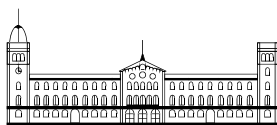




2007

***"SITUACIONS D'ANÒXIA EN ZONES ESTUÀRIQUES
SENSE FORÇAMENT MAREAL:
una aproximació als balanços producció/consum d'oxigen"***

Tesi doctoral
Xavier de Pedro Puente



TESI DOCTORAL

DEPARTAMENT D'ECOLOGIA –FACULTAT DE BIOLOGIA

UNIVERSITAT DE BARCELONA

Programa de Doctorat: Ecologia. Bienni: 1996-1998.

"SITUACIONS D'ANÒXIA EN ZONES ESTUÀRIQUES SENSE FORÇAMENT MAREAL: una aproximació als balanços producció/consum d'oxigen"

Memòria presentada per Xavier de Pedro Puente per optar al títol de doctor per la Universitat de Barcelona, sota la direcció del Dr. Javier Romero Martinengo i del Dr. Jordi Camp Sancho.

Dr. Javier Romero Martinengo
Departament d'Ecologia
Facultat de Biologia
Universitat de Barcelona

Dr. Jordi Camp Sancho
Institut de Ciències del Mar.
Centre Mediterrani d'Investigacions Marines i
Ambientals, CMIMA-CSIC.
Barcelona

Xavier de Pedro Puente
Barcelona, 25 de setembre de 2007



Capítol 6. Balanços d'oxigen

Capítol 6 . Balanços d'oxigen

Introducció

Unes de les mesures més importants del funcionament d'un ecosistema són els valors de producció i respiració de tota la comunitat. Sovint es fa servir el terme "metabolisme d'oxigen" per referir-se a la diferència entre la producció primària bruta i la respiració, aplicat tant a una part de la comunitat (Dollar *et al.* 1991), com al seu conjunt (Kenney *et al.* 1988, Smith i Hollibaugh 1993, Heath 1995, Caffrey *et al.* 1998, Petersen *et al.* 1998, Ziegler i Benner 1998, Caffrey 2003, McTammany *et al.* 2003). Així, de la mateixa manera que el metabolisme d'un organisme pot ser emprat com un índex general de la seva salut o estat fisiològic (e.g. Prosser i Brown 1965), les mesures metabòliques de comunitats senceres per a alguns autors poden indicar salut i vitalitat ecològiques (Odum 1967, Odum 1971).

L'interès per aquest tipus de mesures es remonta al menys als 50, en ecosistemes aquàtics tant d'aigua dolça com marins (Kemp i Boynton 1980). Es parteix de la base que el metabolisme biològic del sistema es pot inferir a partir de cicles diaris d'oxigen dissolt (OD) de la columna d'aigua, on s'assumeix que l'increment de les concentracions durant la llum del dia és atribuïble a fotosíntesi neta, mentre les davallades durant la nit són a causa de la respiració. Llavors es poden aplicar correccions per incloure l'efecte dels processos físics, d'advecció i difusió en cossos d'aigua oberts i de l'intercanvi de gasos amb l'atmosfera, i poder refinar així les mesures. A partir d'estudis com aquests s'elaboren models conceptuals, que d'una manera o d'una altra, es tradueixen en models numèrics per analitzar quantitativament els processos ecològics d'interès (Nixon i Oviat 1973, Munekage 1992, Chapelle *et al.* 1994, Solidoro *et al.* 1996, Wang *et al.* 1999, Romero *et al.* 2003).

En el nostre cas, s'ha enfocat l'estudi de la dinàmica d'oxigen de la badia dels Alfacs a través d'un balanç numèric determinístic de massa d'oxigen, que considera tant els processos biològics com físics (Jørgensen 1994). Els models de balanços de massa determinístics, com l'emprat aquí, poden ser eines molt útils per sintetitzar nombroses funcions ambientals, i per proveir-nos d'un millor enteniment dels mecanismes causa-efecte que es troben darrera d'observacions empíriques (Bierman *et al.* 1994). A més, ens permeten quantificar el grau de contribució dels diferents factors biòtics i abiòtics de l'ecosistema en la dinàmica anual del balanç i en situacions concretes d'interès, com per exemple, en el nostre cas, l'aparició d'hipòxies (veure capítols previs): aquest va ser, doncs, el primer objectiu d'aquest capítol.

Aquests balanços ens permeten definir si un sistema és "autòtrof" o "heteròtrof", tot definint "autòtrof" com aquell sistema en el qual el seu consum de carboni (i, per tant, la seva demanda d'oxigen) sigui igual o inferior a la seva producció. Contràriament, considerarem un sistema "heteròtrof" aquell en el qual el seu consum de carboni (i, per tant, la seva demanda d'oxigen) sigui superior a la seva

producció. Aquest fet implica forçosament entrades de carboni orgànic des de fora del sistema, i, a la vegada, un dèficit potencial d'oxigen.

En general, s'ha suggerit que la majoria de sistemes costaners somers són heterotròfics en balanç anual (Smith i Hollibaugh 1993), malgrat els sistemes costaners en procés d'eutrofització cultural¹⁵ poden ser netament autotròfics (Smith i Mackenzie 1987, Smith *et al.* 1991). Carmouze *et al.* (1991) van comentar que és difícil trobar un patró comú d'autotròfia o heterotròfia a tots els sistemes costaners somers, per que les comunitats d'organismes fotosintètics són diverses, els estudis de metabolisme de la comunitat són pocs, i els mètodes emprats són molt variats. Tradicionalment s'han fet servir per estimar el grau d'autotròfia d'ecosistemes aquàtics la producció bruta (PB) i la respiració (R) de forma conjunta del plàncton i del bentos. Kemp *et al.* (1992) van formular de manera general que la respiració planctònica de sistemes marins costaners excedia a la bentònica per sistemes amb més de 5 m de fondària (o en cas de ser estratificats la major part de l'any, 5m de fondària de la seva capa inferior); per tant, en la majoria d'aquests sistemes la respiració de la columna d'aigua era la fonamental responsable de les davallades estacionals d'oxigen dissolt a la capa fonda.

Un segon objectiu d'aquest capítol va ser doncs esbrinar com s'inscrivía la badia dels Alfacs en aquest eix autotròfia-heterotròfia. Per fer-ho, vam analitzar primer a quines variables el balanç (o model) era més sensible. I es van escollir algunes d'entre les més importants per tal de millorar l'ajust que aconseguia el balanç

En aquesta línia, s'han analitzat els efectes sobre la concentració d'oxigen dissolt, de perturbacions de magnitud comparable sobre diferents elements de l'ecosistema; és a dir, la *sensibilitat* de l'oxigen dissolt a canvis en aquests elements. I també s'ha analitzat com afecten aquests canvis a la diferència (o "discrepància") entre l'oxigen dissolt estimat i l'observat *in situ* a la badia dels Alfacs.

Val a dir que hi ha una sèrie d'enfocs diferents a la literatura a l'hora de voler definir l'*anàlisi de sensibilitat* d'un model. Es parteix de la base generalment acceptada que una anàlisi de sensibilitat és un procés en el qual s'estableix la sensibilitat relativa de les prediccions del model, a canvis en els valors dels paràmetres del model (Beck 1983). D'estudis de sensibilitat n'hi ha molts, i molts són també els mètodes emprats per a descriure la sensibilitat d'una variable ecològica a canvis en el sistema (Wen *et al.* 1981, Wen *et al.* 1982, Di-Toro 1993, Bierman *et al.* 1994, Park *et al.* 1996, Solidoro *et al.* 1996, Bocci *et al.* 1997, Pastres *et al.* 1997). Gardner *et al.* (1981) i Jørgensen (1993) van suggerir que aquest estudi de sensibilitat es fes canviant paràmetres individuals, i examinant la corresponent resposta sobre la variable d'estat¹⁶ seleccionada. Aquesta metodologia ha estat

¹⁵ La directament influenciada per l'acció humana (Jørgensen i Richardson 1996)

¹⁶ Una "variable d'estat" és senzillament un aspecte del sistema estudiat o modelitzat que canvia amb el temps i que és depenent dels valors de les altres variables. En models de balanços de massa en ecologia, seria una variable com la concentració d'una substància en funció del temps, que pot rebre entrades i sortides de matèria en cada moment, i que sol ser la variable d'interès en el model.

l'emprada per una sèrie d'estudis previs (Chapelle *et al.* 1994, Schladow i Hamilton 1997, Loehle 1997, Anastacio *et al.* 1999, Hart *et al.* 2000), i també ha estat la utilitzada en aquesta tesi doctoral.

De forma addicional, s'ha efectuat una calibració puntual de tres paràmetres clau del model tan sols, a fi i efecte de respondre algunes preguntes concretes de la discussió del capítol, i no tant amb l'objectiu de fer una calibració exhaustiva de tot el model com han fet altres estudis molt més centrats en la modelització numèrica d'ecosistemes (Di-Toro 1993, Bierman *et al.* 1994, Chapelle *et al.* 1994, Park *et al.* 1996, Hamilton i Schladow 1997, Schladow i Hamilton 1997, Hamilton i Herzfeld 2001)¹⁷.

En resum, doncs, en aquest capítol s'estima mitjançant un balanç o model numèric el grau de contribució de cada factor biòtic i abiòtic de l'ecosistema al seu balanç d'oxigen dissolt, es determina l'estat tròfic actual de la badia, s'apunta quins són els elements de l'ecosistema als que l'oxigen dissolt és més sensible, i es discuteix finalment alguns aspectes globals de la dinàmica d'oxigen de la badia a la llum també dels resultats de capítols previs.

¹⁷ La modelització numèrica aplicada a l'ecologia ofereix moltes possibilitats que no s'han fet servir aquí per que s'escapaven de l'abast d'aquesta tesi; per una visió global més àmplia de les seves possibilitats i metodologies, consultar, per a ecosistemes aquàtics, Thomann i Mueller (1987b), i per modelització en ecologia en general, Jørgensen (1994) i Soetaert *et al.* (2000).

Metodologia

Origen i tractament de les dades

Per estimar els balanços d'oxigen s'ha integrat informació i resultats de capítols previs, sobre la magnitud i variabilitat a l'espai i al temps de diferents processos que aporten o retiren oxigen de l'aigua. Això s'ha realitzat mitjançant un model numèric de càlcul de balanços de massa, desenvolupat específicament per a la badia dels Alfacs (veure l'Annex D) sobre el model d'oxigen dissolt "OMMEL"), però a l'hora aplicable a altres estuaris micromareals o badies i llacunes costaneres amb aportos d'aigua dolça. En aquest model hem emprat (Taula 6.1):

- "*variables d'estat*" (les variables de les quals calculem la seva massa o concentració), varien en funció del temps, i són dependents d'altres variables. Exemple: concentració d'oxigen dissolt a l'aigua.
- *altres variables* (que no són "d'estat", però que són calculades pel model, i són independents de les variables d'estat que ajuden a calcular). Exemple: producció primària de les macroalgues bentòniques.
- *paràmetres* (amb valor constant al llarg de la simulació). Exemple: dimensions de la badia dels Alfacs.
- *funcions de forçament* (equiparables a paràmetres que varien en la simulació, però que no són calculades sinó que són externes al model). Exemple: irradiància incident en funció del temps.

L'única variable d'estat considerada és la concentració d'oxigen dissolt. Els valors dels paràmetres són els que apareixen a la Taula 6.2, més la constant d'extinció de la llum per la biomassa de les macroalgues (Capítol 5, plana 210). Els valors de les funcions de forçament són els que s'han anat mostrant al llarg de la tesi en capítols previs (Taula 6.1). Quan ha mancat alguna dada, s'ha agafat generalment el valor mitjà de les setmanes o mesos adjacents, i en alguns casos, la mitjana anual o el valor de les condicions equivalents mesurades altres anys. Les dades emprades com a valors observats de cicle anual van procedir del punt central de la badia (assimilable a l'estació *Mig*, a efectes pràctics), setmana a setmana durant 1997. Les dades observades corresponents al mes de setembre van ser les enregistrades per la sonda multiparamètrica entre el 16 i el 21 de setembre de 1997 (Capítol 3, plana 126).

El criteri de signes emprat en el balanç ha estat que valors positius de balanç parcial indiquen entrada neta d'oxigen al compartiment, i negatius, indiquen sortida.

L'equació general del balanç d'oxigen, de forma senzilla, es pot escriure com:

$$OD(t_2) = OD(t_1) + \frac{\Delta OD}{\Delta t}(t_2 - t_1) \quad <6.1>$$

on ΔOD és l'increment de concentració d'oxigen dissolt (mg l^{-1}) respecte Δt , el diferencial de temps (h). És a dir, la concentració d'oxigen dissolt en un instant de temps (t_2), es correspon amb la

concentració d'oxigen dissolt que hi havia en l'instant de temps anterior (t_1), més el canvi net entre els dos instants de temps (t_2 i t_1). El canvi, a la seva vegada, es calcula com:

$$\frac{\Delta OD}{\Delta t} = \overbrace{\underbrace{PPB_{plc}}_{\text{fitoplàncton}} - \underbrace{R_{plc}}_{DBO_n}}^{\text{plàncton}} + \overbrace{\underbrace{PPB_{bnt(\mu fitob)}}_{\text{microfitobentos}} + \underbrace{PPN_{bnt(mac)}}_{\text{macroalgues}} - \underbrace{R_{bnt(sed^*)}}_{\text{sediment sense mac.}}}_{\text{bentos}} + \overbrace{\underbrace{FOD_{hid}}_{\text{hidrodi-namisme}} + \underbrace{FOD_{atm}}_{\text{intercanvi amb atmosfera}}}_{\text{PROCESSOS FÍSICS}} \quad <6.2>$$

on PPB_{plc} i R_{plc} són la producció primària bruta i la respiració, respectivament, del plàncton, ja introduïdes al Capítol 4 (plana 157). PPB_{bnt} , PPN_{bnt} i R_{bnt} són respectivament la producció primària bruta, producció primària neta, i respiració dels elements del bentos especificats en els seus subíndexos: producció bruta per al microfitobentos ($PPB_{bnt(\mu fitob)}$) a partir de Delgado (1986, via ^{14}C), respiració del sediment sense macroalgues però incloent el microfitobentos ($R_{bnt(sed^*)}$), i producció neta de les macroalgues ($PPN_{bnt(mac)}$), totes elles expressades per unitat de temps, i si no s'indica el contrari, explicades al Capítol 5 (plana 211 i ss). FOD_{hid} és el flux o velocitat de canvi de concentració d'oxigen dissolt a causa de l'hidrodinamisme (tant advecció com intercanvi no advection), explicat al Capítol 1 (plana 25 i ss) i definit amb aquest nom al Capítol 4 (plana 157). I FOD_{vent} és el flux o velocitat de canvi degut a l'intercanvi amb l'atmosfera mediat pel vent, explicat també al Capítol 4 (plana 157). S'ha considerat arbitràriament el llindar de saturació d'oxigen dissolt a l'aigua en 150 %, a partir del qual l'oxigen marxa cap a l'atmosfera en forma de bombolles (a manca d'estudis que en fixin aquest llindar de manera més precisa). Es pot trobar a la Taula 6.1 el recull dels noms de les variables emprades, amb les seves unitats, i a la Figura 6.1 un dibuix esquemàtic del model de balanços d'oxigen de la badia dels Alfacs. Totes les variables s'han expressat en les mateixes unitats ($mg\ O_2\ l^{-1}\ h^{-1}$) a l'hora de fer la integració numèrica.

Val a dir que per al càlcul de la PPB_{plc} s'ha fet servir un model senzill de producció constant a partir de que la irradiància subaquàtica supera un llindar de saturació. S'ha trobat a la literatura que aquesta irradiància de saturació oscil·la al voltant dels $700\ \mu mol\ fotons\ m^{-2}\ s^{-1}$ (Kremer i Nixon 1978, Thomann i Mueller 1987a), però cal tenir en compte que prové d'experiments de fotosíntesi – irradiància de fins a 4 h d'incubació en ampolles amb ^{14}C , i aquest mètode introdueix un biaix que pot ser important, per la limitació de la producció fotosintètica fitoplanctònica que genera (Capítol 4, plana 177). Per tant, s'ha pres un valor arbitrari de $70\ \mu mol\ m^{-2}\ s^{-1}$, que s'ha agafat com a valor de referència similar en altres models d'ecologia d'estuaris (Hamilton i Herzfeld 2001).

L'equació general del balanç (<6.1>) és vàlida per a increments de temps petits. S'ha agafat una hora com a increment de temps dels càlculs dels balanços d'oxigen en general, mentre que per a les anàlisis de sensibilitat i discrepància (veure més avall) s'ha agafat un increment de temps de 0.2 h.

Taula 6.1. Paràmetres, funcions de forçament i principals variables calculades. (Llegenda de codis emprats en els gràfics i taules d'aquest capítol).

| Tipus | Nom | Codi | Unitats |
|------------------------------|---|--|--|
| <i>Variable d'estat</i> | Oxigen dissolt | OD | mg O ₂ l ⁻¹ |
| <i>Altres variables</i> | Flux d'aireig pel vent | FOD _{vent} | mg O ₂ l ⁻¹ h ⁻¹ |
| | Fluxos d'oxigen dissolt a causa de l'hidrodinamisme | FOD _{hid} | mg O ₂ l ⁻¹ h ⁻¹ |
| | Hores a saturació lumínica | H _{sat} | h |
| | Irradiància subaquàtica | iwz | μmol m ⁻² s ⁻¹ |
| | Producció primària bruta, neta i respiració planctòniques | PPB _{plc} , PPN _{plc} , R _{plc} | mg O ₂ l ⁻¹ h ⁻¹ |
| | Producció primària bruta, neta i respiració bentòniques | PPB _{bnt} , PPN _{bnt} , R _{bnt} | mg O ₂ m ⁻² h ⁻¹ |
| | Balanç Net de l'Ecosistema | BNE | mg O ₂ m ⁻² d ⁻¹ |
| <i>Paràmetres</i> | Àrea basal (en contacte amb sediment) | sup | m ² |
| | Àrea superficial (en contacte amb l'atmosfera) | supsurf | m ² |
| | Volum de compartiment | vol | m ³ |
| | Constant d'extinció de la llum per la biomassa | K _b | m ² gPS ⁻¹ |
| | Irradiància de saturació del fitoplàncton | I _{sat} ^{fitop} | μmol m ⁻² s ⁻¹ |
| <i>Funcions de forçament</i> | Concentració de biomassa fitoplanctònica, en termes de 'Clorofil·la a.' | Cla | mg m ⁻³ |
| | Biomassa macroalgal | biom | gPS ⁻¹ m ⁻² |
| | Constant d'extinció de la llum per la fondària | K _z | m ⁻¹ |
| | Demanda biològica d'oxigen, o respiració del plàncton | DBO ₅ | mg O ₂ l ⁻¹ (5d) ⁻¹ |
| | Flux d'entrada d'aigua dolça pel canal 'xxx' | Fxxx | m ³ h ⁻¹ |
| | Irradiància de compensació de les macroalgues (corbes F-I) | I _c ^{mac} | μmol m ⁻² s ⁻¹ |
| | Irradiància de saturació de les macroalgues (corbes F-I) | I _{sat} ^{mac} | μmol m ⁻² s ⁻¹ |
| | Producció del microfitobentos (P.B.) | P _m ^{mfb} | mg O ₂ m ⁻² h ⁻¹ |
| | Producció màxima de les macroalgues (P.N., corbes F-I) | P _m ^{mac} | mg O ₂ gPS ⁻¹ h ⁻¹ |
| | Productivitat de la 'Cl.a' del fitoplàncton (P.B.). | P _m ^{Cla} | mg C mg Chla ⁻¹ h ⁻¹ |
| | Radiació solar | RS _h | W m ⁻² |
| | Respiració del sediment (sense macroalgues) | R _{sed} [*] | mg O ₂ m ⁻² h ⁻¹ |
| | Salinitat mitjana de compartiment | sal | psu |
| | Salinitat superficial en contacte amb l'aire | salsup | psu |
| | Temperatura mitjana de compartiment | temp | C |
| | Temperatura superficial en contacte amb l'aire | tempsup | C |
| | Velocitat del vent (mitjana horària) | Vvent | m s ⁻¹ |

P.B. = Producció Bruta. P.N. = Producció Neta.

