

### Introducció

La diversitat biològica existeix en àmbits molt diferents: diversitat genètica dins de poblacions locals d'una espècie, diversitat genètica entre poblacions de la mateixa espècie distintes geogràficament, des de diversitat d'espècies fins a diversitat de fílums, passant per la diversitat entre comunitats, ecosistemes o paisatges (Ramade, 1994). La diversitat dels ecosistemes o paisatges se sol anomenar *ecodiversitat*.

La història de la vida a la terra, que comprèn els darrers 3.850 milions d'anys (Ma), i concretament des de l'explosió de la diversitat dels organismes multicel·lulars en el cambrià, és d'una diversitat en gran expansió, tot i que amb moltes fluctuacions i episodis puntuals d'extincions massives (Benton, 1995). El cicle de vida mitjà d'una espècie, segons les dades extretes dels fòssils, des del seu origen fins a l'extinció, és d'alguns milions d'anys, entre un i deu (May, 1999). Si tenim en compte aquest període de vida mitjà i l'estabilitat del creixement mitjà en la diversitat d'espècies des del cambrià, és possible que les espècies actuals constitueixin entre un 5 % i un 10 % de totes les que, en algun moment, han poblat el nostre planeta (May, 1999).

La diversitat de les espècies es pot dividir en diversitat alfa, beta i gamma (Whittaker 1965, 1972; Ricklefs i Schuster, 1993). La diversitat alfa mesura el nombre d'espècies dins d'un hàbitat o ecosistema. La diversitat beta mesura la taxa de recanvi d'espècies entre hàbitats o segments contigus del litoral. L'índex de Wilson i Shmida (1984) quantifica el volum total d'espècies (diversitat beta): un valor de 0 representa que no hi ha hagut cap canvi i un valor d'1 representa un moviment total d'espècies entre comunitats o parts del litoral contigües. Finalment, la diversitat gamma mesura el nombre d'espècies que hostatja una regió, definides des d'un punt de vista polític, geogràfic o biogeogràfic. No hi ha una relació general establerta entre la diversitat alfa, la beta i la gamma: la diversitat alfa pot ser elevada en àrees en què la beta i la gamma siguin baixes, o viceversa (vegeu-ne exemples a Bolton, 1996).

## Quantes espècies?

S'ha calculat que el nombre total d'espècies vives denominades i registrades existents avui dia es troba entre 1,5 milions (May, 1999) i 1,6-1,8 milions (Hammond, 1995). Aquesta xifra té un marge d'error d'un 10 % aproximadament, sobretot pels possibles casos de sinonímia (May, 1999).

Les espècies d'aus i mamífers estan comparativament millor documentades malgrat que cada any es trobin entre tres i cinc noves espècies d'aus i deu noves espècies de mamífers. Per contra, ben poc es coneix de determinats grups —com els invertebrats, els fongs o els bacteris— o de determinats llocs —com el bentos marí profund— (Grassle i Maciolek, 1992; May, 1992; Desbruyères, 1995; Heip, 1998). El nombre d'espècies d'invertebrats paràsites deu ser de la mateixa magnitud que el nombre que sumen totes les altres espècies de vertebrats i invertebrats (May, 1997). És possible que moltes espècies que actualment es consideren cosmopolites, és a dir, amb una distribució mundial, siguin artefactes resultants d'una sistemàtica summament conservadora i es puguin dividir en diverses espècies críptiques (Hooper i Lévi, 1994). Per exemple, uns estudis moleculars (al·loenzimàtics) d'espècimens de l'esponja *Chondrilla nucula* recollits al llarg de 10.000 km de la seva distribució geogràfica van posar de manifest l'existència de cinc formes genètiques diferents (Klautau *et al.*, 1999). Diverses soques del que s'havia classificat com una única espècie bacteriana, *Legionella pneumophila*, tenen homologies de seqüències nucleotídiques (tal com va indicar la hibridació del DNA) de menys d'un 50 %, que és igual de gran que la distància genètica característica entre mamífers i peixos (Selander, 1985). A més, els taxònoms no reparteixen bé la seva tasca entre els vertebrats, les plantes i els invertebrats: l'espècie mitjana de vertebrat rep deu vegades més esforç taxonòmic que l'espècie mitjana de planta vascular, i cent vegades més que l'espècie mitjana d'invertebrat (Gaston i May, 1992). Tal com indica May (1999), aquesta és una mala manera de portar un negoci. En conjunt, i tenint en compte els nivells actuals de sinonímies resoltes, cada any es denominen deu mil espècies noves (Hammond, 1995).

Les xifres estimades de la diversitat d'espècies marines conegudes oscil·len entre 150.000 i 245.000 espècies, de les quals només 20.000 són plantes (Hartog, 1970, 1980; Fredj *et al.*, 1992; Winston, 1992; Norton *et al.*, 1996; Heip, 1998, entre d'altres). En termes generals, de totes les espècies que actualment es denominen i registren, menys d'un 15 % es poden trobar als oceans (May, 1992). És aquesta xifra un artefacte atribuïble a un coneixement més limitat del medi marí?

Una explicació tècnica per a aquest desequilibri és que més de la meitat (aproximadament un 56 %) de totes les espècies denominades són insectes, que són només terrestres (May, 1988).

Una explicació ecològica podria ser que la majoria dels invertebrats marins bentònics es desenvolupen mitjançant fases larvàries dispersives i de vida lliure. Thorson (1966) va estimar que entre un 55 % i un 85 % d'aquests produeixen larves planctotròfiques (que s'alimenten en la fase planctònica) de vida llarga (que passen entre setmanes i mesos al plàncton), un 5 % produeixen larves planctotròfiques de vida curta (que passen entre hores i dies al plàncton), i un 10 % aproximadament produeixen larves lecitotròfiques (que no s'alimenten). Els suposats avantatges d'aquest tipus de larves planctòniques inclouen l'evitació de la competència amb els adults pels re-

cursos, la disminució de la probabilitat d'endogàmia en la generació següent i l'augment de la capacitat de resistir extincions locals. No obstant això, els possibles desavantatges inclouen l'allunyament i la dispersió dels hàbitats favorables, les dificultats d'adaptació a condicions locals, les incompatibilitats entre la tolerància fisiològica larvària i la juvenil, una major susceptibilitat a la depredació i diversos costos que poden vincular-se a la metamorfosi. La direcció que prenen els canvis evolutius sembla normalment esbiaixada cap a la pèrdua de larves planctotròfiques en molts clades, cosa que implica que aquestes larves són, en certa manera, desavantatjoses. La preponderància actual de les larves planctotròfiques en els cicles biològics dels invertebrats marins bentònics pot ser simplement un reflex del temps insuficient que han tingut les espècies per perdre les fases larvàries des de l'últim episodi d'extinció, fa 65 Ma (Pechenik, 1999). Les proves proporcionades pels fòssils avalen la teoria que les espècies amb un gran potencial de dispersió persisteixen més en el temps geològic que les que tenen un potencial de dispersió menor. Per exemple, dins del gènere de gastròpodes *Nassarius*, no va persistir més de 5 Ma cap espècie sense larves planctotròfiques; en contrast amb això, moltes espècies amb larves de llarga vida van persistir durant 15 o fins i tot 20 Ma (Gili i Martinell, 1994; Pechenik, 1999). Siguin quins siguin els motius de l'estratègia de dispersió larvària remota de la majoria de les espècies marines, és clar que no afavoreixen ni l'aïllament genètic ni l'especiació (vegeu, però, Victor i Wellington, 2000, sobre uns resultats contraris).

