

SEGUIMENT TEMPORAL DE L'ÀREA MARINA PROTEGIDA DE LES ILLES MEDES

INFORME ANUAL. ANY 2002



CENS DE LA POBLACIÓ NIDIFICANT DEL GAVIÀ DE POTES GROGUES (*Larus cachinnans*) A L'ARXIPÈLAG DE LES ILLES MEDES DURANT L'ANY 2002

Marc Bosch

Departament d'Ecologia, Universitat de Barcelona

OBJECTIUS

L'objectiu general del present estudi és la realització d'un cens de la població nidificant de gavià de potes grogues (*Larus cachinnans*) a la colònia de les Illes Medes durant l'estació reproductora del 2002, a fi i efecte de conèixer l'evolució d'aquesta colònia al llarg del temps. Aquest objectiu s'ha concretat en els següents apartats:

Quantificar la densitat nidificadora i el nombre de parelles establertes en diferents tipologies de terreny –segons el pendent i característiques naturals- de l'arxipèlag de les Illes Medes durant l'estació reproductora del 2002.

Estimar el nombre total de parelles que crien a l'arxipèlag de les Illes Medes durant l'estació reproductora del 2002.

Analitzar l'evolució de la colònia en base a la comparació del nombre de parelles estimat durant l'estació reproductora del 2002 amb el nombre estimat en anys previs.

MÈTODES

La metodologia emprada en la presa de dades ha estat la mateixa que la d'anys anteriors (veure Bosch 2001) i el mostreig s'ha realitzat entre els dies 13 i 14 d'abril, a fi d'obtenir resultats comparables amb els dels altres censos. Durant aquestes dates, més del 90% de les parelles nidificants ja tenen la posta iniciada (és a dir, amb

un o més ous al niu) (Bosch 1996), de manera que només un baix percentatge de parelles, sempre inferior al 10%, no ha arribat a fer la tassa del niu per les dates del cens.

DENSITATS DE NIDIFICACIÓ.

La part emergida de l'arxipèlag s'ha dividit en les mateixes zones que als censos dels anys anteriors, seguint la divisió de Fortià & Hontangas (1991) basada en el pendent i la singularitat del terreny. S'han comptabilitzat el nombre de nius presents en una sèrie de parcel·les d'àrea constant (franges de 30m x 5m) distribuïdes per les illes Meda Gran i Meda Petita (Figura 1); en el cas dels Penya-segats l'àrea de les parcel·les ha estat superior per tal de facilitar el mostreig. La distribució de les parcel·les en cadascuna de les diferents zones està basada en el mostreig aleatori dels censos anteriors. En alguns casos s'ha mostrejat parcel·les en paral·lel a fi de maximitzar l'espai disponible per a la realització de noves parcel·les. Una fracció del vessant oest de la Meda Gran no s'ha mostrejat per no pertorbar la reproducció de la colònia d'ardèides allà instal·lada. (Bosch et al. 1992).

Comparació de la densitat nidificadora entre illes.

S'ha estudiat l'existència de possibles variacions de la densitat nidificadora entre les dues illes de l'arxipèlag (Meda Gran i Meda Petita). A tal efecte, s'ha comparat les densitats de parcel·les mostrejades en zones de Mitjana Pendent i Rocam Costaner entre ambdues illes.

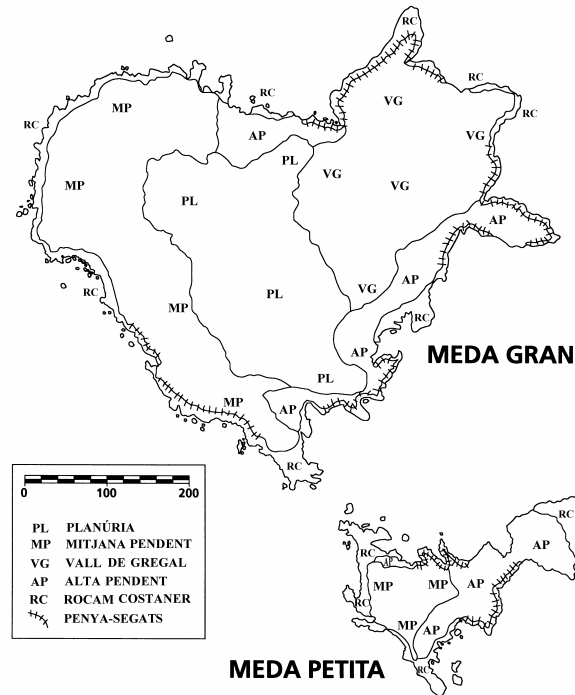


Figura 1. Plànol de la part emergida de les Illes Medes compartimentat en les mateixes zones que als censos d'anys anteriors (veure Bosch 1994, 1995, 1996, 1998, 1999, 2000 i 2001), seguint la divisió de Fortià & Hontangas (1991) basada en el pendent i la singularitat del terreny.

Comparació de la densitat nidificadora entre zones.

S'ha estudiat l'efecte del pendent i singularitat del terreny sobre la densitat de nius, a partir de la comparació de les densitats obtingudes a les diferents zones de l'arxipèlag. Donat que no s'han arribat a detectar diferències significatives en la densitat de nius d'una mateixa zona entre illes diferents (veure aptat. de resultats), s'ha optat per analitzar les dades de la Meda Gran i de la Meda Petita de forma conjunta. A la Vall de Gregal, l'estimació global de la densitat s'ha realitzat aplicant una transformació al nombre de parcel·les mostrejades, a fi de mantenir la mateixa proporció de parcel·les excloses de descast respecte als censos anteriors (veure Bosch 1999, 2000, 2001). Aquesta transformació ha consistit en separar aleatòriament les 13 parcel·les mostrejades a l'àrea exclosa de descast en dos grups 6 i 7 parcel·les respectivament. A continuació, s'ha calculat la mitjana de cada grup, de manera que s'ha passat d'una mostra de 13 parcel·les a una de dues, corresponent als valors de les seves mitjanes.

Comparació de la densitat nidificadora entre diferents comunitats vegetals.

S'ha estudiat l'efecte de la vegetació sobre la densitat de nius, a partir de la comparació de les densitats en tres subzones de la Vall de Gregal amb diferent substrat vegetal: subzona de vegetació densa i alta dominada per *Atriplex halimus*; subzona de vegetació baixa dominada per *Hordeum murinum*; i subzona desproveïda de vegetació (per a una detallada descripció d'aquests hàbitats, veure Bosch & Sol 1998, Torre & Bosch 1999). A fi d'eliminar de les anàlisis qualsevol biaix associat a l'efecte del descast (veure Bosch 1995, 1996, 1998 i 1999), les comparacions s'han realitzat entre parcel·les sotmeses a una mateixa intensitat de descast, excloent-se aquelles parcel·les situades en l'àrea no sotmesa a descast.

Comparació de la densitat nidificadora entre l'àrea sotmesa a campanyes de descast i l'àrea exclosa de descast.

S'ha avaluat l'efecte del descast sobre la densitat nidificadora comparant les parcel·les mostrejades en l'àrea sotmesa a descast amb les parcel·les mostrejades en l'àrea exclosa de descast. Per tal d'assegurar una comparació sense possibilitat de biaix associat al tipus de zona o d'hàbitat, s'ha tornat a realitzar la mateixa anàlisi però considerant únicament una submostra de parcel·les mostrejades

en una única comunitat vegetal dins d'una determinada zona (concretament, a la subzona dominada per *Hordeum murinum* que hi ha a la Vall de Gregal).

Estadística emprada.

Prèviament a la comparació de densitats d'acord amb els factors a estudiar (efectes illa, zona, vegetació, descast i any) s'ha testat si el nombre de nius per parcel·la s'ajusta a una distribució normal mitjançant el test de Kolmogorov-Smirnov. Com que la distribució d'aquesta variable ha diferit significativament d'una normal ($d=0,14$, $P<0,01$) s'ha optat per l'ús de tests no paramètrics en les comparacions.

Les comparacions de densitats entre illes, entre àrees sotmeses/excloses al descast, i entre anys s'han realitzat amb el test de la U de Mann-Whitney (Zar 1996). Les comparacions globals entre diferents zones i entre diferents tipologies vegetals s'han realitzat amb el test de Kruskal-Wallis, emprant el programa Statistica. Aquest programa compta el nombre de casos en cada mostra que cau per sobre o per sota la mediana, i computa el valor Chi-quadrat per la resultant taula de contingència $2 \times k$ mostres (StatSoft 1995). Per aquest motiu, l'estadístic mostrat en les anàlisis que s'aplica el test de Kruskal-Wallis és la Chi-quadrat (veure apartat de resultats). En l'anàlisi de l'efecte zona, a més del test global, s'han realitzat comparacions a posteriori entre tots els possibles parells de zones utilitzant el test de la U de Mann-Whitney amb la correcció de Bonferroni, assegurant així un risc global $\alpha < 0,05$ (Rice 1989).

Nombre de parelles nidificants i dinàmica poblacional de la colònia.

El nombre total de parelles nidificants a l'arxipèlag, juntament amb el seu interval de confiança, s'ha estimat a partir de les superfícies reals de cada zona (obtingudes de Fortià & Hontangas 1991) i del nombre mitjà de nius censats a les corresponents parcel·les mitjançant mostreig aleatori simple (Tellería 1986).

La dinàmica poblacional de la colònia al darrer any s'ha estudiat comparant globalment i per a cada zona la densitat nidificadora d'enguany amb la del 2001. A l'igual que en l'apartat anterior, les comparacions s'han realitzat mitjançant el test de la U de Mann-Whitney. Donat que la superfície de cada àrea és un paràmetre constant, tota variació significativa de la densitat nidificadora entre anys es tradueix automàticament amb una variació significativa del nombre de parelles entre anys.

L'evolució del nombre d'efectius reproductors durant les darreres dècades s'ha determinat amb el recull de tots els censos publicats en articles científics i/o informes tècnics de la Direcció General del Medi Natural, així com dades inèdites de l'autor (e.g., cens del 1997).

RESULTATS

Densitats de nidificació.

Comparació entre illes.

No s'han detectat diferències significatives a les densitats d'una mateixa zona entre la Meda Gran i la Meda Petita (per Mitjana Pendent, $U = 143$; $Z = -0,53$; $P = 0,600$; per Rocam Costaner, $U = 8,5$; $Z = -1,46$; $P = 0,144$) (Taula 1). Això ha permès agrupar els resultats obtinguts en ambdues illes per a posteriors anàlisis, tal com es va fer en els censos anteriors (veure, per exemple, Bosch 2001).

Taula 1. Densitats de nidificació a les zones de Mitjana Pendent i Rocam Costaner, distingint entre les illes Meda Gran i Meda Petita durant els dies de mostreig de l'any 2002. Per a cap de les dues zones s'ha detectat diferències significatives entre illes. n: nombre de parcel·les mostrejades; ?: mitjana; d.e.: desviació estàndard.

	Densitat mitjana (nombre nius / parcel·la de 150 m ²)					
	Meda Gran			Meda Petita		
	n	?	d.e.	n	?	d.e.
Mitjana Pendent	20	3,3	1,4	16	3,4	1,3
Rocam Costaner	7	2,4	2,1	5	4,4	0,8

Comparació entre zones.

Globalment, la densitat de nius no ha variat significativament entre zones ($\chi^2 = 8,47$; $P < 0,132$) (Taula 2). Malgrat això, al realitzar comparacions entre parells de zones (tests a posteriori amb $\alpha = 0,05/15$), s'ha detectat que els Penya-segats presenten una densitat significativament inferior a la de les restants zones a excepció del rocam costaner (comparació Penya-segats amb Alta pendent: $P = 0,0006$; amb Mitjana Pendent: $P = 0,0002$; amb Planúria: $P = 0,0023$; amb Rocam

Costaner: $P = 0,0087$; amb Vall de Gregal: $P = 0,0018$). En canvi, no s'han detectat diferències significatives entre cap altre parell de zones. Tot això ens indica que als Penya-segats la densitat nidificadora és inferior, malgrat que al test global no s'hagi pogut detectar, tal com ve succeint en anys anteriors (veure, per exemple, Bosch 2001). La causa podria ser la gran dispersió de les dades corresponents a la zona del Rocam Costaner, associat en part a la menor mida mostral respecte a d'altres zones.

Taula 2. Densitats de nidificació a les diferents zones en que s'ha dividit la part emergida de les Illes Medes durant els dies de mostreig de l'any 2002. En el cas de la Mitjana Pendent i del Rocam Costaner, s'han agrupat les parcel·les mostrejades en la Meda Gran i la Meda Petita, ja que no s'han detectat diferències significatives entre ambdues illes. A la Vall de Gregal, l'estimació global de la densitat s'ha realitzat aplicant una transformació al nombre de parcel·les mostrejades a l'àrea exclosa de descast; als Penya-segats la densitat s'ha calculat a partir d'unitats de mostreig major (veure aptat. de mètodes). n: nombre de parcel·les mostrejades; ? : mitjana; d.e.: desviació estàndard.

	Densitat mitjana (nombre nius / parcel·la de 150 m ²)		
	N	?	d.e.
Planúria	36	2,8	1,6
Mitjana Pendent	36	3,3	1,4
Vall de Gregal	41	2,8	1,4
Alta Pendent	17	3,5	1,4
Rocam Costaner	12	3,3	1,9
Penya-segats*	6	0,9	0,5

*(Densitat estimada a partir de parcel·les majors de 150 m²).

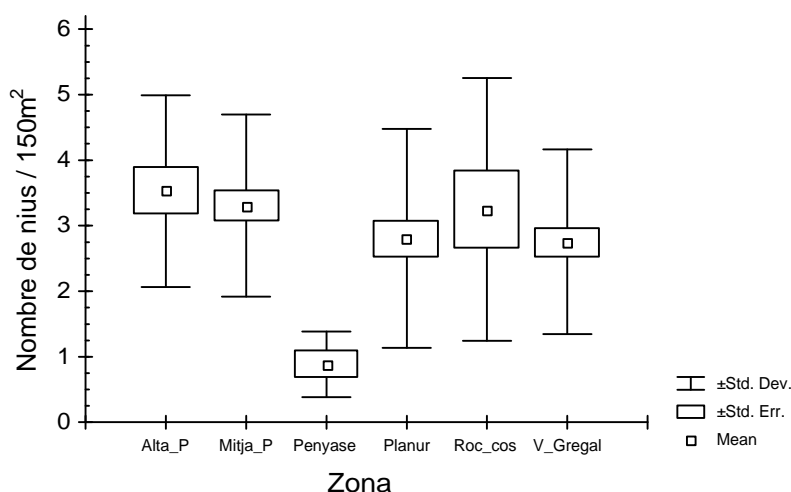


Figura 2. Densitat nidificadora (expressada com a nombre de nius per parcel·la de 150 m²) a les diferents zones en que s'ha dividit la part emergida de les Illes Medes durant els dies de mostreig de l'any 2002. En el cas de la Mitjana Pendent i del Rocam Costaner, s'han agrupat les parcel·les mostrejades en la Meda Gran i la Meda Petita, ja que no s'han detectat diferències significatives entre ambdues illes; a la Vall de Gregal, l'estimació global de la densitat s'ha realitzat aplicant una transformació al nombre de parcel·les mostrejades a l'àrea exclosa de descast; als penya-segats, s'ha calculat a partir d'unitats de mostreig majors (veure aptat. de mètodes).

Mean: mitjana; Std. Dev: desviació estàndard; Std. Err: error estàndard.

Comparació entre comunitats vegetals.

Globalment, no s'han detectat diferències significatives en la densitat nidificadora entre les tres subzones de diferent vegetació que hi ha a la Vall de Gregal ($\chi^2 = 4,23$; $P = 0,120$). Malgrat això, els tests a posteriori ($\alpha = 0,05/3$) van detectar diferències significatives entre els valors de les

parcel·les situades en vegetació alta i els de les parcel·les situades en vegetació nul·la, de manera que en aquesta darrera subzona les densitats són superiors a les de la primera ($P = 0,012$) (veure Taula 3).

Taula 3. Densitats de nidificació a les tres subzones de vegetació que componen la Vall de Gregal durant l'estació reproductora de l'any 2002. A fi d'eliminar qualsevol biaix associat a l'efecte del descast, s'han exclòs les parcel·les situades en l'àrea no sotmesa a descast.