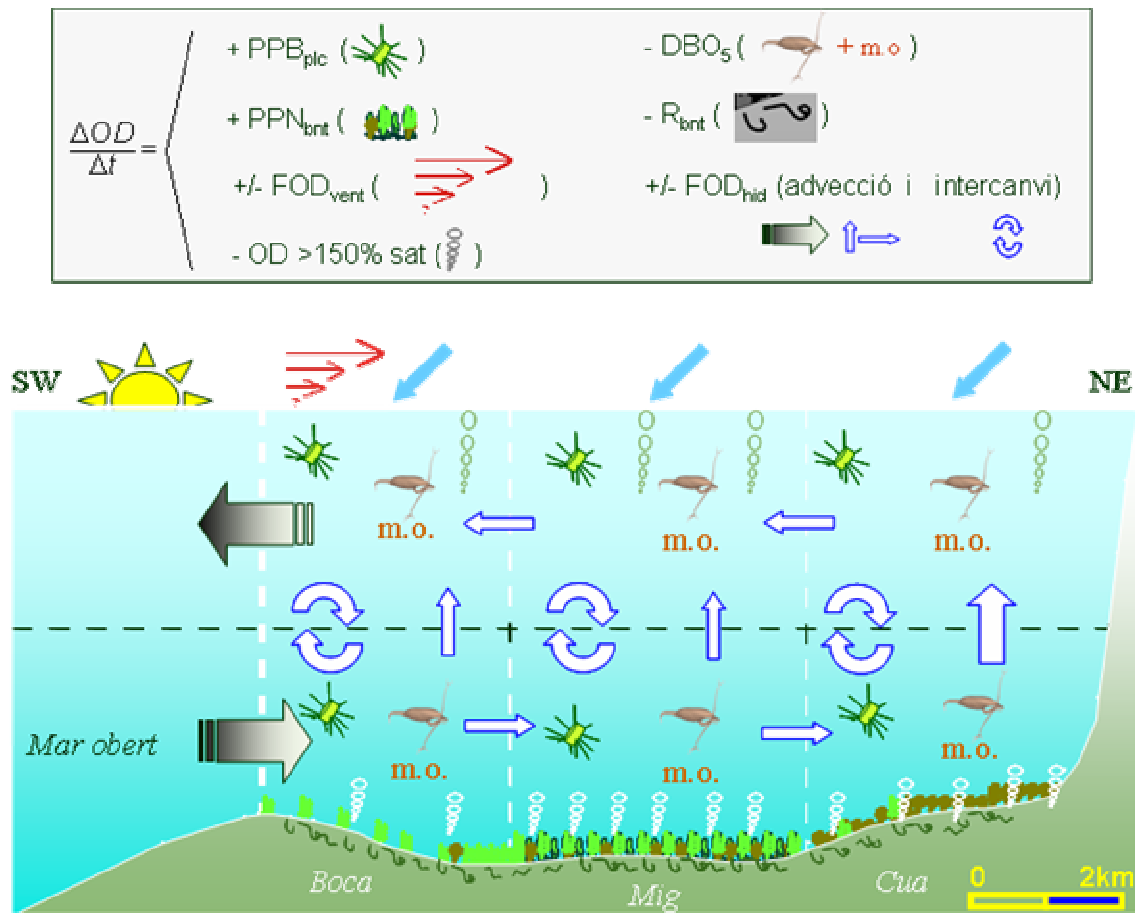


Figura 6.1. Esquema del model de balanços d'oxigen per a la badia dels Alfacs: (a) termes de què depèn la velocitat de canvi de l'OD, (b) representació esquemàtica del model conceptual OMMEL sobre un tall longitudinal de la badia.

A partir de la sortida numèrica dels balanços per a tot l'any s'ha calculat l'índex Producció Primària Bruta : Respiració (PPB:R) per al bentos i plàncton, que de forma conjunta es pot considerar l'índex metabòlic del sistema (Heath 1995). Quan pren valors més grans que 1, la comunitat és autòtrofa; quan són menors, heteròtrofa. La diferència entre la producció i respiració biològiques en ecosistemes marins costaners ha rebut diferents noms, malgrat de vegades la diferència entre els termes emprats no ha estat clara. Entre aquests termes s'inclouen el "metabolisme net de la comunitat" (Kemp i Boynton 1980, van Es 1982, Andersen i Kristensen 1988, Clavier *et al.* 1994, Hopkinson i Vallino 1995, Boynton *et al.* 1997), el "metabolisme net de l'ecosistema" (Dollar *et al.* 1991, Kemp *et al.* 1993, Kemp *et al.* 1997), o la "producció neta de l'ecosistema" (Odum 1969, D'Avanzo *et al.* 1996, Smith i Hollibaugh 1997, Swaney *et al.* 1999). Aquí, a la diferència entre producció bruta i respiració, expressada com a massa de Carboni (o oxigen equivalent) per unitat de superfície (Taula 6.2) i temps, se l'ha anomenat com a "producció neta de l'ecosistema" (PNE, en $g\ C\ m^{-2}\ a^{-1}$, ó $g\ O_2\ m^{-2}\ a^{-1}$). En canvi, s'ha emprat el terme "balanç net de l'ecosistema" (BNE, en $Tm\ O_2\ a^{-1}$), quan s'han tingut en compte també les variables dels factors físics de l'ecosistema com l'hidrodinamisme i la velocitat del

vent. Així, el BNE és igual als guanys menys les pèrdues totals d'oxigen de l'ecosistema. Cal notar que la literatura anglosaxona fa servir el terme "productivity" per aquesta mesura de producció (en g C m⁻² a⁻¹, ó g O₂ m⁻² a⁻¹), però el terme equivalent en parla catalana és "producció" i no "productivitat" (Margalef 1974), ja que aquesta darrera es reserva a les mesures expressades per unitat de biomassa (per exemple, g O₂ mg Cl.a⁻¹ h⁻¹).

Taula 6.2. Dimensions de la badia considerades en els càlculs.

| Caixa | | Volum | Àrea basal | Àrea superficial | Fondària inicial | Fondària final |
|-------|-----|----------------|----------------|------------------|------------------|----------------|
| n | nom | m ³ | m ² | m ² | m | m |
| 1 | boF | 32.100.000 | 12.100.000 | 0 | 2,75 | 5,5 |
| 2 | miF | 27.000.000 | 9.100.000 | 0 | 2,75 | 5,5 |
| 3 | cuF | 25.000.000 | 10.800.000 | 0 | 2,5 | 5 |
| 4 | cuS | 33.000.000 | 0 | 16.000.000 | 0 | 2,5 |
| 5 | miS | 28.000.000 | 0 | 13.000.000 | 0 | 2,75 |
| 6 | boS | 36.000.000 | 0 | 15.000.000 | 0 | 2,75 |

El signe decimal s'ha representat en aquesta taula per la coma (","), fent servir punts per separar xifres dels números grans

Les mesures de producció primària s'han expressat en termes de carboni quan ha fet falta per comparar amb les mateixes unitats de producció expressades a la literatura científica. La conversió entre oxigen alliberat i carboni incorporat (produït), s'ha realitzat considerant la relació estequiomètrica 1 mol O₂ : 1 mol C, com s'ha fet en estudis previs¹⁸ pel quocient fotosintètic (Nixon *et al.* 1986, Oviatt *et al.* 1986) o pel quocient respiratori (Smith i Hollibaugh 1997, Fourqurean *et al.* 1997).

Anàlisi de sensibilitat i discrepància

El concepte de "sensibilitat" que farem servir aquí, es calcula a partir de dues taxes de canvi: una a partir de la variable d'estat d'interès (la "taxa de canvi prima" de l'oxigen dissolt), i l'altre a partir d'un paràmetre que es vol posar sota anàlisi (equacions <6.3> i <6.4>).

¹⁸ Aquesta relació és generalment propera a 1 i per senzillesa de càlcul aquest és el valor que hem considerat al llarg de la tesi. Es pot trobar, per exemple, que pel que fa a estudis algals de quocients fotosintètics (QF = producció bruta d'O₂ / consum brut de CO₂) i quocients respiratoris (QR = producció CO₂ / consum O₂), la variabilitat no es dona tant entre espècies de fitoplàncton (QF ca. 1.0, Bender *et al.* 1987, QR = 0.85 - 1.0, Williams 1982, Pomeroy *et al.* 1995) sinó entre les diferents fonts emprades de carboni (QR = 0.7 - 1.0, Elliot i Davison 1975) o de nitrogen (QF = 1.5±0.2 i 1.3±0.2, per a creixement sobre NO₃⁻ i NH₄⁺ respectivament, Langdon 1988, amb cites puntuals de 2.2, Iriarte *et al.* 1997). Algunes macroalgues han mostrat QF superiors a 1.0 (Johnston *et al.* 1992). Simples correlacions de mesures per sensors químics de CO₂ i O₂ a 20m de fondària a l'aigua fonda de plataforma continental de Louisiana van donar una relació O:C de 1.39 (Degrandpre *et al.* 1997). Andersen i Kristensen (1988) va analitzar en microcosmos els quocients fotosintètics de la comunitat (QFC) i els quocients respiratoris de la comunitat (QRC), amb valors mitjans de QFC de 0.81 i de QRC propers a 1. Clavier *et al.* (1994) va descriure per a un sistema costaner dels EUA un QFC mitjà de 1.03 ± 0.08 (n=18) i un QRC de 1.14 ± 0.05 (n=61).

La taxa de canvi de l'OD és l'increment d'oxigen (ΔOD) per unitat de temps. Ara bé, en el camp de les anàlisis de sensibilitat es fa servir sovint una taxa de canvi que no és produïda per canvis en el temps sinó per canvis en un paràmetre que modifica el valor de l'OD resultant. Així, en aquest capítol s'ha definit i fet servir el terme *taxa de canvi prima* ("taxa de canvi") de l'OD, que correspon a l'increment d'oxigen dissolt (ΔOD) per unitat de temps dividit per la mitjana d'OD, i que serà representada a partir d'ara com $\Delta OD/OD$. Per tant,

$$\text{Taxa de canvi d'OD} = \frac{\Delta OD}{OD} \quad <6.3>$$

La taxa de canvi d'un paràmetre s'ha definit com a l'increment del paràmetre dividit per la mitjana del paràmetre:

$$\text{Taxa de canvi d'un paràmetre} = \frac{\Delta Par}{Par} \quad <6.4>$$

La sensibilitat (S) ha estat presa com el quocient entre ambdues taxes de canvi esmentades anteriorment (Beck 1983 i Jørgensen 1993):

$$S = \left(\frac{\left[\frac{\Delta var}{var} \right]}{\left[\frac{\Delta par}{par} \right]} \right) \quad <6.5>$$

on *var* és la variable d'estat en consideració (oxigen dissolt en aquest cas), i *par* és el paràmetre sobre el qual s'han aplicat els canvis. Adaptant l'equació anterior a la variable d'estat analitzada queda com:

$$S = \left(\frac{\left[\frac{\Delta OD}{OD} \right]}{\left[\frac{\Delta par}{par} \right]} \right) \quad <6.6>$$

Per altra banda, s'ha definit amb el terme "discrepància" a la diferència entre l'OD estimat (OD_{est}) i l'OD observat (OD_{obs}):

$$\text{Discrepància} = OD_{est} - OD_{obs} \quad <6.7>$$

En la mateixa línia, s'ha definit la taxa de discrepància en canviar un paràmetre (o valor de la funció de forçament) com la mitjana de les diferències entre les discrepàncies de diverses simulacions, canviant el paràmetre dins el rang considerat, dividida pel valor mig de la discrepància sense canviar el paràmetre:

$$\text{Taxa de discrepància} = \frac{\Delta Disc}{Disc} \quad <6.8>$$

I s'ha definit la taxa de discrepància normalitzada com la taxa de discrepància dividida per la taxa de canvi del paràmetre o del valor de la funció de forçament en qüestió:

$$\text{Taxa de discrepància normalitzada} = \left(\frac{\Delta \text{Disc}}{\text{Disc}} \frac{\Delta \text{Par}}{\text{Par}} \right) \quad <6.9>.$$

Per a aquestes anàlisis, s'ha multiplicat cada funció de forçament i algunes variables “no d'estat” del model numèric (altrament anomenades, “variables independents de la concentració l'oxigen dissolt”) per un paràmetre constant al llarg del període de simulació. L'estudi de la sensibilitat de l'oxigen dissolt a canvis en algunes variables ecològiques s'ha realitzat a través de canvis en aquest paràmetre multiplicador de la variable, funció de forçament o paràmetre constant del model numèric. Per aquesta raó, a partir d'ara, es farà al·lusió en les anàlisis a algunes variables o funcions de forçament com a paràmetres, fent referència estrictament, de fet, al paràmetre específic multiplicador de la variable o funció de forçament en qüestió. Per cada anàlisi de sensibilitat i discrepància, s'han donat valors creixents uniformement a un paràmetre dins el seu rang de variació escollit, mantenint la resta de paràmetres constants amb el seu valor original. Aquesta anàlisi ha estat efectuada seqüencialment per a tots els paràmetres d'interès.

En el nostre cas, s'ha analitzat la sensibilitat i la taxa de discrepància normalitzada per a canvis del 20% (Janse i Aldenberg 1990) en els paràmetres i variables ecològiques (veure significat de les sigles a la Taula 6.1). Com el rang de valors que pot prendre cada variable en l'ecosistema al llarg d'un cicle anual, per exemple, no és el mateix (Taula 6.3), aquest 20% pot ser molt superior al percentatge de canvi natural d'un paràmetre, comparat amb altres paràmetres. Per aquesta raó, s'ha analitzat també el grau d'influència del rang de variació natural de les variables sobre l'oxigen dissolt, emprant la taxa de canvi d'OD (equació <6.3>), per un costat, i la seva taxa de discrepància, sense normalitzar (equació <6.8>), per l'altre. Això s'ha efectuat tant per a un any sencer com per al mes de setembre, en que és més probable que apareguin les davallades de concentració d'oxigen dissolt a la part profunda de la columna d'aigua.

De les anàlisis efectuades, la taxa de canvi d'OD (equació <6.3>) ens indica la capacitat de modificar la concentració d'OD, a partir del canvi del paràmetre que multiplica la variable independent. L'equació <6.4> ens permet expressar algunes variables de les anàlisis de sensibilitat i discrepància de forma comparable per a tots els paràmetres analitzats, atès que és una mena de ponderació que equilibra l'efecte produït per cada paràmetre sobre la concentració d'oxigen dissolt. Així, l'anàlisi de sensibilitat (equació <6.6>) ens indica la capacitat de cada variable ecològica independent de canviar la concentració d'oxigen dissolt, i ens ho indica de forma comparable amb la resta de variables de l'ecosistema. Aquesta sensibilitat és una mesura de la capacitat potencial de canvi de l'OD que té cada variable independent, per que es troba expressada per unitat de taxa de canvi del paràmetre

Taula 6.3. Contribució parcial d'entrada o sortida d'oxigen a la badia dels Alfacs per cada procés involucrat en el balanç (la part superior en mg O₂ m⁻² d⁻¹, la part inferior en % respecte el total de guanys i pèrdues per separat). Les dades referents a macroalgues provenen de les zones específiques on hi creixen, però s'han expressat aquí respecte m² total de la badia i no només respecte el m² del lloc on hi creixen. Explicació dels codis a la Taula 6.1.

| Estació | Biol | | | | Fca | | ? | Suma | | |
|-----------|----------------|-----------------|-----------------|-------|-------|--------|--------|---------|-------|------|
| | Plc. | Mac | Sed. | Inter | canvi | desco- | Guanys | Pèrdues | BNE | |
| | | Cau. | Als. | mar | aire | negut | | | | |
| mg | O ₂ | m ⁻² | d ⁻¹ | % | % | | % | % | | |
| hivern | 2742 | -10 | -741 | -613 | -374 | -775 | 470 | 3212 | -2513 | 699 |
| primav. | 2656 | 2990 | 1338 | -959 | -741 | -1560 | -4584 | 6983 | -7844 | -860 |
| estiu | 2550 | 831 | 183 | -2045 | -536 | -622 | 308 | 3872 | -3202 | 670 |
| tardor | 1834 | -24 | -255 | -990 | -250 | -219 | -399 | 1834 | -2137 | -303 |
| tot l'any | 2452 | 949 | 132 | -1155 | -476 | -796 | -1079 | 3533 | -3506 | 26,5 |
| | | | | | | | | | | |
| hivern | 85 | 0 | 29 | 24 | 15 | 31 | 15 | 100 | 100 | |
| primav. | 38 | 43 | 19 | 12 | 9 | 20 | 58 | 100 | 100 | |
| estiu | 66 | 21 | 5 | 64 | 17 | 19 | 8 | 100 | 100 | |
| tardor | 100 | 1 | 12 | 46 | 12 | 10 | 19 | 100 | 100 | |
| tot l'any | 69 | 27 | 4 | 33 | 14 | 23 | 31 | 100 | 100 | |

Les cel·les ombrejades en gris continu fan referència als percentatges de guanys en el balanç respecte el total, i les ombrejades en gris ratllat, als percentatges de pèrdues.

que multiplica la variable ecològica independent (<6.4>). La taxa de discrepància (eq. <6.8>) indica, per la seva banda, com augmenta la diferència entre OD_{est} i OD_{obs} (eq. <6.7>) a partir de canvis seqüencialment creixents del valor del paràmetre ecològic analitzat. Aquesta anàlisi no es troba ponderada per la taxa de canvi del paràmetre (eq. <6.4>), pel que és apropiada per estudiar comparativament el canvi sobre l'oxigen dissolt dels paràmetres ecològics dins el seu rang natural de variació. La taxa de discrepància normalitzada (eq. <6.9>) ens indica, de forma similar a com fa la sensibilitat (eq. <6.6>), la capacitat potencial d'una variable independent d'apropar els valors estimats d'OD als valors observats.

La "taxa de discrepància" i la "taxa de discrepància normalitzada" definides en aquesta tesi són equivalents a la "funció Cost" i "funció Cost normalitzada" emprades en altres entorns de modelització ecològica (Soetaert *et al.* 2000).

Val la pena puntualitzar que per a les anàlisis de sensibilitat i discrepància, la variable ecològica DBO_h es calcula a partir de la DBO_5 suposant una disminució lineal de la DBO en el temps. I també que el percentatge de variació de la Irradiància de saturació per al fitoplàncton (I_{sat}^{fitop}) ha estat considerat, a manca de dades específiques, el mateix que el mesurat per les macroalgues a nivell anual (Taula 6.3).

Calibració de paràmetres

S'ha realitzat una calibració d'alguns paràmetres del model per tal de minimitzar la discrepància entre els valors observats i els modelats, emprant l'algoritme de Levenberg-Marquardt (Press *et al.* 1993). Aquest és un mètode iteratiu i direccional seguint les derivades dels residus; el mètode millor i més ràpid amb diferència per a problemes relativament simples (Soetaert *et al.* 2000). S'ha escollit la opció de modificar cada paràmetre uniformement dins un rang de valors ampli, que tingués sentit biològic o físic, arribant a un total de 1000 execucions amb combinacions diferents dels paràmetres per la calibració, emprant les rutines numèriques *FEMME* (Soetaert *et al.* 2002).

Resultats

Variació estacional del balanç i Balanç Net de l'Ecosistema

L'evolució al llarg de 1997 de l'OD estimat a la columna d'aigua de la badia dels Alfacs segueix en general la tendència de l'OD observat (Figura 6.2a, b), tret d'alguns casos com la davallada d'oxigen prevista pel model a l'hivern i que no hem constatat al camp, i el retard del model respecte de la realitat pel que fa a les hipòxies de final d'estiu.

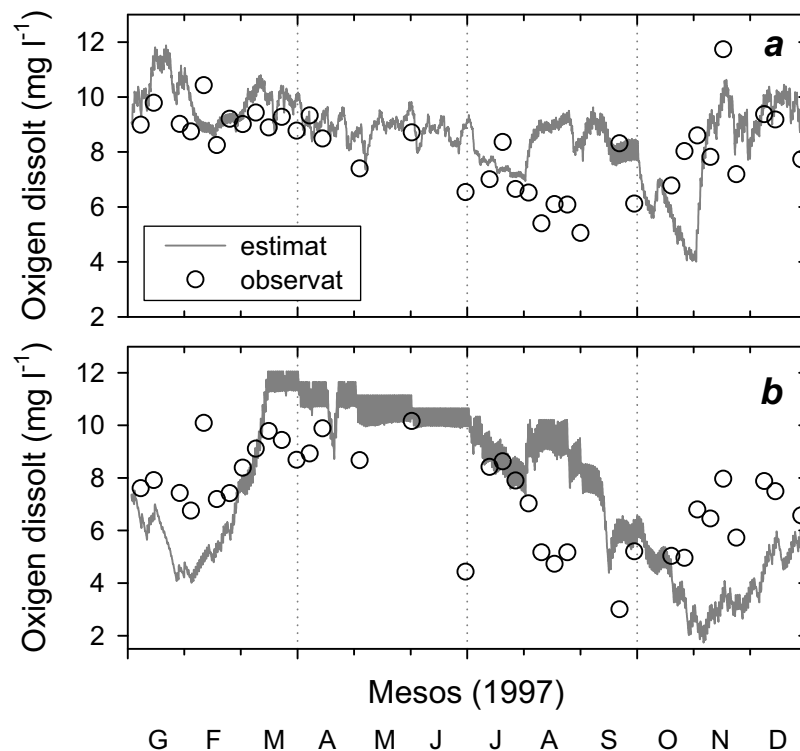


Figura 6.2. Concentració d'oxigen observada vs. esperada a 1997, en (a) la capa superior i (b) la capa del fons de l'estació Mig de la badia dels Alfacs.

