa prolifera*: Causes and consequences of a long term history of interaction in macrophyte meadows in the Mar Menor coastal lagoon (Spain, southwestern Mediterranean). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 110:101-115.

Pérez-Ruzafa, I.M., 1989. Fitobentos de una laguna costera. El Mar Menor. Tesis de Doctorado, Universidad de Murcia. Inédito.

Pimm, S.L., 1984. The complexity and stability of ecosystems. *Nature* 307:321-326.

Pombo L., M. Elliot, & J.E. Rebelo, 2002. Changes in the fish fauna of the Ria de Aveiro estuarine lagoon (Portugal) during the twentieth century. *Journal of Fish Biology* 61(Supplement A):167-181.

Quignard, J.P., 1984. Les caractéristiques Biologiques et environnementales des lagunes en tant que base biologique de l'aménagement des pecheries. In: Kapetsky, J.M. & G. Lasserre (eds) Management of coastal lagoon fisheries. FAO Studies and Reviews, GFCM No. 61. FAO, Rome, 4-38.

Reizopoulou, S. & A. Nicolaidou, 2004. Benthic diversity of coastal brackish-water lagoons in western Greece. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 14:S93-S102.

Reyes, E. & M. Merino, 1991. Diel dissolved-oxygen dynamics and eutrophication in a shallow, well-mixed tropical lagoon (Cancun, Mexico). *Estuaries* 14(4):372-381.

Ros, M. & M.R. Miracle, 1984. Variación estacional del fitoplancton del Mar Menor y su relación con la de un punto próximo en el Mediterráneo. *Limnetica* 1:32-42.

Rossi, G., 1984. Management of aquaculture and fishing in the Scardovari fishery (Po River delta, Italy). In: Kapetsky, J.M. & G. Lasserre (eds) Management of coastal lagoon fisheries. FAO Studies and Reviews, GFCM No. 61. FAO, Rome, 441-460.

Sanders H.L., 1968. Marine benthic diversity - A comparative study. *American Naturalist* 102(925):243-282.

Sakka Hlaili, A., B. Grami, H. Hadj Mabrouk, M. Gosselin & D. Hamel, 2007. Fate of phytoplankton production in a restricted Mediterranean lagoon. *Rapp. Comm. int. Mer Médit.* 38:391.

Scheffer, M., 1998. *Ecology of Shallow Lakes*. Chapman & Hall, London.

SER (Society for Ecological Restoration Science & Policy Working Group), 2002. *The SER Primer on Ecological Restoration*. [www.ser.org](http://www.ser.org)

Sfriso, A., B. Pavoni & A. Marcomini, 1995. Nutrient distributions in the surface sediment of the central lagoon of Venice. *Science of the Total Environment* 172(1):21-35.

Simonneau, J., 1973. *Mar Menor: évolution sédimentologique et géochimique récent en remplissage*. Ph.D. thesis, University of Toulouse.

Specchiulli, A., R. D'Adamo, M. Renzi, F. Vignes, A. Fabbrocini, T. Scirocco, L. Cilenti, M. Florio, P. Breber & A. Basset, 2009. Fluctuations of physicochemical characteristics in sediments and overlying water during an anoxic event: a case study from Lesina lagoon (SE Italy). *Transitional Waters Bulletin* 3(2):15-32.

Taylor, D.I., S.W. Nixon, S.L. Granger & B.A. Buckley, 1999. Responses of Coastal Lagoon Plant Communities to Levels of Nutrient Enrichment: A Mesocosm Study. *Estuaries* 22(4):1041-1056.

Terrados, J. & J.D. Ros, 1991b. Production dynamics in a macrophyte dominated ecosystem: the Mar Menor coastal lagoon (SE Spain). *Oecologia Aquatica* 10:255-270.

Terrados, J., C.M. Duarte, M.D. Fortes, J. Borum, N.S.R. Agawin, S. Bach, U. Thampanya, L. Kamp-Nielsen, W.J. Kenworthy, O. Geertz-Hansen & J. Vermaat, 1998. Changes in Community Structure and Biomass of Seagrass Communities along Gradients of Siltation in SE Asia. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 46:757-768.

Terrados, J., C.M. Duarte, L. Kamp-Nielsen, N.S.R. Agawin, E. Gacia, D. Lacap, M.D. Fortes, J. Borum, M. Lubanski & T. Grevec, 1999. Are seagrass growth and survival constrained by the reducing conditions of the sediment? *Aquatic Botany* 65:175-197.

Tett, P., R. Gowen, D. Mills, T. Fernandes, L. Gilpin, M. Huxham, K. Kennington, P. Read, M. Service, M. Wilkinson & S. Malcolm, 2007. Defining and detecting undesirable disturbance in the context of eutrophication. *Marine Pollution Bulletin* 53:282-297.

Thom, R., 1989. *Structural Stability and Morphogenesis: An Outline of a General Theory of Models*. Reading, MA. Addison-Wesley.

Traverso-Soto, J.M., P.A. Lara-Martín, E. González-Mazo & V.M. León, 2015. Distribution of anionic and nonionic surfactants in a sewage-impacted Mediterranean coastal lagoon: Inputs and seasonal variations. *Science of the Total Environment* 503-504:87-96.

Valiela, I., J. Mcclelland, J. Hauxwell, P.J. Behr, D. Hersh & K. Foreman, 1997. Macroalgal blooms in shallow estuaries; controls and ecophysiological and ecological consequences. *Limnology and Oceanography* 42:1105-1118.

Vaulot, D. & G.F. Frisoni, 1986. Phytoplanktonic productivity and nutrients in five Mediterranean lagoons. *Oceanologica Acta* 9:57-63.

Viaroli, P. & R.R. Christian, 2003. Description of trophic status, hyperautotrophy and dystrophy of a coastal lagoon through a potential oxygen production and consumption index - TOSI: Trophic Oxygen Status Index. *Ecological Indicators* 3(4):237-250.

Viaroli, P., Bartoli, C. Bondavalli, R. Christian, G. Giordani & M. Naldi, 1996. Macrophyte communities and their impact on benthic fluxes of oxygen, sulphide and nutrients in shallow eutrophic environment. *Hydrobiologia* 329:93-103.

Viaroli, P., R. Azzoni, M. Bartoli, G. Giordani & L. Tajé, 2001. Evolution of the trophic conditions and dystrophic outbreaks in the Sacca di Goro lagoon (northern Adriatic Sea). In: Faranda, F.M., L. Guglielmo & G. Spezie (eds) *Structure and Processes in the Mediterranean Ecosystems*. Springer Verlag, Milan: 443-451.

Wilkinson, M., T.C. Telfer & S. Grundy, 1995. Geographical variations in the distribution of macroalgae in estuaries. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology* 29:359-368.



# El Tancat de la Pipa: un cas de reassignació-restauració ecològica dins del Parc Natural de l'Albufera de València

María A. Rodrigo\*, Sara Calero, Carmen Rojo & Matilde Segura

Laboratori d'Ecologia Integrativa. Grup d'Ecologia, Etologia i Evolució (e³).  
Institut Cavanilles de Biodiversitat i Biologia Evolutiva, Universitat de València,  
Catedràtic José Beltrán 2, E-46980-Paterna, València, Espanya

# 1. Introducció

El Parc Natural de l'Albufera de València (PNAV d'ara endavant) són uns aiguamolls espanyols de gran valor ecològic situats a la costa mediterrània. Està reconegut a nivell nacional i internacional: va ser declarat Parc Natural el 1986 per la Generalitat Valenciana, ha estat inclòs en la Llista Ramsar d'Aiguamolls d'Importància Internacional des de 1990 i ha estat considerat com un hàbitat rellevant en la Directiva d'aus de la UE (79/409/CE) des de 1991, a més de posseir espècies i hàbitats tractats en la Directiva de l'hàbitat de la UE (92/43/CE). El parc conté una de les llacunes litorals més grans (2300 ha) de la Península Ibèrica, la llacuna de l'Albufera de València (llacuna de l'AV a partir d'ara). El parc també consta de 14 000 ha de camps per al cultiu d'arròs i un sistema de drenatge associat al voltant de la llacuna de l'AV. En el passat, la llacuna de l'AV va albergar comunitats riques de vegetació submergida, tant de plantes vasculares com de caròfits (Pardo, 1942; Rodrigo et al., 2009; Rodrigo et al., 2010). Per desgràcia, aquesta llacuna és actualment un sistema hipertròfic tèrbol dominat per fitoplàncton (Rodrigo et al., 2013a) com a resultat de l'eutrofització. Aquest procés es va iniciar a la dècada dels 60 amb l'abocament d'aigües residuals no tractades de fonts industrials, agrícoles i urbanes, i va continuar durant molts anys després (Dafauce, 1975). Com a conseqüència, la vegetació submergida a la llacuna es va perdre fa molts anys. En els últims anys, s'han realitzat diverses accions al PNAV per reduir la càrrega externa de nutrients (per exemple, mitjançant la millora de les infraestructures de sanejament i el tractament d'aigües residuals). Malgrat tot, aquestes mesures no han estat suficients per aconseguir un bon potencial ecològic.

Per tal de complir els requisits de la Directiva Marc de l'Aigua de la Unió Europea per al PNAV, el 2007, la Confederació Hidrogràfica del Xúquer va iniciar un esforç per (i) restaurar els hàbitats aquàtics anteriors amb la finalitat d'augmentar la biodiversitat d'espècies i d'hàbitats i (ii) millorar la qualitat de les entrades d'aigua a la llacuna de l'AV, per ajudar a la seva restauració. Una de les accions que es va portar a terme va ser la transformació d'una àrea de 40 ha d'arrossars al voltant de l'AV, anomenada Tancat de la Pipa, en una zona naturalitzada dissenyada com a sistema de remediació d'eutrofització, amb 3 tipus d'ecosistemes aquàtics: (i) diverses unitats d'aiguamolls artificials amb flux superficial d'aigua, (ii) 2 llacunes petites al final del sistema, i (iii) una cubeta alimentada per aportacions d'aigües subterrànies que intentaven imitar les fonts típiques abans habituals al PNAV. El 2009 es va començar amb el seguiment del nou sistema del Tancat de la Pipa i es va protegir la zona, després de ser designada pel Govern Valencià com a Zona de Reserva pels serveis pels serveis ecosistèmics que ofereix aquesta àrea. El Tancat de la Pipa, situat a la riba nord de la llacuna de l'AV, va formar part d'aquesta llacuna en el segle XVIII, però posteriorment es va convertir en arrossars (Sanchis-Ibor, 2001). D'aquesta manera, l'àrea del Tancat de la Pipa representa un cas de reassignació-restauració ecològica que contribueix a la conservació dels hàbitats naturals prioritaris en el context de l'estratègia europea de conservació de la biodiversitat. El Tancat de la Pipa també ofereix una oportunitat única per investigar els factors ecològics clau i els processos interactius, sincronitzats i sinèrgics la major part del temps, que són rellevants per a l'èxit de la restauració i la conservació d'espècies i hàbitats (Rodrigo et al., 2013a, b; Calero et al., 2015; Rodrigo et al., 2015).

En els últims anys, els aiguamolls artificials s'han utilitzat en ambients naturals per tractar les aigües eutrofitzades (Tang et al., 2009), ja que augmenten la biodiversitat, costen relativament poc i tracten l'aigua amb eficàcia (Vymazal, 2011). Les llacunes somes també són àmpliament utilitzades en l'enginyeria ecològica i sovint es consideren aiguamolls artificials perquè milloren la qualitat de l'aigua

i augmenten el funcionament ecològic (Vymazal, 2011). Aquestes llacunes s'utilitzen molt per controlar la contaminació difusa de l'escorrentia agrícola (Mitsch et al., 2012) i per servir d'amortidors ecològics; les llacunes també s'utilitzen en el tractament d'aigües pluvials (Jenkins et al., 2012) o com a unitats de millora de la depuració en aiguamolls artificials (Vera et al., 2011). L'eficiència del tractament en aiguamolls artificials i llacunes somes sempre es mesura en termes d'eliminació de nutrients i, en els tractaments urbans d'aigües residuals, també en termes d'eliminació de paràsits i bacteris patògens. No obstant, pocs estudis s'han centrat en la comunitat del plàncton que habita aquests aiguamolls com a indicadors de la millora de la qualitat de l'aigua, i encara menys estudis han tractat el paper del plàncton en la reversió de l'eutrofització. A més, en particular s'ha ignorat el zooplàncton en gran mesura, tot i que pot tenir un paper clau en la reducció de l'eutrofització (Calero et al., 2015). En aquest capítol (seccions 3 i 4) es presenten les anàlisis de la funció del plàncton als aiguamolls artificials amb flux superficial d'aigua i les 2 petites llacunes en la reversió d'eutrofització en els primers 3.5 anys de funcionament del nou Tancat de la Pipa.

El manteniment o la recuperació de les praderies de macròfits submergits és un objectiu important (Crisman et al., 2005) en la restauració i gestió de les llacunes, a causa del seu efecte beneficiós sobre la qualitat de l'aigua. Els macròfits submergits realcen la complexitat estructural de la columna d'aigua (Jeppesen et al., 1997) i tendeixen a estimular la diversitat d'espècies (Declerck et al., 2007). Els macròfits amortitzen les conseqüències nocives de l'eutrofització antropogènica mitjançant la reducció de la biomassa de fitoplàncton amb mecanismes directes o indirectes (Scheffer, 1998). No obstant això, evitar la pèrdua de la vegetació submergida a les llacunes eutròfiques i tornar a introduir la vegetació després de la seva pèrdua són problemes de difícil solució en la restauració dels sistemes aquàtics, ja que molts factors, tant biòtics com abiòtics, afecten aquests processos. Se sap que les concentracions de nutrients per sobre d'un cert llindar provoquen la desaparició de la vegetació (González-Sagrario et al., 2005). L'eutrofització estimula una abundant producció de microalgues (fitoplàncton i perifiton), que té com a resultat una menor disponibilitat de llum per a la vegetació submergida (Roberts et al., 2003). Pel que fa als animals, les espècies de peixos exòtics, com la carpa, afecten negativament els macròfits per accions directes o indirectes (Angeler et al., 2002; van de Bund & van Donk, 2004). S'ha demostrat que els crancs de riu americans perjudiquen els macròfits per alimentació directa (Anastacio et al., 2005) o altres accions (Angeler et al., 2001). S'ha observat que la pressió de consum d'aus aquàtiques provoca reduccions de la biomassa i la cobertura de la vegetació submergida (Noordhuis et al., 2002; Matuszak et al., 2012). Els caròfits, un component de la vegetació submergida, són un dels grups més sensibles a l'enriquiment de nutrients (Blindow, 1992) i, en molts casos, són responsables de l'establiment i el manteniment dels estats d'aigües clares (Coops, 2002). A més, alguns autors han descrit que les aus aquàtiques prefereixen els caròfits i no les plantes superiors per alimentar-se (Cirujano et al., 2004). La combinació sinèrgica negativa de tots els factors anteriors pot ser un determinant de la continuïtat de la vegetació submergida a les llacunes sota restauració. Per tant, el nostre objectiu principal era descobrir els factors de control que influeixen en la dinàmica dels macròfits (angiospermes i caròfits) a les llacunes acabades de crear del Tancat de la Pipa (secció 4), principalment aquells que provoquen la desaparició total de la vegetació submergida i eviten la revegetació. Atès que el banc de llavors dels sediments és crucial per avaluar el seu potencial com a font de vegetació futura (Rodrigo et al., 2010; Hong et al., 2012) i per restablir espècies de macròfits locals i regionals (Kentula, 2000), també vam caracteritzar el banc de llavors del sediments a les llacunes. Finalment, en l'últim apartat, presentem les principals aportacions del nostre treball per a la gestió i restauració de llacunes mediterrànies.



## 2. Els nous ecosistemes del Tancat de la Pipa: disseny i funcionament d'uns aiguamolls per a la remediació de l'eutrofització i l'augment de la biodiversitat

Les 40 ha dels antics camps d'arròs del Tancat de la Pipa (Fig. 1; 39° 21' 51" N, 0° 20' 47" O) es van transformar en (i) unes 9 ha d'aiguamolls artificials de flux superficial d'aigua (AAFSA a partir d'ara): FG, fp (compost per 3 cel·les col·locades en sèrie) i F4; (ii) 2 llacunes petites: la llacuna Educativa (profunditat mitjana de 0.35 m, 6 ha) i la llacuna de Reserva (mateixa profunditat mitjana, 8 ha); i (iii) una cubeta (1 m de profunditat mitjana, 4.5 ha) alimentada per aigües subterrànies proporcionades per un pou profund artesià per imitar les fonts típiques de la zona, localment anomenades "ullals", i per estimular la diversitat de macròfits submergits i altres grups. Tot el sistema es va inundar i va començar a funcionar l'abril de 2009. Hi va haver un programa de seguiment des d'aquesta data fins a finals de 2012.

Les aigües eutrofitzades d'entrada de la llacuna de l'AV, amb valors mitjans de 0.35 mg P·L<sup>-1</sup>, 4.5 mg N·L<sup>-1</sup>, i 50 µg chl-a·L<sup>-1</sup> per a 2009-2012, entraven contínuament per gravetat des d'un barranc i un canal al nord del sistema fins a un canal de distribució. L'aigua fluïa lentament per sobre del substrat (exposada a l'aire i la llum del sol) i per dins a través de les 3 unitats d'AAFSA. Les comportes verticals a l'entrada i sortida controlaven la profunditat de l'aigua (0.20 ± 0.05 m, mitjana anual) i el temps de residència a cada unitat. Les unitats de FG i fp s'havien sembrat amb vegetació emergent (com ara boga en les primeres 2 cel·les i boga i joncs en la tercera) al gener i febrer de 2009. L'aigua deixava els AAFSA i fluïa a través d'un canal central de distribució que descarregava als aiguamolls compostos per les llacunes Educativa i de Reserva. A la font creada, la sortida també alimentava la llacuna Educativa. La circulació completa de l'aigua acabava quan l'aigua es tornava a bombar cap a la llacuna de l'AV després de travessar les llacunes Educativa i de Reserva. Les autoritats de l'aigua van estipular objectius de sòlids en suspensió totals i de concentracions de fòsfor total i de nitrogen total per sota de 10 mg·L<sup>-1</sup>, 0.1 mg P·L<sup>-1</sup>, i 3 mg N·L<sup>-1</sup>, respectivament, a les sortides del Tancat de la Pipa abans de l'abocament a la llacuna de l'AV.

És necessària una breu descripció de la dinàmica de la vegetació emergent en els AAFSA per a comprendre millor els canvis observats en les comunitats de plàncton i la dinàmica de la qualitat de l'aigua: al final de la primera temporada de creixement, la biomassa aèria de la boga va arribar als 800-1500 g massa seca m<sup>-2</sup>, amb una cobertura del 100% a les 2 primeres cel·les, mentre que a la tercera va ser de només el 20% (Martín et al., 2013). Al final de la segona temporada de creixement, hi havia una cobertura del 100% a la tercera cel·la. Els macròfits de les primeres cel·les es van collir a finals de 2009 (i la cel·la intermèdia de fp al setembre de 2010). Després de la collita, les plantes emergents no es van recuperar completament, a causa de la pressió de consum de les aus aquàtiques herbívores (principalment *Porphyrio porphyrio*). Algunes cel·les no es van arribar a collir, però la pressió de consum també les va afectar (Martín et al., 2013).

Els esforços de restauració de vegades es basen en l'establiment de colònies fundadores de macròfits per donar lloc a praderies de vegetació submergida que contribueixen al manteniment de l'aigua en bon estat (Smart & Dick, 1999). Per aquest motiu, el 2008 els gestors van plantar a les dues llacunes diverses espècies de macròfits submergits típics de la zona (*Myriophyllum spicatum*, *Ceratophyllum demersum*,

*Potamogeton pectinatus*, *P. nodosus*, *P. crispus*, *Zannichellia peltata* i *Ranunculus peltatus*) per evitar les proliferacions de fitoplàncton que molt probablement es formarien per les altes concentracions de nutrients, i per accelerar simultàniament la recuperació de la vegetació. Però la coberta de vegetació va desaparèixer després del segon any. A més, cal destacar 2 esdeveniments singulars en la gestió hidràulica de les llacunes Educativa i de Reserva: primer, a l'estiu de 2011, es van tancar les comportes d'entrada a les llacunes perquè els AAFSA es van assecar per al manteniment, baixant significativament el nivell de l'aigua a les llacunes; segon, a l'estiu de 2012, es van dessecar les llacunes per reduir les poblacions de peixos i per intentar imitar el règim d'inundació temporal, ja que l'assecatge després de la inundació estimula la sortida de la dormància a les llavors dels sediments i augmenta la germinació de determinades espècies de vegetació submergida.

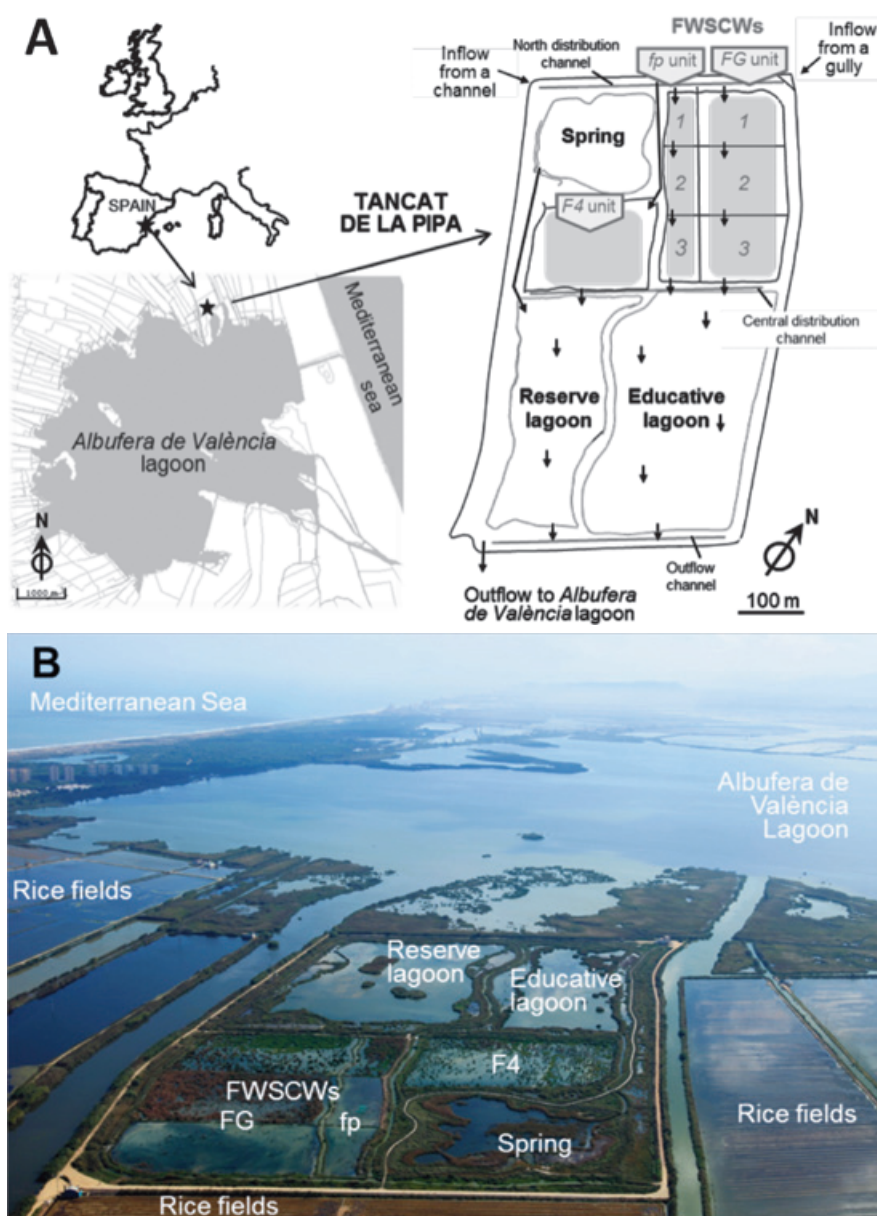


Figura 1: A: Ubicació del Tancat de la Pipa dins del Parc Natural de l'Albufera de València, i disseny del sistema de remediació. B: Vista aèria del Tancat de la Pipa amb tots els nous sistemes aquàtics (Foto: Confederació Hidrogràfica del Xúquer).

Les fonts, denominades “ullals”, abans eren abundants al PNAV (Roselló-Verger, 1995), i la majoria alimentava la llacuna de l'AV amb aigua dolça; però, fa diverses dècades es van deteriorar a causa de la dessecació i la contaminació. La creació de la font del Tancat de la Pipa va permetre investigar la influència de les entrades subterrànies al sistema, disposar d'un lloc que proporciona vegetació submergida local per a la restauració, i avaluar el paper ecològic dels macròfits submergits en l'estat tròfic d'aquest nou ecosistema. El fluxe d'entrada era aproximadament de 4 L<sup>-1</sup>, però un any més tard, va començar a disminuir i es va aturar al gener de 2012. Es va reconstruir el pou artesià al febrer i es va restablir l'entrada d'aigua subterrània. Els gestors inicialment van plantar algunes colònies fundadores de *M. spicatum*, però no es van desenvolupar. Només els caròfits van poder colonitzar i créixer com a conseqüència de la germinació dels propàguls del sediment, i es van utilitzar com a colònies fundadores quan les llacunes Educativa i de Reserva es trobaven sota revegetació. Malauradament, el flux es va aturar definitivament i aquest fet, juntament amb altres, va afectar negativament a tota la comunitat de la font (per a més detalls, vegeu Rodrigo et al., 2015).

Com que el sistema del Tancat de la Pipa està connectat al canal i el barranc que descarreguen a la llacuna de l'AV, es comparteix la fauna de peixos. Inclou espècies autòctones i moltes espècies exòtiques que es van alliberar intencionadament per activitats de la pesca abans de la declaració de Parc Natural (les espècies exòtiques com la carpa, *Cyprinus carpio*; el carpí daurat, *Carassius auratus*; el peix sol, *Lepomis gibbosus*; la gambúsia, *Gambusia holbrooki*). També abunda a la zona el cranc de riu americà introduït, *Procambarus clarkii* (Dies et al., 2003). Pel que fa a les aus aquàtiques herbívores, es troben fins a 8 espècies d'Anatidae, sent l'ànec *Anas platyrhynchos* l'espècie dominant. Entre les fotges, la fotja vulgar, *Fulica atra*, és la més abundant (Vera & Giménez, 2011).

## 3. Els aiguamolls artificials amb flux superficial d'aigua: la funció del plàncton en la reducció de l'eutrofització

La qualitat de l'aigua d'entrada a tot el sistema del Tancat de la Pipa va millorar molt gràcies a l'acció dels AAFSA: es va observar una reducció del 70% del fòsfor total i dels sòlids suspesos totals i una reducció de gairebé el 80% en el nitrogen total (vegeu Martín et al., 2013). Però, què va passar amb el plàncton?

### 3.1. Dinàmiques del fitoplàncton i del zooplàncton. Taxes d'eliminació i producció

La distribució de la biomassa de fitoplàncton va canviar després que l'aigua creuara els AAFSA (Fig. 2A; Calero et al., 2015). De mitjana, les criptofícies i bacil·lariofícies (diatomees) van dominar la comunitat de microalgues a l'entrada, mentre que les euglenofícies (*Euglena* spp., *Phacus* cf. *parvulus* i *Trachelomonas volvocina*) es van convertir en el major contribuent en les aigües de sortida. Actuant com a consumidors, representarien un input energètic a la comunitat de plàncton des de la xarxa tròfica microbiana i un enllaç entre ambdós fluxos de nutrients (Jones, 2000). La riquesa de les euglenofícies també va augmentar després que l'aigua creuara els AAFSA: van aparèixer 5-9 espècies més a les sortides. En general, el nombre d'espècies de fitoplàncton va créixer lleugerament després de creuar els AAFSA. Les clorofícies

foren el grup més divers, amb 75 espècies d'un total de 191. Tots aquests canvis en la composició taxonòmica de la comunitat de fitoplàncton van provocar variacions en l'índex autotròfia/mixotròfia. Les microalgues mixotròfiques potencials dominaven (índex per sota d'1) durant el 78-83% de les dates de mostreig a les sortides, un 20% més que a l'aigua de l'entrada del sistema. Només es van detectar 3 i 6 espècies de cianobacteris potencialment tòxics a FG i fp, respectivament. Aquestes poblacions van aparèixer a baixes concentracions, per sota del límit de toxicitat de  $2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  establert per a la llacuna AV (Romo et al., 2013). Les comunitats de fitoplàncton van canviar després de passar pels AAFSA durant la majoria de les dates de mostreig, segons l'anàlisi de similitud basada en els coeficients de correlació de Pearson (Calero et al., 2015).

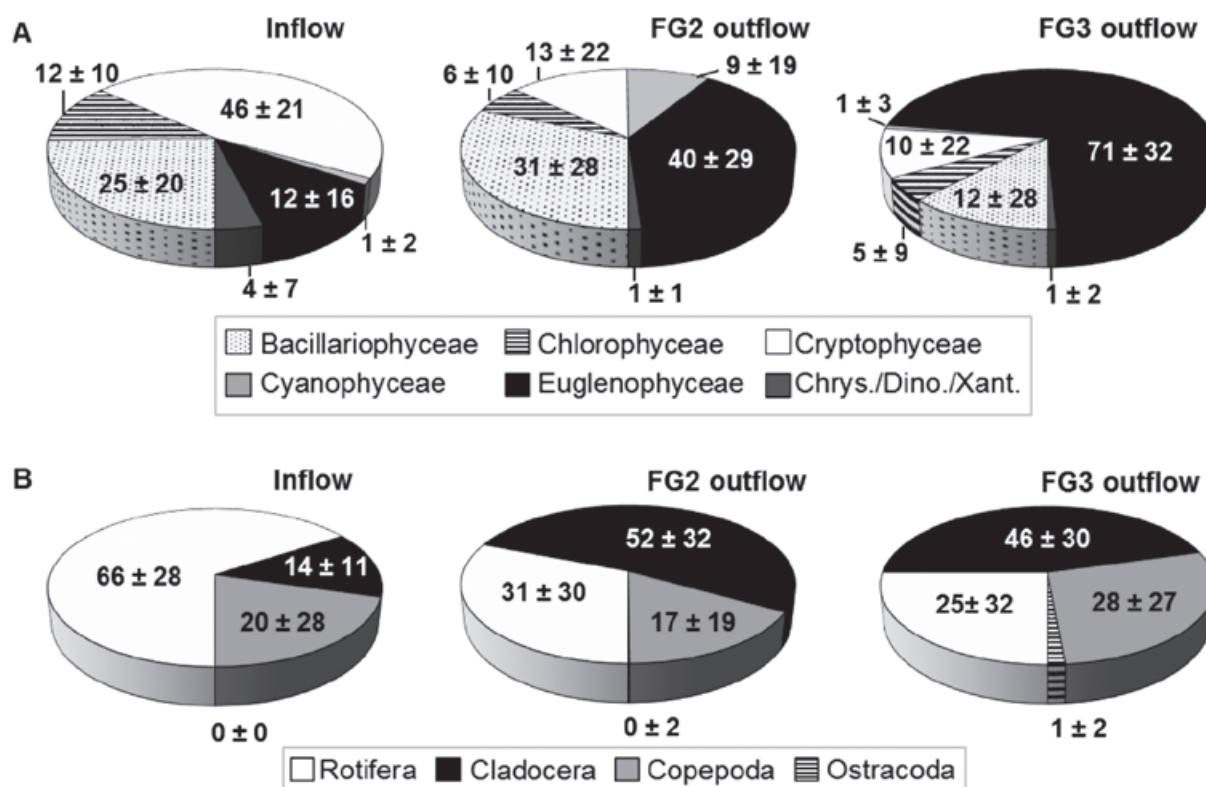


Figura 2: Distribució del percentatge de biomassa entre els diferents grups de fitoplàncton (A) i de zooplàncton (B) en les aigües d'entrada als AAFSA i en aigües de les sortides de 2 de les cel·les de FG (FG2 i FG3) durant un any, de setembre de 2011 a setembre 2012 (mitjanes i DS mostrades; n = 11); Chrys.: Chrysophyceae; Dino.: Dinophyceae; Xant.: Xantophyceae. Adaptat de Calero et al., 2015.

Els AAFSA van eliminar entre el 48% i el 88% del biovolum si es prenen els diferents grups microalgals per separat, excepte les euglenofícies. Com que aquest grup es va produir dins dels AAFSA amb una eficàcia del 77-87% durant la major part del temps, l'eliminació total de fitoplàncton va ser menor que per grups (50%). D'abril de 2009 a setembre de 2011, les dues primeres cel·les d'ambdues unitats van eliminar una massa acumulada total de 1466 kg de pes sec (PS) de fitoplàncton (Fig. 3A) a una ràtio de fins a  $151 \text{ mm} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$  durant el primer any de funcionament (Taula 1). Durant l'últim any, però, la unitat FG va produir 613 kg PS de fitoplàncton. En termes de clorofil·la a (d'ara endavant, chl-a), la reducció va ser similar a la assolida per la biomassa total de microalgues. Totes les cel·les representen una reducció de 137 kg de chl-a durant els 3.5 anys de funcionament, tot i que es van alternar períodes de reducció i producció (Fig. 3B), i la reducció es va realitzar a diferents ràtios (Taula 1).

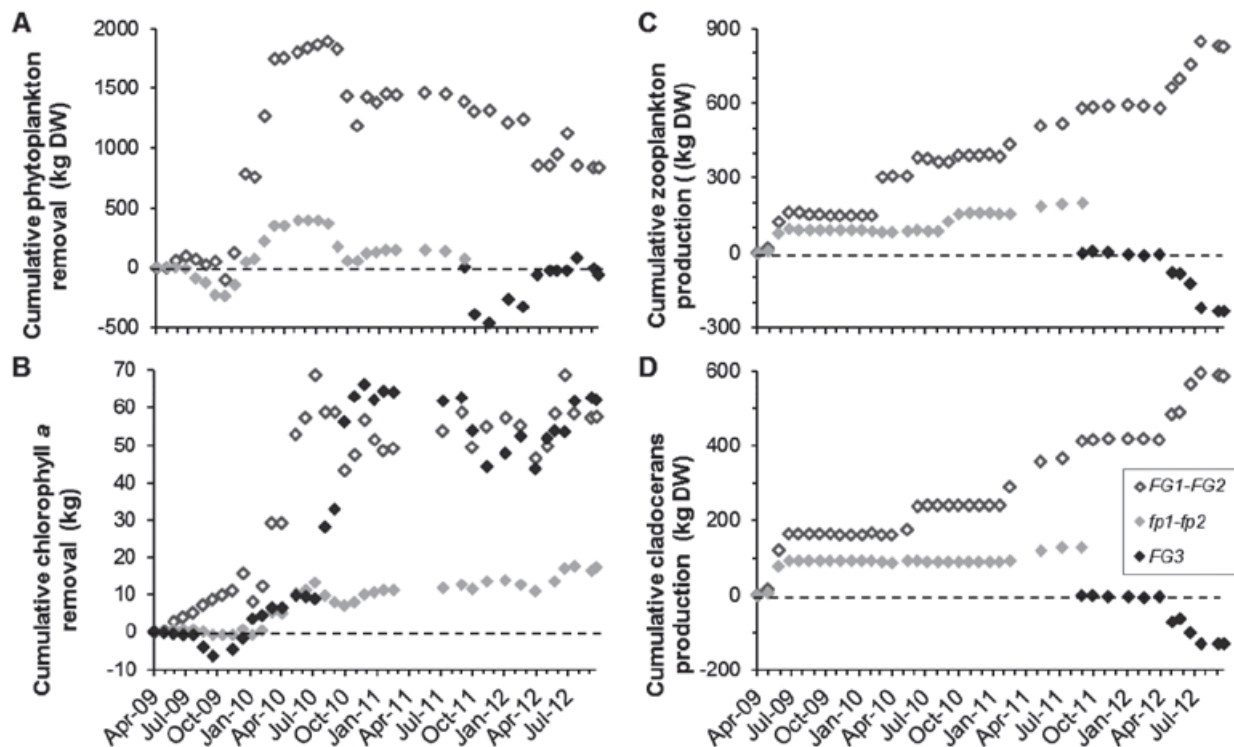


Figura 3: Eliminació acumulada de biomassa de fitoplàncton (A) i clorofil·la a (B), i producció de biomassa acumulada de zooplàncton (C) i, en particular, de cladòcers (D) per a les primeres 2 cel·les d'ambdós AAFSA (FG1-FG2 i fp1-fp2) i per a l'última cel·la de la unitat FG (FG3). Quan les sèries d'eliminació disminueixen, això implica que l'últim valor afegit és de signe contrari, llavors es produeix una producció neta. Quan les sèries de producció disminueixen, això implica que l'últim valor afegit va ser del signe contrari, llavors es produeix una pèrdua neta. Adaptat de Calero et al., 2015.

	Taxa d'eliminació						Taxa de producció					
	Clorofil·la a			Fitoplàncton total			Zooplàncton total			Cladòcers		
Cel·la	1 <sup>st</sup> y	2 <sup>nd</sup> y	3 <sup>rd</sup> y	1 <sup>st</sup> y	2 <sup>nd</sup> y	3 <sup>rd</sup> y	1 <sup>st</sup> y	2 <sup>nd</sup> y	3 <sup>rd</sup> y	1 <sup>st</sup> y	2 <sup>nd</sup> y	3 <sup>rd</sup> y
<b>FG1-FG2</b>	2.5	1.8	-0.1	151.4	-25.7	-46.7	26.5	14.4	21.1	13.8	14.4	14.7
<b>FG3</b>	1.0	9.1	0.0	n.d.	n.d.	-10.0	n.d.	n.d.	-36.6	n.d.	n.d.	-20.2
<b>fp1-fp2</b>	0.7	0.8	0.5	44.6	19.1	n.d.	26.4	27.5	n.d.	27.6	5.9	n.d.

Taula 1: Taxes d'eliminació ( $\text{mg m}^{-2} \text{d}^{-1}$ ) per a la clorofil·la a i la biomassa total de fitoplàncton, i taxes de producció ( $\text{mg m}^{-2} \text{d}^{-1}$ ) per al zooplàncton total i cladòcers, en cada cel·la dels AAFSA. Les taxes del primer any (1<sup>st</sup> y) es refereixen a dades d'abril de 2009 a abril de 2010; les taxes del segon any (2<sup>nd</sup> y), a les dades d'abril de 2010 a abril de 2011; i les taxes del tercer any (3<sup>rd</sup> y), a les dades de setembre de 2011 a setembre de 2012.

La distribució de biomassa del zooplàncton canviava segons la temporada: els rotífers dominaven a l'estiu, els copèpodes a l'hivern i els cladòcers apareixien durant la primavera, desapareixent en els períodes més freds i calorosos. Aquesta substitució estacional entre els rotífers i els copèpodes és típica de les zones humides mediterrànies (Rojo & Rodrigo, 2010), interrompuda per la floració primaveral dels cladòcers (Gyllström & Hansson, 2004). Com que els arrossars propers tenen les condicions apropiades per afavorir l'eclosió dels ous de diapausa de cladòcers (Rodrigues et al., 2011), ja es van detectar alguns cladòcers a l'aigua d'entrada dels AAFSA quan, des de gener fins a març, els arrossaires van alliberar l'excés d'aigua de reg en el barranc. La distribució de la biomassa també va canviar després que l'aigua hagués passat a través dels AAFSA: els rotífers dominaven a l'entrada del sistema, mentre que els cladòcers dominaven en totes les sortides (Fig. 2B). Durant l'últim any, el percentatge de rotífers



va baixar del 66% de la biomassa total de zooplàncton a l'entrada fins al 25% en la sortida de FG, mentre que el percentatge de cladòcers va augmentar del 14% al 46%. Els cladòcers van arribar al 98% de la biomassa total de zooplàncton dins els AAFSA a la primavera. Es van produir internament, ja que les aigües tranquil·les i somes, amb plantes emergents on es poden adherir els ous diapàusics, van estimular la producció de cladòcers (Gyllström & Hansson, 2004) deu vegades més ràpid que a les següents llacunes, que només tenien una vegetació emergent a les ribes (Rodrigo et al., 2013a). Els AAFSA també van estimular una major riquesa de cladòcers (es van identificar fins a 6 espècies més en les sortides). Les espècies més abundants eren *Alona rectangula*, *Moina micrura* i *Daphnia magna*. El grup més divers va ser dels rotífers, amb *Brachionus angularis* i *Synchaeta oblonga* dominant en densitat; els copèpodes més abundants foren els ciclopoïdes. La comparació de la distribució de biomassa mitjançant els coeficients de correlació de Pearson va revelar que les comunitats de zooplàncton difereixen entre les entrades i sortides en la majoria de les dates de mostreig (Calero et al., 2015). Després de creuar els AAFSA, l'aigua contenia un 50-65% més de biomassa de zooplàncton durant el 25-64% del temps. Les principals eficiències de producció (85-100%) es van observar en ostracodes en el 33-42% de les dates de mostreig; els cladòcers es van produir de manera estacional (en un 42-61% de les dates de mostreig) amb una eficiència del 55-89%. Des d'abril de 2009 fins a setembre de 2011, les 2 primeres cel·les d'ambdues unitats van produir una massa acumulada total de 780 kg PS de zooplàncton (Fig. 3C), amb una taxa d'uns 20 mg·m<sup>-2</sup>·d<sup>-1</sup> (Taula 1). Durant l'últim any, la ràtio de producció de les primeres 2 cel·les de la unitat FG es va mantenir gairebé estable, a 246 kg PS (Fig. 3C). La tercera cel·la, però, va produir 234 kg PS. Un 70% de la massa de zooplàncton produït corresponia als cladòcers (Fig. 3D). Les espècies més abundants de cladòcers eren herbívors de diferents mides (des de 0.2 a 5 mm de llargària), amb una gran capacitat de filtratge. Les diferents mides de zooplàncton impliquen una gran varietat de consumidors i, d'aquesta manera, un espectre més ampli de consum sobre el fitoplàncton (Sommer & Sommer, 2006). El resultat va ser que l'aigua alliberada a les llacunes Educativa i de Reserva estava dominada per cladòcers, petites algues autòtrofiques i algues mixòtrofiques grans com les euglenòfícies, que també poden consumir bacteris i matèria orgànica.

## 3.2. Consideracions finals

La composició del plàncton de les aigües lèniques d'entrada als AAFSA, amb control tròfic descendent feble, va canviar a una comunitat amb una alta eficiència en l'ús de recursos i relacions tròfiques complexes, típiques dels sistemes lènics somes. La correlació negativa observada entre cladòcers i fitoplàncton dins dels AAFSA podria indicar un control descendent sobre microalgues, a més del control ascendent mostrat per la correlació positiva detectada entre nutrients d'aigua i fitoplàncton. D'aquesta manera, tant els nutrients com els cladòcers semblen haver afectat el fitoplàncton a l'aigua de les sortides dels AAFSA, controlant la seva biomassa i millorant la qualitat de l'aigua descarregada a les petites llacunes. A més, cal destacar la producció d'ostracodes dins dels AAFSA, especialment perquè aquest grup ha experimentat una important pèrdua de biodiversitat a les zones humides de la Mediterrània occidental (Poquet et al., 2008) i també a la llacuna de l'AV, a causa de l'eutrofització i la contaminació. Els hàbitats com els aiguamolls artificials contribueixen a la recuperació d'aquest grup d'organismes de zooplàncton i bentònics.

La biomassa total de fitoplàncton i chl-a va disminuir amb bona eficiència durant el període d'estudi, especialment en el primer any. La diferència anual pot haver estat provocada principalment per variacions en la presència de vegetació, especialment en les primeres 2 cel·les de fp i en la primera cel·la de FG (Martín et al., 2013; Vymazal, 2013). La manca de plantes emergents, que estimulava l'arribada de més radiació solar a l'aigua i una major exposició al vent, haurien beneficiat també el fitoplàncton a causa

de la manca de competència, amb el resultat de produir microalgues internament i reduir l'eficàcia de l'eliminació de les primeres cel·les dels AAFSA. Segons les constants d'àrea de les taxes d'eliminació, l'última cel·la de la unitat de FG, que mai va ser collida, va eliminar chl-a fitoplànctònica amb la taxa més alta. El fet que s'alliberi aigua pobra en cianobacteris filamentosos, rica en petites algues i amb alta biomassa de zooplàncton, principalment cladòcers, produïda dins dels AAFSA i es vessi a les petites llacunes, és molt positiu i rellevant per a la llacuna de l'AV, particularment en els períodes crítics de primavera.

## 4. Les 2 petites llacunes: la funció del plàncton i la vegetació submergida en la reducció de la eutrofització

L'eficiència mitjana d'eliminació de massa dels AAFSA va arribar al 65-75% per als paràmetres de qualitat de l'aigua com el fòsfor total i els sòlids suspesos totals (Martín et al., 2013). Malgrat tot, les concentracions finals de nutrients en les sortides dels AAFSA encara no eren tan baixes com es desitjava, a causa de les grans quantitats de nutrients en les entrades al sistema del Tancat de la Pipa. D'aquesta manera, les llacunes Educatives i de Reserva proporcionen un escenari adequat per mesurar el paper cooperatiu d'aquestes petites llacunes en la retenció de nutrients, i la reducció simultània de la biomassa de fitoplàncton, en tot el sistema. A més, oferien l'oportunitat de crear petites superfícies d'aigua permanent dins del PNAV per recuperar i albergar comunitats de macròfits submergits.

### 4.1. Dinàmiques del fitoplàncton i del zooplàncton. Taxes d'eliminació i producció

La dinàmica de fitoplàncton va alternar períodes d'alta producció microalgal (corresponent a més de  $100 \mu\text{g chl-a}\cdot\text{L}^{-1}$  i  $100 \text{mm}^3\cdot\text{L}^{-1}$  de biovolum; Fig. 4A, B, D i E) i fases d'aigües transparents a les dues llacunes ( $1-3 \mu\text{g chl-a}\cdot\text{L}^{-1}$  i  $0.04$ -menys d' $1 \text{mm}^3\cdot\text{L}^{-1}$ ). A l'estiu, les altes concentracions de nutrients i les temperatures càlides van estimular el creixement de fitoplàncton a les llacunes. A la primavera, la biomassa microalgal es va veure fortament reduïda per l'efecte de pasturatge exercit pel zooplàncton, particularment els cladòcers de grans dimensions. Després de la primera dessecació de les llacunes, la biomassa d'algues va augmentar considerablement. L'alliberament de nutrients (especialment PT) del sediment després de la inundació, tal com es va observar en altres zones humides durant períodes secs intermitents (Sánchez-Carrillo & Angeler, 2010), va generar l'augment de la biomassa d'algues. Els cianobacteris dominaven durant l'estiu de 2009, representant més del 50% del biovolum total, però van disminuir amb el temps. Es van detectar gèneres i espècies de cianobacteris potencialment tòxics (*Anabaena* sp., *Aphanizomenon* sp., *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Microcystis aeruginosa*, *M. wesenbergii*, *Oscil·lació* sp., *Planktothrix agardhii* i *Planktothrix* sp.) a baixes concentracions ( $0.1-0.8 \text{mm}^3\cdot\text{L}^{-1}$ ) a les dues llacunes. Més tard, dominaven principalment els Criptophyceae com *Cryptomonas erosa* i els Euglenophyceae (*Euglena* spp.). L'índex de fitoplàncton autotròfic/mixotròfic va ser inferior a 1 en la major part de l'estudi. Els valors es devien principalment al domini dels Euglenophyceae. Com s'ha descrit anteriorment, les aigües d'entrada ja eren riques en organismes mixotròfics, el creixement dels quals va ser propiciat en els AAFSA.



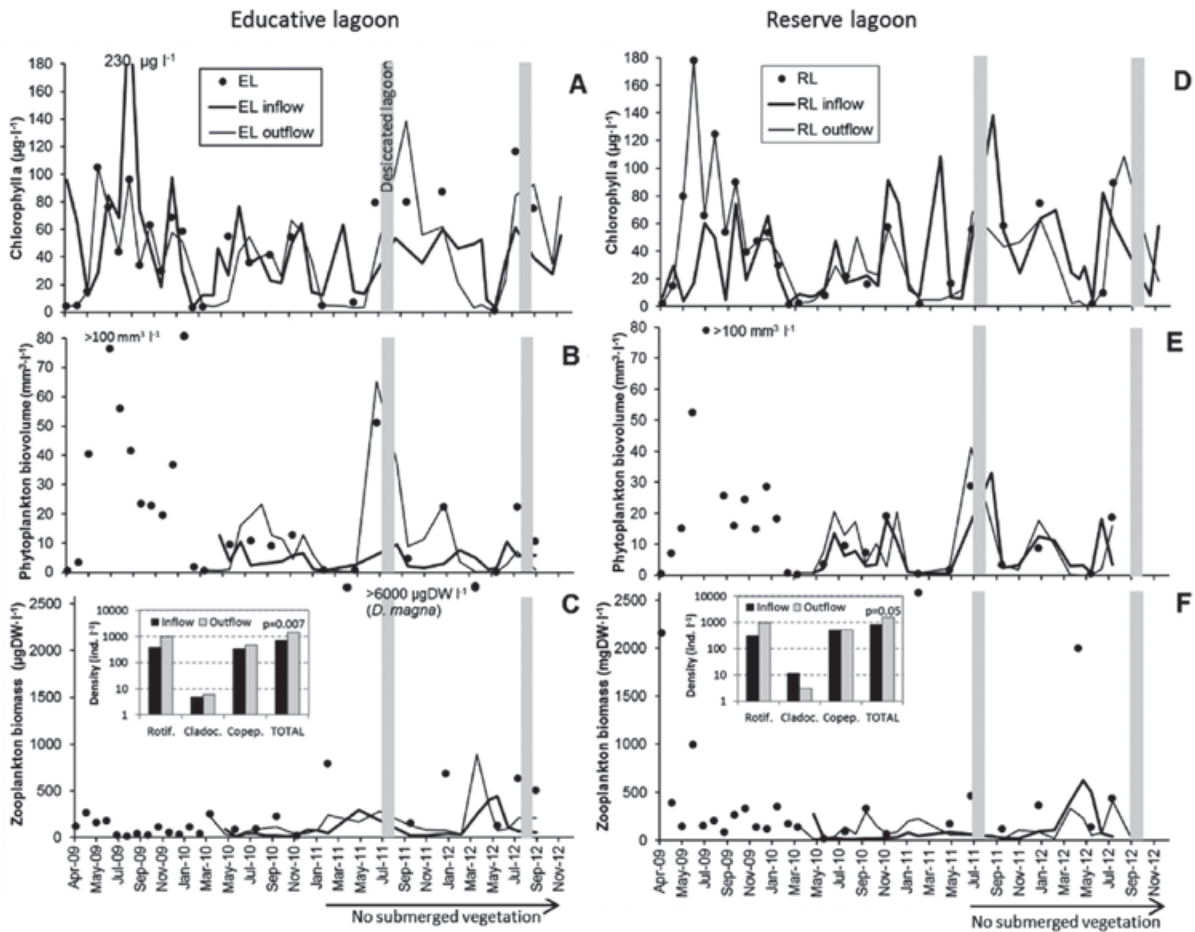


Figura 4: Dinàmica de la clorofil·la a, biovolum de fitoplàncton i biomassa de zooplàncton a la llacuna Educativa (esquerra) i de Reserva (a la dreta) (dins de la llacuna i en l'entrada i sortida); el gràfic de la part superior esquerra de C i F mostra la densitat mitjana de cada grup zooplànctònic i el zooplàncton total per a l'entrada i sortida; es mostra el resultat (probabilitat) de la prova ANOVA per al zooplàncton total. Les barres verticals grises indiquen els períodes en què es van dessecar les dues llacunes. Adaptat de Rodrigo et al., 2013b.

En general va augmentar la riquesa de fitoplàncton en les sortides, especialment en la llacuna Educativa (les diatomees representaven el major increment, el 45%). La composició taxonòmica de les comunitats de fitoplàncton va canviar després de passar l'aigua per les llacunes només durant alguns períodes (Rodrigo et al., 2013b). Durant els primers anys, aquests períodes semblants i diferents es van alternar; malgrat tot, a partir de finals de 2011, les estructures de la comunitat de fitoplàncton es van transformar completament dins de les llacunes durant un 75% de les dates.

El biovolum total de fitoplàncton només es va reduir en les aigües de les sortides en relació a l'aigua de les entrades en aproximadament el 40% de les mostres, en les quals la disminució de la biomassa de fitoplàncton va ser de fins a 77% i 66% a les llacunes Educativa i de Reserva, respectivament. El biovolum de tots els grups taxonòmics es va reduir amb una magnitud similar. Hi va haver una alta eficiència d'eliminació de fitoplàncton (en termes de chl-a) del 50% en el primer any de funcionament a la llacuna Educativa; no obstant, hi va haver una eficàcia negativa en l'eliminació de fitoplàncton a la llacuna de Reserva. Aquestes eficiències es van invertir amb el temps, de manera que l'eficiència va ser més alta a la llacuna de Reserva (22-42%) que a la llacuna Educativa (1-8%). La taxa final d'eliminació mitjana va ser de 0.25-0.42 mg de chl-a m<sup>-2</sup>·d<sup>-1</sup>. Al final del període d'estudi, l'eliminació acumulada va ser de 45 i 21 kg de chl-a per a les llacunes de Reserva i Educativa, respectivament (Fig. 5A).