Subzona 1: hàbitat de vegetació baixa dominada per *Hordeum murinum*; subzona 2: hàbitat de vegetació densa i alta dominada per *Atriplex halimus*; subzona 3: hàbitat desproveït de vegetació. n: nombre de parcel·les mostrejades; \bar{x} : mitjana; d.e.: desviació estàndard.

	Densitat mitjana (nombre nius / 150 m ²)		
	N	\bar{x}	d.e.
subzona 1	13	2,8	1,2
subzona 2	13	1,8	1,3
subzona 3	13	3,4	1,2

Comparació entre parcel·les incloses i excloses de l'àrea de descast.

No es detecten diferències significatives en la densitat de nidificació entre les parcel·les mostrejades dins i fora de l'àrea de descast ($U = 1992$; $Z = -0,914$; $P = 0,361$); en promig aquestes diferències no arriben a ser d'un niu per cada 300 m² (veure Taula 4). Al excloure de les anàlisis les parcel·les corresponents als *Penya-segats* (degut a que ja des d'abans de les campanyes de descast presentaven una menor densitat de nidificació que les restants zones; veure Fortià & Hontangas 1991),

les diferències incrementen, tal com ve succeïnt en anys anteriors (veure, per exemple, Bosch 2001); no obstant, aquestes diferències continuen sense ser significatives ($U = 544$; $Z = -1,55$; $P = 0,123$) i se situen al voltant d'un niu cada 165 m².

Al evitar qualsevol possible efecte associat a diferències entre zones o entre subzones amb diferent vegetació (considerant únicament les parcel·les mostrejades a la subzona dominada per *Hordeum murinum* de la Vall de Gregal), tampoc no es detecten diferències significatives entre les parcel·les mostrejades dins i fora l'àrea de descast ($U = 58$; $Z = -1,39$; $P = 0,166$) (Taula 4).

Taula 4. Densitats mitjanes de nidificació de les parcel·les mostrejades a les àrees inclosa i exclosa de descast, tant a nivell global com a nivell d'una determinada comunitat vegetal dins d'una mateixa zona (concretament, a la subzona dominada per *Hordeum murinum* que hi ha a la Vall de Gregal).

n: nombre de parcel·les mostrejades; \bar{x} : mitjana; d.e.: desviació estàndard.

	Densitat mitjana (nombre nius / 150 m ²)						Significació
	zona de descast			zona exclosa de descast			
	n	\bar{x}	d.e.	n	\bar{x}	d.e.	
Vall Gregal (vegetació baixa)	13	2,8	1,2	13	3,9	1,5	$P = 0,166$
Global Medes*	123	2,9	1,5	36	3,3	1,9	$P = 0,361$
Global Medes†	123	2,9	1,5	30	3,8	1,7	$P = 0,122$

*inclou les parcel·les mostrejades a la zona de *Penya-segats*.

†exclou les parcel·les mostrejades a la zona de *Penya-segats*.

Nombre de parcelles nidificants i dinàmica poblacional de la colònia.

Extrapolant les densitats estimades als diferents estrats de mostreig (zones amb diferent pendent), la població nidificant de gavians a la colònia de les

Illes Medes s'ha estimat en 5.762 parcelles (I.C. 95%, 2.295 – 9.231 parcelles) durant l'any 2002. És a dir, 305 parcelles menys que l'any anterior. La corresponent distribució per zones es mostra a la Taula 5.

Taula 5. Nombre estimat de parcelles nidificants a les diferents zones de la colònia de les Illes Medes durant l'any 2002.

	Nombre parcelles	(I.C. 95%)
Global	5.762	(2.292 - 9.231)
Planúria	878	(253 – 1.502)
Mitjana Pendent	1.649	(886 – 2.413)
Vall de Gregal	1.074	(413 - 1.735)
Alta Pendent	1.443	(791 – 2.095)
Rocam Costaner	308	(88 – 529)
Penya-segats	410	(0 – 958)

(I.C. 95%): interval de confiança del 95%.

Globalment, la densitat nidificadora i, per tant, el nombre de parcelles reproductores de la colònia, no ha variat significativament entre enguany i l'any 2001 ($U = 11.960$; $Z = -0,45$; $P = 0,652$). Al diferenciar per zones, tampoc no es detecten diferències significatives entre les densitats nidificadores d'enguany i les del 2001 (Alta

Pendent: $U = 117$; $Z = -0,40$; $P = 0,692$; Mitjana Pendent: $U = 581$; $Z = 0,16$; $P = 0,876$; Penya-segats: $U = 18$; $Z = 0$; $P = 1$; Planúria: $U = 632$; $Z = -0,38$; $P = 0,704$; Rocam Costaner: $U = 59$; $Z = 1,06$; $P = 0,289$; Vall de Gregal: $U = 1301$; $Z = -0,17$; $P = 0,866$; veure Figura 3).

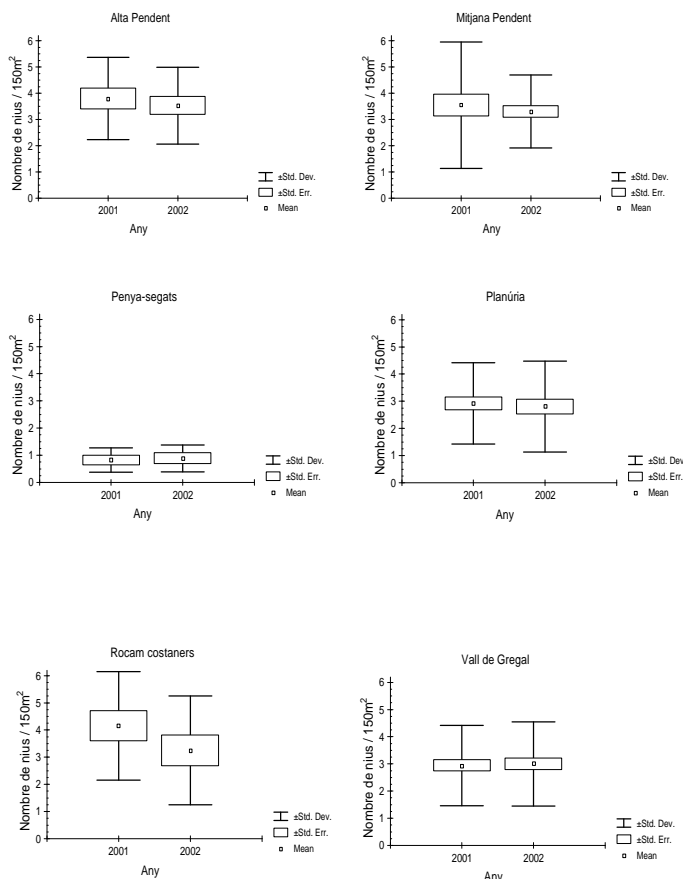


Figura 3. Variació de la densitat nidificadora (expressada com a nombre de nius per parcel·la de 150 m²) a les diferents zones en què s'ha dividit la colònia entre els censos de l'any 2001 i d'enguany. Els valors dels penya-segats s'han calculat a partir d'unitats de mostreig major (veure aptat. de mètodes). Mean: mitjana; Std. Dev: desviació estàndard; Std. Err: error estàndard.

La Figura 4 mostra l'evolució dels efectius reproductors de la colònia des del 1960 (any del primer cens que es coneix de la colònia) fins a l'actualitat. S'observa que aquest darrer any la colònia ha mantingut el patró de variació poblacional descrit l'any anterior, amb un nombre de parelles reproductores que no difereix significativament de l'any que el precedeix però que sembla mostrar una lleugera tendència a

disminuir; així, enguany la taxa de descens ha estat del 4%, mentre que l'any anterior va ser del 5%. La mida poblacional que enguany té la colònia és molt similar a l'estimada l'any 1999, amb 5.835 parelles (Bosch 1999). Abans de l'inici de les campanyes de descast, no es troben valors similars fins l'any 1975, amb 6.000 parelles (Carrera & Vilagrassa 1984).

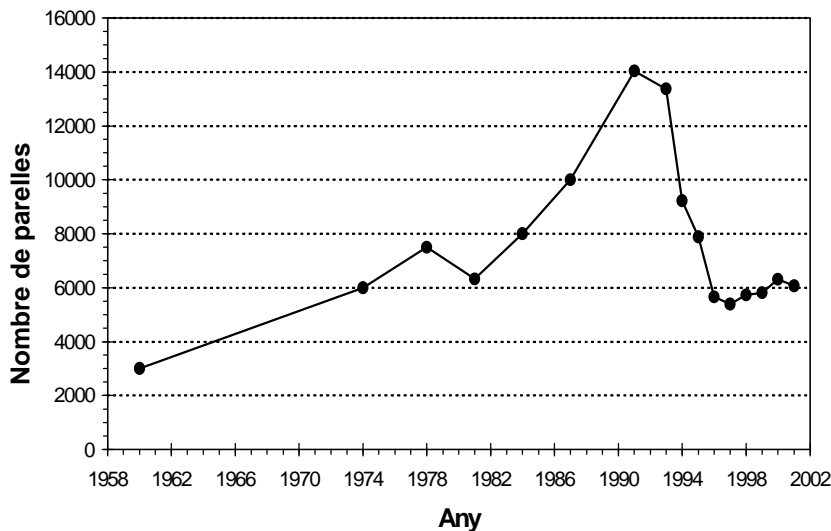


Figura 4. Evolució del nombre de parelles nidificants a la colònia de les Illes durant les darreres quatre dècades. Els valors previs al descast s'han extret de Bosch et al. (1994); les valors corresponents als anys 1993 a 1996 s'han extret de Bosch 1994, 1995 i 1996, respectivament; el valor de 1997 correspon a dades inèdites de l'autor; els valors de 1998, 1999, 2000 i 2001 s'han extret de Bosch 1998, 1999, 2000, 2001 respectivament; el valor de l'any 2002 s'ha estimat en el present estudi.

DISCUSSIÓ

Les campanyes de descast a la colònia de gavians de les Illes Medes venen provocant canvis importants en la densitat de nius dins d'aquest nucli reproductor. Des de la implantació d'aquesta mesura de control, la densitat nidificadora a les zones sotmeses a descast sempre ha estat menor que la de les zones excloses de descast (veure, per exemple Bosch et al. 2000). Com ja s'ha comentat en anteriors ocasions, aquest fet ja s'havia referenciat prèviament en altres colònies de gavians (e.g. Álvarez 1992, Wanless & Langslow 1983). No obstant, als darrers anys, aquestes diferències han anat disminuint, de manera que al 2001 es va arribar a una situació en la que únicament eren significatives en la comparació que considerava les parcel·les mostrejades a tota la colònia excloent els penya-segats (veure Bosch 2001). Enguany s'ha arribat per primera vegada a una situació en la que la densitat nidificadora no ha diferit

significativament entre zones incloses i excloses de descast en cap de les anàlisis realitzades. Així doncs, la heterogeneïtat espacial associada al descast ha deixat de ser significativa sis anys després de la finalització d'aquesta mesura de control. No obstant, cal valorar aquests resultats amb certa cautela, ja que en totes les comparacions realitzades, les densitats nidificadores tendeixen a ser majors a les zones excloses de descast. Caldrà esperar a l'any vinent per tenir noves dades que confirmin els resultats d'enguany. Com ja es va comentar anteriorment (Bosch 2001), no es té constància de cap estudi que avaluï a mig o llarg termini l'evolució de la heterogeneïtat espacial associada al descast, malgrat el gran interès d'aquest tema de cara a futurs plans de gestió en colònies sotmeses a descast.

Pel que fa a d'altres possibles fonts d'heterogeneïtat espacial sobre la densitat nidificadora, els patrons de variació observats

enguany s'ajusten als d'anys previs. En aquest sentit, s'ha observat que, atenent al pendent del terreny, els penya-segats presenten densitats menors que les restants zones; atenent a la cobertura vegetal del sòl, hi ha una tendència a disminuir la densitat nidificadora a mesura que incrementa l'alçada de la vegetació, malgrat que globalment no s'arriben a detectar diferències significatives associades al tipus de cobertura vegetal. Els possibles factors responsables d'aquests patrons de distribució ja han estat discutits en anteriors ocasions (per a una detallada descripció, veure, per exemple, Bosch & Sol 1998, Bosch 2000, 2001).

La colònia de gavians de les Illes Medes enguany presenta una mida poblacional similar a la de l'any anterior, amb un nombre de parelles que no difereix significativament al del 2001. Malgrat que l'estimació dels efectius poblacionals d'enguany sigui de 248 parelles menys que l'any anterior, cal ser prudent en la interpretació dels resultats i evitar la consideració de que la colònia hagi disminuït la seva mida poblacional; en tot cas, sembla més adequat parlar d'una possible tendència a disminuir. Aquesta apreciació es basa en el fet que les diferències no són significatives partint de la comparació de dues mostres de mida molt elevada (155 i 159 parcel·les mostrejades al 2001 i enguany, respectivament).

Aquest mateix patró ja es va observar al cens del 1991 (Bosch 1991). D'aquesta manera, als dos darrers anys la colònia ha mantingut la seva mida poblacional, amb una lleugera tendència a disminuir. Durant aquest període de temps (entre l'any 2000 i enguany), la variació dels efectius reproductors no ha arribat al 5%.

Una anàlisi més àmplia de la dinàmica poblacional de la colònia permet deduir que des de l'any 1996 la colònia ve experimentant fluctuacions poc importants de la seva mida sense que hi hagi una tendència clara a créixer o disminuir. Això ve recolzat pel fet que, durant aquests darrers sis anys la diferència entre els valors màxim i mínim dels efectius reproductors no arriba a les 1.000 parelles. A més, la variació global de la mida de la colònia en aquests sis darrers anys ha estat inferior al 1%. Aquest període dominat per l'estabilitat del nombre d'efectius contrasta amb la variació de més de 7.700 parelles observada entre els anys 1993 i 1996.

Davant d'aquests fets, cal esperar que a curt termini no es produeixin canvis importants en el nombre d'efectius de la colònia. Malgrat que això pot ser d'interès per a possibles plans de gestió de la colònia, resulta insuficient ja que caldria esbrinar les causes que determinen aquesta estabilitat poblacional. D'aquestes causes probablement es podria descartar una reducció en la disponibilitat d'aliment, ja que la dieta dels gavians de la colònia no ha experimentat canvis importants en l'ús dels recursos explotats de forma majoritària (M. Bosch, dades inèdites). Alguns autors han mostrat que els mecanismes que regulen el reclutament d'individus a les colònies de gavians depenen de la mida de les colònies; en aquest sentit, hi ha una relació directa entre el nombre d'individus que crien en una colònia i l'atracció de nous reclutaments (Chabrzyk & Coulson 1976). La mida actual de la colònia podria haver fet que aquest nucli reproductor fos menys atractiu pels nous reclutaments que el que havia estat en un passat, quan el nombre de parelles reproductores era molt major. No obstant, aquesta hipòtesi sembla insuficient per a explicar la manca de creixement dels efectius de la colònia. Es coneix que el descast redueix de manera molt significativa la filopàtria en els individus nascuts a les colònies sotmeses a aquesta mesura de control, de manera que aquests individus escullen altres colònies com a zones de cria (Coulson 1991). Concretament a la colònia de les Medes, es va estimar que durant els anys de descast, la taxa d'emigració va incrementar en gran mesura, arribant a valors propers al 25% a partir de l'any 1994. Caldria analitzar si actualment ha variat aquesta taxa d'emigració, per tal de saber si el manteniment de la mida poblacional de la colònia s'aconsegueix a base d'incrementar el nombre d'efectius als nuclis reproductors propers. De ser així, els possibles problemes que es puguin derivar d'una presència massiva de gavians s'estarien escampant a d'altres indrets. Degut a les implicacions que es derivarien d'aquesta situació, resultaria de gran importància esbrinar quines són actualment les taxes de reclutament i d'emigració a la colònia de les Illes Medes i, alhora, quins són els principals indrets que incorporen els individus desplaçats. Per a resoldre aquestes qüestions es fa necessària l'existència d'un programa de marcatge i reavistament d'individus que contempli l'anellament amb PVC d'una fracció important de la producció de polls de la colònia durant un nombre d'anys consecutius. A la pràctica aquest programa ja està en marxa, però no rep cap mena de finançament per part de l'administració o d'organismes vinculats amb la recerca i/o protecció de les comunitats d'ocells, essent finançat amb fons

particulars. Això ha comportat que en diverses ocasions la seva continuïtat hagi estat circumstancial i que en aquests moments estigui a punt de desaparèixer. Per tal d'assegurar la seva continuïtat i viabilitat caldria assegurar finançament per part dels òrgans gestors de la colònia. L'ecologia aplicada i la gestió de fauna no s'ha de basar en l'aplicació de mesures correctives per solventar problemes associats a la biodiversitat sinó en l'aplicació de mesures preventives que evitin l'aparició d'aquests problemes (veure, per exemple, Camprodon & Plana 2001). Per aquest motiu, es fa necessari l'estudi de diversos paràmetres implicats en la dinàmica poblacional de la colònia que ens permetin entendre el seu funcionament i, alhora, evitar possibles situacions problemàtiques derivades de la presència de gavians abans de que arribin a succeir.