Finalment, el paradigma de la baixa diversitat d'espècies marines, en què els oceans es veuen com un vast desert, pot ser degut al fet que la tasca taxonòmica és encara més minsa que en l'àmbit continental. No tan sols el nombre de sistemàtics que estudien els organismes marins és un o dos ordres de magnitud inferior al dels sistemàtics «terrestres» sinó que, a més, l'exploració del mar es basa en unes tècniques més cares, de llarga durada i/o força ineficaces, com ara les culles, les dragues, les xarxes d'arrossegament, el submarinisme i els submarins (Winston, 1988, 1992). Els exemples següents sobre descobriments recents il·lustren a *contrario* el gran buit de coneixement que patim. L'enorme tauró planctòfag *Megachasma pelagios*, amb una longitud i un pes que poden arribar als 5 m i els 700 o 900 kg respectivament, no va ser descobert fins al 1976. Les fumaroles hidrotermals dels fons abissals, que constitueixen fèrtils oasis de vida que allotgen centenars d'espècies abans desconegudes, van ser descoberts el 1977. Per primera vegada es van trobar indicis d'un ecosistema basat completament en producció primària assolida per mitjà de bacteris quimiosintètics (Corliss *et al.*, 1979; Prieur *et al.*, 1995; Chevaldonné *et al.*, 1997; Desbruyères *et al.*, 1998, entre d'altres). El cianòfit *Prochlorococcus marinus*, descobert el 1988, és present en densitats cel·lulars elevades (de  $10^4$  a  $10^5$  cèl·lules per ml) en la majoria dels mars temperats i tropicals del món (Chisholm *et al.*, 1988, 1992; Scanlan *et al.*, 1996). Així doncs, és possible que es tracti de l'organisme fotosintètic més abundant de la Terra. A més, pot ser responsable d'una gran proporció de la producció primària i de la biomassa fitoplanctòniques: per exemple, entre un 30 % i un 40 % al Pacífic central (Campbell *et al.*, 1994). Recentment, es va descobrir l'anomenada *esponja carnívora*, una esponja amb un comportament carnívor que vivia en una cova marina només a uns pocs quilòmetres de Marsella, a la Riviera francesa (Vacelet i Boury-Esnault,

1995, 1996; Vacelet, 1996). Finalment, un bacteri del sofre gegant que no havia estat descrit mai abans, *Thiomargarita namibiensis*, amb unes cèl·lules tan grans que es poden veure a simple vista (fins a 0,75 mm de diàmetre), va ser descobert el 1999 en aigües de Namíbia en sediments que eren a una profunditat de ~100 m (Schultz *et al.*, 1999).

Unes mostres del fons de l'Atlàntic a una profunditat d'entre 1.500 m i 2.500 m, al llarg d'un transecte de 176 km en aigües del litoral entre Nova Jersey i Delaware, van permetre detectar que, de les 798 espècies recollides, 460 (un 58 %) no havien estat descrites mai abans (Grassle i Maciolek, 1992). Per mitjà d'una corba de rarefacció, és a dir, una corba que mostra el ritme a què apareixen noves espècies a mesura que es mostregen més individus, i de càlculs estimatius del canvi d'espècies al llarg de gradients espacials, Grassle i Maciolek (1992) van calcular una estima del nombre total d'espècies bentòniques (principalment mol·luscs, crustacis i cucs poliquets) de l'ordre de deu milions aproximadament. Posteriorment, el seu mètode de càlcul va ser criticat i la seva estimació es va considerar sobrecalculada (May 1992, 1993; però vegeu Poore i Wilson, 1993). Tanmateix, tant si el nombre total global d'espècies de cucs, crustacis i mol·luscs que viuen en sediments de les profunditats del mar és de més de deu milions com de menys de mig milió, el treball de Grassle i Maciolek ens recorda el poc que es coneix sobre les dues terceres parts de la superfície de la Terra que romanen sota les profunditats dels oceans (May, 1992).

Actualment, el nombre total d'espècies vives del nostre planeta, en oposició a les que hem pogut denominar i registrar, és un gran desconegut. Els càlculs recents són de l'ordre de set milions d'espècies en total (terrestres i marines), amb una oscil·lació possible d'entre cinc i quinze milions, però poden defensar-se des de càlculs tan baixos com tres milions fins a estimacions tan altes com cent milions o més (Wilson i Peters, 1988; Hammond, 1995; May, 1998, 1999). Pel que fa al medi marí, el càlcul de Winston (1992) d'un milió o més d'espècies sembla més aviat conservador.

## Quants filums?

Gairebé la totalitat dels aproximadament cinquanta filums de plantes i animals és present en el medi marí. Una tercera part d'aquests són específics d'aquest ambient (ctenòfors, gastròtrics, cinorincs, cicliòfors, braquiòpodes, pogonòfors, loricífers, vestimentífers, quetognats i equinoderms). En contrast amb això, hi ha molt pocs filums que siguin estrictament continentals (per exemple, els onicòfors). La diversitat de filums marins és, per tant, més elevada que la terrestre. A més, si considerem que el nivell fonamental de diversitat es basa en l'estructura corporal bàsica, més del 80 % d'aquesta diversitat es troba només al mar. Això és consistent amb l'origen marí de la vida i amb la major quantitat de temps que aquesta es va desenvolupar sota la superfície del mar que fora del mar (May, 1992; Winston, 1992; Norse, 1993; Heip, 1998; Helfman *et al.*, 1997).

## Patrons de biodiversitat marina

La majoria de les espècies marines conegudes són bentòniques, tant si habiten sobre fons durs com sobre fons tous (64 % i 27 % respectivament). Per contra, les espècies pelàgiques representen només un 9 % dels organismes marins (Heip, 1998; Helfman *et al.*, 1997).

Els patrons latitudinals, longitudinals i regionals poden ser clarament artefactes resultants del fet que tenim un coneixement limitat de determinats filums i ecosistemes o certes zones geogràfiques. A més, la diversitat augmenta a mesura que s'engrandeix l'àrea considerada (un cas típic de corba espècies-àrea). Per això, en aquest treball només presentem resultats ben documentats: considerar que una flora o fauna és més rica que una altra implica que les diferències en diversitat no es podran explicar ni per les diferències en la «pressió dels sistemàtics» ni per la d'àrea de la zona considerada.

### *Biodiversitat i latitud*

Segons Rohde (1992), gairebé tots els grups d'organismes, ja siguin continentals o marins, tenen més espècies a les latituds tropicals que a les més altes, i aquests gradients latitudinals s'inclouen dins de les característiques més universals de la natura. S'ha demostrat que es donen a hàbitats tan dispersos com en alta mar, les comunitats sublitorals, les selves tropicals, els deserts, els rius i els llacs. De fet, en el medi marí, la diversitat de les espècies de peixos costaners, ja sigui diversitat alfa com gamma, i la diversitat d'ordres i famílies de les demoespoges segueixen aquest patró (Rohde, 1992; Van Soest, 1994; Helfman *et al.*, 1997; Harmelin-Vivien, 2000). De la mateixa manera, els bivalves, els gastròpodes i els isòpodes dels sediments tous de l'Atlàntic profund (entre 500 m i 4.000 m) mostren un gradient latitudinal significatiu de diversitat d'espècies alfa, des d'una alta diversitat tropical fins a una molt baixa diversitat al mar de Noruega. El mateix gradient es dona a l'Atlàntic sud, tot i que en menor grau que a l'Atlàntic nord (Rex *et al.*, 1993). Entre les forces evolutives que han provocat que gairebé tots els grups d'organismes tinguin una major diversitat d'espècies als tròpics podríem comptar: 1) l'augment de l'energia disponible al medi ambient, i 2) un temps evolutiu «efectiu» més gran a causa d'un augment en la velocitat evolutiva (Huston, 1979; Currie, 1991; Rohde, 1992). Tanmateix, la congruència entre els patrons de diversitat de les biotes de superfície i les de profunditat és sorprenent, ja que les explicacions abans esmentades poden ser ineficaces en les condicions de l'oceà profund. Aquesta congruència pot resultar de l'acoblament ecològic a través de la columna d'aigua, mitjançant l'enfonsament de matèria orgànica procedent de la superfície, o a través de factors històrics, mitjançant patrons de colonització regional des dels hàbitats superficials fins als profunds (Rex *et al.*, 1993, 1997).

La diversitat de les algues bentòniques, però, només segueix parcialment el model general. Les comparacions globals entre flors d'algues documentades de grans zones geogràfiques (diversitat gamma) posen de manifest l'existència de grans diferències: flors molt riques (entre 900 i

1.100 espècies) en les regions temperades càlides, flores riques (entre 600 i 700 espècies) i flores pobres (entre 300 i 400 espècies) en les regions temperades fredes i tropicals, i flores molt pobres (al voltant de les 200 espècies) en les regions polars (Hoek, 1984; Lüning, 1990; Bolton, 1994). La flora tropical de les Filipines, amb 900 espècies, constitueix una excepció (Silva *et al.*, 1987; Bolton, 1994). Les hipòtesis que explicarien aquests patrons inusuals són: 1) competència per l'espai per part dels coralls —podria dir-se que els coralls, amb les seves microalgues simbiòtiques, són «plantas funcionals» i, en moltes regions tropicals, han ocupat el nínxol de les macroalgues (Lüning, 1990); 2) l'augment massiu en l'herbivorisme per part dels peixos en les regions tropicals (Gaines i Lubchenco, 1982; Meekan i Choat, 1997). Per tal que aquesta hipòtesi sigui correcta, s'ha de donar per fet que els herbívors són força indiscriminats, per tal com es considera que els alts nivells d'herbivorisme específic de preses augmenten més que no pas disminueixen la diversitat (Begon *et al.*, 1990; Bolton, 1994); 3) la manca d'estabilitat ambiental durant llargs períodes en les eres geològiques, amb una extensió molt minsa de les condicions tropicals en alguns períodes (Lüning, 1990). Tanmateix, aquesta hipòtesi de la inestabilitat no està avalada per la gran diversitat d'espècies de la Mediterrània, que es va dessecar repetidament fa entre cinc i sis milions d'anys (Bolton, 1994).