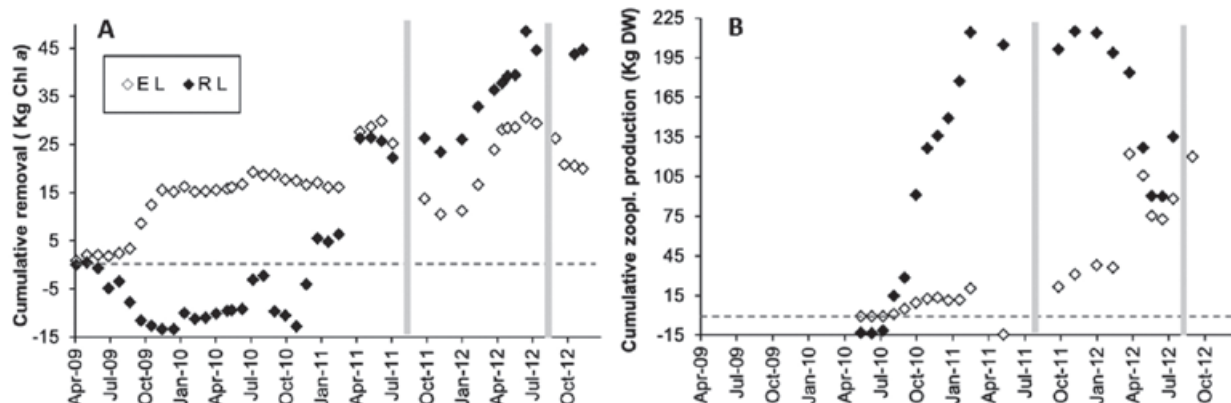


Figura 5: Eliminació de massa acumulada de clorofil·la a (A) i la producció acumulada de biomassa de zooplàncton (B) a la llacuna Educativa (ER) i de Reserva (RL); les barres grises verticals indiquen períodes secs. Adaptat de Rodrigo et al., 2013b.

Com en els AAFSA, la dinàmica de la biomassa del zooplàncton reflectia la típica substitució estacional dels grups taxonòmics en aquest tipus de masses d'aigua mediterrànies. Els cladòcers dominants van ser *Simocephalus vetulus* i *Daphnia magna*; els rotífers dominants van ser *Brachionus angularis* i *Synchaeta oblonga*; i els copèpodes dominants van ser *Acanthocyclops americanus* i *Microcyclops rubellus*. Es va mesurar una biomassa de zooplàncton considerablement més alta a les llacunes que a les entrades (Fig. 4C, F). De vegades es van observar pics alts de biomassa de zooplàncton (més de  $6000 \mu\text{g PS}\cdot\text{L}^{-1}$ ), coincidint amb un baix biovolum de fitoplàncton ( $0.04\text{-}0.6 \text{ mm}^3\cdot\text{L}^{-1}$ ). La riquesa del zooplàncton també va augmentar en les sortides, especialment de la llacuna Educativa. Els cladòcers eren el grup taxonòmic que s'exportava principalment (el 90-96% de la biomassa augmentava en la sortida) per al 50% de les mostres, especialment a la primavera. La taxa mitjana de producció de massa de zooplàncton, en la comparativa entre les aigües de les entrades i les sortides, durant el període d'estudi va ser d'aproximadament  $2 \text{ mg PS}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$  per a les dues llacunes. La producció màxima a la llacuna de Reserva es va produir a la tardor i l'hivern de 2010, amb  $13 \text{ mg PS}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ . Des de finals de 2011 fins a principis de 2012, es van observar petits canvis en la dinàmica de la producció acumulada de zooplàncton a la llacuna Educativa (Fig. 5B), on es van alliberar 36 kg PS de zooplàncton a la llacuna de l'AV. Des d'aquest període fins a finals de 2012, la producció acumulada de zooplàncton es va triplicar i es van alliberar fins a 120 kg a la llacuna de l'AV. En canvi, la producció acumulada de zooplàncton va mostrar diferents dinàmiques a la llacuna de Reserva (Fig. 5B). La producció s'ajustava a un patró unimodal: la producció de zooplàncton es va incrementar fins que es va alliberar una massa acumulada de més de 200 kg de zooplàncton al febrer de 2011; es va mantenir un equilibri estable a la biomassa del zooplàncton entre les entrades i les sortides fins a un any després, quan la producció acumulada de zooplàncton es va reduir a aproximadament 100 kg, el mateix valor que els valors finals de producció a la llacuna Educativa. En ambdues llacunes, la producció acumulada de zooplàncton estava correlacionada inversament amb la dinàmica d'eliminació acumulada de fitoplàncton. Durant el període en què les llacunes estaven parcialment cobertes per vegetació submergida (vegeu més endavant), hi havia una biomassa de zooplàncton molt més gran a les zones amb vegetació en ambdues llacunes. Això és típic dels llacs somers, on el zooplàncton de grans dimensions pot buscar refugi dels depredadors entre els macròfits (Lauridsen & Lodge, 1996). No obstant això, després de la desaparició de la vegetació, les llacunes van continuar produint i exportant zooplàncton. Els espècimens de *Daphnia magna* dels llacs mediterranis somers prefereixen ocultar-se prop del sediment quan s'exposen al risc de depredació (Tavsanoğlu et al., 2012). Aquesta estratègia pot haver estat adoptada pels grans cladòcers en les llacunes Educativa i de Reserva en absència de vegetació, donant lloc a les grans poblacions

observades en 2011 i 2012. L'absència de vegetació deixava exposada tota la superfície del sediments; així, les grans carpes podien alterar el sediment (Rodrigo et al., 2013a), provocant grans taxes d'eclosió i, posteriorment, les denses poblacions de cladòcers observades.

## 4.2. Dinàmica dels macròfits submergits. Factors determinants per a una revegetació amb èxit

Hem intentat dilucidar els factors que van provocar la desaparició total i van impedir la regeneració de la cobertura de vegetació submergida a les dues llacunes. Per això, hem utilitzat diferents enfocaments: la caracterització del banc de llavors dels sediments, el seguiment de la dinàmica de macròfits submergits i un experiment de camp amb tancats (Rodrigo et al., 2013a).

### 4.2.1. El banc de llavors. El potencial del sediment abans de la plantació

La majoria de les llavors de plantes en els testimonis de sediment recollits de cada llacuna el 2008, abans de la plantació de macròfits per part dels gestors, corresponien a fructificacions de caròfits; no es van trobar llavors d'angiospermes en quantitats considerables. Es van identificar onze tàxons a partir de les oòspores de caròfits: *Chara aspera*, *C. baltica*, *C. braunii*, *C. globularis*, *C. hispida*, *C. vulgaris*, *C. sp.*, *Nitella hyalina*, *Lamprothamnium papulosum*, *Tolypella glomerata*, i *T. prolifera*. Les fructificacions de *C. hispida* i *T. glomerata* van ser les més abundants a la llacuna Educativa, i les de *L. papulosum* i *N. hyalina*, a la llacuna de Reserva. El treball per transformar l'antic camp d'arròs en l'actual Àrea de la Reserva (construcció de les cubetes de les llacunes amb maquinària) va fer pujar els sediments profunds corresponents al període salí de la llacuna de l'AV (Rodrigo et al., 2010). Aquest procés explica la troballa en els sediments superficials de fructificacions formades per espècies que són característiques de condicions salines elevades i fluctuants, com ara *L. papulosum* (Soulié-Märsche, 1998; Alonso-Guillén, 2011; Rodrigo & Alonso-Guillén, 2013). La proporció més alta de fructificacions aparentment viables va ser la de *T. glomerata*. La viabilitat aparent de les oòspores es va verificar, donat que es va produir la germinació de diverses espècies en ambdues llacunes (4 de les 6 espècies —sense les espècies d'entorn salí— les fructificacions de les quals podrien germinar potencialment en les condicions ambientals de les actuals llacunes), tot i que els caròfits no van formar praderies grans.

### 4.2.2. Dinàmica dels macròfits submergits després de la plantació

De les 7 espècies plantades pels gestors, *Myriophyllum spicatum* va ser el macròfit dominant (Figs. 6-7), i va cobrir gairebé tota la superfície d'aigua lliure a les dues llacunes. Quan els nivells de nutrients són elevats en un ecosistema aquàtic, sol substituir-se una comunitat vegetal submergida diversa per un monocultiu d'una espècie de creixement ràpid (van Zuidam et al., 2012). El domini de *M. spicatum* sobre les altres espècies plantades no va sorprendre, perquè aquesta espècie creix bé en aigües eutròfiques somes com les que es troben a les llacunes (Madsen, 1998). *M. spicatum* va mostrar un patró de cicle anual; va arribar a la seva biomassa més alta i va florir durant la temporada càlida, es va tornar menys abundant durant l'hivern i va tornar a aparèixer a la primavera. La biomassa mitjana durant les estacions càlides va ser més alta per al 2009 (Fig. 7). A la llacuna Educativa, la biomassa total estimada va disminuir a l'estiu de 2010 com a conseqüència de la menor biomassa per unitat i la menor cobertura, que es devia fonamentalment a l'expansió helòfita. A la llacuna de Reserva, la biomassa total

va augmentar més d'1 ordre de magnitud des de l'estiu de 2009 fins a l'estiu de 2010, principalment a causa de l'augment de la cobertura. *M. spicatum* mai es va recuperar després de l'hivern de 2010-2011 a la llacuna Educativa, i va romandre només fins a agost de 2011 a la llacuna de Reserva, amb baixa biomassa i cobertura. Fins i tot el període de dessecació imposat pels gestors durant l'agost de 2011 no va estimular el reclutament natural de la vegetació durant la primavera de 2012 a cap llacuna.

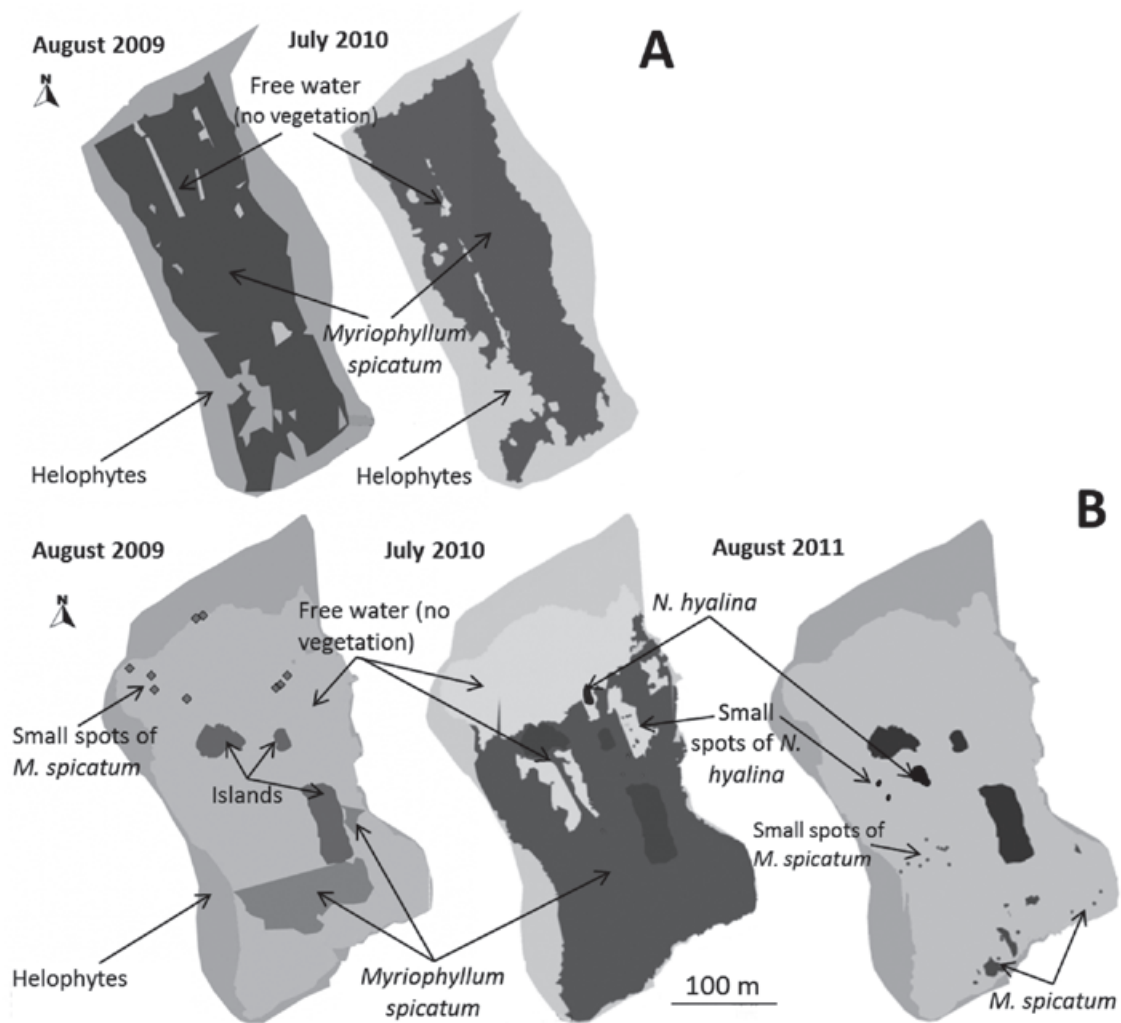


Figura 6: Mapes de cobertura de vegetació a les llacunes Educativa (A) i de Reserva (B) durant els estius de 2009-2011. No es va trobar vegetació submergida a la llacuna Educativa a l'agost de 2011. Adaptat de Rodrigo et al., 2013a.

Es van detectar esporàdicament *Zannichellia peltata*, *Potamogeton pectinatus*, *P. crispus*, *Ruppia maritima*, *C. hispida*, i *T. glomerata* a la llacuna Educativa i *Z. peltata*, *P. pectinatus*, *N. hyalina*, i *C. vulgaris* a la llacuna de la Reserva. *Cladophora* sp. i *Enteromorpha* sp. van estar presents durant els períodes càlids a les dues llacunes.

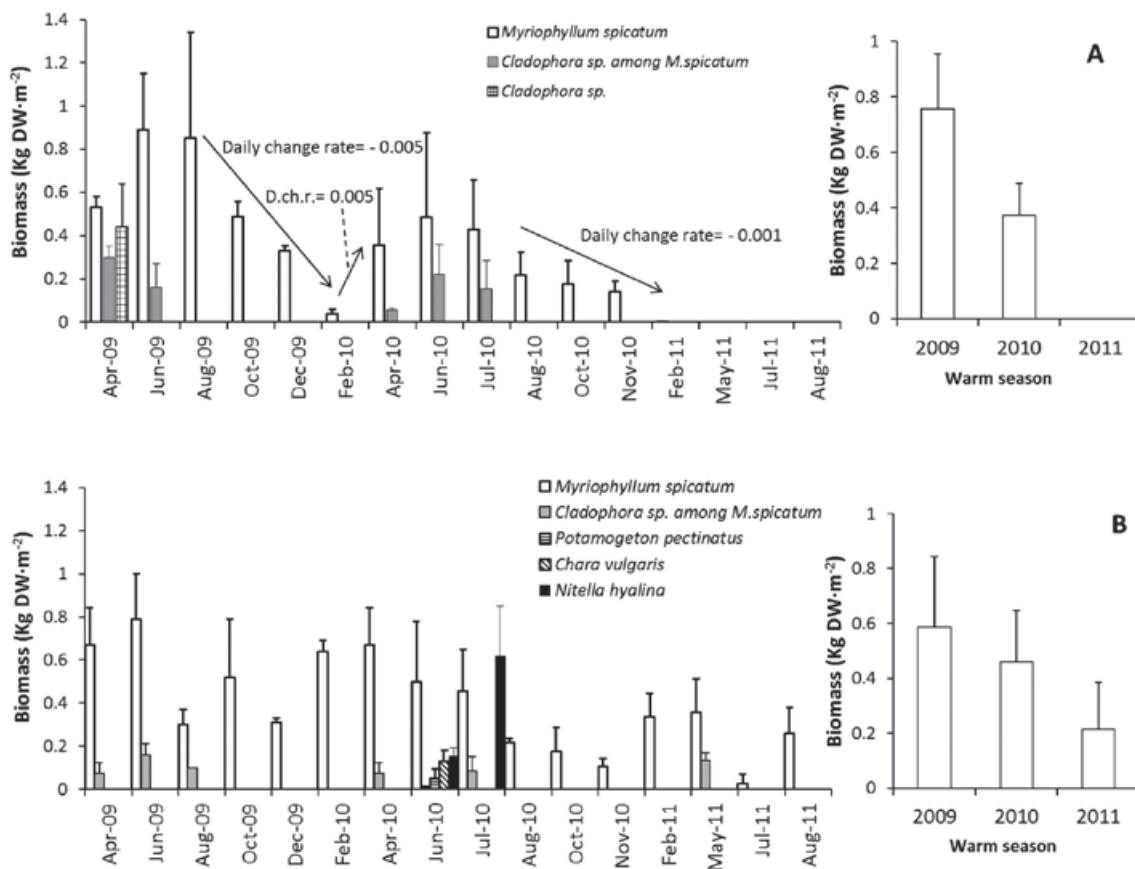


Figura 7: Esquerra: Dinàmica de la biomassa de macròfits a les llacunes Educativa (A) i de Reserva (B). Les barres verticals indiquen la desviació estàndard de les dades de 3 estacions de mostreig. Dreta: mitjana de la biomassa de *M. spicatum* durant els períodes càlids (d'abril a maig de 2009 a agost de 2011). Les barres verticals indiquen la desviació estàndard de les dades mensuals. Adaptat de Rodrigo et al., 2013a.

### 4.2.3. El banc de llavors. Potencial del sediment després de més de 2 anys de creixement vegetatiu

Les llavors de la majoria de les espècies d'angiospermes plantades pels gestors es van trobar en els sediments de les dues llacunes recollits després de gairebé 3 anys de desenvolupament de la vegetació. No obstant això, la densitat mitjana de les llavors era baixa. Algunes llavors es van trobar en un nombre molt reduït de mostres, confirmant que els bancs de llavors presenten habitualment distribucions espacials agrupades. El percentatge de mostres de sediment que contenien llavors de *M. spicatum* va ser un 37% més alt a la llacuna Educativa que a la llacuna de Reserva, i la densitat mitjana també era estadísticament superior a la llacuna Educativa; aquesta troballa es pot explicar per la distribució espacial més àmplia d'aquest macròfit a la llacuna més petita. La densitat de les llavors de *Potamogeton* va ser lleugerament superior a la de *M. spicatum*. Les llavors de *R. maritima* eren escasses a les dues llacunes. També es van detectar llavors de *Vallisneria spiralis* (no observades prèviament a les llacunes). Durant els assajos de germinació al laboratori, es van observar els primers germinats 10 dies després d'inundar els sediments. Es va detectar la germinació de caròfits (principalment *C. vulgaris*), *M. spicatum* (números molt baixos), i *V. spiralis*. Les baixes taxes de germinació obtingudes durant els assajos van ser consistents amb el baix nombre de llavors trobades als sediments de les dues llacunes. Així, el potencial dels sediments que anteriorment havien suportat la vegetació per servir com a font de reclutament de vegetació semblava ser molt baix.



#### 4.2.4. Experiment de camp. Desxifrant els factors que afecten la revegetació

Els factors que afecten negativament la vegetació submergida poden incloure relacions biòtiques negatives, com ara les relacionades amb la presència de peixos i crancs, pasturatge d'aus aquàtiques, presència de fitoplàncton i desenvolupament epifític que produeixen ombrejat, i factors abiòtics com la concentració de nutrients en l'aigua. La combinació sinèrgica negativa de tots aquests factors determina la continuïtat de la vegetació submergida en els ecosistemes aquàtics sota restauració. D'aquesta manera, es va portar a terme un experiment de camp el març de 2012 per desxifrar els principals factors negatius que afecten la replantació de macròfits. Es van establir 3 tipus diferents (tractaments) de tancats d'1 m<sup>2</sup> i es van plantar amb cultius de macròfits que van formar tres comunitats diferents: *Chara hispida* sol; una barreja de *C. vulgaris*, *C. baltica*, i *Nitella hialina*; i una barreja de plantes superiors (*M. spicatum*, *C. demersum*, i *Potamogeton pectinatus*). El tipus de tancat "Obert" permetia l'entrada de peixos, crancs i ocells. El tancat "Lateral" impedia l'entrada de peixos. El tancat "Tancat" també impedia el pasturatge d'ocells (Rodrigo et al., 2013a).

La majoria de plantes i caròfits havien desaparegut en els tancats "Oberts" i "Laterals" 9 setmanes després de la plantació. Tanmateix, als tancats "Tancats", gairebé el 100% dels cultius vegetals eren presents i van créixer i desenvolupar una praderia densa per a les 3 comunitats 3 setmanes després de la plantació. El percentatge de supervivència individual de les plantes es va reduir en les comunitats de "caròfits barrejats", principalment a causa de la desaparició dels espècimens de *N. hialina*; només van romandre individus de *C. vulgaris* als tancats "Tancats" després de 6 i 9 setmanes. El percentatge de cobertura de macròfits tant per a les comunitats de "caròfits barrejats" i "plantes superiors" va ser significativament major en els tancats "Tancats" que en els "Laterals" (Fig. 8). En els tancats "Tancats", la xarxa superior es va treure a les 9 setmanes de creixement de les plantes en 2 de cada 3 repeticions per a cada comunitat per permetre que entressin els ocells (i presumiblement els crancs). Més tard, gairebé el 100% de la vegetació havia desaparegut en els tancats descoberts, amb poques restes de plantes trobades molt pròximes a les xarxes laterals. Les comunitats de macròfits van romandre intactes en els tancats en què no es va retirar la xarxa superior.

L'abundant creixement dels epífits sobre les plantes i els caròfits i el desenvolupament d'algues filamentoses va ser visualment evident a les dues llacunes, especialment als tancats "Laterals" i "Tancats", ja que les xarxes van facilitar la retenció d'aquests organismes. Les reduccions en la disponibilitat de llum derivades del creixement del perífiton van pujar fins el 45%. El percentatge mitjà de reducció de llum va ser de  $36 \pm 6\%$  per a les llacunes en conjunt, i les diferències entre elles no van ser estadísticament significatives. La reducció mesurada aquí (a través de la incubació de plaques d'acetat, vegeu Rodrigo et al., 2013a) no és exactament la mateixa que la de les plantes, perquè aquestes tenen mecanismes que perjudiquen els epífits a partir de les interaccions al·lelopàtiques (Berger & Schagerl, 2004; Rojo et al., 2013). Tanmateix, també hi ha proves d'una menor sensibilitat de les algues epífites cap als al·leloquímics (Hilt, 2006).

Els resultats dels tancats "Tancats" han demostrat que totes les espècies de plantes superiors assajades poden créixer sota les condicions químiques de l'aigua de la llacuna Educativa, fins i tot en competir amb les altres espècies (en tractaments de comunitats mixtes) i en estar cobertes per grans quantitats de perífiton. Els continguts de nutrients a les dues llacunes eren elevats i mostraren fortes fluctuacions; però, en la majoria d'ocasions, estaven per sota dels llindars que produeixen la

desaparició de la vegetació submergida en llacs temperats soms ( $1.2-2.0 \text{ mg TN}\cdot\text{L}^{-1}$  i  $0.13-0.20 \text{ mg TP}\cdot\text{L}^{-1}$ ; González-Sagrario et al., 2005). Com era d'esperar, es va descobrir que els caròfits són més sensibles que les plantes a altes concentracions de nutrients a les llacunes, perquè s'ha descrit que els caròfits desapareixen primer amb l'augment del nivell tròfic (Blindow, 1992; van den Berg et al., 1998). Aquesta propietat suposadament explica per què aquests (específicament *C. hispida*) es van perdre fins i tot en els tancats "Tancats" a la llacuna de Reserva i no van proliferar per formar grans praderies a les llacunes. Les aus utilitzaren principalment els tancats "Tancats" com a àrees de descans, posant-se a la xarxa superior; mentre els ocells descansaven, les seves defecacions queien dins dels tancats i, probablement, van provocar un augment local de concentracions de nutrients. Les altres variables limnològiques examinades durant la primavera, que és un període crucial per al desenvolupament de la vegetació, no van mostrar diferències importants, especialment durant els últims 3 anys de l'estudi. Les fluctuacions del nivell de l'aigua no eren prou diferents entre els anys per afectar negativament la vegetació submergida. Es va produir una fase d'aigües clares quan es van instal·lar els tancats, però, malgrat la gran transparència de l'aigua durant aquest període, els macròfits no proliferaren espontàniament, excepte els que nosaltres vam plantar. No hi va haver una germinació detectable del banc de llavors a les llacunes i no es va produir cap progrés dels cultius de macròfits que es van plantar sense protecció dels peixos o els crancs, les aus aquàtiques o tots.

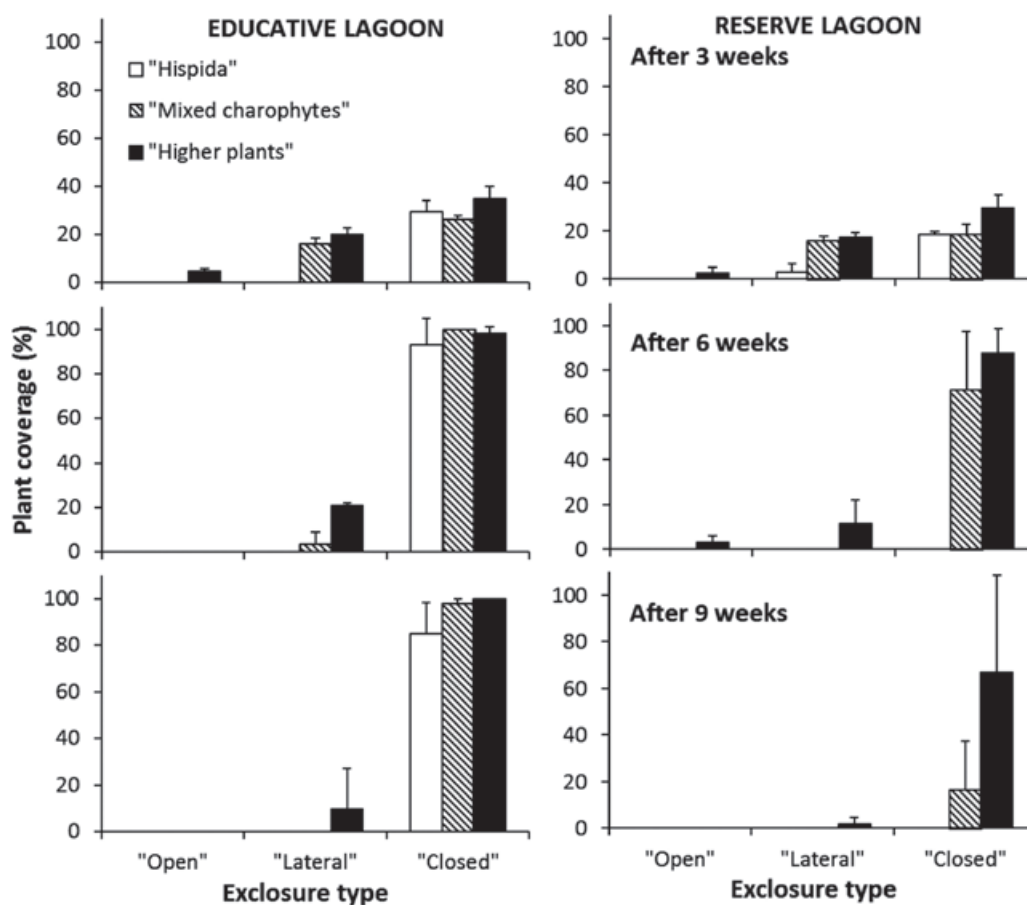


Figura 8: Èxit de la revegetació indicada com a percentatge de la cobertura per part de les plantes en els tancats de les llacunes Educativa (esquerra) i de Reserva (dreta). Les barres verticals indiquen la desviació estàndard dels resultats de 3 tancats per tractament. Adaptat de Rodrigo et al., 2013a.



La vegetació submergida a les dues llacunes va poder suportar la pressió de pasturatge d'ocells durant 2 cicles anuals complets, però no un tercer cicle. La densitat d'aus aquàtiques era més alta a les dues llacunes a principis de primavera de 2010 que al 2011 (Rodrigo et al., 2013b). Se sap que els macròfits creixen de nou ràpidament després de la reducció parcial de la seua biomassa, compensant així la pèrdua causada pel consum que fan els ocells (Matuszak et al., 2012). Tanmateix, una intensa pressió de pasturatge a partir de densitats d'aus relativament altes pot portar a una completa eliminació de macròfits que no es pot compensar fàcilment (Torn et al., 2010). D'altra banda, un nombre reduït d'aus aquàtiques també pot reduir la vegetació submergida quan hi ha una densitat de vegetació relativament baixa (Marklund et al., 2002). A causa de la poca profunditat de les llacunes Educativa i de Reserva, els ànecs i les fotges poden alimentar-se fàcilment de la vegetació submergida, bussejant (amb poca despesa energètica) per trobar menjar o menjant a la superfície quan la vegetació arriba fàcilment a la superfície de l'aigua. El dany en la vegetació causat per les aus aquàtiques és superior al de l'activitat alimentària per se, perquè els ocells arrenquen més vegetació de la que en realitat consumeixen (Matuszak et al., 2012). Vam observar que els ocells podien agafar parts feixugues de plantes quan vam trobar diversos testos de torba (on s'havien plantat les plantes) fora dels tancats "Laterals" als quals només tenien accés els ocells. Malgrat l'absència de vegetació submergida a les dues llacunes des de l'any 2011, les fotges i especialment els ànecs van continuar visitant les llacunes. Per tant, la recerca dels aliments per part de les fotges en els sediments va contribuir a la pertorbació de sediments i també va tenir un efecte negatiu en la recuperació de la vegetació.

Altres factors, a part dels canvis en la pressió de consum d'aus aquàtiques que afecten la vegetació submergida, com ara les densitats de peixos, poden haver experimentat variacions interanuals. La relació entre la intensitat de la pertorbació dels peixos i la densitat vegetal no és simple. Els punts de ruptura o llindars crítics per a la densitat vegetal es produeixen probablement a determinades intensitats de la pertorbació de peixos (Dugdale et al., 2006). Una densitat vegetal més elevada pot ser sostenible en presència d'alteracions dels peixos, però per una menor densitat vegetal, la pertorbació equivalent dels peixos pot provocar una reducció substancial de la biomassa. A les dues llacunes, a causa del disseny de la circulació de l'aigua al Tancat de la Pipa, els peixos petits poden entrar fàcilment a les llacunes, però és gairebé impossible que els peixos més grans s'escapin a través de la bomba d'aigua que extreu aigua cap a la llacuna de l'AV. Per tant, les poblacions de peixos es componen d'individus molt grans (sobretot les carpes, que poden pesar més de 2 kg; Lasalle M., comunicació personal) que no poden ser consumits per depredadors naturals, com ara martinets, cabussets i corbs. A partir del nostre experiment de camp, és difícil concloure si els peixos contribuïen directament a l'eliminació de comunitats de macròfits a les llacunes (per exemple, pasturant) o indirectament (per exemple, alliberant excrements rics en nutrients o pertorbant els sediments). Malauradament, no tenim dades quantitatives anuals sobre biomassa de peixos per a la seva comparació. No obstant això, vam observar durant les nostres visites als tancats que les carpes grans naden tan ràpidament que poden travessar les llacunes en pocs segons, pertorbant grans quantitats de sediments. Aquesta activitat pot provocar el desarrelament de petites plantetes acabades de germinar dels sediments i el deteriorament de les plantes en els testos de cultiu. El cranc de riu americà és un altre agent biòtic que pot danyar macròfits. No va ser possible avaluar les poblacions de cranc durant l'estudi. Tanmateix, teníem proves que podien entrar en els tancats "Laterals" (possiblement escalant o perforant el sediment per sota de la xarxa lateral) perquè hi vam trobar diversos individus i mudes dins dels tancats durant les nostres visites.

### 4.3. Consideracions finals

La qualitat de l'aigua també va millorar significativament per acció de les 2 llacunes petites tot i que les concentracions de contaminants a l'entrada no eren tan elevades com les rebudes pels AAFSA, la qual cosa va dificultar encara més la reducció. En general, les 2 llacunes van facilitar més del 30% d'eliminació de chl-a per a tot el sistema del Tancat de la Pipa, amb les dues llacunes que actuen com a sistema productiu de zooplàncton, clarament implicat en la depuració de l'aigua. En el cas dels caròfits, el banc de fructificacions del sediment a les 2 llacunes abans de la plantació era bastant dens; malgrat tot, les condicions a les llacunes no permetien un creixement extensiu dels caròfits. La vegetació submergida natural, particularment en els ecosistemes aquàtics restaurats, sovint experimenta grans fluctuacions en biomassa i diversitat (Hilt et al., 2010), i les causes d'aquesta variació són difícils de determinar. A les llacunes Educativa i de Reserva, fins i tot quan les colònies inicials de les plantes fundadores no tenien protecció contra agents biòtics, es van establir, es van mantenir i es van estendre per la major part de les llacunes de 2008 a 2011. Tanmateix, sembla que l'augment de la pressió de pasturatge i la pertorbació de sediments per factors biòtics provocaven principalment la desaparició de la vegetació i evitaven una nova revegetació.

## 5. Què hem après d'aquest cas sobre la gestió, la restauració i la conservació de les llacunes mediterrànies?

- Un sistema com el Tancat de la Pipa és capaç de reduir l'eutrofització amb una eficiència raonablement satisfactòria en termes de nutrients. Els processos físics, químics i biològics, en particular pel que fa a la xarxa alimentària i la participació del plàncton, van ser importants per millorar la qualitat de l'aigua a tot el sistema.
- Els AAFSA i les llacunes Educativa i de Reserva van reduir la biomassa microalgal i van exportar fitoplàncton potencialment heterotròfic i zooplàncton herbívor, particularment cladòcers (un dels contribuents clau en les fases d'aigües clares de la llacuna de l'AV). Els AAFSA van exportar 200 kg PS acumulats de zooplàncton per any a les llacunes petites, i aquestes llacunes exportaren 60 kg PS de zooplàncton per any a la llacuna de l'AV. Durant el segon any de funcionament, la sortida del Tancat de la Pipa va afectar positivament l'àrea de l'AV sota la seva influència directa: es va determinar una reducció del 75% de la concentració de clorofil·la a a les aigües de la llacuna de l'AV en comparació amb el primer any; aquest fet va augmentar la transparència de l'aigua i va permetre que aparegués la vegetació submergida i creixés a l'entorn d'aquesta llacuna.
- Cada llacuna petita va desenvolupar característiques úniques, com ara propietats hidràuliques i coberta de vegetació submergida, i va exhibir diferents etapes d'eficiència d'eliminació de nutrients i fitoplàncton i diferents etapes de producció de zooplàncton. No obstant això, el resultat de la millora de la qualitat de l'aigua a les sortides i la millora de la biodiversitat planctònica va ser similar per ambdues llacunes.
- Els serveis de l'ecosistema proporcionats per les llacunes ens motiven a recomanar la configuració d'aquest tipus d'ecosistemes com una acció complementària per als AAFSA en la gestió d'aigües

eutrofitzades en llocs protegits com el PNAV. Algunes de les mesures que podrien millorar l'eficàcia del tractament per part de les llacunes inclouen la millora en les condicions hidrodinàmiques (prolongació del temps de residència mitjana de l'aigua, millorant així l'eficiència de retenció de nutrients), gestió de la vegetació emergent, i construcció d'estructures específiques a les llacunes (per exemple, illes més petites que les de la llacuna de Reserva).

- Desxifrem els factors sinèrgics que van desencadenar la desaparició de macròfits submergits i la seva manca de restabliment en les llacunes petites. Les altes concentracions de nutrients no van ser el factor clau que va impedir l'expansió i el restabliment de macròfits a les llacunes, sinó que més aviat ho van ser els efectes negatius sinèrgics dels peixos i/o els crancs amb els ocells aquàtics sobre les plantes. Es requereixen més zones amb vegetació submergida permanent al PNAV durant els períodes crítics dels camps assecats d'arròs (primavera) per a disminuir la pressió herbívora d'aus sobre els ecosistemes del Tancat de la Pipa. L'erradicació de poblacions de peixos exòtics a les llacunes va ser impossible a causa de l'alt grau de connexions amb la llacuna principal i els canals circumdants. Malgrat tot, les poblacions de peixos s'haurien de reduir a un nivell compatible amb la supervivència de macròfits a curt termini i no s'haurien de recuperar com per afectar la supervivència i l'expansió dels trasplantaments de macròfits (instal·lació de xarxes als llocs d'entrada de les llacunes, pesca contínua amb xarxa, etc.). És desitjable una reducció de les concentracions de nutrients en les entrades de les llacunes per prevenir l'ombrejat perifític de la vegetació submergida i el creixement del fitoplàncton. La plantació de macròfits per restaurar les llacunes també és necessària, a causa del baix potencial de recuperar una diversitat de vegetació en aquests sistemes a partir del banc de propàguls d'angiospermes del sediment. El desenvolupament futur de la vegetació submergida contribuirà al manteniment de fases més llargues d'aigües transparents i, en conseqüència, a l'augment de la diversitat global.
- Destaquem que els enfocaments experimentals, tant en el laboratori com en el camp, també són necessaris per entendre els processos interactius, sincronitzats i sinèrgics la major part del temps, que afecten la capacitat d'aquests petits ecosistemes aquàtics complexos i vulnerables com a fonts naturals de diversitat biològica.
- Finalment, suggerim la construcció de més sistemes com el Tancat de la Pipa en el PNAV per reduir la càrrega de nutrients a la llacuna principal. Més sistemes de remediació d'eutrofització similars milloraran la biodiversitat planctònica i macròfita, en particular, i promouran el desenvolupament biològic, en general.

## Reconeixements

Aquest estudi va ser finançat pels contractes de la Universitat de València amb TRAGSA sota la directiva de la Confederació Hidrogràfica del Riu Xúquer i el projecte CGL 2009 10292 del Ministeri Espanyol d'Economia i Competitivitat a MAR. Reconeixem la dedicació de Javier Ferrer-Polo, Teodoro Estrela, Mamen Regidor i Sara Jiménez (CHJ). També estem agraïts per la col·laboració de (en ordre alfabètic) Aruca Sebastian, Carlos Peña, Carmen Hernández, Fidel Rubio, Francesco Mazzei, Francisco Cortés, Jara García, Joan Miquel Benavent, José Luis Alonso-Guillén, Lourdes Ribera, Lucía Moreno, María Belenguer, Mario Giménez, Matthieu Lassalle, Miguel Martín, Núria Oliver, Pablo Vera, Sara Gargallo, i William Colom.

# Referències

Alonso-Guillén, J.L., 2011. Charophytes in restoration of aquatic ecosystems. A study case within Albufera de València Natural Park. Ph.D, University of València.

Anastacio, P.M., V.S. Parente & A.M. Correia, 2005. Crayfish effects on seeds and seedlings: identification and quantification of damage. *Freshwater Biology* 50:697–704.

Angeler, D.G., S. Sanchez-Carrillo, G. Garcia & M. Alvarez-Cobelas, 2001. The influence of *Procambarus clarkii* (Cambaridae, Decapoda) on water quality and sediment characteristics in a Spanish floodplain wetland. *Hydrobiologia* 464:89–98.

Angeler, D.G., Alvarez-Cobelas, M., Sanchez-Carrillo & S., Rodrigo, M.A., 2002. Assessment of exotic fish impacts on water quality and zooplankton in a degraded semi-arid floodplain wetland. *Aquatic Sciences* 64:76–86.

Berger, J. & M. Schagerl, 2004. Allelopathic activity of Characeae. *Biologia, Bratislava* 5:9-15.

Blindow, I., 1992. Decline of charophytes during eutrophication; a comparison to angiosperms. *Freshwater Biology* 28:9–14.

Calero, S., M. Segura, C. Rojo & M.A. Rodrigo, 2015. Shifts in plankton assemblages promoted by free water surface constructed wetlands and their implications in eutrophication remediation. *Ecological Engineering* 74:385–393.

Cirujano, S., J. Camargo & C. Gómez-Cordovés, 2004: Feeding preference of the red swamp crayfish *Procambarus clarkii* (Girard) on living macrophytes in a Spanish Wetland. *Journal of Freshwater Ecology* 19:219-225.

Coops, H., 2002. Ecology of charophytes: an introduction. *Aquatic Botany* 72:205–208.

Crisman, T.L., C. Mitraki & G. Zalidis, 2005. Integrating vertical and horizontal approaches for management of shallow lakes and wetlands. *Ecological Engineering* 24:379–389.

Dafauce, C., 1975. La Albufera de Valencia. Un estudio piloto. *Monografías del Instituto para la Conservación de la Naturaleza (ICONA)* 4:1-127.

Declerck, S., M. Vanderstukken, A. Pals, K. Muylaert, & L. de Meester, 2007. Plankton biodiversity along a gradient of productivity and its mediation by macrophytes. *Ecology* 88:2199–2210.

Dies, J.I., N. Ramon & J. Prosper, 2003. Winter breeding by Black-crowned Night Heron in eastern Spain. *Waterbirds* 26:379–382.

Dugdale, T.M., J.H. Brendad, M. de Winton & A. Taumoepeau, 2006. Fish exclosures versus intensive fishing to restore charophytes in a shallow New Zealand lake. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 16:193–202.

- González-Sagrario, M.A., E. Jeppesen, J. Goma, M. Søndergaard, J.P. Jensen, T. Lauridsen & F. Landkildehus, 2005. Does high nitrogen loading prevent clear-water conditions in shallow lakes at moderately high phosphorus concentrations? *Freshwater Biology* 50:27–41.
- Gyllström, M. & L.A. Hansson, 2004. Dormancy in freshwater zooplankton: induction, termination and the importance of benthic-pelagic coupling. *Aquatic Sciences* 66:274–295.
- Hilt, S., 2006. Allelopathic inhibition of epiphytes by submerged macrophytes. *Aquatic Botany* 85:252–256.
- Hilt, S., K. Van de Weyer, A. Kohler & I. Chorus, 2010. Submerged macrophyte responses to reduced phosphorus concentrations in two peri-urban lakes. *Restoration Ecology* 18:452–461.
- Hong, J.M., S. Liu, G.P. Shi & Y.Q. Zhang, 2012. Soil seed bank techniques for restoring wetland vegetation diversity in Yeyahu Wetland, Beijing. *Ecological Engineering* 42:192–202.
- Jenkins, G.A., M. Greenway & C. Polson, 2012. The impact of water reuse on the hydrology and ecology of a constructed stormwater wetland and its catchment. *Ecological Engineering* 47:308–315.
- Jeppesen, E., J.P. Jensen, M. Søndergaard, T. Lauridsen, L.J. Pedersen & L. Jensen, 1997. Top-down control in freshwater lakes: the role of nutrient state, submerged macrophytes and water depth. *Hydrobiologia* 342:151–164.
- Jones, R.I., 2000. Mixotrophy in planktonic protists: an overview. *Freshwater Biology* 45:219–226.
- Kentula, M.E., 2000. Perspectives on setting success criteria for wetland restoration. *Ecological Engineering* 15:199–209.
- Lauridsen, T.L. & D.M. Lodge, 1996. Avoidance by *Daphnia magna* of fish and macrophytes: chemical cues and predator-mediated use of macrophyte habitat. *Limnology and Oceanography* 41:794–798.
- Madsen, J.D., 1998. Predicting invasion success of Eurasian watermilfoil. *Journal of Aquatic Plant Management* 36:28–32.
- Marklund, O., H. Sandsten, L.A. Hansson & I. Blindow, 2002. Effects of waterfowl and fish on submerged vegetation and macroinvertebrates. *Freshwater Biology* 47:2049–2059.
- Martín, M., N. Oliver, C. Hernández-Crespo, S. Gargallo & M.C. Regidor, 2013. The use of free water surface constructed wetland to treat the eutrophicated waters of lake L'Albufera de Valencia (Spain). *Ecological Engineering* 50:52–61.
- Matuszak, A., M. Mörtl, P. Quillfeldt & H.G. Bauer, 2012. Exclosure study on the exploitation of macrophytes by summering and moulting waterbirds at Lower Lake Constance. *Hydrobiologia* 697:31–44.
- Mitsch, W.J., L. Zhang, K.C. Stefanik, A.M. Nahlik, C.J. Anderson, B. Bernal, M. Hernandez & K. Song, 2012. Creating wetlands: primary succession, water quality changes, and self-design over 15 years. *BioScience* 62:237–250.

- Noordhuis, R., D.T. van der Molen & M.S. van den Berg, 2002. Response of herbivorous water-birds to the return of *Chara* in Lake Veluwemeer, The Netherlands. *Aquatic Botany* 72:349–367.
- Pardo, L., 1942. La Albufera de Valencia. *Biología de las aguas continentales II*. Instituto Forestal de Investigaciones y Experiencias, Madrid.
- Poquet, J.M., F. Mezquita, J. Rueda & M.R. Miracle, 2008. Loss of Ostracoda biodiversity in Western Mediterranean wetlands. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 18:280–296.
- Roberts, E., J. Kroker, S. Korner & A. Nicklisch, 2003. The role of periphyton during the re-colonization of a shallow lake with submerged macrophytes. *Hydrobiologia* 506:525–530.
- Rodrigo, M.A., J.L. Alonso-Guillén, S. Cirujano & I. Soulié-Märsche, 2009. Aproximación a las comunidades de carófitos que existieron en la Albufera de Valencia a partir del estudio de las oósporas del sedimento. *Anales del Jardín Botánico de Madrid* 66:195–208.
- Rodrigo, M.A., J.L. Alonso-Guillén & I. Soulié-Märsche, 2010. Reconstruction of the former charophyte community out of the fructifications identified in Albufera de València lagoon sediments. *Aquatic Botany* 92:14–22.
- Rodrigo, M.A. & J.L. Alonso-Guillén, 2013. Assessing the potential of Albufera de València Lagoon sediments for the restoration of charophyte meadows. *Ecological Engineering* 60:445–452.
- Rodrigo, M.A., C. Rojo, J.L. Alonso-Guillén & P. Vera, 2013a. Restoration of two small Mediterranean lagoons: The dynamics of submerged macrophytes and factors that affect the success of revegetation. *Ecological Engineering* 54:1–15.
- Rodrigo, M.A., M. Martín, C. Rojo, S. Gargallo, M. Segura & N. Oliver, 2013b. The role of eutrophication reduction of two small man-made Mediterranean lagoons in the context of a broader remediation system: effects on water quality and plankton contribution. *Ecological Engineering* 61:371–382.
- Rodrigo, M.A., C. Rojo, M. Segura, J.L. Alonso-Guillén, M. Martín & P. Vera, 2015. The role of charophytes in a Mediterranean pond created for restoration purposes. *Aquatic Botany* S.I. 120:101–111.
- Rodrigues, L.H.R., E.B. Canterle, V. Becker, V. Gazulha, A. Hamester & D. Motta Marques, 2011. Dynamics of plankton and fish in a subtropical temporary wetland: rice fields. *Scientific Research Essays* 6:2069–2077.
- Rojo, C. & M.A. Rodrigo, 2010. Plankton ecology and diversity. In: Sánchez-Carrillo, S. & D.G. Angeler (eds.) *Ecology of Threatened Semi-Arid Wetlands. Long-Term Research in Las Tablas de Daimiel*. Springer, Dordrecht, 137–173.
- Rojo, C., M. Segura & M.A. Rodrigo, 2013. The allelopathic capacity of submerged macrophytes shapes the microalgal assemblages from a recently restored coastal wetland. *Ecological Engineering* 58:149–155.
- Romo, S., J. Soria, F. Fernandez, Y. Ouahid & A. Baron-Sola, 2013. Water residence time and the dynamics of toxic cyanobacteria. *Freshwater Biology* 58:513–522.



Roselló i Verger, V.M., 1995. L'Albufera de València. Ed. Publicacions de l'Abadia de Montserrat S.A., Barcelona.

Sánchez-Carrillo, S. & D.G. Angeler, 2010. Ecology of threatened semi-arid wetlands. Long-term research in Las Tablas de Daimiel. Springer, Dordrecht.

Sanchis-Ibor, C., 2001. Regadiu i canvi ambiental a l'Albufera de València. Publicaciones de la Universitat de València, Departament de Geografia i Centre Valencià del Reg (UPV), València.

Scheffer, M., 1998. Ecology of Shallow Lakes. Chapman & Hall, London.

Smart, M. & G.O. Dick, 1999. Propagation and establishment of aquatic plants: a handbook for ecosystems restoration projects. Technical Report A-99-4, February 1999. US Army Corps of Engineers. Waterways Experimental Station, Vicksburg.

Sommer, U. & F. Sommer, 2006. Cladocerans versus copepods: the cause of contrasting top-down controls on freshwater and marine phytoplankton. *Oecologia* 147:183–194.

Soulié-Märsche, I., 1998. Fossil *Lamprothamnium papulosum* (Charophyta), a biomarker for seasonal rainfall in northern Mauritania. *Paleoecology of Africa* 25:65–76.

Tang, X., S. Huang, M. Scholz, & J. Li, 2009. Nutrient removal in pilot-scale constructed wetlands treating eutrophic river water: assessment of plants, intermittent artificial aeration and polyhedron hollow polypropylene balls. *Water Air Soil Pollution* 197:61–73.

Tavsanoglu, U.N., A.I. Cakiroglu, S. Erdogan, M. Meerhoff, E. Jeppesen & M. Beklioglu, 2012. Sediments, not plants, offer the preferred refuge for *Daphnia* against fish predation in Mediterranean shallow lakes: an experimental demonstration. *Freshwater Biology* 57:795–802.

Torn, K., G. Martin, J. Kotta & M. Kupp, 2010. Effects of different types of mechanical disturbance on a Charophyte dominated macrophyte community. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 87:27–32.

van de Bund, W.J. & E. van Donk, 2004. Effects of fish and nutrient additions on food-web stability in a charophyte-dominated lake. *Freshwater Biology* 49:1565–1573.

van den Berg, M.S., H. Coops, J. Simon & A. de Keizer, 1998. Competition between *Chara aspera* and *Potamogeton pectinatus* as a function of temperature and light. *Aquatic Botany* 60:241–250.

van Zuidam, J.P., E.P. Raaphorst & E.T.H.M. Peeters, 2012. The role of propagule banks from drainage ditches dominated by free-floating or submerged plants in vegetation restoration. *Restoration Ecology* 20:416–425.

Vera, I., J. García, K. Sáez, L. Moragas & G. Vidal, 2011. Performance evaluation of eight year experience of constructed wetland systems in Catalonia as alternative treatment for small communities. *Ecological Engineering* 37:364–371.

Vera, P. & M. Giménez, 2011. Waterfowl in Tancat de la Pipa. Technical report for the Spanish Water Authority.

Vymazal, J., 2011. Enhancing ecosystem services on the landscape with created: constructed and restored wetlands. *Ecological Engineering* 37:1–5.

Vymazal, J., 2013. Emergent plants used in free water surface constructed wetlands: a review. *Ecological Engineering* 61 (Part B):582–592



# Restauració i gestió de les llacunes costaneres del Delta de l'Ebre

Carles Ibáñez \*, Nuno Caiola, Patricia Prado, Sofia Rivaes

IRTA, Programa d'Ecosistemes Aquàtics, Centre de Sant Carles de la Ràpita, Catalunya

# 1. Impactes humans, condicions de referència i estat ecològic

Amb una longitud de 910 km i una zona de drenatge de 85 362 km<sup>2</sup>, el riu Ebre és un dels afluents més importants del Mediterrani (Figura 1). El riu Ebre crea un dels deltes més grans (320 km<sup>2</sup>) a la conca del nord-oest de la Mediterrània. L'àrea més gran (el 65%) del delta està dedicada al cultiu d'arròs, i els espais naturals només cobreixen uns 80 km<sup>2</sup>. Aquestes àrees protegides, que es van declarar Parc Natural el 1983, inclouen diferents ecosistemes aquàtics, com ara llacunes costaneres, maresma i badies. Les llacunes costaneres es troben entre els hàbitats més importants a causa dels serveis dels ecosistemes que ofereixen (protecció de la línia de costa, millora de la qualitat de l'aigua, recursos pesquers, hàbitat i aliments per a animals migratoris i residents, zones recreatives) i la biodiversitat que tenen (Levin et al., 2001).

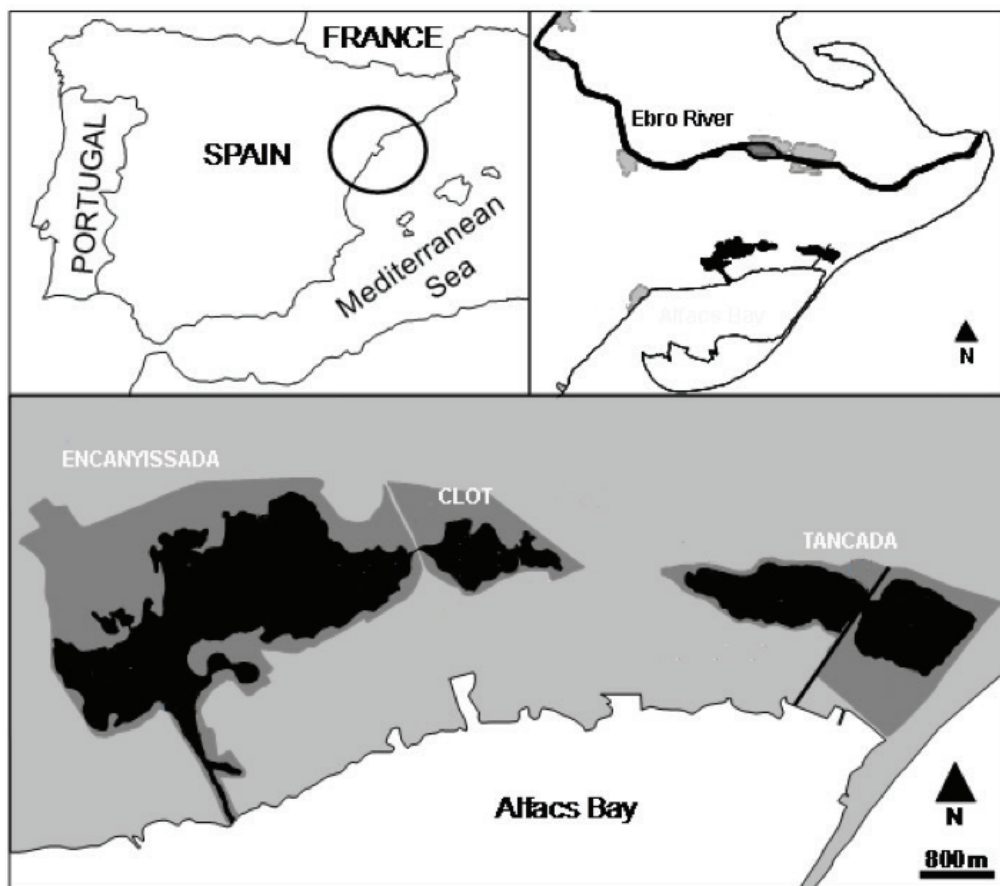


Figura 1. Ubicació de les llacunes costaneres del Delta de l'Ebre (en negre). Els noms estan indicats per aquelles que han estat sotmeses a projectes de restauració.