AGRAÏMENTS

A la Núria Pocino, Toni Orantes i Jordi Piró, així com també a l'Anna Galdeano pel seu inestimable ajut en el treball de camp. Al Port Autònom de Barcelona, a José M. Serrano (Far de Sant Feliu de Guíxols) i Antonio Cebrián (Port Autònom de Barcelona) per facilitar allotjament en el far de la Meda Gran. Al Quim, el Salva, l'Anna i la Iolanda per la seva paciència a l'hora d'assegurar els desplaçaments a les Medes. Als gavians i a la zona emergida de les Illes Medes, per TOT el que em venen donant des de fa més d'una dècada.

BIBLIOGRAFIA

- Álvarez, G. 1992. Conservation programme for Audouin's Gull in the Chafarinas Islands. *Avocetta* 16: 63-66.
- Bosch, M. 1995. La colònia de Gavià de Potes Grogues (*Larus cachinnans*) a les Illes Medes: aspectes d'interès per a la seva gestió (Memòria II). Informe-memòria Dir. Gen. Medi Natural (Generalitat de Catalunya).
- Bosch, M. 1996. La colònia de Gavià de Potes Grogues (*Larus cachinnans*) a les Illes Medes: aspectes d'interès per a la seva gestió (Memòria III). Informe-memòria Dir. Gen. Medi Natural (Generalitat de Catalunya).
- Bosch, M. 1998. Cens de la població nidificant de gavià de potes grogues (*Larus cachinnans*) i dinàmica poblacional. In: Programa de control i seguiment de la flora i la fauna de les parts emergides de les Illes Medes, any 1998. Direcció General del Medi Natural, Departament d'Agricultura, Ramaderia i Pesca, Generalitat de Catalunya.
- Bosch, M. 1999. Cens de la població nidificant de gavià de potes grogues (*Larus cachinnans*) i dinàmica poblacional. In: Programa de control i seguiment de la fauna de les parts emergides de les Illes Medes, any 1999. Direcció General del Medi Natural, Departament d'Agricultura, Ramaderia i Pesca, Generalitat de Catalunya.
- Bosch, M. 2000. Cens de la població nidificant de gavià de potes grogues (*Larus cachinnans*) i dinàmica poblacional. In: Seguiment temporal de l'àrea marina protegida de les Illes Medes, Informe anual Any 2000. Direcció General del Patrimoni Natural i del Medi Físic, Departament de Medi Ambient, Generalitat de Catalunya.
- Bosch, M. 2001. Cens de la població nidificant de gavià de potes grogues (*Larus cachinnans*) i dinàmica poblacional. In: Seguiment temporal de l'àrea marina protegida de les Illes Medes, Informe anual Any 2001. Direcció General del Patrimoni Natural i del Medi Físic, Departament de Medi Ambient, Generalitat de Catalunya.
- Bosch, M., D. Oro & X. Ruiz 1994. Dependence of Yellow-legged Gull (*Larus cachinnans*) on food of human activity at two Western Mediterranean colonies. *Avocetta*, 18: 135-139.
- Bosch, M., D. Oro, F. J. Cantos, & M. Zabala 2000. Short term effects of culling on the ecology and population dynamics of the Yellow-legged Gull. *Journal of Applied Ecology*, 37: 369-385.
- Bosch, M., V. Pedrocchi & M. González-Martín 1992. La colonia de ardeidos de las Islas Medes. *Misc. Zool.*, 16: 249-253.
- Bosch, M., V. Pedrocchi, J. González-Solís & L. Jover 1994b. Densidad y distribución de los nidos de gaviota patiamarilla (*Larus cachinnans*) en la colonia de las Islas Medes. Efectos asociados al habitat y al descaste. *Doñana, Acta Vertebrata*, 21: 39-51.

- Bosch, M. & D. Sol 1998. Habitat selection and breeding success in Yellow-legged Gulls *Larus cachinnans*. *Ibis*, 140: 415-421.
- Camprodon, J. & Plana, E. (Eds.) (2001). Conservación de la biodiversidad y gestión forestal. Su aplicación en la fauna vertebrada. Edicions Universitat de Barcelona. Barcelona.
- Carrera, E. & X. Vilagrassa 1984. La colònia de gavià argentat (*Larus argentatus michahellis*) de les Illes Medes. In: Els sistemes naturals de les Illes Medes. Pp. 131-208 (J. Ros, I. Olivella & J. M. Gili, Eds.) Institut d'Estudis Catalans. Barcelona.
- Chabrzyk, G. & J. C. Coulson 1976. Survival and recruitment in the herring gull *Larus argentatus*. *J. Anim. Ecol.*, 45: 187-203.
- Fortià, R. & J. Hontangas 1991. El cens de gavià argentat a les illes Medes. *Revista de Girona*, 149: 601-605.
- Rice, W. R. 1989. Analyzing tables of statistical test. *Evolution*, 43: 223-225.
- StatSoft, Inc. (1995). STATISTICA for Windows [Computer program manual]. Tulsa, OK: StatSoft, Inc., 2300 East 14th Street, Tulsa
- Tellería, J. L. 1986. Manual para el censo de los vertebrados terrestres. Raíces, ed., Madrid.
- Torre, I. & M. Bosch 1999. Effects of sex and breeding status on habitat selection by feral House mice (*Mus musculus*) on a small Mediterranean island. *Zeitschrift für Säugetierkunde*, 64: 1-11.
- Wanless, S. & D. R. Langslow, 1983. The effects of culling on the Abbeystead and Mallowdale gullery. *Bird Study*, 30: 17-23.
- Zar J. H. 1996. Biostatistical analysis. Prentice Hall, New Jersey.

CENS DE LA COLÒNIA D'ARDÈIDS DE LES ILLES MEDES A L'ANY 2002

Vittorio Pedrocchi, Marc Bosch, Núria Pocino i Bet Pons

Departament de Biologia Animal, Universitat de Barcelona

INTRODUCCIÓ I ANTECEDENTS

Una revisió dels primers treballs realitzats sobre l'ornitofauna de les illes Medes es pot trobar a Ferrer *et al.* (1984), on es recullen totes les dades publicades fins al novembre de l'any 1981. Aquestes informacions mostren que fins aleshores no es tenia constància que cap ardèid es reproduís a les illes, si bé s'havien observat esporàdicament exemplars de bernat pescaire (*Ardea cinerea*) i d'agró roig (*Ardea purpurea*) durant l'època migratòria.

Va ser precisament a l'any 1982 quan s'assentà la colònia reproductora d'ardèids a les illes Medes, malgrat que la informació disponible durant tota la dècada dels 80 és un tant limitada. La primera referència publicada és la de Muntaner *et al.* (1983), que esmenten com el martinet de nit (*Nycticorax nycticorax*), l'esplugabous (*Bubulcus ibis*) i el martinet blanc (*Egretta garzetta*) es reproduïen a la província de Girona des de l'any 1982 en unes oliveres al repeu d'un cingle marí, tot i que no fan referència explícita a l'arxipèlag de les Medes per tal d'assegurar la seva protecció. Aquesta colònia provindria d'un trasllat d'una altra colònia gironina propera, on hi niaven des de l'any 1973 i que fa referència al tram baix del riu Ter. Sargatal & del Hoyo (1989) també esmenten que a una illa del litoral hi nien tres espècies d'ardèids, provinents d'una antiga colònia del riu Ter que acollia 70 parelles de martinet de nit. Posteriorment, Bosch *et al.* (1992) i acte seguit Fortià & Hontangas (1993) donen a conèixer ja de forma directa més dades sobre la colònia d'ardèids de les Medes, degut en part a la revelació de la seva existència publicada en un diari de gran tirada l'any 1992 (Fortià 1992).

Fortià & Hontangas (1993) aporten dades de censos de la colònia fins l'any 1992, a partir de recomptes visuals realitzats des de la seva perifèria, situant un màxim de 239 parelles al

1992. Però precisament a partir de la dècada dels 90 aquesta colònia experimenta un creixement considerable, cosa que porta a una manifesta discrepància entre les dades que s'obtenen en recomptes a distància i el nombre de parelles realment establertes. En aquest sentit, els censos efectuats l'any 1992 per Bosch *et al.* (1992) fets des de l'interior de la colònia comptabilitzen un total de 624 parelles reproductores, un número clarament més elevat. A partir d'aquest moment, cada any es van anar realitzant els censos de la colònia fins a l'actualitat, així com també d'altres estudis. Dels resultats de totes aquestes recerques se'n poden trobar dades a Pedrocchi (1994, 1995, 2000 i 2001), Bosch & Pedrocchi (1995), Bosch (1996) i Pedrocchi *et al.* (1996). A més de les tres espècies esmentades, en els anys 1996, 1997 i 2001 va niar una parella de martinet ros (*Ardeola ralloides*) (Pedrocchi *et al.* 1996, Pedrocchi & Bosch 1997). Aquesta espècie a tornat a niar enguany a les illes Medes, doncs es va observar un total de 8 adults entrant a una zona de nius de la zona central de la colònia, pel que es dedueix l'existència de 4 nius.

ÀREA D'ESTUDI I METODOLOGIA

La colònia d'ardèids de les Medes (coordenades 42°0'47''N, 3°13'15''E) es troba a la vessant oest de la Meda Gran, just enfront del litoral, arrecerada sota un penyassegat marí i a cobert d'una vegetació arbóreo-arbustiva mediterrània. Els nius dels ocells queden emplaçats sobre arbusts o arbres d'ullastre (*Olea europaea* var. *sylvestris*), figuera (*Ficus carica*), garrofer (*Ceratonia siliqua*), i fins i tot, alguna vegada sobre ailant (*Ailanthus altissima*). Descripcions prou detallades de la colònia es poden trobar en Bosch *et al.* (1992), Fortià & Hontangas (1993) i Pedrocchi (1994).

El cens que ara es presenta, corresponent a l'any 2002, fou realitzat els dies 15 i 16 de juny. Per això calgué entrar a l'interior de la colònia, on es varen comptar tots els nius i s'identificà el seu contingut. Per evitar possibles problemes d'abandonament de nius, el cens es realitzà quan la colònia estava en un estadi reproductor molt avançat, és a dir, quan tots els nius ja contenien ous i en una bona part els polls ja havien nascut. Això va assegurar que l'estímul dels adults reproductors envers les seves postes fos prou fort per que no abandonessin el niu al ser espantats amb la nostra presència. Quan els polls són petits, aquests resten quietos dins del niu; tanmateix quan els polls són una mica més grans, se situen a la perifèria del niu on hi romanen si no se'ls pertorba. La presència de polls va facilitar el cens, donat que així es va poder identificar el contingut de gairebé tots els nius. Per tal d'assegurar que el cens es realitzava en aquest estadi reproductor que s'acaba d'esmentar, durant tres setmanes es va fer un seguiment previ de la colònia amb prismàtics i telescopi terrestre. És important assenyalar que aquest seguiment sempre es va fer des de fora de la colònia, evitant qualsevol mena de pertorbació associada a la nostra presència.

Una dificultat afegida per a la realització del cens va ser el fet que tota l'àrea de nidificació és molt extensa i complicada de travessar. És per això, doncs, que es va dividir en 7 zones, en cadascuna de les quals prèviament s'havia numerat i identificat cada arbre en un mapa - agrupats per nuclis - per tal de comptar els nius per peu vegetal d'una forma acurada, precisa i ràpida.

L'entrada a la colònia únicament es va realitzar quan les condicions ambientals van ser plenament favorables, per evitar problemes de regulació de temperatura tant en ous com en polls. Es requereix una temperatura ambiental suau, sense fer excessiu calor, ni gens de fred, pluja o vent. Quan les condicions ambientals no eren les adequades, el cens es va aplaçar. L'operació de comptar els nius de cada nucli va ser ràpida i efectiva, però sense moviments bruscos per a aconseguir que els ocells adults que ens vigilaven a distància ens tinguessin

controlats i no s'estressessin gaire. A tall d'exemple, esmentem que la zona més petita és va censar en 15 minuts, mentre que en la de majors dimensions s'invertiren fins a 54 minuts. A les zones grans els ocells adults van anar tornant als nius a mesura que avançàvem per l'interior del nucli, de manera que van romandre fora dels nius un temps màxim no pas superior als 10-15 minuts. L'assignació de les espècies a les que pertanyien els nius es va fer per observació directa dels adults al abandonar els nius i a partir dels trets diferencials dels polls per a cada espècie (Cramp & Simmons 1977, Harrison 1977, Maddock 1989). La determinació de l'espècie a partir de les dimensions dels ous es va utilitzar únicament en el cas del martinet de nit, els ous del qual són de mida diferent a la del martinet blanc o esplugabous (Cramp & Simmons 1977).

D'altra banda, es va anotar el substrat sobre el qual es situava cada niu, és a dir, olivera (ullastre), figuera, garrofer o ailant.

Pràcticament no es van detectar nius abandonats, donat que aquests desapareixen de seguida degut a que els adults de nius propers els desmouen per a aconseguir branques pel seu propi niu (dades pròpies). La seva identificació resulta senzilla perquè consten només de molt poques branques mal disposades i sense rastres de regurgitats o excrements frescos. Només a la zona 1, com a cas especial, enguany es van trobar bastants nius desocupats i abandonats, alguns potser de l'any anterior.

Resultats

A la taula 1 es mostren els resultats del cens d'ardèids corresponent a l'any 2002, distingint en funció de l'espècie d'ocell i del substrat vegetal on es situava el niu. Aquestes espècies nien típicament en arbres, formant colònies mixtes (Voisin 1991). A la taula 2 es mostren els nius censats per cada espècie segons la zona mostrejada.

Taula 1. Resultats del cens de nius d'ardèids de les illes Medes corresponent a l'any 2002 en funció del substrat vegetal. N = número de nius de cada espècie en cada substrat vegetal, %(1) = distribució percentual de nius de cada espècie sobre els diferents substrats vegetals, %(2) = percentatge d'ocupació de cada substrat pels nius de les diferents espècies.

Espècie	Substrat vegetal									Total
	Ullastre			Figuera			Garrofer			
	N	%(1)	%(2)	N	%(1)	%(2)	N	%(1)	%(2)	
<i>B. ibis</i>	959	96.7	88.1	10	1.0	23.3	23	2.32	100	992
<i>N. nycticorax</i>	94	74.0	8.6	33	26.0	76.7	0	0	0	127
<i>E. garzetta</i>	32	100	3.0	0	0	0	0	0	0	32
<i>A. ralloides</i>	4	100	0.4	0	0	0	0	0	0	4
Total	1089			43			23			1155

Taula 2. Resultat del cens d'ardèids de les illes Medes a l'any 2002 en funció de la zona mostrejada.