Finalment, la diversitat d'espècies gamma de les demoespoges no es correspon amb el gradient clàssic de riquesa creixent des de latituds altes a tropicals. A les aigües tropicals es donen faunes molt riques (per exemple a Indonèsia o Nova Caledònia) i molt pobres (com al Pacífic est; Soest, 1994; Hooper i Lévi, 1994).

Un altre tipus de patró latitudinal és el que mostren les algues. La proporció entre el nombre d'espècies d'algues vermelles (*Rhodophyta*) i el d'algues brunes (*Fucophyceae*) augmenta de manera uniforme entre les aigües fredes i les tropicals (una relació d'aproximadament 1 a 4; Feldmann, 1938).

Els patrons latitudinals en la diversitat tròfica també es poden observar en alguns filums. Entre els peixos marins, existeix un gradient descendent en la diversitat dels comportaments alimentaris i les categories tròfiques entre les latituds baixes i les altes (Harmelin-Vivien, 2000). La diversitat de dietes dels peixos és alta als tròpics, on hi ha un gran nombre d'herbívors, omnívors, brostejadors d'invertebrats sèssils i planctòfags, a més de carnívors i piscívors, mentre que la majoria (si no totes) de les espècies de peixos de les latituds altes són carnívores i/o piscívores (Helfman *et al.*, 1997).

### *Biodiversitat i profunditat*

Si bé la diversitat total d'espècies dels organismes marins és superior en les aigües superficials que en les profundes, el patró de distribució segons la profunditat difereix entre els tàxons. Les macroalgues fotosintètiques estan, naturalment, restringides als nivells superiors, des de l'eulitoral (zona intermareal) fins al circalitoral, amb un màxim de diversitat al sublitoral. Les macroal-

gues més profundes han estat recollides a l'Atlàntic occidental tropical (per exemple, l'alga verda *Rhipiliopsis profunda* fins a 153 m de profunditat i les coral·linàcies crustoses fins a 268 m) i a prop de Hawaii (per exemple, l'alga bruna *Sargassum hawaiiensis*, a una profunditat d'uns 200 m; Doty *et al.*, 1974; Littler *et al.*, 1985; Norris i Olsen, 1991). No obstant això, l'antic paradigma de la zonació algal, segons el qual les algues verdes, les brunes i les roges es troben als nivells superior, mitjà i inferior, respectivament, ja fa temps que s'ha abandonat. Moltes de les algues que es troben a més profunditat són brunes i verdes. Els peixos mostren un patró de profunditat similar al de les algues, amb un fort descens de la diversitat a mesura que augmenta la profunditat (vegeu la taula 1; Helfman *et al.*, 1997). A la Mediterrània, per exemple, hi ha 368 espècies entre el nivell del mar i 150 m de profunditat, mentre que només n'hi ha 59 entre els 150 m i els 2.000 m (Fredj i Maurin, 1987). Les esponges presenten la seva diversitat d'espècies gamma més elevada a la zona circalitoral i un descens a la zona batial. Per exemple, al voltant de les illes Kerguelen, hi ha vint-i-dues espècies en profunditats d'entre 0 m i 50 m, seixanta-sis entre els 50 m i els 300 m i vint-i-tres entre els 300 m i els 1.000 m (Boury-Esnault i Van Beveren, 1982).

Segons Sanders (1968), Grassle i Maciolek (1992) i Rex *et al.* (1997), la fauna d'invertebrats dels hàbitats sedimentaris dels grans fons marins té una diversitat d'espècies alta en comparació de la de les zones d'estuaris i costaneres superficials (vegeu amunt). Tanmateix, un examen crític de les seves dades, juntament amb noves dades, mostra que la diversitat de les espècies (sobretot la diversitat alfa) dels hàbitats sedimentaris soms és tan alta, si no més alta, que la dels hàbitats dels grans fons marins, de manera que, ara per ara, no es pot establir un patró general (Gray, 1994; Gray *et al.*, 1997).

Si bé la diversitat total d'un filum sol presentar un gradient decreixent a mesura que augmenta la profunditat, es pot observar el patró contrari en el cas d'una classe, un ordre o una família en concret. Dins de les esponges, la classe de les calcàries té el seu màxim de diversitat d'espècies a la plataforma continental (257 espècies per sobre dels 200 m i 133 per sota; Vacelet, 1988). Les demoesponges litístides, que posseeixen un esquelet predominantment silícic, són més abundants al talús continental entre 200 m i 700 m de profunditat. D'altra banda, les demoesponges amb un esquelet d'espongina ben desenvolupat no es troben habitualment per sota dels 100 m. Les hexactinèl·lides dictionines tenen una distribució principalment batial (de 500 m a

TAULA 1. Diversitat d'espècies de peixos marins, com a factor dependent de l'hàbitat i la profunditat

Hàbitats marins	Profunditat	Nombre d'espècies	Percentatge respecte al nombre total d'espècies de peixos
Peixos de la zona epipelàgica	0-200 m	325	1 %
Peixos de la zona pelàgica profunda	> 200 m	1.250	5 %
Peixos del litoral o de la plataforma continental	0-200 m	11.250	45 %
Peixos de la zona bentònica profunda	> 200 m	1.500	6 %

FONT: Helfman *et al.*, 1997.

1.500 m) i poden arribar a la zona abissal (Vacelet, 1988; Tabachnick, 1994). La diversitat d'espècies de peixos en una profunditat determinada es deu generalment a la presència de famílies concretes, ja que només unes poques famílies de peixos es troben al llarg de tot el gradient de profunditat (Helfman *et al.*, 1997). Els pomacèntrids, els làbrids i els gòbids, per exemple, es troben entre les famílies de peixos amb més diversitat de les aigües superficials, mentre que la majoria de famílies que componen el gruix de la diversitat d'espècies als hàbitats marins de profunditat (ceratioïds, saccofaríngids, notacàntids, macrúrids i molts d'altres) no són presents a les aigües superficials.

#### *Punts calents de la biodiversitat marina*

Els punts calents són regions amb una alta biodiversitat (normalment diversitat d'espècies gamma) que no poden explicar-se, o que només es poden explicar parcialment, mitjançant els patrons de latitud i/o profunditat abans esmentats. Els gradients longitudinals en la biodiversitat poden ser més abruptes que els latitudinals (Briggs, 1996; Ormond i Roberts, 1997). Un fort gradient de diversitat d'espècies decreixent en els peixos dels esculls coral·lins té lloc d'oest a est del Pacífic. S'han registrat més de 2.500 espècies costaneres de peixos de les Filipines, 1.200 de les illes Carolines, 800 de la Polinèsia francesa i només 600 al Pacífic oriental tropical.

Algunes regions constitueixen un punt calent per a la majoria dels grups taxonòmics. Aquest és el cas del triangle de l'Índic oriental, entre Austràlia i Àsia, en els tròpics (incloent-hi Indonèsia) i de la Mediterrània a les regions temperades càlides (Hoek, 1984; Bolton, 1994; Briggs, 1996; Helfman *et al.*, 1997). Malgrat que l'últim d'aquests mars forma part de la província Atlantomediterrània, la flora i la fauna són considerablement més riques que les de les costes atlàntiques. Altres regions representen també punts calents per a només un o pocs grups d'organismes marins. Pel que fa als gèneres d'algues roges, les regions més riques són les del Pacífic occidental i l'Índic tropical, l'Atlàntic occidental tropical, el Pacífic nord-occidental temperat càlid i l'Atlàntic nordoriental temperat (Hoek, 1984). Les regions més riques d'espècies d'algues brunes semblen que són de lluny les de la Mediterrània i la costa meridional d'Austràlia, amb 255 i 231 espècies, respectivament (Womerley, 1987; Ribera *et al.*, 1992). Pel que fa a les demoesponges, les regions més riques són Indonèsia, l'oceà Índic occidental i les Antilles (Carib), amb 965, 683 i 640 espècies, respectivament (Soest, 1994). Pel que fa als peixos, la regió més rica és la del Pacífic occidental i l'Índic, que conté una tercera part dels peixos marins d'aigües somes (unes 3.000 espècies; Helfman *et al.*, 1997).