Envoltades de grans extensions d'arrossars, les llacunes costaneres del Delta de l'Ebre han patit una intensa ingerència humana des del segle XIX (Ibáñez & Caiola, 2016). Fins a finals de la dècada de 1980, la major part de les aigües d'origen agrícola, riques en matèria orgànica particulada, nutrients i alguns herbicides i pesticides (per exemple, contaminants organoclorats com PCB, DDT i HCB, ara prohibits per la llei), s'abocaven a les llacunes des de maig a octubre (Comín, 1984; Comín et al.,

1991). Com a resultat, la vegetació emergida (majoritàriament canyís) es va expandir i la vegetació submergida va disminuir en més del 80% a la majoria de les llacunes. A més, el funcionament ecològic de les llacunes va canviar cap a una producció primària dominada per fitoplàncton amb alta terbolesa a causa d'una elevada concentració de clorofil·la i la resuspensió de sediments fins durant les ventades (Ferrer & Comín, 1982; Comín et al., 1990; 1991; Ibáñez et al., 2000). Les poblacions de peixos i l'abundància d'aus aquàtiques també van disminuir i es van veure afectades amb força les activitats locals de pesca i recreació (Forés, 1992; Ibáñez et al., 2000; Rodríguez-Climent et al., 2012).

A finals dels anys 80, el govern regional i les autoritats del Parc Natural van implementar noves infraestructures hidrològiques (estacions de bombeig i canals de drenatge que envolten les llacunes) per establir un nou règim de gestió de l'aigua per reduir, no eliminar, les aigües de drenatge dels camps d'arròs cap a les llacunes. No obstant això, les entrades reduïdes amb millor qualitat de l'aigua, però encara significatives, han continuat de maig a novembre durant tots aquests anys. Aquest esquema de gestió actual implica portar aigua dolça del riu Ebre amb menor matèria orgànica, nutrients i pesticides d'origen agrícola per afavorir el desenvolupament de macròfits sobre fitoplàncton (Comín et al., 1991) i amb l'objectiu final de restaurar l'hàbitat per a espècies protegides i aus de caça.

L'estat ecològic, tal com defineix la Directiva Marc de l'Aigua o la DMA (Comissió Europea, 2000), és una expressió de la qualitat, l'estructura i el funcionament dels ecosistemes aquàtics. Això significa que una bona qualitat de l'aigua no és suficient per garantir un bon estat ecològic. Per mesurar l'estat ecològic, la DMA va establir un conjunt d'indicadors que han de ser avaluats de manera homogènia per tots els estats membres de la Unió Europea. El tret comú dels elements de qualitat ecològica (qualitat de l'aigua, hidromorfologia i comunitats biològiques) és que la seva mesura quantitativa hauria de representar la diferència entre l'estat actual i les condicions de referència (és a dir, condicions sense impactes humans). Abans de l'assentament humà intens dels dos darrers segles, les llacunes costaneres del Delta de l'Ebre solien ser sistemes d'aigua salada (Benito et al., 2014). Malauradament, manca informació científica sobre les comunitats biològiques en condicions de referència i això dificulta una bona valoració del seu estat ecològic.

En les últimes dues dècades, la qualitat de l'aigua del baix riu Ebre, estuari i llacunes ha millorat a causa de la disminució de la càrrega de nutrients i dels contaminants químics (Ibáñez et al., 2012; Prado et al., 2014a). Tanmateix, malgrat la millora de la qualitat de l'aigua, no s'aconseguirà un bon estat ecològic amb l'actual sistema de gestió de l'aigua, ja que es basa en entrades artificials d'aigua dolça que afavoreixen determinades espècies, i es provoca una important desviació de les condicions de referència. L'avaluació actual de la qualitat ecològica de les llacunes costaneres del Delta de l'Ebre realitzada per l'Agència Catalana de l'Aigua, seguint el procediment de la DMA, demostra que el seu estat és, en la majoria dels casos, moderat o deficient (Boix et al., 2010). A més, diversos estudis van demostrar que les salinitats baixes han afavorit la presència d'espècies no autòctones (Caiola & Sostoa, 2002; Franch et al., 2008; Rodríguez-Climent et al., 2013) i que les espècies marines que proveeixen les pesqueries locals no s'han recuperat (Rodríguez-Climent et al., 2012). Per tant, els criteris de restauració haurien de tenir en compte no només la millora de la qualitat de l'aigua, sinó també la recuperació dels processos ecològics per a restablir les condicions de referència i, per tant, complir els criteris de la DMA UE de bon estat ecològic.



## 2. Gestió actual i característiques ecològiques

Com a conseqüència de l'actual pla de gestió de l'aigua, les llacunes costaneres del Delta de l'Ebre estan sotmeses a règims de salinitat oposats de maig a novembre (3.6 a 11.6‰ a la llacuna del Clot, 12.5 a 27.1‰ a la llacuna de l'Encanyissada, i 18.6 a 28.1‰ a la llacuna de la Tancada; Prado et al., 2013a), però tenen rangs més similars (de 13‰ al Clot a 28-31‰ a l'Encanyissada i la Tancada) durant la resta de l'any, amb fluxos mínims d'aigua dolça.

### 2.1. Vegetació submergida

En mostreigs de vegetació realitzats entre 1976 i 1977 (Curcó, 1994) *Potamogeton pectinatus* (creixement òptim a les salinitats d'aprox. 5; Van Wijk et al., 1988) i en menor mesura *Najas marina* (espècie d'aigua dolça; Agami & Waisel, 1985) van ser les espècies de macròfits dominants a les llacunes de l'Encanyissada i el Clot i la part més gran de la llacuna de la Tancada, cosa que indica entrades significatives d'aigua dolça d'origen agrícola i condicions eutròfiques (Grillas, 1990; Adams et al. 1992; Ibáñez et al. 2000). Durant els últims anys 80, es podien trobar tant *Ruppia cirrhosa* com *P. pectinatus* en praderies mixtes i monoespecífiques a la llacuna de la Tancada, en particular al sector oest (per exemple, Menéndez & Comín, 1989), però no hi ha informació disponible de les altres llacunes. Avui, després de la reducció de les entrades d'aigua dolça i la millora de la qualitat de l'aigua, *R. cirrhosa* (creixement òptim en les aigües meso- a polihalines de 12 a 30‰; Adams et al., 1992) és l'espècie dominant a la llacuna de l'Encanyissada (només es barreja en baixa abundància amb *P. pectinatus* al nord de la llacuna) i l'únic macròfit trobat a la llacuna de la Tancada (vegeu la Figura 2a). A la llacuna del Clot, les salinitats més baixes (aprox. 3.6‰) han permès la persistència de poblacions dominants de *P. pectinatus* intercalades amb *R. cirrhosa* (capaç de créixer de 0 a 75‰; Adams & Bate, 1994) i praderies mixtes de *P. pectinatus* i *N. marina* en algunes zones reduïdes (Figura 2b).

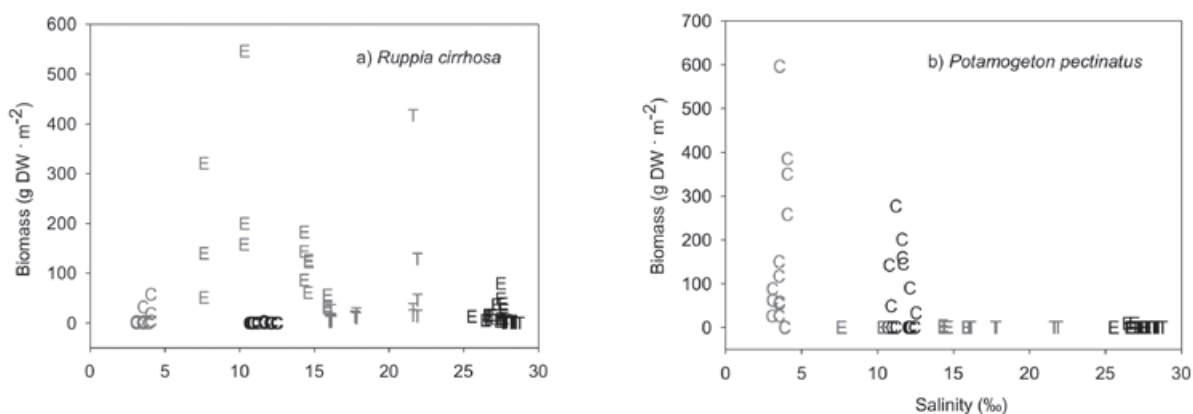


Figura 2. Variació estacional de (a) la biomassa de *Ruppia cirrhosa* i (b) la biomassa de *Potamogeton pectinatus* en relació amb la salinitat mitjana anual (valors mitjans d'estiu i d'hivern) a les 3 llacunes d'estudi. C-Clot, E-Encanyissada i T-Tancada. Els valors d'estiu (agost) s'indiquen en gris i els valors d'hivern (febrer) en negre. Figura de Prado et al. (2013) amb permís.

Els valors actuals de biomassa de *R. cirrhosa* estan subjectes a una considerable variabilitat estacional amb valors màxims de biomassa a l'estiu (0-308 g PS·m<sup>-2</sup> a la llacuna de l'Encanyissada i 4-153 g PS·m<sup>-2</sup> a la llacuna de la Tancada) i mínims a l'hivern (0-45 g PS·m<sup>-2</sup> i 0 a 2.3 g PS·m<sup>-2</sup>, respectivament), reflectit de prop per patrons de càlculs de la producció neta anual (Prado et al., 2013a). A la llacuna de l'Encanyissada, es registra una gran variabilitat en l'abundància de macròfits (aprox. 10 vegades),

possiblement derivada de les diferències en la salinitat hivernal (de 24 a 34‰), dels efectes d'ombregat per les macroalgues marines a la deriva que entren des de les zones eutrofitzades de la badia dels Alfacs (Prado et al. 2013a), o d'ambdós processos. A la llacuna de la Tancada, també s'observen biomasses d'estiu oposades entre les conques occidental i oriental (9 i 107 g PS·m<sup>-2</sup>, respectivament; Prado et al., 2013a), i els estudis previs van aportar càlculs de biomassa notablement superiors en el període 1986-1989 (Menéndez & Comín, 1989: aprox. 25-687 g PS·m<sup>-2</sup>; Menéndez, 2002: 9-840 g PS·m<sup>-2</sup>). Aquestes diferències entre les conques poden associar-se a una major salinitat en comparació amb la registrada als anys 90 (Comín et al., 1991). La major salinitat va eliminar grans àrees cobertes amb *P. pectinatus*, desestabilitzant els sediments i potenciant la turbiditat; així es dificulta la recolonització i la supervivència de *R. cirrhosa* (vegeu també Charpentier et al., 2005). Per *P. pectinatus* (principalment en desenvolupament a la llacuna del Clot), l'estacionalitat és menys marcada que per a *R. cirrhosa*, amb majors valors de biomassa a l'estiu (0-331 g PS·m<sup>-2</sup>) que a l'hivern (0-168 g PS·m<sup>-2</sup>). Encara que no hi ha registres històrics disponibles per a la llacuna del Clot, aquests valors de la biomassa són molt inferiors als oferts per diversos hàbitats salobres a la Camarga en salinitats similars (376 a 668 g PS·m<sup>-2</sup>; Van Wijk, 1988) i suggereixen condicions subòptimes de creixement d'aquesta espècie adaptades a condicions d'aigua més fresca. A l'estiu, *N. marina* (57 g PS·m<sup>-2</sup>) barrejat amb *P. pectinatus* (58.5 g PS·m<sup>-2</sup>) també es desenvolupa a la zona més propera a la connexió amb la llacuna de l'Encanyissada. En general, les biomasses màximes analitzades per Prado et al. (2013a) van ser 88-95% inferiors als valors màxims trobats a la literatura en salinitats similars, i hi ha poca o cap recuperació en algunes àrees en comparació amb els últims informes des de fa més de 20 anys. A part dels patrons de distribució al llarg del gradient de salinitat, altres factors com la càrrega de nutrients, la terbolesa i les baixes concentracions d'oxigen (per exemple, 3-4 mg·L<sup>-1</sup> a la llacuna del Clot i aprox. 6 mg·L<sup>-1</sup> a la Tancada) poden explicar les condicions subòptimes per al creixement de les plantes en aquestes llacunes costaneres. Basant-nos en la informació existent, podem concloure que els esforços de restauració passats i la gestió actual de l'aigua han canviat l'hàbitat cap a condicions més salobres, substituint *P. pectinatus* per *R. cirrhosa* en molts casos, però encara lluny de les condicions de referència per aigua salobre. Tanmateix, l'actual règim de salinitat durant tot l'any potser no sigui òptim per a cap de les espècies de macròfits existents.

## 2.2. Comunitats planctòniques

Les comunitats de fitoplàncton i zooplàncton de les llacunes costaneres del Delta de l'Ebre també mostren patrons d'abundància oposats durant l'estiu, amb una major densitat de zooplàncton i una menor de fitoplàncton en salinitats superiors (Prado et al., 2017a). També s'observen diferències en l'estructura de la comunitat entre llacunes, en particular entre la llacuna del Clot i la Tancada durant l'estiu (Figura 3, Taula 2). Entre el fitoplàncton, les Bacillariophyceae bentòniques són un dels grups més freqüents, amb les abundàncies d'estiu més altes a les llacunes del Clot i l'Encanyissada, que són presumiblement el resultat de la millora de les condicions de llum i de la resuspensió de sediments (Prado et al., 2017a). Les Chlorophyceae i, en menor mesura, les Cyanophyceae i les Euglenophyceae (totes generalment menys del 1%) també són més abundants a la llacuna del Clot a l'estiu (com pot passar en els entorns d'aigua dolça, Nicholls, 1976) i disminueixen a les llacunes de l'Encanyissada i la Tancada. Per contra, les Dinophyceae, un grup que es troba freqüentment a les badies del Delta de l'Ebre (M. Fernandez, comunicació personal), mostren les abundàncies més altes a la llacuna de la Tancada i les més baixes a la llacuna del Clot (53% i 1%, respectivament); això indica que Dinophyceae entren a les llacunes a través de canals de connexió amb la badia dels Alfacs (absents al Clot). La comunitat de zooplàncton està dominada per estadis larvaris de copèpodes amb menor abundància d'altres tàxons, especialment durant l'època hivernal. El

calanoid osmoconformador *Calanipeda aquadulcis* (Svetlichny et al., 2012) és el taxó més estès de les llacunes (vegeu també Menéndez & Comín, 1986), amb més adults a l'estiu i copèpododits a l'hivern. El copèpode harpacticoid *Canuella perplexa*, àmpliament distribuït en llacunes costaneres en salinitats de 16 a 32 (Ceccherelli & Mistri, 1991), és en gran part responsable del major nombre total de zooplàncton amb major salinitat. Altres espècies de copèpodes estan presents en nombres inferiors i generalment presenten abundàncies més altes a l'estiu a les llacunes de l'Encanyissada i la Tancada. Els cladòcers, que són habituals en ambients oligohalins (Brucet et al., 2009), estan presents en baixa abundància, particularment a la llacuna de la Tancada durant l'hivern (major salinitat). Els ostracodes també estan presents en nombres baixos, coincidint amb patrons trobats en altres llacunes mediterrànies costaneres (per exemple, Brucet et al., 2009; 2010). Entre els altres grups de zooplàncton, s'ha descrit que els rotífers assoleixen altes biomasses a l'estiu a les llacunes catalanes (Badosa et al., 2007, Brucet et al., 2009), però són més abundants a l'hivern, especialment en salinitats més baixes (Prado et al., 2017a). En termes generals, la temperatura i la salinitat van ser els factors més importants per determinar l'estructura de les comunitats (aprox. 60% i 72% de variància de fitoplàncton i zooplàncton, respectivament). Només la salinitat representa aproximadament el 44% de la variació en l'abundància de tàxons i la composició de fitoplàncton i aprox. el 20% de la variació del zooplàncton (vegeu Prado et al., 2017a). No obstant això, en comparació amb el període d'escorrenia agrícola alta fa aprox. 30 anys, les condicions actuals mostren una important disminució de l'abundància total de fitoplàncton (més del 50%), mentre que les abundàncies de zooplàncton són aprox. 6 vegades superiors (vegeu Comín 1984; Menéndez & Comín 1986). Les baixes abundàncies actuals de fitoplàncton es poden explicar per una forta reducció de la càrrega de nutrients dels camps d'arròs cap a les llacunes després de la construcció de canals de circumval·lació i la reparació de comunitats de macròfits (Prado et al., 2013a).

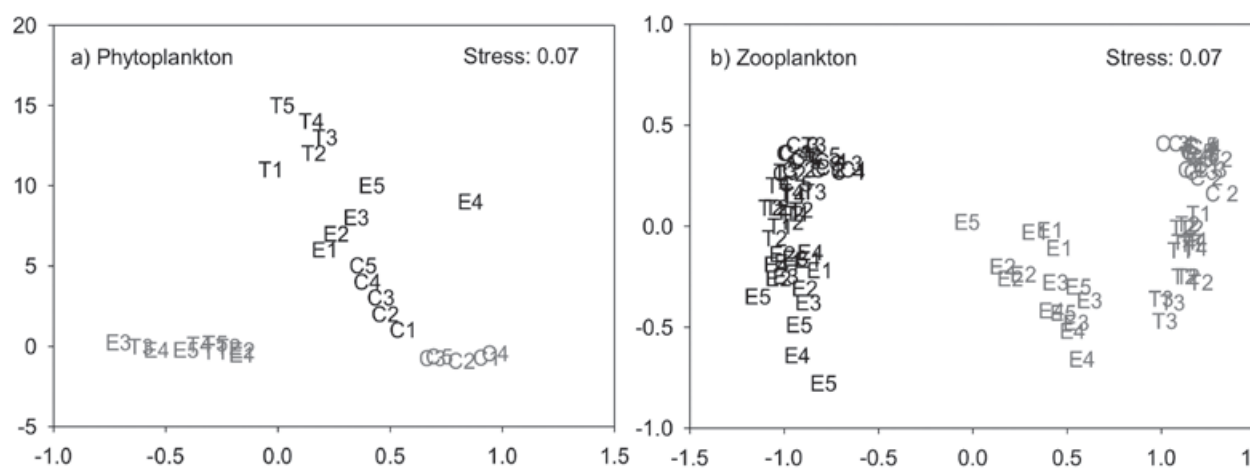


Figura 3. Ordinació n-MDS en es mostren diferències en les comunitats de fitoplàncton i zooplàncton entre llacunes i estacions. Etiquetes de símbols com a la Figura 2. Figura de Prado et al. (2014a) amb permís.

	Fitoplàncton			Zooplànton			
	R	$p$ (%)	Sim./Diss (%)	R	$p$ (%)	Sim./Diss (%)	
<b>Llacuna</b>	0.784	<b>0.1</b>		Llacuna	0.848	<b>0.1</b>	
C-T	1	<b>0.2</b>	54.57	C-T	0.914	<b>0.1</b>	50.81
C-E	0.828	<b>0.1</b>	29.71	C-E	0.868	<b>0.1</b>	32.62
T-E	0.578	<b>0.2</b>	37.47	T-E	0.847	<b>0.1</b>	41.72
C			89.82	C			84.80
E			85.36	E			81.22
T			85.64	T			74.58
<b>Estació</b>	0.960	<b>0.1</b>	34.69	Estació	1	<b>0.1</b>	86.90
W			87.67	W			80.64
S			86.20	S			79.77

Taula 1. Resultats de l'anàlisi ANOSIM bidireccional (efectes globals i comparacions entre parelles) i SIMPER (similitud/dissimilitud) per a comunitats de fitoplàncton i zooplàncton a partir de matrius de dissimilitud derivades d'abundàncies de tàxons (transformades a logaritme  $(1 + x)$ ). R – estadístics ANOSIM;  $p$  – nivell de significació dels estadístics de les mostres (%). A les anàlisis ANOSIM, els resultats significatius s'indiquen amb negreta. En els resultats SIMPER, les comparacions entre parelles indiquen dissimilituds i similituds d'un sol grup.

	Macroinvertebrats		
	R	$p$ (%)	Sim./Diss (%)
<b>Llacuna</b>	0.756	<b>0.1</b>	
C-T	0.899	<b>0.1</b>	57.57
C-E	0.676	<b>0.1</b>	44.16
T-E	0.752	<b>0.1</b>	49.90
C			69.79
E			71.46
T			65.8
<b>Estació</b>	0.559	<b>0.1</b>	46
W			76.72
S			61.32

Taula 2. Resultats d'anàlisi ANOSIM bidireccional (efectes globals i comparacions entre parelles) i SIMPER (similitud/dissimilitud) a partir de matrius de dissimilitud derivades d'abundàncies de tàxons de macroinvertebrats (transformades a logaritme  $(1 + x)$ ). R – estadístics ANOSIM;  $p$  – nivell de significació dels estadístics de les mostres (%). A les anàlisis ANOSIM, els resultats significatius s'indiquen amb negreta. En els resultats SIMPER, les comparacions entre parelles indiquen dissimilituds i similituds d'un sol grup.

## 2.3. Comunitats de macroinvertebrats

Prado et al. (2014a) van demostrar que els patrons de les comunitats de macrofauna a les llacunes del Delta de l'Ebre estan molt influïdes pels efectes interactius dels fluxos d'aigua dolça i el patró estacional. Segons els seus treballs, la riquesa i la diversitat d'espècies es van relacionar positivament a la salinitat (és a dir, més alta a les llacunes de la Tancada i l'Encanyissada i més baixa a la llacuna del Clot), en particular a l'estiu, quan les condicions de salinitat són més diferents. Es van trobar 22 tàxons, que inclouen crustacis, insectes, gastròpodes i bivalves, i van presentar patrons oposats en el gradient de salinitat i les estacions de estudi (Figura 4, Taula 2).

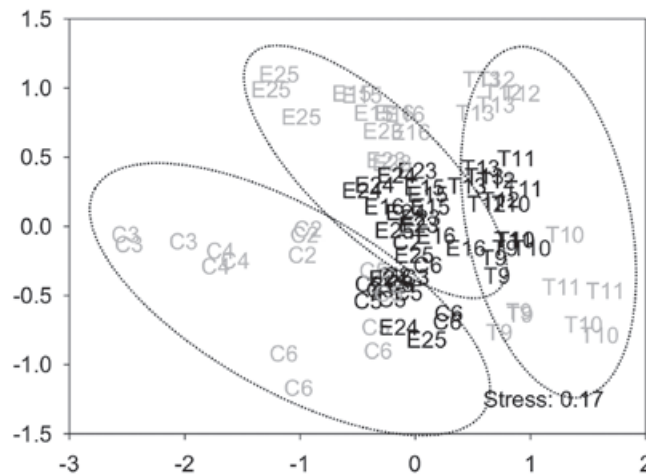


Figura 4 (de Prado et al., 2017a). Ordinació n-MDS que mostra diferències en comunitats macrofaunals entre les 3 llacunes d'estudi. Els cercles assenyalen patrons d'agrupació en totes les zones i llacunes. Etiquetes de símbols com a la Figura 2. Les dades estan transformades a logaritme (1 + x). Figura de Prado et al. (2017a) amb permís.

Entre els crustacis, els anfípodes eurihalins *Gammarus aequicauda* i *Corophium volutator* (McLusky, 1970; Prato & Biandolino, 2003) són abundants a totes les llacunes, en particular a la Tancada. Els isòpodes *Idotea baltica* i *Cyathura carinata* no es troben a la llacuna del Clot i són més abundants a la Tancada, a causa d'una capacitat osmoreguladora més eficient en salinitats superiors a 10 (Hørlyck, 1973). Per contra, l'isòpode *Lekanesphaera hookeri* és molt abundant a la llacuna del Clot però és absent de la Tancada, també d'acord amb els rangs de tolerància a la salinitat (Jansen, 1970). Entre els insectes, *Chironomus salinarius* i Orthocladiinae són més abundants a les salinitats inferiors del Clot (vegeu també Cartier, 2011), i a l'estiu, les larves dels lepidòpters *Acentria efemera* semblen associades a *P. pectinatus* a la llacuna del Clot i a la zona septentrional de la llacuna de l'Encanyissada. Entre els mol·luscs, el gastròpode *Hidrobia* sp. és abundant a l'Encanyissada i menys a les altres llacunes, particularment en el Clot, a causa de la seva marcada preferència per a les aigües meso- a polihalines (Khlebovich & Kondratenkov, 1973). Els gastròpodes restants (*Haminoea navicula*, *Gibbula* sp. i *Theodoxus fluviatilis*) i les espècies de bivalvs observades (*Cerastoderma* sp. i *Scrobicularia plana*) són característiques de les aigües marines (López-Cotelo et al., 1982; Baden & Boström, 2001; Malaquias & Cervera, 2006) i es troben en nombres superiors a la llacuna de la Tancada. Fins a un 56-60% d'aquestes variacions en les comunitats de macroinvertebrats s'explica per factors ambientals, amb salinitat i temperatura que representaven les contribucions més grans (aproximadament el 14% i el 10%, respectivament), mentre que la biomassa estava majoritàriament controlada per temperatura i nutrients (Prado et al., 2014a). En menor mesura, altres factors explicatius també van incloure diferents nivells d'oxigen i matèria orgànica a través de les llacunes, aparentment associats a l'entrada d'aigua dolça (Prado et al., 2014a).

## 2.4. Comunitats de vertebrats

Els macròfits d'aigua salobre, com ara *P. pectinatus*, *N. marina* i *R. cirrhosa* entre d'altres, es coneixen com un hàbitat i alimentació preferits per a espècies d'aus aquàtiques, com ara ànecs i fotxes (Perrow et al., 1997; Rodríguez-Pérez & Green, 2006) i semblen haver afavorit el desenvolupament de grans poblacions de certes aus aquàtiques (Mateo et al., 2000; Farré & Duro, 2010) després dels esforços de restauració (Ibáñez et al., 2000). De fet, durant la temporada de cria, grans poblacions d'aus aquàtiques

utilitzen els hàbitats d'aquests macròfits per a la cria. Aquestes aus aquàtiques inclouen ànecs (*Anas platyrhynchos* majoritàriament), cabussets (*Tachybaptus ruficollis*), fotxes vulgars (*Fulica atra*), colònies de diverses espècies d'ardeids (*Ixobrychus minutus*, *Nycticorax nycticorax*, *Ardeola ralloides*, *Bubulcus ibis*, *Egretta garzetta* i *Ardea purpurea*), i també un gran nombre de capons reials (*Plegadis falcinellus*) i polles blaves (*Porphyrio porphyrio*). Les llacunes costaneres també són importants territoris de reproducció per als xatracos menuts (*Sterna albifrons*, *Gelochelidon nilotica*, *Chlidonias hybrida*, *Sterna sandvicensis* i *S. hirundo*) i les gavines (*Chroicocephalus genei*, *C. ridibundus* i *Larus audouinii*). Durant les estacions de migració i l'hivern, els ànecs (*Anas penelope*, *A. strepera*, *A. crecca*, *A. acuta*, *A. clypeata*, *Netta rufina* i *Aythya ferina*) són molt comuns, com també ho són els cabussets (*Podiceps cristatus* i *P. nigricollis*), les limícoles (*Limosa limosa*, *L. lapponica*, *Calidris ferruginea*, *C. alba*, *C. minuta*, *Tringa totanus* i *T. nebularia*) i els ardeids (*A. alba* i *A. cinerea*). Finalment, durant l'hivern, milers de flamencs (*Phoenicopterus roseus*) utilitzen les llacunes com a hàbitat preferit.

En canvi, les poblacions de peixos d'aigua marina i salobre van disminuir durant els anys 70 i 80, amb les entrades d'aigua dolça de baixa qualitat, i els rendiments totals de captures mai s'han recuperat a la major part de les llacunes de la caiguda en biomassa del 70% aprox. durant la dècada de 1980 (Ibáñez et al., 2000). A més, les salinitats més baixes també van afavorir la invasió d'espècies de peixos no autòctons amb un baix valor comercial, com l'alburn (*Alburnus alburnus*), el carpí daurat (*Carassius auratus*), la carpa comuna (*Cyprinus carpio*), el Pseudorasbora (*Pseudorasbora parva*), la sandra (*Sander lucioperca*), el silur (*Silurus glanis*), i el misgurn de Japó (*Misgurnus anguillicaudatus*) (Caiola & Sostoa, 2002; Franch et al., 2008; Rodríguez-Climent et al., 2012). La gambúsia (*Gambusia holbrooki*) mereix una atenció especial a causa dels seus efectes negatius en la conservació del fartet (*Aphanius iberus*), en perill d'extinció (Caiola & Sostoa, 2005). Per tant, el mal estat de conservació d'aquestes espècies es podria deure en part a una alteració de l'estructura de la xarxa tròfica o a canvis en la disponibilitat de recursos tròfics com ara macroinvertebrats, zooplàncton i fitoplàncton; i s'intensifica per a patrons restringits de recerca d'aliments, en particular en residents permanents de les llacunes com els mugílids (*Liza aurata*, *L. saliens*, *L. ramada*, *Mugil cephalus* i *Chelon labrosus*), l'anguila (*Anguilla anguilla*), el joell (*Atherina boyeri*), el gobi comú (*Pomatoschistus microps*), i les agulletes de riu (*Syngnathus abaster*). Aquestes alteracions ecològiques també van afectar negativament a espècies no residents que solien ser més abundants, com el llobarro (*Dicentrarchus labrax*), l'orada (*Sparus aurata*), i el llenguado (*Solea senegalensis*).

S'ha demostrat que les alteracions en la qualitat i l'abundància d'hàbitats submergits i recursos tròfics provocats per diferències en la salinitat afecten la dieta de les principals espècies de peixos de les llacunes del Delta de l'Ebre (Prado et al., 2014b). La variabilitat en els signatures C  $\delta^{13}$  a través de les llacunes és especialment gran en tota la xarxa tròfica, amb valors més baixos a la llacuna del Clot i més alts a la llacuna de la Tancada (Figura 5). Aquestes diferències coincideixen amb els patrons observats en altres sistemes amb aportacions variables de materials marins i continentals (per exemple, Deegan & Garritt, 1997; Vizzini et al., 2005; Garcia et al., 2007; Obrador & Pretus, 2012). Per N  $\delta^{15}$ , es detecta una relació negativa amb el gradient de salinitat en sediments, zooplàncton i comunitats de invertebrats (Prado et al., 2014b), possiblement a causa de les entrades passades d'aigua enriquida en N  $\delta^{15}$  de fonts antropogèniques (per exemple, Vizzini & Mazzola, 2004; Vizzini et al., 2005). No obstant això, els processos prolongats d'eutrofització semblen produir pocs efectes en els signatures de N  $\delta^{15}$  d'espècies de peixos (com a proxy de la seva posició tròfica; Figura 5). Els models utilitzats per a l'avaluació de la contribució a la dieta dels peixos mostren que les vies tròfiques de les espècies de peixos més abundants com les llisses (*Liza* spp.), el joell (*Atherina Boyeri*), el gobi comú (*P. microps*), el



fartet (*A. iberus*) i la gambúsia (*G. holbrooki*) estan dominats pel zooplàncton a l'Encanyissada, i pels macroinvertebrats a les llacunes del Clot i la Tancada (Prado et al., 2014b). Una hipòtesi plausible per a aquests resultats és que les opcions de consum al llarg del gradient de salinitat poden haver estat influenciades per les diferències en la disponibilitat de preses (Prado et al., 2014a). Per contra, tot i que les poblacions de peixos de les llacunes del Delta de l'Ebre han experimentat un important descens general des dels anys 80 (Ibáñez et al. 2000), la biomassa de les espècies de peixos no sembla tenir una associació clara amb la salinitat, excepte per la gambúsia (*G. holbrooki*) que era més abundant a la llacuna del Clot (Prado et al., 2014b).

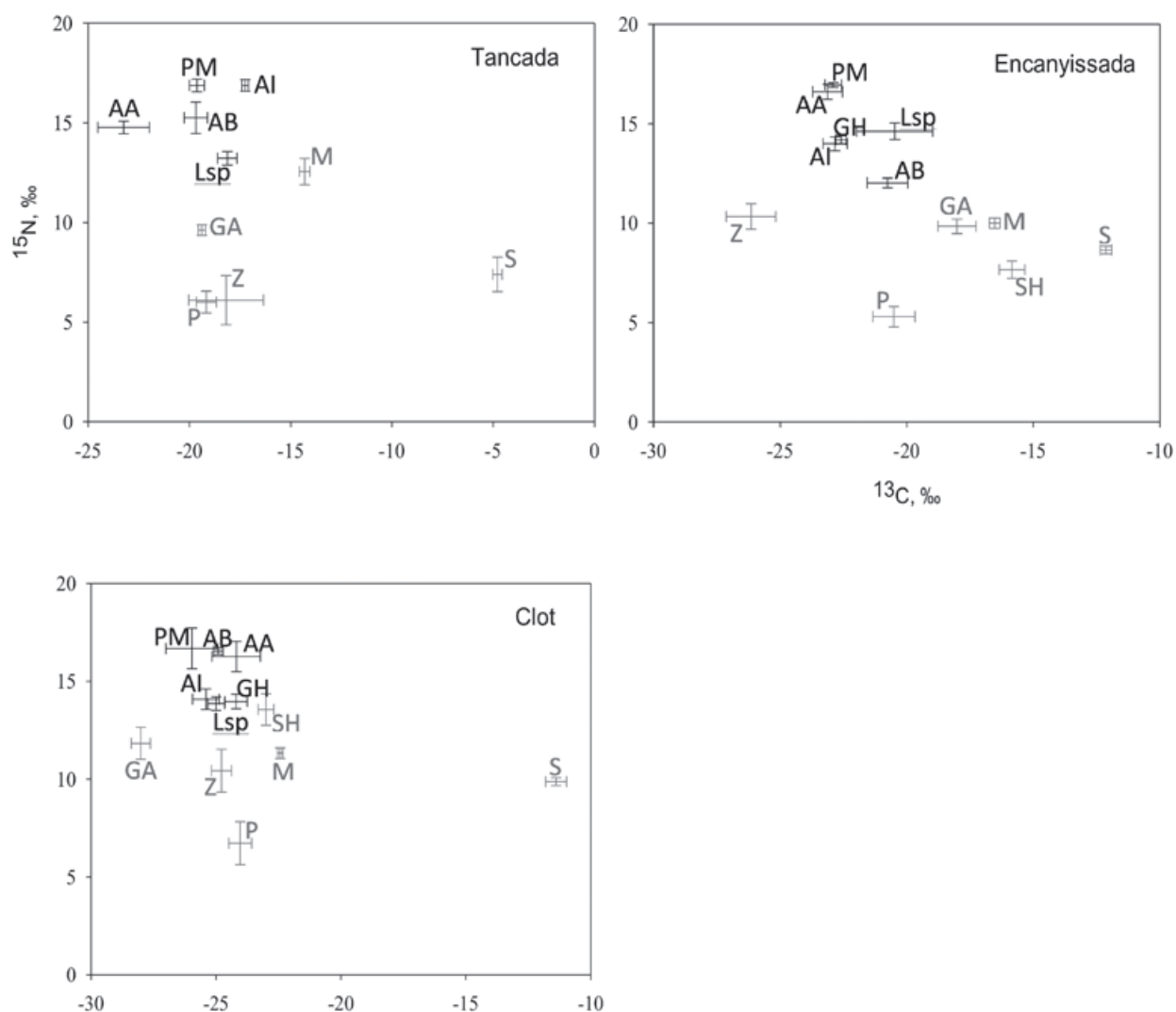


Figura 5. Signatures C  $\delta^{13}$  i N  $\delta^{15}$  d'espècies de peixos (en negre) i fonts d'aliments (en gris) en les 3 llacunes investigades del Delta de l'Ebre al llarg del gradient de salinitat. Lsp-*Liza* spp.; AA-*Anguilla anguilla*; PM- *Potamochistus microps*; AB-*Atherina boyeri*; AI-*Aphanius iberus*; GH-*Gambusia holbrooki*; GM-*Gammarus aequicauda*; SH-*Sphaeroma hookeri*; M-Macròfits; S-Sediment; F-Fitoplàncton; Z-Zooplàncton. Les barres d'error són SE. Figura de Prado et al. (2014b) amb permís.

## 2.5. Estructura de la xarxa tròfica

L'estudi del conjunt de la xarxa tròfica, des del fitoplàncton fins als ocells, mitjançant l'anàlisi de xarxes (Ecopath amb programari Ecosim), es va observar un funcionament tròfic oposat en les 3 llacunes, però es devia principalment a processos *bottom-up* relacionats amb els efectes de la salinitat sobre el tipus d'hàbitat (vegeu Prado et al., 2013b). Com que les dues llacunes amb salinitat més alta, l'Encanyissada i la Tancada, estan dominades pel macròfit anual *R. cirrhosa*, les plantes i les biomasses epífites són suficients per a mantenir les comunitats de peixos i macroinvertebrats a l'estiu, però no a l'hivern, quan es perd gairebé tota la biomassa. Per tant, és necessari un canvi cap al consum de detritus per compensar els models tròfics d'aquestes llacunes. En canvi, a la llacuna del Clot, ja que les comunitats de macròfits estan dominades per l'espècie pseudoanual *Potamogeton pectinatus*, que persisteix durant tot l'any però registra un cert descens a l'hivern, els consumidors no experimenten cap limitació estacional. A més, les diferències estacionals en algunes mètriques d'ecosistemes utilitzades habitualment, com la relació NPP:biomassa, la producció total del sistema (PTS) i l'ascendència, són també les més baixes a la llacuna del Clot, la qual cosa suggereix un funcionament tròfic més estable, que no depèn tant de la variabilitat en l'abundància de fitoplàncton (Prado et al., 2013b). Aquesta influència de la salinitat, juntament amb la disponibilitat de nutrients, en el funcionament tròfic d'aquests sistemes es confirma a partir d'una relació positiva amb la ràtio entre les vies planctòniques i bentòniques, cosa que suggereix una major importància de les vies planctòniques quan els macròfits estan limitats. A més, la variació estacional de la disponibilitat d'hàbitat (els refugis proporcionats per la vegetació) pot afectar indirectament l'abundància dels nivells tròfics superiors (Green & Short, 2003). No obstant això, tot i que considerar els sistemes estudiats com un sistema tancat és un enfocament de modelització acceptat (Christian & Luczovich, 1999; Prado et al., 2013b), també podria proporcionar una perspectiva massa simplista dels fluxos reals d'energia i matèria orgànica que entren a les llacunes de fonts marines i continentals. Per exemple, Prado et al. (2014b) van mostrar que els signatures de  $C \delta^{13}$  de macròfits van reflectir amb força el gradient de salinitat ( $-14,31 \pm 0,26\%$ ,  $-16,26 \pm 0,37\%$ , i  $-22,59 \pm 0,41\%$ , respectivament, a la llacuna de la Tancada, l'Encanyissada i el Clot). Per tant, la POM procedent de plantes C3 més degradades (menys de 25 a 19‰) com l'arròs, que s'estén per aprox. el 70% de la superfície del delta, podria ser una important font de carboni a la llacuna del Clot, que presenta les majors entrades d'aigua dolça a través dels canals de reg. De la mateixa manera, els herbassars submergits de *Cymodocea nodosa*, que creix a la badia dels Alfacs i es troba entre les fonts més enriquides de carboni vegetal (aprox. 7.5‰; Vizzini & Mazzola, 2003) podria disminuir la POM a les llacunes de l'Encanyissada i la Tancada a través de la connexió dels canals marins.

## 3. Anàlisi dels esforços de restauració a les llacunes costaneres del Delta de l'Ebre

Els esforços de restauració ecològica del Delta de l'Ebre van començar a principis dels anys 90 a la llacuna de l'Encanyissada, la llacuna costanera més gran del Delta de l'Ebre, i es van centrar en la millora de la qualitat de l'aigua canviant les connexions hidrològiques existents per restablir la cobertura de macròfits de la llacuna. També als anys 90, es va realitzar una restauració experimental d'aiguamolls procedents d'arrossars abandonats prop de la llacuna de la Tancada per avaluar l'eficiència d'aquestes zones restaurades en la reducció del contingut de nutrients de les aigües residuals i per estudiar la

dinàmica de la vegetació i les aus aquàtiques en aquestes zones durant el procés de restauració. Ambdós esforços de restauració van rebre l'impuls del Parc Natural del Delta de l'Ebre i la Universitat de Barcelona.

Una tercera acció de restauració, impulsada pel Parc Natural, es va dur a terme a l'illa de Buda després que la Generalitat de Catalunya comprés la meitat de l'illa el 1992 per dur a terme accions de millora de la biodiversitat i preservar i millorar els hàbitats protegits. Aquesta intervenció es va incloure en un projecte LIFE Natura amb l'objectiu de potenciar la biodiversitat i contrarestar les amenaces existents com la mala qualitat de les llacunes costaneres, la pèrdua de boscos de ribera i d'hàbitats favorables per a la nidificació d'algunes espècies protegides com ara la perdiu de mar (*Glareola pratincola*) i el bitó (*Botaurus stellaris*), així com la disminució de les poblacions de fartet (*A. iberus*) en perill d'extinció.

Després d'aquests primers esforços per millorar l'estat ecològic d'algunes de les llacunes del Delta de l'Ebre, en la següent dècada la rehabilitació de l'hàbitat no era prioritària. La més notable va ser la restauració d'una petita llacuna i els seus aiguamolls (Riet Vell) arran d'un altre projecte de LIFE Natura realitzat per l'ONG SEO/BirdLife. Llavors, després de 2010 es van realitzar importants projectes de restauració, inclosa la creació de filtres verds i llacunes litorals en antics arrossars i instal·lacions abandonades de piscifactories, així com la restauració hidrològica d'altres llacunes existents.

A continuació, analitzem amb més detall els principals projectes de restauració realitzats a les llacunes costaneres del Delta de l'Ebre durant els últims 25 anys per millorar la qualitat ecològica d'aquests hàbitats prioritaris d'aiguamolls, afectats per les polítiques de gestió del territori que afavorien l'agricultura, la caça i la pesca i que varen la seva superfície de manera significativa.

### 3.1. La restauració funcional de la llacuna de l'Encanyissada (1991-1992)

L'objectiu d'aquesta primera acció de restauració en aquesta llacuna, amb una profunditat mitjana de 80 cm, va ser millorar la seva qualitat de l'aigua (eutrofització i contaminació de pesticides) i recuperar la vegetació submergida, de gran importància per a les poblacions d'aus aquàtiques i peixos que havien disminuït en aquell moment (Forès, 1992).

Per revertir els problemes de contaminació, es va construir un canal de derivació al voltant de la llacuna per evitar l'entrada d'aigua de drenatge dels arrossars, desviant-la fins a la badia dels Alfacs. A més, es va crear una nova entrada més baixa d'aigua dolça de millor qualitat del riu Ebre mitjançant un canal de reg existent (Forès et al., 2002). Els intercanvis entre la llacuna i l'aigua de mar es van incrementar a mesura que disminuïen les entrades d'aigua dolça i això va contribuir a reduir la càrrega de nutrients a causa del contingut relativament baix de nutrients de l'aigua de mar (Comín et al., 1990).

Al mateix temps, durant la primavera de 1991, la llacuna del Clot es va assecar a propòsit. Aquesta petita llacuna (0.56 km<sup>2</sup>) forma part del sistema de llacunes de l'Encanyissada, de la qual n'està separada per una comporta. Aquesta comporta va permetre aïllar la llacuna petita de la llacuna principal, per permetre l'aeració del sediment i disminuir el flux de nutrients (especialment fòsfor) des del sediment cap a l'aigua durant posteriors entrades d'aigua.

La llacuna del Clot va estar completament seca durant gairebé un any i, després, es va omplir amb aigua de reg amb menors aportacions de fòsfor i nitrogen en forma d'amoni generalment present a l'aigua de drenatge dels camps d'arròs. Es van fer abans alguns experiments de laboratori per trobar les característiques adequades de la futura aigua d'inundació i triar el millor procediment. Tenint en compte la disponibilitat d'aigua i la topografia, la millor opció va ser una primera inundació amb aigua marina seguida d'inundacions successives amb aigua dolça (Forès, 1992). Dos anys després de la restauració, la cobertura de macròfits va superar el 70%, la qual cosa va portar a la ràpida recuperació de poblacions de peixos i espècies d'aus de caça; aquests resultats van mostrar que l'entrada de l'aigua de drenatge és una de les principals causes de la desaparició de macròfits i la proliferació de fitoplàncton a les llacunes costaneres del Delta de l'Ebre (Forès, al., 2002). Per tant, la restauració va tenir èxit en termes de recuperació de l'estat ecològic dels ecosistemes (recuperació de la comunitat de macròfits, aus aquàtiques, etc.), però no en termes de la integritat dels ecosistemes (condicions de referència), ja que les llacunes encara tenen importants entrades d'aigua dolça, especialment en el cas del Clot.

### 3.2. Restauració d'aiguamolls a la llacuna de la Tancada (1993-1998)

Aquesta restauració experimental (Comín et al., 2001) va consistir en la conversió d'arrossars abandonats en aiguamolls al llarg de la riba de la llacuna de la Tancada (2.6 km<sup>2</sup>) per posar a prova la seva eficàcia en l'eliminació de nitrogen i fòsfor de les aigües d'origen agrícola que es van utilitzar per inundar els aiguamolls restaurats. Es va investigar la dinàmica de la vegetació de la zona restaurada, així com quina etapa de successió era la més adequada per a les aus d'aiguamolls. Finalment, l'estudi va determinar el potencial de recuperació de la diversitat paisatgística que es produiria si l'activitat de restauració realitzada s'aplicava a un àrea més gran que abasta tot el cinturó de vegetació que envolta una llacuna costanera.

Es van controlar i comparar les aigües d'entrada i sortida de la zona experimental, i es va demostrar que els arrossars convertits en aiguamolls, després d'una revegetació espontània, semblen ser molt eficients a l'hora de retenir el nitrogen de l'aigua superficial (50-95% del total de nitrogen entrant), però molt menys a l'hora de retenir el fòsfor (menys del 50% del fòsfor entrant). Per tant, si els aiguamolls restaurats dels camps d'arròs s'utilitzen com a filtres per eliminar els nutrients, és possible aconseguir una millora de la qualitat de l'aigua de drenatge provinent dels sistemes agrícoles que es descarrega als ecosistemes costaners (llacunes, badies i mar obert).

El procés de colonització de la vegetació després de la restauració d'aiguamolls d'aigua dolça va mostrar característiques típiques de la successió secundària: inundar la zona amb aigua dolça durant la temporada de creixement i mantenir un nivell baix d'aigua (fins a 30 cm) va afavorir el desenvolupament del canyís (*Phragmites australis*). El quart any, els aiguamolls restaurats estaven coberts densament per aquest canyissar. Les espècies de plantes dominants van variar durant els primers 4 anys després que els camps d'arròs van ser abandonats, canviant d'una dominància de *Echinochloa* sp. i *Scirpus maritimus* en el primer any a *Typha latifolia* al segon i a *Scirpus lacustris* en el tercer any, abans que s'establís el canyís en els anys següents. La biomassa seca aèria de la vegetació emergent va augmentar progressivament al llarg dels anys, la qual cosa significa que amb els anys es produeix una acumulació neta de detritus vegetals.

Com en el cas de la vegetació emergent, el creixement estacional de macròfits en aquests aiguamolls va seguir un patró similar a aquelles d'altres poblacions de la mateixa espècie localitzades en zones pròximes al lloc experimental però sotmeses a fluxos d'aigua naturals i no a inundacions regulades (Comín et al., 1997).

Les aus aquàtiques prefereixen els aiguamolls en una etapa intermèdia de successió, seleccionant els hàbitats dominats per *Thypha* i *Scirpus* davant els arrossars i els aiguamolls oberts, que proporcionen poca protecció, i davant aiguamolls més antics amb vegetació densa, que dificulten els moviments dels ocells mentre s'alimenten o es reproduïxen. Per tant, per millorar l'hàbitat dels ocells, s'hauria de gestionar la vegetació en aiguamolls densos i antics a fi de maximitzar la diversitat. No obstant això, després de la restauració, els pagesos que cultivaven els arrossars veïns es van queixar de les aus aquàtiques que vivien als llocs restaurats i s'alimentaven dels seus camps d'arròs. Això va portar a la transformació dels llocs restaurats en prats secs per disminuir el nombre d'aus aquàtiques (Comín et al., 2005).

En general, l'estudi va demostrar que la restauració d'aiguamolls pot assolir simultàniament objectius diferents, com la reducció de nutrients i la conservació de la biodiversitat, entre d'altres. Una altra conclusió és que la restauració de l'hàbitat es pot aconseguir ràpidament un cop s'abandona el conreu intensiu, ja que la recuperació d'aiguamolls dels camps d'arròs es produeix en un període relativament curt de temps.

### 3.3. Restauració d'aiguamolls a les llacunes de l'illa de Buda (1996-2000)

L'illa de Buda (1280 ha) és una reserva natural del Parc Natural del Delta de l'Ebre que inclou dues llacunes costaneres, el Calaix Gran i el Calaix de Mar, a més d'arrossars, canyissars i maresma. La restauració realitzada a la illa forma part de les accions de conservació del projecte "Restauració i gestió integrada de l'illa de Buda" amb el suport del Programa LIFE Natura de la Unió Europea (LIFE 96/E/ 003180).

El 1996, les activitats que es realitzaven a l'illa incloïen la caça, la pesca i el cultiu de l'arròs, i aquest últim va tenir alguns efectes negatius en les llacunes costaneres a causa dels fertilitzants i productes agroquímics utilitzats que es van descarregar directament a les llacunes. Les accions de restauració més importants van ser la millora de la connectivitat hidrològica natural amb els aiguamolls circumdants i evitar l'entrada de nutrients i contaminants dels arrossars a les llacunes, a fi de reduir l'alt nivell d'eutrofització i hipòxia d'abans de la restauració. El projecte també va permetre la conversió dels camps d'arròs en maresma a través de l'adequació de més de 0.3 km<sup>2</sup> d'arrossars per convertir-los a un filtre verd i una zona de pastures. Els camps d'arròs conreats anteriorment es van inundar d'aigua salobre i es van deixar sense intervenció per permetre la recuperació de la vegetació. Aquesta restauració de l'hàbitat i la gestió duta a terme posteriorment van tenir una resposta positiva gairebé immediata en termes d'espècies d'aus ja visibles abans del final del projecte. Destaca el fet que van criar entre 20 i 30 parells de perdiu de mar (*G. pratincola*) en antics camps d'arròs el 1997, i es va registrar l'agró blanc (*Ardea alba*) criant per primera vegada a la Península Ibèrica. Va tenir èxit la reintroducció de 2500 individus de fartet (*A. iberus*) i samaruc (*Valencia hispanica*), 2 espècies prioritàries de la Directiva d'Hàbitats, en 2 petites llacunes salobres (100 m<sup>2</sup>) creades a propòsit. L'èxit de reproducció d'aquestes espècies es va confirmar mitjançant la captura de peixos joves durant el seguiment del cens. Amb la reducció de les entrades d'aigua rica en nutrients i amb la creació de filtres verds per a l'aigua provinent dels arrossars de la illa abans d'arribar a les llacunes es va aconseguir la millora de la qualitat de l'aigua i la recolonització de les llacunes amb macròfits.

### 3.4. La creació de 2 aiguamolls construïts (2010)

En el marc del Pla Integral per a la Protecció del Delta de l'Ebre impulsat pels governs espanyol i català, es van crear 2 zones d'aiguamolls després de l'abandonament dels camps d'arròs, amb l'objectiu de millorar la qualitat de l'aigua que drena dels camps de cultiu dels voltants. Aquests dos aiguamolls recentment construïts, un al nord del Delta de l'Ebre ("Illa de Mar" –45.37 ha) i l'altre al del sud del Delta de l'Ebre ("L'Embut" –77.63 ha), es van dissenyar per actuar com a filtres verds a fi de millorar la qualitat de l'aigua reduint la quantitat de nutrients i contaminants que es lliuren a les llacunes costaneres i les badies, on l'aqüicultura i la pesca són importants activitats econòmiques. Els aiguamolls també actuen com a parany de sediments i com a embornal de carboni, augmentant l'elevació de la terra, i es compensa així l'augment del nivell del mar i la subsidència. Tot i que es va construir el 2010, recentment (2014) van començar a funcionar aquests aiguamolls, a causa de la manca de fons i un pla de gestió adequat previs.

El projecte LIFE Natura 2014-2018 "Mesures d'adaptació i mitigació al canvi climàtic al Delta de l'Ebre" (LIFE13 ENV/ES/001182) inclou una acció de gestió centrada en l'optimització dels aiguamolls construïts. L'objectiu d'aquesta acció és optimitzar el funcionament dels aiguamolls per maximitzar la taxa de segrest de carboni i l'elevació del sòl, i la reducció de nutrients i contaminants. Per establir el millor pla de gestió per a ambdues àrees, és necessari dur a terme diverses proves pilot que consisteixen en la manipulació de la columna d'aigua i la taxa de renovació. El resultat de les proves pilot s'està analitzant actualment i les principals variables controlades són la concentració de nutrients orgànics i inorgànics en aigua i sòls, la fisicoquímica de l'aigua, els metalls pesants i els pesticides a l'aigua i sòls, el carboni i el nitrogen totals del sòl, la clorofil·la, la matèria en suspensió, la demanda biològica i química d'oxigen, etc. Per a l'estimació de l'elevació del sòl, s'utilitza la taula d'elevació de la superfície (SET; Cahoon et al., 2002), així com horitzons marcadors. També es controla la biomassa de la vegetació aèria i subterrània. Es preveu que el pla d'optimització suposi la retenció del 70% del total del nitrogen dissolt, la reducció del 30% dels pesticides i dels metalls pesants, una taxa mitjana d'elevació del sòl de  $0.5 \text{ cm}\cdot\text{any}^{-1}$  i una taxa de retenció de carboni de  $80 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{any}^{-1}$ .