El balanç net de l'ecosistema és lleugerament positiu en còmput anual ($26.5 \text{ mg O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$), essent clarament positius els balanços parcials d'hivern i estiu amb prop de $700 \text{ mg O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ cadascun, i clarament negatius el de primavera ($-860 \text{ mg O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) i també, en menor mesura, el de tardor ($-303 \text{ mg O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, Taula 6.3). Entre els valors de concentració d'oxigen dissolt mesurats al camp i els estimats pel model existeix una discrepància, l'origen de la qual no es coneix amb exactitud. Aquest terme desconegut del balanç es xifra entre el 15% del total dels guanys d'oxigen a l'hivern i el 58% de les pèrdues a primavera. D'entre els elements coneguts del balanç, el fitoplàncton és l'únic productor net d'oxigen en totes les estacions climatològiques. La seva contribució significa el 85% dels guanys nets a l'hivern, el 38% a primavera, el 66% a l'estiu, i és l'únic productor net de la tardor. En segon terme, per quantitat d'aports nets d'oxigen, es troben les macroalgues. A l'hivern i tardor la seva

contribució al balanç es troba pràcticament equilibrada entre els guanys i les pèrdues per *Caulerpa prolifera*, i representa fins a un quart de les pèrdues totals d'oxigen en el cas d'*Alsidium corallinum*. De fet, *Alsidium corallinum* presenta menor aportació neta d'oxigen al balanç que *Caulerpa prolifera* també durant primavera i estiu, quan ambdues tenen un balanç net positiu. El sediment i l'atmosfera són les dues sortides majoritàries de l'oxigen dissolt, representant prop d'un quart de les sortides cadascuna en mitjana anual. L'intercanvi d'oxigen amb mar obert és sempre de tipus d'exportació de prop d'un 15% del total de les sortides.

Variació espacial

L'evolució de l'OD estimat mostra el mateix patró de variació a les tres estacions de mostreig (Figura 6.3a, b, c), amb la diferència que a *Cua* la concentració per tot l'any és generalment molt inferior a la de *Boca* i *Mig*, arribant fins i tot a esgotar-se l'oxigen dissolt a l'hivern en la simulació. S'observa que la contribució màxima horària de les macroalgues és a l'estiu, mentre que la del fitoplàncton és a l'abril i setembre (tret del cas excepcional de gener amb un bloom d'algues dinoflagelades), mostrant una davallada relativa durant l'estiu (Figura 6.3d, e, f). La producció neta màxima de *C. prolifera* és similar a les estacions *Mig* i *Boca* (vora $0.40 \text{ mg O}_2 \text{ l}^{-1} \text{ h}^{-1}$), i la de *A. corallinum* en *Cua* és unes 4 vegades superior a la de *Mig* (0.62 i $0.16 \text{ mg O}_2 \text{ l}^{-1} \text{ h}^{-1}$, respectivament). L'estació *Cua* és on es nota més l'efecte de la respiració de les macroalgues (*Alsidium corallinum*, en aquest cas) sobre la velocitat de canvi d'OD (Figura 6.3f). Es constata que existeix un excés d'oxigen dissolt per sobre de saturació la major part de l'any (Figura 6.4c, d, e), que el vent (Figura 6.4a, b) extreu de la capa superficial a una velocitat de fins a $0.2 \text{ mg O}_2 \text{ l}^{-1} \text{ h}^{-1}$ (Figura 6.4f, g, h), amb l'excepció del flux d'entrada a la columna d'aigua que produeix, sobre tot a l'estació *Cua* durant la tardor i hivern, quan l'oxigen es troba per sota de saturació.

Variacions globals

En terme mig anual, l'oxigen es manté per sobre de saturació en la capa superficial de les estacions *Boca* i *Mig*, i prop del 100% en *Cua* (Figura 6.5a, c, e). Per la capa de fons, la disminució del percentatge de saturació és major a mesura que passem de *Boca* a *Mig*, i de *Mig* a *Cua* (Figura 6.5b, d, f).

Els resultats mostren que el fitoplàncton és la principal font d'oxigen per la capa superficial de la badia (Figura 6.5g, i, k, entre 0.05 i $0.08 \text{ mg O}_2 \text{ l}^{-1} \text{ h}^{-1}$). Per la capa fonda ho són, o bé la producció neta macroalgal, per a les estacions *Boca* i *Mig* amb 0.05 - $0.08 \text{ mg O}_2 \text{ l}^{-1} \text{ h}^{-1}$ (Figura 6.5h, j), o bé l'hidrodinamisme per a l'estació *Cua* amb $0.03 \text{ mg O}_2 \text{ l}^{-1} \text{ h}^{-1}$ (Figura 6.5i). A *Cua fons*, la contribució de la macroalga *Alsidium corallinum* al llarg de les hores de llum del dia és de fins a 4 vegades superior a l'entrada d'oxigen per hidrodinamisme ($0.128 \text{ mg O}_2 \text{ l}^{-1} \text{ h}^{-1}$ produïts per l'alga, Figura 6.5l). Malgrat tot, aquesta relació canvia radicalment en el còmput del balanç diari anual mig per a tot el compartiment ($2 \cdot 10^9 \text{ mg O}_2 \text{ d}^{-1}$ per *A. corallinum* vs. $17 \cdot 10^9 \text{ mg O}_2 \text{ d}^{-1}$ per l'hidrodinamisme, Figura 6.5r).

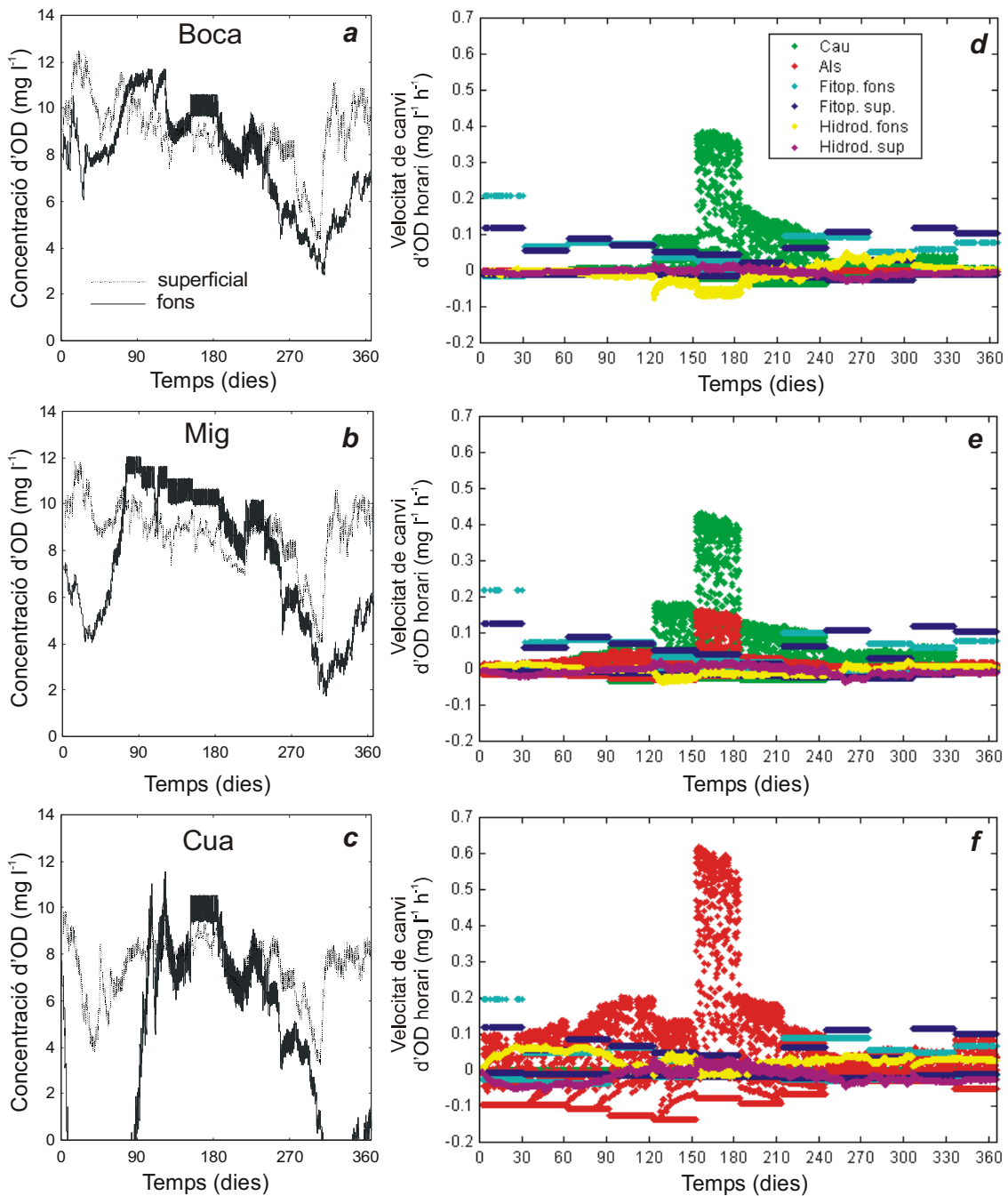


Figura 6.3. Evolució al llarg de l'any 1997 de la concentració d'oxigen dissolt de la columna d'aigua fruit de la simulació del model de balanços, i contribució parcial de cada procés al balanç horari d'oxigen en les estacions *Boca* (a, d), *Mig* (b, e) i *Cua* (c, f): (a, b, c) concentració d'oxigen dissolt (mg l^{-1}) a la capa superior (línia ratllada) i capa de fons (línia contínua), (d, e, f) contribucions parcials al balanç horari d'oxigen a la columna d'aigua ($\text{mg l}^{-1} \text{h}^{-1}$). Els valors corresponents a productors primaris indiquen producció neta. Cal notar que en alguns mesos concrets la simulació pot donar valors diferents dels reals, mentre que en altres l'ajust és molt millor (veure text per més detalls)

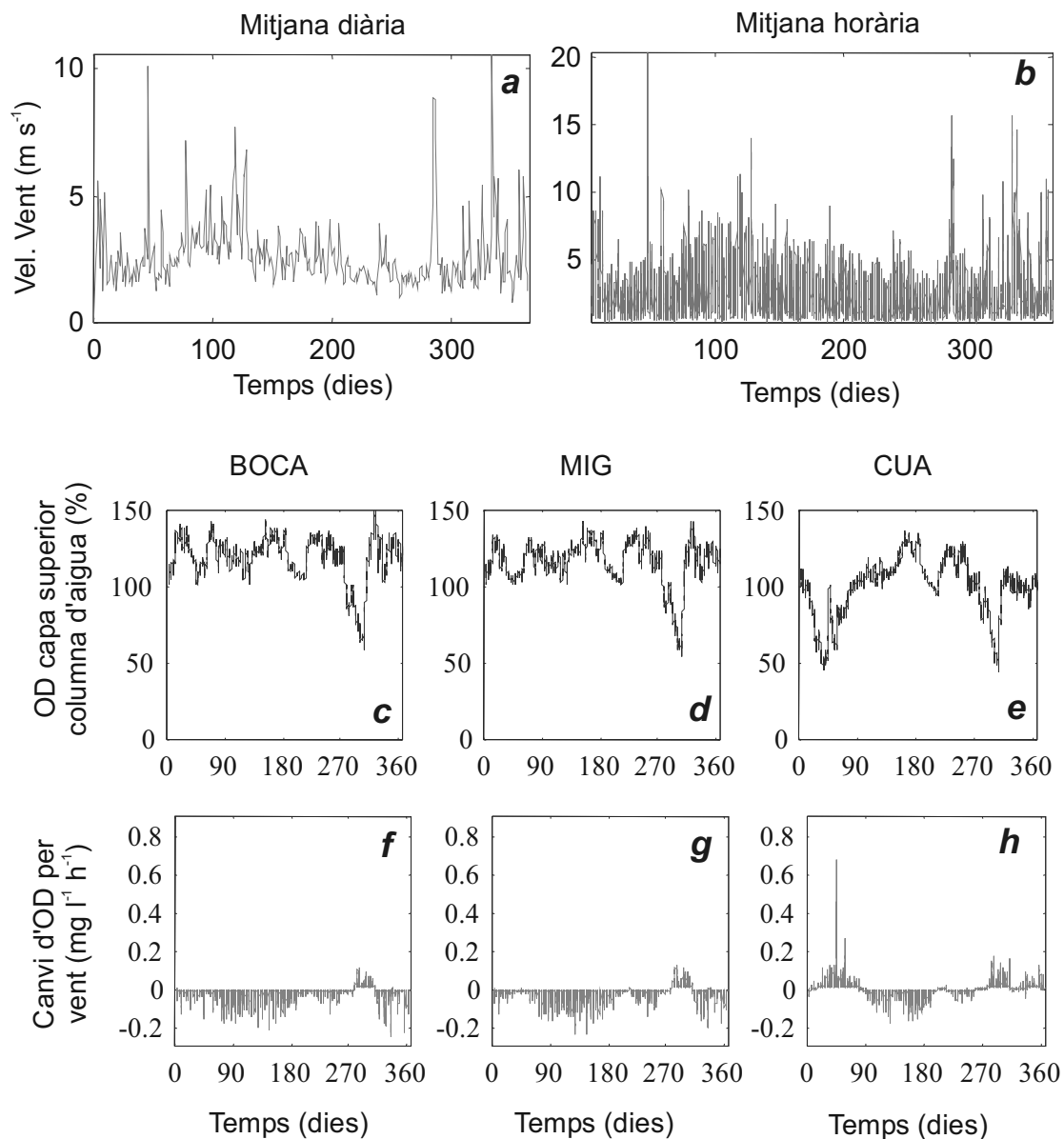


Figura 6.4. Efecte del vent sobre el flux d'oxigen dissolt a través de la superfície de la columna d'aigua: (a) velocitat mitjana diària del vent (m s^{-1}), (b) velocitat mitjana horària del vent (m s^{-1}), (c) concentració d'oxigen dissolt (% de saturació) en l'estació de mostreig *Boca Superior*, (d), el mateix per *Mig Superior*, (e) el mateix per *Cua superior*, (f) velocitat de canvi horari de concentració d'oxigen dissolt ($\text{mg l}^{-1} \text{h}^{-1}$) a causa del vent en l'estació *Boca Superior*, (g), el mateix per *Mig Superior*, (h) el mateix per *Cua superior*.

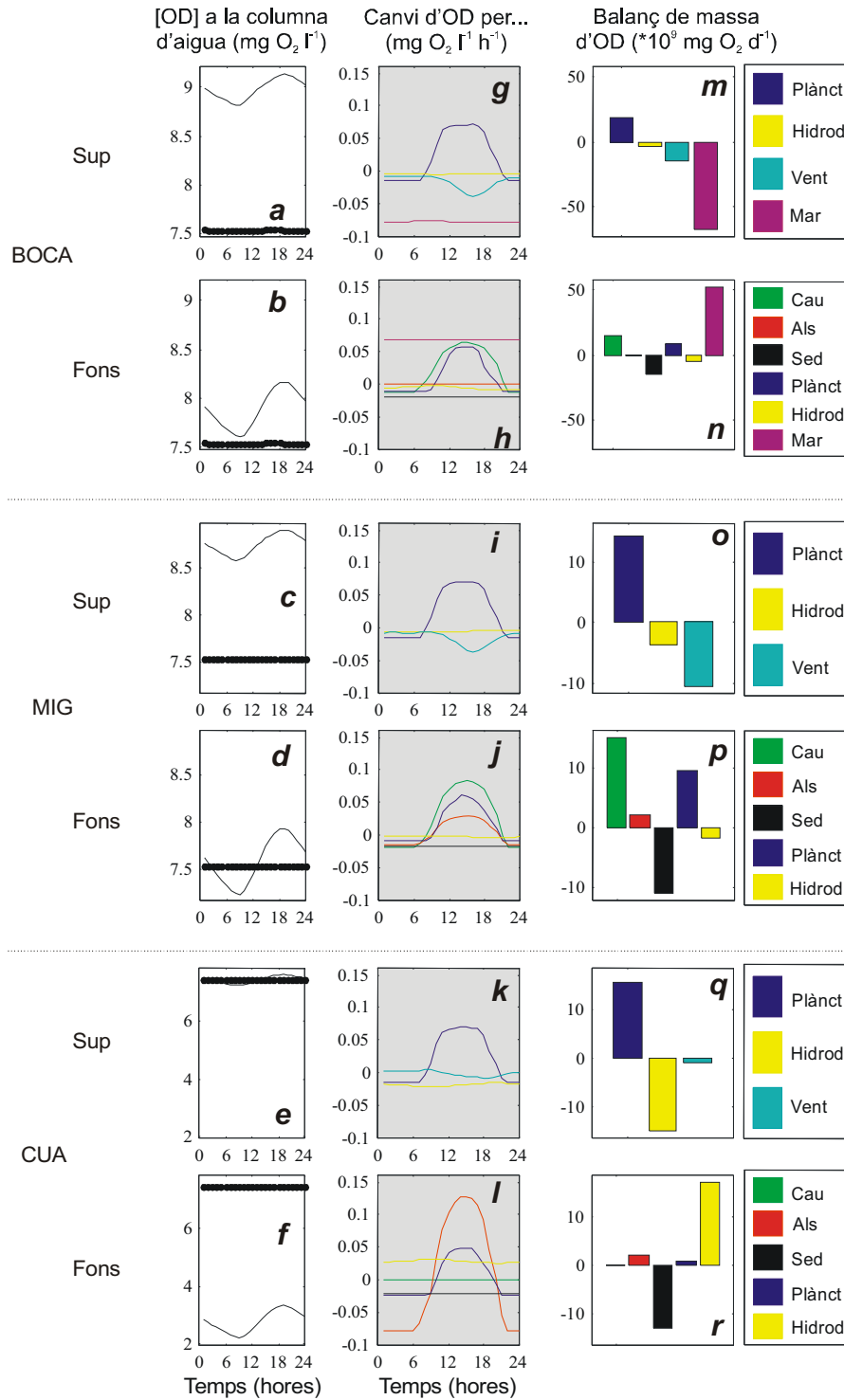


Figura 6.5. Evolució al llarg d'un dia mitjà de 1997 de la concentració d'oxigen dissolt de la columna d'aigua i de les contribucions parcials al balanç d'oxigen. Per a cada un dels sis punts de mostreig s'ha representat: (a-f) concentració d'oxigen dissolt ($\text{mg O}_2 \text{l}^{-1}$) de la columna d'aigua (línia contínua fina) i concentració d'oxigen equivalent al 100% de saturació amb l'aire per la temperatura i salinitat donades (punts més gruixuts), (g-l) velocitat de canvi horari parcial de cada procés ($\text{mg O}_2 \text{l}^{-1} \text{h}^{-1}$), i (m-r) balanç net diari parcial de cada procés ($\text{mg O}_2 \text{l}^{-1} \text{d}^{-1}$). Els valors corresponents a productors primaris indiquen producció neta.

L'hidrodinamisme té més influència com més allunyat es troba el punt de mostreig respecte el punt d'entrada d'aigua de mar a la badia, Val a dir que del total de contribució per hidrodinamisme de l'estació Boca, la part corresponent únicament a l'intercanvi amb mar obert és molt alta, i es situa entre $-67 \cdot 10^9$ i $52 \cdot 10^9$ mg O₂ d⁻¹ a la capa superficial i fonda, respectivament (Figura 6.5m, n). El sediment és la destinació de la principal sortida neta diària d'oxigen de la capa inferior de la badia (Figura 6.5n, p, r).

La situació de pas de l'estiu a la tardor

La concentració estimada d'oxigen dissolt a la columna d'aigua es manté força estable durant el setembre (Figura 6.6a), amb oscil·lacions a causa del pas de fronts amb densos núvols a la meitat de setembre (Figura 6.6b), i no és fins a l'octubre que la concentració no disminueix progressivament fins a descendir per sota del llindar d'hipòxia en la capa inferior. A mitjans d'octubre va aparèixer un temporal de vent (Figura 6.6c), que probablement devia trencar l'estratificació, malgrat aquest procés no està contemplat en el model actual de balanços d'oxigen. El que sí que es preveu és que aquest vent trauria oxigen dissolt de la capa superficial, fent-ne descendir la seva concentració, tal i com s'observa a la Figura 6.6a. La diferència més notable en els processos ecològics de setembre i octubre es troba en la disminució notable de la contribució del fitoplàncton (Figura 6.6d, en valors horaris, Figura 6.6e-h), reduint-se considerablement tant a la capa superficial com profunda. Les sortides d'oxigen es mantenen força similars entre els dos mesos, inclosa la corresponent a la respiració del sediment. L'altre diferència entre ambdós mesos és la notable major entrada d'oxigen a l'octubre a causa de l'acció del vent (Figura 6.6e, g).

Índex PB:R

El bentos mostra un índex Producció Bruta : Respiració (PB:R) de 0.8 a *Cua*, de 1.2 a l'estació *Mig* i igual a 1.0 a *Boca* (Taula 6.4). El plàncton, en canvi, mostra uns valors molt superiors, que van des de 1.6 a *Cua* fins a 2.6 a *Mig* passant per 2.3 a *Boca*. L'índex PB:R conjunt del plàncton i del bentos és de 1.6 a *Boca* i *Mig*, i igual a 1.1 a *Cua*. Per a tota la badia dels Alfacs en conjunt, aquest índex pren el valor de 1.0 en el cas del bentos, 2.1 en el cas del plàncton i 1.4 en considerar bentos i plàncton alhora.