#### *Punts calents d'endemismes marins*

El nivell d'endemisme varia visiblement entre regions i grups. A la Mediterrània, té una mitjana del 27 % per a la fauna, amb valors del 18 % per als peixos i crustacis decàpodes, 24 % per als equinoderms, 27 % per als hidraris, 46 % per a les esponges i 50 % per als ascidiacis, i una mitjana



na del 25 % per a la flora, amb valors del 20 % per a les fanerògames marines i un 39 % per a les algues brunes (Pérès i Picard, 1964; Giaccone, 1974; Vacelet, 1981; Sarà, 1985; Fredj i Maurin, 1987; Pansini, 1990; Fredj *et al.*, 1992; Boudouresque, dades no publicades). Dins de la Mediterrània, la conca occidental sembla que és el centre més important d'endemismes, com ho il·lustren la família coral·linàcies d'algues roges i les algues brunes. En conjunt, un 49 % de les espècies endèmiques mediterrànies són exclusives de la conca occidental, enfront de només un 5 % per a la conca oriental (Fredj, 1974; Bressan i Babbini-Benussi, 1996; Boudouresque, dades no publicades). Briggs (1974) indica que la Mediterrània probablement ha funcionat com a centre primari per a l'especiació. Segons aquesta hipòtesi, deu haver-hi un gran contingent d'espècies atlàntiques que han vingut des de la Mediterrània. Per contra, la Mediterrània deu haver tingut un paper de refugi per a moltes espècies atlàntiques que van trobar les condicions necessàries per a la seva supervivència només en aquest mar. Juntament amb la Mediterrània, Califòrnia i Austràlia meridional són també centres d'endemismes d'algues brunes, mentre que l'endemisme és més baix a l'Àfrica sud-occidental i a Xile (Bolton, 1996). Nova Zelanda, Sud-àfrica i Indonèsia són centres per a l'endemisme de les esponges hexactinèl·lides (Tabachnick, 1994). En el cas dels peixos dels esculls coral·lins, l'endemisme assoleix un 15 % al mar Roig, un 25 % a l'illa de Pasqua i un 30 % a Hawaii, mentre que l'Indopacífic central, amb nivells més alts de riquesa d'espècies, té uns nivells baixos d'endemisme (Ormond i Roberts, 1997).

Val a dir, però, que el nivell d'endemisme en una regió pot canviar completament quan se'n millora el coneixement. Per exemple, a Nova Caledònia, el percentatge d'espècies endèmiques d'esponges es va calcular en un 20 % el 1979, quan només es van registrar 195 espècies, i en un 44 % i un 72 % en hàbitats litorals i profunds, respectivament, el 1994, quan el nombre d'espècies registrades va augmentar fins a 365 (Hooper i Lévi, 1994).

## Erosió de la biodiversitat marina

Les espècies es classifiquen en vuit categories, que són les següents (IUCN, 1994; anònim, 1999): extintes (EX), extintes en la natura (EW), en perill crític (CR), en perill (EN), vulnerables (VU), de baix risc (LR), amb dades insuficients (DD) i no avaluades (NE).

### *Espècies extintes*

Les extincions modernes (aquí les anomenem *neoextincions*) es deuen en la seva gran majoria a l'impacte humà, en oposició amb les extincions «naturals» geològiques (paleoextincions; Carlton, 1993). Es considera que un tàxon està extingit si no hi ha cap dubte raonable que l'últim individu ha mort, és a dir, quan no se n'han localitzat individus a la natura durant un període de cinquanta anys (McNeely *et al.*, 1990; IUCN, 1994).

Les taxes d'extinció recents en grups ben documentats (mamífers i aus) són entre cent i mil vegades més ràpides que les taxes mitjanes anteriors (Balmford, 1996; May, 1999). Si pensem en el futur immediat, podem esperar unes taxes d'extinció d'un factor de deu mil per sobre del «nivell» de fons. Això representaria una sisena gran onada d'extincions, plenament comparable a les cinc grans extincions en massa (les «cinc grans») del passat geològic: finals de l'ordovicià, finals del devonià, finals del permianà, finals del triàssic i fi del cretaci. Tot i així, és diferent per tal com és el resultat de les activitats de només una espècie diferent, més que no pas de canvis ambientals externs (Benton, 1994, 1995; May, 1999).

En general, les espècies que tenen més tendència a extingir-se són les que tenen un àmbit geogràfic petit, un potencial de dispersió limitat i una tolerància limitada a l'estrès ambiental, tant biològic com físic (vegeu la taula 2; Carlton *et al.*, 1991; Roberts i Hawkins, 1999). Pel que fa als organismes marins, encara hi ha molts científics que comparteixen les idees d'Hugo Grotius, expressades el 1609, o les de Lamarck, de principi del segle XIX, que defensaven que encara que puguem reduir les poblacions d'espècies marines no podem provocar-ne l'extinció i, per tant, no necessiten protecció (Suchanek, 1994; Roberts i Hawkins, 1999). La percepció de la seva invulnerabilitat sorgeix de l'observació que la majoria tenen una àrea de distribució gran, que abasta milers de kilòmetres del litoral o a través dels oceans. A més, la majoria tenen fases de dispersió planctònica. Tanmateix, la pegellida de macròfits *Lottia alveus*, que es va extingir durant la dècada de 1920, era una espècie que tenia una gran àrea de distribució, des del Labrador fins al Cap Cod (Vermeij, 1993). A més, moltes espècies marines de gran àrea de distribució inclouen actualment un grup d'espècies críptiques de distribució més reduïda (Boury-Esnault *et al.*, 1992; Muricy *et al.*, 1996a, 1996b; Boury-Esnault *et al.*, 1999; Klautau *et al.*, 1999). Finalment, la dispersió de les larves planctòniques sembla estar a vegades molt més restringida que el que indicarien les velocitats dels corrents.

Les dues causes principals de l'extinció d'espècies actual són la pèrdua de l'hàbitat i la introducció d'espècies alienes. La introducció deliberada o inadvertida d'espècies exòtiques ha provocat sovint desastres ecològics, de vegades a gran escala (Clout, 1995; Williamson, 1996; vegeu també Sala *et al.*, 2000). Els ecosistemes australians ens donen una sèrie d'exemples sobre els efectes dels organismes exòtics que ens han de fer pensar. Tanmateix, en el medi marí el seu impacte ha estat menys documentat.

En contrast amb els medis terrestres, hi ha molt poques espècies marines que es considerin definitivament extintes. En són exemples la pegellida de macròfits *Lottia alveus*, la pegellida de costa rocallosa *Colisella edmitchelli*, el cargolí *Littoraria flammea*, el corn marí *Cerithidea fuscata*, la donzella de Galápagos *Azurina eupalama*, la vaca marina de Steller *Hydrodamalis gigas* i la foca caribenya *Monachus tropicalis* (Busch, 1985; Carlton, 1993; Groombridge, 1993; Marion i Sylvestre, 1993; Roberts i Hawkins, 1999). Un hidrocorall del Pacífic de Panamà, *Millepora boshmai*, de què Glynn i De Weerd (1991) van documentar l'extinció, va ser després descobert viu (Glynn i Feingold, 1992).

Tanmateix, és interessant tenir en compte, si s'aplica la definició d'espècie extinta (espècie que

TAULA 2. *Característiques que fan vulnerables les espècies marines a l'extirpació i l'extinció*

<i>Característiques</i>	<i>Vulnerabilitat</i>	
	<i>Alta</i>	<i>Baixa</i>
<i>Taxa de recanvi de la població</i>		
Longevitat	Llarga	Curta
Taxa de creixement	Lenta	Ràpida
Taxa de mortalitat natural	Baixa	Alta
Biomassa de producció	Baixa	Alta
<i>Reproducció</i>		
Esforz reproductiu	Baix	Alta
Edat o mida en la maduresa sexual	Vell o gran	Jove o petit
Canvi sexual	Es dóna (ex. proteràndria <sup>1</sup> )	No es dóna
Fresa	En agregacions en localitzacions predictibles	No en agregacions
Efectes Allee <sup>2</sup>	Forts	Dèbils
<i>Capacitat de recuperació</i>		
Regeneració a partir de fragments	No té lloc	Té lloc
Dispersió	A curta distància	A llarga distància
Capacitat competitiva	Pobra	Bona
Capacitat colonitzadora	Pobra	Bona
Mobilitat de l'adult	Baixa	Alta
Reclutament per instal·lació de larves	Nivell irregular i/o baix	Freqüent i intens
<i>Àmbit i distribució</i>		
Distribució horitzontal	A prop de la costa	Lluny de la costa
Rang de profunditat vertical	Estret	Ampli
Àrea geogràfica	Petita	Gran
Heterogeneïtat de la població	Alta	Baixa
Especificitat de l'hàbitat	Alta	Baixa
Vulnerabilitat de l'hàbitat a la destrucció per part de l'home	Alta	Baixa
Caràcter comú i/o rar	Rar	Abundant
Nivell tròfic	Alt	Baix

1. Proteràndria és quan un organisme té una fase funcional com a mascle seguida d'una fase funcional com a femella.

2. Els efectes Allee es donen quan una reducció en la densitat de la població té efectes significatius en la reproducció.