### 3.5. Restauració i gestió d'hàbitat de les llacunes de l'Alfacada i la Tancada (2011-2017)

L'última restauració important de l'hàbitat realitzada al Delta de l'Ebre va comptar amb el suport del Programa Natura LIFE de la Unió Europea (LIFE09 NAT/ES/000520) i va tenir lloc a les llacunes costaneres de l'Alfacada i la Tancada, ubicades al Parc Natural del Delta de l'Ebre. Encara que la llacuna de l'Alfacada és una àrea protegida, fins fa poc era una finca privada utilitzada per a la caça; això ha provocat l'aïllament del mar i el riu i la introducció d'aigua dolça a partir del sistema de reg dels camps d'arròs circumdants. La llacuna de l'Alfacada també és vulnerable als efectes del canvi climàtic i el dèficit de sediments, ja que l'àrea es troba a prop de la desembocadura del riu i es retira ràpidament. Per tant, les mesures específiques de gestió i restauració eren necessàries per a pal·liar aquests efectes negatius. L'altra àrea restaurada va ser la maresma de la llacuna de la Tancada, en particular les antigues salines de Sant Antoni (abandonades als anys 50), que es van transformar parcialment durant els anys 90 en activitats pesqueres intenses. Es va requerir molt treball per restablir aquest àrea recentment protegida al seu estat natural, recuperant la seva connectivitat amb el mar (Badia dels Alfacs) a través de l'eliminació dels dics de 60 basses d'aigües somes de l'antiga piscifactoria.



L'objectiu principal del projecte era millorar l'estat ecològic de les dues llacunes costaneres a través de mesures de restauració i gestió de l'hàbitat, com ara la millora de la connectivitat hidrològica natural, l'eliminació d'infraestructures que interfereixen en aquesta connectivitat, la creació de nous hàbitats de llacuna costanera en els arrossars existents i la restauració dels hàbitats de maresma. En concret, els objectius de restauració van ser (a) millorar l'estat ecològic de la llacuna de l'Alfacada a través d'una millor connexió de la llacuna amb el mar i el riu; (b) implementar mesures de restauració destinades a pal·liar els efectes de l'erosió costanera i el canvi climàtic; (c) millorar l'estat de conservació dels hàbitats i espècies prioritàries, incloses 10 aus limícoles costaneres i migratòries que figuren en els annexos de la Directiva d'aus; (d) augmentar l'hàbitat de la llacuna de l'Alfacada, restaurant una part de les zones de llacunes originals que s'havien convertit en camps d'arròs; i (e) millorar l'estat ecològic i la connectivitat hidrològica amb el mar de les antigues salines de Sant Antoni, a través de la restauració d'àrees afectades per instal·lacions abandonades d'aqüicultura.

S'han implementat diverses mesures per fer front a les conseqüències de l'augment del nivell del mar i l'erosió de la costa. En el context del canvi climàtic, la principal mesura d'adaptació per augmentar la resiliència de la costa va ser tornar a connectar les llacunes i el mar (obrir connexions a través del dic costaner actual), per tal d'augmentar les aportacions de sediments a les llacunes durant els temporals de mar.

### 3.5.1. La llacuna de l'Alfacada

La restauració de l'hàbitat de la llacuna va començar amb una millora de la seva xarxa hidrològica, amb l'ampliació dels canals que voltaven la llacuna i construint un nou canal que uneix la llacuna amb el riu Ebre. A més, es va restaurar la connexió hidrològica d'unes maresmes que anteriorment havien estat dividits per dics, formant parcel·les aïllades. A més, es va millorar la connexió de la maresma amb la pròpia llacuna, ja que antigament havia estat aïllada amb un dic per evitar l'entrada de l'aigua marina durant els temporals de mar. Una vegada millorat el funcionament hidrològic de la llacuna, es va iniciar la reintroducció de la tortuga d'estany (*Emys orbicularis*). Es va establir una nova població d'uns 100 individus d'aquesta espècie. El seguiment actual indica que aquestes tortugues estan aclimatant-se al seu nou hàbitat i podran establir una població reproductiva en 8-10 anys.

Recentment (2016-2017), el projecte ha convertit unes 50 ha de camps d'arròs en hàbitats de llacuna costanera, incloses 2 llacunes costaneres salobres envoltades de canyissos i zones de bosc de ribera.

### 3.5.2. La llacuna de la Tancada i la salina de Sant Antoni

La principal acció de restauració en aquesta àrea va ser la naturalització d'una antiga instal·lació d'aqüicultura en hàbitat de maresma. La piscifactoria intensa ha tingut un impacte negatiu a la part sud de la llacuna de la Tancada, i el tancament d'una instal·lació d'aqüicultura a la zona de les antigues salines de Sant Antoni va suposar l'oportunitat de restaurar 16 hectàrees de basses costaneres i maresma al seu hàbitat original. Les obres de restauració es van veure limitades pel fet que l'àrea acollia una de les principals poblacions del fartet en perill d'extinció (*A. iberus*). Per tant, es va realitzar un seguiment especial d'aquesta espècie de peix ciprinodòntid abans, durant i després de la restauració. Finalment, els esforços de restauració van crear condicions hidrològiques i una configuració paisatgística més similar a les que hi havia a la zona abans de la intervenció humana. Encara que la millora de la diversitat i l'abundància de peixos no es van aconseguir a curt termini, els canvis més subtils en la distribució de comunitats van indicar una millora gradual de l'estat ecològic després de la restauració. La població

de fartet de la zona va mostrar una disminució significativa de l'abundància d'individus després de les obres de restauració, però també es van detectar patrons similars a basses no restaurades, la qual cosa suggereix la influència dels processos naturals (com la temperatura) més que les pròpies obres de restauració (Prado et al., 2017b).

La creació d'illes artificials a les antigues salines ha permès que es reproduïxi una sèrie d'espècies d'ocells en perill d'extinció. Durant els primers 2 anys posteriors a la restauració, es va registrar l'establiment de colònies de la gavina de bec prim (*Chroicocephalus genei*), la gavina corsa (*Larus audouinii*), el xatrac menut (*Sterna albifrons*) i el curroc (*Gelochelidon nilotica*). En el cas de la gavina de bec prim, aquests van ser els primers parells reproductors observats en una dècada.

L'èxit de la restauració en termes de conservació de les aus també es va deure a l'eliminació dels accessos de terra a les zones restaurades i altres zones sensibles properes, així com a la protecció física d'una altra zona de maresma costanera amb una tanca de pals i cordes, que era necessari per a pal·liar els impactes dels depredadors i la freqüentació humana.

Finalment, per millorar la qualitat del paisatge i evitar col·lisions d'aus, es van enterrar totes les línies elèctriques que anteriorment travessaven la zona.

## 4. Recomanacions per a futurs objectius de restauració i gestió

Les llacunes costaneres mediterrànies, com les que aquí hem analitzat per al Delta de l'Ebre, eren, en la majoria dels casos, llacunes d'aigua salada en condicions de referència (salobres en uns pocs casos), i haurien de ser hiperhalines de manera permanent o temporal durant el període d'estiu a causa de l'augment de la taxa d'evaporació. Atès que el cicle anual de vegetació depèn del tipus d'espècie, els rangs de salinitat són un factor central que controla la dinàmica estacional dels ecosistemes i la seva estabilitat durant tot l'any. Probablement, espècies d'herbassars de macròfits submergits perennes, com ara *Cymodocea nodosa* (el macròfit dominant a la badia dels Alfacs) o *Zostera noltii* (present al llarg de la costa nord de la badia, associats a les zones de descàrrega d'aigua dolça agrícola) anteriorment estaven presents a les llacunes del Delta de l'Ebre, de la mateixa manera que es troben en altres llacunes mediterrànies similars (Laugier, al., 1999; Agostini et al., 2003). Per tant, les pràctiques de gestió haurien de tenir com a objectiu recuperar els herbassars mediterranis de macròfits submergits reduint de manera significativa les entrades d'aigua dolça (especialment a l'estiu) que impedeixen la colonització des de les badies. Encara que s'ha descrit que *Z. noltii* té una gran tolerància a les baixes salinitats (per exemple, al mar d'Azov creix en un gradient de salinitat de 2 a 26‰), es desenvolupa més freqüentment en les mateixes aigües d'eurihalines (35-37‰) com també ho fa *C. nodosa* (Green & Short, 2003). No obstant això, la germinació i el desenvolupament de les plàntules es veuen afavorits per salinitats més baixes: 2-6 dies a 15-20‰ seguit de l'augment a aprox. 27‰ per a *C. nodosa* (Caye & Meinesz, 1986) i 10‰ per a *Z. noltii* (Loques et al., 1990), que es produeixen de forma natural durant les inundacions fluvials i de pluja.

Els projectes de restauració implementats mostren que hi ha hagut 2 tipus principals d'enfocaments de restauració a les llacunes costaneres i als aiguamolls del Delta de l'Ebre: la restauració funcional i la

restauració estructural. La restauració funcional es dirigeix a la recuperació dels fluxos d'aigua i sediments, i la connectivitat de les llacunes i els aiguamolls circumdants (com en el projecte de la llacuna de l'Alfacada). La restauració estructural està dirigida a recuperar els hàbitats o alguns components de les comunitats biològiques (és a dir, ocells, peixos, etc., com en el projecte de l'illa de Buda). En la majoria dels casos, les obres de restauració han tingut en compte els objectius tan funcionals com estructurals, però fins ara els projectes de restauració han tingut un caràcter individual, sense cap esquema global per adaptar els objectius de restauració a tot el sistema deltaic. Per tant, la principal recomanació per a futurs esforços de restauració i gestió és encadenar projectes individuals dins d'una estratègia global per a tot el Delta de l'Ebre, seguint els següents principis generals:

- Augmentar la superfície de les llacunes costaneres per a recuperar part de l'hàbitat perdut durant els segles XIX i XX. Benito et al. (2014) van calcular una pèrdua del 77% en la superfície de llacunes costaneres.
- Assegurar una restauració funcional i estructural coherent per tal d'apropar-se el màxim possible a assolir les condicions de referència i un bon estat ecològic. Això significa més connectivitat amb el mar (augmentant el nombre i l'amplada dels punts de sortida), una salinitat més alta i menys fluctuant i una major cobertura de macròfits com ara *Z. noltii* i *C. nodosa*.
- Reduir les entrades artificials d'aigua dolça tant com sigui possible, intentant imitar el cicle hidrològic natural de les llacunes. Els fluxos d'aigua dolça reduïts s'haurien de concentrar principalment entre la primavera i la tardor, els períodes de pluja en els quals es donaven les inundacions fluvials en el passat. A més, evitar salinitats per sota de 15 per prevenir la propagació d'espècies invasores d'aigua dolça, com ara la gambúsia (*G. holbrooki*) i afavorir espècies en perill d'extinció, com ara el fartet (*A. iberus*).
- Augmentar la superfície dels aiguamolls que envolten les llacunes (especialment la maresma), ja que són una part clau del funcionament ecològic de les llacunes costaneres, especialment per a la dinàmica de nutrients, la retenció de carboni, l'acreció i l'hàbitat per a la cria i l'alimentació de moltes espècies.
- Impulsar la reintroducció i la recuperació d'espècies amenaçades una vegada l'hàbitat estigui restaurat a unes condicions aptes per a la seva supervivència, com ara la salinitat adequada i la qualitat de l'aigua o l'estructura adequada d'hàbitat.
- Prioritzar els esquemes de gestió que segueixin els principis de la gestió adaptativa i permetin la recuperació del bon estat ecològic i les espècies d'interès per la conservació, evitant els esquemes dirigits a objectius com l'augment de la població d'ocells de caça.
- Promoure la recerca aplicada en la restauració de les llacunes costaneres per tal de millorar les bases tècniques de futures obres de restauració, així com un seguiment dirigit a quantificar els resultats i l'evolució dels projectes de restauració.

# Referències

Adams, J.B., W.T. Knoop & G.C. Bate, 1992. The distribution of estuarine macrophytes in relation to freshwater. *Botanica Marina* 35:215-226.

Agami, M. & Y. Waisel, 1985. Inter-relationships between *Najas marina* L. and three other species of aquatic macrophytes. *Hydrobiologia* 126(2):169-173.

Agostini, S., A. Capiomont, B. Marchand & G. Pergent, 2003. Distribution and estimation of basal area coverage of subtidal seagrass meadows in a Mediterranean coastal lagoon. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 56(5): 1021-1028.

Baden, S.P. & C. Boström, 2001. The leaf canopy of seagrass beds: faunal community structure and function in a salinity gradient along the Swedish coast. In: *Ecological Comparisons of Sedimentary Shores*. Springer, Berlin Heidelberg, 213-236.

Badosa, A., D. Boix, S. Brucet, R. López-Flores, S. Gascón & X. D. Quintana, 2007. Zooplankton taxonomic and size diversity in Mediterranean coastal lagoons (NE Iberian Peninsula): influence of hydrology, nutrient composition, food resource availability and predation. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 71:335-346.

Benito, X., R. Trobajo & C. Ibáñez, 2014. Modelling habitat distribution of Mediterranean coastal wetlands: the Ebro Delta as case study. *Wetlands* 34(4):775-785.

Boix, D., N. Caiola, M. Cañedo-Argüelles, S. Gascón, C. Ibáñez, A. Nebra, ... & C. Solà, 2010. Avaluació de l'estat ecològic de les zones humides i ajust dels indicadors de qualitat. Índexs QAELSe 2010, ECELS i EQAT. Water Agency of Catalonia, Barcelona.

Brucet, S., D. Boix, S. Gascón, S. Sala, X. D. Quintana, A. Badosa, M. Søndergaard, T. Lauridsen & E. Jeppesen, 2009. Species richness of crustacean zooplankton and trophic structure of brackish lagoons in contrasting climate zones: North temperate Denmark and Mediterranean Catalonia (Spain). *Ecography* 32:692-702.

Brucet, S., D., Boix, X. D. Quintana, E. Jensen, L. W. Nathasen, C. Trochine, M. Meerhoff, S. Gascón & E. Jeppesen, 2010. Factors influencing zooplankton size structure at contrasting temperatures in coastal shallow lakes: implications for effects of climate change. *Limnology and Oceanography* 55:1697-1711.

Cahoon, D.R., J.C. Lynch, P. Hensel, R. Boumans, B.C. Perez, B. Seguraand & J.W. Day, 2002. A device or high precision measurement of wetland sediment elevation. I. Recent improvements to the sedimentation-erosion table. *Journal of Sedimentary Research* 72:730-733.

Caiola, N. & A. Sostoa, 2002. First record of the Asiatic cyprinid *Pseudorasbora parva* in the Iberian Peninsula. *Journal of Fish Biology* 61:1058-1060.

Caiola, N. & A. Sostoa, 2005. Possible reasons for the decline of two native toothcarps in the Iberian Peninsula: evidence of competition with the introduced Eastern mosquitofish. *Journal of Applied Ichthyology* 21(4):358-363.

- Cartier, V., C. Claret, R. Garnier & E. Franquet, 2011. How salinity affects life cycle of a brackish water species, *Chironomus salinarius* (Diptera: Chironomidae). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 405(1):93-98.
- Caye, G. & A. Meinesz, 1986. Experimental study of seed germination in the seagrass *Cymodocea nodosa*. *Aquatic Botany* 26:79-87.
- Ceccherelli, V.U. & M. Mistri, 1991. Production of the meiobenthic harpacticoid copepod *Canuella perplexa*. *Marine Ecology Progress Series* 68:225-234.
- Charpentier, A., P. Grillas, F. Lescuyer, E. Coulet & I. Auby, 2005. Spatio-temporal dynamics of a *Zostera noltii* dominated community over a period of fluctuating salinity in a shallow lagoon, Southern France. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 64:307-315.
- Christian, R.R. & J.L. Luczcovich, 1999. Organizing and understanding a winter's seagrass foodweb network through effective trophic levels. *Ecological Modeling* 117:99-124.
- Comín, F. A., 1984. Características físicas y químicas y fitoplancton de las lagunas costeras, Encañizada, Tancada y Buda (Delta del Ebro). *Oecologia Aquatica* 7:79-162.
- Comín, F.A., M. Menéndez & J.R. Lucena, 1990. Proposals for macrophyte restoration in eutrophic coastal lagoon. *Hydrobiology* 200(201):427-436.
- Comín, F.A., M. Menéndez & M. Martín, 1991. Short-term effects of decreasing water discharge on the chemical and biological characteristics of eutrophic coastal lagoons. *Memorie dell Istituto Italliano di Idrobiologia* 48:9-22.
- Comín, F.A., J.A. Romero, V. Astorga & C. García, 1997. Nitrogen removal and cycling in restored wetlands used as filters for agricultural runoff. *Water Science and Technology* 35:255-261.
- Comín, F.A., J.A. Romero, O. Hernández & M. Menéndez, 2001. Restoration of wetlands from abandoned rice fields for nutrient removal & biological community and landscape diversity. *Restoration Ecology* 9(2):201-208.
- Comín, F.A., M. Menéndez, C. Pedrocchi, S. Moreno, R. Sorando, A. Cabezas, M. García, V. Rosas, D. Moreno, E. González, B. Gallardo, J.A. Herrera & C. Ciancarelli, 2005. Wetland restoration: Integrating Scientific-Technical, Economic & Social Perspectives. *Ecological Restoration* 23(3):182-186.
- Curcó, T., 1994. El poblament de macròfits de les llacunes i elsullals del Delta de l'Ebre. *Butlletí Parc Natural del Delta de l'Ebre*, 113.
- Deegan, L.A. & R. H. Garritt, 1997. Evidence for spatial variability in estuarine food webs. *Marine Ecology Progress Series* 147:31-47.
- European Commission, 2000. Directive 2000/60/EC of the European parliament and of the Council of October 2000 establishing a framework for community action in the field of water policy. *Off J Eur Communities*, L 327:1-72.

Farré, F.X. & J.A. Duro, 2010. Estimación del valor económico del uso recreativo del Parque Natural del Delta del Ebro a través del método del coste de viaje zonal. Cuadernos de Turismo 26:111-128.

Ferrer, X. & F.A. Comín, 1982. Distribució i ecologia dels macròfitssubmergits del delta de l'Ebre. Butlletí de la Institució Catalana d'Història Natural 44:111-117.

Forès, E., 1992. Deseccación de la laguna de la Encanyissada: un procedimiento para disminuir los niveles de eutrofia. Butlletí del Parc Natural Delta de l'Ebre 7:26-31.

Forès, E., A. Espanya & F. Morales, 2002. Regeneración de la laguna costera de La Encanyissada (Delta del Ebro). Una experiencia de biomanipulación. Ecosistemas 2002/2.

Franch, N., M. Clavero, M. Garrido, N. Gaya, V. López, Q. Pou-Rovira & J.M. Queral, 2008. On the establishment and range expansion of oriental weatherfish (*Misgurnus anguillicaudatus*) in NE Iberian Peninsula. Biological Invasions 10:1327-1331.

García, A.M., Hoeinghaus, D.J., Vieira, J.P. & K.O. Winemiller, 2007. Isotopic variation of fishes in freshwater and estuarine zones of a large subtropical coastal lagoon. Estuarine Coastal and Shelf Science 73(3-4):399-408.

Green, E. & F.T. Short, 2003. World Atlas of Sea Grasses. UNEP-WCMC. University of California Press, US.

Grillas, P., 1990. Distribution of submerged macrophytes in the Camargue in relation to environmental factors. Journal of Vegetation Science 1(3):393-402.

Handley, R.J. & A.J. Davy, 2002. Seedling root establishment may limit *Najas marina* L. to sediments of low cohesive strength. Aquatic Botany 73:129-136.

Hørlyck, V., 1973. The osmoregulatory ability in three species of the genus *Idotea* (Isopoda, Crustacea). Ophelia 12(1-2):129-140.

Ibáñez, C., & N. Caiola, 2016. Ebro Delta (Spain). The Wetland Book, II: Distribution, Description and Conservation, pp. 1-9. C. Max Finlayson et al. (eds), Springer.

Ibáñez, C., A. Curcó, J.W. Day & N. Prat, 2000. Structure and productivity of microtidal Mediterranean coastal marshes. In: Weinstein, M.P. & D.A. Kreeger (eds) Concepts and controversies in tidal marsh ecology, 107-136. The Netherlands: KluwerAcademic Publishers.

Ibáñez, C., C. Alcaraz, N. Caiola, A. Rovira, R. Trobajo, M. Alonso, ... & N. Prat, 2012. Regime shift from phytoplankton to macrophyte dominance in a large river: top-down versus bottom-up effects. Science of the Total Environment 416:314-322.

Jansen, K.P., 1970. Effect of temperature and salinity on survival and reproduction in Baltic populations of *Sphaeroma hookeri* Leach, 1814 and *S. rugicauda* Leach, 1814 (Isopoda). Ophelia 7:177-184.



- Khlebovich, V.V. & A.P. Kondratenkov, 1973. Stepwise acclimation method for estimating the potential euryhalinity of the gastropod *Hydrobia ulvae*. *Marine Biology* 18(1):6-8.
- Laugier, T., V. Rigollet & M.L. de Casabianca, 1999. Seasonal dynamics in mixed eelgrass beds, *Zostera marina* L. and *Z. noltii* Hornem in a Mediterranean coastal lagoon (Thau lagoon, France). *Aquatic Botany* 63(1):51-69.
- Loques, F., G. Caye & A. Meinesz, 1990. Germination in the marine phanerogam *Zostera noltii* Hornemann at Golfe Juan, French Mediterranean. *Aquatic Botany* 38(2-3):249-260.
- López-Cotelo, I., J.M. Viéitez & F. Díaz-Pineda, 1982. Tipos de comunidades bentónicas de la playa del Puntal (Bahía de Santander). *Cahiers de Biologie Marine* 23:53-69.
- Malaquias, M.A.E. & J.L. Cervera, 2006. The genus *Haminoea* (Gastropoda: Cephalaspidea) in Portugal, with a review of the European species. *Journal of Molluscan Studies* 72(1):89-103.
- Mateo, R., R. Guitart & A.J. Green, 2000. Determinants of lead shot, rice & grit ingestion in ducks and coots. *Journal of Wildlife Management* 64(4):939-947.
- McLusky, D.S., 1970. Salinity preference in *Corophium volutator*. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 50:747-752.
- Menéndez, M., 2002. Net production of *Ruppia cirrhosa* in the Ebro Delta. *Aquatic Botany* 73:107-113.
- Menéndez, M. & F.A. Comín, 1986. Variación estacional del zooplancton en las lagunas costeras del Delta del Ebro (NE. España). *Oecologia Aquatica* 8:47-50.
- Menéndez, M. & F.A. Comín, 1989. Seasonal patterns of biomass variation of *Ruppia cirrhosa* (Petagna) Grande and *Potamogeton pectinatus* L. in a coastal lagoon. *Scientia Marina* 53(2-3):633-638.
- Obrador, B. & J.L. Pretus, 2012. Budgets of organic and inorganic carbon in a Mediterranean coastal lagoon dominated by submerged vegetation. *Hydrobiologia* 669(1):35-54.
- Poizat, G., E. Rosecchi, P. Chauvelon, P. Contournet & A.J. Crivelli, 2004. Long-term fish and macrocrustacean community variation in a Mediterranean lagoon. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 59(4):615-624.
- Prado, P., N. Caiola & C. Ibáñez, 2013a. Spatio-temporal patterns of submerged macrophytes in three hydrologically altered Mediterranean coastal lagoons. *Estuaries and Coasts* 36(2):414-429.
- Prado, P., C. Ibáñez, N. Caiola & E. Reyes, 2013b. Evaluation of seasonal variability in the food-web properties of coastal lagoons subjected to contrasting salinity gradients using network analyses. *Ecological Modeling* 265:180-193.
- Prado, P., N. Caiola & C. Ibáñez, 2014a. Freshwater inflows and seasonal forcing strongly influence macrofaunal assemblages in Mediterranean coastal lagoons. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 147:68-77.

Prado, P., C. Vergara, N. Caiola & C. Ibáñez, 2014b. Influence of salinity regime on the food-web structure and feeding ecology of fish species from Mediterranean coastal lagoons. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 139:1-10.

Prado, P., N. Caiola & C. Ibáñez, 2017a. Water management alters phytoplankton and zooplankton communities in Ebro Delta coastal lagoons. *Limnetica* 36(1):113-126

Prado, P., C. Alcaraz, Ll. Jornet, N. Caiola & C. Ibáñez, 2017b. Effects of enhanced hydrological connectivity on Mediterranean salt marsh fish assemblages with emphasis on the endangered Spanish toothcarp (*Aphanius iberus*). *PeerJ* 5:e3009; DOI 10.7717/peerj.3009.

Prato, E. & F. Biandolino, 2003. Seasonal changes in population of the Amphipod *Gammarus aequicauda* (Martynov, 1931). *Mediterranean Marine Science* 4(1):49-56.

Rodríguez-Climent, S., C. Alcaraz, N. Caiola, C. Ibáñez, A. Nebra, G. Muñoz-Camarillo, F. Casals, D. Vinyoles & A. Sostoa, 2012. Gillnet selectivity in the Ebro Delta coastal lagoons and its implication for the fishery management of the sand smelt, *Atherina boyeri* (Actinopterygii: Atherinidae). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 114:41-49.

Rodríguez-Climent, S., N. Caiola & C. Ibáñez, 2013. Salinity as the main factor structuring small-bodied fish assemblages in hydrologically altered Mediterranean coastal lagoons. *Scientia Marina* 77:37-45.

Rodríguez-Pérez, H. & A.J. Green, 2006. Waterbird impacts on widgeongrass *Ruppia maritima* in a Mediterranean wetland: comparing bird groups and seasonal effects. *Oikos* 112:525-534.

Svetlichny, L., E. Hubareva. & A. Khanaychenko, 2012. *Calanipeda aquaedulcis* and *Arctodiaptomus salinus* are exceptionally euryhaline osmoconformers: evidence from mortality, oxygen consumption & mass density patterns. *Marine Ecology Progress Series* 470:15-29.

Van Wijk, R.J., 1988. Ecological studies on *Potamogeton pectinatus* L. I. General characteristics, biomass production and life cycles under field conditions. *Aquatic Botany* 31:211-258.

Verhoeven, J.T.A., 1975. *Ruppia*-communities in the Camargue, France. Distribution and structure in relation to salinity and salinity fluctuations. *Aquatic Botany* 1:217-241.

Vizzini, S. & A. Mazzola, 2003. Seasonal variations in the stable carbon and nitrogen isotope ratios ( $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$  and  $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ ) of primary producers and consumers in a western Mediterranean coastal lagoon. *Marine Biology* 142:1009-1018.

Vizzini, S. & A. Mazzola, 2004. Stable isotope evidence for the environmental impact of a land-based fish farm in the western Mediterranean. *Marine Pollution Bulletin* 49:61-70.

Vizzini, S., B. Savona, T.D. Chi & A. Mazzola, 2005. Spatial variability of stable carbon and nitrogen isotope ratios in a Mediterranean coastal lagoon. *Hydrobiologia* 550:73-82.



# La importància de la connectivitat hidrològica per a la gestió de les llacunes costaneres: Cal Tet i La Ricarda (Delta del Llobregat, Espanya) com estudis de cas

Miguel Cañedo-Argüelles<sup>1,2</sup>, Marina Almendro<sup>1</sup>, Enric de Roa<sup>3</sup>, Narcís Prat<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Freshwater Ecology and Management (FEM) Research Group, Departament d'Ecologia, Universitat Barcelona, Barcelona, Catalunya, Espanya

<sup>2</sup> BETA Tecnio Centre, Universitat de Vic - Universitat Central de Catalunya, Vic, Catalunya, Espanya

<sup>3</sup> Consorci per a la Protecció i Gestió dels Espais Naturals del Delta del Llobregat, Av. Onze de setembre, 73-75  
08820 El Prat de Llobregat, Espanya

\* Correu electrònic: [mcanedo.fem@gmail.com](mailto:mcanedo.fem@gmail.com)

# Introducció

Les llacunes costaneres són zones de transició, a mig camí entre el continent i el mar, que reben simultàniament aportacions d'aigua dolça (de rius i rierols) i d'aigua de mar. Això significa un funcionament hidrològic complex, amb fluctuacions marcades de la salinitat i les concentracions de nutrients tant en l'espai com en el temps (Barnes, 1980; Kjerfve, 1986). Així doncs, els filtres ambientals als quals es veuen sotmesos els organismes són molt forts, i canvien significativament d'una llacuna a una altra en funció de les dinàmiques hidrològiques existents. És per això que la biodiversitat local (diversitat  $\alpha$ ) sol ser baixa (només uns pocs organismes són capaços d'adaptar-se a les condicions ambientals particulars d'una llacuna determinada), mentre que la diversitat regional (diversitat  $\gamma$ ) sol ser elevada (Cognetti & Maltagliati, 2000; Basset et al., 2006). L'elevada diversitat regional ve marcada tant per la suma d'ambients diferents (cada llacuna té unes condicions ambientals particulars ideals per a un tipus d'organismes) com per l'elevada productivitat d'aquests ecosistemes (Levin et al., 2001). Les seves aigües acumulen nutrients tant dels rius i rierols, que els arrosseguen al llarg de la seva llera, com de l'oceà, que els arrossega a través dels corrents i les onades. Aquesta gran acumulació de nutrients afavoreix la proliferació d'invertebrats (p. ex., crustacis i insectes aquàtics), que al seu torn serveixen d'aliment a peixos i aus aquàtiques. No és d'estranyar, per tant, que les llacunes costaneres siguin una de les parades preferides per les aus migratòries en els seus llargs pelegrinatges estacionals (McLusky & Elliott, 2004).

Així doncs, aquesta gran acumulació de nutrients situa les llacunes costaneres com un dels ecosistemes més preuats per a l'ésser humà en termes de bens i serveis proporcionats (Costanza et al., 1997). No obstant això, alhora, comporta la constant amenaça de l'eutrofització, especialment en sistemes afectats per les activitats humanes. Els rius i rierols que van a parar a les llacunes costaneres pateixen abocaments d'aigües residuals agrícoles, industrials i urbanes, que comporten elevades concentracions de nutrients (Newton et al., 2012). L'acumulació desmesurada de nutrients acaba per desembocar en situacions d'eutròfia. Les algues fitoplanctòniques proliferen de forma massiva i no deixen que la llum penetri fins al fons de la llacuna, cosa que implica una disminució (o desaparició) dels productors primaris i una reducció dràstica en l'oxigen dissolt. Les llacunes costaneres són especialment vulnerables a aquest fenomen, que comporta pèrdues importants de biodiversitat (Zaldívar et al., 2008), incloses les aus residents i migratòries (Fernández et al., 2005).

La capacitat de les llacunes costaneres per evitar la seva degradació ecològica a causa de l'eutrofització (és a dir, la seva capacitat d'autodepuració) depèn en gran mesura de la seva taxa de renovació d'aigua (Tett et al., 2003). L'entrada freqüent (o contínua) d'aigua de mar a la llacuna ajuda enormement a renovar les seves aigües i disminuir la concentració de nutrients (Roselli et al., 2013). Així, el balanç hidrològic i la renovació d'aigua són factors claus en la gestió de les llacunes costaneres si volem preservar la seva biodiversitat i els béns i serveis que ens proporcionen. Per desgràcia, actualment la gran majoria de les llacunes costaneres pateixen modificacions dràstiques d'hidrologia. Les múltiples entrades d'aigua dolça de rius i rierols s'han vist reduïdes a unes poques entrades, normalment en forma d'aigua residual o aigua de retorn de reg, i les entrades d'aigua de mar s'han vist reduïdes a causa de la incapacitat de les llacunes de trencar les barres de sorra que les separen del mar. En aquest capítol, exemplifiquem aquesta situació mitjançant dos estudis de cas al Delta del Llobregat (Barcelona, Espanya): les llacunes de Cal Tet i La Ricarda. En tots dos casos la hidrologia ha estat el factor clau que ha determinat la seva actual situació d'eutròfia. Presentem aquests casos com una oportunitat d'aprenentatge pel futur, per millorar la situació actual de degradació ecològica en la qual es troben la majoria de llacunes costaneres al voltant del món (Lotze et al., 2006).

# Cas d'estudi 1: la llacuna de Cal Tet

## Introducció

El 1994 va començar un ambiciós projecte de 6 750 milions d'euros anomenat *Pla Delta* el principal objectiu del qual era convertir el delta del riu Llobregat en una de les majors plataformes logístiques d'Europa. El pla incloïa els següents projectes: 1) Ampliació de l'aeroport; 2) Ampliació del port de Barcelona i creació d'una gran zona d'activitats logístiques; 3) Desviament del tram final del riu; 4) Infraestructures hidràuliques (estació depuradora d'aigües residuals i planta dessalinitzadora); 5) infraestructures de mobilitat (carreteres i ferroviàries). La implantació del Pla Delta va provocar la desaparició d'aiguamolls i llacunes d'important valor natural, tant per a les poblacions migratòries d'aus com per a nombroses espècies de peixos, rèptils, amfibis, invertebrats aquàtics, macròfits i algues (Llorente, 2005). Una de les mesures compensatòries de l'impacte d'aquests projectes, en concret el desviament del riu, va ser la creació de la llacuna de Cal Tet, pensada per a ser un refugi de biodiversitat en l'amenajat entorn del delta.



Figura 1: foto de la zona d'estudi en els anys 1996 (abans de la construcció de la llacuna de Cal Tet, a dalt a l'esquerra), 2003 (quan es va acabar la construcció de la llacuna i abans que s'excaués la nova desembocadura del riu Llobregat, a dalt a la dreta) i en l'actualitat (a baix). A la fotografia actual s'han marcat l'estació d'aigües residuals del Baix Llobregat, la nova desembocadura del riu Llobregat i els canyissars de depuració que rebien l'efluent del tractament terciari de la depuradora. Font de les fotografies: Google Earth.



La llacuna s'ubica en una superfície de 95 hectàrees a la plana d'inundació de la desembocadura del riu que abans estava ocupada per cultius i prats de pastura i pertany a la xarxa d'espais protegits del delta del Llobregat. Cal Tet es va crear abans que s'excavés la nova desembocadura del riu Llobregat (Figura 1). El desbrossament del terreny va començar el 2002, i les obres van finalitzar el gener del 2003 (Seguí & Flor-Arnau, 2015). La llacuna té un quilòmetre de llarg i una amplada màxima de 150 metres, ocupant una superfície de 13 hectàrees. La seva profunditat màxima varia entre 1.80 i 2.40 metres, depenent de l'època de l'any (Seguí & Flor-Arnau, 2015).

El que crida més l'atenció de Cal Tet és el seu disseny hidromorfològic. La seva proximitat al mar ens portaria a qualificar-la de llacuna costanera, però l'absència de connexió directa amb el mar és completament impròpia d'aquest tipus d'ecosistemes (Kjerfve, 1986). Es tracta doncs d'un sistema d'origen artificial i atípic, alimentat exclusivament d'aigua de l'aqüífer superficial i de pluja. Com veurem més endavant, durant certs períodes la llacuna es va connectar a uns canyissars de depuració d'aigües residuals (Figura 1), rebent aigua dolça amb concentracions relativament elevades de nutrients. Tot això ha donat com a resultat unes condicions hidrològiques peculiars, molt diferents a les que s'esperen en un sistema natural. En aquest capítol, examinarem en profunditat l'evolució de les característiques abiòtiques i biòtiques de la llacuna des de la seva creació el 2003 fins a l'any 2016, per tal d'exemplificar la importància de la hidrologia per al funcionament ecològic de les llacunes costaneres i la seva biodiversitat associada.

## Materials i mètodes

La informació presentada en aquest article procedeix de la recopilació de dades generades per la Universitat de Barcelona dins el projecte *Seguiment de paràmetres biològics i detecció de bioindicadors de l'estat del sistema al llarg del període de creació de noves infraestructures al Delta del Llobregat (2003-2005)* finançat pel Departament de Medi Ambient i Habitatge de la Generalitat de Catalunya i de dades de l'estudi de seguiment de macròfits com a indicadors de l'estat ecològic de les masses d'aigua, desenvolupats per Josep Maria Seguí i Núria Flor Arnau, finançat pel Consorci per a la Protecció i Gestió dels Espais Naturals del Delta del Llobregat (Consorci del Delta des d'ara) i l'Ajuntament del Prat de Llobregat. A més, hem tingut accés a una sèrie històrica de dades de cabals i qualitat de l'aigua generats com a resultat de la gestió i seguiment de la llacuna per part del Consorci amb la col·laboració del laboratori municipal d'Aigües del Prat. Finalment, hem pogut consultar els censos d'aus nidificants a la llacuna, recopilats en un informe inèdit (Santaeufèmia, 2009).

### Macròfits

Durant els anys 2003-2005 i 2009-2016 es van realitzar mostres bianuals durant els mesos de maig i juliol (Seguí & Pérez, 2006; Seguí & Flor-Arnau, 2009, 2010, 2011, 2012, 2013, 2014, 2015, 2016). Es van marcar 8 punts de mostreig a la llacuna i en cada un es va realitzar una inspecció visual en un radi de 10 metres. En aquelles zones amb presència de macròfits es va llançar un ganxo en tres direccions diferents, anotant les espècies recollides i avaluant el percentatge de recobriment de la zona.

### Macroinvertebrats aquàtics

Des de juny del 2004 a juliol del 2005 es van recol·lectar mensualment mostres de macroinvertebrats aquàtics epifítics i bentònics, a més de mostres multihàbitat (Cañedo-Argüelles & Rieradevall, 2011). Els macroinvertebrats epifítics es van recol·lectar utilitzant el mètode de Kornijów & Kairesalo (1994), que

consisteix en aïllar diverses tiges de *Phragmites australis* (helòfit dominant a Cal Tet) mitjançant un tub de PVC de 6 cm d'ample i 50 cm d'alt, i tallar-los de manera que quedin surant dins del tub. Després les tiges s'abocaven en una safata amb aigua i es gratava suaument la seva superfície per retirar els invertebrats aquàtics. La superfície de les tiges tallades es va mesurar per poder calcular la densitat d'invertebrats (individus·m<sup>-2</sup>). Els macroinvertebrats bentònics es van mostrejar utilitzant una draga Van Veen (àrea total = 299 cm<sup>2</sup>) a la part més profunda de la llacuna. El sediment recol·lectat amb la draga va ser rentat i filtrat per una malla de 250 micres de llum, pensada per retenir els macroinvertebrats aquàtics. Finalment, les mostres multihàbitat es van recol·lectar trepitjant el fons de la llacuna a la zona litoral, remenant el sediment i les arrels dels helòfits durant un minut. Tot el material en suspensió va ser capturat usant una xarxa amb una llum de malla de 250 micres. Totes les mostres d'invertebrats es van preservar en etanol al 70 % i van ser portades al laboratori, on tots els espècimens es van identificar a la resolució taxonòmica més baixa que ens va ser possible (gènere o espècie per a la majoria dels grups, incloent quironòmids) seguint diferents guies d'identificació i publicacions (Cranston et al., 1983; Barnes, 1995; Puig, 1999; Tachet et al., 2000; Epler, 2001). La biomassa dels invertebrats es va estimar mitjançant la determinació del pes lliure de cendres (550 °C durant 4 hores) d'almenys 10 individus representatius de cada taxó.

## Resultats

El nivell d'aigua a la llacuna, d'acord amb els registres del limnímetre situat en un dels seus braços (Figura 2), ha passat per tres fases ben diferenciades. En una primera fase, que va des de la seva creació el 2003 fins a 1500 dies després (any 2007), es van registrar variacions estacionals de nivell molt marcades. Els nivells de l'aigua van baixar dràsticament a l'estiu, especialment en els anys 2003 i 2005. Això es deu al fet que la llacuna rebia aportacions exclusivament de la pluja i del freàtic. Les dues fonts d'aigua es redueixen de manera notable a l'estiu (disminueixen les precipitacions i baixa el nivell de la capa freàtica per disminució de la recàrrega de l'aquífer) i, al mateix temps, l'augment de les temperatures comporta una major evapotranspiració.

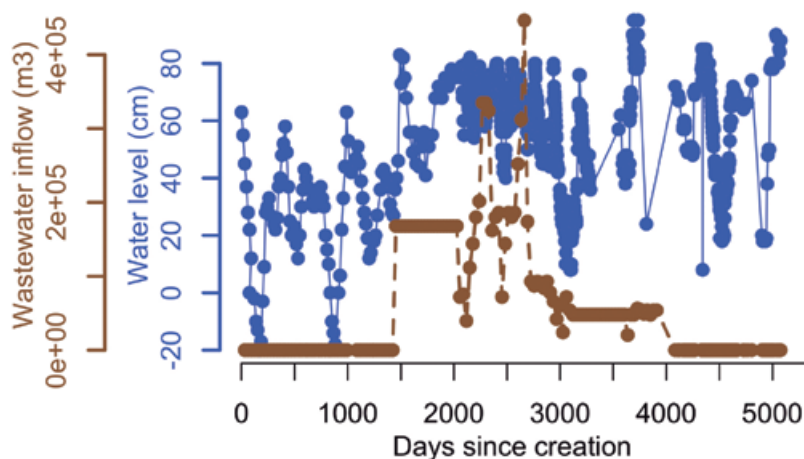


Figura 2: en blau, variacions en el nivell d'aigua de llacuna de Cal Tet (cm) d'acord amb la lectura d'un limnímetre situat en un dels seus braços. En marró, entrades d'aigua residual (m<sup>3</sup> per mes) a la llacuna des dels canyissars de depuració. L'eix de les x marca els dies passats des de la creació de la llacuna el gener del 2003.

Conscients de la situació, els gestors de la llacuna (Consorti del Delta) van decidir connectar la llacuna als canyissars de depuració de les aigües del tractament terciari de l'EDAR. Això va desembocar en una segona fase que va des dels 1500 fins als 3000 dies (octubre del 2010) de creació de la llacuna (Figura 2).

L'entrada d'aigua del terciari va provocar una pujada considerable del nivell de llacuna (de 28 a 64 cm de mitjana) i la seva estabilització al llarg de l'any (la variabilitat estacional es va suavitzar ja que les entrades d'aigua residual van ser relativament constants). A partir de llavors les entrades d'aigua residual es van reduir (tercera fase), fins a aturar-se per complet al voltant dels 4000 dies de vida de la llacuna (març del 2014). Això va portar a una tornada de l'estacionalitat en el nivell de la llacuna, encara que es va mantenir alt (mitjana de 50 cm) respecte a la primera fase (mitjana de 28 cm).

Aquests canvis hidrològics a la llacuna van ser acompanyats d'importants variacions en la qualitat de l'aigua (Figura 3). Les concentracions de nutrients van augmentar de manera molt significativa durant el període en què la llacuna es va connectar als canyissars de depuració de les aigües del tractament terciari de l'EDAR. La conductivitat va augmentar ràpidament durant la primera fase (mitjana = 6140  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ; valor màxim = 9800  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ), amb valors especialment alts a l'estiu. Això es va deure a la baixada del nivell d'aigua de la llacuna, que va comportar un augment en la concentració de sals dissoltes (provinents en la seva majoria de la intrusió d'aigua de mar a l'aqüífer superficial). En la segona fase, l'entrada d'aigua dolça des dels canyissars de depuració provoca una disminució significativa de la conductivitat (mitjana = 3565  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ; valor màxim = 4733  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ). Finalment, quan les entrades d'aigua residual van ser eliminades (març de 2014) la conductivitat no va augmentar de manera significativa (Figura 3), segurament gràcies a la recàrrega de l'aqüífer superficial amb aigua residual durant la segona fase i principis de la tercera. A més, la primavera de 2014 es van començar a inundar els prats que envolten la llacuna amb aigua pluvial i d'excedent agrícola, la qual al seu torn recarrega l'aqüífer amb aigua dolça.

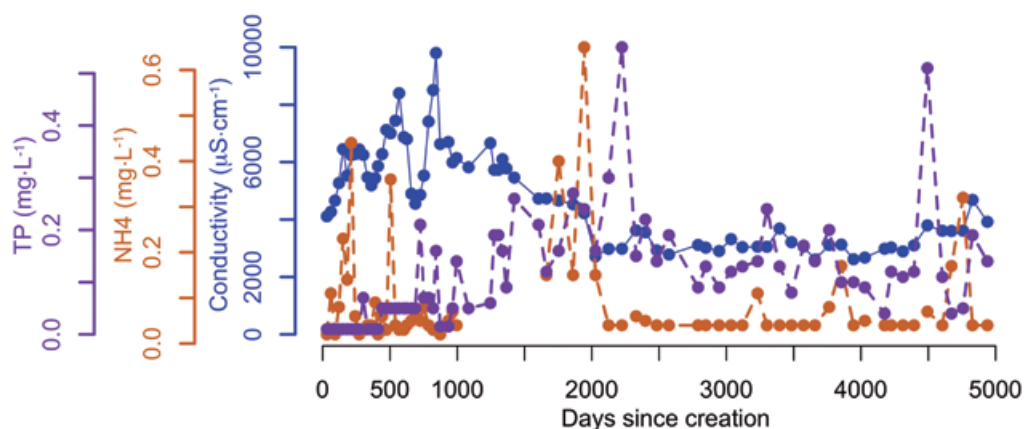


Figura 3: variació de la conductivitat (en blau,  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ) i les concentracions ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ) d'amoni (en taronja) i fòsfor total (en lila) al llarg del temps (l'eix de les x marca els dies passats des de la creació de la llacuna el gener del 2003).

Els canvis hidrològics van produir també canvis en la producció primària (Figura 4), probablement com a conseqüència de canvis en la qualitat de l'aigua i d'una xarxa complexa d'interaccions biològiques (veure discussió). Durant la primera fase, la concentració de clorofil·la a fitoplànctonica es va mantenir baixa i relativament constant (mitjana =  $3,56 \pm 2,73 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , valor màxim =  $28 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ). No obstant això, en la segona i la tercera fase van començar a registrar-se valors molt més elevats (mitjana =  $21 \pm 25 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , valor màxim =  $156 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ). Quant a l'oxigen dissolt (que està íntimament lligat a la producció primària), en la primera fase es va mantenir al voltant del punt de saturació (mitjana =  $103 \pm 7\%$ , valor mínim = 73%), mentre que en la segona i tercera fase va oscil·lar de manera més marcada, registrant condicions de manca d'oxigen en alguns moments (mitjana =  $87 \pm 12\%$ , valor mínim = 18.3%).

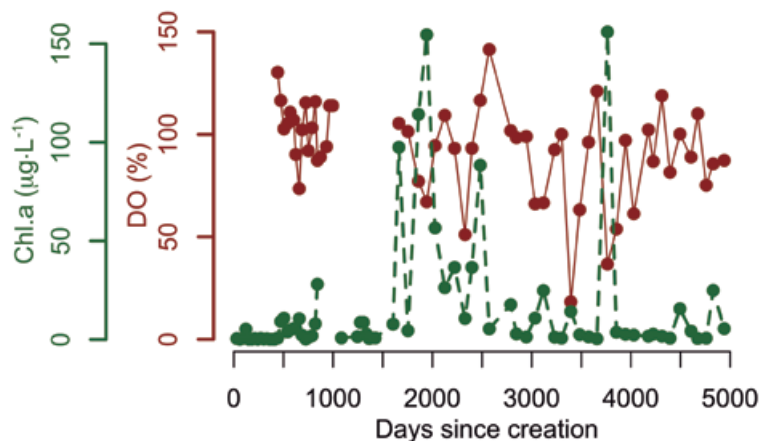


Figura 4: variació de l'oxigen dissolt (en vermell, mesurat en %) i la concentració ( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ) de clorofil·la a fitoplanctònica (en verd) al llarg del temps (l'eix de les x marca els dies passats des de la creació de la llacuna el gener del 2003).

Les poblacions de macròfits també van registrar canvis significatius al llarg del temps (Taula 1). Durant els anys 2003 i 2004 la comunitat de macròfits era diversa (nombre total d'espècies = 11), i estava dominada per abundants poblacions de caròfits, acompanyades del briòfit *Riella cossoniana* i l'angiosperma *Potamogeton pectinatus*. A partir de llavors, la biodiversitat va disminuir de manera dràstica (nombre total d'espècies = 4) i va passar a estar dominada exclusivament per *Potamogeton pectinatus*. En resposta a aquests canvis en la comunitat de macròfits, la comunitat de macroinvertebrats bentònics va registrar una disminució de l'abundància, biomassa i riquesa, passant a estar dominada de manera exclusiva pel quironòmide *Chironomus riparius* (Figura 5). Per contra, la comunitat epifítica i del litoral de la llacuna (mostres multihàbitat) va registrar canvis estacionals aliens als canvis en la comunitat de macròfits (Figura 5). Finalment, d'acord amb les dades corresponents al període 2003-2009, les poblacions d'aus van augmentar de manera significativa durant el primer any de vida de la llacuna (Taula 2) i van registrar el seu màxim l'any 2007 (67 parelles nidificants). Les espècies més abundants van ser la fojta (*Fulica atra*) i el cabusset (*Tachybaptus ruficollis*).

	2003	2004	2005	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	Abundància (%)
<b>BRIÒFITS</b>												
<i>Riella cossoniana</i>	++	++	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+++ > 40
<b>CARÒFITS</b>												
<i>Chara aspera</i>	+	+	+	-	+	+	+	+	-	-	-	++ 15 - 40
<i>Chara braunii</i>	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+ 1 - 15
<i>Chara globularis</i>	+++	+++	+	-	+	-	-	-	-	-	-	- 0
<i>Chara vulgaris var vulgaris</i>	++	++	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Chara vulgaris var longibracteata</i>	+++	+++	+	-	+	-	+	-	-	-	-	
<i>Chara vulgaris var contraria</i>	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Nitella hyalina</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	
<i>Tolypella glomerata</i>	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<b>ANGIOSPERMES</b>												
<i>Potamogeton pectinatus</i>	++	+++	+++	-	++	+++	+++	+++	+++	+++	+++	
<i>Ruppia maritima</i>	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Zannichellia palustris</i>	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	

Taula 1: abundància (per rangs de recobriment del fons de la llacuna) de les diferents espècies de macròfits a la llacuna de Cal Tet al llarg del temps (Seguí & Pérez, 2006; Seguí & Flor-Arnau, 2009, 2010, 2011, 2012, 2013, 2014, 2015, 2016).

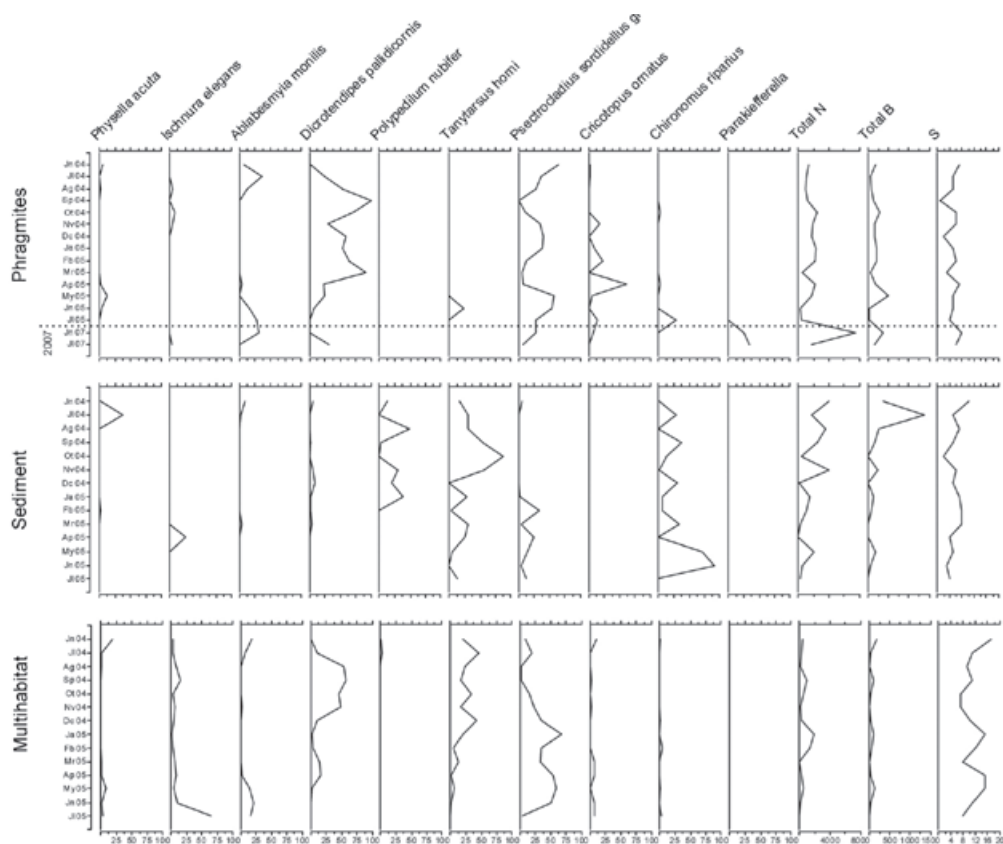


Figura 5: abundància de les diferents espècies de macroinvertebrats al *Phragmites australis* (a dalt), el sediment (centre) i les mostres multihàbitat (a baix) al llarg del temps. Es mostra també l'abundància (Total N), la biomassa (Total B) i la riquesa (S) total d'invertebrats.

	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009
<i>Anas strepera</i>	-	-	-	-	-	1	-
<i>Fulica atra</i>	2	22	12	11	40	11	10
<i>Ixobrychus minutus</i>	-	-	1	-	3	4	3
<i>Netta rufina</i>	-	1	2	3	2	-	2
<i>Porphyrio porphyrio</i>	-	-	-	1	2	1	4
<i>Tachybaptus ruficollis</i>	1	12	3	7	20	7	6
<i>Tadorna tadorna</i>	1	2	-	2	-	-	1
<b>Total</b>	4	37	18	24	67	24	26

Taula 2: nombre de parelles nidificants de les espècies d'aus dominants a la llacuna de Cal Tet durant els anys 2003-2009 (Santaeufèmia, 2009).