	<i>Bubulcus ibis</i>	<i>Nycticorax nycticorax</i>	<i>Egretta garzetta</i>	<i>Ardeola ralloides</i>	TOTAL (%)
Zona 0	5	34	0	0	39 (3.4)
Zona 1	31	9	0	0	40 (3.5)
Zona 2	115	4	4	0	123 (10.6)
Zona 3	45	15	3	0	63 (5.5)
Zona 4	223	21	8	4	256 (22.2)
Zona 5	148	24	6	0	178 (15.4)
Zona 6	425	20	11	0	456 (39.5)
TOTAL	992	127	32	4	1155

En total s'han comptat 992 nius d'esplugabous, 127 de martinet de nit, 32 de martinet blanc i 4 de martinet ros. Els nius de martinet ros s'han deduït per nombres mínims a partir de l'observació de 8 adults entrant en un mateix ullastre.

La majoria de nius es van trobar sobre ullastre i després sobre figuera (taula 1). De garrofers només hi ha tres peus a l'illa i és per això que el percentatge de nius que s'hi van trobar al seu damunt va ser reduït. L'ailant, encara que prou abundant, és un arbre que creix formant una canya recta i fina que no permet assentar-hi nius amb facilitat, i per això només és utilitzat pels ocells de forma molt esporàdica, com va ser un niu de martinet de nit a l'any 1999.

Els esplugabous van assentar els nius quasi totalment sobre els ullastres (96.7%), així com el martinet blanc (100%). En canvi, el martinet de nit, de costums crepusculars i més críptic, va situar bona part dels nius sobre les figueres (26.0%), a on els amaga entre un brancatge impenetrable, si bé igualment van predominar sobre l'ullastre (74.0%). Aquesta diferent distribució dels nius de les tres principals espècies d'ardèids segons el

substrat vegetal va resultar ser estadísticament significativa (test G = 115.3, g.l. = 4, P < 0.001, Zar 1984).

Enguany (2002) s'han observat adults entrant en un ullastre de la zona 4 en diverses ocasions: 3 adults el 15 de juny i 8 adults el 29 de juny, pel que es dedueix que hi deu haver almenys 4 nius de martinet ros. L'any 2001 es va trobar un niu de martinet ros (J. Bas com. pers.) a la zona 1, que en dues ocasions anteriors (1996 i 1997) havia niat a la zona 6. Els esplugabous han resultat molt abundants a la zona 6, seguit de la zona 4 i la zona 5. El martinet de nit ha resultat especialment abundant a la zona 0 i 5, i el martinet blanc a la zona 6 i 4. Al llarg dels darrers anys s'ha trobat que determinats peus d'arbre, com pot ser una olivera a la zona 1, o una figuera a la zona 2, s'han mort, s'han assecat i han caigut, amb la conseqüent desaparició de suport estructural per a la colònia. Enguany cal destacar el baix nombre d'efectius a la zona 1. Es van trobar molts pocs nius ocupats respecte anys anteriors, i la majoria es tractava de nius vells de l'any precedent.

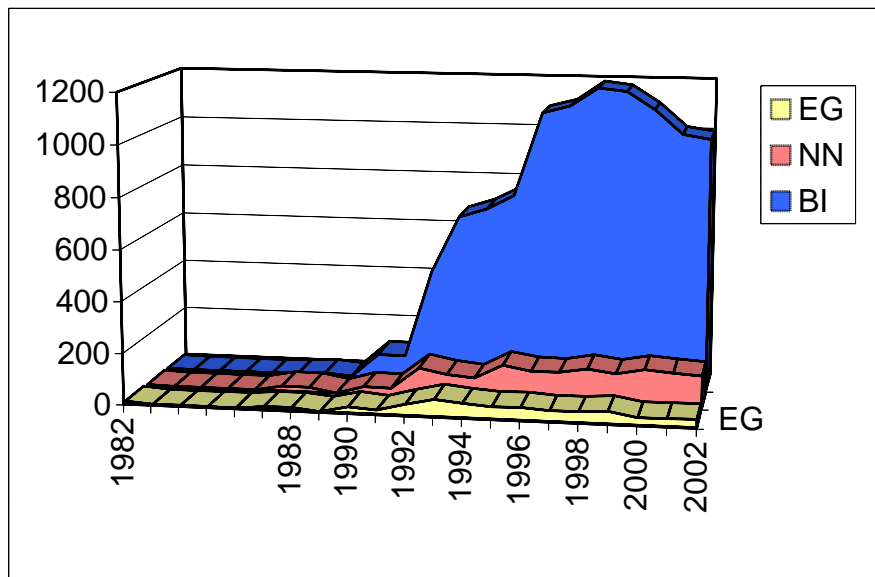


Figura 1. Evolució de la colònia d'ardèids de les illes Medes des del seu inici. Dades extretes de Pedrocchi *et al.* (1996, 1998, 1999), Pedrocchi & Bosch (1997), Pedrocchi (2000 i 2001) i present memòria. No s'inclou el martinet ros. BI = Bubulcus ibis, NN = Nycticorax nycticorax, EG = Egretta garzetta.

A la figura 1 es pot veure l'evolució de la colònia d'ardèids de les Medes des del seu inici fins a l'actualitat (dades recopilades a Pedrocchi *et al.* 1996, 1998, 1999, Pedrocchi & Bosch 1997, Pedrocchi 2000, 2001 i present memòria). Es pot observar que la colònia va néixer al 1982 i que a principis dels 90 va manifestar un augment considerable d'efectius. També s'observa que l'espècie responsable d'aquest augment és l'esplugabous, amb un creixement mig anual del 15.9% fins el 1999 (d.e. = 24.43, n = 7, període 1992-1999), si bé sembla que actualment s'ha estabilitzat, i fins i tot la colònia ha començat a davallar (figura 1), tot i que encara manté una bona població. Si continuen morint els arbres que sustenten la colònia per causa dels excrements dels ocells, la colònia podria seguir disminuint en el seu nombre d'efectius. El martinet de nit s'ha mantingut més o menys estable des de l'any 1992, superant el centenar de nius, actualment 127. El martinet blanc sempre s'ha mantingut al voltant dels 40 nius, si bé tant a l'any 2000, 2001 com enguany (2002) només s'han comptabilitzat al voltant d'una trentena de nius.

Discussió i conclusions

La colònia d'ardèids de les illes Medes ha registrat durant l'any 2002 un nombre d'efectius reproductors inferior al 2001. L'elevat creixement en la dècada dels 90 de l'esplugabous sembla ser que en els darrers tres anys ha començat a disminuir, fet que caldria veure si es manté o no en els propers anys. El martinet blanc enguany ha mantingut un nombre de nius similar a l'any passat, mentre que el martinet de nit ha disminuït 7 nius, si bé aquest descens no és significatiu i entra dins de les fluctuacions anuals normals, mantenint-se en la mateixa línia d'estabilitat general.

L'augment enregistrat en anys anteriors de l'esplugabous es deu a la seva estratègia alimentària més generalista i al fort creixement que ha enregistrat en altres colònies de l'oest del Mediterrani (Pedrocchi *et al.* 1996), i continua essent l'espècie d'ardèid més abundant de la colònia.

Algunes zones de la colònia comencen a notar els efectes de l'àcid úric dels excrements dels ocells i el cúmul excessiu de matèria orgànica, de manera que alguns dels arbres que sustenten els nius es van debilitant fins a morir. La pròpia colònia pot

fer desaparèixer en un futur els seus propis suports estructurals (arbres), tal i com s'ha registrat en altres colònies (Voisin, 1991). Un fet greu registrat enguany és el baix nombre de nius a la zona 1, estant el nucli gairebé deshabitat. Alguna cosa ha d'haver passat en aquest indret per provocar tal desocupació. Una hipòtesi de la seva causa podrien ser les sortides nocturnes que es feien en barca a les illes Medes en el darrer any, que enfocaven amb focus directament a la zona 1 de la colònia, que és la que queda més propera del mar. Aquest fet, però, ja no és permès de fer i és previsible que la colònia torni a la normalitat. Una altra hipòtesi seria que algú hagués entrat a la colònia per la zona 1 sense cap mena de mesura de comportament i de temps límit, i hagués provocat l'abandonament del nucli, si bé la nostra inspecció no va aclarir si es tractava d'un abandonament o més aviat d'una no ocupació, que és el que podrien haver provocat les sortides nocturnes en barca.

Actualment la colònia està ocupant gairebé tots els arbres disponibles de l'illa, excepte els de la zona 1 afectats per l'esmentat abandonament i els que estan més propers a una influència humana (camí de pujada a l'illa), i també excepte els arbres separats de la resta de la colònia. Enguany en els arbres de la planúria s'han trobat 39 nius, la majoria de martinets de nit, que es pot considerar un nombre important. Tampoc són ocupats els ailants, que no són seleccionats per fer-hi els nius més que en rares ocasions, i per tant no són bons suports estructurals per a la colònia.

El fet que els arbres (bàsicament ullastres) arribin a ser insuficients per tota la població d'ardèids es pot considerar un dels factors limitants pel creixement de la colònia, i podria ser la causa de l'estabilització d'efectius en els darrers anys. La mort observada d'alguns peus d'arbres, i l'aclariment de moltes de les branques, ocasionada tant pels excrements dels ocells com pel fet d'arrancar branques que fan ells mateixos, influeix negativament en aquest sentit, doncs provoca una

disminució dels suports on assentar els nius. Com que la colònia està prop del punt de saturació, donada l'ocupació de la majoria dels arbres, es pot preveure que la taxa de reproducció de la colònia generi un excedent d'esplugabous, susceptible d'emigrar a altres colònies properes, i fins i tot crear-ne de noves.

Propiciar l'augment d'ullastres com a suport estructural afavoriria a la colònia de les Medes, sobretot tenint en compte que els propis ardèids van matant els arbres amb els seus excrements. A les illes també existeixen peus joves d'ullastre, que quan són prou grans són ocupats pels ardèids. En un principi, si l'arbre té pocs nius, els ocells poden aportar adob amb els seus excrements, però quan el nombre de nius és molt elevat, els arbres poden morir cremats per excés d'àcid i nitrats. Cal preveure si la taxa de renovació i creixement dels ullastres és positiva per mantenir la colònia d'ardèids, o si per contra és negativa, cosa que assenyalaria un futur incert per a la colònia. De moment cal tenir en compte aquest aspecte donat que s'han detectat els primers símptomes, si bé no sembla rellevant en un futur immediat, però sí que podria ser-ho a més llarg termini.

Un altre efecte que podria ser desastrós per a la colònia d'ardèids de les illes Medes seria l'aflluència freqüent de persones a l'illa, doncs podrien ocasionar molèsties als nuclis de cria, especialment pel que fa als nius instal·lats en les oliveres de la planúria, prop del far, o dels arbres més propers al camí de pujada a l'illa.

Els nombre de nius d'ardèids comptats a les illes Medes a l'any 2002 ascendeix a 1.155, el nombre més baix dels darrers set anys. A la taula 3 s'exposen de forma comparada les dades de nidificació d'ardèids colonials a les altres àrees de cria de Catalunya. Segons aquestes dades, la localitat de les Medes acull la població més gran d'ardèids colonials darrera de les colònies del delta de l'Ebre, pel que podem considerar-la com a la segona més important de Catalunya.

Taula 3. Dades comparables dels censos de nidificants d'ardèids colonials a les colònies més importants de Catalunya. 1. Martínez-Vilalta (2001). 2. Copete (1998, 2000). 3. J. Camprodon (Com. Pers.). 4. Anònim (1997). 5. F. Hernández (Com. Pers). 6. Gutiérrez (2000). 7. Martínez-Vilalta (2002).

Localitat:	Espècie					
	<i>B. ibis</i>	<i>N. nycticorax</i>	<i>E.garzetta</i>	<i>A. ralloides</i>	<i>A. purpurea</i>	<i>A. cinerea</i>
I. Medes (2002)	992	127	32	4	-	-
Delta Ebre (1998) ¹	5577	382	1088	479	577	6
Segre-Cinca (1999) ⁵	222	47	10	-	-	-
Utxesa (1999) ⁷	<38	14	10/15	-	40	desenes
Aiguamolls (1999) ⁷	-	-	-	-	38	-
Riu Ter (1999) ⁷	-	14	-	-	-	-
Embassament Cellers (1998) ²	-	?1*	1	-	-	35
Riu Francolí (1997) ⁴	-	8	-	-	-	-
Zoo Barcelona (1996) ²	-	-	-	-	-	35
S. Ll. Montgai (1999) ⁷	-	-	-	-	-	23
Pantà Camelis (1999) ⁷	-	-	-	-	2-3	-
Prat del Llobr. (2000) ⁶	-	?1	?1	6	?1	1
La Bòbila (1997) ²	-	2	-	-	-	-
Pont Vilomara (1999) ⁷	-	-	-	-	-	22
Riu Gaià (1999) ⁷	-	-	-	-	-	1
Flix (1999) ⁷	-	-	-	-	3	-
Torre Jassé (1999) ⁷	-	-	-	-	4	-

* Dades de l'any 1996. D'*Egretta alba* es va reproduir una parella l'any 1997 en el delta de l'Ebre.

La importància de la colònia de les Medes dins de Catalunya, juntament amb la protecció oficial d'aquests ocells, tant a Europa, com Espanya i Catalunya (taula 4), ens indica que cal donar prioritat a la seva protecció i conservació, donat que les colònies d'ardèids són molt sensibles a la presència humana. És molt important minimitzar l'entrada de gent a tota la zona de cria, cosa fàcil d'aconseguir si la gent no es surt del camí de pujada al far de la Meda Gran (veure més recomanacions a Bosch & Zabala 1997). L'entrada esporàdica d'investigadors especialitzats sota condicions controlades (veure apartat de mètodes)

no ha de comportar cap efecte negatiu sobre la colònia, però sí en canvi l'afluència de gent continuada, o bé l'entrada puntual d'algú en fases sensibles de la colònia durant massa estona, o també si aquesta persona desmunta un niu o s'emporta algun poll, fets molt greus que poden provocar el pànic a la colònia amb el subsegüent abandonament de nius. És especialment sensible l'inici d'assentament de la colònia, durant la primavera de cada any, perquè els adults tot just comencen a posar els ous i un destorb pot comportar l'abandonament d'una part de la colònia.

Taula 4. Situació actual de protecció legal i categoria d'amenaça de les espècies d'ardèids de la colònia de les illes Medes (dades de Blanco & González 1992). C.A. = Categoria d'Amenaça (Mundial/Espanya), on NA = no amenaçada, R = rara i E = en perill d'extinció. El Real Decreto 439/90, pel que es regula el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas; "I" representa al taxons catalogats "En peligro de extinción" i "II" als catalogats "De interés especial". Directiva de Aves (79/409/CE, ampliada per la Directiva 91/294/CE), referent a la Conservación de Aves Silvestres, "I" representa a "las especies incluidas en el Anexo I que deben de ser objeto de conservación del hábitat". Conveni de Berna, relatiu a la Conservació de Vida Silvestre i el Medi Natural a Europa, "II" representa a les espècies incloses en l'Annex II, estrictament protegides. La Llei 3/1988 de 4 de març de la Generalitat de Catalunya estableix a l'Annex II les espècies salvatges protegides a Catalunya.

Espècie	C.A.	R.D. 439/90	Directiva Aves	Conveni Berna	Llei 3/1988
<i>Bubulcus ibis</i>	NA/NA	II	-	II	II
<i>Nycticorax nycticorax</i>	NA/R	II	I	II	II
<i>Egretta garzetta</i>	NA/NA	II	I	II	II
<i>Ardeola ralloides</i>	NA/E	I	I	II	II

Enguany s'han trobat 39 nius a les oliveres de darrere del far i del mirador, en zona de planúria, i fàcilment accessibles per la gent que puja al far. És important regular l'afluència de públic a la Meda Gran, evitant que les persones s'apropin a les zones de nidificació. Donat que la colònia està situada al llarg del repeu del penyassegat que s'encara cap a l'Estartit, és important evitar l'accés a aquests penyassegats de ponent. Finalment, cal evitar l'apropament de les embarcacions de turistes a les parts de la colònia més properes al mar (zona 1, al nord), i per tant les més sensibles a aquest trànsit marítim, sobretot en el cas de sortides nocturnes que les puguin il·luminar amb un focus.

AGRAÏMENTS

Volem agrair al Servei de Vigilància de les Medes per facilitar el desplaçament a l'arxipèlag; al Port Autònom i a J.M. Serrano per adequar la nostra estada al far de la Meda Gran.