FONT: adaptat de Roberts i Hawkins, 1999.

no ha estat localitzada a la natura durant un període de més de cinquanta anys), que hi pot haver centenars d'espècies d'invertebrats o algues que no hagin estat documentades des del segle XIX o principis del XX. I, aquestes espècies, s'han extingit o és una suposició basada en el desconeixement de molts grups d'organismes marins? Potser hem perdut moltes més espècies de les que no ens pensem, i l'extinció prevista dels sistemàtics no podrà respondre fàcilment a aquesta pregunta. Com ja va dir Carlton (1993), «els futurs historiadors de la ciència trobaran que la crisi que vam patir a finals del segle XX va ser la de l'extinció del sistemàtic, l'extinció del naturalista, l'extinció del biogeògraf, la de tots aquells que explicaven històries sobre la desaparició potencial de la diversitat marina global».

### *Espècies en perill crític*

Si Lamarck hagués tingut coneixement de la totoaba, *Totoaba macdonaldi*, un gran peix del golf de Califòrnia, potser l'hauria classificat entre les espècies tan abundants i fecundes que la seva desaparició seria impossible. Malgrat això, està a punt d'extingir-se (Roberts i Hawkins, 1999). L'orella de mar blanca, *Haliotis sorenseni*, del sud de Califòrnia; la llebre de mar esmeralda, *Phyllaplysia smaragda*, de Florida; la rajada *Raja laevis*, de l'Atlàntic nord; el peix cardenal de Banggai, *Pterapogon kauderni*, d'Indonèsia, entre d'altres, s'enfronten a la mateixa situació (Tegner *et al.* 1996; Roberts i Hawkins, 1999). L'enorme esponja, anomenada copa de Neptú *Spherospongia (Poterion) patera*, que es troba principalment a les aigües japoneses i que és present en la majoria dels museus d'història natural del món, no s'ha capturat des d'Annandale (1915) i podria ser un exemple d'una espècie d'esponja extinta o en perill d'extinció.

El vell marí o foca de la Mediterrània, *Monachus monachus*, és una de les dotze espècies en més perill crític del món. En sobreviuen menys de cinc-cents individus (un càlcul molt optimista), confinats en refugis en costes rocalloses remotes i illes, principalment a Turquia, Grècia, Madeira i Cap Blanc (al sud del Marroc). Malgrat la conscienciació pública i els esforços de conservació realitzats, els càlculs poblacionals continuen baixant amb l'excepció de la petita població de Madeira, que va augmentant (Marchessaux, 1989; Duguay i Marchessaux, 1992; Antolovic, 1998, entre d'altres).

### *Espècies vulnerables*

Moltes espècies, malgrat que no es trobin encara a punt d'extingir-se o en perill d'extinció, han sofert una reducció espectacular de la seva població durant les últimes dècades, tant en tota la seva extensió geogràfica com en part. Els elasmobranquis (taurons i rajades) i els teleostis de ciclo de vida llarg com els neros o els lutianids, es troben entre les espècies de peixos explotades més vulnerables (Coleman *et al.*, 1999). N'és un bon exemple el nero *Epinephelus marginatus*, un dels peixos més populars de les costes mediterrànies (Zabala *et al.*, 1997a, 1997b). A Espanya, les

captures comercials anuals eren de més de dues-centes tones mètriques en la dècada de 1970, però van reduir-se a gairebé res en la de 1990. Aquest fet pot ser degut a la sobreexplotació per part de pescadors submarins.

La praderia de *Posidonia oceanica* constitueix un ecosistema bàsic per a la zona sublitoral (entre 0 m i 40 m de profunditat) de la Mediterrània. A més, allotja una gran diversitat d'espècies. Les praderies de *Posidonia oceanica* són molt sensibles a les molèsties causades per l'activitat humana (per exemple, el desenvolupament costaner, la contaminació, la terbolesa, els ancoratges, etc.) i se n'ha observat la pèrdua en moltes regions (Meinesz *et al.*, 1991; Boudouresque *et al.*, 1994).

## Introducció d'espècies no natives

Una espècie introduïda es defineix com una espècie l'expansió de la qual en una zona geogràfica llunyana (que no marginal) està vinculada directament o indirecta a l'activitat humana, i que és naturalitzada, és a dir, que pot reproduir-se *in situ* sense ajuda humana (Ribera i Boudouresque, 1995; Boudouresque, 1999b).

L'aïllament biològic ha estat un factor determinant en l'evolució de la biodiversitat a la Terra. Fins fa uns pocs mil·lennis, les faunes i flors de les diferents parts del món es barrejaven només per mitjà de dispersions lentes i colonitzacions a llarga distància ocasionals a través de fronteres naturals. Les activitats humanes han canviat aquests processos lents. Hem començat a adonar-nos de la magnitud dels canvis que els éssers humans han desencadenat mitjançant l'expansió deliberada o involuntària de milers d'espècies alienes arreu del planeta, en regions i ecosistemes on no apareixen de manera natural (Carlton, 1989; Clout, 1998). Per exemple, es pot considerar que a la mar Mediterrània s'han introduït gairebé setanta-cinc espècies de plantes i tres-centes trenta espècies d'animals. Això representa entre un 4 % i un 5 % de la seva fauna i flora conegudes. Des del començament del segle xx, el nombre d'espècies introduïdes s'ha vist gairebé doblat cada vint anys (Ribera i Boudouresque, 1995; Boudouresque, 1999b). En el medi marí, els principals camins d'introducció d'espècies inclouen les incrustacions (*fouling*; transport en bucs de vaixells), les aigües de last (aigua del mar traslladada pels vaixells des d'un oceà a un altre), l'escapament d'espècies d'aqüicultura, la introducció accidental d'espècies que acompanyen les espècies d'aqüicultura i els aquaris. Una ruta addicional, específica de la Mediterrània, és la de les anomenades «alienes lessepianes», és a dir, espècies que entren al mar a través del canal de Suez (Por, 1978; Carlton i Geller, 1993; Ribera i Boudouresque, 1995; Boudouresque, 1999a, 1999b).

Les espècies introduïdes poden provocar la pèrdua irremediable de diversitat nativa alfa i gamma. A més, poden provocar un descens en la diversitat beta i l'ecodiversitat, a causa de l'homogeneïtzació de comunitats i paisatges, com ho il·lustra l'alga verda tropical *Caulerpa taxifolia*, introduïda a la Mediterrània (Meinesz i Hesse, 1991; Boudouresque *et al.*, 1995). En alguna ocasió s'ha indicat que, com a resultat de l'extensió de l'homogeneïtzació de les flors i les faunes per mitjà de les invasions biològiques, la Terra s'endinsa en una nova era: l'homogocè (Clout, 1998).