## Discussió

Els canvis registrats a la llacuna de Cal Tet des de la seva creació fins a l'any 2016 posen de manifest la gran importància que té el funcionament hidrològic per a la biodiversitat de les llacunes costaneres. Durant aquest període, Cal Tet va passar de ser un sistema mesotròfic i oligohalí caracteritzat per aigües clares i dominància de macròfits a un sistema eutròfic i mesohalí caracteritzat per aigua tèrbola dominada per floracions d'algues fitoplànctòniques i episodis de manca d'oxigen.

Aquests canvis bruscos d'estat han estat prèviament descrits en llacs somers en tot el món i estan relacionats amb la competència entre els macròfits i les algues fitoplanctòniques per aconseguir llum i nutrients (Scheffer et al., 1993; Scheffer & Jeppesen, 2007). En el cas de Cal Tet l'augment de la salinitat es perfila com el factor principal que va motivar el canvi d'estat, però molts altres elements de l'ecosistema van jugar un paper rellevant (Figura 6). Al no tenir més entrada d'aigua que la de l'aqüífer superficial i la pluja, la llacuna es va anar assecant durant els primers anys de creació, provocant un augment dràstic en la concentració de sals (conductivitat inicial = 4110  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ; conductivitat màxima abans de rebre aigua dels canyissars de depuració = 9800  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ). Aquest augment de la conductivitat degué ser molt perjudicial per a les poblacions de caròfits, que solen tenir màxims de tolerància a la salinitat per sota dels 3000  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  (García, 1999), i probablement va beneficiar l'angiosperma *Potamogeton pectinatus*, que és un competidor superior en condicions de salinitat elevada (Lovvorn et al., 1999).



Figura 6: esquema dels diferents elements de l'ecosistema relacionats amb el canvi d'estat de la llacuna de Cal Tet d'una fase clara, dominada per macròfits, a una fase tèrbola, dominada per algues fitoplanctòniques. En vermell es mostren els factors perjudicials per a la supervivència dels macròfits, i en verd aquells que els beneficien. Adaptat de Cañedo-Argüelles (2009).

Alhora, les poblacions de cladòcers (principalment *Daphnia*) presents a la llacuna (Cañedo-Argüelles, 2009) es degueren reduir per l'augment de la conductivitat, ja que es tracta d'organismes poc tolerants a les sals (Cowgill & Milazzo, 1990; Mount et al., 1997; Bailey et al., 2004; Kefford et al., 2004, 2007). Tal com s'ha vist en estudis anteriors, això va poder ser clau per a la desaparició dels caròfits, ja que els cladòcers s'alimenten de les algues fitoplanctòniques, mantenint l'aigua clara i permetent que la llum penetri fins al sediment, on floreixen els macròfits (Bales et al., 1993; Jeppesen et al., 2007). Les poblacions de cladòcers es van veure també minvades per l'increment en la densitat de la gambúsia (*Gambusia holbrooki*) (Caiola et al., 2005), que s'alimenta voraçment de zooplàncton (Cardona, 2006).



Finalment, les poblacions de fotja (*Fulica atra*) segurament van promoure la desaparició dels caròfits, ja que aquests constitueixen una de les seves fonts preferides d'aliment (van den Berg et al., 1998; Noordhuis et al., 2002).

A partir del març del 2014 es va aturar l'entrada d'aigua regenerada de l'estació depuradora a aquesta zona humida en un intent per tornar la llacuna al seu estat inicial d'aigües clares i poblacions estables de macròfits. No obstant això, un cop es va produir el canvi d'estat (amb el reemplaçament dels caròfits per *Potamogeton pectinatus* i les floracions d'algues fitoplanctòniques), es van activar diferents mecanismes que van impedir la tornada a la fase d'aigües clares. Per exemple, la desaparició dels caròfits, juntament amb la pressió depredadora de la *Gambusia holbrooki*, va portar a un empobriment de la comunitat de macroinvertebrats bentònics, que va passar a estar dominada exclusivament per *Chironomus riparius*. Això és degut al fet que els caròfits són un hàbitat clau per als macroinvertebrats aquàtics bentònics ja que els proporciona refugi contra els depredadors i aliment en forma d'algues epifítiques (Hargeby, 1990; Hargeby et al., 1994; van den Berg et al., 1997, 1998, 1999; Brodersen et al., 2001). Un cop establert *Chironomus riparius* com l'espècie bentònica dominant, probablement va ajudar a augmentar la terbolesa en remoure el sediment cercant refugi i aliment (Armitage et al., 1995). Alhora, en desaparèixer els macròfits va disminuir el refugi per al zooplàncton, que va quedar exposat a la depredació per part dels peixos (Jeppesen et al., 1997, 1998). Finalment, les floracions d'algues fitoplanctòniques prevenen el restabliment dels macròfits a l'impedir l'entrada de llum al fons de la llacuna. Alhora, l'absència de productors primaris a la llera de la llacuna juntament amb la gran demanda d'oxigen que es produeix a conseqüència de la descomposició microbiana de les algues que van morint provoca períodes de manca d'oxigen (Cañedo-Argüelles et al., 2012a). Això prevé el restabliment dels macròfits i limita la supervivència de macroinvertebrats bentònics a espècies tolerants a la manca d'oxigen, com *Chironomus riparius* (Penttinen & Holopainen, 1995; Stief et al., 2005), que alhora promou la terbolesa. Això és el que s'anomena una resposta histèrica, una vegada que es canvia de fase no n'hi ha prou amb restablir les condicions inicials de qualitat de l'aigua (nutrients i salinitat), per tornar a la fase d'aigües clares (Scheffer et al., 1993; Scheffer & Jeppesen, 2007).

Podem concloure que la llacuna de Cal Tet es troba estancada en un estat d'aigües tèrboles caracteritzades per la dominància de l'angiosperma *Potamogeton pectinatus* i les floracions d'algues fitoplanctòniques. Encara que això no sembla haver afectat significativament a certs organismes (per exemple les poblacions de macroinvertebrats al litoral o certes poblacions d'aus), és obvi que la llacuna no està assolint tot el seu potencial pel que fa al desenvolupament de la biodiversitat. Això es deu a l'artificialitat de la hidrologia de la llacuna, que fa difícil gestionar les entrades d'aigua. D'una banda, privar la llacuna de les entrades d'aigües des dels canyissars de depuració d'aigües del terciari de la depuradora porta a una progressiva baixada en el nivell de l'aigua de la llacuna, augmentant la conductivitat (cosa que és perjudicial per als caròfits i el zooplàncton i per tant promou la fase d'aigües tèrboles). De l'altra, l'entrada d'aigua dolça carregada en nutrients des dels canyissars de depuració també promou la fase d'aigües tèrboles, ja que els nutrients estimulen el creixement d'algues fitoplanctòniques. La recàrrega de l'aquífer superficial que es porta a terme des del 2014 mitjançant la inundació amb aigua d'escorriment dels prats humits i jonqueres que envolten la llacuna permeten mantenir el nivell d'aigua i que la conductivitat es mantingui en uns rangs bastant estables. Per tant, la tornada de la llacuna a la fase d'aigües clares es planteja problemàtica, i podria passar per una "naturalització" de la hidrologia del sistema (bé connectant-la al mar o bé permetent l'entrada d'aigües oligohalines i oligotròfiques).

# Cas d'estudi 2: la llacuna de La Ricarda

## Introducció

La llacuna de La Ricarda està situada a dos quilòmetres de l'actual desembocadura del riu Llobregat (Figura 7), al terme municipal del Prat de Llobregat. Té una superfície aproximada de 29 hectàrees, amb 1.3 quilòmetres de llarg i una amplada màxima de 150 metres. És una llacuna d'origen natural, que antigament havia estat una desembocadura del riu Llobregat i que s'alimentava d'aigua dolça procedent d'aquest. En èpoques humides, la llacuna podia rebre una important quantitat d'aigua dolça, que provocava una disminució de la salinitat, sobretot en la part alta de la llacuna; a més, el nivell d'aigua augmentava de manera brusca durant les crescudes del riu o els temporals, trencant-se la barra de sorra que la separa de la mar i produint-se una entrada d'aigua salada. Com a conseqüència, durant aquestes etapes, la llacuna presentava salinitats molt més altes prop de la desembocadura. A més, en èpoques estivals, amb falta d'aigua de pluja i temperatures elevades, l'entrada d'aigua dolça era normalment escassa i l'evapotranspiració augmentava significativament, provocant un augment de salinitat de la llacuna (Hernández & Vázquez-Suñé, 1995). D'aquesta manera, la llacuna mantenia una dinàmica hídrica que li permetia la renovació de l'aigua i variacions de salinitat que provocaven un gradient salí molt ampli.

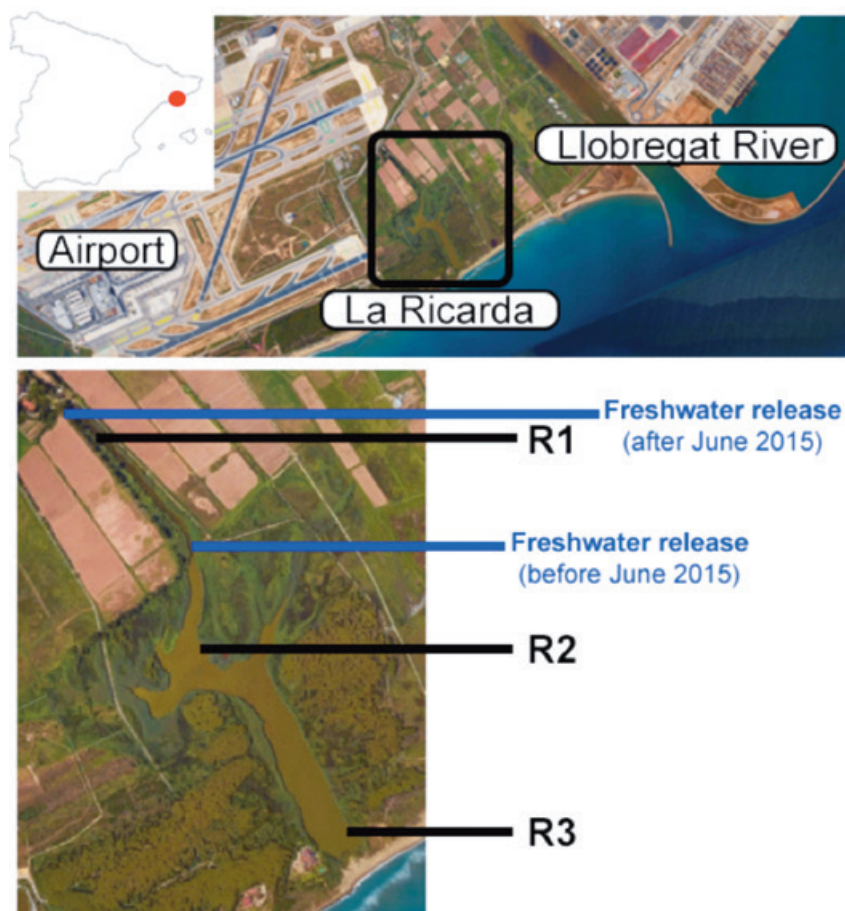


Figura 7: localització (a dalt) i ampliació (a baix) de la zona d'estudi en l'any 2017. Sobre l'ampliació de la zona d'estudi s'han marcat els tres punts de mostreig (R1, R2 i R3) així com les entrades d'aigua dolça provinents de l'Aeroport de Barcelona. Font de les fotografies: Google Earth.

L'ampliació de l'aeroport de Barcelona va suposar la desaparició de la zona agrícola que drenava a la llacuna, portant a la pèrdua del principal flux d'aigua dolça de la llacuna (Figura 8); més tard, quan es va realitzar el projecte d'ampliació de l'Aeroport de Barcelona, que va finalitzar el 2009, les aportacions d'aigua es van tornar pràcticament nul·les i el nivell de la llacuna va disminuir dràsticament. Així, durant aquest últim període, la barra de sorra no podia trencar-se a causa del mínim nivell amb què comptava la llacuna tot l'any, agreujat per la regressió litoral d'aquest tram de costa. En definitiva, la dinàmica hídrica d'aquesta llacuna s'ha vist afectada de manera evident en els últims anys.



Figura 8: fotografies de l'Aeroport de Barcelona en 2001 (a dalt) i 2016 (a baix). En blanc s'ha marcat la zona agrícola que drenava a la llacuna abans de l'ampliació de l'aeroport. Font de les fotografies: Google Earth.

En un intent per restablir l'equilibri de la llacuna, l'Aeroport de Barcelona, obligat per la Declaració d'Impacte Ambiental de les obres d'ampliació de l'Aeroport, va començar a aportar un flux artificial d'aigua dolça a la llacuna de La Ricarda el 2003 (amb aigua de pous i de l'aquífer profund). Durant 2008 i 2014 aquestes aportacions van passar a ser d'aigua reutilitzada, i al juliol del 2014 va començar a arribar més cabal procedent d'aigües pluvials i bombament d'aigua del freàtic. Al desembre de 2014, es va procedir a obrir la barra de sorra, de manera artificial. La barra de sorra va tornar-se a tancar tres dies després. El juny del 2015, es va canviar la ubicació del tub que aportava els fluxos artificials d'aigua dolça, passant a situar-se a l'entrada per la capçalera de la llacuna (Figura 7).

## Materials i mètodes

Les dades presentades aquí són un recull de dades generades per la Universitat de Barcelona i el Consorci per a la protecció i la gestió dels espais naturals del delta del Llobregat. A més s'han consultat dades de les comunitats de macroinvertebrats de la llacuna per al període 2004-2005 (Cañedo-Argüelles & Rieradevall, 2010).

Aquest estudi es basa en una campanya de mostreig d'un any de durada (juny 2014-juny 2015). El primer mostreig es va realitzar just abans de l'inici de l'aportació artificial d'aigua dolça, per part de l'Aeroport de Barcelona. Per tant, es disposen de dades prèvies a l'aportació. Després, es van recollir dades en mesos successius. Els mostres es prenen en tres punts de la llacuna: un primer punt molt a prop de l'embarcador (R1), un segon punt a la part central de la llacuna, on hi ha la confluència dels diferents braços de la llacuna (R2) i un tercer punt molt a prop de la desembocadura (R3) (Figura 7).

### Anàlisi fisicoquímic de l'aigua

Es van recollir dades de temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ), conductivitat ( $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ), conductància específica (SPC,  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ), pH, percentatge de saturació d'oxigen (%), concentració d'oxigen ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ). Utilitzant una sonda multiparamètrica (WTW, *multiparameter* model 197i). A més es van recollir mostres d'aigua per a l'anàlisi d'amoni, nitrats, fosfats, fòsfor total i clorofil·la *a* al laboratori seguint metodologies estandarditzades (Greenberg et al., 2005).

### Identificació i quantificació del plàncton

Se recogieron dos tipos de muestras, las muestras recogidas con un salabre en superficie para proceder a la identificación cualitativa de los organismos presentes; y un volumen de 100 ml de agua para proceder al análisis cuantitativo de los individuos presentes. Las muestras fueron conservadas en etanol. Para proceder a la identificación cualitativa y cuantitativa de los organismos presentes, se utilizó el protocolo de sedimentación en cubetas, propuesto en la metodología del establecimiento del estado ecológico de las masas de agua, según la directiva Marco del Agua (Comisión Europea, Directiva 2000/60/EC). Una vez obtenidos los resultados, se realizó un análisis estadístico SIMPER para establecer qué especies contribuyeron en mayor grado en la diferenciación de los grupos.

### Identificació de macroinvertebrats

Es van recollir mostres de sediment del fons de la llacuna, utilitzant una draga; també es van recollir mostres superficials amb un salabre. Les mostres es van conservar en formol. A causa de la mínima presència de macroinvertebrats en les mostres recollides, es va observar la totalitat del volum de totes les mostres recollides. Es van examinar un total de 19 mostres. S'identifiquen els organismes a nivell de família, utilitzant la clau taxonòmica de Tachet et al. (2000). Degut al seu gran paper indicador i la seva riquesa d'espècies (Cañedo-Argüelles, et al. 2012b), els quironòmids es van identificar a nivell d'espècie sota el microscopi, seguint la clau d'Andersen et al. (2013).

## Resultats

El perfil de conductivitat (Figura 8) mostra diferències entre els punts de mostreig al llarg del temps. El punt R1, situat a prop de l'embarcador, va presentar durant tots els mostrejos una conductivitat menor que R2 i R3, però el rang de variació va ser relativament baix. El punt R1 va presentar valors entre 6000-7000 ( $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ), mentre que el punt més proper a la desembocadura, R3, va presentar un rang de conductivitat entre 7000-9000 ( $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ). El mes de febrer, després de l'obertura de la barra de sorra que separa la llacuna del mar, la conductivitat va augmentar considerablement en els tres punts de mostreig (R1, R2, R3). Malgrat això, en el següent mostreig, realitzat a l'abril, la conductivitat va baixar fins a valors similars als registrats abans de l'obertura de la barra de sorra. Finalment, l'efecte del canvi de localització del tub que aporta el cabal d'aigua artificial de la llacuna va ser molt evident en els valors de conductivitat del punt R1, just on es produeix l'aportació d'aigua en l'actualitat. La conductivitat en aquest punt va disminuir dràsticament en el mostreig de juny de 2015 (quan es va canviar la localització del tub), però no es van observar efectes en R2 ni R3.

En general, els valors d'oxigen dissolt van ser baixos durant tots els mostrejos ( $4\text{-}10\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , Figura 8), excepte en el mes de febrer, després de l'obertura de la barra de sorra ( $13\text{-}17\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , figura 9). D'altra banda, cal destacar els fenòmens d'anòxia en les capes més profundes, durant el mes d'octubre. En l'últim mostreig, el juny de 2015, un cop ja s'havia fet el canvi de localització del tub que subministra el cabal d'aigua artificial a la llacuna, el punt R1 va presentar més oxigen dissolt que els punts R2 i R3, a diferència del mostreig previ, a l'abril, quan R1 era el punt on es podia observar una menor concentració d'oxigen dissolt.

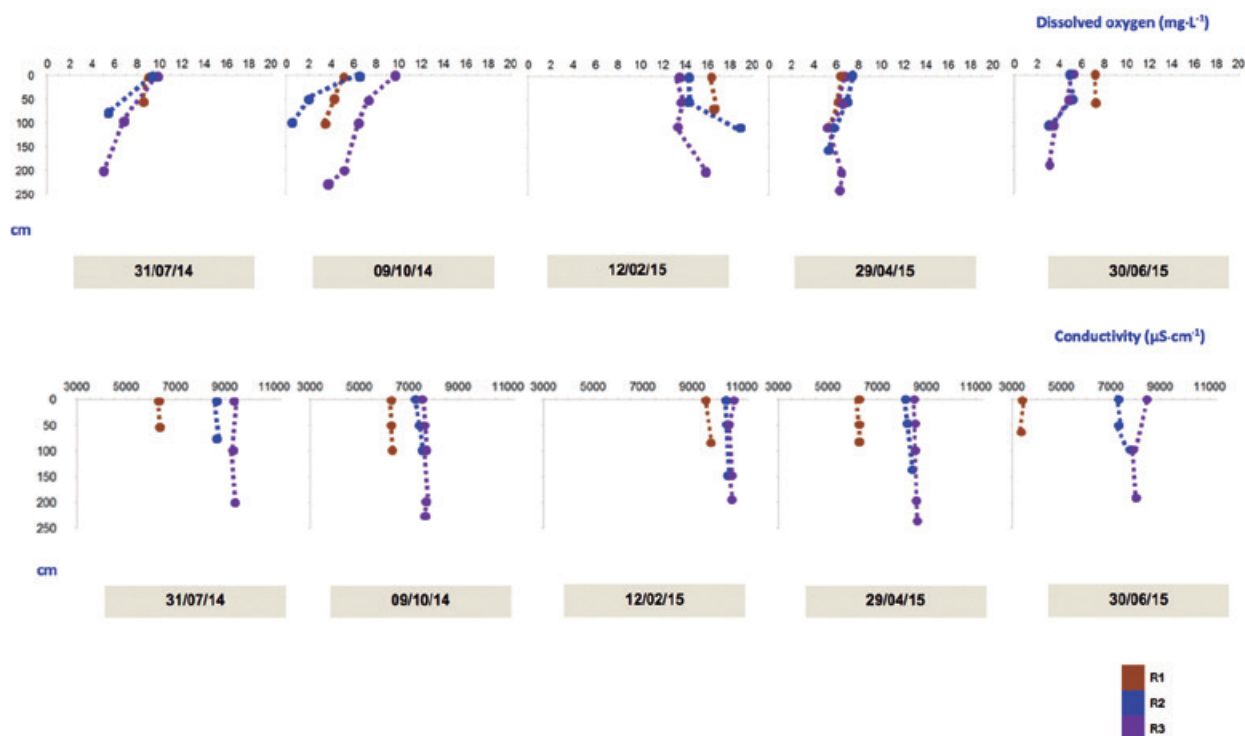


Figura 9: perfils en profunditat d'oxigen dissolt (a dalt) i conductivitat (a baix) per a cada punt de mostreig a la llacuna de La Ricarda al llarg del període d'estudi.



Les concentracions de fòsfor van ser molt elevades, amb valors entre 0.09 i 0.67 mgP·L<sup>-1</sup> (Taula 4). En canvi, les concentracions de fosfats van ser molt baixes. La profunditat del disc de Secchi va variar entre 19 i 50 cm i les concentracions de clorofil·la a entre 1.19-33.5 mg/m<sup>3</sup>.

Data	Nivell embarcador (cm)	Punt de mostreig	Disc de Secchi (cm)	Fòsfor total (mg·L <sup>-1</sup> )	Fosfats (mg·L <sup>-1</sup> )	Nitrats (mg·L <sup>-1</sup> )	Amoni (mg·L <sup>-1</sup> )	Clorofil·la a (mg·m <sup>-3</sup> )	Relació N/P
ju-14	60	R1	19	0,67	0,0016	<2	0,06	5,37	3,1
		R2	25	0,29	0,0000	<2	<0,04	12,5	7,0
		R3	28	0,28	0,0006	<2	0,11	26,9	7,5
jul-14	60	R1	28	0,39	0,0003	<2	0,14	10,6	5,5
		R2	34	0,31	0,0005	<2	<0,04	15,8	6,6
		R3	48	0,3	0,0003	<2	<0,04	17,3	6,8
oct-14	92	R1	38	0,34	0,0008	1,5	<0,04	24,5	4,5
		R2	33	0,61	0,0013	0	<0,04	15,0	0,1
		R3	35	0,18	0,0005	0	<0,04	33,5	0,2
des-14	108	R1	30	0,35	0,0003	0	<0,04	28,6	0,1
		R2	38	0,34	0,0014	0	0,16	2,77	0,5
		R3	40	0,27	0,0003	0	<0,04	23,2	0,1
feb-15	82	R1	32	0,21	0,0004	1,1	<0,04	10,9	5,4
		R2	29	0,31	0,0009	1,2	<0,04	18,7	4,0
		R3	35	0,09	0,0003	1,1	<0,04	15,4	12,7
abr-15	80	R1	32	0,22	0,0003	0	0,05	6,81	0,2
		R2	33	0,27	0,0005	0,2	<0,04	1,19	0,9
		R3	42	0,22	0,0008	0,0	<0,04	2,68	0,2
ju-15	65	R1	50	0,30	0,0004	1,0	0,15	7,64	3,8
		R2	30	0,23	0,0002	0,2	<0,04	17,1	1,0
		R3	29	0,13	0,0002	0,2	<0,04	28,0	1,8

Taula 4: dades del nivell de la llacuna, disc de Secchi i concentracions de nutrients i clorofil·la a fitoplanctònica, registrats a la llacuna de La Ricarda.

## Fitoplàncton

Es van identificar un total de 17 espècies de fitoplàncton, sent les més abundants: *Chlamydomonas* sp. pl (abundància relativa del 54.6%), *Cryptomonas* sp. pl (abundància relativa del 36.6%) i *Peridinium* sp. pl (abundància relativa del 2.5%) (Taula 5). Cal destacar la presència de dues espècies de cianobacteris potencialment tòxics: *Aphanizomenon* sp. pl i *Anabaenopsis* sp. pl.



Mostra	<i>Aphanizomenon</i> sp. pl	<i>Euglena</i> sp. pl	<i>Euglena</i> <i>acus</i>	<i>Scenedesmus</i> sp. pl	<i>Cyclotella</i> sp. pl	<i>Synechocystis</i> sp. pl	<i>Monoraphidium</i> sp. pl	<i>Katodinium</i> sp
R1_Ju14	43,69	8,74	48,06	4,37	26,21	-	-	-
R2_Jul14	-	17,48	-	-	26,21	-	-	-
R3_Ju14	26,21	-	17,48	-	39,32	-	-	8,74
R1_Oct14	30,58	4,37	-	-	52,43	-	-	-
R2_Oct14	17,48	17,48	-	-	13,11	-	-	-
R3_Oct14	8,74	4,37	74,28	-	4,37	-	-	43,69
R1_Des14	21,85	-	-	-	-	-	-	-
R2_Des14	-	-	136,94	-	109,55	-	-	-
R3_Des14	-	-	82,17	-	82,17	-	-	-
R1_Feb15	4,37	-	-	-	-	-	-	-
R2_Feb15	-	8,74	78,64	-	13,11	-	-	-
R3_Feb15	-	-	-	-	-	-	-	-
R1_Abr15	34,95	21,85	4,37	-	8,74	-	-	-
R2_Abr15	21,85	4,37	48,06	8,74	21,85	-	196,61	-
R3_Abr15	17,48	-	43,69	13,11	8,74	-	524,3	-
R1_Jun15	4,37	-	-	4,37	21,85	-	-	-
R2_Jun15	21,85	26,21	30,58	4,37	65,54	34,95	-	-
R3_Jun15	56,8	8,74	100,49	-	30,58	52,43	-	8,74

Mostra	<i>Anabaenobsis</i> sp. pl	<i>Crucigenia</i> <i>tetrapedia</i>	<i>Oscillatoria</i> sp. pl	<i>Phacus</i> sp. pl	<i>Spirulina</i>	<i>Goniocloris</i> <i>fallax</i>	<i>Peridinium</i> sp. pl	<i>Chlamydomonas</i> sp. pl	<i>Cryptomonas</i> sp. pl
R1_Ju14	-	-	-	-	-	-	-	415,07	109,23
R2_Jul14	13,11	-	-	-	-	-	-	655,37	218,46
R3_Ju14	26,21	-	-	4,37	-	4,37	-	218,46	873,83
R1_Oct14	4,37	-	-	-	-	-	594,2	87,38	65,54
R2_Oct14	-	-	-	-	-	-	166,03	174,77	43,69
R3_Oct14	-	-	-	-	-	-	-	436,91	3058,39
R1_Des14	-	-	4,37	-	-	-	-	2621,48	131,07
R2_Des14	-	-	-	-	-	-	-	7668,8	1095,54
R3_Des14	-	-	-	-	-	-	-	1369,43	5477,71
R1_Feb15	-	-	4,37	-	-	-	-	3495,3	218,46
R2_Feb15	-	-	-	-	-	-	-	3932,22	655,37
R3_Feb15	-	-	-	-	-	-	-	436,91	2403,02
R1_Abr15	4,37	-	-	-	-	-	157,29	131,07	52,43
R2_Abr15	-	-	-	-	-	-	34,95	1223,36	174,77
R3_Abr15	-	-	-	-	-	4,37	-	87,38	611,68
R1_Jun15	4,37	-	-	-	4,37	-	-	87,38	34,95
R2_Jun15	56,8	8,74	-	-	-	8,74	157,29	1135,97	43,69
R3_Jun15	113,6	13,11	-	-	-	4,37	-	218,46	1092,28

Taula 5: abundància de cada espècie de fitoplàncton observada en un mil·lilitre d'aigua de la llacuna de La Ricarda.

D'acord amb l'anàlisi Simper, la comunitat del punt de mostreig situat a prop de la mar (R3) va ser significativament diferent a la de la part mitjana (R2) i la capçalera (R1) de la llacuna. D'altra banda, les espècies majoritàries presents en l'època estival i hivernal van ser diferents a les de la resta d'èpoques de l'any i semblants entre elles.

Tenint en compte el factor espacial, les espècies significativament associades a cada grup van ser:

R1: *Chlamydomonas* sp. pl. (47% de contribució a la diferenciació del grup, sent l'espècie que més va contribuir), *Cryptomonas* sp. pl, *Aphanizomenon* sp. pl, *Cyclotella* sp. pl.

R2: *Chlamydomonas* sp. pl. (53% de contribució a la diferenciació del grup, sent l'espècie que més va contribuir), *Cryptomonas* sp. pl, *Cyclotella* sp. pl, *Euglena* sp. pl, *Euglena acus*.

R3: *Cryptomonas* sp. pl. (58% de contribució a la diferenciació del grup, sent l'espècie que més va contribuir), *Chlamydomonas* sp. pl., *Euglena acus*.

Tenint en compte el factor estacional, les espècies significativament associades a cada grup van ser:

Hivern: *Chlamydomonas* sp. pl. (63% de contribució a la diferenciació del grup, sent l'espècie que més va contribuir), *Cryptomonas* sp. pl.

Estiu: *Chlamydomonas* sp. pl. (38% de contribució a la diferenciació del grup, sent l'espècie que més va contribuir). La contribució en aquest grup està molt més repartida entre les diferents espècies, *Cryptomonas* sp. pl., *Cyclotella* sp. pl, *Aphanizomenon* sp. pl, *Anabaenopsis* sp. pl, *Euglena acus*.

## Macroinvertebrats

En les mostres de sediment de la llacuna (incloent els 3 punts de mostreig i tots els mostrejors), només es van trobar 5 individus de macroinvertebrats: un individu pertanyent a la família (R3 30/06/2015) *Gammaridae* i 4 individus de la família (R3 10/12/2014) *Planorbidae*. En les mostres de litoral recollides el 29/04/2015 es van registrar un total de 6 famílies: **Chironomidae**, **Gammaridae**, **Mysidacea**, **Limonidae**, **Baetidae** i **Hydrophilidae**. Així i tot, només es va trobar un individu de cada espècie, excepte en el cas de quironòmids i gammàrids, dels quals es van trobar 10 i 30 individus respectivament.

Les exúvies de quironòmids trobades es van identificar a nivell d'espècie, i es van identificar dues espècies: *Chironomus nuditarsis*, una espècie amb una àrea de distribució àmplia i que es pot trobar en masses d'aigua amb baixes concentracions d'oxigen dissolt; i una altra espècie del gènere *Cricotopus* sp., que no es va poder classificar, a causa de la manca del seu òrgan respiratori.

## Discussió

En primer lloc, és important considerar que l'aportació d'aigua dolça a la llacuna de La Ricarda no va ser suficient per augmentar el seu nivell de forma considerable i, en conseqüència, només es va poder trencar la barra de sorra que la separa de la mar un cop durant tot el període estudiat. Per tant, el seu equilibri hidrològic no es va restablir, ja que dos dels factors que influeixen en aquest equilibri, l'entrada d'aigua dolça i de mar (Bird, 1994; Smith, 1994; Rosselli et al., 2013), es veien afectats. La disminució de les aportacions d'aigua dolça i el contacte mínim de la llacuna amb el mar afavoreixen el confinament de la llacuna (Tett et al., 2003). El desequilibri de la dinàmica hidrològica de la llacuna també afecta al cicle

dels nutrients i afavoreix els processos eutròfics (Zaldívar et al. 2008). En el cas de La Ricarda, el seu estat eutròfic queda reflectit de forma clara per diversos factors. D'una banda, la profunditat del disc de Secchi va ser molt baixa, indicant una elevada turbulència de l'aigua. D'altra banda, es van registrar concentracions elevades de nutrients, especialment de fòsfor total, les concentracions del qual van ser entre deu i vint vegades superiors a  $0.02 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$ , la concentració a partir de la qual es considera que una massa d'aigua pot patir problemes d'eutròfia (Vollenweider & Kerekes, 1982). En molts casos, la concentració de fòsfor va superar el límit que separa l'eutròfia de la hipertròfia,  $0.08 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$  (Vollenweider & Kerekes, 1982). En canvi, la raó fòsfor total va ser molt baixa; això sembla indicar que el fòsfor no es trobava dissolt en forma de fosfats en l'aigua de la llacuna, sinó que podia estar en altres formes o es podia trobar a la matèria orgànica present. Això es podria relacionar amb l'abundància de cianobacteris a la llacuna (Aldasoro et al. 2004).

Criden l'atenció els alts valors d'oxigen mesurats al juliol de 2014 (100-130 %), quan la llacuna es trobava en situació eutròfica. En aquell moment, la temperatura era elevada i la concentració de nutrients també, la biomassa algar havia crescut exponencialment, produint un període de superproducció primària. Això provoca el creixement desmesurat de les algues, comportant un augment de la matèria orgànica (Cloern, 2001; Smith, 2003). Més tard, al següent mostreig, a l'octubre, la temperatura havia disminuït i molta matèria orgànica morta havia començat la seva fase de descomposició, amb la consegüent necessitat d'oxigen. Aquests processos generen una demanda d'oxigen que el sistema no pot subministrar i, per tant, es produeixen fenòmens d'anòxia (Cloern, 2001; Smith, 2003) com els que s'observen en aquest estudi. La poca profunditat de la llacuna i el fet que el vent la pugui barrejar podrien estar afavorint la resuspensió dels sediments del fons de la llacuna i el fòsfor que conté, produint la retroalimentació de la fase fosca que pateix. Tot això indicaria un reciclatge intern dels nutrients i un grau elevat d'eutròfia de la massa d'aigua. En definitiva, s'ha alterat l'equilibri hidrològic de la llacuna i això ha provocat una situació crítica de confinament i un escenari típic d'un ambient hipertròfic.

Els nostres resultats mostren importants diferències espacials en les comunitats de fitoplàncton. D'una banda, l'elevada conductivitat del punt R3 va donar com a resultat la dominància d'espècies eurihalines (p. ex., *Cryptomonas* sp. pl.) mentre que els punts R1 i R2 van estar dominats per espècies més característiques d'aigües dolces (p. ex. *Chlamydomonas* sp. pl.). La temporalitat també va afectar la composició d'espècies i les seves abundàncies. Malgrat aquestes diferències, la gran majoria de les espècies presents a la llacuna són típiques d'ambients eutròfics (Aldasoro et al., 2004). És important destacar la presència de *Aphanizomenon* sp. pl i *Anabaenopsis* sp. pl, dues espècies amb potencial tòxic. La seva presència va ser més significativa en les mostres d'estiu i està totalment relacionada amb processos eutròfics. Caldria realitzar un estudi específic, per determinar si hi ha la presència de toxines a l'aigua de la llacuna o en la xarxa tròfica.

Les comunitats d'invertebrats reflecteixen l'estat d'eutròfia en què es troba la llacuna. El sediment de la llacuna es va trobar pràcticament desproveït d'invertebrats durant tot l'estudi, indicant que les condicions d'anòxia en el fons impossibilitaven la supervivència de la fauna aquàtica. Les mostres de litoral també van reflectir una comunitat empobrida, dominada per espècies tolerants a la contaminació. És el cas del quironòmide *Chironomus nudatarsis*, capaç de viure en ambients eutròfics amb poca disponibilitat d'oxigen (Real et al. 2000).

En termes generals es pot concloure que la llacuna de La Ricarda es troba en un estat pobre de conservació,

sumida en la eutròfia. Aquesta degradació ha estat relativament recent, ja que estudis realitzats durant els anys 2004 i 2005 mostraven una bona oxigenació de la columna de l'aigua durant la major part de l'any i concentracions molt més baixes de clorofil·la i nutrients (Cañedo-Argüelles et al., 2012a), a més d'una comunitat de macroinvertebrats significativament més abundant i rica en espècies (Cañedo-Argüelles & Rieradevall, 2010). Per tant, existeix una necessitat urgent de millorar la gestió per revertir el procés d'eutrofització. Fet que hauria de succeir, ja que és un espai natural protegit, catalogat en la Directiva Hàbitats d'Interès Comunitari europeu (HIC) i declarat Lloc d'Interès Prioritari amb l'objectiu principal de conservar-lo.

## Conclusions generals

En aquest capítol hem pogut constatar la importància de la hidrologia en la capacitat autodepurativa de les llacunes costaneres. En el cas de Cal Tet, el confinament de les seves aigües va portar progressivament a una situació de salinització que va provocar un canvi d'estat no desitjat (d'una fase d'aigües clares a una fase d'aigües tèrboles). Davant l'absència d'entrades naturals d'aigua dolça de rius i rierols, es va optar per revertir la situació utilitzant aigües residuals passades per un filtre verd. Això va portar a un augment dràstic de la concentració de nutrients que va afermar la fase d'aigües tèrboles a causa del creixement exponencial de les algues fitoplanctòniques. Una fase que perdura fins avui, tot i que l'aportació d'aigües residuals es va aturar fa anys. En el cas de La Ricarda, la reducció d'entrades d'aigua dolça ha provocat el confinament de la llacuna (incapaç de trencar la barra de sorra que la separa de la mar a causa del seu baix nivell d'aigua). A més, el fet que les entrades d'aigua dolça es produeixin des d'un únic punt ha portat a la formació d'un marcat gradient salí (aigües dolces en capçalera, aigua marina a la desembocadura), impropis d'aquesta llacuna (que antany estava caracteritzada per aigües salobres, resultants de la contínua barreja d'aportacions d'aigua dolça i aigua de mar). Tot això ha desembocat en una situació d'eutròfia sense precedents, que ha comportat una reducció preocupant de la biodiversitat.

Tenint en compte les dades presentades en aquest capítol, sembla obvi que tots dos ecosistemes millorarien sensiblement si rebessin aportacions suficients d'aigua dolça de bona qualitat. Això no només ajudaria a diluir les actuals concentracions de nutrients i millorar la transparència de l'aigua, sinó que a més (en el cas de La Ricarda) dotaria a la llacuna amb l'empenta hidràulica suficient per trencar la barra de sorra que la separa del mar. La connexió de les llacunes amb el mar suposa una entrada d'aigua ben oxigenada i pobre en nutrients, ajudant enormement a la depuració de l'aigua de la llacuna. Tot i que la solució sembla relativament senzilla, és en realitat altament complicada. En un món en què l'aigua dels rius és un bé preuat, les aportacions d'aigua dolça que haurien de rebre les llacunes costaneres han estat segrestades per agricultors, indústries i ciutats, o reenviades al mar per evitar la inundació d'aeroports i zones urbanes. Reclamar aquestes aportacions per salvaguardar la salut i integritat d'aquests ecosistemes es fa per tant difícil, ja que això entra en conflicte directe amb el manteniment del benestar humà tal com l'entenem avui dia. Potser en un futur, tant de bo no molt llunyà, reflexionem sobre els grans beneficis que ens proporcionen aquests ecosistemes, vitals per a la biodiversitat d'invertebrats, amfibis, rèptils, peixos i aus. Trobar un balanç entre el manteniment d'aquesta extraordinària biodiversitat i la satisfacció de les nostres necessitats és complicat, però no impossible. La trobada entre totes les parts implicades en la gestió del territori es fa indispensable per millorar la gestió de l'aigua, de manera que les aportacions d'aigua reclamades a aquests ecosistemes tornin dins el que sigui possible una vegada que hagin satisfet els usos humans.

# Referències

Aldasoro, J.J., C. de Hoyos & A.I. Negro, 2004. Cyanobacteria distribution and abundance in the Spanish water reservoirs during thermal stratification. *Limnetica* 23:119-132.

Andersen, T., P.S. Cranston & J.H. Epler, 2013. Chironomidae of the Holarctic Region: Keys and diagnoses. Part 1 - Larvae. *Insect Systematics and Evolution Supplements*.

Armitage, P. D., P. S. Cranston & L. C. V Pinder, 1995. *The Chironomidae: Biology and Ecology of Non-biting Midges*. Chapman & Hall, London.

Bailey, S. A., I. C. Duggan, C. D. A. Van Overdijk, T. H. Johengen, D. F. Feid & J. J. Macisaac, 2004. Salinity tolerance of diapausing eggs of freshwater zooplankton. *Freshwater Biology* 49:286-295.

Bales, M., B. Moss, G. Phillips, K. Irvine & J. Stansfield, 1993. The changing ecosystem of a shallow, brackish lake, Hickling Broad, Norfolk, U.K. II. Long-term trends in water chemistry and ecology and their implications for the restoration of the lake. *Freshwater Biology* 29:141-165.

Barnes, R.S.K., 1980. *Coastal Lagoons*. Cambridge University Press, Cambridge, England.

Barnes, R.S.K., 1995. *Brackish-Water Fauna of Northwestern Europe*. Cambridge University Press. Cambridge.

Basset, A., L. Sabetta & G.C. Carrada, 2006. Conservation of transitional water ecosystems in the Mediterranean area: bridging basic ecological research and theories with requirements of application. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 16:439-440.

Bird, E.C.F., 1994. *Physical setting and geomorphology of coastal lagoons*. Elsevier, Amsterdam.

Boix, D., N. Caiola, M. Cañedo-Argüelles, S. Gascón, C. Ibàñez, A. Nebra, X. D. Quintana, M. Rieradevall, J. Sala, N. Sánchez-Millaruelo, C. Solà & A. Munné, 2010. *Avaluació de l'estat ecològic de les zones humides i ajust dels indicadors de qualitat. Índexs QAELSe2010, ECELS i EQAT*. Agència Catalana de l'Aigua, Departament de Medi Ambient i Habitatge, Generalitat de Catalunya. Barcelona. 209 pp.

Brodersen, K.P., B.V. Odgaard, O. Vestergaard & J. Anderson, 2001. Chironomid stratigraphy in the shallow and eutrophic lake Søbygaard, Denmark: chironomid-macrophyte co-occurrence. *Freshwater Biology* 46:253-267.

Caiola, N., A. Maceda & D. Vinyoles, 2005. *Comunitats de peixos del delta del Llobregat. Seguiment de paràmetres biològics i detecció de bioindicadors de l'estat del sistema al larg del període de creació de noves infraestructures*. Universitat de Barcelona.

Cañedo-Argüelles, M., 2009. *Ecology of macroinvertebrate communities in transitional waters: influence of the environment, response to disturbance and successional processes*. PhD Thesis, Universitat de Barcelona, Barcelona.

- Cañedo-Argüelles, M. & M. Rieradevall, 2009. Quantification of environment-driven changes in epiphytic macroinvertebrate communities associated to *Phragmites australis*. *Journal of Limnology* 68:229-241.
- Cañedo-Argüelles, M. & M. Rieradevall, 2011. Early succession of the macroinvertebrate community in a shallow lake: Response to changes in the habitat condition. *Limnologica* 41:363-370.
- Cañedo-Argüelles, M., M. Rieradevall, R. Farrés-Corell & A. Newton, 2012a. Annual characterisation of four Mediterranean coastal lagoons subjected to intense human activity. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 114:59-69.
- Cañedo-Argüelles, M., D. Boix, N. Sánchez-Millaruelo, J. Sala, N. Caiola, A. Nebra & M. Rieradevall, 2012b. A rapid bioassessment tool for the evaluation of the water quality of transitional waters. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 111:129-138.
- Cardona, L., 2006. Trophic cascades uncoupled in a coastal marsh ecosystem. *Biological Invasions* 8:835-842.
- Cloern, J.E., 2001. Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Marine Ecology Progress Series* 210:223-253.
- Cognetti, G. & F. Maltagliati, 2000. Biodiversity and adaptive mechanisms in brackish water fauna. *Marine Pollution Bulletin* 40:7-14.
- Costanza, R., R. d'Arge, R. de Groot, S. Farber, M. Grasso, B. Hannon, K. Limburg, S. Naeem, R.V. O'Neill, J. Paruelo, R.G. Raskin, P. Sutton & M. van den Belt, 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387:253-260.
- Cowgill, U.M. & D.P. Milazzo, 1990. The sensitivity of two cladocerans to water quality variables: salinity and hardness. *Archiv fur Hydrobiologie* 120:185-196.
- Cranston, P.S., D.R. Oliver & O.A. Saether, 1983. The larvae of Orthoclaadiinae (Diptera: Chironomidae) of the Holarctic region: keys and diagnoses. *Entomologica Scandinavica Supplement* 19:149-291.
- Dijkstra, K.D.B. & R. Lewington, 2006. Field guide to the dragonflies of Britain and Europe: including western Turkey and north-western Africa. British Wildlife Publishing Dorset.
- Epler, J.H., 2001. Identification manual for the larval Chironomidae (Diptera) of North and South Carolina. A guide to the taxonomy of the midges of the southeastern United States, including Florida. Special Publication SJ2001-SP13. North Carolina Department of Environment and Natural Resources, Raleigh, NC, and St. Johns River Water Management District, Palatka 52.
- European Commission, 2000. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. *Official Journal of the European Communities* 43:1-72.



- Fernández, J.M., M.A.E. Selma, F.R. Aymerich, M.T.P. Sáez & M.F.C. Fructuoso, 2005. Aquatic birds as bioindicators of trophic changes and ecosystem deterioration in the Mar Menor lagoon (SE Spain). *Hydrobiologia* 550:221-235.
- García, A., 1999. Charophyte flora of southeastern South Australi and southwestern Victoria, Australia: systematics, distribution and ecology. *Australian Journal of Botany* 47:407-426.
- Hargeby, A., 1990. Macrophyte associated invertebrates and the effect of habitat permanence. *Oikos* 57:338-346.
- Hargeby, A., G. Andersson, I. Blindow & S. Johansson, 1994. Trophic web structure in a shallow eutrophic lake during a dominance shift from phytoplankton to submerged macrophytes. *Hydrobiologia* 279-280:83-90.
- Hernández, M. & E. Vázquez-Suñé, 1995. Hidrología de las zonas húmedas de la Ricarda (Delta del Llobregat). In: Gurguí, A. & J. Gomà (eds). *Curso internacional de Hidrología Subterránea*, Barcelona.
- Jeppesen, E., J.P. Jensen, M. Søndergaard, T. Lauridsen, L.J. Pedersen & L. Jensen, 1997. Top-down control in freshwater lakes: the role of nutrient state, submerged macrophytes and water depth. *Hydrobiologia* 342:151-164.
- Jeppesen, E., M. Søndergaard & K. Christoffersen, 1998. *The structuring role of submerged macrophytes in lakes*. Springer, New York.
- Jeppesen, E., M. Søndergaard, A.R. Pedersen, K. Jürgens, A. Strzelczak, T.L. Lauridsen & L.S. Johansson, 2007. Salinity induced regime shift in shallow brackish lagoons. *Ecosystems* 10:47-57.
- Kefford, B.J., C.G. Palmer, L. Pakhomova & D. Nugegoda, 2004. Comparing different approaches to measuring the salinity tolerance of freshwater invertebrates. *Water SA* 30:499-506.
- Kefford, B.J., E.J. Fields, D. Nugegoda & C. Clay, 2007. The salinity tolerance of riverine microinvertebrates from the southern Murray Darling Basin. *Marine and Freshwater Research* 58:1019-1031.
- Kjerfve, B., 1986. Comparative oceanography of coastal lagoons In: Wolfe, D. A. (ed), *Estuarine Variability*. Academic Press, New York: 63-81.
- Kornijów, R., & T. Kairesalo, 1994. A simple apparatus for sampling epiphytic communities associated with emergent macrophytes. *Hydrobiologia* 294:141-143.
- Levin, L.A., D.F. Boesch, A. Covich, C. Dahm, C. Erséus, K.C. Ewel, R.T. Kneib, A. Moldenke, M.A. Palmer, P. Snelgrove, D. Strayer & J.M. Weslawski, 2001. The function of marine critical transition zones and the importance of sediment biodiversity. *Ecosystems* 4:430-451.
- Llorente, G., 2005. Seguiment de paràmetres biològics i detecció de bioindicadors de l'estat del sistema al llarg del període de creació de noves infraestructures al Delta del Llobregat (2003-2005). Informe inèdit. Barcelona, Spain.

Lotze, H.K., H.S. Lenihan, B.J. Bourque, R.H. Bradbury, R.G. Cooke, M.C. Kay, S.M. Kidwell, M.X. Kirby, C.H. Peterson & J.B.C. Jackson, 2006. Depletion, degradation, and recovery potential of estuaries and coastal seas. *Science American Association for the Advancement of Science* 312:1806-1809.

Lovvorn, J.R., W.M. Wollheim & E.A. Hart, 1999. High Plains Wetlands of Southeast Wyoming: Salinity, Vegetation and Invertebrate Communities In: Darol P. Batzer, Rusell B. Rader, & S. A. Wissinger (eds) *Invertebrates in Freshwater Wetlands of North America: Ecology and Managment.* : 603–635.

McLusky, D.S. & M. Elliott, 2004. *The estuarine ecosystem: ecology, threats and management.* Oxford University Press.

Mount, D.R., D.D. Gulley, J.R. Hockett, T.D. Garrison & J.M. Evans, 1997. Statistical models to predict the toxicity of major ions to *Ceriodaphnia dubia*, *Daphnia magna* and *Pimephales promelas* (fathead minnows). *Environmental Toxicology and Chemistry* 16:2009-2019.

Newton, A., T.J.B. Carruthers & J. Icely, 2012. The coastal syndromes and hotspots on the coast. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 96:39-47.

Noordhuis, R., D.T. van der Molen & M.S. van den Berg, 2002. Response of herbivorous water-birds to the return of *Chara* in Lake Veluwemeer, The Netherlands. *Aquatic Botany Elsevier* 72:349-367.

Orozco, A., J. Cadevall, V. Bros, E. Hernández, J. Nebot & F. Uribe, 2001. Inventari dels Mol·luscs d'aigua dolça de la Ricarda-ca l'Arana. (El Prat de Llobregat, Delta del Llobregat). *Spartina: butlletí naturalista del delta del Llobregat* 4.

Penttinen, O.P. & I.J. Holopainen, 1995. Physiological energetics of a midge, *Chironomus riparius* Meigen (Insecta, Diptera): normoxic heat output over the whole life cycle and response of larva to hypoxia and anoxia. *Oecologia* 103:419-424.

Puig, M.A., 1999. *Guía il·lustrada dels macroinvertebrats dels rius catalans.* Generalitat de Catalunya.

Real, M., M. Rieradevall & N. Prat, 2000. *Chironomus* species (Diptera: Chironomidae) in the profundal benthos of Spanish reservoirs and lakes: factors affecting distribution patterns. *Freshwater Biology* 43:1-18.

Roselli, L., M. Cañedo-Argüelles, P. Costa Goela, S. Cristina, M. Rieradevall, R. D'Adamo & A. Newton, 2013. Do physiography and hydrology determine the physico-chemical properties and trophic status of coastal lagoons? A comparative approach. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 117:29-36.

Santaefemia, X., 2009. Avifauna nidificant a Cal Tet. *Anys 2003-2009.*

Scheffer, M., S.H. Hosper, M.L. Meijer, B. Moss & E. Jeppesen, 1993. Alternative Equilibria in Shallow Lakes. *Trends in Ecology & Evolution* 8:275-279.

Scheffer, M. & E. Jeppesen, 2007. Regime shifts in shallow lakes. *Ecosystems* 10:1-3.

Seguí, J.M., & C. Pérez, 2006. Valoració de l'interès Botànic de l'Estany de Cal Tet, un hàbitat de nova creació al delta del Llobregat. *Spartina: butlletí naturalista del delta del Llobregat* 5: 1–15.

Seguí, J.M. & N. Flor-Arnau, 2009. Estat de les poblacions de macròfits al delta i la seva relació amb la terbolesa i l'absència d'organismes aliens a la biocenosi original. Any 2009.

Seguí, J.M. & N. Flor-Arnau, 2010. Estat de les poblacions de macròfits al delta i la seva relació amb la terbolesa i l'absència d'organismes aliens a la biocenosi original. Any 2010.

Seguí, J.M. & N. Flor-Arnau, 2011. Estat de les poblacions de macròfits al delta i la seva relació amb la terbolesa i l'absència d'organismes aliens a la biocenosi original. Any 2011.

Seguí, J.M. & N. Flor-Arnau, 2012. Estat de les poblacions de macròfits al delta i la seva relació amb la terbolesa i l'absència d'organismes aliens a la biocenosi original. Any 2012.

Seguí, J.M. & N. Flor-Arnau, 2013. Estat de les poblacions de macròfits al delta i la seva relació amb la terbolesa i l'absència d'organismes aliens a la biocenosi original. Any 2013.

Seguí, J.M. & N. Flor-Arnau, 2014. Estat de les poblacions de macròfits al delta i la seva relació amb la terbolesa i l'absència d'organismes aliens a la biocenosi original. Any 2014.

Seguí, J.M. & N. Flor-Arnau, 2015. Estat de les poblacions de macròfits al delta i la seva relació amb la terbolesa i l'absència d'organismes aliens a la biocenosi original. Any 2015.

Seguí, J.M. & N. Flor-Arnau, 2016. Estat de les poblacions de macròfits al delta i la seva relació amb la terbolesa i l'absència d'organismes aliens a la biocenosi original. Any 2016.

Stief, P., L. Nazarova & D. de Beer, 2005. Chimney construction by *Chironomus riparius* larvae in response to hypoxia: microbial implications for freshwater sediments. *Journal of the North American Benthological Society* 24:858-871.

Tachet, H., P. Richoux, M. Ournaud & P. Usseglio-Polatera, 2000. Invertebres d'Eau Douce. Systematique, Biologie, Ecologie (Freshwater Invertebrates. Taxonomy, Biology, Ecology). . CNRS Editions, Paris.

Tett, P., L. Gilpin, H. Svendsen, C.P. Erlandsson, U. Larsson, S. Kratzer, E. Fouilland, C. Janzen, J.Y. Lee, C. Grenz, A. Newton, J.G. Ferreira, T. Fernandes & S. Scory, 2003. Eutrophication and some European waters of restricted exchange. *Continental Shelf Research* 23:1635-1671.

van den Berg, M.S., H. Coops, R. Noordhuis, J. van Schie & J. Simons, 1997. Macroinvertebrate communities in relation to submerged vegetation in two Chara-dominated lakes. *Hydrobiologia* 342/343:143-150.

van den Berg, M.S., M. Scheffer, H. Coops & J. Simons, 1998. The Role of Characean Algae in the Management of Eutrophic Shallow Lakes. *Journal of Phycology* 34:750-756.

van den Berg, M. S., M. Scheffer, E. van Nes & H. Coops, 1999. Dynamics and stability of *Chara* sp. and *Potamogeton pectinatus* in a shallow lake changing in eutrophication level. *Hydrobiologia* 408/409:335-342.