REFERÈNCIES

- Anònim. 1997. El Camp de Tarragona atreu la visita de noves espècies d'aus. *Revista Iniciatives*, 5: 38. Ed. Mediterrània, Centre d'Iniciatives Ecològiques.
- Blanco, J.C. & González, J.L. 1992. *Libro rojo de los vertebrados de España*. Icona. 714 pp.
- Bosch, M., Pedrocchi, V. & González-Martín, M. 1992. La colonia de ardeidos de las islas Medes (NE de España). *Misc. Zool.*, 16: 249-253.
- Bosch, M. & Pedrocchi, V. (1995). La zona emergida de las islas Medes, un lugar olvidado. *Quercus*, 114: 19-22.
- Bosch, M. 1996. The effects of culling on attacks by Yellow-legged Gulls (*Larus cachinnans*) upon three species of herons. *Colonial Waterbirds*, 19: 248-252.
- Bosch, M. & Zabala, M. 1997. Propuesta de plan de gestión de la zona emergida de las islas Medes. SEO/Birdlife, Madrid.
- Copete, J.L. (Ed.). 1997. Anuari d'Ornitologia de Catalunya 1996. Grup Català d'Anellament. 285 pp.
- Copete, J.L. (Ed.). 2000. Anuari d'Ornitologia de Catalunya 1997. Grup Català d'Anellament. 409 pp.
- Cramp, S. & Simmons, K.E.L. (Eds.). 1977. *The birds of the Western Palearctic*. Vol I. Ed. Oxford University Press, Oxford.
- Ferrer, X., Filella, S. & Xampeny, J. 1984. L'ornitofauna de les illes Medes. Pp 277-289. In: J.Ros, I. Olivella & J.M. Gili. *Els sistemes naturals de les illes Medes*. Institut d'Estudis Catalans, Barcelona.
- Fortià, R. 1992. El impacto ecológico de la superpoblación de gaviotas. *Ciencia y tecnología (supl. La Vanguardia)*, 130: 6-7.
- Fortià, R. & Hontangas, J. 1993. La colònia d'ardeides de les illes Medes. *Revista de Girona*, 156: 42-47.
- Gutiérrez, R. 2000. Crònica ornitològica juny-agost 2000. *Butlletí de Contacte del Grup Català d'Anellament*, 11: 38-39.
- Harrison, C. 1977. *Nidos, huevos y polluelos de las aves de España y de Europa*. Ed. Omega, Barcelona.
- Maddock, M. 1989. Identification of nestlings egrets (*Egretta* sp. and *Ardeola ibis*). *Corella*, 13: 24-26.
- Martínez-Vilalta, A. (ed.). 2001. Anuari d'ornitologia de Catalunya. 1998. Barcelona: Grup Català d'Anellament.
- Martínez-Vilalta, A. (ed.). 2002. Anuari d'ornitologia de Catalunya. 1999. Barcelona: Institut Català d'Ornitologia.
- Muntaner, J., Ferrer, F. & Martínez-Vilalta, A. 1983. *Atlas dels ocells nidificants de Catalunya i Andorra*. Ed. Ketres. Barcelona. 322 pp.
- Pedrocchi, V. 1994. *Biologia de la colònia d'ardèids de les illes Medes. Museu del Montgrí i del Baix Ter (Torroella de Montgrí)*. Memòria

- inèdita. Realitzada amb un ajut ACOM de la CIRIT. 91 pp.
- Pedrocchi, V. 1995. *La colònia d'ardèids de les illes Medes: alguns aspectes de la seva biologia*. Llibre de la festa major de Torroella de Montgrí 1995. Museu del Montgrí i del Baix Ter, Centre d'Estudis i Arxius, Torroella de Montgrí. p 29-37.
- Pedrocchi, V., Bosch, M. & Pedrocchi, C. 1996. Ecología trófica de los ardeidos de las islas Medes. XIII Jornadas Ornitológicas Españolas (SEO). Figueres (Girona), 5-8 de Desembre de 1996.
- Pedrocchi, V. & Bosch, M. 1997. *Memòria de resultats del cens de la colònia d'ardèids de les illes Medes corresponent a l'any 1997*. Universitat de Barcelona. Treball no publicat.
- Pedrocchi, V., Bosch, M & Pons, E. 1998. *Memòria de resultats del cens de la colònia d'ardèids de les illes Medes corresponent a l'any 1998*. Universitat de Barcelona. Treball no publicat.
- Pedrocchi, V., Pons, E. & Pocino, E. 1999. *Memòria de resultats del cens de la colònia d'ardèids de les illes Medes corresponent a l'any 1999*. Universitat de Barcelona. Treball no publicat.
- Pedrocchi, V. 2000. Cens de la colònia d'ardèids de les illes Medes a l'any 2000. A: Programa de Seguiment de l'evolució del Patrimoni Natural de l'espai protegit de les Illes Medes per a l'any 2000. Departament d'Ecologia, Universitat de Barcelona-Departament de Medi Ambient de la Generalitat de Catalunya.
- Pedrocchi, V. 2001. Cens de la colònia d'ardèids de les illes Medes a l'any 2001. A: Programa de Seguiment de l'evolució del Patrimoni Natural de l'espai protegit de les Illes Medes per a l'any 2001. Departament d'Ecologia, Universitat de Barcelona-Departament de Medi Ambient de la Generalitat de Catalunya.
- Sargatal, J. & Del hoyo, J. 1989. *Ocells dels Aiguamolls de l'Empordà*. Ed. Lynx, Barcelona.
- Voisin, C. 1991. *The herons of Europe*. T& A.D. Poyser. London. 364 pp.
- Zar, J.H. 1984. *Biostatistical Analysis*. Prentice-Hall Ed. London, UK.

AVALUACIÓ DE LES COMUNITATS ALGALS DE LES ILLES MEDES I LA COSTA DEL MONTGRÍ.

Bernat Hereu, Cristina Linares i Mikel Zabala

Departament d'Ecologia, Facultat de Biologia, Universitat de Barcelona
Diagonal 645, 08028 Barcelona

INTRODUCCIÓ

Les algues són els organismes dominants als paisatges submarins que volten les Illes Medes, tant per la seva biomassa com per la seva diversitat. De fet, les algues són presents a totes les comunitats bentòniques del nostre litoral, des de la superfície del mar fins a fondàries que poden superar els 100 metres.

Podem trobar una gran diversitat fitobentònica, tant en les espècies d'algues com en les comunitats que formen. Aquesta diversitat és generada per diferències en els seus requeriments fisiològics i per la resposta a una sèrie de factors ambientals que condicionen la seva distribució. Així, cada espècie s'ha adaptat a viure en un ambient en el que existeixen gradients de il·luminació, d'hidrodinamisme i disponibilitat de nutrients, en el tipus de substrat i la temperatura (Ollivier, 1929; Feldmann, 1937; Péres i Picard, 1964; Riedl, 1966; Ros et al., 1985). El principal gradient que podem retenir, perquè resumeix molts dels anteriors, és el batimètric. Com a resultat, podem observar una marcada zonació, de forma que cada espècie o comunitat només és present en un rang de profunditats determinat. D'aquesta forma trobem un paisatge organitzat en bandes horitzontals, on cadascuna correspon a un tipus de comunitat.

Degut a que les condicions ambientals són tan radicalment diferents, les característiques d'aquestes comunitats també ho són. Així, les espècies i comunitats més superficials, que tenen una elevada irradiació, una alt hidrodinamisme i un aport important de nutrients, són més productives i tenen cicles estacionals molt marcats; en contrast, les de fondària tenen una dinàmica i un creixement més lent degut a les restriccions de llum i en l'aport de nutrients (Johnson, 1969; Ballesteros, 1984).

Tots aquests factors fan que hi hagi una gran diversitat de condicions ambientals que es tradueix en una gran diversitat específica; especialment al Mediterrani, on s'han comptat més de 800 espècies, més de 500 de les quals estan citades les costes catalanes (Ballesteros, 1984).

Degut als importants papers ecològics que desenvolupen, les algues són un component fonamental dels ecosistemes bentònics marins. Son els principals productors primaris que aporten matèria orgànica a la xarxa tròfica per una part a través dels herbívors, com les salpes o les garotes (Kempf, 1962; Verlaque, 1987; Sala, 1996), però també, i sobretot, a través dels detritívors que descomponen i processen les frondes despreses al final de l'època de producció (Odum i De La Cruz, 1963).

A més de la seva funció com a productors primaris, les algues tenen un important paper estructural. En els ambients marins, on la majoria d'animals i algues viuen fixats al substrat, hi ha una forta competència per l'espai. L'estructura de les algues ofereix, per una part, una superfície on una gran quantitat d'organismes, tant animals com plantes, s'hi adhereixen utilitzant-les com a base de fixació. Així, per exemple, s'ha arribat a comptar fins a 150 espècies d'algues epífites fixades sobre el tal·lus d'una espècie de *Cystoseira* (Naegele i Naegele, 1961).

L'estructura tridimensional de les algues crea alhora una gran quantitat de microambients que son aprofitats per multitud altres d'organismes (crustacis, mol·luscs, poliquets...), que viuen entre les fronds o dins les estructures calcàrees que creen les algues incrustants. Aquesta riquesa d'organismes és aprofitada per altres espècies que s'hi alimenten, com les larves de peixos, que, a més de trobar-hi aliment, alhora es protegeixen dels seus depredadors. D'aquesta manera, trobem que, a més de la pròpia riquesa específica, creen una estructura on viu i interacciona una gran quantitat d'organismes; de forma que sovint s'han comparat les comunitats algals ben desenvolupades amb selves tropicals pel que fa a la seva complexitat.

Finalment, a més del valor florístic i faunístic per se, les algues tenen un important valor paisatgístic. Si tenim en compte que a les costes Mediterrànies,

i especialment a la costa del Montgrí i les Illes Medes, hi ha una gran tradició en la pràctica d'activitats subaquàtiques, les comunitats algals i tota la seva fauna associada (tant invertebrats com peixos) constitueixen uns paisatges únics per a l'observació i estudi de la natura.

En la sèrie de treballs realitzats per al Seguiment temporal de l'àrea Marina Protegida de les Illes Medes, treball que començà l'any 1991, les algues no es varen considerar degut a la complexitat que el seu estudi comporta. El disseny creat per al monitoratge de les Illes Medes estava basat en la mesura de variables biològiques de fàcil replicació, alta fiabilitat dels censos i que responien a impactes concrets (vegi's la introducció de la Memòria). Una mesura de la diversitat de les comunitats algals no encaixava dins d'aquest disseny, ja que l'abundància d'espècies i la dificultat en la seva identificació no promet una bona fiabilitat ni una fàcil replicació. A més, en aquell moment no es va identificar cap possible impacte que pogués afectar les comunitats algals, i la seva variabilitat espacial i temporal semblava respondre a causes molt difuses.

Si bé és cert que les algues i les comunitats algals han estat tradicionalment "oblidades" en els treballs científics i de seguiment del patrimoni natural de les Illes Medes, això no vol dir que no s'hagin fet estudis. El primer treball que fa referència a les comunitats algals de la costa del Montgrí és el de Dizerbo (1954) que fa una descripció molt breu de les comunitats infralitorals, equiparant-les amb les de les costes de les Alberes. Els primers treballs que es varen fer de cares a una catalogació de les espècies d'algues es va dur a terme per Ballesteros et al. (1984) dins el "Programa de bentos de la costa catalana, 1972-1974", dut a terme per l'equip del Dr. Joandomènec Ros, del Departament d'Ecologia de la Universitat de Barcelona, on es fa un llistat d'espècies i una descripció de les comunitats.

Més endavant, els treballs de Enric Sala (Sala, 1996; Sala i Ballesteros, 1997; Sala i Boudouresque, 1997) varen incloure les algues i les comunitats algals en el seu estudi de l'ecologia dels herbívors.

En els darrers anys, l'interès per les comunitats fito-bentòniques ha augmentat en identificar-se una sèrie de factors que poden afectar les comunitats algals i, per tant, modificar el paisatge submarí.

Per una part, pot haver un efecte de sobrepastura per part de les garotes, els principals herbívors bentònics de la Mediterrània (Verlaque, 1987). Com els peixos litorals són els principals depredadors i controladors de les garotes (Sala i Zabala, 1997), i com, degut a la sobrepesca, les poblacions de peixos litorals actualment només són abundants a les reserves marines, es pot aventurar la hipòtesi que han d'existir diferències en la densitat de les poblacions de garotes de les reserves marines (baixa) i les zones no protegides (elevada). Pels anomenats efectes en cascada, la disminució de peixos provoca un augment de les garotes, i l'augment en les poblacions d'aquests herbívors pot afectar notablement les comunitats algals. Així, s'ha descrit que altes densitats de garotes poden transformar comunitats algals ben desenvolupades en altres dominades per algues calcàries, amb una diversitat i complexitat molt inferior (Kempf, 1962; Verlaque, 1987; Sala, 1996; MacClanahan i Sala, 1997).

Aquesta temàtica ha estat objecte d'estudi en treballs paral·lels al seguiment (Sala, 1996; Hereu, dades no publicades), i ha permès entre altres resultats, posar a punt una tècnica semiquantitativa que permet un control efectiu i fàcilment replicable de les comunitats algals, metodologia que s'ha aplicat en aquest treball (vegi's metodologia).

Una altra causa de canvis en les comunitats algals són els efectes difosos relacionats a canvis en les condicions ambientals, contaminació.. etc. Aquestes diferències poden donar patrons espacials determinats, o canvis al llarg del temps. En els últims anys s'han detectat variacions en les densitats d'algunes espècies d'algues (Ballesteros, com. pers.), canvis que responen probablement a aquest factors difosos difícils de determinar.

L'aparició d'espècies introduïdes o invasores és també una possible causa de canvis en les comunitats algals. Ja hi ha exemples d'algues que han estat introduïdes i que han provocat canvis dràstics en les comunitats. Aquest és el cas de *Asparagopsis armata*, que en la època de màxima producció domina totalment les comunitats on és present (Sala, 1996). Però l'amenaça més important és en aquests moments l'expansió de l'alga tropical *Caulerpa taxifolia* (Meinesz et al., 1997). Aquesta espècie, introduïda a Monaco l'any 1984, s'ha escampat al llarg de les costes Mediterrànies a un ritme molt ràpid, encara que de moment no ha aparegut a la costa catalana. La presència d'aquesta alga genera un canvi radical en les comunitats algals, ja que ocupa el 100% de

la superfície, desplaçant així la resta d'algues i fauna associada, amb la conseqüent pèrdua de diversitat (Meinesz, 1999).

Per totes aquestes raons i degut a la seva importància en els ecosistemes marins i als canvis que s'hi poden produir, l'any passat es va incorporar el control de les comunitats algals en el Seguiment Temporal de l'Àrea Marina Protegida de les Illes Medes. El seu monitoratge ens

permetrà, per una part, tenir un control paral·lel al de les comunitats de garotes i peixos (cinqué i nové apartats, respectivament, d'aquesta memòria) per a testar l'efecte tròfic de la reserva; i d'altra part ens brindarà l'oportunitat de detectar possibles canvis causats o bé per introducció d'espècies introduïdes o per factors difosos (canvis ambientals, contaminació...). En aquesta memòria es presenten els resultats obtinguts durant l'any 2002.

Taula 1. Comunitats algals. Seguiment 2002. Mitjanes i desviacions estàndard del percentatge de cobertura de les diferents espècies seleccionades per a l'estudi en les diferents situacions experimentals. Cada espècie està marcada amb un superíndex segons el grup a que correspon: 1 = erectes, 2 = Incrustants, 3 = Gespes.