Sensibilitat i discrepància

La variable que més pot afectar l'oxigen dissolt de la columna d'aigua és la terbolesa de l'aigua (K_z), tant si considerem la dinàmica de tot un any sencer com només la del mes de setembre (Figura 6.7a, b, respecte c, d). Per darrera d'aquesta, en importància, es troben la biomassa de fitoplàncton i la seva productivitat (C_{la} , P_m^{Cla}), i la respiració del sediment (R_{sed}), en el cas de la capa inferior. Cal notar que els valors de sensibilitat negatius indiquen que els canvis del paràmetre (i per tant, de la variable que representa) i els de l'oxigen dissolt són de signe contrari: és a dir, que mentre el paràmetre augmenta, l'oxigen disminueix, i a l'inrevés. La taxa de discrepància entre OD_{est} i OD_{obs} normalitzada per a un 20 % d'increment, indica que el paràmetre que més influent potencialment sobre l'ajust entre els valors estimats i observats és de nou K_z , tant per a tot l'any a les dues capes

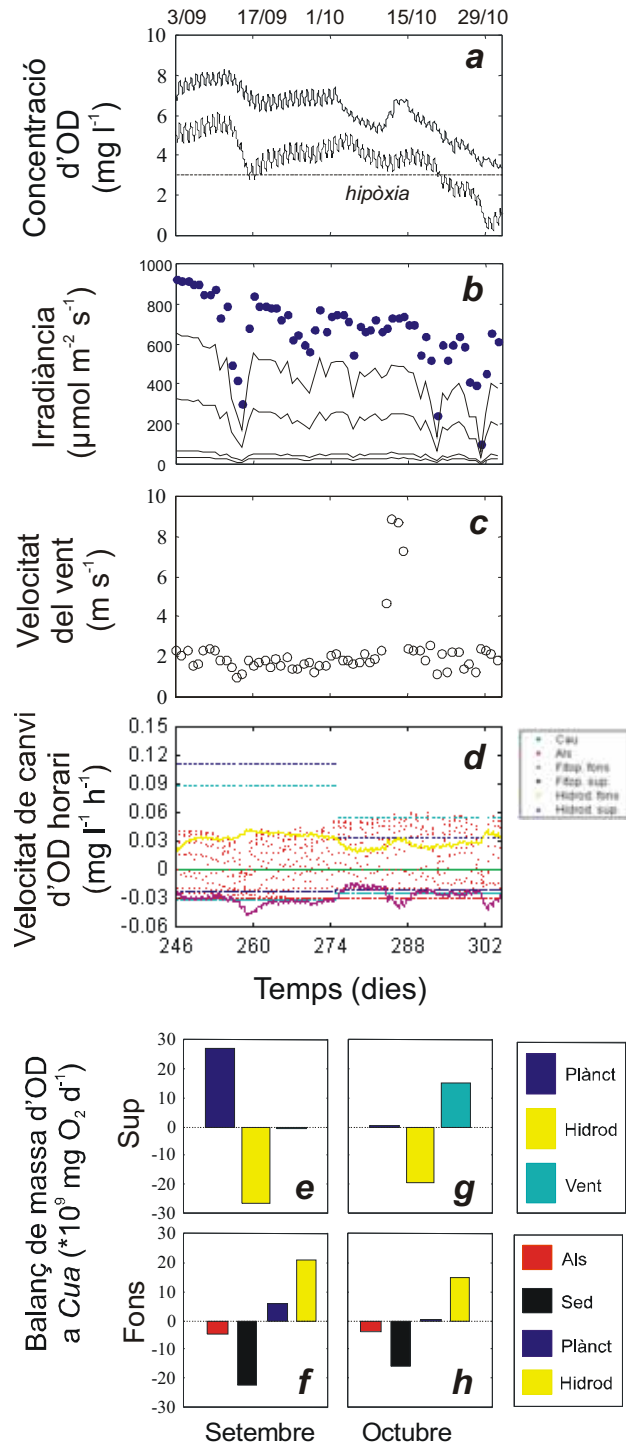


Figura 6.6. Evolució del balanç d'oxigen en els mesos de setembre i octubre, per a l'estació Cua: (a) concentració d'oxigen dissolt (mg l^{-1}) a la capa superior (línia fina) i capa de fons (línia gruixuda), (b) irradiàncies just sobre l'aigua, per sota, al mig de la capa superficial, al mig de la capa profunda, i just sobre les macroalgues, de dalt a baix correlativament, (c) velocitat de vent (mitjana diària), (d) contribucions parcials al balanç horari d'oxigen a la columna d'aigua ($\text{mg l}^{-1} \text{h}^{-1}$), (e) balanç net diari parcial d'oxigen a la capa superficial d'un dia mitjà de setembre (mg d^{-1}), (f) igual que (e) però per la capa profunda, (g)-(h) igual que (e)-(f) però per octubre. Les dades d'irradiància i velocitat del vent són mitjanes diàries. S'ha inclòs en (a), com a referència, una línia discontinua a 3 mg l^{-1} (llindar d'hipòxia).

Taula 6.4. Índex Producció Bruta : Respiració (PB:R) del plàncton i bents de la badia dels Alfacs.

| | Boca | Mig | Cua | Alfacs ^a |
|-------------------|---------------|-----|-----|---------------------|
| | sense unitats | | | |
| Bentos | 1.0 | 1.2 | 0.8 | 1.0 |
| Plàncton | 2.3 | 2.6 | 1.6 | 2.1 |
| Bentos i Plàncton | 1.6 | 1.6 | 1.1 | 1.4 |

^a La mitjana per tota la badia és ponderada per a l'extensió de cada compartiment.

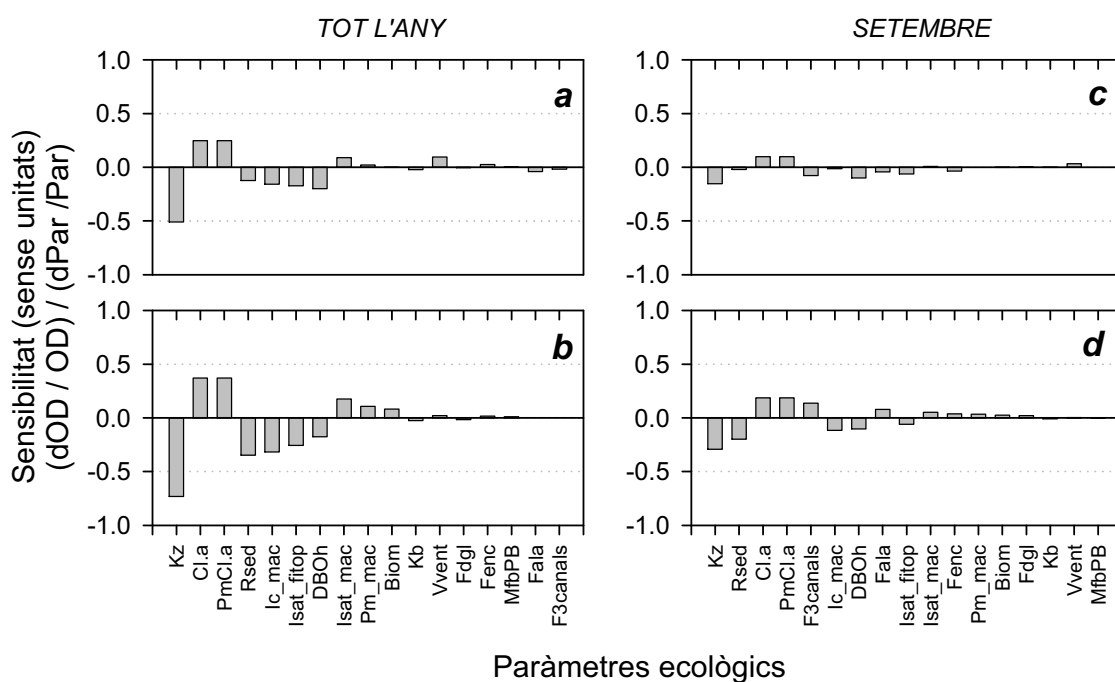


Figura 6.7. Sensibilitat de l'oxigen dissolt en l'estació Mig fons de la badia dels Alfacs a canvis del 20% en algunes funcions de forçament i paràmetres: (a) capa superior de la columna d'aigua, considerant l'any sencer, (b) capa inferior, any sencer, (c) capa superior, setembre, (d) capa inferior, setembre. Paràmetres ordenats de major a menor efecte, en valor absolut, per a la capa inferior de la columna d'aigua.

(Figura 6.8a, b) com per a setembre en la capa de fons (Figura 6.8d). En segon terme es troben, per a la capa de fons de nou, la concentració de clorofil·la a, Cl_a , la productivitat del fitoplàncton, $P_m^{Cl_a}$, i la respiració del sediment, R_{sed} . Per a la capa superficial, segueixen la velocitat del vent, V_{vent} , la irradiància de saturació del fitoplàncton, I_{sat}^{fitop} , i la demanda bioquímica d'oxigen, DBO (Figura 6.8a).

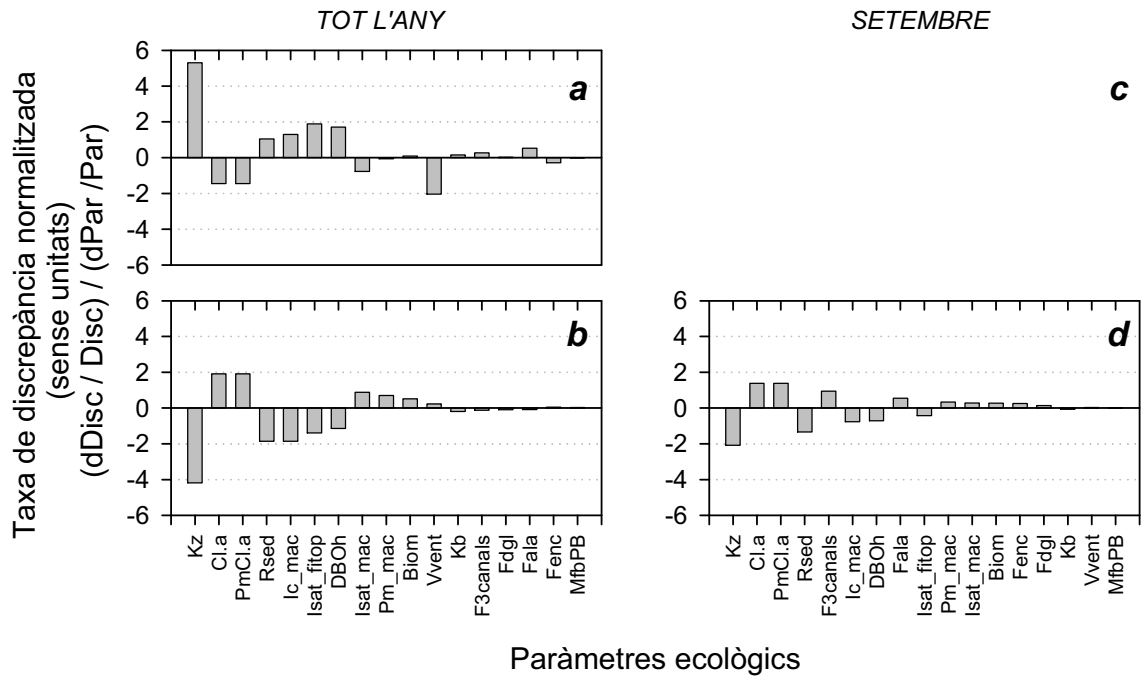


Figura 6.8. Taxa de discrepància entre OD_{est} i OD_{obs} normalitzada per a l'increment del 20% en algunes funcions de forçament i paràmetres: (a) capa superior de la columna d'aigua, considerant l'any sencer, (b) capa inferior, any sencer, (c) capa superior, setembre, inexistent per manca de dades (d) capa inferior, setembre. Paràmetres ordenats de major a menor efecte, en valor absolut, per a la capa inferior de la columna d'aigua. No s'ha dibuixat la subfigura (c) per que les dades per elaborar les figures corresponents al mes de setembre es van elaborar a partir de les dades recollides per la sonda multiparamètrica de micropolsos YSI 600 (veure 0), que en quedar lligada a un mort a prop del fons de la columna d'aigua, no va recollir dades al mateix moment de la capa superficial. En canvi, les subfigures (a) i (b) s'han elaborat a partir de les dades discretes setmanals obtingudes a partir de lectura amb l'oxímetre WTW sobre mostres capturades en ampolles Niskins, tant de la capa superficial com profunda.

Tenint en compte el rang natural de variació dels paràmetres (Taula 6.5), el què més afecta l'oxigen dissolt de la capa superficial és la $Cl.a$, juntament amb el flux d'aigua dolça per al cas de setembre (Figura 6.9a, c, respectivament); i per a la capa profunda, ho són la $Cl.a$, R_{sed} i I_{sat}^{mac} per a tot l'any (Figura 6.9b), mentre que pel cas específic de setembre ho són R_{sed} , $F_{3canals}$ i $Cl.a$ (Figura 6.9d). La taxa de discrepància de la capa superficial és modificada en major grau pels canvis dins el rang natural en la velocitat del vent, en la terbolesa de l'aigua, en la irradiància de saturació del fitoplàncton i la dbo (Figura 6.10a). La de la capa profunda, ho és per K_z , I_c^{mac} , i I_{sat}^{fitop} majoritàriament, per al cas de tot l'any (Figura 6.10b), mentre que per al cas de setembre, ho són R_{sed} , $F_{3canals}$ i $Cl.a$ (Figura 6.10d).

Cal destacar algunes singularitats, a més. Augments en el flux d'entrada d'aigua dolça pels canals ($F_{3canals}$) provoquen majors discrepàncies entre l'OD observat i l'OD estimat quan es considera el rang natural de variació dels paràmetres (Figura 6.10), que no quan es considera un 20 % màxim de variació (Figura 6.8). Tanmateix, l'efecte relatiu dels augments del flux d'entrada d'aigua per qualsevol dels tres canals (o tots tres alhora) sobre l'OD és molt baix si es considera tot l'any (Figura 6.7a,b),

Taula 6.5. Rang natural de variació de tot un any per un costat, i del mes de setembre en concret, per l'altre, de determinats paràmetres ecològics (*funcions de forçament* en el model). Veure unitats i descripció dels codis de les variables a la Taula 6.1. A la columna observacions s'ha inclòs el capítol de la tesi d'on surten les dades emprades aquí. PN = Producció neta, PB = Producció bruta.

| Paràmetre | Any | | | Set | | | Observacions |
|---------------------------------------|---------|-----------|--------|---------|-----------|--------|------------------|
| | Mitjana | err. est. | % var. | Mitjana | err. est. | % var. | |
| Biom(Cau) | 152 | 118 | 78 | 48 | 48 | 100 | Cap 5 |
| Biom(Als) | 391.5 | 308.5 | 79 | 147 | 147 | 100 | Cap 5 |
| Cla | 5.035 | 4.465 | 89 | 5.735 | 3.765 | 66 | Cap 2 (1990-95) |
| DBO ₅ | 3.47 | 3.02 | 87 | 2.36 | 1.13 | 48 | Cap 4 |
| F _{dgl} , F _{ala} | 9288 | 5112 | 55 | 9288 | 5112 | 55 | Cap 1 |
| F _{enc} | 5688 | 1512 | 27 | 5688 | 1512 | 27 | Cap 1 |
| F _{3canals} | 18000 | 18000 | 100 | 18000 | 18000 | 100 | Cap 1 |
| I _c ^{mac} (Cau) | 30 | 18 | 60 | 13 | 7 | 54 | Cap 5 |
| I _c ^{mac} (Als) | 19 | 13 | 68 | 27 | 5 | 19 | Cap 5 |
| I _{sat} ^{mac} (Cau) | 152 | 121 | 80 | 99 | 34 | 34 | Cap 5 |
| I _{sat} ^{mac} (Als) | 93.5 | 72.5 | 78 | 166 | 29 | 17 | Cap 5 |
| I _{sat} ^{fitop} | 70 | 55 | 78 | 70 | 55 | 78 | Cap 4, 6 |
| MfbPB | 11.15 | 5.85 | 52 | 16.53 | 8.5956 | 52 | Delgado 1986, PB |
| K _b | 0.00274 | 0.00022 | 8 | 0.00274 | 0.00022 | 8 | Cap 05 |
| K _z | 0.445 | 0.165 | 37 | 0.54 | 0.07 | 13 | Cap 02 |
| P _m ^{Cla} | 48.5 | 21.5 | 44 | 27.3 | 12.012 | 44 | Cap 04, PB |
| P _m (Cau) | 5.5 | 3.75 | 68 | 7 | 0.8 | 11 | Cap 05, PN |
| P _m (Als) | 2.67 | 1.8 | 67 | 1.6 | 0.1 | 6 | Cap 05, PN |
| R _{sed} | 103.5 | 89.5 | 86 | 111 | 82 | 74 | Cap 05 |
| V _{vent} | 5.55 | 4.75 | 86 | 2.15 | 1.15 | 53 | Cap 04 |

però en canvi és molt superior si és té en compte només el més de setembre (Figura 6.7c,d), essent el flux pel canal de la sèquia del Ala (F_{ala}) el que té un major efecte respecte el flux de qualsevol de tots tres canals per separat. I si tenim en compte el rang natural de variació (Figura 6.10d), el flux d'entrada d'aigua dolça pels canals (que pot oscil·lar de l'ordre d'un 100%, en teoria, depenent de si estan bombant aigua o no) passa a ser el segon terme que més empitjora l'ajust entre l'OD estimat i l'OD observat (el segon terme que més modifica el valor absolut de la taxa de discrepància, és a dir, sigui per que l'estimat és molt superior a l'observat, o a l'inrevés). En aquest cas, augments dins el rang natural possible de F_{3canals} fan augmentar molt la diferència entre l'OD estimat i l'OD observat, només per darrera de R_{sed}, que en el seu cas, fa disminuir aquesta diferència.

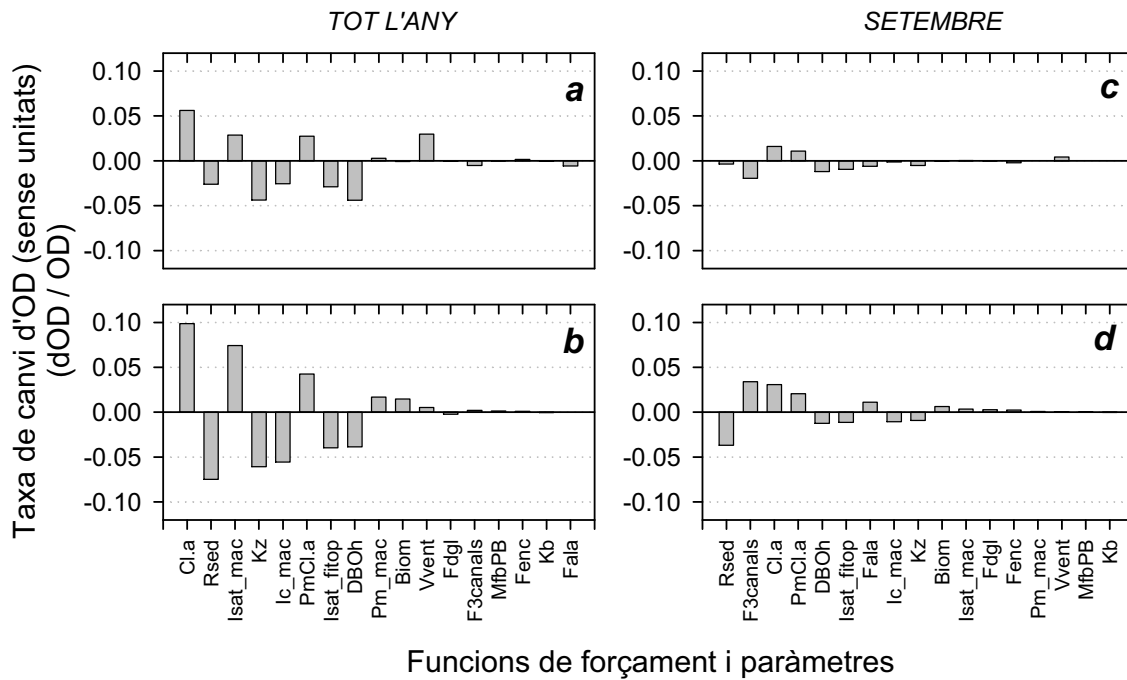


Figura 6.9. Taxa de canvi de l'oxigen dissolt en l'estació *Mig* fons de la badia dels Alfacs a causa de variacions en algunes funcions de forçament i paràmetres, dins el rang natural d'oscil·lació: (a) capa superior de la columna d'aigua, considerant l'any sencer, (b) capa inferior, any sencer, (c) capa superior, setembre, (d) capa inferior, setembre. Paràmetres ordenats de major a menor efecte, en valor absolut, per a la capa inferior de la columna d'aigua.