Zaldívar, J.M., A.C. Cardoso, P. Viaroli, A. Newton, R. de Wit, C. Ibañez, S. Reizopoulou, F. Somma, A. Razinkovas, A. Basset, M. Holmer, & N. Murray, 2008. Eutrophication in transitional waters: an overview. *Transitional Waters Monographs* 1:11-78.



# Actuacions de gestió i restauració de les llacunes costaneres confinades mediterrànies als Aiguamolls de l'Empordà i del Baix Ter

Xavier D. Quintana<sup>1\*</sup>, Dani Boix<sup>1</sup>, Xavier Casamitjana<sup>2</sup>, Àgata Colomer<sup>3</sup>, Jordi Compte<sup>1</sup>, David Cunillera-Montcusí<sup>1</sup>, Stéphanie Gascón<sup>1</sup>, Frederic Gich<sup>4</sup>, Anna Menció<sup>5</sup>, Mònica Martinoy<sup>6</sup>, Jordi Montaner<sup>7</sup>, Josep Pascual<sup>3</sup>, Jordi Sala<sup>1</sup>, Joan Solà<sup>7</sup>, Irene Tornero<sup>1</sup>

<sup>1</sup> GRECO, Institut d'Ecologia Aquàtica, Universitat de Girona

<sup>2</sup> Departament de Física, Universitat de Girona

<sup>3</sup> Ajuntament de Torroella de Montgrí-L'Estartit, Girona

<sup>4</sup> Grup d'Ecologia Microbiana Molecular (gEMM), Institut d'Ecologia Aquàtica, Universitat de Girona

<sup>5</sup> Grup de Geologia Ambiental i Aplicada (GAiA), Departament de Ciències Ambientals, Universitat de Girona

<sup>6</sup> Servei de Control de Mosquits de la Badia de Roses i del Baix Ter

<sup>7</sup> Geoservei, Projectes i Gestió Ambiental, SL

\* Correu electrònic: [xavier.quintana@udg.edu](mailto:xavier.quintana@udg.edu).



# 1. Introducció

A la costa de Girona (NE de la Península Ibèrica) hi ha diversos aiguamolls associats a la progradació deltaica del riu Ter (Aiguamolls del Baix Ter) i dels rius la Muga i el Fluvià (Aiguamolls de l'Alt Empordà). Entremig de masses d'aigua costaneres amb més o menys influència d'aigua dolça, hi ha algunes llacunes salobres o fins i tot hiperhalines, on les entrades continuades d'aigua dolça són inexistents o molt escasses. La hidrologia d'aquests ecosistemes salobres està determinada en gran mesura pel mar, tot i estar-ne separats durant la major part de l'any, ja que la baixa oscil·lació de la marea en aquesta zona afecta poc el nivell d'aigua de les llacunes. A causa del seu aïllament de les entrades superficials d'aigua dolça i marina, es defineixen com a llacunes costaneres confinades. La seva hidrologia està dominada per entrades sobtades durant els temporals de mar o les inundacions d'aigua dolça, seguides per llargs períodes de confinament, sense entrades d'aigua superficials, quan les llacunes tendeixen assecar-se i augmentar la seva salinitat (Quintana et al., 1998; Quintana, 2002; Badosa et al., 2006).

Actualment, les llacunes costaneres confinades a Girona són escasses, restringides als dos nuclis principals citats (aiguamolls de l'Alt Empordà i del Baix Ter), ambdós inclosos a la xarxa Natura 2000. Tanmateix, és molt probable que aquest tipus d'ecosistemes fos molt més abundant en el passat, no només a Girona, sinó també en altres zones de les planes inundables al voltant de la costa mediterrània (Britton & Crivelli, 1993; Quintana & Marí, 2004; Quintana et al., 2009). La majoria d'aquestes masses d'aigua van ser dessecades i substituïdes per urbanitzacions amb fins turístics durant la segona meitat del segle XX (Figures 1 i 2). Els factors que probablement ho van facilitar van ser la seva ubicació, immediatament darrere de la barra de sorra costanera, i la forma relativament fàcil de dessecar-les (ja que són aigües poc profundes, que no són alimentades per entrades continuades d'aigua). D'aquesta manera, les llacunes costaneres confinades són segurament un dels ecosistemes aquàtics costaners que han patit més reducció i degradació a causa del desenvolupament humà a la costa mediterrània.

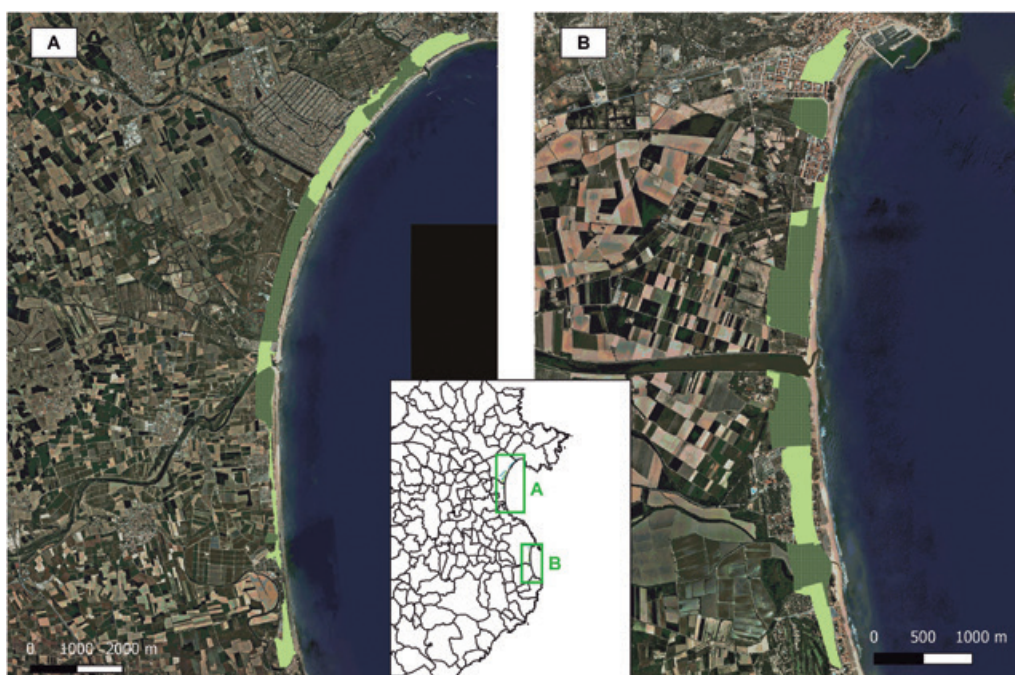


Figura 1: Mapa que mostra les actuals (verd fosc) llacunes costaneres confinades properes a la costa de Girona (primers 100 m) i els probables ecosistemes costaners existents el 1950 (verd clar) i desapareguts durant la segona meitat del segle XX.



Figura 2: Comparació d'una vista general del poble de l'Estartit (Baix Ter) al voltant de 1925 (a dalt) i el 2015 (a sota). A indica la posició d'un edifici representatiu (Casa Salieta) com a referència; B és la posició d'una llacuna costanera confinada, avui substituïda per una rotonda; C és l'antiga maresma que envoltava aquesta llacuna, també desapareguda i substituïda per edificis. Fotos: Museu de la Mediterrània i Josep Pascual.

Les llacunes confinades encara existents conserven les característiques hidrològiques naturals basades en un patró d'inundació-confinament que, al seu torn, determina la dinàmica de nutrients i la composició de les espècies d'aquests hàbitats. A causa de la irregularitat en la inundació, les fluctuacions del nivell de l'aigua són considerables (Figura 3), com és característic dels ecosistemes aquàtics mediterranis



(Alvarez-Cobelas et al., 2005; Beklioglu et al., 2007). Les fluctuacions en la salinitat també són altes, depenent de la quantitat relativa d'entrades d'aigua marina i dolça (Taula 1). En la majoria dels ecosistemes costaners de la Mediterrània, la hidrologia pateix fortes modificacions antròpiques per les aportacions d'aigua de regadiu o l'evacuació d'aigües residuals (Britton & Crivelli, 1993; Morillo & Gonzalez, 1996; Gönenç & Wolflin, 2005). Aquest no és el cas dels ecosistemes costaners confinats, ja que la seva hidrologia és menys afectada per les activitats humanes. En conseqüència, les llacunes costaneres confinades encara conserven diverses espècies ben adaptades a aquestes condicions hidrològiques característiques, espècies que estan en forta regressió a causa de la ràpida desaparició d'aquests ambients durant les darreres dècades (Gosalbez et al., 1994; Quintana & Marí, 2004; Gesti, 2006; Quintana et al., 2009). La importància dels hàbitats que apareixen en aquests ambients ha estat reconeguda per la Comissió Europea, amb la inclusió de la majoria d'ells a la Directiva d'Hàbitats (92/43/CEE). Alguns exemples d'hàbitats que figuren en aquesta directiva amb una presència rellevant en ecosistemes costaners confinats són hàbitats de *Salicornia* i altres anuals que colonitzen el fang i la sorra (Hàbitat 1310); prats salins mediterranis de *Juncetalia maritimi* (Hàbitat 1410); matollars halòfils mediterranis i termoatlàntics de *Arthrocnemum fruticosum* (Hàbitat 1420); i, finalment, les llacunes costaneres (Hàbitat 1150), que es defineixen com a tipus d'hàbitat prioritari. Per tant, la conservació d'aquests ambients és essencial en un context de conservació global de la biodiversitat a Europa.

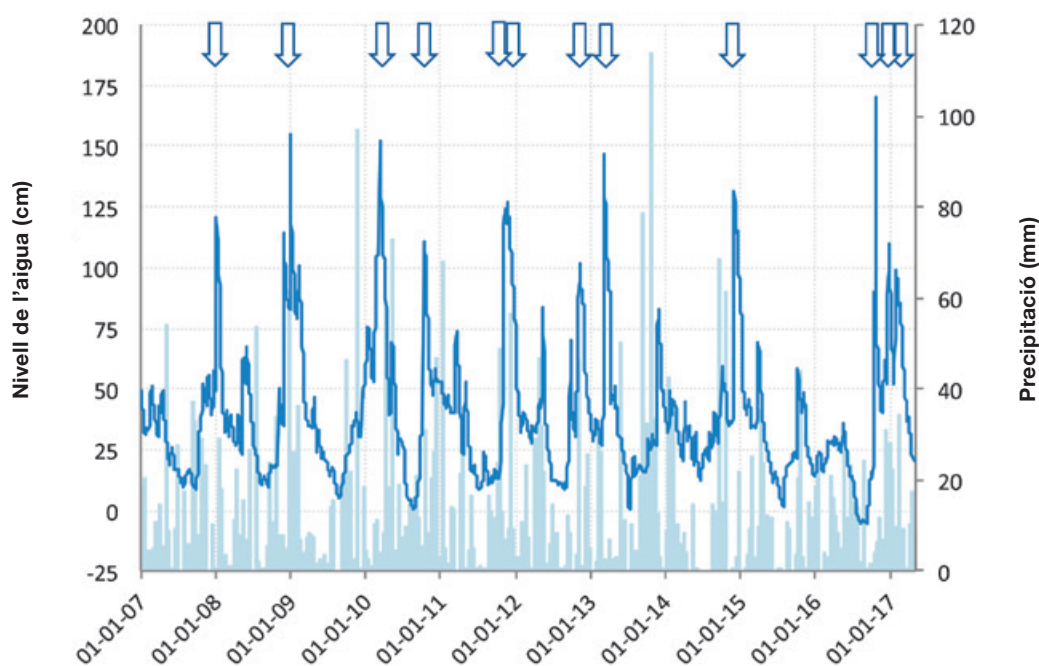


Figura 3: Variacions del nivell de l'aigua a la llacuna de Fra Ramon (Aiguamolls del Baix Ter) durant 11 cicles hidrològics. El nivell de l'aigua és la cota sobre el nivell del mar de la superfície de l'aigua. El nivell d'aigua zero correspon al nivell mitjà del mar a la zona entre 1990 i 1995. Les barres representen la precipitació (en mm). Els augments més pronunciats en el nivell d'aigua coincideixen amb temporals de mar (fletxes).

Àrea	Massa d'aigua	Període	Conductivitat (EC <sub>25</sub> )	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (µM)	SRP (µM)	Total N (µM)	Total P (µM)	Clorofil·la (µg·L <sup>-1</sup> )	Referències
Aiguamolls de l'Alt Empordà	Connectada	1989/91	34.7 (16.0-51.2)	1.19 (0-9.8)	1.64 (0-5.74)	ND	ND	8.24 (0.25-52)	Quintana et al. (1998)
	Bassa Tamaríu	1989/91	25.4 (6.3-41.0)	1.25 (0-8.4)	0.82 (0-2.94)	ND	ND	13.3 (0.25-96)	
	Connectada	1996/98	31.5 (4.4-79.0)	7.19 (0-203)	1.76 (0-46.2)	123.8 (16-616)	4.66 (0.85-46)	12.6 (0.58-120)	Bruçet et al. (2005)
	Bassa Tamaríu	1996/98	34.9 (4.4-64.0)	3.23 (0-149)	0.90 (0-34.6)	153.1 (46-380)	4.44 (0.63-36)	16.6 (0.46-131)	
	Litoral	1996/98	32.7 (1.2-89.7)	12.1 (0-428)	7.73 (0-73.5)	213.5 (44-1005)	20.3 (0.9-182)	19.6 (0.83-164)	
	Rogera	1996/98	24.3 (6.0-66.1)	8.35 (0-194)	1.92 (0-24.3)	135.3 (45-380)	4.02 (0.59-18)	25.7 (3.34-109)	
	Estany d'en Túries	1996/98	31.4 (6.3-81.4)	6.37 (0-37.3)	3.98 (0-49.6)	186.5 (45-555)	9.43 (0.65-48)	18.0 (0.28-131)	
	Fra Ramon	2002/03	41.9 (15-68.3)	1.52 (0.22-6)	0.57 (0-1.54)	223 (78-357)	10.23 (3.74-26)	19.75 (0-137)	Badosa et al. (2006)
	Bassa Pi	2002/03	60.3 (2.5-129)	12.9 (0-126)	2.78 (0.6-6.3)	432 (170-677)	27.7 (3.15-99)	44.8 (0-204)	
	Pletera G02 <sup>(1)</sup>	2002/03	31.3 (8.3-56.4)	4.21 (0-34.7)	0.92 (0-3.86)	145 (73-220)	4.48 (1.35-9.9)	5.62 (0-30.8)	
Aiguamolls del Baix Ter	Fra Ramon	2016/17	63.9 (32.6-91.5)	1.48 (0.28-2.69)	1.60 (0.2-5.65)	418 (3.57-786)	9.21 (1.95-21.7)	ND	Aquest estudi
	Bassa Pi	2016/17	87.1 (12.8-193)	2.87 (1.6-28.4)	2.97 (0.3-12)	943 (188-2257)	12.34 (0.99-25.5)	ND	
	Pletera G02 <sup>(1)</sup>	2016/17	47.5 (19.2-84.4)	1.44 (0.2-1.79)	1.30 (0.2-4.99)	297 (3.57-739)	6.54 (0.92-16.6)	ND	
	Pletera M03 <sup>(2)</sup>	2016/17	57.1 (23.5-114)	1.44 (0.21-1.64)	0.39 (0.1-1.18)	323 (3.57-866)	5.86 (2.4-19.22)	ND	

Taula 1: Mitjana i rang (entre parèntesis) de conductivitat i nutrients d'aigües llacunes costaneres confinades (aigües superficials) als aiguamolls de l'Alt Empordà i del Baix Ter. SRP, fòsfor reactiu soluble. <sup>(1)</sup> Llacuna artificial creada el 2002 en el marc del projecte life LIFE99NAT/E/006386. <sup>(2)</sup> Llacuna artificial creada el 2016 en el marc del projecte life LIFE13NAT/ES/001001. ND, dades no disponibles.

## 2. Característiques ecològiques de les llacunes costaneres confinades i la maresma associada

### 2.1. Hidrologia

La hidrologia basada en un patró d'inundació-confinament és una de les característiques principals d'aquests ecosistemes. En aquestes llacunes, les entrades principals es produeixen durant els temporals, quan no només es produeixen entrades superficials, sinó també subsuperficials i subterrànies. Aquests episodis es limiten a molts pocs dies, i coincideixen amb els temporals de mar o les grans inundacions. Després, les llacunes romanen desconnectades del mar i de qualsevol font d'aigua dolça superficial. Com és típic del clima mediterrani, les inundacions succeeixen a l'atzar al llarg de l'any sense un patró estacional clar, excepte que són més freqüents a l'hivern i especialment rares a l'estiu. La freqüència anual dels temporals de mar també és variable i ha augmentat durant les últimes dècades, de 2-3 per any durant els anys 70 a 5-6 per any en la primera dècada del segle XXI (Pascual et al., 2012). No hi ha més entrades d'aigua superficials significatives a part de les inundacions, però les aportacions d'aigües subterrànies alimenten les llacunes per un període més llarg (1-2 mesos després de la inundació, depenent de la seva intensitat). Les entrades d'aigua subterrània són molt importants en aquest sistema perquè permeten la persistència d'aquestes llacunes durant períodes secs. Aquestes entrades consisteixen en una barreja d'aigua continental i marina subterrània, que pot suposar, per exemple, entre un 20 i un 60% d'aigua continental a la llacuna de Fra Ramon (Menció et al., 2017).

La major part de l'any, aquestes llacunes romanen confinades, amb moltes menys entrades d'aigües superficials i subterrànies, especialment a l'estiu (Figura 4). Durant el confinament, el nivell de l'aigua disminueix i la salinitat augmenta a causa de l'evaporació. El grau de confinament, juntament amb la barreja d'aigua de mar, aigua dolça i aigua subterrània, determina la salinitat de les llacunes. La salinitat sol variar des de salobre (conductivitat a prop de  $20 \text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$ ) fins a hiperhalina (més de  $60 \text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$ ), però també es registren valors extrems de  $<1$  i  $>120 \text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$  (Taula 1). Un alt grau d'estratificació de salinitat pot aparèixer a poca profunditat durant les entrades d'aigua subterrània que tendeix a desaparèixer amb el confinament (Figura 5). Així, són característiques d'aquest tipus de llacunes no només una alta salinitat, sinó també la seva gran variabilitat temporal i espacial (Quintana et al., 1998; Brucet et al., 2005; Badosa et al., 2006).

### 2.2. Dinàmica de nutrients

El patró d'inundació-confinament condiciona molt la dinàmica de nutrients, que està més relacionada amb els processos endògens que amb les aportacions externes de nutrients, com és característic dels ecosistemes costaners tancats (Gilbert et al., 2010). Durant el confinament, les llacunes concentren matèria orgànica i nutrients totals, especialment elevats a l'estiu (Taula 1). No obstant això, s'observen diferents patrons en nutrients inorgànics (Quintana et al., 1998; Badosa et al., 2006; López-Flores et al., 2006a; 2014): mentre que el fosfat sol acumular-se amb el confinament com la matèria orgànica, les formes inorgàniques de nitrogen augmenten amb les inundacions, però desapareixen ràpidament amb el confinament (Figura 6). López-Flores et al. (2014) van trobar que les taxes de desnitrificació són sempre superiors a les de la nitrificació, resultant en una pèrdua neta de nitrogen inorgànic si les entrades externes de nitrogen no la compensen.



Figura 4: Vista aèria de les llacunes costaneres dels estanys d'en Túrries (aiguamolls de l'Alt Empordà) en el període anterior a la dessecació, quan el confinament és màxim. Foto: Parc Natural dels Aiguamolls de l'Empordà.

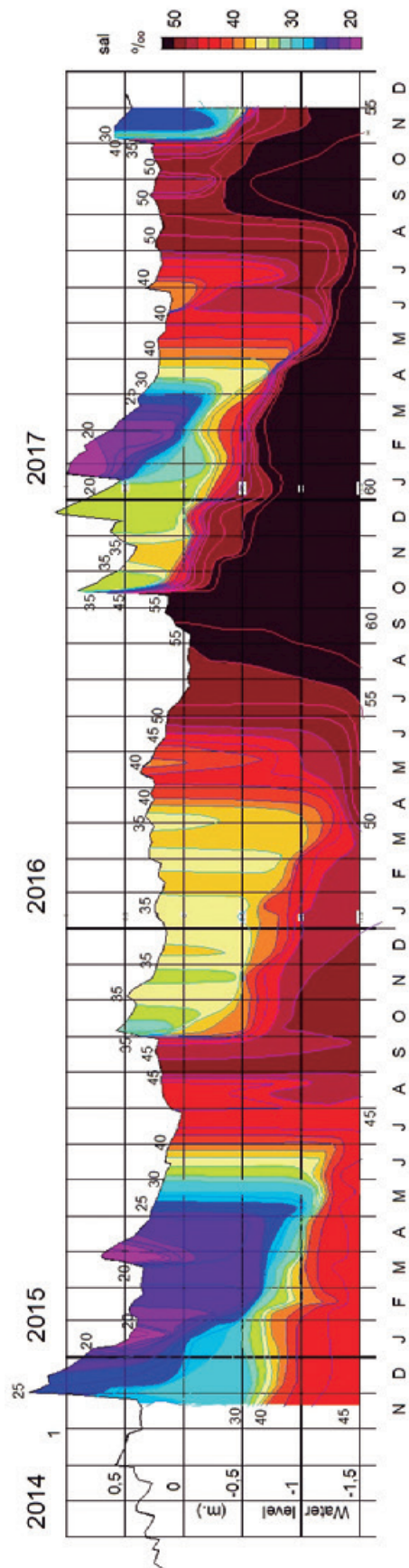


Figura 5: Isolinies de salinitat (‰) a la llacuna de Fra Ramon (Aiguamolls del Baix Ter) al llarg de diversos cicles anuals (2014-2017). L'eix vertical representa la cota de la superfície de l'aigua de la llacuna (metres per sobre del nivell mitjà del mar a la zona entre 1990 i 1995). La figura també mostra l'estratificació a l'hivern a causa de les aportacions d'aigües subterrànies i l'augment uniforme de la salinitat durant l'estiu a causa del confinament.



D'aquesta manera, l'equilibri entre els processos de nitrificació i desnitrificació pot explicar aquestes pèrdues de nitrogen. Aquest patró afecta totes les formes inorgàniques de nitrogen, ja que les formes nitrogenades reduïdes (com l'amoni generat amb la mineralització de la matèria orgànica) s'oxiden primer a nitrat a través de la nitrificació, però després es perden a l'atmosfera mitjançant la desnitrificació. Per contra, el fosfat es dilueix durant les inundacions i sol concentrar-se durant el confinament. L'acumulació simultània de fosfat i la pèrdua de nitrogen inorgànic porten cap a ràtios especialment baixes de N/P, la qual cosa s'ha definit com a confinament diferencial de nutrients (Quintana et al., 1998). La seva conseqüència és la limitació del nitrogen per al creixement del fitoplàncton (López-Flores et al., 2006a; 2009; 2014). També s'han observat diferències semblants en l'acumulació d'altres compostos conservatius i no conservatius: alguns pesticides persistents i metalls pesats tendeixen a concentrar-se durant el confinament, mentre que alguns pesticides més degradables només apareixen quan la renovació de l'aigua és alta a causa de l'escorrentia (López-Flores et al., 2003; Salvadó et al., 2006).

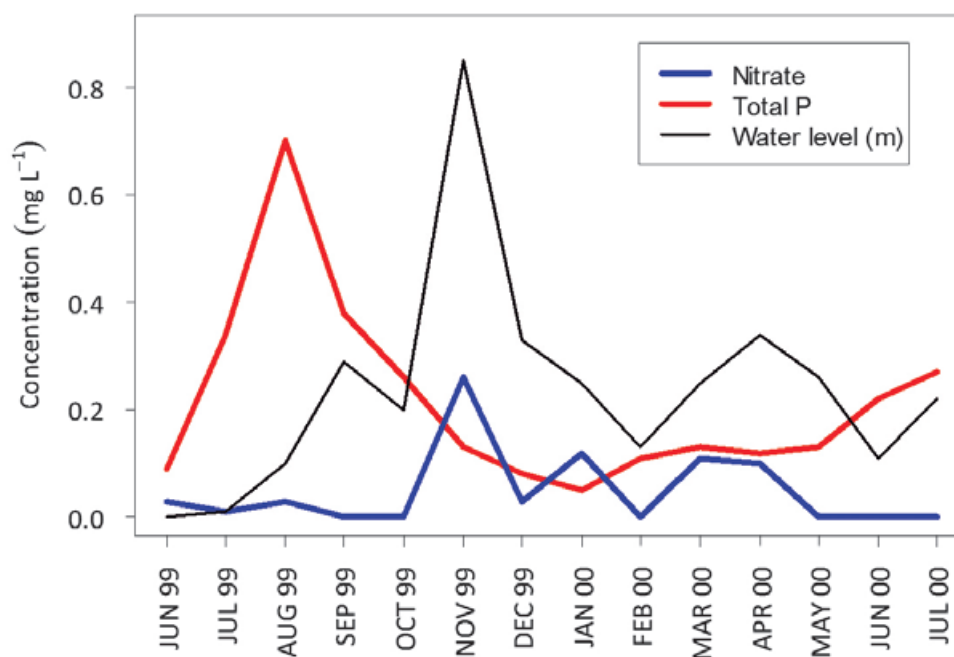


Figura 6: Variacions de la concentració de nitrat i de fòsfor total a la llacuna de Fra Ramon (aiguamolls del Baix Ter) durant un cicle anual. Adaptat de Badosa et al. (2006).

## 2.3. Estructura de la comunitat

Les fluctuacions del nivell de l'aigua, la variabilitat de salinitat i la dinàmica de nutrients resultants del patró d'inundació-confinament condicionen la composició d'espècies i l'estructura de la comunitat a les llacunes costaneres confinades (Brucet et al., 2005; Gascón et al., 2006; López-Flores et al., 2006b; Quintana et al., 2006). Encara que moltes espècies d'aigua dolça o marina poden arribar durant els episodis d'inundació, només assoleixen poblacions estables unes quantes espècies eurihalines que toleren les condicions adverses que es troben en aquests hàbitats. Així, alguns compartiments de l'estructura tròfica sovint estan colonitzats per associacions gairebé

monoespecífiques. Aquest és el cas dels macròfits, dominats per una sola espècie del gènere *Ruppia* (Gesti, 2006), que adapta el seu comportament reproductiu segons creixi en àrees temporals o permanents de la llacuna (Gesti et al., 2005). La vegetació circumdant també està formada per poques espècies que toleren la inundació amb aigua salina, com ara *Salicornia patula*, *Sarcocornia fruticosa*, *Juncus acutus*, *J. maritimus* i *Halimione portulacoides*, organitzades en un gradient topogràfic, depenent de la seva tolerància a la durada de la inundació (Gesti, 2006). La manca de nitrogen inorgànic a l'aigua condiciona les espècies de fitoplàncton. Així, dominen la composició d'espècies dels productors primaris planctònics els cianobacteris unicel·lulars tipus *Synechococcus*, que poden fixar el nitrogen atmosfèric, o les espècies mixòtrofes, com ara dinoflagel·lats, haptòfits o criptòfits, que poden incorporar el nitrogen consumint bacteris. Els organismes més dependents del nitrogen inorgànic dissolt, com ara les diatomees o els cloròfits, són escassos (Quintana & Moreno-Amich, 2002; López-Flores et al., 2009, 2014). L'estructura de la comunitat microbiana tradicionalment s'ha estudiat poc en les llacunes costaneres mediterrànies. Tal com mostra un estudi recent (Frederic Gich, dades no publicades), el gen funcional bacterià *nosZ* implicat en l'últim pas enzimàtic de desnitrificació i el gen funcional *nrfA* implicat en la reducció directa de nitrat a amoni (DNRA) estan presents a diverses llacunes del Baix Ter en nombre similar de còpia gènica (de  $10^4$  a  $10^7$  números de còpia gènica per mil·lilitre). D'aquesta manera, es demostra el potencial genètic de la comunitat per reduir el nitrat a nitrogen gasós o amoni. Atès que la DNRA es veu afavorida quan hi ha una alta disponibilitat de matèria orgànica relativa al nitrat (Fazzolari et al., 1998; Nizzoli et al., 2010), podem preveure que l'amonificació tindria importància durant els períodes de confinament. Aleshores, les restes de plantes circumdants que contenen macromolècules nitrogenades, tals com àcids nucleics, proteïnes i aminosucre, serien degradades a amoni en condicions anòxiques, mentre que la desnitrificació seria predominant després de l'entrada d'aigua dolça amb nitrat.

L'absència de peixos en llacunes temporànies o semipermanents fa que les dominàncies de diferents espècies d'invertebrats es succeeixin al llarg del temps després del gradient d'inundació-confinament. Els rotífers (*Synchaeta* spp.) dominen en períodes d'inundació, però són substituïts per copèpodes calanoides (principalment *Eurytemora velox* i *Calanipeda aquaedulcis*) durant condicions estables. Quan el nivell d'aigua s'acosta a la dessecació apareixen rotífers (*Brachionus* spp.), amfípodes (*Gammarus aequicauda*) o meduses (*Odessia maeotica*), segons l'estat tròfic (Figura 7). Els cladòcers són absents o molt escassos. Les dominàncies de calanoides que superen el 90% del total d'individus romanen durant setmanes o fins i tot mesos si les condicions estables no es veuen interrompudes per cap pertorbació hídrica (Brucet et al., 2005). Durant les dominàncies de calanoides, la grandària corporal esdevé un factor important en l'estructuració de la comunitat d'invertebrats aquàtics (Brucet et al., 2006): adults i estadis juvenils de la mateixa espècie tenen un rol tròfic diferent; per tant, la competència intraespecífica es redueix quan la disponibilitat de nutrients és escassa (Brucet et al., 2008; Quintana et al., 2015). L'estructura de la comunitat bentònica no és tan dependent del patró temporal d'inundació-confinament (Gascón et al., 2005). Mentre que el zooplàncton és similar en diferents masses d'aigua, però amb una gran variabilitat temporal, els macroinvertebrats bentònics depenen més de les variables relacionades amb l'espai, com la permanència de l'aigua o la granulometria del substrat (Gascón et al., 2007).

Una de les espècies de peixos més característics de les llacunes costaneres confinades permanents és el fartet (*Aphanius iberus*), un peix ciprinodòntid en perill d'extinció, endèmic de la Península Ibèrica, inclòs en l'annex I de la Directiva d'Hàbitats (Doadrio et al., 2011).

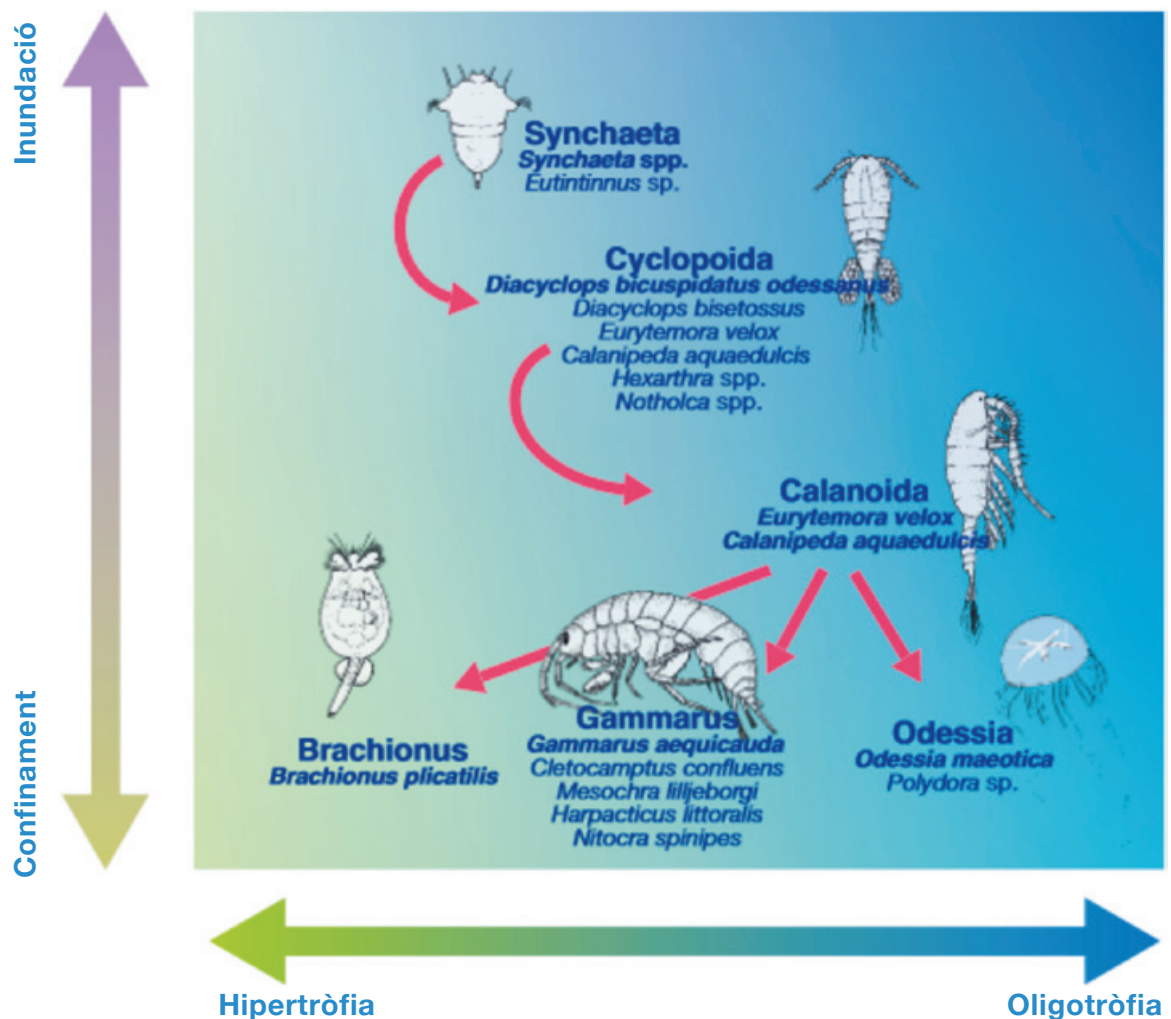


Figura 7: Model conceptual de successió del plàncton en llacunes costaneres confinades sense peixos. Dibuix de J. Corbera reproduït de Boix et al. (2015) amb permís.

Les poblacions monoespecífiques denses de fartet són freqüents en les comunitats de peixos, especialment durant el confinament, quan el nivell de l'aigua és el més baix i els peixos es concentren en refugis d'aigua permanent (Moreno-Amich et al., 1999). El fartet s'adapta molt bé a les condicions fluctuants d'aquestes aigües, atès que tolera un ampli rang de salinitat. També actua com a depredador clau, originant una cascada tròfica basada en la grandària corporal (Compte et al., 2012), que provoca un augment de la transparència de l'aigua i de la densitat de macròfits. A més de la reducció de l'hàbitat, un dels principals problemes de conservació del fartet és la presència de la gambúsia (*Gambusia holbrooki*), una espècie invasora nord-americana, introduïda a l'àrea mediterrània a principis del segle XX per a controlar el mosquit i la malària (Doadrio et al., 2011). Avui en dia, a causa de la presència de la gambúsia, el fartet està relegat als hàbitats amb elevades fluctuacions de salinitat que limiten l'èxit invasiu de la gambúsia (Alcaraz & Garcia-Berthou, 2007; Ruiz-Navarro et al., 2011).

## 3. Gestió i restauració de les llacunes costaneres confinades

### 3.1. Regulació del flux a la maresma de l'Alt Empordà i les seves conseqüències ecològiques

L'any 1989, pocs anys després de la creació del Parc Natural dels Aiguamolls de l'Empordà als aiguamolls de l'Alt Empordà, els responsables del nou parc van decidir augmentar la durada de la inundació a la maresma. Els arguments eren clars: a la dècada de 1950 es va construir un canal de drenatge per drenar la maresma i reduir la durada de la inundació; més tard, als anys 70, es va proposar un projecte urbanístic a la zona, que es va aturar gràcies a un gran rebuig popular contra la destrucció d'aquests aiguamolls. Per tant, amb la creació del Parc Natural, arribava l'hora de recuperar la superfície inundada. Amb aquest objectiu, els gestors del parc van instal·lar una comporta al canal de drenatge construït als anys 50, desviant així les entrades d'aigua dolça cap a les llacunes costaneres confinades. A causa d'aquesta regulació de flux, l'aigua dolça en superfície circulava principalment a través de les llacunes costaneres en lloc de drenar directament a l'estuari del riu Fluvià i al mar (Figura 8). Aquest canvi en el patró d'inundació va causar diversos efectes en la dinàmica de nutrients i la composició d'espècies d'aquestes llacunes (Quintana et al., 1998, 1999; Bruçet et al., 2005):

- Tal com s'esperava i desitjava, el nivell de l'aigua es va mantenir més alt que abans, ampliant l'hidroperíode de la maresma.
- La salinitat mitjana tendia a disminuir amb l'augment de les entrades d'aigua dolça, com també disminuïa la variabilitat en la salinitat.
- Juntament amb les entrades d'aigua dolça, hi va haver un augment de les entrades de nitrat, que va provocar un canvi en la ràtio N/P. Una forta limitació de N abans de la regulació del flux ( $\text{NO}_3^-/\text{SRP} < 1$ ) es va canviar per una elevada disponibilitat de N inorgànic durant la inundació d'aigua dolça ( $\text{NO}_3^-/\text{SRP} > 100$ ).
- La gran quantitat de nitrat entrant en un sistema limitat per N va provocar una forta eutrofització de les llacunes i una major freqüència d'episodis d'hipertrofia durant els períodes de confinament.
- La composició d'espècies va canviar dràsticament, amb una reducció de les espècies adaptades a les condicions de confinament i la seva substitució per espècies típiques de les aigües oligohalines eutròfiques.

Després de veure aquest efecte negatiu, els gestors del parc van decidir canviar la manera com funciona la comporta. Actualment, la comporta s'utilitza per controlar el nivell de l'aigua, de manera que evita el drenatge excessiu de la maresma, però assegura que l'excés d'aigua dolça flueixi directament cap al mar i no es desviï cap a les llacunes confinades.

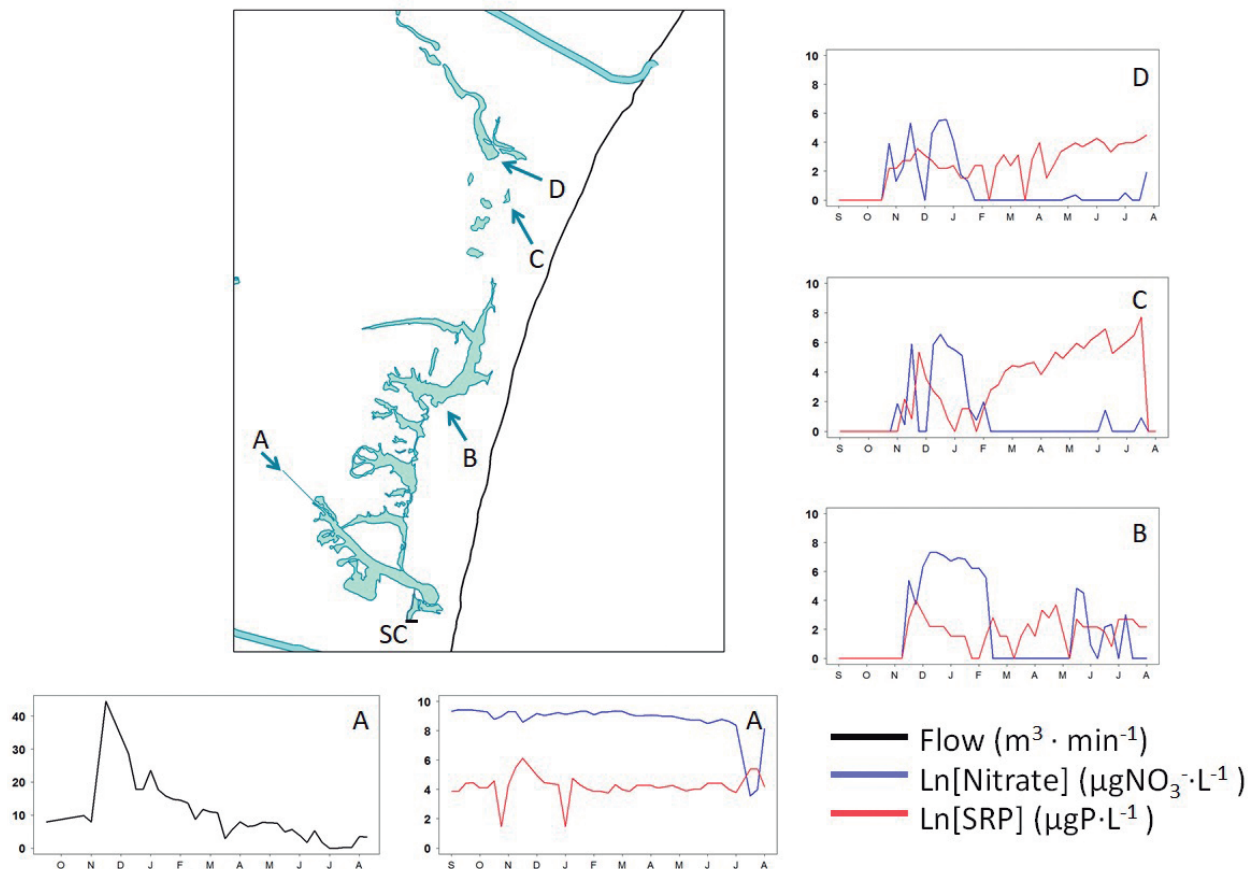


Figura 8: Efectes de regulació de flux als aiguamolls de l'Alt Empordà com a conseqüència de la instal·lació d'una comporta (SC) al canal de drenatge. La figura mostra la variació estacional de l'entrada d'aigua dolça a través del Rec Corredor (A) i les concentracions de nitrat i SRP en diferents masses d'aigua. Aigües d'alta ràtio N/P provinents del Rec Corredor inundaven aigües de baixa ràtio N/P de les llacunes costaneres (B, C i D) provocant eutrofització. El nitrat era màxim durant el període d'inundació (desembre-març), mentre que el fosfat augmentava durant el confinament, coincidint amb episodis d'hipertrofia. Adaptat de Quintana et al. (1999).

## 3.2. Esforços de conservació del fartet

El fartet és un exemple d'espècie afectada negativament per la regulació del flux durant els anys 90 a la maresma de l'Alt Empordà (Moreno-Amich et al., 1999). L'augment de l'eutrofització, així com la reducció de la salinitat mitjana i la seva variabilitat, van permetre l'expansió de la gambúsia, que s'adapta millor a aquestes noves condicions d'inundació d'aigua dolça (Rincón, 2002; Alcaraz & Garcia-Berthou, 2007; Ruiz-Navarro et al., 2011). La gestió actual de la comporta i la consegüent reducció del flux d'aigua dolça a les llacunes confinades han aconseguit la recuperació de les poblacions de fartet a la maresma de l'Alt Empordà.

A la maresma de La Pletera, en els aiguamolls del Baix Ter, es van crear tres noves llacunes permanents el 2002, en el marc d'un projecte Life Nature (Life Ter Vell-Pletera, LIFE99NAT/E/00 6386). L'objectiu del projecte era augmentar la quantitat de refugis de població de fartet en aquesta zona (Quintana & Marí, 2004; Quintana et al., 2009). Les llacunes es van repoblar amb prop de 400 individus de fartet immediatament després de la seva creació. La repoblació a curt termini va tenir èxit, i la densitat del fartet va augmentar un ordre de magnitud per any (Badosa, 2007). Tanmateix, a llarg termini, la densitat del fartet es va reduir

a causa de l'arribada de la gambúsia, afectant no només a les llacunes creades, sinó també a les naturals (Pou-Rovira, 2009). Una gran inundació d'aigua dolça provocada per fortes precipitacions a l'octubre de 2005 (Pascual et al., 2006) podria ser la causa de l'arribada de gambúsies a les llacunes costaneres confinades de La Pletera. Des de llavors, el fartet i la gambúsia coexisteixen a la zona, amb fortes oscil·lacions poblacionals en ambdues espècies, sent la gambúsia més abundant en aigües oligohalines i el fartet en condicions d'elevades fluctuacions de salinitat. D'aquesta manera, una salinitat alta i variable és bàsica per a la conservació de les poblacions de fartet a les llacunes on també hi ha gambúsia.

Un aspecte rellevant que no es va considerar durant la construcció de les llacunes el 2002 és la importància del patró sedimentari i de les aportacions d'aigües subterrànies. A la maresma de La Pletera, les aigües subterrànies poden representar fins al 80 % de la circulació total d'aigua (Menció et al., 2017). Una capa prima de sediment amb molt baixa permeabilitat situada a poca profunditat (entre 30 i 90 cm de la superfície) dificulta l'entrada d'aigües subterrànies a les llacunes (Geoservei, 2016). La creació de les llacunes l'any 2002 es va basar simplement en la construcció d'un forat per sota del nivell del mar, per garantir la permanència de l'aigua durant tot l'any. Tanmateix, no es va contemplar la composició del substrat, de manera que la capa impermeable es va eliminar probablement durant les obres. L'elevada permeabilitat de les noves llacunes pot facilitar l'entrada d'aigües subterrànies, amb una salinitat propera a  $20 \text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$ , la qual cosa permet la persistència de la gambúsia.

### 3.3. Criteris per a la restauració de les llacunes costaneres confinades als aiguamolls del Baix Ter

Als aiguamolls del Baix Ter s'ha desenvolupat un nou projecte de restauració a la maresma de La Pletera (Life Pletera, LIFE13NAT/ES/001001). Aquesta zona es va veure afectada per la construcció d'una urbanització a finals dels 80, que després es va aturar als anys 90. L'objectiu del projecte era recuperar els valors ecològics d'aquesta maresma, alterada per les obres. Amb aquest objectiu, s'han desmantellat les restes de la urbanització inacabada (passeig marítim, accessos, material de rebliment, escullera i materials acumulats) i s'han substituït per un ecosistema costaner. S'han creat diverses llacunes costaneres confinades envoltades de la corresponent vegetació de la maresma, separades del mar per una duna ben constituïda (Figura 9). Les excavacions s'han dissenyat seguint cinc criteris per a la creació de llacunes i l'eliminació de les restes de la urbanització. El seu ordre era jeràrquic, de manera que no se n'apliqués cap sense complir els criteris anteriors. Aquests criteris són:

**1) La conservació de la funcionalitat ecològica de l'ecosistema costaner.** La nova estructura de la maresma restaurada ha de garantir que els processos ecològics típics de les llacunes (descrits a la secció 2) funcionin correctament en el futur. Amb aquest objectiu, l'ecosistema restaurat es va organitzar seguint l'estructura espacial habitual dels aiguamolls costaners confinats en condicions naturals, que consisteix en les següents bandes paral·leles a la línia de costa:

- una banda de dunes costaneres formades per dunes mòbils i el front dunar;
- una banda de gradient que consisteix en una zona de barreja de dunes i maresma;
- una banda de llacunes formada per diverses llacunes confinades permanents distribuïdes paral·lelament al mar;
- una banda de maresma formada per vegetació halòfila que permet que les llacunes es desbordin durant les inundacions.





Figura 9: Vista aèria de la zona restaurada de La Pletera (aiguamolls del Baix Ter) abans (dalt) i després (baix) de la restauració.

La hidrologia ha de seguir el patró d'inundació-confinament sense entrades continuades d'aigua dolça superficials. Això mantindrà la dinàmica de nutrients i l'estructura de la comunitat característiques d'aquests hàbitats, tal com es descriu a les seccions 2.2 i 2.3.

**2) La millora de la colònia existent de fartet amb la creació de més nuclis de població.** Aquí es van tenir en compte dos aspectes. En primer lloc, diverses masses d'aigua permanents romanen aïllades durant els períodes de confinament, però es connecten durant els episodis d'inundació. Aquesta estructura estimula la diversificació de l'hàbitat i garanteix la disponibilitat permanent de refugis adequats per al fartet, ja sigui durant anys secs o humits. En segon lloc, es van construir masses d'aigua permanents mitjançant l'excavació del sediment per sota del nivell del mar, però es va tenir en compte el patró sedimentari, i es va assegurar que la capa impermeable no s'eliminés (Geoservei, 2016). Això facilita una major salinitat durant el confinament, que és adequada per a la permanència del fartet (tal com es detalla a l'apartat 3.2).

**3) La no intervenció en zones que encara conserven la vegetació de la maresma,** ja que el rebliment fet durant el procés d'urbanització no va omplir tota la zona de la maresma. D'aquesta manera, s'han de mantenir les zones que encara resten cobertes per hàbitats costaners inclosos en la Directiva d'Hàbitats (com els que figuren en la secció 1).

**4) La recuperació dels nivells topogràfics existents abans del procés d'urbanització.** És important destacar que aquest no és el principal criteri de restauració, com de fet sí l'és en la majoria de projectes de restauració. Significa que no utilitzem la morfologia de la maresma original com a referència per a la construcció de la nova morfologia i només l'apliquem quan es compleixen els tres criteris anteriors. Intentar reproduir l'antiga morfologia no té sentit quan està tan alterada per les obres de construcció de la urbanització. D'altra banda, per crear noves masses d'aigua, és millor aprofitar l'existència de llocs ja alterats que acumulen material extern que cal eliminar.

**5) El disseny d'una nova distribució topogràfica que recordi en el futur l'existència d'un procés d'urbanització inacabat a la zona.** No és l'objectiu reproduir una maresma primitiva com si mai no hagués estat alterada i destruïda, sinó recordar que va haver-hi un procés d'urbanització fallit i que l'ecosistema de la maresma no és un sistema original, sinó restaurat i recuperat. Amb aquesta idea, els accessos i passeigs antics es van convertir en llacunes i depressions; les velles rotondes es van convertir en separacions entre les masses d'aigua permanents i un dels antics transformadors elèctrics és ara un observatori d'ocells.

## 3.4. Restauració en un escenari de canvi global

En el context actual de canvi global, l'àrea de La Pletera ha registrat un augment mitjà del nivell del mar de  $5 \text{ mm}\cdot\text{any}^{-1}$ , un augment de la freqüència mitjana dels temporals de mar i un retrocés de la línia de costa propera a  $1 \text{ m}\cdot\text{any}^{-1}$  durant les últimes dècades (Pascual et al., 2012). Les riuades ocasionals, que poden regenerar les llacunes confinades, ja no són possibles a la zona, perquè el riu Ter està regulat actualment per preses i canalitzat en el seu últim tram amb motes en les dues ribes que impedeixen el seu vessament. Avui en dia, les dimensions relativament petites de la zona i la imprevisibilitat dels efectes d'una inundació del riu desaconsellen facilitar el desbordament ocasional del riu cap a la maresma.



A curt termini (Figura 10), s'ha realitzat una modelització dels possibles efectes d'un temporal de mar intens sobre la zona un cop restaurada, en comparació amb els efectes en presència dels elements de la urbanització inacabada. Els resultats d'aquesta modelització mostren que l'eliminació de les estructures de la urbanització augmenta la capacitat de la maresma de laminar l'aigua durant els temporals de mar i redueix la intrusió d'aigua de mar en els camps de conreu adjacents (Solà et al., 2016). A llarg termini, un dels principals problemes a la costa de Catalunya és la presència d'infraestructures properes al mar (vies de tren, autopistes, passeigs, esculleres) que no permeten un desplaçament gradual de la costa i dels ecosistemes costaners cap a l'interior (Sabater et al., 2017). La estructura tova dissenyada, basada en bandes paral·leles al mar i amb l'absència de qualsevol barrera dura, sembla ser la millor manera de mitigar els efectes del canvi climàtic en aquesta costa.

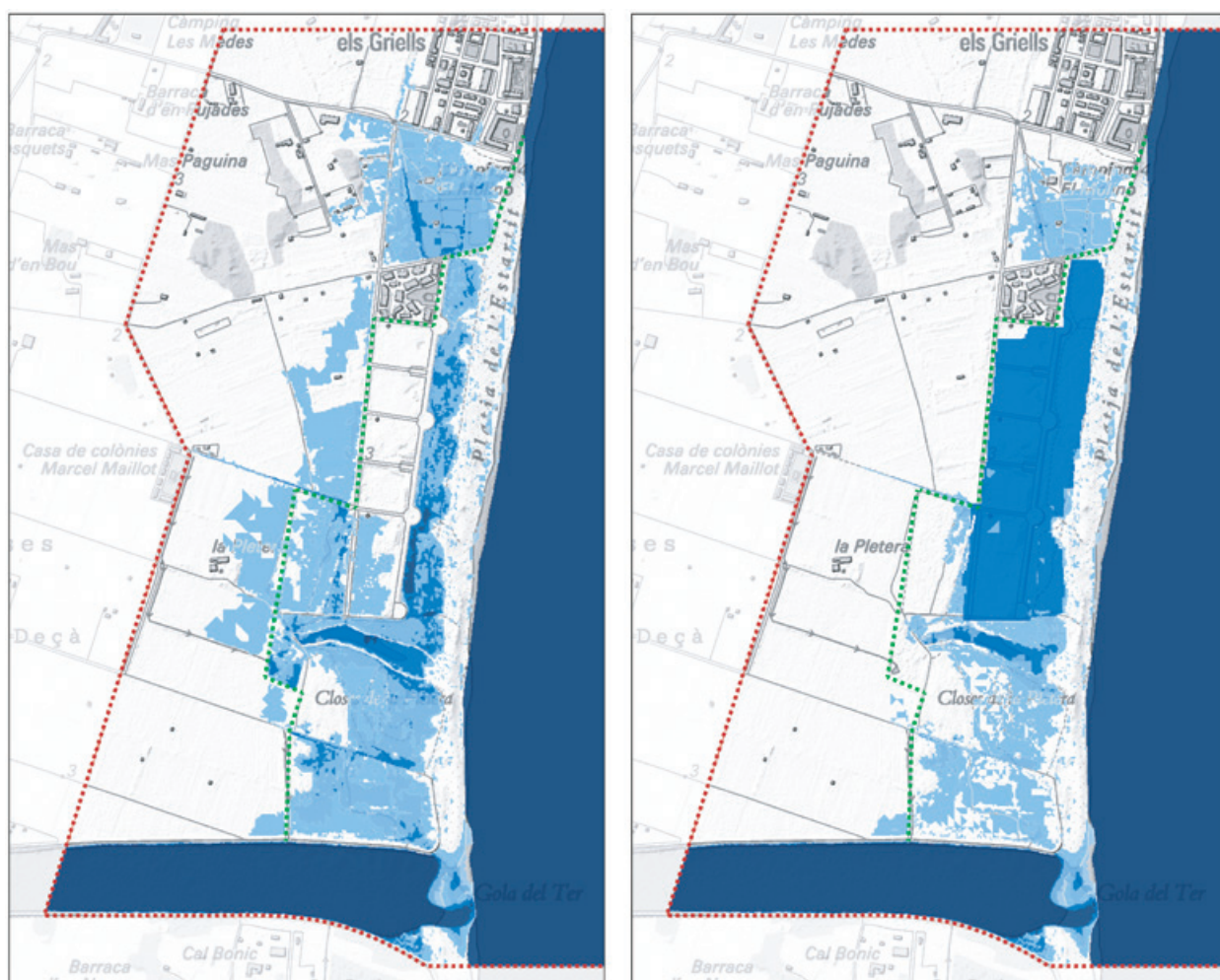


Figura 10: Resultats del model hidràulic, desenvolupat en el marc dels projectes Life Pletera (LIFE13 NAT/ES/001001) i Life Medacc (LIFE12ENV/ES/000536), on es mostren els efectes esperats d'un temporal de mar intens sobre l'àmbit de la maresma de la Pletera abans i després de les accions de restauració. La presència de construccions i de material de rebliment d'origen humà anteriors a la restauració (esquerra) evitava la inundació de la maresma i causaven intrusió marina cap als camps de conreu adjacents. En canvi, amb la retirada d'aquests elements (dreta) les entrades d'aigua de mar durant un temporal no superen la superfície de la maresma. Línia vermella discontinua, límit de la xarxa Natura 2000; línia verda discontinua, límit del domini públic marítim-terrestre.