	Costa 5m		Costa 10 m		Medes 5m		Medes 10 m	
	Mitja	D.st	Mitja	D.st	Mitja	D.st	Mitja	D.st
Chlorophyta								
<i>Codium bursa</i> ¹	8.05	9.63	19.47	18.19	5.05	8.58	10.43	12.71
<i>Codium vermilara</i> ¹	23.19	20.42	13.77	16.41	4.58	7.05	2.89	5.43
<i>Codium effusum</i> ¹	2.58	7.24	0.66	2.11	4.26	8.93	0.83	3.21
<i>Halimeda tuna</i> ¹	3.08	5.90	2.25	4.06	2.70	8.24	4.43	8.32
<i>Flabellia petiolata</i> ¹	0.083	0.74	2.19	6.03	0.54	2.11	5.87	10.67
Phaeophyta								
<i>Cladostephus spongiosus</i> ¹	0.72	2.39	1.13	3.74	0.28	1.36	0.54	2.32
<i>Colpomenia sinuosa</i> ¹	4.88	6.91	0.36	1.33	3.13	6.11	1.20	3.38
<i>Cystoseira sp</i> ¹	0.91	2.82	1.27	5.10	8.90	15.58	10.22	13.58
<i>Cystoseira compressa</i> ¹	0.91	2.86	0	0	2.60	5.79	0.91	3.11
<i>Cystoseira zosteroides</i> ¹	0	0	0.055	0.66	0	0	0.18	1.84
Dictyotals ¹	65.38	21.28	74.86	18.13	81.39	17.84	65.58	24.70
<i>Halopteris sp.</i> ¹	21.55	18.05	21.55	22.52	18.36	17.83	1.31	3.22
<i>Padina pavonica</i> ¹	21.33	13.76	10.94	10.52	17.57	14.56	14.56	12.53
Rhodophyta								
<i>Asparagopsis armata</i> ¹	5.25	8.96	1.72	5.02	33.01	29.45	15.87	20.40
<i>Bonemaissonia asparagoides</i> ¹	1.11	2.69	5.47	8.02	3.15	6.39	8.70	13.28
<i>Corallina elongata</i> ¹	61.47	23.61	26.63	20.70	58.76	25.64	29.70	23.80
<i>Jania sp.</i> ¹	21.88	21.05	44.05	25.66	12.68	12.84	45.60	23.40
<i>Laurencia obtusa</i> ¹	11.13	17.15	1.38	4.69	17.49	17.78	1.31	3.22
<i>Lithophyllum incrustans</i> ²	21.56	20.07	17.86	17.20	6.56	8.66	13.31	16.02
<i>Mesophyllum alternans</i> ²	29.03	19.96	30.83	20.72	14.30	15.40	18.31	16.02
<i>Peyssonelia sp.</i> ¹	6.02	11.08	20.58	20.95	5.35	10.34	12.91	17.35
<i>Sphaerococcus coronopifolius</i> ¹	6.36	11.85	18.47	20.57	1.35	4.43	8.29	14.49
<i>Wrangellia penicillata</i> ¹	6.97	11.06	9.61	12.87	0.80	2.48	3.33	6.61
Categories								
Erectes	84.97	13.63	92.11	12.92	91.39	13.52	90.81	12.72
Gespes ³	80.61	18.53	70.33	23.03	78.22	21.98	77.64	20.36
Blancall	13.77	16.88	6.97	13.16	2.24	7.20	2.10	6.17

METODOLOGIA

La metodologia utilitzada consisteix en realitzar censos visuals, on es quantifica la cobertura de una sèrie predeterminada d'espècies d'algues, a més dels grups funcionals a les que pertanyen (Taula 1). Aquests grups han estat seleccionat seguint els criteris de Sala (1996) i es classifiquen segons el tipus de cobertura que presenten les diferents algues: erectes, gespes i blancalls. Les algues seleccionades són les principals espècies de les comunitats que formen, tant en biomassa com en el component estructural, ja que en la seva majoria són algues erectes amb un port vertical important, o són incrustants que determinen el tipus de substrat. Un altre criteri per a la selecció ha estat la facilitat en la seva identificació, per tal de disminuir la probabilitat d'errors durant del comptatge

La variable que es mesura és la cobertura de cada espècie i de cada grup funcional. Per al càlcul de la cobertura s'utilitzaven quadres de PVC de 50 x 50 cm, reticulats en 25 quadrícules de 10 x 10 cm. Aquest quadres es deixen sobre el fons i s'apunta la quantitat de quadrícules en que cada espècie d'alga era present. Per a calcular el percentatge de cobertura de cada espècie es comptabilitzen el nombre de quadrícules en les que era present i es divideix pel total de quadrícules.

El seguiment s'ha tornat a realitzar en les mateixes 9 localitats que es van seleccionar l'any 2001: 5 a les Illes Medes, 2 a la costa del Montgri protegida, i 2 a la costa del Montgri no protegida (Figura 1). En cada estació a 5 i 10 metres de fondària, s'han comptat un total de 20 quadres disposats l'atzar, cobrint així un total de 5 m² per a cada localitat i profunditat.

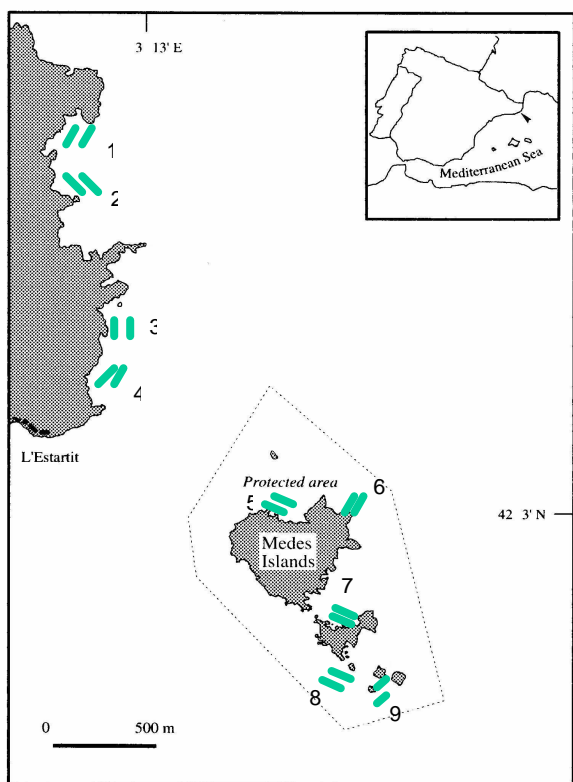


Figura 1- Comunitats algals. Seguiment 2002. Localització de les estacions (5 i 10 metres). 1 = Falaguer, 2 = Dui, 3 = Arquets, 4 = Molinet, 5 = Coetera, 6 = Pedra de Deu, 7 = Racó dels Caganers, 8 = Ferranelles, 9 = Tascons.

El mostreig s'ha fet durant la mateixa època que es va realitzar l'any passat entre el 27 i el 31 de maig del 2002, evitant així l'efecte de l'estacionalitat, factor que sens dubte és tant o més important que els que estudiem pel que fa a canvis en la composició i estructura de les comunitats algals.

Degut a que és el segon any de seguiment d'aquesta comunitat, no podem esperar grans canvis a nivell de comunitat, però els anàlisis d'aquestes dades ens permetran comparar les dades dels dos anys, i verificar si el mètode de mostreig ens permet congelar el factor estacionalitat. Així, els resultats d'aquest any i l'anterior haurien de ser similars, mentre que s'haurien de mantenir les diferències trobades en l'informe anterior.

Per a veure l'afinitat entre les diferents estacions mostrejades (cada lloc i profunditat en cada any) es varen fer un Anàlisi de Components Principals (PCA) amb la mitja dels valors de cobertura de cada una de les 24 espècies o grups d'espècies censades (veure taula 1). Aquest anàlisi ens permet veure com s'ordenen les estacions segons els l'abundància de cada espècie, i alhora podem tenir una estima de quina importància té cada espècie a l'hora d'explicar aquestes distribucions. Les dades es varen transformar logarítmicament ($\log(x+1)$) per a normalitzar-les. Per a aquest càlcul s'ha utilitzat el programa CANOCO (Ter Braak, 1985). Per a testar estadísticament les diferències entre els factors que poden explicar les diferències entre localitats (reserva i profunditat), es varen fer anàlisis de similitud (ANOSIM) (Clarke 1993). Aquest anàlisi es basa en la comparació de les rèpliques dins de cada localitat i entre les de diferents localitats a partir de una matriu de rangs de similitud. El valor de l'estadístic (R) varia entre -1 i 1, i mostra la correlació que hi ha entre els diferents tractament testats, de forma que els valors més positius expliquen que les mostres de un mateix tractament són més similars entre elles que amb la resta, i el valor més negatiu que les mostres de un mateix tractament són més similars entre la resta que entre elles mateixes. Un valor 0 voldria dir que no hi ha cap efecte del tractament en les mostres. Es considera que a partir de un valor de 0,25 ja es pot apuntar certa afinitat, tot i que es considera clarament diferents per sobre de valors de 0,5.

El resultat de l'anàlisi és un valor de R, però en cas de múltiples factors, també analitza les

diferències entre parelles de mostres. El valor de significació d'aquest estadístic es pot calcular mitjançant un test de permutacions. Per a aquest anàlisi es va utilitzar el programa PRIMER (Clarke 1993).

Primer es va testar els censos dels diferents anys de mostreig (2001 i 2002) per a comprovar si hi ha diferències per la variabilitat degut a l'estacionalitat. Per a comparar els efectes de la profunditat i la reserva, es varen agrupar les estacions en les quatre combinacions ortogonals dels tractaments: Medes-5, Medes-10, Costa-5, Costa-10.

A més, s'han fet una sèrie de anàlisis de la variància sobre els grups funcionals (algues erectes, gespes i blancalls) per a testar si concorden amb els resultats obtinguts a nivell de comunitat en els anàlisis multivariants. Es varen fer anàlisi ANOVA de un factor (temps) per a testar si hi ha diferències entre els dos anys de seguiment (2001 i 2002), i anàlisi ANOVA de dos factors (reserva i profunditat) per a testar els patrons de ordenació de les diferents estacions. Per a testar la homogeneïtat de la variància es varen fer tests de Cochran. En els casos que va ser necessari es varen transformar les dades logarítmicament. En els casos en que, tot i transformar les variables, seguia havent heterogeneïtat, es va reduir el nivell de significació de l'anàlisi fins a un valor de 0,001 per a evitar errors en la determinació de les diferències entre grups (error tipus I).

RESULTATS

Els resultats dels mostreigs es resumeixen a la Taula 1, on es mostren els percentatges de cobertura de cada espècie d'alga, segons la seva situació (Medes o Costa) i la seva profunditat (5 i 10 m).

L'anàlisi de components principals ens explica el 27,18 i el 21,22 % de la variància en el primer i el segon eix respectivament, acumulant un total del 60,95 % de la variància dins els tres primers eixos. La figura 2 mostra la ordenació dins els dos primers eixos de les diferents estacions en els dos anys de seguiment, així com la distribució de les diferents espècies (variables) en el mateix espai.

A la figura 2 es pot veure com les estacions s'agrupen quatre grups ben diferenciats segons la

profunditat i també segons la seva situació dins o fora de la reserva. A més, les mostres de la mateixa estació però de diferents anys, tot i que es separen lleugerament, no mostren cap patró. La distribució de les espècies també s'ordenen segons un eix de fondària, tot i que també es pot observar certa relació amb la reserva. Així, dins les algues més somes, *Asparagopsis armata*, *Cystoseira compressa*, *Cystoseira* sp. i *Laurencia pinnatifida* tenen més afinitat a la reserva, mentre que *Colpomenia sinuosa*, *Padina pavonica*, *Codium effusum* i *Codium vermilara* semblen més

afins a les estacions de la costa. Per contra, *Bonemaissonia asparagoides*, *Flabellia petiolata*, *Peysonellia* spp., *Jania rubens*, *Halimeda tuna* són clarament espècies més esciàfiles lligades a les estacions profundes. Hi ha una sèrie d'espècies, com *Sphaerococcus coronopifolius*, *Litophyllum incrustans*, *Cladostephus hirsutus*, *Codium bursa*, *Wrangelia penicillata* o inclòs *Codium vermilara* que són més freqüents a fora de la reserva, però que no sembla que estiguin massa lligades a la profunditat.

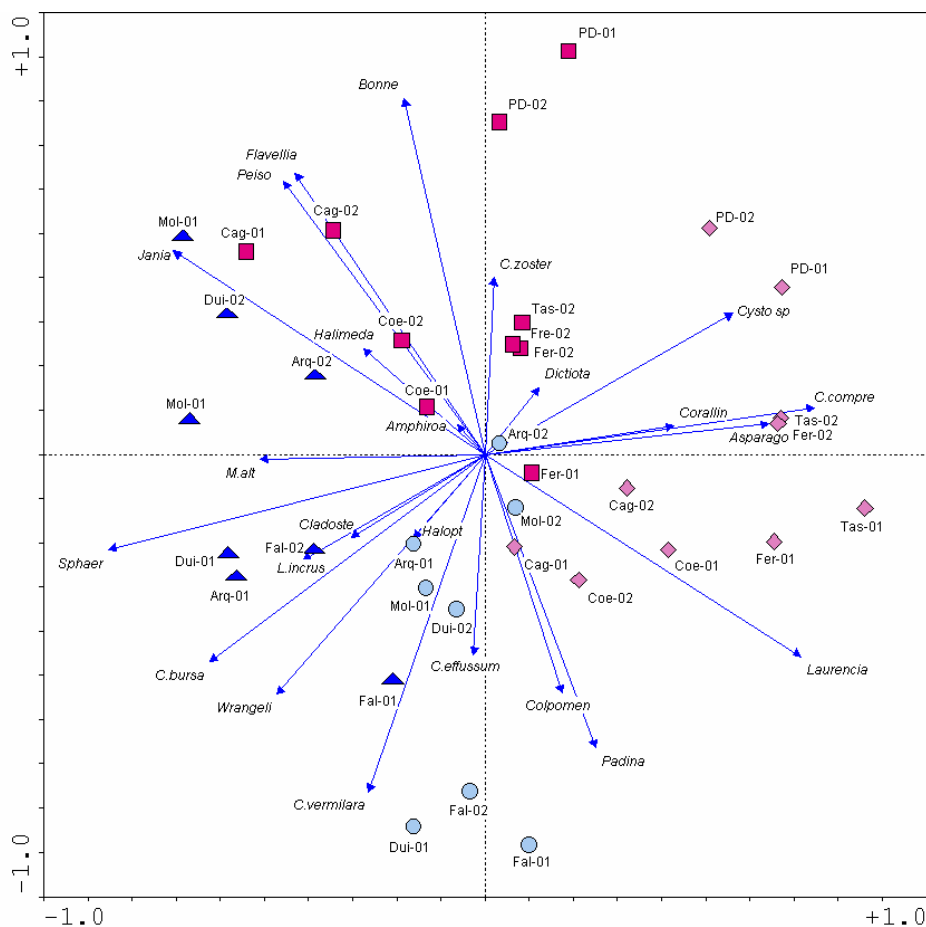


Figura 2- Comunitats algals. Seguiment 2002. Distribució de les espècies a les diferents estacions estudiades a la costa del Montgrí i les Illes Medes. Diagrama de ordenació de l'Anàlisi de Components Principals (PCA) amb les diferents espècies (fletxes) i estacions; el primer eix és l'horitzontal i el segon, el vertical. Les localitats estan agrupades segons la localitat i la profunditat: cercles blau clar = costa 5m, Triangles blau fosc = costa 10 m, rombes rosa = Medes 5 m, quadrats vermells = Medes 10m. El nom de les localitats són: Tas = Tascons, Fer = Ferranelles, Cag = Caganers, PD = Pedra de Deu, Coe = Coetera, Mol = Molinet, Arq = Arquets, Dui = Dui, Fal = Falaguer. Al final de cada nom s'ha afegit l'any de la mostra de cada estació: 01 = 2001, 02 = 2002. El nom de les espècies són: *C.bursa* = *Codium bursa*, *C.effusum* = *Codium effusum*; *C.vermilara* = *Codium vermilara*, *Flavellia* = *Flabellia petiolata*, *Halimeda* = *Halimeda tuna*, *Cladoste* = *Cladostephus spongiosus*, *Colpomen* = *Colpomenia sinuosa*, *C.compre* = *Cystoseira compressa*, *Cysto sp* = *Cystoseira* sp., *C.zoster* = *Cystoseira zosteroides*, *Dictiota* = *Dictiotals*, *Halopt* = *Halopteris* sp., *Padina* = *Padina pavonica*, *Asparago* = *Asparagopsis armata*, *Bonne* = *Bonemaissonia asparagoides*, *Corallin* = *Corallina elongata*, *Jania* = *Jania* sp., *Laurencia* = *Laurencia obtusa*, *L.incrus* = *Litophyllum incrustans*, *M.alt* = *Mesophyllum alternans*, *Peiso* = *Peisonellia* sp., *Sphaer* = *Sphaerococcus coronopifolius*, *Wrangel* = *Wrangelia penicillata*.