## Referències bibliogràfiques

- ANNANDALE, N. (1915). «Indian boring sponges of the family Clionidae». *Records Indian Museum*, núm. 11, p. 1-26.
- ANÒNIM (1999). «IUCN red list criteria review provisional report: draft of the proposed changes and recommendations». *Species*, núm. 31-32, p. 43-57.
- ANTOLOVIC, J. (1998). «Mediterranean monk seal (*Monachus monachus*) habitat in Vis Archipelago, the Adriatic Sea». *The Monachus Guardian*, núm. 1, p. 42-43.
- BALMFORD, A. (1996). «Extinction filters and current resilience: the significance of past selection pressures for conservation biology». *Trends Ecol. Evol.*, núm. 11 (5), p. 193-196.
- BEGON, M.; HARPER, J. L.; TOWNSEND, C. R. (1990). *Ecology: individuals, populations and communities*. 2a ed. Boston: Blackwell Scientific. [Hi ha una edició castellana: (1998). *Ecología, individuos, poblaciones y comunidades*. Barcelona: Omega]
- BENTON, M. J. (1994). «Palaeontological data and identifying mass extinctions». *Trends Ecol. Evol.*, núm. 9 (5), p. 181-185.
- (1995). «Diversification and extinction in the history of life». *Science*, núm. 268, p. 52-58.
- BOLTON, J. J. (1994). «Global seaweed diversity: patterns and anomalies». *Botanica marina*, núm. 37, p. 241-245.
- (1996). «Patterns of species diversity and endemism in comparable temperate brown algal floras». *Hydrobiologia*, núm. 326-327, p. 173-178.
- BOUDOURESQUE, C. F. (1999a). «The Red Sea: Mediterranean link: unwanted effects of canals». A: SANDLUND, O. T.; SCHEI, P. J.; VIKEN, A. [cur.]. *Invasive species and biodiversity management*. Kluwer Academic publ., p. 213-228.
- (1999b). «Introduced species in the Mediterranean: routes, kinetics and consequences». A: *Proceedings of the workshop on invasive Caulerpa in the Mediterranean. Heraklion, Crete, Greece, 18-20 March (1998)*. Atenes: UNEP publ., p. 51-72.
- BOUDOURESQUE, C. F.; GRAVEZ, V.; MEINESZ, A.; MOLENAAR, H.; PERGENT, G.; VITIELLO, P. (1994). «L'herbier à *Posidonia oceanica* en Méditerranée: protection légale et gestion». A: *Pour qui la Méditerranée au 21è siècle? Villes des rivages et environnement littoral en Méditerranée*. Montpellier, p. 209-220.
- BOUDOURESQUE, C. F.; MEINESZ, A.; RIBERA, M. A.; BALLESTEROS, E. (1995). «Spread of the green alga *Caulerpa taxifolia* (Caulerpales, Chlorophyta) in the Mediterranean: possible consequences of a major ecological event». *Scientia marina*, núm. 59. (supl. 1), p. 21-29.
- BOURY-ESNAULT, N.; KLAUTAU, M.; BÉZAC, C.; WULFF, J.; SOLÉ-CAVA, A. M. (1999). «Comparative study of putative conspecific sponge populations from both sides of the Isthmus of Panama». *J. Mar. Biol. Ass. U.K.*, núm. 79, p. 39-59.
- BOURY-ESNAULT, N.; SOLÉ-CAVA, A. M.; THORPE, J. P. (1992). «Genetic and cytological divergence between colour morphs of the Mediterranean sponge *Oscarella lobularis* Schmidt (Porifera, Demospongiae, Oscarellidae)». *J. Nat. Hist*, núm. 26, p. 271-284.

- BOURY-ESNAULT, N.; VAN BEVEREN, M. (1982). «Les Démosponges du plateau continental de Kerguelen-Heard». *Com. nat. fr. Rech. antarct.*, núm. 52, p. 1-175.
- BRESSAN, G.; BABBINI-BENUSSI, L. (1996). «Chorological observations on endemic Mediterranean coralline algae: climatic influence». *Rend. fis. Acc. Lincei Ital.*, núm. 9 (7), p. 303-313.
- BRIGGS, J. C. (1974). *Marine zoogeography*. Nova York: McGraw-Hill.
- (1996). *Global biogeography. Developments in Paleontology and Stratigraphy*, 14. Amsterdam: Elsevier.
- BUSCH, B. C. (1985). *The war against the seals: A history of the north American seal fishery*. Kingston; Mont-real: McGill-Queen's University Press, p. 1-374.
- CAMPBELL, L.; NOLLA, H. A.; VAULOT, D. (1994). «The importance of *Prochlorococcus* to community structure in the central North Pacific Ocean». *Limnol. Oceanogr.*, núm. 39, p. 954-961.
- CARLTON, J. T. (1989). «Man's role in changing the face of the ocean. Biological invasions and implications for conservation of near-shore environment». *Conservation Biology*, núm. 3 (3), p. 265-273.
- (1994). «Neoextinctions of marine invertebrates». *Amer. Zool.*, núm. 33, p. 499-509.
- CARLTON, J. T.; GELLER, J. B. (1994). «Ecological roulette: the global transport of nonindigenous marine organisms». *Science*, núm. 261, p. 78-82.
- CARLTON, J. T.; VERMEIJ, G. J.; LINBERG, D. R.; CARLTON, D. A.; DUDLEY, E. C. (1991). «The first historical extinction of a marine invertebrate in an ocean basin: the demise of the eelgrass limpet *Lottia alveus*». *Biol. Bull.*, núm. 190, p. 72-80.
- CHEVALDONNÉ, P.; JOLLIVET, D.; VANGRIESCHEIM, A.; DESBRUYÈRES, D. (1997). «Hydrothermal-vent alvinellid polychaetes in the eastern Pacific. I. Influence of vent site distribution, bottom currents and biological patterns». *Limnol. Oceanogr.*, núm. 42 (1), p. 67-80.
- CHISHOLM, S. W.; FRANKEL, S. L.; GOERICKE, R.; OLSON, R. J.; PALENIK, B.; WATERBURY, J. B.; WEST-JOHNSRUD, L.; ZETTLER, E. R. (1992). «*Prochlorococcus marinus* nov. gen. nov. sp.: an oxyphototrophic marine prokaryote containing divinyl chlorophyll *a* and *b*». *Arch. Microbiol.*, núm. 157, p. 297-300.
- CHISHOLM, S. W.; OLSON, R. J.; ZETTLER, E. R.; WATERBURY, J.; GOERICKE, R.; WELSCHMEYER, R. (1988). «A novel free-living prochlorophyte occurs at high cell concentrations in the oceanic euphotic zone». *Nature*, núm. 334, p. 340-343.
- CLOUT, M. (1995). «Introduced species: the greatest threat to global biodiversity?». *Species*, núm. 24, p. 34-36.
- (1998). «And now, the Homogocene». *World Conservation*, núm. 97 (4), 98 (1), p. 3.
- COLEMAN, F. C.; KOENIG, C. C.; EKLUND, A. M.; GRIMES, C. (1999). «Management and conservation of temperate reef fishes in the grouper-snapper complex of the southeastern United States». A: MUSICK, J. A. [cur.]. *Life in the slow-lane: Ecology and conservation of long-lived marine animals. American Fisheries Society Symposium*, núm. 23, p. 233-242.
- CORLISS, J. B.; DYMOND, J.; GORDON, L. I.; EDMOND, J. M.; VON HERZEN, R. P.; BALLARD, R. D.; GREEN, K.; WILLIAMS, D.; BAINBRIDGE, A.; CRANE, K.; VAN ANDEL, T. H. (1979). «Submarine thermal springs on the Galapagos rift». *Science*, núm. 203, p. 1073-1083.

- CURRIE, D. J. (1991). «Energy and large-scale patterns of animal— and plant-species richness». *Amer. Nat.*, núm. 137, p. 27-49.
- DESBROYÈRES, D. (1995). «Les voisins d'en dessous». *Recherches marines*, Fr., núm. 12, p. 4-5.
- DESBROYÈRES, D.; CHEVALDONNÉ, P.; ALAYSE, A. M.; JOLLIVET, D.; LALLIER, F. H.; JOUIN-TOULMOND, C.; ZAL, F.; SARRADIN, P. M.; COSSON, R.; CAPRAIS, J. C.; ARNDT, C.; O'BRIEN, J.; GUÉZENNEC, J.; HOURDEZ, S.; RISO, R.; GAILL, F.; LAUBIER, L.; TOULMOND, A. (1998). «Biology and ecology of the "Pompeii worm" (*Alvinella pompejana* Desbruyères and Laubier), a normal dweller of an extreme deep-sea environment: a synthesis of current knowledge and recent developments». *Deep-Sea Res. II*, núm. 45, p. 383-422.
- DOTY, M. S.; GILBERT, W. J.; ABBOTT, I. A. (1974). «Hawaiian marine algae from seaward of the algal ridge». *Phycologia*, núm. 13 (4), p. 345-357.
- DUGUY, R.; MARCHESSAUX, D. (1992). «*Monachus monachus* (Hermann, 1779) Möncherobbe». *Handbuch der Säugetiere Europas*, AULA publ., Wiesbaden, Germ., p. 250-267.
- FELDMANN, J. (1938). «Recherches sur la végétation marine de la Méditerranée: la côte des Albères». *Rev. algol.*, núm. 10 (1-4), p. 1-340.
- FREDJ, G. (1974). «Stockage et exploitation des données en écologie marine. C. Considérations biogéographiques sur le peuplement benthique de la Méditerranée». *Mém. Inst. Océanogr. Monaco*, núm. 7, p. 1-88.
- FREDJ, G.; BELLAN-SANTINI, D.; MEINARDI, M. (1992). «Etat des connaissances sur la faune marine méditerranéenne». *Bull. Inst. Océanogr. Monaco*, núm. especial 9, p. 133-145.
- FREDJ, G.; MAURIN, C. (1987). «Les poissons dans la banque de données Médifaune. Application à l'étude des caractéristiques de la faune ichthyologique méditerranéenne». *Cybium*, núm. 11 (3), p. 218-299.
- GAINES, S. A.; LUBCHENCO, J. (1982). «A unified approach to marine plant-herbivore interactions. 3. Biogeography». *Ann. Rev. Ecol. Syst.*, núm. 13, p. 111-138.
- GASTON, K. J.; MAY, R. M. (1992). «The taxonomy of taxonomists». *Nature*, núm. 356, p. 281-282.
- GIACCONE, G. (1974). «Tipologia delle comunità fitobentoniche del Mediterraneo». *Mem. Biol. Mar. Oceanograf.*, N.S., Ital., núm. 4 (4-6), p. 149-168.
- GILI, C.; MARTINELL, J. (1994). «Relationship between species longevity and larval ecology in nassariid gastropods». *Lethaia*, núm. 27, p. 291-299.
- GLYNN, P. W.; FEINGOLD, J. S. (1992). «Hydrocoral species not extinct». *Science*, núm. 257, p. 1845.
- GLYNN, P. W.; WEERDT, W. H. (1991). «Elimination of two reef-building hydrocorals following the 1982-83 El Niño warming event». *Science*, núm. 253, p. 69-71.
- GRASSLE, J. F.; MACIOLEK, N. J. (1992). «Deep-sea richness: regional and local diversity estimates from quantitative bottom samples». *Amer. Nat.*, núm. 139, p. 313-341.
- GRAY, J. N. (1994). «Is deep-sea species diversity really so high? Species diversity of the Norwegian continental shelf». *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, núm. 112, p. 205-209.
- GRAY, J. S.; POORE, G. C. B.; UGLAND, K. I.; WILSON, R. S.; OLSGARD, F.; JOHANNESSEN, Ø. (1997). «Coastal and deep-sea benthic diversities compared». *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, núm. 159, p. 97-103.