# Referències

Alcaraz, C. & E. Garcia-Berthou, 2007. Life history variation of invasive mosquitofish (*Gambusia holbrooki*) along a salinity gradient. *Biological Conservation* 139:83-92.

Alvarez-Cobelas, M., C. Rojo & D. Angeler, 2005. Mediterranean limnology: current status, gaps and future. *Journal of Limnology* 64:13-29.

Badosa, A., 2007. Limnological characteristics and zooplankton community structure of Mediterranean coastal lagoons undergoing restoration. PhD, University of Girona.

Badosa, A., D. Boix, S. Brucet, R. López-Flores & X.D. Quintana, 2006. Nutrients and zooplankton composition and dynamics in relation to the hydrological pattern in a confined Mediterranean salt marsh (NE Iberian Peninsula). *Estuarine Coastal and Shelf Science* 66:513-522.

Beklioglu, M., S. Romo, I. Kagalou, X.D. Quintana & E. Bécares, 2007. State of the art in the functioning of shallow Mediterranean lakes: workshop conclusions. *Hydrobiologia* 584:317-326.

Boix, D., J. Sala, S. Gascon, J. Compte & X.D. Quintana, 2015. Les comunitats animals de les basses, estanys, llacunes i aiguamolls mediterranis. *Atzavara* 25:5-18.

Britton, R.H. & A.J. Crivelli, 1993. Wetlands of southern Europe and North Africa: Mediterranean wetlands. In Whigham, D.F. & D. Dykjavá (eds) *Wetlands of the world I: Inventory, ecology and management*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 129-194.

Brucet, S., D. Boix, R. López-Flores, A. Badosa, R. Moreno-Amich & X.D. Quintana, 2005. Zooplankton structure and dynamics in permanent and temporary Mediterranean salt marshes: taxon-based and size-based approaches. *Archiv Fur Hydrobiologie* 162:535-555.

Brucet, S., D. Boix, R. López-Flores, A. Badosa & X.D. Quintana, 2006. Size and species diversity of zooplankton communities in fluctuating Mediterranean salt marshes. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 67:424-432.

Brucet, S., J. Compte, D. Boix, R. López-Flores & X.D. Quintana, 2008. Feeding of nauplii, copepodites and adults of *Calanipeda aquaedulcis* (Calanoida) in Mediterranean salt marshes. *Marine Ecology-Progress Series* 355:183-191.

Compte, J., S. Gascón, X.D. Quintana & D. Boix, 2012. The effects of small fish presence on a species-poor community dominated by omnivores: Example of a size-based trophic cascade. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 418-419:1-11.

Doadrio, I., S. Perea, P. Garzón-Heydt & J.L. González, 2011. *Ictiofauna Continental Española*. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Madrid.

Fazzolari, E., B. Nicolardot & J.C. Germon, 1998. Simultaneous effects of increasing levels of glucose and oxygen partial pressures on denitrification and dissimilatory nitrate reduction to ammonium in repacked soil cores. *European Journal of Soil Biology* 34:47-52.

Gascón, S., D. Boix, J. Sala & X.D. Quintana, 2005. Variability of benthic assemblages in relation to the hydrological pattern in Mediterranean salt marshes (Emporda wetlands, NE Iberian Peninsula). *Archiv Fur Hydrobiologie* 163:163-181.

Gascón, S., S. Brucet, J. Sala, D. Boix & X.D. Quintana, 2007. Comparison of the effects of hydrological disturbance events on benthos and plankton salt marsh communities. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 74:419-428.

Geoservei, S. L., 2016. Análisis de las interacciones hidrogeológicas entre la llanura aluvial y el sistema litoral de la Pletera. Report Action A2 Project Life Pletera LIFE13 NAT/ES/001001. Girona.

Gesti, J., 2006. El poblament vegetal dels Aiguamolls de l'Empordà. Institut d'Estudis Catalans, Barcelona.

Gesti, J., A. Badosa & X. D. Quintana, 2005. Reproductive potential in *Ruppia cirrhosa* (Petagna) Grande in response to water permanence. *Aquatic Botany* 81:191-198.

Gilbert, P. M., J. N. Boyer, C. A. Heil, C. J. Madden, B. Sturigs & C. S. Wazniak, 2010. Blooms in lagoons: different from those of river-dominated estuaries. In: Kennish, M. J. & H. W. Paerl (eds) *Coastal lagoons Critical habitats of environmental change*. CRC Press, Boca Raton, 91-113.

Gönenç, I.E. & J.P. Wolflin, 2005. *Coastal lagoons. Ecosystem Processes and Modeling for Sustainable Use and Development*. CRC Press, Boca Raton.

Gosálbez, J., J. Serra & E. Velasco, 1994. Els sistemes naturals dels aiguamolls de l'Empordà. Institució Catalana d'Història Natural, Barcelona.

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

López-Flores, R., D. Boix, A. Badosa, S. Brucet & X.D. Quintana, 2006a. Pigment composition and size distribution of phytoplankton in a confined Mediterranean salt marsh ecosystem. *Marine Biology* 149:1313-1324.

López-Flores, R., E. Garces, D. Boix, A. Badosa, S. Brucet, M. Maso & X.D. Quintana, 2006b. Comparative composition and dynamics of harmful dinoflagellates in Mediterranean salt marshes and nearby external marine waters. *Harmful Algae* 5:637-648.

López-Flores, R., D. Boix, A. Badosa, S. Brucet & X.D. Quintana, 2009. Environmental factors affecting bacterioplankton and phytoplankton dynamics in confined Mediterranean salt marshes (NE Spain). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 369:118-126.

López-Flores, R., X.D. Quintana, A.M. Román, L. Bañeras, O. Ruiz-Rueda, J. Compte, A.J. Green & J.J. Egozcue, 2014. A compositional analysis approach to phytoplankton composition in coastal Mediterranean wetlands: Influence of salinity and nutrient availability. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 136:72-81.

Menció, A., X. Casamitjana, J. Mas-Pla, N. Coll, J. Compte, M. Martinoy, J. Pascual & X.D. Quintana, 2017. Groundwater dependence of coastal lagoons: the case of La Pletera salt marshes (NE Catalonia). *Journal of Hydrology* 552:793-806.

Moreno-Amich, R., J. Pou, X.D. Quintana & E. García-Berthou, 1999. Efecto de la regulación hídrica en la conservación del Fartet (*Lebias iberica*) en "Aiguamolls de l'Empordà": Importancia de los refugios de población. In: Planelles-Gomis, M. (ed) Peces Ciprinodóntidos Ibéricos, Fartet y Samaruc. Generalitat Valenciana. Conselleria de Medio Ambiente, Valencia, 115-131.

Morillo, C. & J.L. Gonzalez, 1996. Management of Mediterranean Wetlands. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.

Nizzoli, D., E. Carraro, V. Nigro & P. Viaroli, 2010. Effect of organic enrichment and thermal regime on denitrification and dissimilatory nitrate reduction to ammonium (DNRA) in hypolimnetic sediments of two lowland lakes. *Water Research* 44:2715-2724.

Pascual, J., M. Martinoy, S. Plaja & J. Plaja, 2006. El pas del temps. Llibre de la Festa Major Torroella de Montgrí:173-213.

Pascual, J., N. Bensoussan, J. Salat & J. Garrabou, 2012. Clima i règim tèrmic de les aigües de les illes Medes i el Montgrí. *Recerca i Territori* 4:65-77.

Pou-Rovira, Q., 2009. Seguiment de la població de fartet (*Aphanius iberus*) de les llacunes de la Pletera. Informe tècnic. Càtedra d'Ecosistemes Litorals Mediterranis, Girona.

Quintana, X.D., 2002. Estimation of Water Circulation in a Mediterranean Salt Marsh and its Relationship with Flooding Causes *Limnetica* 21:25-35.

Quintana, X.D., R. Moreno-Amich & F.A. Comin, 1998. Nutrient and plankton dynamics in a Mediterranean salt marsh dominated by incidents of flooding. Part 1: Differential confinement of nutrients. *Journal of Plankton Research* 20:2089-2107.

Quintana, X.D., L. Suñer, R. Trobajo, S. Gascón & R. Moreno-Amich, 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. & R. Moreno-Amich, 2002. Phytoplankton composition of Empordà salt marshes, Spain and its response to freshwater flux regulation. *Journal of Coastal Research* SI 36:581-590.

Quintana, X.D. & M. Marí, 2004. Aiguamolls del Baix Ter. Papers del Montgrí vol. 23. Torroella de Montgrí (Girona).



Quintana, X.D., D. Boix, A. Badosa, S. Brucet, J. Compte, S. Gascón, R. López-Flores, J. Sala & R. Moreno-Amich, 2006. Community structure in mediterranean shallow lentic ecosystems: size-based vs. taxon-based approaches. *Limnetica* 25:303-320.

Quintana, X.D., C. Feo, A. Crous, F. Alemany, J. Torrallas, J. Gesti, Font & Q. Pou, 2009. Actuacions i reptes en la conservació dels aiguamolls del Baix Ter. *Papers del Montgrí* vol 30. Torroella de Montgrí (Girona).

Quintana, X.D., M. Arim, A. Badosa, J.M. Blanco, D. Boix, S. Brucet, J. Compte, J.J. Egozcue, E. de Eyto, U. Gaedke, S. Gascón, L.G. de Solà, K. Irvine, E. Jeppesen, T.L. Lauridsen, R. López-Flores, T. Mehner, S. Romo & M. Søndergaard, 2015. Predation and competition effects on the size diversity of aquatic communities. *Aquatic Sciences* 77:45-57.

Rincón, P., 2002. Interaction between the introduced eastern mosquitofish and two autochthonous Spanish toothcarps. *Journal of Fish Biology* 61:1560-1585.

Ruiz-Navarro, A., R. Moreno-Valcárcel, M. Torralva & F.J. Oliva-Paterna, 2011. Life-history traits of the invasive fish *Gambusia holbrooki* in saline streams (SE Iberian Peninsula): Does salinity limit its invasive success? *Aquatic Biology* 13:149-161.

Sabater, S., V. Acuña, R.J. Batalla, C. Borrego, A. Butturini, M. Felip, E. García-Berthou, S. Gascon, R. Marcé, E. Martí, M.M., I. Muñoz, X.D. Quintana & S. F., 2017. Ecosistemes aquàtics continentals. In: Generalitat de Catalunya (ed) Tercer Informe sobre el canvi climàtic a Catalunya.

Salvadó, V., X.D. Quintana & M. Hidalgo, 2006. Monitoring of nutrients, pesticides, and metals in waters, sediments, and fish of a wetland. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 51:377-386.

Solà, J., J. Montaner & J. López, 2016. Modelització hidràulica del sistema de drenatge litoral del marge esquerre del Baix Ter: estratègies d'adaptació al canvi climàtic. *Geoservei* (Girona).

# Les mallades de La Devesa del Saler: La recuperació d'un conjunt de llacunes interdunars costaneres al Parc Natural de l'Albufera

Xavier Armengol<sup>1</sup>, María Antón-Pardo<sup>2</sup>, Raquel Ortells<sup>1</sup>, Carla Olmo<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Institut Cavanilles de Biodiversitat i Biologia Evolutiva, Universitat de València

<sup>2</sup>Departamento de Ecología e Evolução, Universidade Federal de Goiás

\* Correu electrònic: [javier.armengol@uv.es](mailto:javier.armengol@uv.es)

# 1. Introducció

El Parc Natural de l'Albufera és una zona protegida, parcialment envoltada per la ciutat de València i la seva àrea metropolitana, que alberguen milió i mig d'habitants (Figura 1). A grans trets, al parc es distingeixen tres tipus d'ecosistemes: 1) un llac som i d'aigua dolça (aprox. 2800 ha), homònim al parc i que roman connectat puntualment amb el mar per uns canals artificials anomenats *goles*; 2) la marjal, que envolta el llac pel nord, sud i oest, i que actualment està ocupada gairebé íntegrament per arrossars que, al seu torn, funcionen com un aiguamoll en l'època d'inundació del cultiu (finals de primavera pel creixement de l'arròs i meitat de tardor fins a principis d'hivern per al seu ús cinegètic); i 3) una barra sorrenca o restinga situada a l'est del llac separant-lo de la mar Mediterrània. La restinga, coneguda com *La Devesa del Saler* té aproximadament 1 km d'ample i uns 14 km de longitud. Està formada per diversos cordons dunars paral·lels a la costa amb les seves respectives depressions interdunars. Aquestes fondalades solen acumular aigua durant certs períodes de l'any formant un sistema de basses conegudes localment amb el nom de *mallades*.



Figura 1. Esquerra: localització de l'àrea d'estudi a la Península Ibèrica (dalt) i al Parc Natural de l'Albufera (baix). Dreta: detall de l'àrea amb la localització i codi d'algunes de les mallades estudiades. Els colors indiquen la seva edat de restauració: groc, verd i taronja corresponen als projectes de restauració de 2007, 2003 i 1998, respectivament. (Modificat d'Olmo, 2016).

La declaració de Parc Natural es va fer efectiva el 1986 (Decret 89/1986, de 8 de juliol), sent el primer a la Comunitat Valenciana, i el 1989 es va incloure en la Llista Ramsar d'Aiguamolls d'Importància Internacional. Tota l'àrea pertany a més a la Xarxa Natura 2000 per ser considerada Lloc d'Interès Comunitari (*Council Directive 92/43/EEC*) i Zona d'Espècial Protecció per a les Aus (*Council Directive 2009/147/EC*). La protecció del Parc Natural queda regulada per dues normatives autonòmiques, el Pla d'Ordenació dels Recursos Naturals (Decret 96/1995) i el Pla Rector d'Ús i Gestió (Decret 259/2004). Com moltes altres àrees costaneres mediterrànies i malgrat l'alt nivell de protecció, l'àrea ha estat històricament sotmesa a fortes pressions antròpiques per l'alta densitat de població assentada en els seus voltants.

En concret, l'ecosistema de la restinga, *La Devesa del Saler*, ha sofert diverses transformacions, sent les més intenses les que es van donar durant el segle XX (Figura 2).



Figura 2. Fotografies de *La Devesa del Saler* i de la restauració d'algunes mallades: a) en els anys 60 durant el pla d'urbanització; b) vista aèria en 2002; c) treballs de restauració a la mallada R1; d) instal·lació de passarel·la a la mallada O4; e) mallada R1 just després de la seva restauració en l'estiu de 2007; i f) mallada R1 després del seu primer omplert a l'octubre de 2007. (De: Olmo, 2016).

A principis d'aquell segle, en ser una àrea endèmica de malària, les mallades van ser considerades llocs insalubres on les poblacions de mosquits, vectors de la malaltia, havien de ser eradicades. Per a això, aquestes basses van ser perforades, trencant la seva impermeabilitat i afavorint així el drenatge cap a capes freàtiques (Llei Cambó de 1918). Més endavant, a la dècada dels 60 es va aprovar un projecte urbanístic anomenat: Projecte d'ordenació i d'urbanització de la Devesa, l'objectiu del qual era la urbanització intensiva de la restinga que incloïa la urbanització de la zona amb un passeig marítim, un sistema de sanejament, aparcaments, carreteres secundàries i un conjunt de complexos residencials amb diverses torres d'apartaments, cases unifamiliars, hotels i zones de esbarjo.

Totes aquestes accions van implicar l'anivellament del terreny, que va donar com a resultat la completa desaparició dels cordons dunars propers al mar, juntament amb moltes de les basses associades. Les mallades van ser artificialment reblides amb la sorra de les dunes i amb restes (fangs, runes...) de la inundació que va patir el 1957 la ciutat de València arran de la crescuda del riu Túria.

A mitjans dels anys 70, el canvi polític a Espanya (de dictadura a democràcia) va propiciar l'aparició d'una sèrie de moviments socials i ambientals en contra del projecte d'urbanització, molts dels quals van ser promoguts per naturalistes destacats de l'època com el conegut Félix Rodríguez de la Fuente. Per això, el projecte d'urbanització de *La Devesa del Saler* tan sols va arribar a executar-se parcialment. La ciutadania valenciana, sota el lema "El Saler per al poble", va aconseguir la paralització de la major part de les infraestructures inicialment plantejades, principalment el gruix de complexos residencials. No obstant això, no va ser fins a final dels anys 80 que les polítiques ambientals a nivell europeu, nacional i regional van desenvolupar marcs d'actuació per intentar recuperar el valor ecològic de l'àrea (Sanjaume 1998; Rei Benayas et al. 2003). Des d'aquest moment, es van intentar portar les dunes costaneres i les basses soterrades als seus estats previs mitjançant successius projectes de restauració.

El primer d'aquests projectes, entre 1988 i 1998, es va dur a terme per part del govern local, i amb ell es va restaurar una part de l'àrea afectada. L'entrada de cofinançament europeu va venir a càrrec de dos projectes *Life Natura: Life Duna* (LIFE00 NAT/E/007339) realitzat entre 2003 i 2005, i *Life Enebro* (LIFE04 NAT/E/000044) entre 2007 i 2009. Amb ells es va eliminar la part urbanitzada (vials i altres infraestructures), es va restaurar part del cordó dunar costaner i també algunes mallades. Les antigues cubetes estaven reblides, encara que en períodes de pluges intenses podien presentar una escassa làmina d'aigua, de manera que la vegetació estava dominada per canyís juntament amb altres plantes que toleren cert nivell d'inundació, com espècies dels gèneres *Inula* o *Dittrichia*. El primer pas per a la restauració de les mallades va consistir en demarcar els límits de les cubetes antigues sobre fotografies aèries i altres registres històrics. Posteriorment, amb maquinària pesada es van extreure els sediments (Figura 2c), arribant just al límit de la capa de llims que marcaria la zona impermeable (entre 50-100 cm des de la superfície). La majoria d'elles es van restaurar perquè tinguessin un caràcter temporani (Antón-Pardo & Armengol 2010; Olmo et al. 2016). No obstant això, algunes mallades van ser més profundament excavades amb l'objectiu de mantenir una columna d'aigua durant tot l'any i crear així reservoris per a les espècies de peixos ciprinodòntids endèmics i amenaçats (Benavent Olmos et al. 2004): fartet (*Aphanius iberus*) i samaruc (*Valencia hispanica*). En algunes d'aquestes mallades permanents es van introduir planters de macròfits submergits (principalment dels gèneres *Chara* i *Potamogeton*) i exemplars dels peixos citats. Per a la resta de mallades es va optar per una recolonització natural d'aquelles espècies vegetals locals adaptades a aquests ambients (Benavent Olmos et al. 2004). Les ribes de les basses es van perfilar amb un pendent suau facilitant l'accés de la fauna.

Les mallades estan catalogades a la Directiva d'Hàbitats (92/43/EEC) com "*Humid dune slacks* (Code 2190)".



Com a característiques generals, aquestes basses interdunars són endorreiques, somes, lleugerament salobres i de mida petita, difícilment superen l'hectàrea d'extensió. En el cas de les temporànies, la columna d'aigua es deu a l'aportació que deixen les pluges, mentre que les permanents poden tenir un component important d'aigües freàtiques. La temporalitat té una dinàmica anual marcada pel clima mediterrani de la regió, on les majors pluges es donen a la tardor i a la primavera, mentre que els estius són secs i molt càlids. D'acord amb això, l'any hidrològic començaria al setembre i finalitzaria a l'agost de l'any següent. Donada la impredecibilitat del clima mediterrani, les mallades temporànies poden tenir diferents períodes (hidroperíodes) alternats d'ompliment i de sequera dins d'un mateix any hidrològic i amb durades diferents.

En tota *La Devesa* es poden arribar a localitzar més de 40 cossos d'aigua (Rueda-Sevilla et al. 2006; Rueda 2015). Les principals mallades, seguint la toponímia establerta i de nord a sud, són: la *mallada del Quarter, del Saler, de La Rambla, Redona, del Garrofer, Llarga, Mata del Fang, de l'Hospitalet, de la Torre, Malladeta i del Canyar*. També hi ha una zona amb llacunes restaurades al denominat *Racó de l'Olla*, una àrea de reserva més propera a l'Albufera. La major part de les mallades es troben separades per antics tallafocs; malgrat tot, algunes adjacents poden connectar-se en èpoques d'inundació extraordinària (per exemple, l'hivern de 2017 vam observar que es connectaven les mallades de *La Rambla* i la *Redona* i aquesta darrera també amb la *del Garrofer*). Aquestes antigues mallades en alguns casos estan molt fragmentades, i podem trobar-hi cossos d'aigua que es mantenen separats; per exemple, després de la restauració realitzada el 2003 (projecte *Life Duna*), on hi havia l'antiga mallada de la *Mata del Fang* es van configurar 4 mallades, tres d'elles (dues temporànies i una permanent) es connecten quan el nivell està molt alt, i una quarta temporània que queda separada d'aquestes per un camí. L'últim dels projectes realitzats va restaurar dues d'aquestes mallades temporànies, l'estiu de 2016, i té previst noves actuacions en algunes que encara romanen soterrades. Actualment, *La Devesa del Saler* és una àrea d'esplai àmpliament freqüentada tant per la població local com per turistes.

Els sistemes aquàtics del Parc Natural de l'Albufera han estat objecte de diverses investigacions en el camp de la limnologia. Des de principis del segle XX molts d'aquests estudis es van centrar en el propi llac de l'Albufera (Arévalo 1916, 1918; Blanco 1976). A partir dels anys 80, sota la direcció de la Doctora Rosa Miracle, els estudis limnològics es van intensificar (p. ex. Miracle et al. 1984; Oltra & Miracle 1984, 1992; Oltra 1993; Romo & Miracle 1994) i es van ampliar a altres sistemes aquàtics del Parc Natural com els arrossars, les sèquies, les deus (localment conegudes com a *ullals*) i també es van estudiar algunes de les antigues mallades (Sòria & Alfonso 1993; Alfonso 1996; Soria 1997). Més recentment, després de les restauracions efectuades pel projecte *Life Duna* i *Life Enebro* es van estudiar diversos aspectes limnològics de les mallades (Rueda-Sevilla et al. 2006; Antón-Pardo & Armengol 2010; Olmo et al. 2015 2016; Rueda 2015; Antón-Pardo et al. 2016; Olmo 2016; Romo et al. 2016).

En aquest capítol es documenten els efectes que els diferents projectes de restauració han tingut sobre les característiques ambientals i sobre les comunitats de zooplàncton de les mallades. Posem especial èmfasi en la colonització, establiment i configuració dels diferents grups del zooplàncton en aquests hàbitats aquàtics, comparant aquelles mallades restaurades més recentment amb algunes de les que es van restaurar en primera instància i que ens serviran com a sistemes de referència. D'acord amb això, hem utilitzat una nomenclatura relacionada amb les diferents edats de restauració (Figura 1): R (recentment restaurades, el 2007), I (edat de restauració intermèdia, el 2004) i O (de l'anglès *old*, mallades antigues restaurades el 1998). A més, la denominació P es refereix a aquelles mallades de caràcter permanent. El zooplàncton és un excel·lent model per a entendre l'ecologia de comunitats i la restauració ecològica (Louette et al. 2009; Badosa et al. 2010) i per això, els estudis presentats a continuació aporten una detallada informació de com el desenvolupament dels treballs de restauració pot afectar aquestes comunitats.



## 2. Efecte de la restauració sobre les característiques ambientals de les mallades

Les successives restauracions dutes a terme en les mallades han tingut efectes sobre diverses característiques ambientals incloent les limnològiques. Per estudiar els efectes de la restauració sobre les característiques ambientals d'aquestes basses costaneres, es va realitzar un estudi exhaustiu durant un període de quatre anys hidrològics: des d'octubre de 2007, després del primer ompliment de les mallades recentment restaurades, fins a maig de 2011, després de l'assecatge estival de totes les temporànies. En el conjunt de 17 mallades estudiades queden ben representades les tres edats de restauració (7 noves, 4 intermèdies i 6 antigues) i els diferents hidroperíodes: tretze eren temporànies i quatre permanents.

En el període estudiat les temperatures de l'aire van ser semblants, amb valors mitjans propers als 18 °C (Figura 3). Per contra, les pluges sí que van ser més variables entre els diferents anys hidrològics. En els tres primers, la precipitació anual acumulada va ser superior als 650 mm per any, mentre que l'últim any hidrològic no va arribar a acumular els 400 mm, any en el qual els hidroperíodes de les basses temporànies van ser més intermitents i efímers (Figura 4). En aquelles mallades de caràcter permanent, el nivell de la columna d'aigua durant l'últim cicle va arribar a fluctuar amb una variació de 90 cm, indicatiu de l'alta variabilitat pluviomètrica estacional i interanual. Des de la primavera de 2011, les mallades temporànies van romandre pràcticament seques a causa d'un prolongat període de sequera que va durar més de cinc anys. Després d'aquest episodi de xericitat, l'ompliment complet de totes les cubetes va tornar a produir-se a finals de la tardor de 2016.

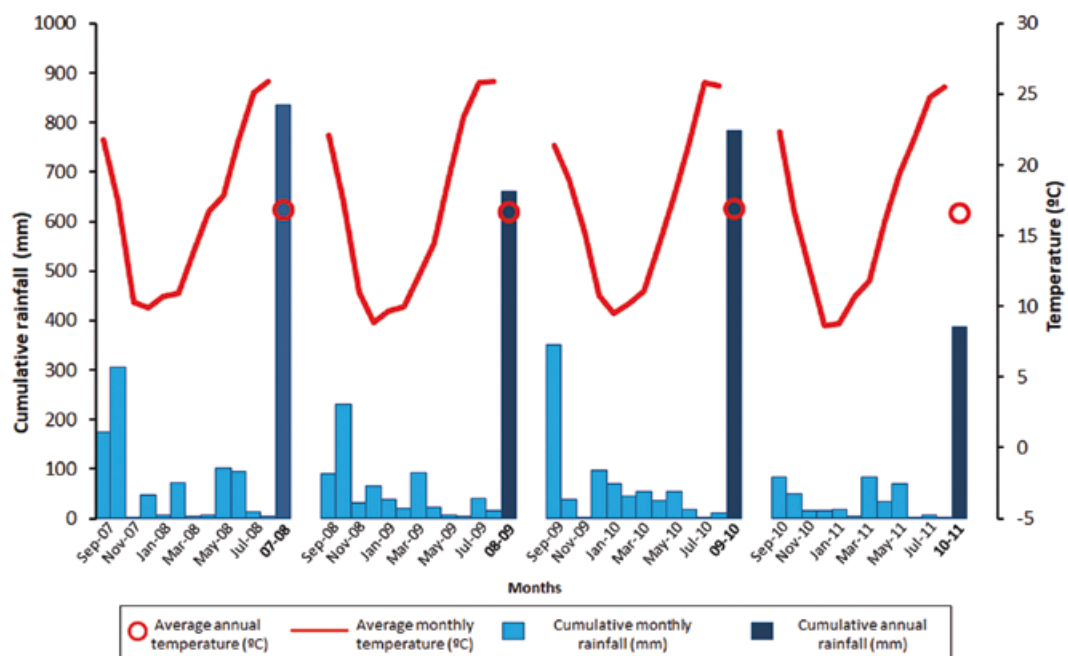


Figura 3. Precipitació acumulada (mensual i anual) i temperatura mitjana (mensual i anual) registrada durant els quatre anys hidrològics d'estudi (Setembre 2007-Juliol 2011) a l'estació meteorològica de Benifaió, situada a 12 km de l'àrea d'estudi. (Modificat d'Olmo, 2016).

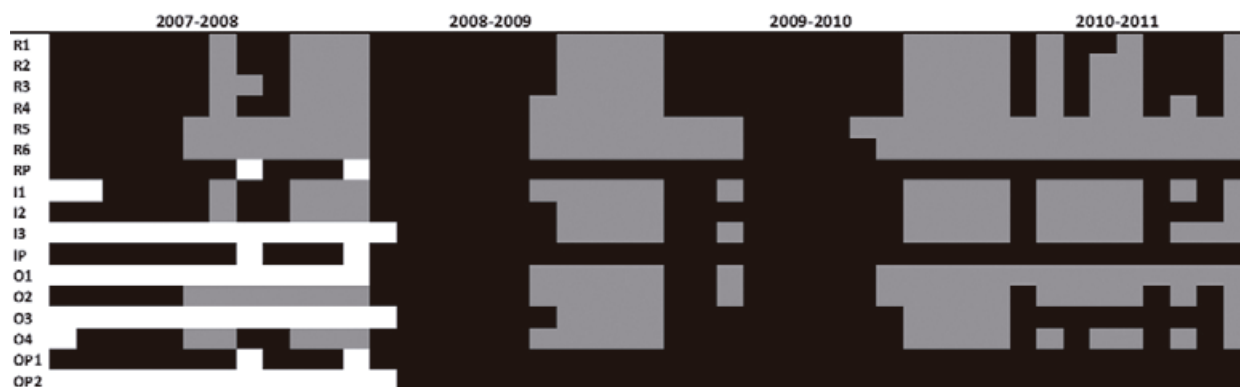


Figura 4. Representació de la durada de l'hidroperíode de les 17 mallades durant el període 2007-2009. En negre els períodes d'inundació, en gris els períodes secs i en blanc quan no hi ha disponibilitat de dades.

Durant aquest període de quatre anys hidrològics, es van visitar mensualment les mallades i durant els períodes d'inundació es van mesurar una sèrie de variables limnològiques: conductivitat, temperatura de l'aigua, pH, oxigen dissolt, profunditat, concentració de clorofil·la *a*, nitrats i fòsfor reactiu soluble. També es van registrar altres variables visualment com el percentatge de cobertura vegetal o la presència de macroinvertebrats i aus aquàtiques.

En el cas de les basses temporànies, la cobertura vegetal va estar gairebé exclusivament constituïda per helòfits, mentre que les basses permanents també van desenvolupar macròfits en els llits de les seves cubetes. Les mallades temporànies restaurades el 2007 van passar de no tenir vegetació en el primer any d'estudi, a aconseguir cobertures del 10-20 % al final dels quatre anys. Les mallades temporànies restaurades el 1998 i el 2003 es van mantenir al voltant d'un 75-90 % i un 50-70 %, respectivament. D'altra banda, la mallada recent permanent (RP) va assolir fins a un 70 % mentre que les permanents de més antiguitat (IP, OP1 i OP2) van tenir al voltant d'un 40 % de cobertura total.

En termes generals, i malgrat les característiques intrínseques de cada bassa, es va observar que les mallades de menor edat van presentar majors nivells de pH, oxigen, conductivitat i profunditat (Figura 5). Aquests resultats podrien estar relacionats amb l'increment de vegetació associat amb el temps des de la restauració. L'augment de la cobertura vegetal aporta una major quantitat de matèria orgànica al sediment de les cubetes de major edat, i que pot produir dues conseqüències principals: 1) l'augment de la rapidesa del reblliment, amb la consegüent reducció de profunditat i escurçament de l'hidroperíode; i 2) l'augment de la taxa de descomposició, cosa que podria implicar una reducció del pH i de l'oxigen dissolt.

En regions calcàries, com la que ens trobem, el pH és regulat pel sistema tamponador dels carbonats (Wetzel 2001). No obstant això, altres processos naturals com la respiració, la fotosíntesi, la descomposició o la presència de compostos húmics també tenen influència sobre aquesta variable. En general, el valor de pH canvia conforme ho fa el balanç entre producció primària i descomposició (per la captació o alliberament de CO<sub>2</sub> dissolt en l'aigua) i això provoca que el pH pateixi fluctuacions diàries, estacionals o interanuals. Si la producció supera la descomposició, el pH serà més elevat; per contra, si domina la descomposició, el pH serà menor (Brönmark & Hansson 2010). En el nostre sistema de basses, el pH està generalment al voltant de valors de 8 a 9 (Alfonso 1996; Antón-Pardo & Armengol 2010). Els menors valors de pH en les mallades de més edat confirmarien la dominància dels processos de descomposició (Scheffer 2004) a causa de l'augment de la matèria orgànica provinent de

la vegetació. Per contra, en les mallades recents sembla dominar la producció, ja que amb prou feines tenen aportacions de matèria orgànica a causa de l'escassa cobertura vegetal. Aquests mateixos processos possiblement també siguin els causants de la disminució d'oxigen a mesura que augmenta l'edat des de la restauració.

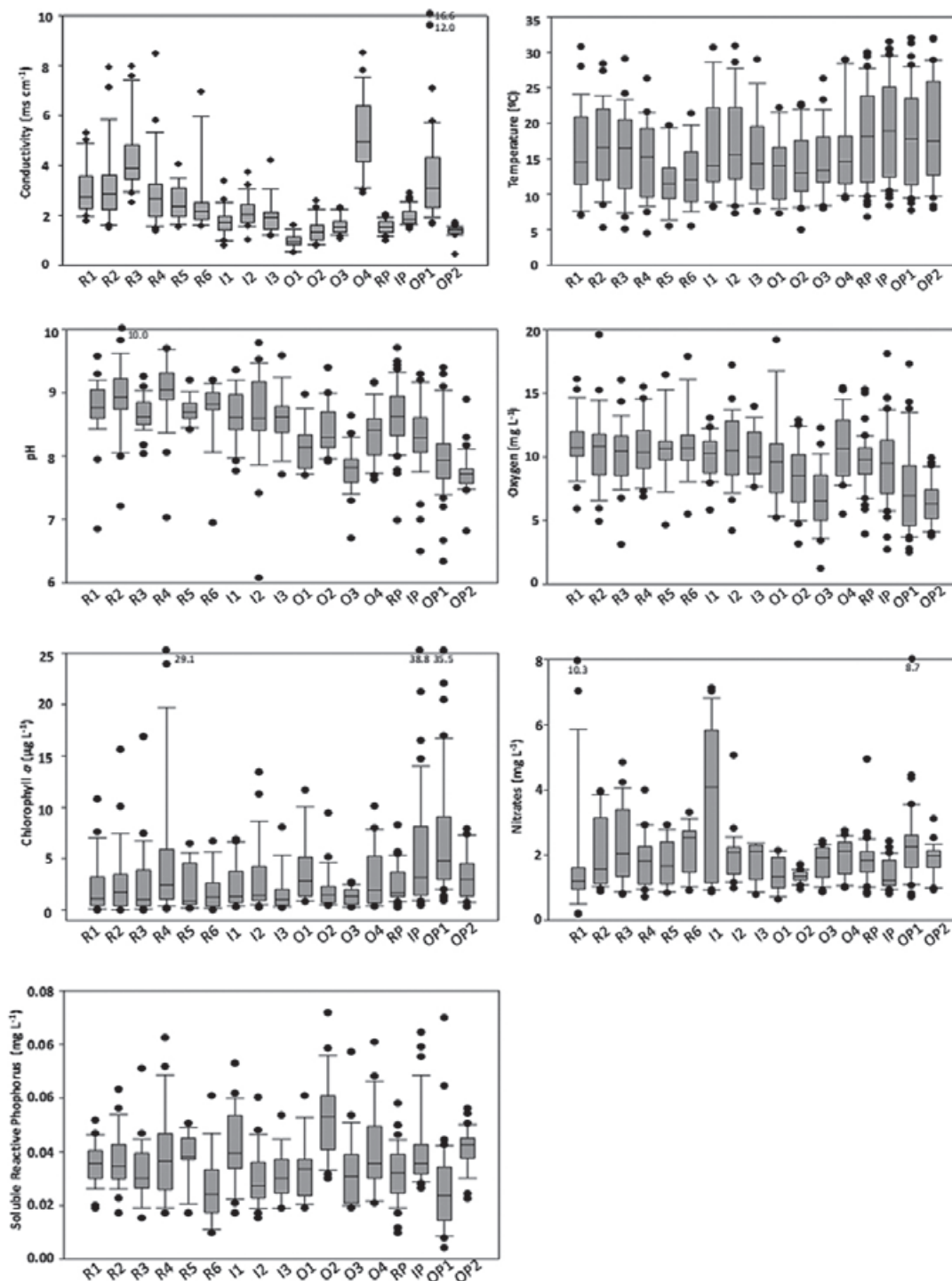


Figura 5. Diagrames de caixes i bigotis de: conductivitat, temperatura, pH, oxigen, clorofil·la a, nitrats i fòsfor reactiu soluble per cada mallada durant el període d'estudi. Els límits de les caixes indiquen els percentils 25 i 75; la línia dins de cada caixa és la mediana. Les barres d'error indiquen els percentils 90 i 10, sent els punts negres els valors extrems.

Quant a la conductivitat, les basses costaneres solen concentrar sals per influència de les aigües freàtiques, que solen ser salobres, i de l'esprai marí (Reyes et al. 2006). No obstant això, en les mallades recents s'observa una reducció de la salinitat des del primer any que van ser restaurades fins al final de l'estudi. Els treballs de restauració van deixar al descobert capes de sediment on existia una acumulació de sals, fet que possiblement va afavorir que presentessin una elevada conductivitat durant el primer hidroperíode, en comparació amb les basses de major edat. En el nostre sistema, la progressiva reducció de conductivitat podria ser deguda al rentat i lixiviat de les sals a zones més profundes del sediment. Dues de les llacunes més antigues (O4 i OP1) van presentar conductivitats més elevades que la resta. El llit de la mallada temporània O4 està sobre una zona antiga amb elevada salinitat. En el cas de OP1, que està propera a la platja, l'elevada conductivitat podria ser deguda als temporals marítics que suposarien l'entrada puntual d'aigua marina.

Les variacions en el nivell de l'aigua, tant en aiguamolls permanents com temporanis, teòricament són el resultat de la interacció d'un conjunt de complexos processos com ara precipitació, infiltració, evaporació i transpiració vegetal (Mitsch & Gosselink, 1993). La morfologia de les cubetes, incloent la seva profunditat, té una gran influència en aquestes variacions en el nivell de la columna d'aigua. En el nostre sistema, la profunditat de manera general disminueix amb l'edat i això podria també estar relacionat amb l'increment de la cobertura de vegetació amb el temps, afavorint així un ompliment més accelerat de la cubeta. L'increment de cobertura podria estar contribuint més al dessecat de les basses per evapotranspiració i per filtració, ja que els sistemes radiculars alteren i trenquen els estrats llimosos impermeables facilitant la pèrdua d'aigua a capes més profundes (Mitsch & Gosselink, 1993).

Per altres variables ambientals però, no es van trobar patrons clarament derivats de l'edat de restauració. En totes les mallades, els valors mitjans de clorofil·la a en l'aigua van estar al voltant dels  $5 \mu\text{g L}^{-1}$ , que és el límit entre oligotròfia i mesotròfia (OCDE 1982), encara que les llacunes permanents van presentar concentracions mitjanes lleugerament superiors (Figura 5). Pel que fa als nutrients dissolts, es van detectar nitrats i fosfats en totes les mostres, però amb concentracions molt baixes i sense un patró definit segons l'hidrorègim o l'edat de restauració de les basses.

Per tal d'explorar els patrons generals que mostren les característiques ambientals en el conjunt de llacunes es va realitzar una anàlisi de components principals (PCA). El primer eix (CP1) extret en l'anàlisi va explicar un 57 % de la variància i va aparèixer relacionat positivament sobretot amb el pH. Va ordenar les basses respecte a l'edat de restauració (Figura 6), les llacunes més recents en la part positiva de l'eix i les de major antiguitat a la part negativa. El segon eix (CP2) va explicar el 17.8 % de la variància. Aquest eix ordena les llacunes segons el seu hidroperíode separant clarament les llacunes permanents (a la zona positiva de l'eix) de les temporànies (a la zona negativa). Aquest eix es correlaciona positivament amb la profunditat, pH i clorofil·la a i negativament amb la conductivitat.

Altres anàlisis d'ordenació realitzades amb les mostres de les llacunes temporànies i permanents per separat van posar de manifest patrons semblants. En primer lloc, en absència del factor hidrorègim (permanència vs temporalitat), van ressaltar també la importància del pH en relació amb l'edat de restauració, amb valors menors en les llacunes més antigues que es van separar clarament de les recents i intermèdies. D'altra banda, les mostres de les llacunes també es van relacionar amb la clorofil·la a i la profunditat, sent les més profundes les que menors valors de clorofil·la van presentar, cosa que probablement està relacionada amb les variacions estacionals i interanuals.

Amb aquests resultats podem concloure que l'heterogeneïtat en el nostre sistema de basses ve molt marcada pels anys transcorreguts després dels treballs de restauració. El nostre objectiu era esbrinar i quantificar els principals factors que expliquen les diferències ambientals entre els grups d'edat, ja que el coneixement del context abiòtic ens ajudarà a tenir un millor coneixement sobre el marc biòtic en el qual ens centrarem la resta del capítol: la configuració de les comunitats de zooplàncton.

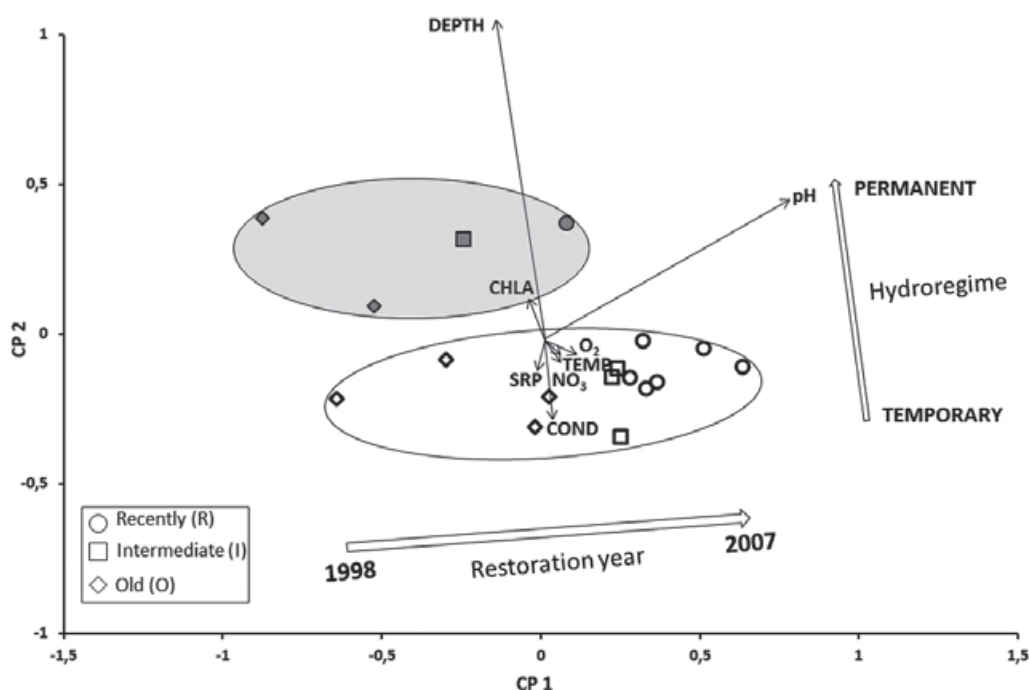


Figura 6. Diagrama d'ordenació de l'Anàlisi de Components Principals de les variables limnològiques a les 17 mallades. Cada símbol correspon a la posició mitjana de totes les mostres d'una bassa mesurades durant el període d'estudi. Els símbols grisos i els buits corresponen a les mallades permanents i temporals, respectivament. COND, conductivitat; TEMP, temperatura; CHLA, clorofil·la a i SRP fòsfor reactiu soluble.

### 3.- Efecte de la restauració sobre el zooplàncton de les mallades

Els resultats relatius al zooplàncton procedeixen sobretot de dos estudis: un preliminar que comprèn 8 mallades restaurades el 1998 i el 2003, amb mostres en el cicle hidrològic 2006-2007, i un altre que va comprendre 17 mallades (incloent-hi les anteriors) que es van estudiar durant el període 2007-2011.

#### 3.1 El zooplàncton de les mallades: Composició i grups dominants

Durant el cicle hidrològic 2006-2007, es va estudiar un grup de mallades que incloïa algunes permanents i altres temporànies, tres anys després de la restauració d'algunes mallades amb el projecte *Life Duna*. En aquest treball es van realitzar mostrejos mensuals i es van identificar 100 espècies de zooplàncton entre les que van dominar els rotífers, amb 71 espècies, seguits dels cladòcers (15 espècies), els copèpodes

(13) i una espècie d'anostraci (Antón-Pardo & Armengol 2010; Antón-Pardo et al. 2016). La riquesa acumulada en l'any va tenir els seus valors més elevats en la llacuna permanent d'aigua dolça IP (Taula 1). Els valors de densitat mitjans van estar al voltant de 200-300 ind L<sup>-1</sup> en la majoria de llacunes, tot i que van presentar grans fluctuacions, sent els valors més alts deguts als juvenils de copèpodes ciclòpids i als rotífers. Aquest resultat coincideix amb el patró de dominància que s'ha trobat en altres sistemes somers mediterranis (Ortega-Mayagoitia et al. 2000, Rodrigo et al. 2003; Brucet et al. 2010). Les espècies trobades durant aquest període són generalment cosmopolites, freqüents a la regió i en aquest tipus de sistemes litorals mediterranis amb influència salina (p. ex. Antón-Pardo i Armengol 2012 2014) i per tant, subjectes a les fluctuacions de salinitat que caracteritzen aquests ecosistemes (Badosa et al. 2005; Serrano & Fahd 2005).

REFERÈNCIA	Densitat (Ind L <sup>-1</sup> )	Riquesa mitjana	Riquesa acumulada
IP	211.8 ± 121.4	16.8 ± 4.7	62
OP1	334.8 ± 174.6	12.4 ± 5.4	40
O3	117.6 ± 94.7	14.8 ± 3.8	39
I2	249.0 ± 377.7	6.6 ± 2.4	26
O2	212.6 ± 465.9	7.9 ± 3.3	21
I1	231.9 ± 300.5	7.1 ± 2.2	19
O4	938.6 ± 865.1	7.3 ± 2.2	18
O1	280.5 ± 249.7	12.3 ± 1.2	28

Taula 1. Valors mitjans de densitat, riquesa mitjana i riquesa acumulada en el conjunt de mallades estudiades durant 2006-07 i que es van utilitzar com a sistemes de referència en altres treballs.

Pel que fa a la composició específica, els gèneres de rotífers *Lecane* i *Brachionus* van ser els de major riquesa i els de *Hexarthra*, *Polyarthra* i *Keratella*, van destacar per presentar les densitats més elevades. En els copèpodes van dominar els ciclòpids: l'espècie més abundant va ser *Acanthocyclops americanus*, que encara que havia estat citada amb un altre nom (*A. robustus*), és molt abundant a tota la zona (Sòria & Alfonso 1993; Alfonso 1996; Oltra & Miracle 1992) i tolera les aigües salobres i eutròfiques (Dussart 1969; Miracle et al. 2013). També van tenir abundàncies destacables *Diacyclops bisetosus*, *D. bicuspidatus* i *Tropocyclops prasinus*, que són també de caràcter eurihalí (Dussart 1969; Alonso 1998). Tan sols una mallada (O3) va registrar la presència d'una espècie de copèpode calanoide, el diaptòmid *Mixodiaptomus kupelweseri*, que ja va ser citat prèviament a la zona (Alfonso 1996). Quant als cladòcers, *Daphnia magna* va ser el que es va trobar en més altes densitats, ja que aquesta espècie sol tolerar majors rangs de salinitat (Boronat et al. 2001; Ortells et al. 2005). La conductivitat sol presentar una relació negativa amb la diversitat de cladòcers, atès que la majoria d'espècies d'aquest grup té escassa tolerància a aquest factor (Jeppesen et al. 1994; Moss 1994). També van aparèixer altres espècies de cladòcers menys tolerants a la mineralització, com *Ceriodaphnia quadrangula*, *Simocephalus vetulus* o *Daphnia pulicaria* (Alonso 1998; Boronat et al. 2001). Els resultats d'aquest treball posen de manifest que les llacunes permanents i les de major hidroperíode van tenir una major riquesa per mostreig i acumulada en tot el període d'estudi; però també destaca la importància que va tenir l'edat de restauració sobre el zooplàncton, a més de la conductivitat i aspectes relacionats amb la productivitat del sistema (Antón-Pardo & Armengol 2010; Antón-Pardo 2011; Antón-Pardo et al. 2016).



S'ha constatat en nombrosos estudis que la durada de l'hidroperíode (aquí correlacionat amb la profunditat) és el principal factor que determina l'estructura i composició de la comunitat en sistemes aquàtics (p. ex. Wellborn et al. 1996; Boix et al. 2001; Eitam et al. 2004). En general, la riquesa d'espècies és major en les basses permanents (per ex. Collison et al. 1995; Alonso 1998; Spencer et al. 1999) o en basses temporànies amb els hidroperíodes més llargs (per ex. Fahd et al. 2000; Boix et al. 2001). No obstant això, les comparacions entre sistemes amb diferent hidroperíode són complicades, ja que en el nombre d'espècies trobat pot influir el major nombre de mostres realitzats (l'esforç de mostreig) en aquells sistemes permanents o amb hidroperíodes més llargs. A més, l'hidroperíode moltes vegades va associat amb variables que augmenten l'heterogeneïtat ambiental (profunditat o vegetació aquàtica) o amb l'abundància d'anàtids, que poden actuar com a vectors de dispersió del zooplàncton (Figuerola & Green 2002).

La influència de la salinitat en l'estructura de la comunitat de basses també ha estat àmpliament estudiada (Williams 1999; Brock et al. 2005; Toumi et al. 2005; Waterkeyn et al. 2008), i de la mateixa manera que succeeix en les mallades, aquesta té gran influència en la comunitat zooplanctònica (per ex. Boronat et al. 2001; Frisch et al. 2006; Martinoy et al. 2006; Waterkeyn et al. 2008). A banda dels efectes sobre la riquesa, que es discutiran en la secció següent, aquesta variable va tenir un efecte positiu sobre l'abundància de zooplàncton: les tres basses més salades són les que major abundància mitjana de zooplàncton van tenir. La relació entre salinitat i productivitat es coneix des d'antic, ja que són sistemes on els nutrients no solen ser limitants i on unes poques espècies ben adaptades poden desenvolupar-se molt (Hammer 1986).

Finalment és destacable la presència de l'anostraci *Tanymastix stagnalis*, espècie rara a la Península Ibèrica (Boix 2002), que va ser trobat únicament en una mallada (O2) amb un dels hidroperíodes més intermitents. Rueda-Sevilla et al. (2006) troben tres poblacions d'aquesta espècie a la mateixa zona: una a O2 i les altres en dos mallades no estudiades en el present treball. Encara que aquesta espècie s'ha catalogat com a espècie d'aigües fredes, en aquesta zona apareix en rangs de temperatures majors. Els grans branquiòpodes com aquest poden ser competidors més eficients que altres filtradors de menor grandària com cladòcers o rotífers (Waterkeyn et al. 2011), però en ser més grans són també més susceptibles a la depredació per peixos i invertebrats (Bohonak & Whiteman 1999). Per això, les espècies de grans branquiòpodes apareixen habitualment en els sistemes temporanis, on els grans depredadors (principalment peixos) estan absents (Schneider & Frost 1996), i d'aquesta manera redueixen el risc de depredació. Experiments realitzats amb aquesta espècie van posar de manifest la importància de la conductivitat en el manteniment i desenvolupament de les seves poblacions cosa que, juntament al fet que potser la seva capacitat dispersiva no sigui tan gran com la d'altres branquiòpodes, ens explicaria el fet que presenti poblacions tan fragmentades (Olmo et al. 2015).

## 3.2. Efecte de la restauració sobre el zooplàncton en llacunes permanents

Tal com hem comentat anteriorment, les mallades permanents van presentar una major riquesa d'espècies de zooplàncton, que en el nostre cas pot anar associat a diversos factors: (i) alta heterogeneïtat d'hàbitats i condicions ambientals, associats a una diversificació de nínxols, (ii) la permanència anual de l'aigua que facilita la successió de comunitats, (iii) la varietat temporal en les condicions que afavoreix diferents estímuls d'eclosió, (iv) la constància de columna d'aigua afavoreix l'assentament d'aus aquàtiques les quals són importants vectors de dispersió (p. ex., Figuerola & Green 2002) i (v) la presència de poblacions

de peixos i altres macroinvertebrats depredadors que imposen una forta pressió de depredació, impeding la dominància d'unes poques espècies (ex. Spencer et al. 1999) i dificultant l'exclusió competitiva. A més, l'ampliació de les antigues cubetes (en àrea i profunditat) i la introducció d'espècies de flora i fauna aquàtiques, dutes a terme durant la restauració, poden haver ajudat a incrementar l'efecte d'aquests factors. És possible que juntament amb els peixos i plantes introduïts es va poder produir l'entrada de diverses espècies de zooplàncton o de les seves formes de resistència, factor que va poder contribuir al ràpid augment de la riquesa d'espècies en aquestes llacunes permanents.