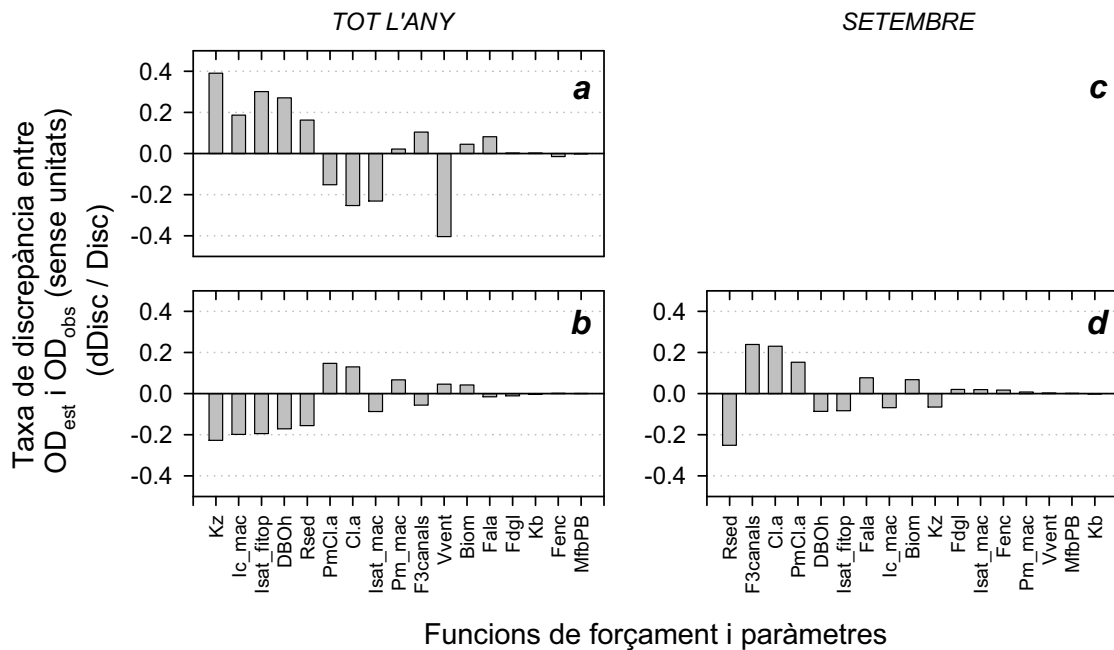


Figura 6.10. Taxa de discrepància entre OD_{est} i OD_{obs} per variació dels valors d'algunes funcions de forçament i paràmetres, dins el seu rang natural d'oscil·lació: (a) capa superior de la columna d'aigua, considerant l'any sencer, (b) capa inferior, any sencer, (c) capa superior, setembre, inexistent per manca de dades (d) capa inferior, setembre. Paràmetres ordenats de major a menor efecte, en valor absolut, per a la capa inferior de la columna d'aigua. La raó per la qual no existeixen dades per dibuixar la figura (c) està explicada a la Figura 6.8.

Es rellevant, també, el fet que augments tant en la Cla , com en la P_m^{Cla} , impliquen taxes de discrepància negatives en la capa superficial (Figura 6.8a, Figura 6.10a; fan que disminueixi la diferència entre l'OD estimat i l'OD observat), però positives en la capa profunda (Figura 6.8b, Figura 6.10b), pel contrari, tant si es considera el 20 % de variació dels valors dels paràmetres (Figura 6.8) com el rang natural de variació (Figura 6.10).

Discussió

Ajust de les estimes d'OD als valors observats: capa del fons

L'ajust entre l'oxigen dissolt observat i l'estimat és bo la major part de l'any 1997 analitzat, si bé no és massa bo en alguns moments concrets del mateix any, i és lògic que hi hagi desajustos, donat el gran nombre de funcions considerades (Figura 6.2). Aquests desajustos no solen ser iguals en la capa del fons que en la capa superficial. (Figura 6.2).

En la capa del fons (Figura 6.2b), l'ajust va ser més bo els mesos en que els canals d'aigua es van trobar oberts que en els mesos en que els canals de rec i desguàs dels arrossars es van trobar tancats (els valors estimats són inferiors als observats en major grau que en la capa superficial). Això sembla indicar que els processos lligats a fluxos advectionals estan ben tipificats, en canvi, quan els fluxos advectionals són petits, podria haver-hi hagut una font d'oxigen que no hagués estat considerada; o bé, que algun procés de sortida d'oxigen hagués estat sobreestimat, o bé, algun procés d'entrada subestimat. En el cas de la possible subestimació de les fonts d'oxigen, aquest procés podria haver estat l'entrada d'oxigen per hidrodinamisme, tant advectional i d'intercanvi (difusiu) horitzontal com vertical, que a la seva vegada, podria haver estat relacionat (potencialment) amb el fet de no considerar en el model conceptual l'efecte d'ones estacionàries tipus "seques" o l'efecte d'ones internes de les quals es coneix la seva existència (Capítol 1, "Flux no advectional i disminució o acabament del procés hipòxic").

La causa d'aquest desajust per dèficit d'oxigen estimat en la capa del fons podria haver estat, també, una subestimació dels fluxos reals d'aigua dolça entrats a la badia (via canals i/o aigua freàtica) durant aquests mesos de novembre a març (Figura 2.12a; que haguessin suposat entrades netes d'oxigen). Sobre aquesta darrera hipòtesi, cal recordar una evidència ressaltada als resultats que la reforça: quan augmenta el flux d'entrada d'aigua dolça pels canals ($F_{3\text{canals}}$), disminueix, en general, la discrepància entre els valors observats i estimats; és a dir, l'ajust a l'oxigen que hi havia realment és més bo (veure el final de l'apartat Sensibilitat i discrepància).

Els desajustos per excés d'oxigen estimat en la capa de fons es van donar a l'inici de la primavera, a finals de juny, i durant el mes d'agost (Figura 6.2b). El de primavera sembla ser conseqüència de l'excés de pujada de concentració d'oxigen dissolt que estima el model per als mesos previs, a la vegada influenciat, probablement, per uns valors d'extinció de la llum de la columna d'aigua que no recullen tota la variabilitat que es devia donar a la badia. El gener de 1997 no es va realitzar mostreig d'irradiància i durant el mostreig de febrer es va espatllar el motor de la barca, raó per la qual es va agafar el valor d'extinció de la llum a la columna d'aigua per a febrer de 1998, tot i ser molt elevat a causa d'un bloom de dinoflagelats. El desajust de finals de juny correspon a un fenomen de molt curta durada detectat a la badia en que l'oxigen dissolt va baixar per sota del 70% de saturació al punt mig de la badia (Figura 2.12c), posteriorment a algunes setmanes de juny en que la salinitat de la capa de

fons va pujar per sobre de 36, arribant a valors superiors a 37 psu (Figura 2.12a) sense vents apreciables (Figura 2.11c). Per últim, el desajust per excés d'oxigen estimat el mes d'agost de 1997 (Figura 6.2b) pot ser explicat fàcilment de nou per dos factors: per que la concentració de clorofil·la a considerada a l'agost (obtinguda a partir de la mitjana de la sèrie de valors de 1990 a 1995) és quatre vegades superior que la del més anterior (mesurada a la badia el 1997), i per que els valors emprats d'extinció de la llum a la columna d'aigua tampoc no provenen de mostreig de camp sinó del valor de la interpolació lineal entre els valors dels mesos adjacents; aquesta discrepància sembla indicar que la terbolesa de la columna d'aigua podria no haver pujat de manera progressiva des de juliol fins a setembre de 1997 sinó que ho podria haver fet de manera més brusca o a polsos ja des de principis d'agost.

Ajust en la capa superficial

Pel que fa a la capa superficial, l'ajust sembla força més bo, tret del cas puntual d'octubre-novembre, amb dèficit en l'oxigen dissolt estimat respecte l'observat, i el contrari, per als casos puntuals de gener, i d'agost i setembre (Figura 6.2a).

En el cas del dèficit d'octubre-novembre, la raó més versemblant és de nou la manca de valors reals de camp per a l'extinció de la columna d'aigua. El darrer valor mesurat el 1997 va ser del 9 d'octubre de 1997, i es va aplicar el mateix valor alt a les altres setmanes del mateix mes, que va provocar que la simulació estimés que hi hauria d'haver hagut menys oxigen dissolt a la columna d'aigua que el que es va observar.

La causa més plausible de l'estimació en excés de concentració d'oxigen dissolt al gener rau en que no es va poder mesurar la concentració de clorofil·la a aquell mes i es va agafar, en el seu defecte, la mitjana de concentració de clorofil·la a durant el període de 1990 a 1995, i que el mes de gener solen haver-hi altes concentracions de dinoflagelats en la columna d'aigua (i per tant les concentracions mitjanes de clorofil·la a poden ser de fins a 5 vegades superiors a les mitjanes d'altres mesos).

Respecte al desajust de finals d'estiu, la causa sembla ser, de nou, relacionada amb una sobreestimació de la producció fotosintètica estimada per al fitoplàncton en aquest moment de l'any més que no pas amb una subestimació de la respiració de la columna d'aigua, que sembla del mateix ordre de magnitud que en altres badies (Sampou i Kemp 1994, Fourqurean *et al.* 1997). A més, existeix una major sensibilitat potencial de l'oxigen dissolt a la producció primària del plàncton que a la seva respiració (Figura 6.7, Figura 6.8, Figura 6.9, Figura 6.10). El cas específic entre finals de setembre i inicis d'octubre de 1997 s'analitza en més detall tot seguit.

El cas específic de finals de setembre

En aquests models conceptuals senzills com el que hem utilitzat es treballa integrant situacions en intervals de temps i espai considerables, i per tant, serveixen poc per explicar situacions concretes

que s'aparten de la norma, que solen ser la majoria en ecosistemes naturals. Així, es fa un intent d'interpretar per a finals de setembre de 1997 les causes dels desajustos entre els valors observats i esperats, que tot i les limitacions de precisió, ens donaran una idea d'altres processos ecològics importants que s'han de tenir en compte a la badia dels Alfacs.

La producció del fitoplàncton i les entrades d'oxigen a la capa de fons a través de l'hidrodinamisme (Figura 6.6f) van permetre que la concentració d'oxigen dissolt es mantingués relativament estable en la simulació també a la capa inferior (Figura 6.6a). Les estimacions per al mes d'octubre, de fet, es van correspondre molt més al que seria d'esperar que haguéssim trobat en mesos anteriors (agost o setembre): l'oxigen va manifestar una davallada neta diària (Figura 6.6a), agreujada pels temporals amb núvols que van reduir la radiació solar (Figura 6.6b). Les estimes de producció neta fitoplanctònica de la capa superficial es van reduir considerablement respecte al mes anterior, essent aquesta variable ecològica la que es va modificar més substancialment entre ambdós mesos (Figura 6.6g, h vs. Figura 6.6e, f, respectivament). De fet, aquest canvi en l'estima de producció neta fitoplanctònica va ser causat per la concentració de Cla, i no pas per les productivitats de la Cla considerades (que no van variar entre els dos mesos).

Les mitjanes de concentració de Cla agafades per a les estimacions corresponents a setembre van ser de 4.98 i 4.48 mg m⁻³ (superfície i fons, respectivament), mentre que, per a octubre, van ser de 2.05 i 2.99 mg m⁻³ (superfície i fons, respectivament), i aquests valors corresponen a les mitjanes dels valors trobats *in situ* a les diferents estacions de la badia entre 1990 i 1996. Així, la sobreestimació de la concentració de l'OD a setembre pot ser deguda a una sobreestimació de la clorofil·la a fotosintèticament activa (en la línia de l'exposat a la discussió d'un capítol previ, plana 186, que concorda amb els resultats obtinguts aquí). S'ha mostrat en aquest capítol que Cla és una de les variables ecològiques a les qual l'oxigen dissolt de la badia dels Alfacs és més sensible (Figura 6.7c, d), i a l'hora, una variable que com més augmenta en les simulacions, a l'igual que la productivitat de la Cla, més fa que s'allunyi l'oxigen dissolt estimat de l'observat en la capa profunda (Figura 6.8b, d). Això fa pensar que, en realitat, o bé hi havia menys clorofil·la a que la considerada en els càlculs, o aquesta es trobava fotosintèticament menys activa (amb menor P_m^{Cla}). I a la capa superficial passa el contrari (Figura 6.8a, Figura 6.10a), el que indica que podria haver menys fitoplàncton detrític acumulat en aquesta capa, en general al llarg de l'any, que en la capa inferior. De fet, aquesta possible clorofil·la a fortament detrítica de la capa inferior, podria procedir de l'acumulació de restes de poblacions fitoplanctòniques que haguessin deixat de ser actives, de procedència autòctona o al·lòctona a través dels canals de desguàs dels arrossars i llacunes costaneres (que en aquests mesos també mostren abundants poblacions fitoplanctòniques d'aigua dolça o salabroses). Es desconeix amb exactitud quina proporció de Cla pot ser detrítica, o en qualsevol cas, fotosintèticament inactiva, però es pot fer alguna estimació a partir del balanç d'oxigen descrit per a la badia dels Alfacs, atès que la quantitat de Cla detrítica pot ser molt important a finals d'estiu – inicis de tardor, i podria explicar les altes concentracions trobades freqüentment durant aquests mesos (Taula 2.12), malgrat les davallades de concentració d'OD observades (Figura 2.8c).

En aquesta línia, podem “preguntar-li” al model quina hauria de ser la concentració (o el percentatge) de clorofil·la a fotosintèticament activa per tal de minimitzar les discrepàncies entre l'oxigen dissolt observat i l'estimat en la situació de setembre. O el que és el mateix, podríem calibrar el model modificant la concentració de clorofil·la a de les simulacions, per exemple. Ara bé, les anàlisis de sensibilitat suggereixen incloure també en la calibració, com a mínim, els altres dos paràmetres que han mostrat una major capacitat de disminuir les discrepàncies, dins el rang natural de variació de setembre. Aquests són la respiració del sediment i els fluxos d'aigua dolça, que són els generadors de l'hidrodinamisme (Figura 6.10d). Les discrepàncies es fan mínimes quan la respiració del sediment es multiplica per 1.84, la concentració de Clorofil·la a es multiplica per 0.16 i els fluxos dels canals en conjunt es multipliquen per 1.26 (Figura 6.11). També s'ha efectuat la mateixa anàlisi de calibració però sense modificar el flux d'aigua dolça dels canals, i l'ajust ha estat pràcticament el mateix de la figura d'abans, amb la nova combinació de paràmetres calibrats de $r_{sed} * 1.67$ i $Cl.a * 0.21$. És a dir, si la respiració del sediment de l'estació de *Mig*, com a mínim, fos lleugerament superior al valor calculat (menys del doble, valor totalment raonable veient el grau de variabilitat de les mesures i estimes (0), i la clorofil·la a fos fotosintèticament activa només en prop d'un 20%, ja s'explicaria el balanç local negatiu amb precisió mesurat durant el període hipòxic. A més, un altre procés que sabem que succeeix i no ha estat incorporat en el model, és el consum d'oxigen generat per la descomposició de les macroalgues mortes. Williams (1984) va deixar descompondre *Caulerpa cupressoides* en borses, i en 7 dies s'havia perdut el 50% del pes fresc inicial. A l'estiu, que les produccions són altes (Figura 6.3d, e, f), però en canvi no s'acumula biomassa algal (Figura 5.6) ha d'haver, o herbivoria (que no és gaire abundant, en cas de donar-se, per les toxines que porten associades), o més probablement, descomposició de biomassa i remineralització o exportació (cap a mar obert o cap al sediment). Sobre espècies del gènere *Alsidium*, no hi ha dades publicades, però com a referència, *Gracilaria tikvahiae* pot descompondre's totalment en tres setmanes en ser enterrada en borses de malla (Peckol i Rivers 1996), i el temps de semidescomposició d'altres espècies de macroalgues, a les plataformes someres de la badia dels Alfacs, es troba entre 11 i 23 dies (Martínez 1990). Per altra banda se sap que, en praderies de *Posidonia oceànica*, aproximadament la meitat de la biomassa morta genera consum d'oxigen. Es desconeix quin percentatge realment ho faria en el cas d'aquestes macroalgues, malgrat es pensa que podria ser un percentatge superior, en ser estructuralment més senzilles que les fanerògames marines. Seria raonable, doncs, que una part d'aquesta pujada de l'ordre d'un 70% del consum bentònic necessari per ajustar el model, fos atribuïble parcialment a aquest consum no considerat de la descomposició de les macroalgues mortes.

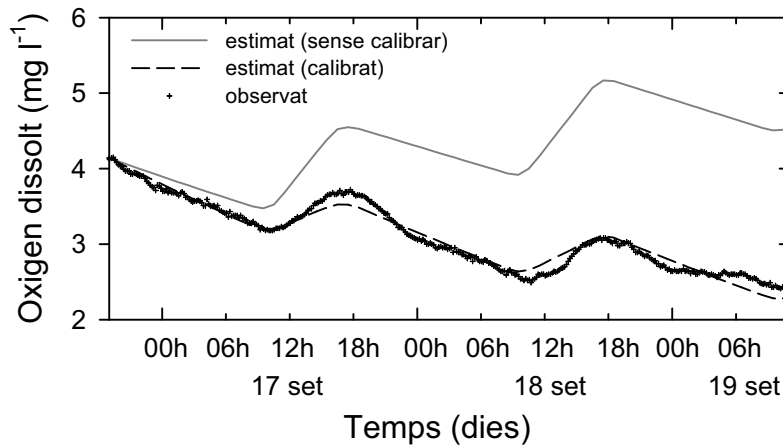


Figura 6.11. Concentració d'oxigen observada (creus) vs. estimada (línies) entre el 16 i 19 de setembre de 1997 en capa profunda de l'estació *Mig* de la badia dels Alfacs. Es mostra l'evolució estimada de l'OD sense calibrar expressament cap paràmetre respecte els valors emprats per a la simulació de tot l'any 1997 (línia grisa contínua), i amb els valors calibrats de respiració del sediment, concentració de clorofil·la a i fluxos d'aigua dolça ($r_{sed} \cdot 1.84$, $Cl.a \cdot 0.16$, $F_{3canals} \cdot 1.26$). Resultat pràcticament idèntic s'obté calibrant per als dos paràmetres $r_{sed} \cdot 1.67$ i $Cl.a \cdot 0.21$ només (veure text per més detalls).

Evidentment, hi hauria altres combinacions dels paràmetres del model, numèricament possibles, que podrien millorar l'ajust (al menys, hipotèticament), però aquesta anàlisi inicial de calibració senzilla ens ha semblat la més raonable biològicament i física, a la llum de la sensibilitat del model i del coneixement de quins paràmetres poden tenir més grau d'error en la seva estimació prèvia. L'altre anàlisi de calibració ecològicament interessant seria la de saber quins haurien de ser els fluxos d'aigua dolça per maximitzar l'ajust (minimitzar les discrepàncies), ja que la variable "aports d'aigua dolça" és una de les menys conegudes amb precisió per situacions de mesos concrets com els de finals d'estiu, atès que en teoria els canals estan oberts, però també és el moment de l'any en que el riu Ebre porta menys cabal de tot l'any (Ibáñez *et al.* 2007). Malauradament no n'hi ha prou per ajustar el model amb modificacions únicament del cabal d'aigua dolça entrat (i per tant, de la circulació estuària generada), per que la tendència de l'oxigen en el model per a aquells dies de setembre és la d'increment (Figura 2.12, Figura 6.6a). És a dir, malgrat es redueixi el flux hidrodinàmic fins a fer-lo zero, no canvia el signe del balanç local positiu d'oxigen, per que els aports d'oxigen per hidrodinamisme per si sols no són importants ni necessaris per mantenir equilibrat el balanç en aquesta situació.

En el cas de setembre, caldrà doncs per treballs futurs, comprovar la hipòtesi de la clorofil·la detrítica, i quantificar amb exactitud la seva proporció del total de clorofil·la mesurada, així com realitzar també experiments específics per reduir el grau d'error en les mesures de respiració del sediment per un costat, i de la descomposició de les macroalgues. I seria molt més adient mesurar directament la circulació d'aigua a la zona de les hipòxies de la badia, més que no pas, com ara, haver de fer estimacions indirectes amb alt grau d'incertesa sobre l'error comès en els fluxos d'aigua considerats.

Contribució relativa dels diferents elements de l'ecosistema en considerar tota la badia en conjunt

Observant la dinàmica anual de l'oxigen dissolt, el fitoplàncton s'ha mostrat amb un rol predominant a la producció d'oxigen de l'ecosistema, tot i l'ocupació tan extensa durant l'última dècada de les macroalgues bentòniques, que únicament són les productores més importants d'oxigen a la primavera (Taula 6.3). La respiració del sediment és generalment la principal destinació de l'oxigen de l'ecosistema, excepte a l'hivern, en que consumeix del mateix ordre de magnitud que els que ho fa la macroalga *Alsidium corallinum*. Així, el consum del sediment oscil·la entre tan sols el 12% a la primavera (quan hi ha prop d'un 60% de pèrdues – o sobre estimació dels guanys - per algun terme desconegut en el balanç), i de l'ordre de la meitat de totes les pèrdues d'oxigen de la columna d'aigua a l'estiu i tardor (mesos quan es més factible que esdevinguin les hipòxies), de manera similar al descrit per a altres badies (Hanes i Irvine 1968, Seiki *et al.* 1989, Kemp *et al.* 1992). Els factors físics de l'ecosistema que regulen l'oxigen dissolt de la columna d'aigua (intercanvi amb mar obert i amb l'atmosfera) s'han mostrat com a vies de sortida d'oxigen en les mitjanes diàries de les quatre estacions climatològiques. El terme desconegut del balanç, necessari per minimitzar les discrepàncies, representa només vora un 10% de les entrades d'oxigen en hivern i estiu, com a fonts no comptabilitzades (o pèrdues sobreestimades), i entre un 60 i un 20% de les sortides d'oxigen (o de sobreestimació de les entrades), en primavera i tardor, respectivament. Aquest terme desconegut es podria explicar a l'hivern per renovació d'oxigen a causa de processos físics (major circulació i turbulència d'aigua que la contemplada en el model), o sobreestimació de les respiracions bentòniques, com s'ha apuntat anteriorment. A la primavera, podria indicar una sobreestimació de la producció de les macroalgues bentòniques. A l'estiu, podria ser conseqüència d'una lleugera sobreestimació de la producció planctònica tant de la capa superficial com profunda a partir de principis d'agost, com s'ha explicat ja anteriorment (Figura 6.2a, b). O bé podria ser conseqüència d'una subestimació del consum d'oxigen associat a les macroalgues a causa de la descomposició del seu carboni orgànic¹⁹, en intervals de temps inferior a un mes, que va ser la freqüència de mostreig generalment aplicada en 1997, però que com s'ha exposat anteriorment, hi ha casos descrits a la literatura que citen descomposicions de macroalgues en intervals de temps inferiors. I a la tardor, podria ser fàcilment per una lleugera sobreestimació de la producció del fitoplàncton, per haver considerat tota la clorofil·la a mesurada com a fotosintèticament activa, quan el més probable, com s'ha exposat anteriorment, és que hi hagués una part important de clorofil·la detrítica a l'inici de la tardor.