- GROOMBRIDGE, B. [cur.] (1994). *1994 IUCN red list of threatened animals*. Gland; Cambridge: UICN, p. I-LVI, 1-286.
- HAMMOND, P. M. (1995). «The current magnitude of biodiversity». A: HEYWOOD, V. H. [cur.]. *Global biodiversity assessment*. Cambridge: Cambridge University Press, p. 113-128.
- HARME LIN-VIVIEN, M. L. (2000). «Energetics and the origin and maintenance of fish diversity on coral reefs». A: SALE, P. F. [cur.]. *Advances in ecology of fishes on coral reefs*. San Diego: Academic Press. [En premsa]
- HARTOG, C. Den (1970). *The sea-grasses of the world*. Amsterdam: North Holland Publ. Co, 1-275, 63.
- (1980). «Prologue». A: PHILLIPS, R. C.; McROY, C. P. [cur.]. *Handbook of seagrass biology: An ecosystem perspective*. Nova York: Garland STPM Press publ., p. IX-XIII.
- HEIP, C. (1998). «Un océan de diversité». *Biofutur*, núm. 179, p. 12-17.
- HELFMAN, G. S.; COLLETTE, B. B.; FACEY, D. E. (1997). *The diversity of fishes*. Malden: Blackwell Science.
- HOEK, C. Van Den (1984). «World-wide latitudinal and longitudinal seaweed distribution patterns and their possible causes, as illustrated by the distribution of Rhodophyten genera». *Helgolander Meeresunters.*, núm. 38, p. 227-257.
- HOOPER, J. N. A.; LÉVI, C. (1994). «Biogeography of indo-west Pacific sponges: Microcionidae, Raspailiidae, Axinellidae». A: SOEST; KEMPEN; BRAEKMAN [cur.]. *Sponges in time and space*. Rotterdam: Balkema, p. 191-212.
- HUSTON, M. A. (1979). «A general hypothesis of species diversity». *American Naturalist*, núm. 113, p. 39-59.
- KLAUTAU, M.; RUSSO, C. A. M.; LAZOSKI, C.; BOURY-ESNAULT, N.; THORPE, J. P.; SOLÉ-CAVA, A. M. (1999). «Does cosmopolitanism result from overconservative systematics? A case study using the marine sponge *Chondrilla nucula*». *Evolution*, núm. 53 (5), p. 1414-1422.
- LITTLER, M. M.; LITTLER, D. S.; BLAIR, S. M.; NORRIS, J. N. (1985). «Deepest known plant life discovered on an uncharted seamount». *Science*, núm. 227, p. 57-59.
- LUNING, K. (1990). *Seaweeds: Their environment, biogeography and ecophysiology*. Nova York: John Wiley and Sons.
- MARCHESSAUX, D. (1989). «Distribution et statut des populations du phoque moine *Monachus monachus* (Hermann, 1779)». *Mammalia*, núm. 53 (4), p. 621-642.
- MARION, R.; SYLVESTRE, J. P. (1994). *Guide des Otaries, Phoques et Siréniens*. [S. Il.:] Delachaux and Niestlé, p. 1-159.
- MAY, R. M. (1988). «How many species are there on Earth?» *Science*, núm. 241, p. 1441-1449.
- (1992). «Bottoms up for the oceans». *Nature*, núm. 357, p. 278-279.
- (1994). «Reply to Poore and Wilson». *Nature*, núm. 361, p. 598.
- (1997). «L'inventaire des espèces vivantes». *L'évolution*. Dossier Hors-série *Pour la Science*, Fr., p. 40-47.
- (1998). «The dimensions of life on Earth». A: *Nature and human society*. Washington: National Academy of Science Press.

- (1999). «What we do and do not know about the diversity of life on Earth». A: FARINA, A. [cur.]. *Perspectives in Ecology*. Leiden: Backhuys, p. 33-40.
- MCNEELY, J. A.; MILLER, K. R.; REID, W. V.; MITTERMEIER, R. A.; WERNER, T. B. (1990). *Conserving the world's biological diversity*. Gland: IUCN.
- MEEKAN, M. G.; CHOAT, J. H. (1997). «Latitudinal variation in abundance of herbivorous fishes: a comparison of temperate and tropical reefs». *Marine Biology*, núm. 128, p. 373-383.
- MEINESZ, A.; HESSE, B. (1991). «Introduction et invasion de l'algue tropicale *Caulerpa taxifolia* en Méditerranée nord-occidentale». *Oceanologica Acta*, núm. 14 (4), p. 415-426.
- MEINESZ, A.; LEFEVRE, J. R.; ASTIER, J. M. (1991). «Impact of coastal development on the infralittoral zone along the southern Mediterranean shore of continental France». *Mar. Poll. Bull.*, núm. 23, p. 343-347.
- MURICY, G.; BOURY-ESNAULT, N.; BÉZAC, C.; VACELET, J. (1996a). «Cytological evidence for cryptic speciation in Mediterranean *Oscarella* species (Porifera, Homoscleromorpha)». *Can. J. Zool.*, núm. 74, p. 881-896.
- MURICY, G.; SOLÉ-CAVA, A. M.; THORPE, J. P.; BOURY-ESNAULT, N. (1996b). «Genetic evidence for extensive cryptic speciation in the subtidal sponge *Plakina trilopha* (Porifera: Demospongiae: Homoscleromorpha) from the Western Mediterranean». *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, núm. 138, p. 181-187.
- NORRIS, J. N.; OLSEN, J. L. (1991). «Deep-water green algae from the Bahamas, including *Cladophora vandenhoekii* sp. nov. (Cladophorales)». *Phycologia*, núm. 30 (4), p. 315-328.
- NORSE, E. A. [cur.]. (1994). *Global marine biological diversity*. Washington: Island Press.
- NORTON, T. A.; MELKONIAN, M.; ANDERSEN, R. A. (1996). «Algal biodiversity». *Phycologia*, núm. 35 (4), p. 299-307.
- ORMOND, R. F. G.; ROBERTS, C. M. (1997). «The biodiversity of coral reef fishes». A: ORMOND, R. F. G.; GAGE, J. D.; ANGEL, M. V. [cur.]. *Marine biodiversity: patterns and processes*. Cambridge: Cambridge University Press, p. 216-257.
- PANSINI, M. (1990). «Mise à jour des données biogéographiques sur le peuplement de Spongiaires de la Méditerranée». *Rapp. P. V. Réun. Commiss. internation. Explor. sci. Médit.* Monaco, núm. 32 (1), p. 315.
- PECHENIK, J. A. (1999). «On the advantages and disadvantages of larval stages in benthic marine invertebrate life cycles». *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, núm. 177, p. 269-297.
- PÉRÈS, J. M.; PICARD, J. (1964). «Nouveau manuel de bionomie benthique de la mer Méditerranée». *Rec. Trav. Stat. mar. Endoume*, núm. 31 (47), p. 3-137.
- POORE, G. C. B.; WILSON, G. D. F. (1994). «Marine species richness». *Nature*, núm. 361, p. 597-598.
- POR, F. D. (1978). *Lessepsian migrations. The influx of Red Sea biota into the Mediterranean by way of the Suez canal*. Berlín: Springer, p. I-VIII, 1-228.
- PRIEUR, D.; ERAUSO, G.; JEANTHON, C. (1995). «Hyperthermophilic life at deep-sea hydrothermal vents». *Planet. Space Sci.*, núm. 43 (1/2), p. 115-122.
- RAMADE, F. (1994). «Qu'entend-on par Biodiversité et quels sont les problématiques et les problèmes inhérents à sa conservation?». *Bull. Soc. entomol. Fr.*, núm. 99, p. 7-18. [Edició especial]