Per comentar l'efecte de la restauració sobre el zooplàncton de sistemes permanents, comentarem dos exemples que hem estudiat amb detall: la *Mata del Fang* (IP), restaurada el 2003, i el cas d'una altra llacuna de nova creació, mallada del *Canyar* (RP).

**1. Mallada de la Mata del Fang (IP):** aquesta bassa no va ser totalment colgada durant la urbanització de la zona en els anys 60, quedant una petita llacuna amb forma de canal d'uns 300 m<sup>2</sup> i 1 m de profunditat que es feia servir per proporcionar aigua a les obres d'urbanització. El 1987 es va realitzar un estudi durant un any d'aquesta bassa (Sòria & Alfonso 1993), que presentava una gran densitat de vegetació emergent i baixa qualitat de l'aigua. L'oxigen dissolt era escàs ( $4.7 \pm 2.4$  mg L<sup>-1</sup>) i la concentració de clorofil·la *a* ( $27.7 \pm 10.7$  mg L<sup>-1</sup>), qualificava la bassa com a mesotròfica (OCDE 1982). Com a part del projecte *Life Duna* (en 2003) es va augmentar la superfície de la cubeta (fins a 4000 m<sup>2</sup>), i es va excavar fins arribar a una profunditat aproximada de 2 m. A més, es va dur a terme una introducció de diferents espècies de macròfits (*Chara hispida*, *Potamogeton pectinatus* i *Zannichellia peltata*), a més d'exemplars dels peixos endèmics anteriorment citats. En els anys posteriors a la restauració (2006 a 2009), es van percebre notables canvis tant en les variables ambientals com en les comunitats aquàtiques (Antón-Pardo et al. 2013). A més del desenvolupament de la vegetació submergida, hi va haver una important colonització d'helòfits, principalment dels gèneres *Phragmites*, *Typha*, *Juncus* i *Scirpus*. Com a conseqüència de la nova vegetació submergida i l'augment de la profunditat, es va produir un increment dels nivells d'oxigen dissolt. A més, entre tres i sis anys després de la restauració, la concentració de clorofil·la *a* va disminuir a valors mitjans per sota dels 5 µg L<sup>-1</sup>, passant a un estat d'oligotròfia (OCDE 1982). Pel que fa al zooplàncton, la riquesa de tots els grups va augmentar substancialment, cosa que va suposar importants canvis en l'estructura de la comunitat (Antón-Pardo 2011; Antón-Pardo et al. 2011). En el període comprès entre febrer de 1987 a gener de 1988 (Alfonso 1996), es van trobar un total de 14 espècies de rotífers, amb una clara dominància de *Keratella tropica* i tan sols es van observar dues espècies de crustacis, el cladòcer *Daphnia magna* en densitats molt baixes i el copèpode *Tropocyclops prasinus*, els juvenils dels quals (principalment nauplis) van arribar a les màximes densitats. Els anys posteriors a la restauració, la mallada va acumular un total de 78 espècies de zooplàncton, amb un total de 60 espècies de rotífers, 5 de copèpodes i 13 espècies de cladòcers (Antón-Pardo et al. 2013). L'augment d'espècies d'aquest últim grup és particularment rellevant en el funcionament del sistema, ja que la seva major eficiència en la filtració de fitoplàncton (comparat amb els microfiltradors rotífers i nauplis) ajuda en els processos de clarificació de l'aigua i facilita l'existència de fases clares en hàbitats somers (Scheffer et al. 1993).

**2. Mallada del Canyar (RP):** En aquest cas la llacuna es va excavar a l'estiu de 2007 en una zona on no existia una cubeta prèvia. La creació d'aquesta bassa va ser part del projecte *Life Enebro*, i les seves dimensions finals van ser d'aproximadament 5900 m<sup>2</sup> de superfície i 1.5 m de profunditat màxima. En aquest cas, a diferència dels sistemes temporanis restaurats, l'excavació sí que va assolir el nivell freàtic, per la qual cosa la llacuna va tenir aigua abans de les pluges de la tardor (Figura 7).

També es van introduir exemplars de peixos endèmics i vegetació submergida, de composició similar a la detallada a la mallada IP. De mica en mica des del seu primer ompliment, la bassa va tenir una important colonització d'helòfits (de similar composició a IP) en la pròpia cubeta i en la seva orla (Antón-Garrido et al. 2013; Calero et al. 2015). Es va produir un ràpid desenvolupament de la vegetació submergida amb la colonització i establiment de noves espècies de macròfits pertanyents als gèneres *Nitella* i *Utricularia*, les quals van arribar a desenvolupar extenses praderies submergides (Calero et al. 2015). Les principals variables limnològiques d'aquesta mallada es van mesurar mensualment durant quatre anys hidrològics, en els quals els valors de nutrients i de conductivitat van augmentar amb el temps, mentre que els d'oxigen es van reduir a partir del segon any i els de clorofil·la *a* van ser generalment baixos.

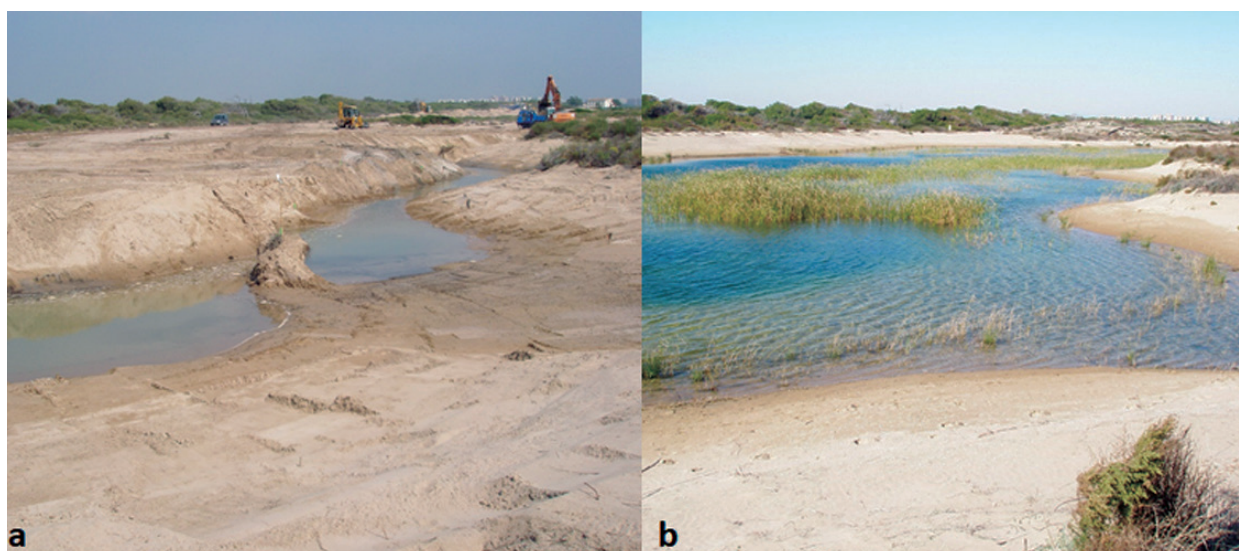


Figura 7. (a) Detall dels treballs d'excavació a la mallada permanent RP, a l'estiu de 2007 (abans de les pluges de tardor), on s'observa com es supera en profunditat el nivell freàtic; (b) la mateixa mallada a la tardor de 2008.

Nombroses espècies de zooplàncton van colonitzar ràpidament aquesta mallada de nova creació. A la Figura 8 es mostra la riquesa acumulada en aquesta bassa durant els quatre anys d'estudi, observant-se una alta riquesa ja des del primer mostreig (12 espècies de rotífers i una de cladòcer), i un augment progressiu de les espècies fins que el pendent se suavitzava als dos anys de la seva creació. Després dels quatre anys d'estudi, la riquesa acumulada va arribar a les 80 espècies, majoritàriament rotífers (61 espècies), seguits dels cladòcers (13 espècies) i finalment, sis espècies de copèpodes. El grup més abundant va ser el dels rotífers, sobretot en els primers mesos amb abundàncies superiors als 1000 ind L<sup>-1</sup>. Les espècies més abundants d'aquest grup van ser *Anuraeopsis fissa*, *Polyarthra dolichoptera*, *K. tropica*, *Hexarthra oxyuris* i *Trichocerca pusilla*. Els cladòcers van presentar abundàncies menors i més constants durant tot el període (màxima de 29 ind L<sup>-1</sup>). En els anys posteriors, els copèpodes van tenir una major rellevància, deguda als estadis juvenils, les densitats mitjanes dels quals van passar de 103 ind L<sup>-1</sup> a 406 ind L<sup>-1</sup> del primer a l'últim any d'estudi respectivament.

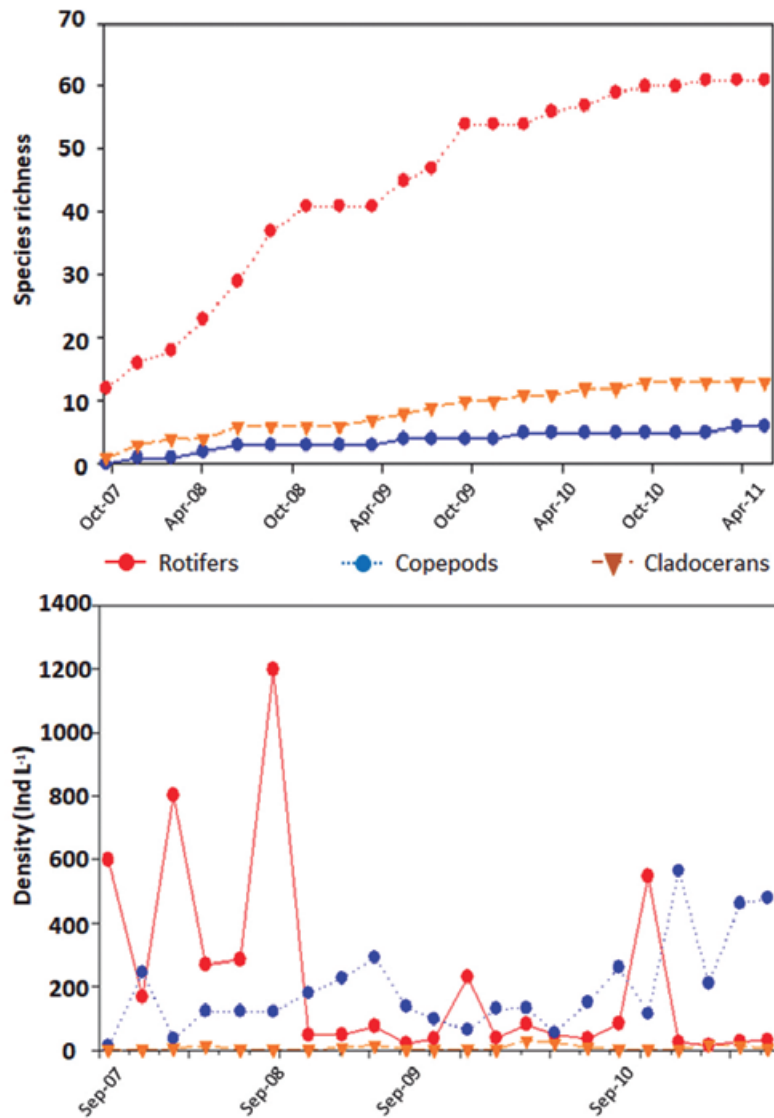


Figura 8. Dalt: Riquesa acumulada de la mallada RP durant el període setembre 2007 a març 2011 a intervals bimensuals, de: rotífers, copèpodes i cladòcers; Baix: variació en la densitat de zooplàncton dels tres grups indicats durant el mateix període.

### 3.3. Efecte de la restauració sobre el zooplàncton en llacunes temporànies

La majoria de llacunes que hem estudiat són temporànies, per la qual cosa en aquest apartat comentarem alguns aspectes destacables en el zooplàncton d'aquest tipus de sistemes sotmesos a restauració, com són: la colonització primerenca, el banc d'ous i la successió ecològica.

**1.- Colonització primerenca:** Les sis mallades temporànies recentment restaurades pel projecte *Life Enebro* (R1 a R6, Figura 1) es van mostrejar 15 dies després del seu primer ompliment amb les pluges de finals de setembre de 2007; precipitacions que en aquest mes es van produir de forma copiosa, possibilitant així un ompliment ràpid de les llacunes. Aquesta conjuntura ens va permetre documentar la colonització dels principals grups del zooplàncton des de l'inici. A més, vam tenir l'oportunitat de

comparar aquestes comunitats pioneres amb les d'un conjunt de 8 mallades restaurades el 1998 i 2003, que nosaltres hem considerat de referència i que s'han descrit amb més detall en l'apartat 3.1.

En el primer mostreig realitzat després de la restauració, a les sis mallades recentment restaurades, es van identificar 30 espècies: 24 rotífers, quatre copèpodes i dos cladòcers (Figura 9). El valor de riquesa en cada mallada va presentar gran variabilitat: des de cinc espècies en R6 a 19 en R1. A excepció de dues espècies de rotífers del gènere *Cephalodella*, la resta ja havia aparegut en les mallades de referència a l'hidroperíode anterior (2006-2007). Del total de 100 espècies prèviament aparegudes, un 28 % es van detectar en el primer ompliment de les mallades recents (per grups: un 31 % de les 71 espècies de rotífers, un 14 % de les 15 espècies de cladòcers, un 27 % de les 13 espècies de copèpodes i no es va registrar l'única espècie d'anostraci). En alguna de les mallades es van assolir altes densitats sent els rotífers els dominants amb algunes espècies, com *H. fennica*, *P. dolichoptera* i *B. angularis*, que presentaren densitats de més de 150 ind L<sup>-1</sup>. A destacar que les mallades amb baixes densitats van presentar també una baixa riquesa (R5 i R6).

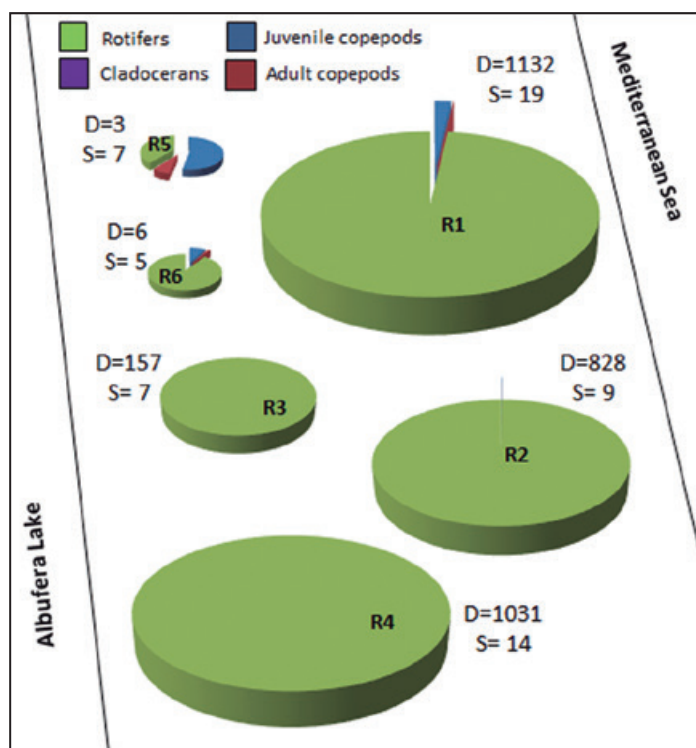


Figura 9. Proporció dels diferents grups de zooplàncton en el primer mostreig de les llacunes de recent creació (R1-R6) realitzat a l'octubre de 2007. La situació de les gràfiques mostra la posició relativa de cada mallada i la seva grandària és proporcional a la densitat de zooplàncton.

Aquestes sis mallades no estan connectades entre si ni amb d'altres, de manera que els vectors de dispersió més importants per a l'arribada del zooplàncton serien el vent i els animals (incloent humans). Des del primer ompliment de les basses es va detectar en algunes la presència d'un gran nombre d'ocells aquàtics (principalment ànecs). Com la dispersió sembla no ser un factor limitant per a l'arribada del zooplàncton (Antón-Pardo et al. 2016), aquestes mallades noves actuen com a embornals d'immigrants que arriben des de les mallades veïnes de major antiguitat, que al seu torn actuen com a font del conjunt



regional d'espècies, tal com suggereixen diversos estudis (Caley & Schluter 1997; Leibold et al. 2004; Vanschoenwinkel et al. 2007). Les dades d'aquest primer mostreig posen de manifest que la colonització del zooplàncton es dona de forma molt ràpida en basses restaurades indicant les bones habilitats dispersives d'aquests organismes, d'acord amb altres estudis sobre aquest tema (Louette & De Meester 2004; Frisch & Green 2007; Badosa et al. 2010). Els resultats confirmarien també la capacitat colonitzadora dels organismes amb temps de desenvolupament més curts i una resposta ràpida a l'eclosió, com són els rotífers (Brendonck & De Meester 2003, Frisch et al. 2012; Lopes et al. 2014). Així mateix, aquests es podrien veure beneficiats de l'absència dels seus competidors directes, els cladòcers, que només van ser detectats en dues basses i en molt baixes densitats. Els cladòcers, tot i presentar una diversitat regional relativament alta (15 espècies en 2006-2007), tenen temps de generació més llargs, de manera que trigarien més temps a colonitzar nous cossos d'aigua (Jenkins & Buikema 1998).

Tenint en compte que la recolonització natural de sistemes aquàtics restaurats està molt influenciada per la presència d'un banc de propàguls a la cubeta (Olmo et al. 2012), no és descartable tampoc el reclutament a partir d'un banc d'ous remanent previ a la restauració, tot i que el manteniment d'aquest banc no va ser un criteri a considerar als treballs del *Life Duna* ni *Life Enebro*. A més, l'aparició primerenca de copèpodes adults (fins i tot femelles ovígeres) a les comunitats actives podria estar indicant també que el banc d'ous previ a la restauració no va ser retirat per complet en algunes mallades. Segons Frisch & Green (2007), els ciclòpids són capaços de colonitzar i fer-se dominants en poques hores després de la rehidratació de les seves formes de resistència anhidrobiòtiques. Altre possible indicador d'aquest banc romanent serien els resultats obtinguts de l'anàlisi genètica de *D. magna*. Aquests van revelar que algunes mallades recents posseïen una alta riquesa clonal comparable a les mallades de referència i molt superior a l'esperable després de la reproducció entre els clons colonitzadors al cap d'una estació de creixement (Ortells et al. 2012).

**2.- Banc d'ous:** Un curt període de temps després de la restauració hauria de ser suficient perquè una bassa acumulés un gran nombre d'espècies ajudada per l'alta taxa de dispersió i el reclutament des del banc d'ous (Louette et al. 2006; Badosa et al. 2010). L'inici de l'hidroperíode representa el moment de major reclutament d'espècies (Olmo et al. 2012) que configura posteriorment les comunitats (Boix et al. 2004). En aquests primers estadis després de la inundació, els residents es recluten principalment de l'eclosió de les formes de resistència acumulades en el sediment de les cubetes.

L'acumulació de les formes de resistència (en quantitat i diversitat) augmenta amb el temps, representant un arxiu de la biodiversitat local de cada bassa (Hairston 1996; Càceres 1998). L'abundància i diversitat del banc de propàguls té un considerable impacte en l'estructura i la dinàmica de les comunitats en aquest tipus de basses (Marcus et al. 1994; Hairston 1996; Càceres 1998). Per això, és d'esperar que l'edat de restauració (sobretot en aquest cas on es retira el sediment de la llacuna) actuï com a factor limitant de la riquesa en les mallades recentment restaurades davant de les de més antiguitat, que possiblement tinguin un banc de formes de resistència més desenvolupat.

A més de l'estudi de les comunitats actives en la columna d'aigua, l'anàlisi dels bancs d'ous és una eina útil per a l'estudi de la diversitat de les comunitats de zooplàncton (Vandekerhove et al. 2004) integrant les escales espacials i temporals (Brendonck & De Meester 2003). En aquest sentit, els experiments d'eclosió amb el banc d'ous viable són útils per comparar les comunitats de basses amb diferents característiques (Frisch et al. 2009). Amb aquesta intenció, el setembre de 2010 vam prendre mostres de sediment de tres mallades temporànies de diferent edat de restauració (R1, I1 i O2). Amb mostres de



sediment homogeneïtzat de cada bassa es va realitzar un experiment *ex situ* d'eclosió en aquaris durant un mes (octubre-novembre de 2010, al mateix temps que les basses es van inundar). El nombre d'espècies eclosionades va ser de 13, 15 i 18 en R1, I1 i O2, respectivament. Tots els aquaris van aconseguir una certa estabilització en la riquesa acumulada entre els dies 14 i 18 de l'experiment. No es va registrar eclosió de copèpodes, però els ostracodes van ser comuns a tots ells. Els rotífers, de ràpida resposta a l'eclosió, van ser el grup dominant en riquesa: set espècies van ser comuns a les tres basses davant d'una sola espècie comú de cladòcer, *D. magna*. Finalment, en tots els casos van dominar les espècies de caràcter litoral davant de les úniques quatre de caràcter planctònic (*A. fissa*, *H. fennica*, *D. magna* i *T. stagnalis*). Per contra, el nombre d'espècies exclusives va ser major amb l'edat de restauració: tres, cinc i vuit a R1, I1 i O2, respectivament. Entre aquestes espècies exclusives es troba l'anostraci *T. stagnalis* que tan sols va eclosionar en els aquaris amb sediment d'O2, l'única bassa que posseïa una població activa d'aquest branquiòpode. A més, es va detectar un retard en el temps d'eclosió (*sensu* Vandekerckhove et al. 2004) associat a l'edat de la mallada. Això concorda amb diversos estudis que suggereixen que l'edat del banc d'ous influeix en la taxa d'eclosió ja que els ous de resistència més antics no eclosionen amb la mateixa facilitat que els nous (Hairston et al. 1995; Weider et al. 1997). Això és possiblement degut a una progressiva degradació dels components fotosensibles que indueixen l'eclosió (De Meester et al. 1998; Nielsen et al. 2015). Una raó addicional per al retard en l'eclosió de la mallada més vella podria recaure sobre un ajustament temporal a causa de la pressió competitiva exercida pel branquiòpode *T. stagnalis*. La presència d'aquest grup pot arribar fins i tot a excloure competitivament a cladòcers, rotífers i copèpodes que eclosionarien en fases posteriors de l'ompliment, quan els branquiòpodes desapareixen de la columna d'aigua (De Meester et al. 2016).

**3.-Successió ecològica:** La successió ecològica es relaciona amb els canvis temporals que es donen en les comunitats. Per avaluar els efectes de la restauració sobre la successió en la comunitat de zooplàncton, vam seleccionar una mallada recentment restaurada (R1) i comparem la seva comunitat amb la d'altres dues mallades més antigues (I1 i O2), restaurades respectivament el 2004 i el 1998, i que hem considerat com a sistemes de referència. Les tres mallades van ser mostrejades mensualment durant quatre cicles hidrològics: des del primer ompliment de R1 a la tardor de 2007 a l'assecat a la primavera de 2011. A més, totes són temporànies i durant el període d'estudi van presentar un hidroperíode similar (Figura 4), amb fases de permanència de l'aigua més prolongades en els primers anys i més efímeres l'últim any. D'aquesta manera, les diferències en la comunitat de zooplàncton degudes a l'hydroperíode queden minimitzades. Com ja s'ha descrit anteriorment, les mallades noves van presentar unes condicions ambientals lleugerament diferents a aquelles de més edat. La mallada R1 va tenir majors valors de conductivitat, concentració d'oxigen i profunditat. Pel que fa a la riquesa d'espècies per mostreig, les diferències més grans es van trobar en la mallada de més edat ( $17.6 \pm 3.7$ ) comparat amb les més recents (I1:  $10.9 \pm 3.4$ ; R1:  $10.5 \pm 4.2$ ). Les corbes d'acumulació d'espècies (Figura 10), varen mostrar a R1 i a I1 un increment rellevant en el primer any, mentre que el pendent es va suavitzar en els últims anys. D'altra banda, en O2 l'increment pronunciat en el nombre d'espècies es va produir tant en el primer com en el segon any. D'aquesta manera, O2 va ser la mallada amb un major nombre d'espècies acumulades (60 espècies), comparat amb les 43 d'I1 i les 52 de R1 (Figura 10). Pel que fa a la composició de la comunitat de zooplàncton en la mallada nova, el primer any hi havia una dominància de rotífers i juvenils de copèpodes, típics organismes pioners (Firsch & Green 2007; Badosa et al. 2010). En canvi, a partir del segon any, encara que seguien dominant els juvenils de copèpodes, va augmentar considerablement l'abundància de cladòcers, assemblant-se més en les proporcions a les llacunes de major antiguitat en la restauració (Figura 11). Aquests resultats van mostrar un augment de la complexitat de la comunitat de zooplàncton en R1, que a poc a poc s'anava assemblant a la de les mallades de més edat. Aquest augment

de la diversitat en R1 també va poder ser afavorit pel desenvolupament progressiu de la vegetació (que augmenta la disponibilitat de microhàbitats) i pel canvi en les variables ambientals (Olmo et al. 2016). Altres estudis assenyalen que la riquesa d'espècies és major en els hàbitats aquàtics de més edat, a causa d'una major acumulació d'ous de resistència al sediment (Badosa et al. 2010; Miguel-Chinchilla et al. 2014), com passa en O2. En canvi, la mallada més recent se situa en una posició intermèdia. Aquesta mallada va ser ràpidament colonitzada per diferents espècies immediatament després de l'ompliment, i segurament el major rang de variació en les condicions ambientals (principalment les variacions en conductivitat i clorofil·la) va permetre la presència d'un major nombre d'espècies (una major taxa de reemplaçament) que en I1, amb un ambient més estable. Per concloure, podem dir que la restauració a R1 va produir una immediata i ràpida transició cap a condicions similars a les trobades en les mallades de més edat. Mentre que en el primer any es van observar grans diferències en les comunitats de zooplàncton, a partir del segon any, la mallada R1 va mostrar més similituds amb les mallades de referència, amb una comunitat més complexa.

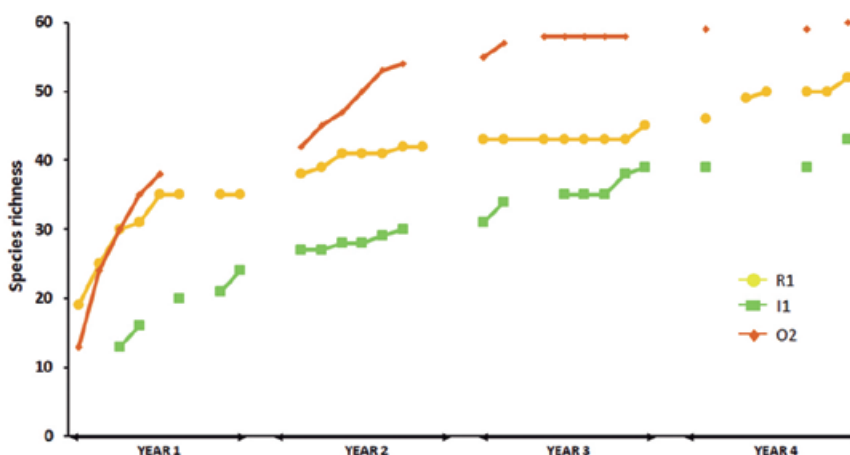


Figura 10. Riquesa acumulada de zooplàncton en tres mallades amb diferent edat de restauració: R1 (recent), I1 (intermèdia) i O2 (antiga) durant quatre cicles hidrològics entre 2007 i 2011.

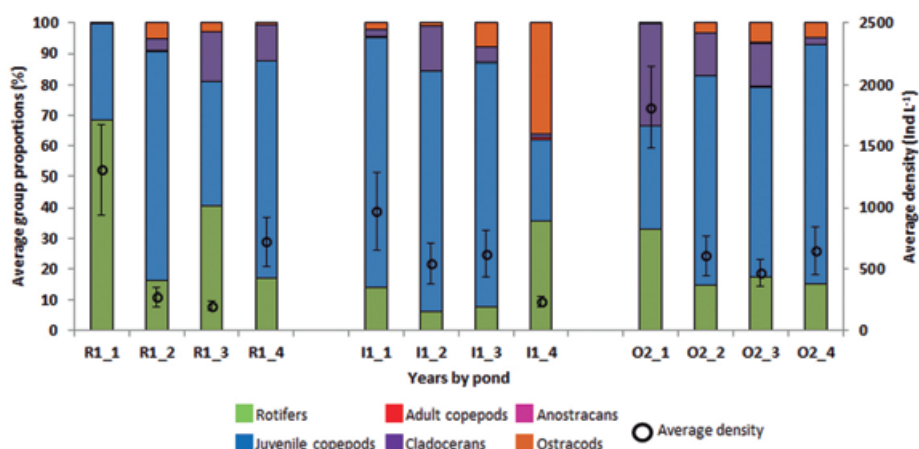


Figura 11. Abundància relativa (barres) i densitat mitjana (cercles) dels grups principals de zooplàncton en tres mallades amb diferent edat de restauració: R1 (recent), I1 (intermèdia) i O2 (antiga), durant quatre cicles hidrològics (1-4) entre 2007 i 2011.

## 4. Conclusions generals

Els hàbitats aquàtics restaurats constitueixen una oportunitat única per entendre la resiliència de les comunitats que hi habiten i la successió ecològica (De Meester et al. 2005). Els diferents projectes de restauració que es van dur a terme a *La Devesa del Saler* van produir un mosaic d'ecosistemes aquàtics que havien estat restaurats en diferents moments, i per tant, amb diferent edat. Aquesta oportunitat va permetre el seguiment de les condicions ambientals i del zooplàncton en aquestes basses, especialment en aquelles que van ser restaurades el 2007, ja que es va estudiar la colonització i la successió des del mateix moment de la restauració dels hàbitats. D'altra banda, els organismes zooplanctònics, amb cicles de vida curts i ràpides respostes a variacions ambientals, poden ser utilitzats com a indicadors per avaluar l'èxit de la restauració (Jenkins 2003; Williams et al. 2008; Antón-Pardo et al. 2013).

Pel que fa als **factors ambientals**, les successives restauracions han posat de manifest, d'una banda, la rapidesa dels canvis i, de l'altra, un patró clar que es relaciona amb reducció de la conductivitat i una ràpida colonització per helòfits, que podria produir una reducció de la profunditat per reblliment i un increment de la quantitat de matèria orgànica en el sediment, el que va acompanyat d'una disminució de l'oxigen dissolt i del pH. Els nivells de nutrients i de clorofil·la es van mantenir fluctuants però no molt elevats.

Pel que fa a les **comunitats de zooplàncton**, inicialment els nous hàbitats van ser colonitzats per espècies amb altes taxes de dispersió i de creixement (principalment rotífers), que a més en la seva major part ja estaven presents en el reservori regional d'espècies. Això podria indicar que la colonització i establiment de les espècies es va produir des dels hàbitats més antics, però donada la rapidesa amb què s'ha realitzat la colonització en alguns casos, no podem descartar la presència d'un banc de formes de resistència residual que va romandre viable en el sediment malgrat la colmatació i la restauració, i que en aquestes noves condicions ambientals va tornar a eclosionar i recolonitzar els cossos d'aigua. Els resultats també posen de manifest la importància que sobre la riquesa d'espècies té l'**hidroperíode**, ja que la riquesa va ser major en els sistemes permanents que en els temporanis i en aquests va ser major en els d'hidroperíode més llarg. En el cas dels sistemes permanents, aquesta elevada riquesa podria estar afectada per la introducció accidental d'espècies de zooplàncton associades a la repoblació amb peixos i macròfits. Altres factors com la conductivitat i aquells relacionats amb la productivitat del sistema també tenen importància en l'estructuració de les comunitats de zooplàncton. Finalment, l'**edat de restauració** té un important reflex en les comunitats de zooplàncton, ja que aquest factor va tenir gran importància en l'ordenació de les comunitats. A més, la riquesa total va estar molt influenciada per l'edat de restauració, però també la riquesa de microcrustacis i en particular de cladòcers. Per tant, aquests paràmetres podrien ser bons indicadors de l'èxit en la restauració. Tot i la poca diferència d'edat de restauració entre les llacunes, l'estudi de l'eclosió del banc d'ous de zooplàncton va permetre distingir l'edat de les mateixes sobre la base de la riquesa, nombre d'espècies exclusives i moment de l'eclosió.

Un aspecte destacable del nostre estudi és la rapidesa amb què han canviat i s'han colonitzat els nous cossos d'aigua, tant permanents com temporanis. Això posa de manifest que en aquests sistemes, on hi ha bona dispersió del zooplàncton, en pocs anys (tot i que aquests pocs anys equivalen a diverses generacions de zooplàncton) les comunitats de les llacunes noves s'assemblen a les velles, que podrien ser considerades com a sistemes de referència en absència de llacunes naturals o no alterades.

Aquests estudis posen de manifest que l'eliminació del sediment (com a forma de restauració) de les llacunes colmatades, natural o artificialment, ha millorat les característiques dels sistemes i la seva funcionalitat, possibilitant una ràpida colonització pel zooplàncton (i pel conjunt de la comunitat aquàtica). Els canvis en les variables ambientals i en la vegetació es van donar de forma ràpida, però en aquests sistemes tan succints, donada l'abundància de vegetació emergent, els processos d'ompliment s'acceleren i en pocs anys (aproximadament 10-15) les llacunes perden profunditat i queden amb hidroperíodes molt curts. A hores d'ara, noves intervencions parcials que retiressin una part del sediment (deixant una altra com a font de propàguls) i dels helòfits en algunes zones de la llacuna, permetrien que aquestes mantinguessin una elevada heterogeneïtat, major biodiversitat i un millor funcionament limnològic.

# Referències

Alfonso, M. T., 1996. Estudio de las comunidades zooplanctónicas de los ecosistemas acuáticos del Parque Natural de la Albufera de Valencia. Tesis doctoral. Universidad de Valencia.

Alonso, M., 1998. Las lagunas de la España peninsular. *Limnetica* 15:1-176.

Antón-Garrido, B., S. Romo & M. J. Villena, 2013. Diatom species composition and indices for determining the ecological status of coastal Mediterranean Spanish lakes. *Anales del Jardín Botánico de Madrid* 70:122-135.

Antón-Pardo, M. & X. Armengol, 2010. Zooplankton community from restored peridunal ponds in the Mediterranean region (L'Albufera Natural Park, Valencia, Spain). *Limnetica* 1:133-144.

Antón-Pardo, M., 2011. Influencia de factores bióticos y abióticos sobre el zooplancton de dos zonas litorales sometidas a importantes efectos antrópicos. Tesis doctoral, Universidad de Valencia.

Antón-Pardo, M., C. Olmo, R. Ortells & X. Armengol, 2011. La restauración de sistemas acuáticos continentales y su interés para la conservación: el ejemplo de las malladas en el Parque Natural de l'Albufera (Valencia). *Chronica naturae* 1:10-19

Antón-Pardo, M. & X. Armengol, 2012. Effects of salinity and water temporality on zooplankton community in coastal Mediterranean ponds. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 114:93-99.

Antón-Pardo, M. & X. Armengol, 2014. Aquatic invertebrate assemblages in ponds from coastal Mediterranean wetlands. *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology* 50:217-230.

Antón-Pardo, M., C. Olmo, J. M. Soria & X. Armengol, 2013. Effect of restoration on zooplankton community in a permanent interdunal pond. *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology* 49:97-106.

Antón-Pardo, M., X. Armengol & R. Ortells, 2016. Zooplankton biodiversity and community structure vary along spatiotemporal environmental gradients in restored peridunal ponds. *Journal of Limnology* 75:193-103.

Arévalo, C., 1916. Introducción a los cladóceros del plancton de la Albufera de Valencia. *Anales del Instituto General y Técnico de Valencia*.

Arévalo, C., 1918. Algunos rotíferos planctónicos de la Albufera de Valencia. *Anales del Instituto General y Técnico de Valencia*.

Badosa, A., D. Boix, S. Brucet, R. López-Flores & X. D. Quintana, 2006. Nutrients and zooplankton composition and dynamics in relation to the hydrological pattern in a confined Mediterranean salt marsh (NE Iberian Peninsula). *Estuarine Coastal and Shelf Science* 66:513-522.

Badosa, A., D. Frisch, A. Arechederra, L. Serrano & A. J. Green, 2010. Recovery of zooplankton diversity in a restored Mediterranean temporary marsh in Doñana National Park (SW, Spain). *Hydrobiologia* 654:67-82.

Benavent Olmos, J. M., P. Collado Rosique, R. M. Martí Crespo, A. Muñoz Caballer, A. Quintana Trenor, A. Sanchez Codoñer & A. Vizcaino Matarredona, 2004. La restauración de las dunas litorales de la Devesa de l'Albufera de Valencia. Ajuntament de València, Valencia.

Blanco, C., 1976. Estudio de la contaminación de la Albufera de Valencia y de los efectos de dicha contaminación sobre la fauna y flora del lago. Tesis Doctoral. Universidad de Valencia.

Bohonak, A. J. & H. H. Whiteman, 1999. Dispersal of the fairy shrimp *Branchinecta coloradensis* (Anostraca): Effects of hydroperiod and salamanders. *Limnology and Oceanography* 44:487-493.

Boix, D., 2002. Aportació al coneixement de la distribució d'anostracis i notostracis (Crustacea: Branchiopoda) als Països Catalans. *Butlletí de la Institució Catalana d'Història Natural* 70:55-71.

Boix, D., J. Sala & R. Moreno-Amich, 2001. The faunal composition of Espolla pond (NE Iberian peninsula): the neglected biodiversity of temporary waters. *Wetlands* 21:577-592.

Boix, D., J. Sala, X. D. Quintana & R. Moreno-Amich, 2004. Succession of the animal community in a Mediterranean temporary pond. *Journal of the North American Benthological Society* 23:29-49.

Boronat, L., M. R. Miracle & X. Armengol, 2001. Cladoceran assemblages in a mineralization gradient. *Hydrobiologia* 442:75-88.

Brendonck, L. & L. De Meester, 2003. Egg banks in freshwater zooplankton: evolutionary and ecological archives in the sediment. *Hydrobiologia* 491:65-84.

Brock, M. A., D. L. Nielsen & K. Crosslé, 2005. Changes in biotic communities developing from freshwater wetland sediments under experimental salinity and water regimes. *Freshwater Biology* 50:1376-1390.

Brönmark, C. & L. Hansson, 2010. *The Biology of lakes and ponds*. Oxford University press. Oxford.

Brucet, S., D. Boix, X. D. Quintana, E. Jensen, L. W. Nathansen, C. Trochine, M. Meerhoff, S. Gascón & E. Jeppesen, 2010. Factors influencing zooplankton size structure at contrasting temperatures in coastal shallow lakes: Implications for effects of climate change. *Limnology and Oceanography* 55:1697-1711.

Cáceres, C.E., 1998. Interspecific variation in the abundance, production and emergence of *Daphnia* diapausing eggs. *Ecology* 79:1699-1710.

Calero, S., W. Colom & M. A. Rodrigo, 2015. The phenology of wetland submerged macrophytes related to environmental factors. *Limnetica* 34:425-438.

Caley, M. J. & D. Schluter, 1997. The relationship between local and regional diversity. *Ecology* 78:70-80.

Collison, N.H., J. Biggs, A. Corfield, M. J. Hodson, D. Walker, M. Whitfield & P. J. Williams, 1995. Temporary and permanent ponds: an assessment of the effects of drying out on the conservation value of aquatic macroinvertebrate communities. *Biological Conservation* 74:125-133.



- De Meester, L., C. Cousyn & J. Vanoverbeke, 1998. Chemical interactions, maternal effects and the hatching of *Daphnia* resting eggs. *Archiv für Hydrobiologie* 52:263-272.
- De Meester, L., S. Declerck, R. Stoks, G. Louette, F. Van De Meutter, T. De Bie, E. Michels & L. Brendonck, 2005. Ponds and pools as model systems in conservation biology, ecology and evolutionary biology. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 15: 715-725.
- De Meester, L., J. Vanoverbeke, L. J. Kilsdonk & M. C. Urban, 2016. Evolving perspectives on monopolization and priority effects. *Trends in Ecology and Evolution* 31:136-146.
- Dussart, B., 1969. Les copépodes des eaux continentales d'Europe occidentale. Tome II: Cyclopoïdes et Biologie. Boubee and Cie, Paris.
- Eitam, A., L. Blaustein, K. Van Damme, H. J. Dumont & K. Martens, 2004. Crustacean species richness in temporary pools: relationships with habitat traits. *Hydrobiologia* 525:125-130.
- Fahd K., L. Serrano & J. Toja, 2000. Crustacean and rotifer composition of temporary ponds in Doñana National Parc (SW Spain) during floods. *Hydrobiologia* 436:41-49.
- Figuerola, J. & A. J. Green, 2002. Dispersal of aquatic organisms by waterbirds: a review of past research and priorities for future studies. *Freshwater Biology* 47:483-494.
- Frisch D., E. Moreno-Ostos & A. J. Green, 2006. Species richness and distribution of copepods and cladocerans and their relation to hydroperiod and other environmental variables in Doñana, south-west Spain. *Hydrobiologia* 556:327-340.
- Frisch, D. & A. J. Green, 2007. Copepods come in first: rapid colonization of new temporary ponds. *Fundamental and Applied Limnology* 168:289-297.
- Frisch, D., A. Arechederra & A. J. Green, 2009. Recolonisation potential of zooplankton propagule banks in natural and agriculturally modified sections of a semiarid temporary stream (Doñana, Southwest Spain). *Hydrobiologia* 624:115-123.
- Frisch, D., K. Cottenie, A. Badosa & A. J. Green, 2012 Strong spatial influence on colonization rates in a pioneer zooplankton metacommunity. *Plos One*. 7:e40205.
- Hairston, N.G. Jr., R. A. Van Brunt, C. M. Kearns & R. Engstrom, 1995. Age and survivorship of diapausing eggs in a sediment egg bank. *Ecology* 76:1706-1711.
- Hairston, N.G., 1996. Zooplankton egg banks as biotic reservoirs in changing environments. *Limnology and Oceanography* 41:1087-1092.
- Hammer, U. T., 1986. Saline lake ecosystems of the world. *Monographie Biologicae*, vol. 59. Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht.
- Jenkins M., 2003. Prospects for biodiversity. *Science* 302:1175-1177.

- Jenkins, D.G. & A. L. Buikema, 1998. Do similar communities develop in similar sites? A test with zooplankton structure and function. *Ecological Monographs* 68:421-443.
- Jeppesen, E., M. Søndergaard, E. Kanstrup, B. Petersen, R. B. Eriksen, M. Hammershøj, E. Mortensen, J. P. Jensen & A. Have. 1994. Does the impact of nutrients on the biological structure and function of brackish and freshwater lakes differ? *Hydrobiologia* 275/276:15-30.
- Leibold, M. A., M. Holyoak, N. Mouquet, P. Amarasekare, J. M. Chase, M. F. Hoopes, R. D. Holt, J. B. Shurin, R. Law, D. Tilman, M. Loreau & A. González, 2004. The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. *Ecology Letters* 7:601- 613.
- Lopes P. M., L. M. Bini, S. A. J. Decklerck, V. F. Farjalla, L. C. G. Vieira, C. C. Bonecker, F. A. Lansac-Toha, F. A. Esteves & R. L. Bozelli, 2014. Correlates of zooplankton beta diversity in tropical lake systems. *PLoSOne* 9(10):e109581.
- Louette, G. & L. De Meester, 2004. Rapid colonization of a newly created habitat by cladocerans and the initial build-up of a *Daphnia*-dominated community. *Hydrobiologia* 513:245-249.
- Louette, G., M. V. Elst & L. De Meester, 2006. Establishment success in young cladocerans communities: an experimental test. *Limnology and Oceanography* 51:1021-1030.
- Louette, G., S. Declerck, J. Vandekerckhove, L. De Meester, 2009. Evaluation of restoration measures in a shallow lake through a comparison of present day zooplankton communities with historical samples. *Restoration Ecology* 17:629-640.
- Marcus, N. H., R. Lutz, W. Burnett & P. Cable, 1994. Age, viability, and vertical distribution of zooplankton resting eggs from an anoxic basin: evidence of an egg bank. *Limnology and Oceanography* 39:154-158.
- Martinoy, M., D. Boix, J. Sala, S. Gascón, J. Gifre, A. Algerich, R. Barrera, S. Brucet, A. Badosa, R. López-Flores, M. Méndez, J. M. Utgé & X. D. Quintana, 2006. Crustacean and aquatic insect assemblages in the Mediterranean coastal ecosystems of Empordà wetlands (NE Iberian peninsula). *Limnetica* 25: 665-682.
- Miguel-Chinchilla, L., D. Boix, S. Gascón, & F. A. Comín, 2014. Taxonomic and functional successional patterns in macroinvertebrates related to flying dispersal abilities: a case study from isolated manmade ponds at reclaimed opencast coal mines. *Hydrobiologia*. 732:11-122.
- Miracle, M. R., M. P. García & E. Vicente, 1984. Heterogeneidad espacial de las comunidades fitoplanctónicas de la Albufera de Valencia. *Limnetica* 1:20-31.
- Miracle, M. R., V. Alekseev, V. Monchenko, V. Sentandreu & E. Vicente, 2013. Molecular-genetic-based contribution to the taxonomy of the *Acanthocyclops robustus* group. *Journal of Natural History* 47: 5-12.
- Mitsch, W. J. & J. G. Gosselink, 1993. *Wetlands* Van Nostrand Reinhold. New York.
- Moss, B., 1994. Brackish and freshwater shallow lakes – different systems or variations on the same theme? *Hydrobiologia* 275/276:1-14.

- Nielsen, D. L., E. W. Jasper, N. Ning & S. Lawler, 2015. High sediment temperatures influence the emergence of dormant aquatic biota. *Marine and Freshwater Research* 66:1138-1146.
- OECD: Organization for Economic Cooperation and Development, 1982. *Eutrophication of waters. Monitoring, assessment and control*. Paris
- Olmo, C., 2016. *Zooplankton assemblages in a Mediterranean restored area: patterns and processes of colonization and establishment*. Tesis doctoral, Universidad de Valencia.
- Olmo, C., X. Armengol, & R. Ortells, 2012. Re-establishment of zooplankton communities in temporary ponds after autumn flooding: Does restoration age matter? *Limnologica* 42:310-319.
- Olmo C., D. Fandos, X. Armengol & R. Ortells, 2015. Combining field observations and laboratory experiments to assess the ecological preferences of *Tanymastix stagnalis* (L., 1758) (Crustacea, Branchiopoda) in Mediterranean temporary ponds. *Ecological Research* 30:663-674.
- Olmo, C., X. Armengol, M. Antón-Pardo & R. Ortells, 2016. The environmental and zooplankton community changes in restored ponds over four years. *Journal of Plankton Research* 38:490-501.
- Oltra R. & M. R. Miracle, 1984. Comunidades zooplanctónicas de la Albufera de Valencia. *Limnetica* 1: 51-61.
- Oltra R. & M. R. Miracle, 1992. Seasonal succession of zooplankton populations in the hypertrophic lagoon Albufera of Valencia (Spain). *Archiv Für Hydrobiologie* 124:187-204.
- Oltra, R., 1993. *Estudio del zooplancton de dos lagunas litorales mediterráneas: el Estany de Cullera y la Albufera de Valencia*. Tesis doctoral, Universidad de Valencia.
- Ortega-Mayagoitia, E., C. Rojo & X. Armengol, 2000. Structure and dynamics of zooplankton in a semi-arid wetland, the National Park de Daimiel (Spain). *Wetlands* 24:629-638.
- Ortells, R., C. Olmo, & X. Armengol, 2012. Colonization in action: genetic characteristics of *Daphnia magna* Strauss (Crustacea, Anomopoda) in two recently restored ponds. *Hydrobiologia* 689:37-49.
- Ortells, R., T. B. H. Thorsten & W. Lampert, 2005. Salinity tolerance in *Daphnia magna*: characteristics of genotypes hatching from mixed sediments. *Oecologia* 143:509-516.
- Rey Benayas, J. M., T. Espigares Pinilla & J. M. Nicolau Ibarra (eds.), 2003. *Restauración de ecosistemas mediterráneos*. Universidad de Alcalá, Spain
- Reyes, I., M. Reina, G. Martín, J. Toja, A. Arechederra, D. León & L. S. Martín, 2006. The aquatic systems of Doñana (SW Spain): watersheds and frontiers. *Limnetica* 25:11-32.
- Rodrigo M. A., C. Rojo & X. Armengol, 2003. Plankton biodiversity in a landscape of shallow water bodies (Mediterranean coast, Spain). *Hydrobiologia* 506-509:317-326.

- Romo, S. & M. R. Miracle, 1994 Population dynamics and ecology of subdominant phytoplankton species in a shallow hypertrophic lake (Albufera of Valencia, Spain). *Hydrobiologia* 273:37-56.
- Romo, S., J. Soria, C. Olmo, J. Flor, S. Calvo, R. Ortells & X. Armengol, 2016. Nutrients and carbon in some Mediterranean dune ponds. *Hydrobiologia* 782:97-109.
- Rueda, J., 2015. Biodiversidad y ecología de mateacomunidades de macroinvertebrados acuáticos de las malladas de la Devesa y del Racó de l'Olla. Tesis doctoral, Univerisdad de Valencia.
- Rueda-Sevilla, J., J. A. Aguilar-Alberola & F. Mezquita-Juanes, 2006 Contribución al conocimiento de los crustáceos (Arthropoda, Crustacea) de las Malladas de la Devesa del Parque Natural de la Albufera (Valencia). *Boletín de la Asociación Española de Entomología* 30:9-29.
- Sanjaume, E., 1988. The dunes of Saler, Valencia, Spain. *Journal of Coastal Research Special Issue* 3:63-70.
- Scheffer, M., 2004. *Ecology of Shallow Lakes*. Springer Science & Business Media. San Diego.
- Scheffer, M., S. H. Hopper, M. L. Meijer, B. Moss & E. Jeppesen, 1993. Alternative equilibria in shallow lakes. *Trends in Ecology and Evolution* 8:275-279.
- Schneider, D. W. & Frost, T. M., 1996. Habitat Duration and Community Structure in Temporary Ponds. *Journal of the North American Benthological Society* 15:64-86.
- Serrano, L. & K. Fahd, 2005. Zooplankton communities across a hydroperiod gradient of temporary ponds in the Doñana National Park (SW Spain). *Wetlands* 25:101-111.
- Soria García, J. M., 1997. Estudio limnológico de los ecosistemas acuáticos del Parque Natural de la Albufera de Valencia. Tesis doctoral, Universidad de València.
- Soria, J. M. & M. T. Alfonso, 1993. Relations between physico-chemical and biological characteristics in some coastal intradune ponds near Valencia (Spain). *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie* 25:1009-1013.
- Spencer, M., L. Blaustein, S. S. Schwartz & J. E. Cohen, 1999. Species richness and the proportion of predatory animal species in temporary freshwater pools: relationships with habitat size and permanence. *Ecology Letters* 2:157-166.
- Toumi, N., H. Ayadi, O. Abid, J. F. Carrias, T. Sime-Ngando, M. Boukhris & A. Bouain, 2005. Zooplankton distribution in four ponds of different salinity: a seasonal study in the solar salterns of Sfax (Tunisia). *Hydrobiologia* 534:1-9.
- Vandekerkhove J., S. Decklerck, M. Vanhove, L. Brendonck, E. Jeppesen, J. M. Conde-Porcuna & L. De Meester, 2004. Use of ehippial morphology to assess richness of anomopods: potentials and pitfalls. *Journal of Limnology* 63:75-84.

Vanschoenwinkel, B., C. De Vries, M. Seaman & L. Brendonck, 2007. The role of metacommunity processes in shaping invertebrate rock pool communities along a dispersal gradient. *Oikos* 116:1255-1266.

Waterkeyn, A., P. Grillas, B. Vanschoenwinkel & L. Brendonck, 2008. Invertebrate community patterns in Mediterranean temporary wetlands along hydroperiod and salinity gradients. *Freshwater Biology* 53:1808-1822.

Waterkeyn, A., P. Grillas, M. Anton-Pardo, B. Vanschoenwinkel & L. Brendonck, 2011. Can large branchiopods shape microcrustacean communities in Mediterranean temporary wetlands? *Marine and Freshwater Research* 62:46-53.

Weider L. J., W. Lampert, M. Wessels, J. K. Colbourne & P. Limburg, 1997. Long-term genetic shifts in a microcrustacean egg bank associated with anthropogenic changes in the Lake Constance ecosystem. *Proceedings of the Royal Society B* 264:1613-1618.

Wellborn, G. A., D. K. Skelly & E. E. Werner, 1996. Mechanisms creating community structure across a freshwater habitat gradient. *Annual Review of Ecology and Systematics* 27:337-363.

Wetzel, R.G., 2001. *Limnology: lake and river ecosystems*. Gulf Professional Publishing. San Diego.

Williams, P., C. M. Whitfield & C. J. Biggs, 2008. How can we make new ponds biodiverse? A case study monitored over 7 years. *Hydrobiologia* 597:137-148.

Williams, W. D., 1999. Salinisation: A major threat to water resource in the arid and semi-arid regions of the world. *Lakes & Reservoirs: Research & Management* 4:85-91.











CÀTEDRA  
D'ECOSISTEMES  
LITORALS  
MEDITERRANIS



Ajuntament de  
Torroella de Montgrí

GrupoTragsa



Generalitat de Catalunya  
Departament de Territori  
i Sostenibilitat



Parc Natural  
del Montgrí, les Illes Medes  
i el Baix Ter



Museu de la  
Mediterrània

Diputació de Girona

Universitat  
de Girona