Comparació dels balanços d'oxigen amb estudis previs

Camp *et al.* (1991) van elaborar un balanç preliminar d'oxigen dissolt per a tota la badia, incloent-hi la contribució de les plataformes someres. Les entrades d'oxigen considerades eren la producció local del fitoplàncton i microfitobentos, i a les plataformes someres, també la producció dels macròfits,

¹⁹ Aquest procés no ha estat considerat més enllà de ser comptabilitzat en la DBO de l'aigua i la respiració del sediment, tot i que es creu que la velocitat de descomposició de les macroalgues de la cubeta de la badia ha de ser inferior a la de les algues més palatables de les plataformes someres.

recorrent eventualment als aportats de mar obert i a l'intercanvi amb l'atmosfera quan era necessari quadrar el balanç. Les principals sortides d'oxigen eren el consum del sediment, i a les plataformes someres, també la respiració dels macròfits. Dels seus càlculs s'obtenia un balanç per al cos central de la badia de $0.55 \text{ mg O}_2 \text{ l}^{-1} \text{ d}^{-1}$ de dèficit, i per les plataformes nord i sud respectivament de 2.78 i $0.63 \text{ mg O}_2 \text{ l}^{-1} \text{ d}^{-1}$ de superàvit, en còmput mitjà anual. Val a dir que en els seus càlculs no es tenia en compte la respiració de la columna d'aigua per no disposar de prou dades fiables, i s'apuntava que devia ser inferior a $1 \text{ mg O}_2 \text{ l}^{-1} \text{ d}^{-1}$. De fet, la DBO màxima absoluta mesurada en el transcurs d'aquesta tesi doctoral corrobora la consideració anterior, atès que ha estat de $0.92 \text{ mg O}_2 \text{ l}^{-1} \text{ d}^{-1}$ al març de 1997 a l'estació *Cua fons*, i els valors màxims habituals, que es donaven al setembre, rares vegades van ser superiors a $0.7 \text{ mg O}_2 \text{ l}^{-1} \text{ d}^{-1}$.

Nosaltres vam trobar que, per al cos central de la badia, el dèficit d'oxigen mesurat *in situ* en una situació hipòxica concreta com l'observada en setembre de 1997, va ser de $0.60 \text{ mg O}_2 \text{ l}^{-1} \text{ d}^{-1}$ (a partir de les concentracions màximes d'OD del 17 i 18 de setembre, Figura 6.11). Ara bé, si el 1991 es xifrava el balanç biològic de la capa de fons en aproximadament $-0.55 \text{ mg O}_2 \text{ l}^{-1} \text{ d}^{-1}$ (o més negatiu, si s'hagués inclòs la DBO), els nostres resultats actuals el xifren en $+0.50 \text{ mg O}_2 \text{ l}^{-1} \text{ d}^{-1}$ (o bé $+0.325$ si es té en compte la DBO) per a finals dels anys 90. Recordem, però, que en la present tesi doctoral s'ha quantificat el "*terme desconegut*", que faria possible que l'ajust entre els valors de concentració d'oxigen dissolt estimats pel model i els valors observats al camp fos òptim. Aquest "*terme desconegut*" sempre és negatiu en el cas de la capa de fons (sobreestimació de les entrades, com per exemple, per l'existència d'una fracció de clorofil·la a fotosintèticament inactiva, o subestimació de les pèrdues, com per exemple, les que s'hi donarien per descomposició de les macroalgues). Així, en incorporar aquest "*terme desconegut*" tot tenint en compte la DBO, el balanç biològic de la capa de fons esdevé $-0.564 \text{ mg O}_2 \text{ l}^{-1} \text{ d}^{-1}$ de mitja anual, valor extraordinàriament semblant al de les estimacions fetes per Camp *et al.* (1991, tot i no haver considerat els mateixos processos. I quan, a més, tenim en compte els processos de la capa superficial (incloent l'intercanvi amb mar obert i amb l'atmosfera), el balanç net de tot l'ecosistema esdevé molt proper a zero ($< +0.01 \text{ mg O}_2 \text{ l}^{-1} \text{ d}^{-1}$), en còmput mitjà anual (a partir dels resultats anuals del BNE, Taula 6.3, per a 6 m de columna d'aigua).

Per altra banda, en els estudis previs a la badia dels Alfacs no s'havia quantificat de forma rigorosa l'intercanvi d'oxigen amb l'atmosfera, i com a molt, en el treball de Camp *et al.* (1991 es feia referència a un valor de difusió des de l'atmosfera de $3.5 \cdot 10^5 \text{ mg O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ (Hutchinson 1957) per a les plataformes someres, que podia satisfer l'elevada demanda d'oxigen estimada llavors per a la columna d'aigua somera ($4.3 \text{ mg O}_2 \text{ l}^{-1} \text{ d}^{-1}$, en mig metre de fondària, aproximadament). Aquest valor podia ser cert i aplicable en aquell context, però és un valor extraordinàriament elevat per al cas de la columna d'aigua de 6 m de fondària de la cubeta de la badia, si el comparem amb les mesures habituals inferiors als $0.004 \cdot 10^5 \text{ mg O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ tant de sortida com d'entrada d'oxigen (fent les conversions adequades a partir dels resultats mostrats a la Figura 6.4f-h). Només en casos de temporals forts de vent com els apareguts a octubre (Figura 6.4a, b), el flux de difusió d'oxigen cap a la columna d'aigua es podria fer de l'ordre de $0.03 \cdot 10^5 \text{ mg O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ d'entrada, corresponents als

vents de 8 m s⁻¹ de mitjana diària (Figura 6.6c). A partir dels resultats d'aquesta tesi es pot afirmar que, en terme mig anual, el vent s'encarrega d'exportar una quantitat d'oxigen diària equivalent a prop de la meitat de la producció neta del fitoplàncton de la capa superficial de la major part de la badia (Figura 6.5m, o). I si el vent juga un paper crucial com a equilibrador de la concentració d'OD a la capa superficial de la columna d'aigua, l'hidrodinamisme juga el paper anàleg a la capa profunda, aportant oxigen quan el balanç net local és negatiu (Figura 6.5r), i exportant-ne quan és positiu (Figura 6.5m, n, o, q).

Tanmateix, els estudis previs no havien analitzat els termes de producció fotosintètica de macròfits marins en el balanç d'oxigen dissolt del cos central de la badia (per no existir-ne aquests poblaments, Capítol 5), però sí que ho havien estat els marges laterals de la badia. Martínez (1990) va analitzar les contribucions relatives dels diferents productors primaris que hi existien (dades dels anys 80). La producció primària de la comunitat d'algues de les plataformes someres oscil·lava entre 0.4 i 2 g C m⁻² d⁻¹ (el que equival a 1.1 i 5.3 g O₂ m⁻² d⁻¹, considerant el quocient fotosintètic igual a 1). Això significava el 7% de la producció primària total, front el 60% del fitoplàncton, el 18% de les fanerògames i el 15% del microfitobentos. En el seu mateix treball, s'atribueix a les macroalgues el fet de ser una font de carboni ràpidament disponible per als cicles interns de la badia. En canvi, el cas actual de les macroalgues del fons de la badia és lleugerament diferent per diverses raons. Les dues espècies que majoritàriament colonitzen en l'actualitat el fons del cos central de la badia (*Caulerpa prolifera* i *Alsidium corallinum*) no representen carboni orgànic fàcilment assimilable pels consumidors de l'ecosistema, a causa de que contenen toxines que poden afectar els seus consumidors i descomponedors (Capítol 5, plana 201). Les macroalgues a les que es feia referència anteriorment (dels gèneres *Ulva*, *Chaetomorpha*, *Cladophora* i *Gracillaria*, entre altres), per contra, són altament palatables. L'única espècie comparable que hi és present actualment al fons de la badia és *Gracillaria verrucosa*, malgrat només s'hi troba de forma ocasional, i generalment, és poc abundant. Per altra banda, al fons de la badia no hi ha fanerògames marines, fet que contrasta amb la gran abundància de *Cymodocea nodosa* a les plataformes someres de la badia (Pérez *et al.* in press). A més, abans les macroalgues bentòniques no ocupaven el cos central de la badia, i el seu principal productor primari era el microfitobentos, que generava produccions de l'ordre d'entre 7.5 i 16.5 mgO₂ m⁻² h⁻¹ (Delgado 1986), i ara en terme mig les produccions netes màximes del bentos són un ordre de magnitud superior (a partir de Figura 6.5, per 6 m de columna d'aigua). En aquesta nova situació, el microfitobentos només s'hauria de tenir en compte en la mesura que hi creixés sobre les macroalgues bentòniques, atès que aquestes ocupen la pràctica totalitat de la superfície del sediment. Però, tot i així, es creu que la seva contribució seria mínima comparada amb la de les macroalgues.

Comparació de les contribucions d'oxigen amb les d'altres badies

Altres badies estratificades on no hi han gaires macròfits bentònics mostren una forta dependència dels processos físics per compensar les eventuals davallades d'oxigen de la capa d'aigua fonda. Així, la badia d'Uranouchi, Japó (plana 330), veu reduït a l'estiu el seu transport d'oxigen per barreja vertical cap a les masses hipòxiques del fons, passant del 20-45% a primavera i tardor, al 7% a l'estiu (Munekage 1992), de manera similar a la que s'ha descrit en altres badies arreu del món (Barnes i

Collias 1958, Officer *et al.* 1984, Turner *et al.* 1987, Seliger i Boggs 1988, Katsuyuki i Satoru 1997). A la badia dels Alfacs, no es disposa del valor separat entre advecció horitzontal i difusió turbulenta o intercanvi vertical, però el valor conjunt d'intercanvi per hidrodinamisme, respecte els valors de la badia japonesa mostrats anteriorment, és inferior a la primavera i molt superior a l'estiu (9 % i 17%, respectivament; Taula 6.3), i s'ha descrit anteriorment que, de vegades, l'intercanvi per barreja vertical ha contribuït notablement per reduir o eliminar la hipòxia (Capítol 3, plana 143 i ss.). Així mateix, Camp *et al.* (1991) proposaven també que era l'hidrodinamisme fonamentalment el que compensava el dèficit de $0.55 \text{ mg O}_2 \text{ l}^{-1} \text{ d}^{-1}$ del balanç d'oxigen dissolt de la capa inferior de la badia d'Alfacs a principis de la dècada dels anys 90.

Seguint amb la mateixa comparació de badies, el fitoplàncton de la badia d'Uranouchi passa de contribuir amb el 80% de les entrades d'oxigen al sistema durant la primavera i tardor, a tan sols amb el 25% a l'estiu, essent prop del 50% restant, entrades d'oxigen a causa de l'intercanvi mareal (Munekage 1992). A la badia dels Alfacs, en canvi, l'intercanvi mareal és insignificant (plana 22), i el fitoplàncton a l'estiu és responsable de més de la meitat de les entrades d'oxigen, essent molt superior la seva contribució relativa durant la resta de l'any excepte a la primavera, quan només ho és un 38%, a causa de les grans produccions de la macroalgues bentòniques (Taula 6.3).

A part de la barreja vertical i la producció biològica autòctona (del plàncton o bentos), hi ha altres processos que alleugereixen l'estrès d'oxigen en els mesos crítics. Entre aquests hi ha l'entrada neta d'aigua fonda de mar obert, que s'ha descrit ocasionalment a la badia dels Alfacs (Capítol 3, final de la secció de la plana 142, i per al cas de la hipòxia de l'any 1991, plana 146 i ss.), i que s'ha descrit també en altres badies (Weigelt 1990, Munekage 1995, Katsuyuki i Satoru 1997), fiords (Stigebrandt 2001), o fins i tot en sistemes molt més grans com el Golf de Cariaco a Veneçuela (Gade 1961) o el Mar Bàltic (Schinke i Matthaus 1998).

Un altre procés físic important, l'intercanvi d'oxigen amb l'atmosfera, s'ha descrit a la badia d'Uranouchi com a responsable d'entre el 50 i el 80% de les sortides d'oxigen de la capa superficial del sistema entre primavera i la tardor (Munekage 1992). A la badia dels Alfacs, aquest percentatge no és tan gran com a la badia japonesa, probablement a causa, en part, de l'acció del monsons, sinó que es situa entre el 10% i el 31 % de les sortides d'oxigen, en terme mig per a tardor i hivern, respectivament (Taula 6.3). Altres badies, com la de Chesapeake, també tenen descrites exportacions d'oxigen cap a l'atmosfera la major part de l'any. Kemp *et al.* (1992), en un estudi concret per als mesos entre Març i Octubre amb dades disperses de 1986 i 1987, van mostrar que el flux d'oxigen cap a l'atmosfera podia representar entre el 60% de les sortides d'oxigen a primavera i com a màxim el 100% en agost, mentre que en juny que s'havia invertit el flux i havia passat a significar el 45% de les entrades netes d'oxigen. De totes formes, en la majoria de sistemes costaners, el balanç anual d'intercanvi d'oxigen amb l'atmosfera es pot considerar d'exportació neta cap a l'aire. En sistemes marins de caire més oceànic, però, el balanç anual pot resultar en una

importació d'oxigen cap a la columna d'aigua, com s'ha descrit per al corrent de l'Atlàntic Nord davant les costes noruegues (Skjelvan *et al.* 2001).

Altres estudis s'han centrat més en la contribució dels diferents organismes fotosintètics al balanç d'oxigen de l'ecosistema, sense analitzar en detall la contribució dels processos físics. En alguns sistemes, com el cas del Mar de Wadden per exemple, s'ha descrit que el microfitobentos arriba a ser responsable de la meitat del balanç, mentre el fitoplàncton ho és de l'altre meitat (Cadée i Hegeman 1974). I a la badia de North Inlet (Carolina del Sud, E.U.A.) es va descriure que el major productor era el microfitobentos (36%), seguit de la comunitat marginal d'*Spartina* (32%), el fitoplàncton (18%) i per últim les macroalgues (14%; Pinckney 1994). En canvi, a la llacuna estuària de Langebaan, a Sud-àfrica, els macròfits han estat identificats com a responsables del 55% del balanç d'oxigen dissolt, essent més minoritària la contribució del fitoplàncton, amb un 23%, i del microfitobentos, amb un 22% (Fielding *et al.* 1988). A Alfacs, en canvi, el fitoplàncton predomina amb un 70% de les entrades del balanç d'oxigen en còmput anual, mentre que a les macroalgues bentòniques en conjunt només se les atribueix un 31% (Taula 6.3, tot i les diferències notables entre estacions climatològiques), essent el microfitobentos important únicament en els indrets en que les macroalgues no cobreixen tot el sediment, com passa a l'estació boca.

Així, d'aquesta anàlisi comparativa s'extreu que a la badia dels Alfacs, la manca d'entrada d'oxigen per renovació d'aigua a causa de les mareas es veu substituïda per l'intercanvi amb l'atmosfera mediat pel vent i pels termes advection i difusius de l'hidrodinamisme de la badia, incloent de vegades la barreja vertical o l'entrada d'aigua de mar obert pel fons, tot fent minvar o desaparèixer la hipòxia de la capa de fons, com passa amb altres badies o sistemes costaners d'arreu del món. La badia és una exportadora neta d'oxigen al llarg de l'any (fonamentalment el produït pel fitoplàncton, i en menor mesura, per les macroalgues bentòniques), cap a l'atmosfera i mar obert. Previsiblement, hi ha també una exportació de carboni orgànic tant cap a mar obert com acumulat al sediment. En els mesos i zones en que apareixen les hipòxies, el plàncton continua produint entrades netes d'oxigen a la badia dels Alfacs, mentre que les macroalgues presents esdevenen consumidores netes en el balanç (Figura 6.6).

Síntesi de la dinàmica anual de l'oxigen dissolt

Després de tots els resultats mostrats sobre l'oxigen dissolt, i les discussions dels capítols previs, pot ser interessant fer un esforç de síntesi per descriure el patró anual general de l'oxigen dissolt de la badia dels Alfacs.

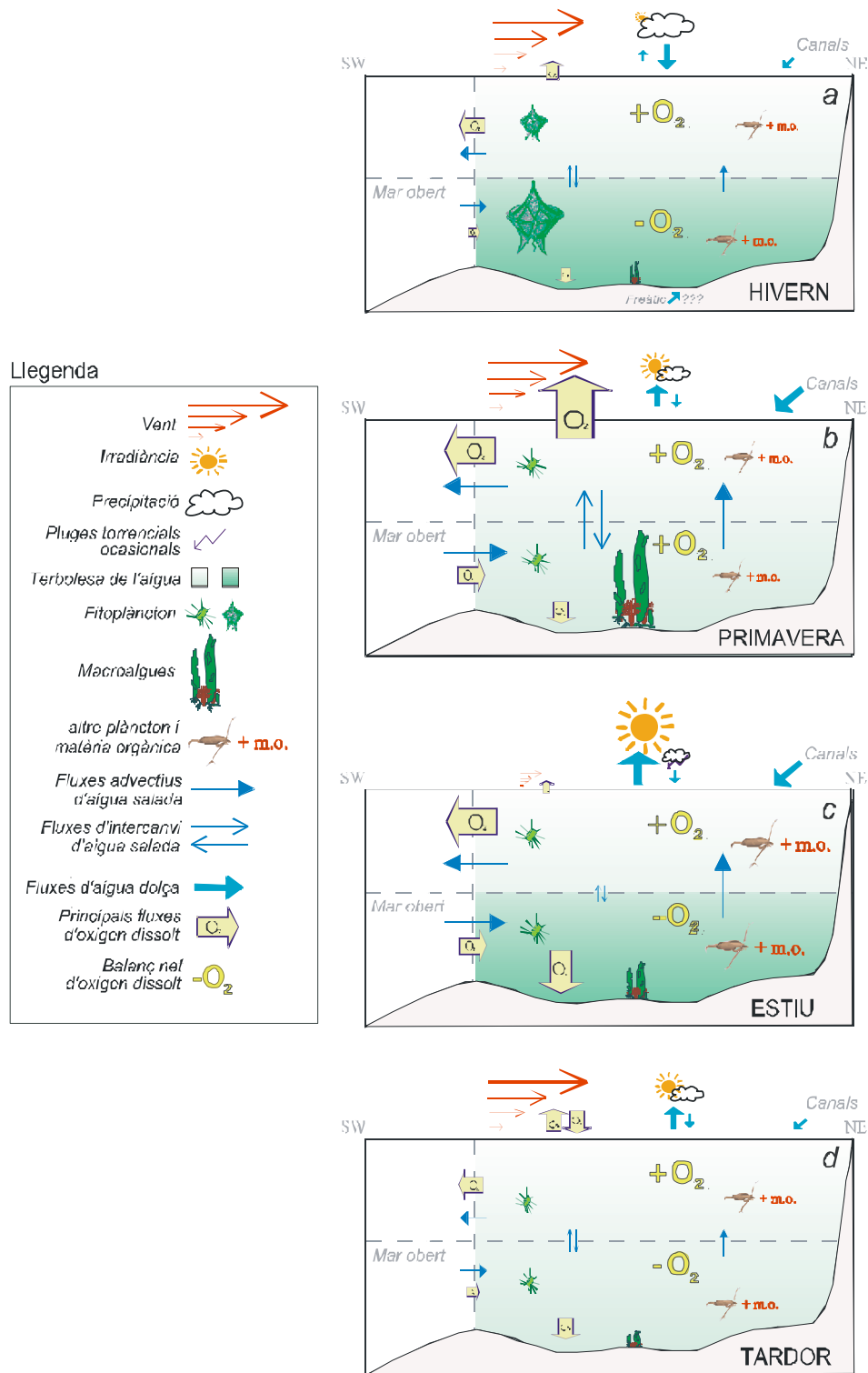


Figura 6.12. Esquema de la dinàmica anual d'oxigen dissolt a la badia dels Alfacs: (a) hivern, (b) primavera, (c) estiu, i (d) tardor. La mida dels símbols és arbitràriament proporcional a la seva magnitud, o a la contribució al balanç d'oxigen dissolt. Els símbols representats per al plàncton no tenen per què coincidir amb cap espècie concreta del grup taxonòmic general al que representen. Veure text per més detalls.