- REX, M. A.; ETTER, R. J.; STUART, C. T. (1997). «Large-scale patterns of species diversity in the deep-sea benthos». A: ORMOND, R. F. G.; GAGE, J. D.; ANGEL, M. V. [cur.]. *Marine biodiversity: patterns and processes*. Cambridge: Cambridge University Press, p. 94-121.
- REX, M. A.; STUART, C. T.; HESSLER, R. R.; ALLEN, J. A.; SANDERS, H. L.; WILSON, G. D. F. (1994). «Global-scale latitudinal patterns of species diversity in the deep-sea benthos». *Nature*, núm. 365, p. 636-639.
- RIBERA, M. A.; BOUDOURESQUE, C. F. (1995). «Introduced marine plants, with special reference to macroalgae: mechanisms and impact». A: ROUND, F. E.; CHAPMAN, D. J. [cur.]. *Progress in phycolological Research*, núm. 11. [S. II.:] Biopress, p. 187-268.
- RIBERA, M. A.; GOMEZ-GARRETA, A.; GALLARDO, T.; CORMACI, M.; FURNARI, G.; GIACCONE, G. (1992). «Check-list of Mediterranean seaweeds. I. Fucophyceae (Warming, 1884)». *Botanica marina*, núm. 35 (2), p. 109-130.
- RICKLEFS, R. E.; SCHULTER, D. [cur.]. (1994). *Species diversity in ecological communities: Historical and geographical perspectives*. Chicago: University of Chicago Press.
- ROBERTS, C. M.; HAWKINS, J. P. (1999). «Extinction risk in the sea». *Trends Evol. Ecol.*, núm. 14 (6), p. 241-246.
- ROHDE, K. (1992). «Latitudinal gradients in species diversity: the search for the primary cause». *Oikos*, núm. 65, p. 514-527.
- SALA, O. E.; CHAPIN, F. S.; ARMESTO, J. J.; BERLOW, E.; BLOOMFIELD, J.; DIRZO, R.; HUBER-SANWALD, E.; HUENNEKE, L. F.; JACKSON, R. B.; KINZIG, A. [et al.] (2000). «Global biodiversity scenarios for the year 2100». *Science*, núm. 287, p. 1770-1774.
- SANDERS, H. L. (1968). «Marine benthic diversity: a comparative study». *Amer. Nat.*, núm. 102, p. 243-282.
- SARÀ, M. (1985). «Ecological factors and their ecological consequences in the Mediterranean ecosystems». A: MORAITOU-APOSTOLOPOULOU, M.; KIORTSIS, V. [cur.]. *Mediterranean marine ecosystems*. Nova York: Plenum Press, p. 1-17.
- SCANLAN, D. J.; HESS, W. R.; PARTENSKY, F.; NEWMAN, J.; VAULOT, D. (1996). «High degree of genetic variation in *Prochlorococcus* (Prochlorophyta) revealed by RFLP analysis». *Eur. J. Phycol.*, núm. 31, p. 1-9.
- SCHULTZ, H. N.; BRINKHOFF, T.; FERDELMAN, T. G.; BARKER, B.; HERNÁNDEZ-MARINÉ, M.; TESKE, A.; JØRGENSEN, B. B. (1999). «Dense populations of a giant sulfur bacterium in Namibian shelf sediments». *Science*, núm. 284 (5413), p. 493-495.
- SELANDER, R. K. (1985). «Protein polymorphism and the genetic structure of natural populations of bacteria». A: OHYA, T.; AOKI, K. [cur.]. *Population genetics and molecular evolution*. Berlín: Springer Verlag, p. 85-106.
- SILVA, P. C.; MENEZ, E. H.; MOE, R. L. (1987). «Catalogue of the benthic algae of the Philippines». *Smiths. Contrib. mar. Sci.*, núm. 27, p. 1-179.
- SOEST, R. W. M. Van (1994). «Demosponge distribution patterns». A: SOEST, R. W. M. Van; KEMPEN Van; BRAEKMAN [cur.]. *Sponges in time and space*. Rotterdam: Balkema, p. 213-223.

- SUCHANEK, T. H. (1994). «Temperate coastal marine communities: biodiversity and threats». *American Zoologist*, núm. 34, p. 100-114.
- TABACHNICK, K. R. (1994). «Distribution of recent Hexactinellida». A: SOEST, R. W. M. Van; KEMPEN Van; BRAEKMAN [cur.]. *Sponges in time and space*. Rotterdam: Balkema, p. 225-232.
- TEGNER, M. J.; BASCH, L. V.; DAYTON, P. K. (1996). «Near extinction of an exploited marine invertebrate». *Trends Evol. Ecol*, núm. 11 (7), p. 278-280.
- THORSON, G. (1966). «Some factors influencing the recruitment and establishment of marine benthic communities». *Neth. J. Sea Res.*, núm. 3, p. 267-293.
- UICN (1994). *IUCN Red List categories*. Gland: UICN, p. 1-21. [Preparat per la IUCN Species Survival Commission]
- VACELET, J. (1981). «Les affinités du peuplement de spongiaires de la Méditerranée». *Journ. Et. Syst. Biogéogr.* Cagliari; Mônaco: CIESM, p. 29-30.
- (1988). «Indications de profondeur données par les Spongiaires dans les milieux benthiques actuels». *Géol. médit.*, núm. 15 (1), p. 13-26.
- (1996). «Deep-sea sponges in a Mediterranean cave». A: UIBLEIN, F.; OTT, J.; STACHOWISCH, M. [cur.]. *Deep-sea and extreme shallow-water habitats: affinities and adaptations. Biosystematics and Ecology Series*, núm. 11, p. 299-312.
- VACELET, J.; BOURY-ESNAULT, N. (1995). «Carnivorous sponges». *Nature*, núm. 373, p. 333-335.
- (1996). «A new species of carnivorous sponge (Demospongiae: Cladorhizidae) from a Mediterranean cave». *Bull. Inst. roy. Sci. nat. Belgique*, núm. 66 (supl.), p. 109-115.
- VERMEIJ, G. J. (1994). «Biogeography of recently extinct marine species: implications for conservation». *Conservation Biology*, núm. 7.
- VICTOR, B. C.; WELLINGTON, G. M. (2000). «Endemism and the pelagic larval duration of reef fishes in the eastern Pacific Ocean». *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, núm. 205, p. 241-248.
- WHITTAKER, R. H. (1965). «Dominance and diversity in land plant communities». *Science, USA*, núm. 147, p. 250-260.
- WHITTAKER, R. M. (1972). «Evolution and measurement of species diversity». *Taxon*, núm. 21, p. 213-251.
- WILLIAMSON, M. (1996). *Biological invasions*. Londres: Chapman and Hall.
- WILSON, E. O.; PETERS, F. M. [cur.]. (1988). *Biodiversity*. Washington: Washington National Academic Press, p. 1-521.
- WILSON, M. V.; SHMIDA, A. (1984). «Measuring beta diversity with presence-absence data». *J. Ecol.*, núm. 72, p. 1055-1064.
- WINSTON, J. E. (1988). «The systematists' perspective». A: FAUTIN, D. [cur.]. *Biomedical importance of marine organisms*. San Francisco: California Academy of Sciences, p. 1-6.
- (1992). «Systematics and marine conservation». A: ELDREDGE, N. [cur.]. *Systematics, ecology and the biodiversity crisis*. Nova York: Columbia University Press, p. 144-168.
- WOMERSLEY, H. B. S. (1987). *The marine benthic flora of southern Australia. Part II*. Adelaide: South Australian Government Printing Division, p. 1-484.

- ZABALA, M.; GARCIA-RUBIES, A.; LOUISY, P.; SALA, E. (1997a). «Spawning behaviour of the Mediterranean dusky grouper *Epinephelus marginatus* (Lowe, 1834) (Pisces, Serranidae) in the Medes Islands Marine Reserve (NW Mediterranean, Spain)». *Scientia Marina*, núm. 61 (1), p. 65-77.
- ZABALA, M.; LOUISY, P.; GARCIA-RUBIES, A.; GRACIA, V. (1997b). «Socio-behavioural context of reproduction in the Mediterranean dusky grouper *Epinephelus marginatus* (Lowe, 1834) (Pisces, Serranidae) in the Medes Islands marine reserve (NW Mediterranean, Spain)». *Scientia Marina*, núm. 61 (1), p. 79-89.