En l'anàlisi de similaritat entre els diferents anys de mostreig, tot i que és significatiu ($R=0,16$; $P=0,03$), no es pot considerar que hi hagi diferències entre els dos anys, ja que el valor de correlació és molt baix.

L'anàlisi dels factors profunditat i reserva es mostren en la taula 2. El valor global de l'anàlisi és significatiu, i les diferències són degudes bàsicament a les diferències entre les estacions a diferents fondàries. Així, en l'anàlisi de parelles de tractaments, veiem que les màximes diferències es donen entre les estacions de diferents fondàries, tant de dins de la reserva com de la costa, tot i que les màximes diferències es donen entre les estacions de Costa 10m i Reserva 5m. Les estacions de la mateixa profunditat entre la reserva i la costa no es mostren tant diferents, especialment els fons de 10 m, on la significació del test no ens permet diferenciar-les.

Taula 2- Comunitats algals. Seguiment 2002. Resultats dels anàlisis ANOSIM d'un factor de les combinacions de protecció i profunditat (Reserva- 5, Reserva-10, Costa-5, Costa-10). La primera fila mostra el resultat global, mentre que les files inferiors mostren les diferències entre les parelles de tractaments.

		R	p
Test global		0,425	0,001
Test per parelles	Costa-5, Reserva-10	0,403	0,002
	Costa-10, Reserva-5	0,756	0,001
	Costa-5, Costa-10	0,561	0,001
	Reserva-5, Reserva-10	0,474	0,001
	Costa-5, Reserva-5	0,34	0,001
	Costa-10, Reserva-10	0,113	0,08

Els resultat dels anàlisis univariants amb les categories funcionals ens mostren un patró similar. L'anàlisi de la cobertura de les algues erectes (Taula 3) ens mostra en la interacció que a la profunditat de 5 metres la cobertura a molt més baixa que a la resta de tractaments. Així, a la profunditat de 10 metres, la cobertura a la costa és més elevada, amb valors similars dels de la reserva, que no mostren diferències entre fondàries.

Els resultats en la cobertura de blancalls (Taula 4) prenen el sentit invers del de les algues erectes, ja que són més abundants a la costa a la profunditat de 5 metres, mentre que a la profunditat de 10 metres té valors semblants a les de la reserva, on no mostra diferències entre profunditats. Tot i la significació del test de Cochran, els valors de

significació de l'anàlisi són prou petits com per a desestimar errors tipus I.

Taula 3- Comunitats algals. Seguiment 2002. Resultats dels anàlisis ANOVA de dos factors: Zona (Reserva i Costa) i fondària (5m i 10m), i amb la cobertura de algues erectes com a variable dependent.

Erectes	df	MS	F	p-level
Zona	1	528,42	2,19	0,140
Fondària	1	1158,85	4,80	0,029
Zona x Fondària	1	2660,58	11,01	0,001
Error	362	241,66		
Cochran			0,29	0,640
Transf			no	

Taula 4- Comunitats algals. Seguiment 2002. Resultats dels anàlisis ANOVA de dos factors: Zona (Reserva i Costa) i fondària (5m i 10m), i amb la cobertura de algues calcàries incrustants com a variable dependent.

Blancalls	df	MS	F	p-level
Zona	1	249,69	62,72	0,000
Fondària	1	57,22	14,37	0,000
Zona x Fondària	1	57,13	14,35	0,000
Error	362	3,98		
Cochran			0,34	0,010
Transf			Log(x+1)	

L'anàlisi de la cobertura de gesses ens mostra diferències clares diferències entre la zona de reserva (amb valors més elevats) que la costa (Taula 5). Tot i que els valors de cobertura a 5 metres són més elevats, el valor de significació del test no ens permet considerar que hi ha diferències entre profunditats, considerant que el test de Cochran és significatiu.

Taula 5- Comunitats algals. Seguiment 2002. Resultats dels anàlisis ANOVA de dos factors: Zona (Reserva i Costa) i fondària (5m i 10m), i amb la cobertura de gesses com a variable dependent.

	df	MS	F	p-level
Zona	1	12106,60	29,12	0,000
Fondària	1	2041,04	4,91	0,027
Zona x Fondària	1	839,12	2,02	0,156
Error	362	415,72		
Cochran			0,36	0,020
Transf			no	

DISCUSSIÓ

Els resultats obtinguts en aquest segon any de seguiment de les comunitats algals, son molt similars als obtinguts l'any passat. La variabilitat a escala anual és un factor molt potent a l'hora de determinar la composició de les comunitats algals infralitorals. Moltes espècies d'algues tenen un marcat patró estacional, ja que aprofiten el moment en que les condicions ambientals (disponibilitat de nutrients, llum..) els són més favorables per afer forts pics de creixement, principalment a la primavera, mentre que en les èpoques més desfavorables pràcticament desapareixen. Un dels problemes que ens vàrem plantejar a l'hora de dissenyar un seguiment de les algues a nivell de comunitat va ser si, tot i fer els comptatges a la mateixa època, l'estacionalitat podia emmascarar altres causes de variabilitat. En aquest segon any de seguiment, hem pogut comprovar que les mostres dels dos anys, tot i tenir certa variabilitat, són comparables, validant així el mètode i la temporalitat en el mostreig per a aquest seguiment.

L'efecte de la profunditat, es mostra com el factor més important alhora d'explicar la distribució de les comunitats algals de la costa del Montgrí i les Illes Medes. La profunditat és un gradient molt marcat que resumeix una sèrie de factors limitants (com la llum, la disponibilitat de nutrients, l'hidrodinamisme..) que afecten al creixement de les plantes.

Les estacions de les Illes Medes i la Costa del Montgrí, tal com es va comprovar l'any passat, segueixen sent diferents, tot i que es creuen amb l'efecte de la profunditat. Així, a la fondària de 5 metres les diferències són importants, mentre que a 10 metres les estacions de la costa i la de les Illes Medes no mostren diferències.

Aquestes diferències entre les comunitats de les Medes i les de la costa es podrien explicar per dues causes diferents que corresponen a dos processos oposats.

1- Herbivoria

Per una part, la major densitat de peixos degut a la protecció de la pesca pot exercir un control "per dalt" causant efectes tròfics en cascada. Tal com està descrit al capítol de garotes, la gran abundància de peixos depredadors de garotes a les

Illes Medes faria que aquestes siguin menys abundants i que estiguin més temps amagades en refugis, provocant una disminució de la pressió d'herbivoria.

Els grups morfològics de les algues erectes, gespes i blancalls poden respondre a aquest patró. Els models actuals que expliquen les dinàmiques de les comunitats algals i els seus herbívors al Mediterrani (Verlaque, 1987; Sala, 1996) descriuen aquests grups com els que formen els estadis de comunitats ben desenvolupades (algues erectes), estadis intermitjos (gespes) i estadis de sobrepastura (blancalls).

Aquest fet podria explicar les diferències obtingudes en els anàlisis realitzats, on es detecten diferències significatives per la categoria de blancalls entre illes i costa. Els resultats mostren que la cobertura d'algues erectes és menor i els blancalls son més abundants a la costa a 5 metres que a les Illes Medes, i això podria ser degut a la major pressió d'herbivoria per part de les garotes a la costa del Montgrí.

El fet que les diferències es donin només en la profunditat de 5 metres podria correspondre a que és en aquesta fondària on hi ha una màxima densitat de garotes.

A nivell d'espècies, les distribucions en l'anàlisi de component principals també semblen correspondre a aquest patró (Figura 2). Així, les algues erectes més sensibles a la pressió de les garotes, com són les espècies de *Cystoseira*, *Laurencia obtusa* o les formes erectes de *Corallina elongata* són més afins a les estacions de Medes de 5 metres de fondària. *Asparagopsis armata* també té més afinitat a aquestes estacions ja que, com va descriure Sala (1996), aquesta espècie es veu afavorida per la presència de peixos herbívors. Degut a que *A.armata* està defensada químicament, els peixos mengen selectivament altres espècies eliminant així les seves competidores.

2- Insularitat

Però les limitacions "per sota" també poden tenir un paper important en explicar aquest patró. Les Illes Medes estan situades a unes dos milles mar enfora, més exposades a corrents i moviments de l'aigua, i formant-hi un obstacle. Aquesta situació especial pot crear que els corrents que hi arriben o els afloraments d'aigües més fondes riques en nutrients puguin crear condicions suficientment diferents de la costa del Montgrí com per explicar el canvi en les comunitats. Aquest "efecte illa" es pot observar també en altres espècies que depenen

de les condicions de l'aigua, com les gorgònies o el corall vermell, que formen poblacions més abundants en zones exposades.

Però segurament els dos factors interactuen, i és per això que volem ser molt cautes en donar una explicació excessivament simple a les diferències entre les dues zones. En estudis paral·lels a aquest seguiment s'ha pogut comprovar que les comunitats algals sota diferents condicionants ambientals poden donar respostes diferents a la pressió dels herbívors.

A més de les diferències ambientals poden haver causes històriques que puguin afectar aquestes distribucions. Els canvis en les comunitats són canvis molt lents, amb molta inèrcia, que poden produir-se i perllongar-se durant molt temps.

Aquest curt període de seguiment de les comunitats d'algues el podem considerar també com un període de proves. Així, hem pogut verificar que el sistema de mostreig de les algues és satisfactori, ja que hem pogut congelar l'efecte de l'estacionalitat i de l'observador. No obstant, hem identificat la necessitat de introduir en els anàlisis censos de garotes i de peixos de cada localitat i cada fondària, ja que d'aquesta forma es podrà discernir millor quina és la causa de variabilitat. Aquests censos es faran en el seguiment de l'any proper i s'aniran fent regularment en períodes de tres anys.

El seguiment temporal d'aquestes comunitats a llarg termini, ens permetrà comparar les densitats de peixos i les densitats de garotes, organismes que intervenen en els anomenats efectes tròfics en cascada per a poder determinar la correlació entre els tres grups, i testar si aquest efectes tròfics es produeixen tal com estan descrits. Alternativament aquest seguiment permetrà tenir un control de les comunitats de cares als possibles canvis que es puguin produir a causa de factors ambientals difosos o a la aparició d'espècies invasores.

BIBLIOGRAFIA

- Ballesteros, E. 1984. Els vegetals i la zonació litoral: espècies, comunitats i factors que influeixen en la seva distribució. Tesi doctoral. Universitat de Barcelona, 587 pp
- Ballesteros E., Ll. Polo, J. Romero 1984. Vegetació submarina de les Illes Medes. I.

- Algues. A Ros J., I. Olivella, JM. Gili (eds) 1984. Els sistemes naturals de les Illes Medes. Institut d'Estudis Catalans, Barcelona. p: 333-371
- Clarke KR, 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structures. *Aust. J. Ecol.* 18:117-143
- Feldmann J. 1937. Recherches sur la végétation marine de la Méditerranée. La côte des Alberes. Wolf.Rouen., 399 pp
- Johnston CS. 1969. Studies on the ecology and primary production in Canary Islands marine algae. *Proceed.in Seaweed Symp.*, 6 : 213-222
- Kempf M. 1962. Recherches d'écologie comparée sur *Paracentrotus lividus* (Lmk) et *Arbacia lixula* (L). *Rec.Trav.St.Mar.Endoume*, 25(39): 47-115
- NaEgele E., A. Naegele 1961. Les algues. Press. Univ. France Paris.
- Odum ED., A. De La Cruz 1963. Detritus as major component of ecosystems. *Aibs. Bull.*, 13: 39-40
- Ollivier G. 1929. Étude de la flore marine de la côte d'Azur. *Ann. Ins. Océanogr.*, 7(3): 53-173
- Peres JM, J. Picard 1963. Aperçu sommaire sur les peuplements marins benthiques entourant l'île de Port-Cros. *Terre vie*, 110(4): 436-448
- Riedl R. 1966. Biologie der Meereshöhnel. Paul Parey, Hamburg
- Ros J., J. Romero, E. Ballesteros, JM. Gili 1985. Diving in Blue Water: the Benthos. In: R. Margalef (ed.), *The Western Mediterranean*. p: 233-235
- Rull J., A. Gomez-Garreta 1989. Distribución de las algas epífitas sobre los ejemplares de *Cystoseira mediterranea* Sauvageau. *Anales Jard.Bot.Madrid*, 46: 99-106
- Sala E. 1996. The role of fishes in the organization of a Mediterranean subtidal community. Tesi Doctoral, Univ. Aix-Marseille II, França
- Sala E., M. Zabala 1996. Fish predation and the structure of the sea urchin *Paracentrotus lividus* populations in the NW Mediterranean. *Marine Ecology Progress Series* 140: 71-81
- Ter Braak K.F. 1985. CANOCO: A FORTRAN program for canonical correspondence analysis and detrended correspondence analysis. IWIS-TNO, Wagenigen, The Neetherlans.
- Verlaque M. 1987. Relations entre *Paracentrotus lividus* (Lamrk) et le phytobenthos de Mediteranee occidentale. *Colloque international sur Paracentrotus lividus et les oursins comestibles*, p: 5-36

SEGUIMENT TEMPORAL DE LA GAROTA COMUNA *Paracentrotus lividus* EN LES ILLES MEDES. EXERCICI 2002.

David DÍAZ, Bernat HEREU, Cristina LINARES I Mikel ZABALA

Departament d'Ecologia, Facultat de Biologia, Universitat de Barcelona.
Diagonal 645, 08028 Barcelona.

INTRODUCCIÓ

La pesca té un important paper en l'estructuració tròfica dels ecosistemes marins litorals (Dayton et al., 1995; Botsford et al., 1997). La protecció de la pesca de zones de AMP i, per tant, l'augment de la depredació per part dels peixos, provoca uns efectes indirectes que es transmeten a través de la xarxa tròfica. Un dels models més estudiats que expliquen aquestes interaccions es el que formen les interaccions entre peixos garotes i algues. L'augment de la pressió de la depredació per part dels peixos pot fer disminuir les poblacions de garotes (McClanahan & Muthiga, 1989; McClanahan & Shafir, 1990; McClanahan & Sala, 1997) que, com a herbívors, tenen un important paper en l'estructuració i la composició de les comunitats algals (Lawrence, 1975; Schiel & Foster, 1986).

En els mars temperats les garotes són considerades com els herbívors més importants, i en el Mediterrani occidental *Paracentrotus lividus* l'espècie de garota més abundant (Harmelin et al. 1980, 1981) es la que més importància té com a herbívor dins la comunitat d'algues fotòfiles (Verlaque, 1987). El fet que la seva densitat i distribució estigui afectada pels seus depredadors (Sala, 1996; Sala & Zabala, 1996) i alhora influeixi significativament sobre les comunitats algals fa que estigui considerada una espècie clau (Paine, 1966), indicadora de l'estat i dels canvis que es puguin produir en la comunitat d'algues fotòfiles.

Tenim la impressió que la densitat actual de garota *P.lividus* sobre el litoral mediterrani és un fet recent, mediat per la pressió de l'home sobre els seus depredadors (peixos, crustacis...) i que té unes conseqüències molt nocives per les poblacions algals: la major part dels fons mediterranis actuals mostren símptomes de sobrepastura amb comunitats empobrides per l'excessiva pressió herbívora de les garotes (Kempf, 1962; Vukovic, 1982; Verlaque & Nedelec, 1983; Verlaque, 1987;

Sala, 1996). Una qüestió interessant a resoldre es valorar fins a quin punt una elevada densitat de peixos és capaç de controlar demogràficament les poblacions de garotes (Tegner & Dayton, 1981; McClanahan & Muthiga, 1989; McClanahan & Shafir, 1990; Sala & Zabala, 1996).