A l'hivern (Figura 6.12a), existeixen blooms puntuals de dinoflagelats i els productors primaris bentònics tenen respiracions superiors a la seva producció neta en terme mig. Els fluxos d'aigua advectionis i d'intercanvi (difusius) són baixos. A la primavera (Figura 6.12b) comença l'època de cultiu

de l'arròs i per tant el desguàs d'aigua dels seus camps de cultiu cap a la badia dels Alfacs. L'aigua encara és prou transparent (la seva K_z , la variable ecològica a la que l'oxigen dissolt és més sensible, mostra valors propers a 0.3 m^{-1}). La temperatura i la radiació solar van augmentant, amb el que la producció fotosintètica de les macroalgues bentòniques augmenta considerablement així com la seva biomassa; aquestes variables mostren els seus valors màxims anuals per les dues espècies en aquesta època. La producció neta d'oxigen no es manté en l'ecosistema sinó que és exportada cap a l'exterior (aire i mar obert). A l'estiu (Figura 6.12c) es comença a fer notable la progressiva davallada de la transparència de l'aigua, que provoca que la K_z augmenti fins a valors propers a 0.6 m^{-1} . La progressiva disminució de la llum incident que fa baixar les produccions netes, acompanyada d'altres temperatures que fan augmentar les velocitats respiratòries dels organismes, produeixen una progressiva disminució dels excedents d'oxigen dissolt de la columna d'aigua. A finals d'estiu i inici de tardor, aquestes condicions s'agreugen el màxim, esdevenint el compartiment bentònic un consumidor net d'oxigen, que en cas de mantenir les mateixes condicions ecològiques prou temps, provocaria que les seves aigües esdevinguessin hipòxiques o fins i tot anòxiques. Un cop entrada la tardor (Figura 6.12d), les hipòxies desapareixen en paral·lel a una reducció de la terbolesa de la columna d'aigua, la tornada de fronts de vent que ajuden a produir barreja o intercanvi vertical de masses d'aigua. Mesos més tard, disminueix la circulació bicapa en reduir-se de nou les entrades d'aigua dolça a la badia (tancada dels canals de desguàs), però el balanç d'oxigen ja no és tan negatiu i la temperatura disminueix progressivament.

La situació de dèficit d'oxigen dissolt de finals d'estiu es pot evitar o aturar si existeix prou renovació de l'aigua fonda (sigui per major circulació provenint de mar obert o per major intercanvi vertical amb l'aigua superficial), tal i com ja s'ha citat anteriorment en aquest mateix capítol. La primera de les situacions comporta, a més i de forma paral·lela, una disminució de la terbolesa de l'aigua. La segona situació, si fos produïda per una major entrada sostinguda d'aigua dolça, podria fer augmentar inicialment la terbolesa (per les partícules i nutrients encara presents als canals de desguàs), però a mig termini també actuaria en direcció a millorar la transparència de l'aigua a causa de la circulació general d'estuari positiu que se sap que genera. Si aquesta segona situació fos produïda per un augment del vent, es preveu que la terbolesa de l'aigua no es veuria massa disminuïda, i podria fins i tot augmentar per resuspensió de partícules del fons i possible transport associat de partícules de les plataformes someres cap al cos central d'aigua de la badia. Si aquest augment de la velocitat del vent es mantingués de forma sostinguda en valors alts, llavors el vent acabaria barrejant la capa d'aigua fonda amb l'aigua més superficial, i el fenomen hipòxic es finalitzaria (al menys, mentre durés l'acció del vent). Ara bé, els vents solen ser baixos a l'estiu fins entrada la tardor, i si coincideixen els factors anomenats anteriorment amb l'absència de vents forts, el fenomen hipòxic es podrà produir. Val a dir que qualsevol condició que faci disminuir la taxa de renovació de l'aigua fonda farà augmentar el risc i la velocitat d'aparició de les davallades d'oxigen. En la mateixa línia actuen les acumulacions d'aigua salada (i per tant, més densa) observades en algunes setmanes concretes d'aquesta època de l'any crítica, com va ser la setmana del 17 de setembre de 1997 (Figura 3.3).

Estat tròfic

L'ecosistema de la badia dels Alfacs va mostrar un balanç net força compensat en termes generals l'any 1997, segons indica el BNE de $+26.5 \text{ mg O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ (Taula 6.3, tenint en compte tant les comunitats biològiques com els fluxos a causa dels factors abiòtics per a tota la columna d'aigua). Els organismes de l'ecosistema mostren un balanç lleugerament autotròfic en conjunt, tal i com s'observa per l'índex PB:R d'1.4 per al plàncton i el bentos a l'hora, tot i que és marcadament autotròfic per al plàncton i força compensat per al bentos en còmput anual (Taula 6.4). Només el compartiment bentònic de l'estació *Cua* pot ser considerat lleugerament heterotròfic, en valors acumulats anuals (PB:R = 0.8), conclusió que coincideix amb el què s'havia obtingut a partir de la situació ecològica de la badia prèvia a la colonització de les macroalgues bentòniques (Camp *et al.* 1991).

El balanç de producció neta biològica de la badia dels Alfacs, amb valors de $336 \text{ gC m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ per al plàncton o pràcticament nuls per al bentos ($-10 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$, a partir de Taula 6.3), es troba dins l'ordre de magnitud de balanços que són freqüents a llarg termini tant en sistemes dominats pel plàncton ($100\text{-}1000 \text{ gC m}^{-2} \text{ a}^{-1}$) com en sistemes dominats per productors primaris bentònics ($100\text{-}3000 \text{ gC m}^{-2} \text{ a}^{-1}$, LOICZ 2000). De totes formes, són abundants els treballs que citen produccions primàries dels sistemes marins costaners entre 100 i $400 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ (Figura 6.13b), la major part de la qual es pot atribuir a producció fitoplanctònica (Figura 6.13a), tot i la gran heterogeneïtat que pot haver en alguns d'aquests sistemes. Per aquesta raó, cal tenir present que el balanç d'oxigen pot variar notablement en funció de l'àrea de mostreig escollida en casos de badies heterogènies, com ha passat amb alguns resultats de la badia dels Alfacs (Taula 5.4, Taula 6.4, ...), o en sistemes de major mida, com la badia de Chesapeake (plana 322), amb valors de producció biològica entre els $100 \text{ gC m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ a les parts baixes i al voltant de 0 ó $-87 \text{ gC m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ a les parts altes (Kemp *et al.* 1993, D'Avanzo *et al.* 1996, Kemp *et al.* 1997). A més, les plataformes someres de la badia dels Alfacs, que no estan incloses en el balanç, el podrien modificar lleugerament. És possible que una gran part de la seva producció d'oxigen s'exporti a l'atmosfera, en forma de bombolles d'oxigen, i el seu carboni (al menys el produït per la fanerògama marina *Cymodocea nodosa*) s'acumuli al sediment com a compostos refractaris, s'exporti cap a fora de la badia o s'acumuli en forma de fullaraca a les seves vores (Mateo *et al.* 2003).

Sobre l'exportació de la producció autòctona, cal remarcar que tot l'oxigen alliberat a l'atmosfera ($796 \text{ mg O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ de mitjana anual, Taula 6.3) ha de comportar una quantitat proporcional de carboni fixat que també s'ha d'exportar, un cop tret la petita part que s'acumulés en forma d'increment de biomassa, en cas que augmentés la cobertura algal. Però com es creu que, a llarg termini, els increments de biomassa són menyspreables (estabilització de les poblacions biològiques), els excedents de producció s'han d'exportar, majoritàriament, entre mar obert, el sediment i l'extracció pesquera i mariscadora de la badia (musclos, cloïsses, ...). Aquest oxigen exportat a l'atmosfera

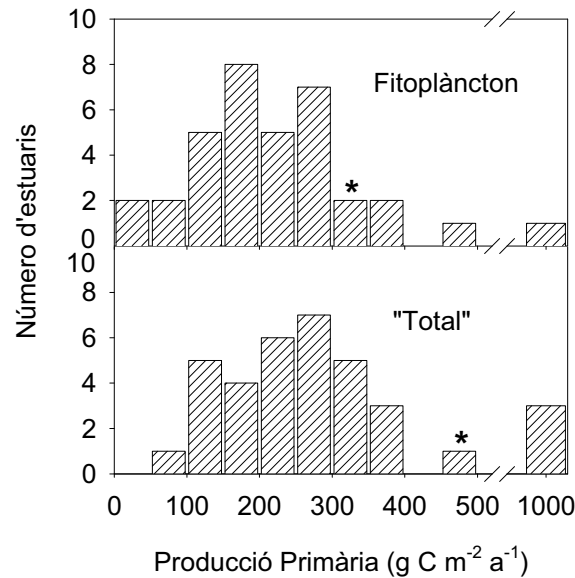


Figura 6.13. Distribució de freqüències de producció primària particulada per (a) fitoplàncton, i per (b) fitoplàncton més fanerògames, macroalgues i microfitobentos, en varies llacunes, estuaris i aigües costaneres. Modificat de Nixon (1986). S'ha inclòs l'asterisc (‘ * ’) sobre la classe de freqüència on es situa la producció de la Badia dels Alfacs.

representa necessàriament una exportació paral·lela de carboni de l'ordre de $110 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$. L'exportació neta de carboni cap a mar obert és de l'ordre de $30 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$, calculada a partir de la diferència entre les entrades mesurades de carboni orgànic dissolt més particulat per la capa de fons de la badia (COD + COP, dades no mostrades, corresponents a l'estació *Exterior*) menys les sortides per la capa superficial al llarg de l'any. El carboni extret per l'activitat muscular és uns dos ordres de magnitud inferior²⁰, raó per la qual es pot ignorar en el balanç. La resta, $80 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$, és la quantitat de carboni exportat que versemblantment s'acumula en el sediment.

Altres estudis de producció, que separen també part atribuïble al bentos, mostren balanços productius similars en part als mostrats aquí, llevat que són pocs els que tenen una contribució neta del bentos pràcticament nul·la, com en el cas de la badia dels Alfacs (Figura 6.14). La badia Waquoit, de la costa est de Massachusetts (EUA), és un sistema micromareal dominat pel bentos, amb fondàries mitjana i màxima de 1.1 i 3 m respectivament, que rep una elevada càrrega de nutrients a través del riu Childs. La producció biològica en el balanç és només de $70 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$, malgrat la presència de fanerògames marines i macroalgues bentòniques abundants (D'Avanzo *et al.* 1996). La badia de Tomales, relativament comparable a la badia dels Alfacs en la mida, clima i marees petites (plana 324) és heterotròfica (Dollar *et al.* 1991), amb menor producció que la de la badia dels Alfacs. Un 70% dels

²⁰ Tradicionalment es cita 4000 Tm com a valor de producció anual de musclo de la Badia dels Alfacs (J. Camp, *com. pers.*), probablement a partir de Arnal (1980). Suposant les relacions d'un 10% de matèria orgànica respecte el pes total de musclo, un 20% de Pes Sec respecte el Pes Fresc de la part orgànica, un 50% de Carboni respecte el PS, i entre 32 i 44 $\cdot 10^6 \text{ m}^2$ de superfície de la badia (àrea basal o àrea superficial, respectivament), l'exportació de carboni a través de l'extracció de musclos és de l'ordre d' $1 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$, dos ordres de magnitud per sota del BNE, i també dos ordres de magnitud inferior al total del carboni exportat de la Badia dels Alfacs.

guanys i el 40% de les pèrdues de l'ecosistema ocorren en la columna d'aigua (Smith i Hollibaugh 1997), amb una respiració mitjana de $0.54 \text{ mg O}_2 \text{ l}^{-1} \text{ d}^{-1}$ (Fourqurean *et al.* 1997), mentre que per la badia dels Alfacs, com a referència, és inferior ($0.38 \pm 0.03 \text{ mg O}_2 \text{ l}^{-1} \text{ d}^{-1}$, $n=48$, dades no publicades), i el plàncton, en canvi, és responsable de fins al 100% dels guanys en alguns casos (Taula 6.3). En la badia de Tomales no han existit acumulacions extenses de macroalgues bentòniques, i l'autotròfia en la columna d'aigua es troba compensada àmpliament pel consum net bentònic, que arriba a provocar que el seu cicle anual sigui netament heterotròfic amb

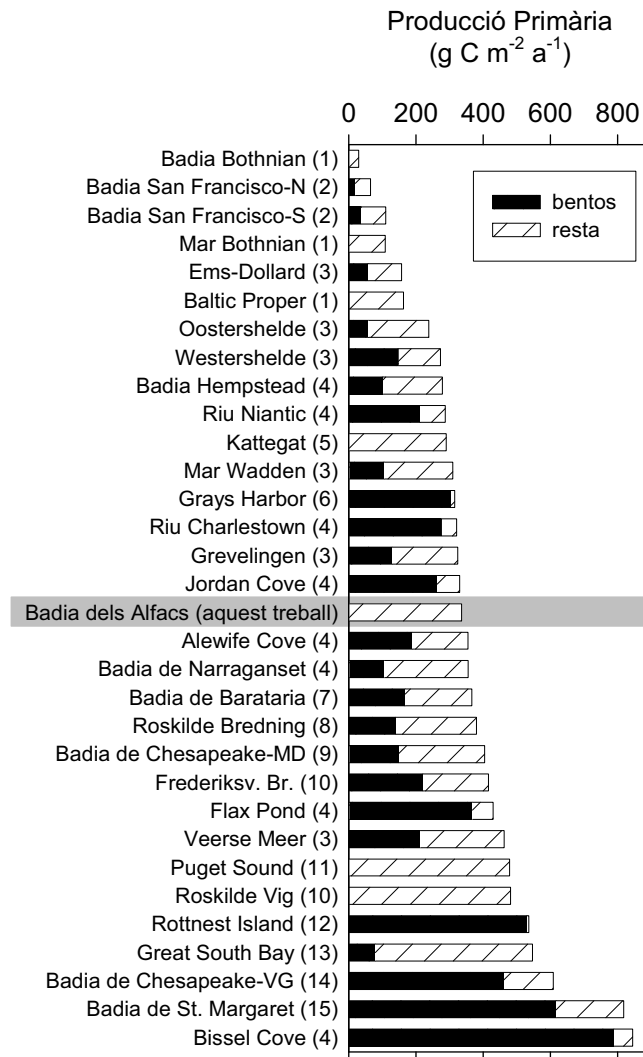


Figura 6.14. Producció primària total a 32 zones marines costaneres (referències en parèntesis). Modificat de Borum 1996: (1) Elmgren 1984, (2) Jassby *et al.* 1993, (3) Nienhuis 1992, (4) Welsh *et al.* 1982, (5) Richardson i Christoffersen 1991, Granéli i Sundbäck 1986, (6) Thom 1984, (7) Day *et al.* 1973, (8) Borum *et al.* 1990, (9) Kemp *et al.* 1983, (10) Winter *et al.* 1975, (11) Jensen *et al.* 1990, (12) Walker *et al.* 1988, (13) Lively *et al.* 1983, (14) Murray i Wetzel 1987, (15) Mann 1972.

un dèficit de $144 \text{ mg C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ (que equivaldrien a $-53 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ si es mantinguessin les mateixes condicions durant tot l'any). La badia dels Alfacs, recordem, mostra un balanç net anual biològic de $326 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ de superàvit, a causa de la producció planctònica, fonamentalment (calculat a partir de

la Taula 6.3). De totes formes, existeix una marcada oscil·lació estacional entre metabolisme fortament heterotròfic a l'estiu i de quasi-equilibri entre PPB i R durant hivern, segons apunten els mateixos autors, amb una mitjana de PB:R propera a 0.9, mentre que a la badia dels Alfacs, l'índex PB:R és molt superior (1.4 de mitjana; Taula 6.4). És a dir, el plàncton de la badia dels Alfacs produeix més per unitat de superfície que a la badia de Tomales (també hi ha el doble de fondària), i existeix la contribució de les macroalgues bentòniques en el balanç anual. Un altre diferència notable és la menor sortida d'oxigen per hidrodinamisme a la badia Tomales, que té un balanç hídric molt negatiu a l'estiu que genera situacions d'hipersalinitat (Largier *et al.* 1997, Hearn 1998, Harcourt Baldwin 2000), i possiblement, una menor exportació a l'atmosfera per acció del vent.

Respecte el grau d'eutròfia de la badia dels Alfacs, Camp (1994) la situava en la zona de les badies mesotròfiques, segons el diagrama de Vollenweider per a cossos d'aigua en funció de la càrrega de P, adaptat per a estuaris (Lee i Jones 1981). A partir dels resultats de la present tesi, i fent servir el criteri unificador de classificació proposat per Nixon (1995), la badia dels Alfacs quedaria situada dins la categoria de les badies entre mesotròfiques i eutròfiques (tenint en compte que hi ha una considerable incertesa en la precisió del resultat global del $326 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ de producció biològica bruta anual entre la columna d'aigua i el bentos, a partir dels guanys anuals mostrats a la Taula 6.3), de forma anàloga a altres badies mediterrànies com la de Tomales ($329 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$, Smith *et al.* 1989).

Importància de la covariància de factors ecològics per l'aparició d'hipòxies

En l'estudi de sensibilitat de l'oxigen dissolt a canvis en les altres variables i paràmetres, s'ha analitzat la resposta de la variació d'un factor cada vegada, mentre es mantenen constants la resta. A la natura no varia un factor ecològic independentment de la resta sinó que varien plegats molts d'ells, i és precisament en aquesta covariància, o fins i tot, en la co-ocurrència de processos en l'espai o en el temps, que es troba la causa de l'aparició dels fenòmens de dèficit d'oxigen (Camp *et al.* 1991). Aquests autors van formular que la màxima probabilitat de que s'iniciés un fenomen hipòxic venia, en teoria, de l'aparició d'un pols intens de fitoplàncton (generalment acoblat amb el pas de fronts meteorològics), seguit d'un període de calma i mínimes entrades d'aigua dolça. Ara bé, aquesta combinació d'esdeveniments semblava poc probable, i en tot cas, molt localitzada en el temps. En aquesta tesi s'ha comprovat que aquestes condicions es poden donen lleument alguns hiverns, amb la reducció de les entrades d'aigua dolça pels canals dels arrossars, podent arribar a ser davallades puntuals més fortes si augmenta aquesta covariància en el temps dels factors desencadenants de les hipòxies, com devia passar lleument el 1997 i en especial el febrer de 1998 (Figura 2.12c), a diferència de 1991, en que no es va detectar cap davallada d'oxigen dissolt a la capa inferior durant l'hivern (Figura 3.13c). Aquests polsos hivernals solen ser causats per proliferacions massives de dinoflagelats.

Tanmateix, ja s'ha comentat que a finals d'estiu cal que coincideixin determinades condicions de terbolesa d'aigua, demanda biològica d'oxigen (ambdues influenciades pel contingut dels aport

d'aigua dolça dels canals de desguàs dels arrossars i les llacunes), i absència de vent o intercanvi de l'aigua de fons amb mar obert, fonamentalment, per a que pugui aparèixer un fenomen hipòxic (Figura 6.12). I també s'ha observat al llarg de la tesi que a l'estació *Cua*, la més allunyada de mar obert i amb menor renovació d'aigua (Camp 1994), és on es dona una alta respiració del bentos lligada a una alta biomassa d'*Alsidium corallinum* (Figura 5.6), hi vessen les aigües dels canals de la Sèquia de l'Ala amb alts aports nitrogenats inorgànics dissolts (entre 80 i 600 μM al llarg de l'any, dades no mostrades), i també es dona una alta DBO (Figura 4.2). Amb aquestes evidències queda clar que és a l'estació *Cua* on coincideixen en l'espai els factors "facilitadors" de les davallades d'oxigen en major mesura, depenent l'aparició de les hipòxies, tan sols, de que la covariància d'aquest factors en el temps permeti la seva coincidència a finals d'estiu.

Possibles mesures de prevenció de les anòxies

Evidentment cal apuntar mesures de gestió que minimitzin l'impacte dels aports de nutrients sobre la badia especialment en els mesos conflictius de finals d'estiu, així com mesures paral·leles que garanteixin un mínim cabal d'aigua dolça que arribi a la badia per tal que no disminueixi perillosament la circulació estuariana, especialment en els moments més crítics com és a finals d'estiu, com s'ha destacat en l'apartat de resultats i en altres treballs previs (Invers i De Pedro 2001, Prat *et al.* 2001). Cal recordar que aquest flux d'entrada d'aigua dolça a la badia és més útil, en termes d'ajudar a mantenir l'oxigen dissolt prop dels valors de normòxia, quan s'hi aboca per algun dels canals més allunyats de la boca d'entrada a la badia (pel canal de la sèquia de l'Ala, per exemple, com s'ha considerat en aquesta tesi).

Bibliografia

- Anastacio, P. M., *et al.*, 1999. CRISP (crayfish and rice integrated system of production): 4. Modelling water, algae and oxygen dynamics. *Ecological Modelling*, 123 29-40.
- Andersen, F. O. i Kristensen, E., 1988. The influence of macrofauna on estuarine benthic community metabolism: a microcosm study. *Marine Biology*, 99 (4): 591-603.
- Arnal, I., 1980. Posibilidades de la Acuicultura en el litoral Español:
- Barnes, C. A. i Collias, E. E., 1958. *J. Mar. Res.*, 17 68.
- Beck, M. B., 1983. "A procedure for modelling", a *Mathematical Modelling of Water Quality: Streams, Lakes and Reservoirs*, 11-41. Wiley and Sons, Chichester.
- Bender, M., *et al.*, 1987. A comparison of four methods for determining planktonic community production. *Limnol. Oceanogr.*, 32 (5): 1085-1098.
- Bierman, V. J. J., *et al.*, 1994. A preliminary Mass Balance Model of Primary Productivity and Dissolved Oxygen in the Mississippi River Plume/Inner Gulf Shelf Region. *Estuaries*, 17 (4): 886-899.
- Bocci, M., *et al.*, 1997. Modelling biomass and nutrient dynamics in eelgrass (*Zostera marina* L.): Applications to the Lagoon of Venice (Italy) and Oresund (Denmark). *Ecological Modelling*, 102 67-80.
- Borum, J., 1996. "Shallow waters and Land/Sea Boundaries", a *Eutrophication in coastal Marine Ecosystems*, 52, 179-203. American Geophysical Union, Washington DC.
- Borum, J., *et al.*, 1990. Eutrofiering - effekter på marine primærproducenter. *NPO-forskning fra Miljøstyrelsen*, C3: 52.
- Boynton, W. R., *et al.*, 1997. "Interactions between physics and biology in the estuarine turbidity maximum (ETM) of Chesapeake Bay, USA (no citar sense consentiment de l'autor!!!)", a *International Council for the Exploration of the Sea*, 28. ICES, Copenhagen Denmark.
- Cadée, G.C. i Hegeman, J., 1974. Primary production of the benthic microflora living on tidal flats in the Dutch Wadden Sea. *Neth. J. Sea. Res.*, 8 260-291.

- Caffrey, J. M., 2003. "Production, respiration and net ecosystem metabolism in U.S. estuaries", a *Coastal Monitoring Through Partnerships*, 207-219.
- Caffrey, J. M., *et al.*, 1998. Changes in production and respiration during a spring phytoplankton bloom in San Francisco Bay, California, USA: Implications for net ecosystem metabolism. *Mar Ecol Prog Ser*, 172 1-12.
- Camp, J., 1994. Aproximaciones a la dinámica ecológica de una bahía estuárica mediterránea. Doctoral, 245 pp., Barcelona.
- Camp, J., *et al.*, 1991. Production-consumption budget in an estuarine bay: how anoxia is prevented in a forced system. *Oecologia aquatica*, 10 145-152.
- Carmouze, J. P., *et al.*, 1991. Metabolism of a subtropical Brazilian lagoon. *Biogeochem.*, 14 129-148.
- Chapelle, A., *et al.*, 1994. Modelling eutrophication events in a coastal ecosystem. Sensitivity analysis. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 39 529-548.
- Clavier, J., *et al.*, 1994. Benthic respiratory and photosynthetic quotients in a tropical lagoon. *C. R. Acad. Sci.*, III (317): 937-942.
- D'Avanzo, C., *et al.*, 1996. Ecosystem Production and Respiration in response to Eutrophication in Shallow Temperate Estuaries. *Marine Ecology Progress Series*, 141 263-274.
- Day, J. W. J., *et al.*, 1973. Community structure and carbon budget of a salt-marsh and shallow bay estuarine system in Louisiana. *Centre for Wetland Resources*: 79.
- Degrandpre, M. D., *et al.*, 1997. Simultaneous mooring-based measurements of seawater CO₂ and O₂ off Cape Hatteras, North Carolina. *Limnology and Oceanography*, 42 (1): 21-28.
- Delgado, M., 1986. Ecología de diatomeas costeras. Relación Pláncton-Bentos. Doctoral, 261 pp., *Departamento de Ecología*, Universidad de Barcelona.
- Di-Toro, D. M., 1993. Uncertainty analysis of the Green Bay mass balance models. *OME 36th Conference of the International Association for the Great Lakes Research*: 60.
- Dollar, S. J., *et al.*, 1991. Annual cycle of benthic nutrient fluxes in Tomales Bay, California, and contribution of the benthos to total ecosystem metabolism. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 79 115-125.

- Elliot, J. M. i Davison, W., 1975. Energy equivalents of oxygen consumption in animal energetics. *Oecologia*, 19 195-204.
- Elmgren, R., 1984. Trophic dynamics in the enclosed, brackish Baltic Sea. *Rapp. P.-v. Réun. Intl Explor. Mer.*, 183 152-169.
- Fielding, P., *et al.*, 1988. Benthic diatom biomass, production, and sediment chlorophyll in Langebaan Lagoon, South Africa. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 27 413-426.
- Fourqurean, J. W., *et al.*, 1997. Contributions of the plankton community to ecosystem respiration, Tomales Bay, California. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 44 (4): 493-505.
- Gade, H. G., 1961. On some oceanographic observations in the southeaster caribbean sea and adjacent atlantic ocean with special reference to the influence of the Orinoco River. *Bol. Inst. Oceanogr. Univ. Oriente*, 1 (2): 287-342.
- Gardner, R. H. R., *et al.*, 1981. A comparison of sensitivity analysis and error analysis based on a stream ecosystem model. *Ecol. Model.*, 12 173-190.
- Granéli, W. i Sundbäck, K., 1986. Can microbenthic photosynthesis influence below-halocline oxygen conditions in the Kattegat? *Ophelia*, 26 195-206.
- Hamilton, D. i Herzfeld, M., 2001. Computational Ecosystem Dynamics Model (CAEDYM). An ecological water quality model designed for coupling with hydrodynamic drivers:
- Hamilton, D. P. i Schladow, S. G., 1997. Prediction of water quality in lakes and reservoirs: Part I. Model description. *Ecological Modelling*, 96 (1-3): 91-110.
- Hanes, N. B. i Irvine, R. L., 1968. New techniques for measuring oxygen uptake rates of benthic systems. *J. Water Pollut. Control Fed.*, 40 223-232.
- Harcourt Baldwin, J. L., 2000. "Circulation and residence of water in small Mediterranean-climate estuaries", a *10th Southern African Marine Science Symposium SAMSS 2000: Land, Sea and People in the New Millennium Abstracts*, 1. University of Port Elizabeth, Port Elizabeth, South Africa.
- Hart, D. R., *et al.*, 2000. Seasonal dynamics of the Lake Kinneret food web: The importance of the microbial loop. *Limnology and Oceanography*, 45 (2): 350-361.

- Hearn, C. J., 1998. Application of the Stommel model to shallow mediterranean estuaries and their characterization. *Journal of Geophysical Research C Oceans*, 103 (C5): 10,391-10,404.
- Heath, M., 1995. An holistic analysis of the coupling between physical and biological processes in the coastal zone. *Ophelia*, 42 95-125.
- Hopkinson, C. S. J. i Vallino, J. J., 1995. The Relationships Among Man's Activities in Watersheds and Estuaries: A Model of Runoff Effects on Patterns of Estuarine Community Metabolism. *Estuaries*, 18 (4): 598-621.
- Hutchinson, G. E., 1957. Geography, physics, and chemistry. *A treatise on Limnology*, 1:
- Ibáñez, C., *et al.*, 2007. Changes in dissolved nutrients in the lower Ebro river: causes and consequences. *Limnetica*, 26 (2, in press):
- Invers, O. i De Pedro, X., 2001. Anàlisi de riscos d'anòxies i toxicitat de macroalgues a la badia dels Alfacs:
- Iriarte, A., *et al.*, 1997. Primary plankton production, respiration and nitrification in a shallow temperature estuary during summer. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 208 (1-2): 127-151.
- Janse, J. H. i Aldenberg, T., 1990. Modelling phosphorus fluxes in the hypertrophic loosdrecht lakes netherlands. *Hydrobiol Bull*, 24 69-90.
- Jassby, A. D., *et al.*, 1993. Organic carbon sources and sinks in San Francisco Bay: variability induced by river flow. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 95 39-54.
- Jensen, L. M., *et al.*, 1990. Plankton community respiration along a nutrient gradient in a shallow Danish estuary. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 61 (1-2): 75-85.
- Johnston, A. M., *et al.*, 1992. The acquisition of inorganic carbon by four red macroalgae. *Oecologia*, 92 (3): 317-326.
- Jørgensen, B. B. i Richardson, K., 1996. Eutrophication in Coastal Marine Ecosystems. *Coastal and Estuarine Studies*, 52: 273.
- Jørgensen, S. E., 1993. State of the art of ecological modelling. *International Congress on Modelling and Simulation*:

- Jørgensen, S. E., 1994. Fundamentals of ecological modelling. *Developments in Environmental Modelling*, 19: 628.
- Katsuyuki, A. i Satoru, T., 1997. Effects of Water Movement on the Fluctuation of Oxygen Concentration in the Lower Layer of Gokasho Bay on the East Coast of Honshu Island, Japan. *Interactions Between Cultured Species and Naturraly Occurring Species in the Environment. Twenty-fourth U.S.-Japan Aquaculture Panel Symposium*, 24: 85-89.
- Kemp, W. M. i Boynton, W. R., 1980. Influence of Biological and Physical Processes on dissolved oxygen dynamics in an Estuarine System: Implications for Measurement of Community Metabolism. *Estuarine and Coastal Marine Science*, 2 407-431.
- Kemp, W. M., *et al.*, 1983. The decline of submerged vascular plants in upper Chesapeake Bay: summary of results concerning possible causes. *Mar. Technol. Soc. J.*, 17 78-89.
- Kemp, W. M., *et al.*, 1992. Seasonal depletion of oxygen from bottom waters of Chesapeake bay: Roles of benthic and planktonic respiration and physical exchange processes. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 85 (1-2): 137-152.
- Kemp, W. M., *et al.*, 1993. Ecosystem metabolism and organic carbon balance in Chesapeake Bay. *12th Biennial Estuarine Research Federation Conf. absts.*:
- Kemp, W. M., *et al.*, 1997. Organic carbon balance and net ecosystem metabolism in Chesapeake bay. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 150 229-248.
- Kenney, B. E., *et al.*, 1988. Community oxygen metabolism in a shallow tidal estuary. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 27 33-43.
- Kremer, J. N. i Nixon, S. W., 1978. A coastal marine ecosystem. Simulation and analysis. *Ecological studies*, 24: 220.
- Langdon, C., 1988. On the causes of interspecific differences in the growth-irradiance relationship for phytoplankton. 2. A general review. *J. Plankton Res.*, 10 (6): 1291-1312.
- Largier, J. L., *et al.*, 1997. Seasonally hypersaline estuaries in Mediterranean-climate regions. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 45 (6): 789-797.
- Lee, G. F. i Jones, R. A., 1981. "Application of the OECD eutrophication modeling approach to estuaries", a *Estuaries and Nutrients.*, 549-568.

- Lively, J. S., *et al.*, 1983. Phytoplankton ecology of a barrier island estuary: Great South Bay, New York. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 16 51-68.
- Loehle, C., 1997. A hypothesis testing framework for evaluating ecosystem model performance. *Ecological Modelling*, 97 153-165.
- LOICZ, L.-O. I. i. t. C. Z. I. G.-B. P. I., 2000. Rules of Thumb in Coastal Nutrient Budgets: General Notes:
- Mann, K. H., 1972. Ecological energetics of the sea-weed zone in the marine bay on the Atlantic coast of Canada II. Productivity of the seaweeds. *Mar. Biol.*, 14 199-209.
- Margalef, R., 1974. *Ecología*: 951.
- Martínez, A., 1990. Estudio ecológico de las algas efemerofíceas: papel en los flujos de materia y energía en un sistema estuárico (Bahía de los Alfaques, Delta del Ebro, España). Ph. D. Thesis, 166 pp., *Departamento de Ecología*, Universidad de Barcelona.
- Mateo, M. A., *et al.*, 2003. Posidonia oceanica 'banquettes' : a preliminary assessment of the relevance for meadow carbon and nutrients budget. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 56 85-90.
- McTammany, M. E., *et al.*, 2003. Longitudinal patterns of metabolism in a southern Appalachian river. *Journal of the North American Benthological Society*, 22 (3): 359-370.
- Munekage, Y., 1992. Application of a two-layer box model to dissolved oxygen budget in Uranouchi Bay. *Coast. Eng. Japan*, 35 (1): 129-145.
- Munekage, Y., 1995. Studies on bottom water exchange and dissolved oxygen (DO) budget due to water intrusion in Uranouchi Bay. *Coast. Eng. Japan*, 38 (1): 89-103.
- Murray, L. i Wetzal, R. L., 1987. Oxygen production and consumption associated with the major autotrophic components in two temperate seagrass communities. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 38 231-239.
- Nienhuis, P. H., 1992. Eutrophication, water management, and the functioning of Dutch estuaries and coastal lagoons. *Estuaries*, 15 538-548.

- Nixon, S. W., 1986. "Nutrient dynamics and the productivity of marine coastal waters", a *Marine Environment and Pollution*, 97-115. The Alden Press, Oxford.
- Nixon, S. W., 1995. Coastal marine eutrophication: a definition, social causes, and future concerns. *Ophelia*, 41 199-219.
- Nixon, S. W. i Oviatt, C. A., 1973. Ecology of a New England salt marsh. *Ecological Monographs*, 43 463-498.
- Nixon, S. W., *et al.*, 1986. Nutrients and the productivity of estuaries and coastal marine ecosystems. *J. Limnol. Soc. S. Afr.*, 12 (1/2): 43-71.
- Odum, E. P., 1969. The strategy of ecosystem development. *Science*, 164 262-270.
- Odum, E. P., 1971. *Fundamentals of Ecology*:
- Odum, H. T., 1967. "Biological circuits and the marine systems of Texas", a *Pollution and Marine Ecology*, 99-157. Wiley Interscience, New York, USA.
- Officer, C. B., *et al.*, 1984. Chesapeake Bay Anoxia: Origin, Development, and Significance. *Science*, 223 22-27.
- Oviatt, C. A., *et al.*, 1986. Patterns of productivity during eutrophication in mesocosms experiment. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 28 69-80.
- Park, K., *et al.*, 1996. A numerical model study of hypoxia in the tidal Rappahannock river of Chesapeake Bay. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 42 563-581.
- Pastres, R., *et al.*, 1997. Local sensitivity analysis of a distributed parameters water quality model. *Reliability Engineering and System Safety*, 57 21-30.
- Peckol, P. i Rivers, J. S., 1996. Contribution by macroalgal mats to primary production of a shallow embayment under high and low nitrogen-loading rates. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 43 (3): 311-325.
- Pérez, M., *et al.*, in press. Changes in benthic vegetation in a Mediterranean estuarine bay (Alfacs Bay, Spain).
- Petersen, J. E., *et al.*, 1998. Coastal plankton responses to turbulent mixing in experimental ecosystems. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 171 23-41.

- Pinckney, J. L., 1994. "Development of an irradiance-based ecophysiological model for intertidal benthic microalgal production", a *Biostabilization of sediments*, 55-84. Bibliotheks and Informations system der Carl von Ossietzky Universität, Oldenburg.
- Pomeroy, L. R., *et al.*, 1995. Limits to growth and respiration of bacterioplankton in the Gulf of Mexico. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 117 (1-3): 259-268.
- Prat, N., *et al.*, 2001. El curso inferior del Ebro y su delta. Situación actual. Impacto ambiental del Plan Hidrológico Nacional. Un nuevo modelo de gestión del agua para el bajo Ebro.:
- Press, W. H., *et al.*, 1993. Numerical recipes in FORTRAN. The art of scientific computing.: 964.
- Prosser, C. L. i Brown, F. A., 1965. Comparative Animal Phisiology:
- Richardson, K. i Christoffersen, A., 1991. Seasonal distribution and production of phytoplankton in the southern Kattegat. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 78 217-227.
- Romero, J. R. R., *et al.*, 2003. Computational Aquatic Ecosystem Dynamic Model: CAEDYM v2 Science Manual:
- Sampou, P. i Kemp, W. M., 1994. Factors regulating plankton community respiration in Chesapeake Bay. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 110 (2-3): 249-258.
- Schinke, H. i Matthaus, W., 1998. On the causes of major Baltic inflows- an analysis of long time series. *Cont Shelf Res*, 18 (1): 67-97.
- Schladow, S. G. i Hamilton, D. P., 1997. Prediction of water quality in lakes and reservoirs: Part II. Model calibration, sensitivity analysis and application. *Ecological Modelling*, 96 (1-3): 111-123.
- Seiki, T., *et al.*, 1989. Benthic nutrient remineralization and oxygen consumption in the coastal area of Hiroshima Bay. *Water Res.*, 23 (2): 219-228.
- Seliger, H. H. i Boggs, J. A., 1988. "Long term patterns of anoxia in the Chesapeake Bay", a *Understanding the estuary: advances in Chesapeake Bay research*, 129, 570-583. Chesapeake Research Consortium. Solomons.,
- Skjelvan, I., *et al.*, 2001. Oxygen fluxes in the Norwegian Atlantic Current. *Marine Chemistry*, 73 (3-4): 291-303.

- Smith, S. V. i Hollibaugh, J. T., 1993. Coastal metabolism and the oceanic organic carbon balance. *Rev. Geophys.*, 31 75-89.
- Smith, S. V. i Hollibaugh, J. T., 1997. Annual cycle and interannual variability of ecosystem metabolism in a temperate climate embayment. *Ecological Monographs*, 67 (4): 509-533.
- Smith, S. V., *et al.*, 1989. Tomales Bay, California: A case for carbon-controlled nitrogen cycling. *Limnol. Oceanogr.*, 34 (1): 37-52.
- Smith, S. V., *et al.*, 1991. Tomales Bay metabolism: C-N-P stoichiometry and ecosystem heterotrophy at the land-sea interface. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 33 (3): 223-257.
- Smith, S. V. i Mackenzie, F. T., 1987. The ocean as a net heterotrophic system: implications from the global biogeochemical cycle. *Global Biogeochem. Cycles*, 1 187-198.
- Soetaert, K., *et al.*, 2002. FEMME, a flexible environment for mathematically modelling the environment. *Ecological Modelling*, 151 177-193.
- Soetaert, K., *et al.*, 2000. FEMME: A flexible environment for mathematically modelling the environment: 202.
- Solidoro, C., *et al.*, 1996. Sensitivity analysis of an eutrophication model for shallow water environments colonized by *Ulva rigida*. *Annali di Chimica. Società Chimica Italiana*, 86 677-684.
- Stigebrandt, A., 2001. "Fiord circulation", a *Encyclopedia of Ocean Sciences*, 2, 897-902. Academic Press, San Diego, USA.
- Swaney, D. P., *et al.*, 1999. A novel approach for estimating ecosystem production and respiration in estuaries: Application to the oligohaline and mesohaline Hudson River. *Limnol. Oceanogr.*, 44 (6): 1509-1521.
- Thom, R. M., 1984. Primary production in Grays Harbor Estuary, Washington. *Bull. S. Calif. Acad. Sci.*, 83 99-105.
- Thomann, R. V. i Mueller, J. A., 1987a. "Eutrophication", a *Principles of surface water quality modelling and control*, 385-493. Harper & Row, New York.
- Thomann, R. V. i Mueller, J. A., 1987b. Principles of surface water quality modelling and control:

- Turner, R. E., *et al.*, 1987. The role of stratification in the deoxygenation of Mobile Bay and adjacent shelf bottom waters. *Estuaries*, 10 13-19.
- van Es, F. B., 1982. Community metabolism of intertidal flats in the Ems-Dollar Estuary. *Mar. Biol.*, 66 95-108.
- Walker, D. I., *et al.*, 1988. Comparison of annual production and nutrient status of the primary producers in a shallow limestone reef system (Rottnest Island), Western Australia. *Australian Marine Science Association Silver Jubilee 1963-1988 Annual Conference*: 183-187.
- Wang, P. F., *et al.*, 1999. Water Quality and Eutrophication in Tampa Bay, Florida. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 49 (1): 1-20.
- Weigelt, M., 1990. Oxygen conditions in the deep water of Kiel Bay and the impact of inflowing salt-rich water from the Kattegat. *Meeresforsch*, 33 (1): 1-22.
- Welsh, B. L., *et al.*, 1982. "Relationship between physical characteristics and organic carbon sources as a basis for comparing estuaries in southern New England", a *Estuarine comparisons*, 53-67. Academic Press, New York.
- Wen, C. G., *et al.*, 1981. Determination of Sensitivity of Water Quality Parameters for Stream Pollution Control. *J. Environ. Manage.*, 14 (1): 17-34.
- Wen, C. G., *et al.*, 1982. Determination of Sensitivity of Water Quality Parameters for Stream Pollution Control. *J. Environ. Manage.*, 14 (1): 17-34.
- Williams, P. J. I., 1982. "Microbial contribution to overall plankton community respiration-studies in enclosures", a *Marine Mesocosms: Biological and Chemical Research in Experimental Ecosystems*, 305-322. Springer-Verlag, Amsterdam.
- Williams, S. L., 1984. Decomposition of the tropical macroalga *Caulerpa cupressoides* (West) C. Agardh: field and laboratory studies. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 80 109-124.
- Winter, D. F., *et al.*, 1975. The dynamics of phytoplankton blooms in Puget Sound, a fjord in the Northwestern United States. *Mar. Biol.*, 29 139-176.
- Ziegler, S. i Benner, R., 1998. Ecosystem metabolism in a subtropical, seagrass-dominated lagoon. *Mar Ecol Prog Ser*, 173 1-12.