Per setè any consecutiu es presenten també els resultats dels censos d' *A. lixula* dins els mateix programa de seguiment del patrimoni natural de la AMP de les Illes Medes. *Arbacia lixula* creiem que també es pot considerar bona descriptor de l'estat i els canvis en la comunitat algal infralitoral. Aquesta espècie es freqüent en la mateixa franja batimètrica que *P.lividus*, encara que s'han descrit microhàbitats diferenciats per ambdues espècies: així com *P. lividus* ocupa els fons dominats per algues erectes, *A.lixula* queda relegada a zones més esciòfiles amb dominància d'algues calcàries incrustants. Es per aquest fet que s'ha descrit aquesta distribució com una forma de partició dels recursos (Frantzis et al., 1988; Kempf, 1962)

A més de la possible competència amb *P. lividus* (ja sigui pels recursos tròfics o per els refugis que les protegeixen contra els seus depredadors), *A.lixula* té l'interès afegit que es considera una espècie termòfila (Francour et al., 1994), podent donar molt bona informació sobre possibles canvis a més gran escala.

Els objectius d'aquest apartat del seguiment temporal de la AMP es comparar l'evolució de la densitat i de l'estructura demogràfica de les poblacions de les garotes dins i fora de la AMP en situacions que, excepte en la densitat de peixos, són molt similars.

METODOLOGIA

Les variables triades són: 1) la densitat (nombre d'individus per metre quadrat: Ind/m²) i 2) l'estructura de les mides de la població quan es

considera el diàmetre de la closca sense espines en cm. com a descriptor.

La metodologia utilitzada es la de censos visuals sobre transectes fets amb escafandre autònom. Els transectes cobreixen una superfície de 50m², i estan delimitats per una cinta mètrica de 50 metres de llargada i per una barra de PVC de 1 metre de llargada amb la que es ressegueix el recorregut de la cinta mètrica. Per a calcular l'estructura de talles es mesura el diàmetre de la closca sense espines mitjançant un peu de rei amb precisió de ±1mm. En cada transecte es mesura un mínim de 100 individus, passant a continuació a contar totes les garotes trobades -sense mesurar-les- per a calcular la densitat. En el cas de *Arbacia lixula* s'han mesurat tots els individus degut a la baixa densitat de les poblacions d'aquesta espècie.

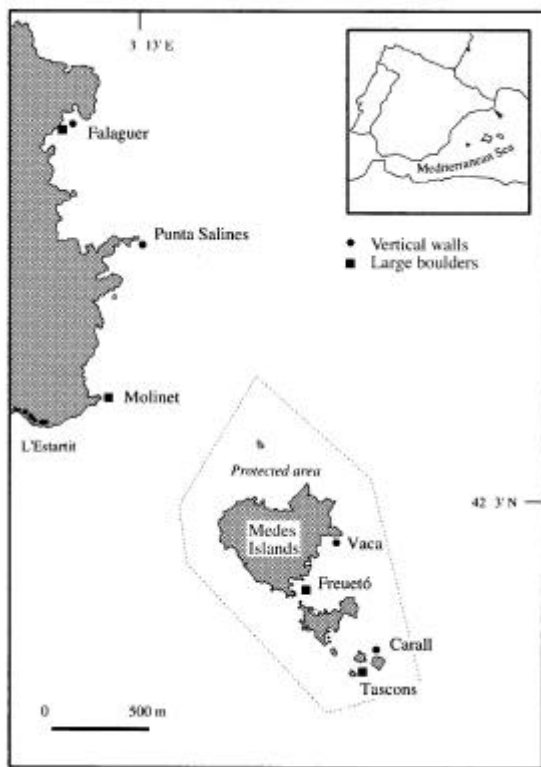


Figura 1. *Garota comuna* (*Paracentrotus lividus*). Segiment 2002. Localització dels transectes.

Les situacions experimentals han estat definides com a diferents combinacions del tipus de fons (blocs i paret) i el grau de protecció (AMP o no AMP), tal i com es mostren en la taula 1. De

cadascuna de les situacions s'han fet 3 transectes, donant un total de 24. Aquests, han estat cada any els mateixos i s'hi troben representades totes les situacions experimentals. Les localitzacions de les estacions de mostreig no han variat respecte l'any passat i es mostren en la figura 1.

La profunditat dels transectes té una mitjana de 6m, i varia entre 5-7m.

Per tal de veure la significació estadística de les diferències observades, s'ha realitzat anàlisi de la variància (ANOVA) de les dades resultants dels paràmetres "densitat" i "diàmetre mitjà" de les poblacions.

Taula 1. *Garota comuna* (*Paracentrotus lividus*). Segiment 2002. Situacions experimentals dins i fora la AMP.

	Blocs	Paret
AMP		
C. Bernat		X
Tascons	X	
Vaca		X
Freuetó	X	
AMP (Costa)		
Molinet	X	
Punta Salines		X
NO AMP		
Falaguer	X	X

RESULTATS

Paracentrotus lividus

Estat de les poblacions el 2002

Els resultats obtinguts en 2002 en el seguiment de *P. lividus* es resumeixen en la taula 2 i en la figura 2. La taula 2 mostra el valor promig i la desviació mitjana de les densitats i les talles de *P. lividus* per a cada estació i per a cada situació combinant la topografia i el grau de protecció. En la figura 2 es representa en forma d'histogrames les densitats de cada classe de talla dins i fora de l'àrea protegida de les Illes Medes per cada tipus de fons.

Taula 2. Garota comuna (*Paracentrotus lividus*). Segiment 2002. Densitats (Ind/m²) i diàmetres mitjans (cm) i desviacions típiques de la garota comuna (*Paracentrotus lividus*) en els punts de mostreig de les Illes Medes i la costa del Montgrí durant l'any 1998 i en les diferents situacions combinant efecte de la protecció i el tipus de fons.

	DENSITAT		DIÀMETRE	
	Xn	STD	Xn	STD
AMP				
C.Bernat	0,45	1,31	3,30	1,72
Tascons	5,27	4,65	3,13	1,76
Vaca	5,67	4,03	3,18	1,69
Freuetó	1,07	0,78	3,66	1,93
COSTA AMP				
Punta Salines	4,35	5,83	3,02	1,61
Molinet	3,37	2,53	2,17	1,52
NO AMP				
Falaguer paret	2,98	2,75	3,57	1,60
Falaguer blocs	6,24	4,06	3,47	1,22
AMP blocs	3,06	3,96	3,19	1,69
No AMP blocs	3,17	3,91	3,26	1,81
AMP parets	3,67	4,53	3,38	1,62
No AMP Parets	4,81	3,63	2,96	1,49

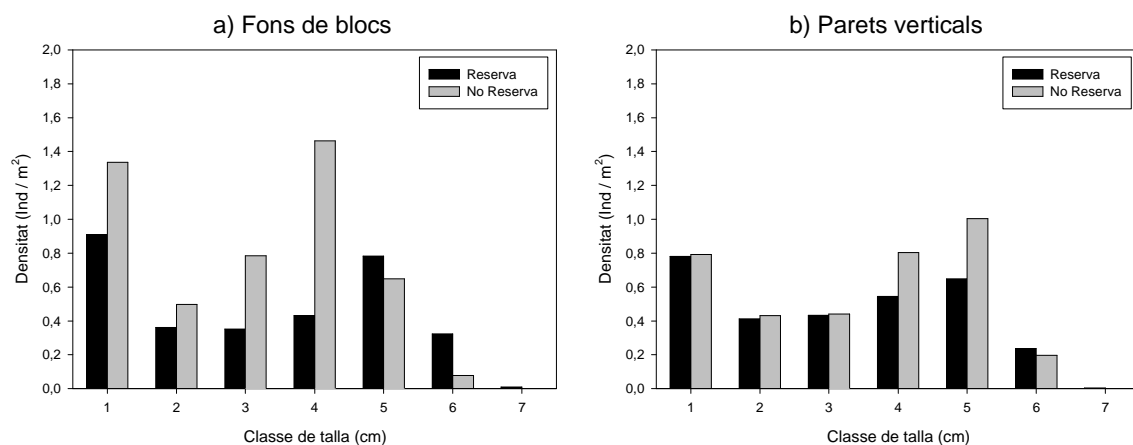


Figura 2. Garota comuna (*Paracentrotus lividus*). Segiment 2002. Estructura de talles per a cada tipus de fons; a) Fons de blocs; b) Parets verticals

El resultat de l'anàlisi per a comparar les densitats entre les diferents poblacions estudiades ens mostra que, a diferència dels anys anteriors, no hi ha diferències ni pel que fa a la protecció ni pel tipus de fons (Taula 3).

Aquesta no significació de les diferències entre dins la reserva i fora pot ser degut a que aquest any no apareixen les grans quantitats de reclutes que apareixien els anys anterior a fora de la reserva.

L'anàlisi de les talles ens mostra que en els fons de blocs les talles són més petites que en les parets verticals. La interacció de l'anàlisi ens mostra que aquest efecte és molt marcat a fora de la reserva, mentre que a la zona protegida, les talles en els fons de blocs són molt similars a les de les parets verticals (Taula 4).

Taula 3. *Garota comuna* (*Paracentrotus lividus*). Segiment 2002. Anàlisi ANOVA de dos factors en el que es testa l'efecte de la protecció (Reserva i No Reserva) i el tipus de fons (Blocs i Paret) en la densitat de les poblacions estudiades.

	df	MS	F	p
Reserva	1	37,74	2,33	0,129
Tipus de fons	1	11,72	0,72	0,397
Reserva x Fons	1	7,96	0,49	0,485
Error	116	16,19		
Transformació	No			
Cochran			0,317	0,681

Taula 4. *Garota comuna* (*Paracentrotus lividus*). Segiment 2002. Anàlisi ANOVA de dos factors en el que es testa l'efecte de la protecció (Reserva i No Reserva) i el tipus de fons (Blocs i Paret) en la talla de les poblacions estudiades.

	df	MS	F	p
Reserva	1	0,001	0,01	0,904
Tipus de fons	1	0,305	8,29	0,004
Reserva x Fons	1	0,354	9,63	0,002
Error	3033	0,04		
Transformació	Log(x+1)			
Cochran			0,287	0,038

Evolució de les poblacions al llarg dels anys de seguiment.

Les figures 3 i 4 mostra l'evolució de les densitats i les talles mitges de *P. lividus* de cada estació durant els anys de seguiment, i la figura 5 mostra l'evolució de les densitats i talles de cada situació

experimental. La figura 6 mostra en forma d'histogrames la freqüència de les diferents talles de cada estació durant tots els anys de seguiment i la figura 7 mostra les densitats de cada classe de talla per cada situació experimental.

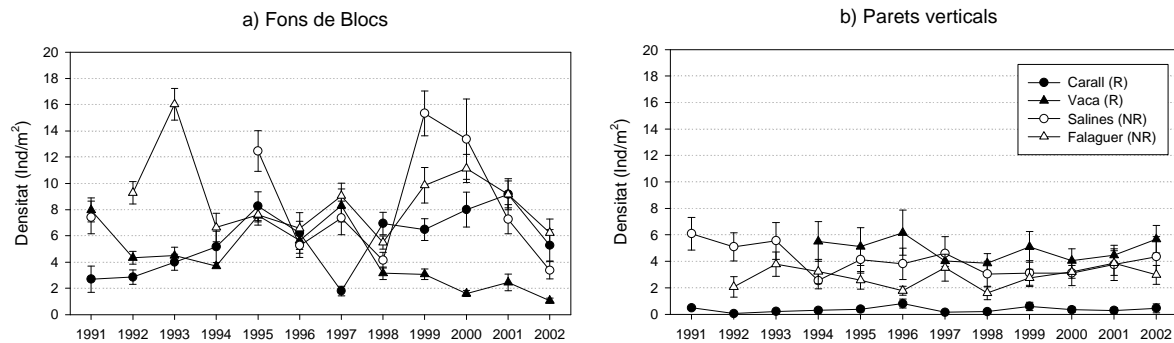


Figura 3. *Garota comuna* (*Paracentrotus lividus*). Seguiment 1991-2002. Evolució de les densitats (Ind/m²) al llarg dels anys de seguiment en les diferents estacions estudiades; a) fons de blocs, b) parets verticals. Signes plens: Reserva; Signes buits: No Reserva.

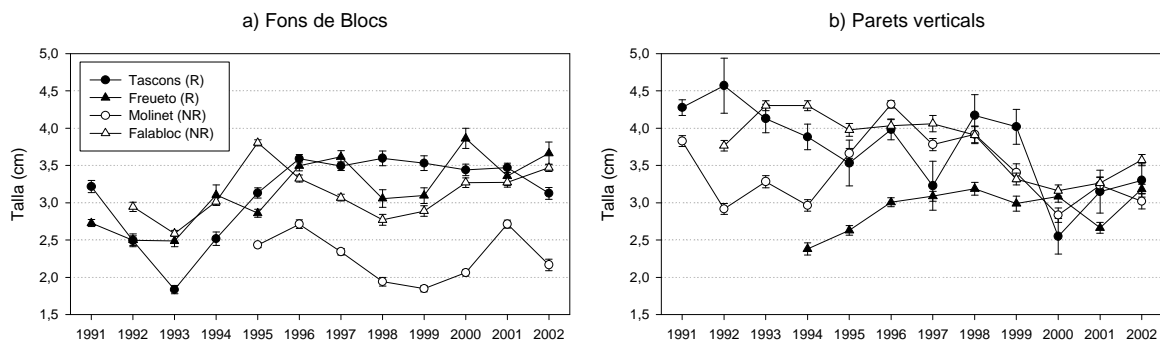


Figura 4. *Garota comuna* (*Paracentrotus lividus*). Seguiment 1991-2002. Evolució de la talla mitja (cm) al llarg dels anys de seguiment en les diferents estacions estudiades; a) fons de blocs, b) parets verticals. Signes plens: Reserva; Signes buits: No Reserva.

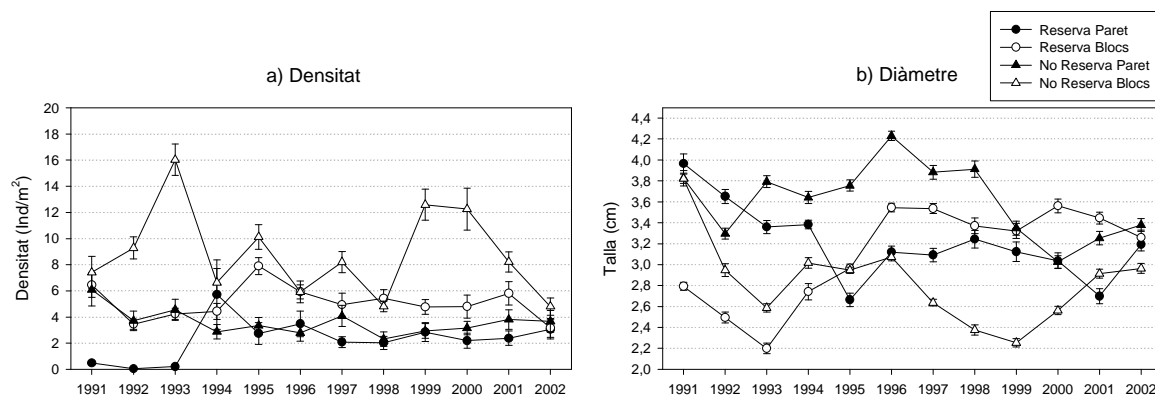


Figura 5. Garota comuna (*Paracentrotus lividus*). Seguiment 1991-2002. Evolució de les densitats (Ind/m²) i talla mitja (cm) al llarg dels anys de seguiment en les diferents situacions experimentals estudiades.

Fent un anàlisi de l'evolució temporal de les densitats de les diferents situacions experimentals, veiem que els forts pics de reclutament en els fons de blocs de fora la reserva dels anys 1999 i 2000, especialment a la zona del Molinet, s'han repetit en aquests darrers dos anys. Això ha provocat una disminució important de les densitats, fins al punt d'anivellar-se les estacions de dins i fora de la reserva. Aquest pic d'altres densitats provocat per episodis importants de reclutament ja es va poder observar l'any 1993, també a fora de la reserva. És de destacar que, pel contrari, les densitats de dins de la reserva s'han mantingut molt constants durant tots els anys de seguiment.

Aquest fet dona suport a la hipòtesi de que els depredadors, que són més abundants a la reserva, poden controlar els pics de reclutament de les garotes mantenint les poblacions constants.

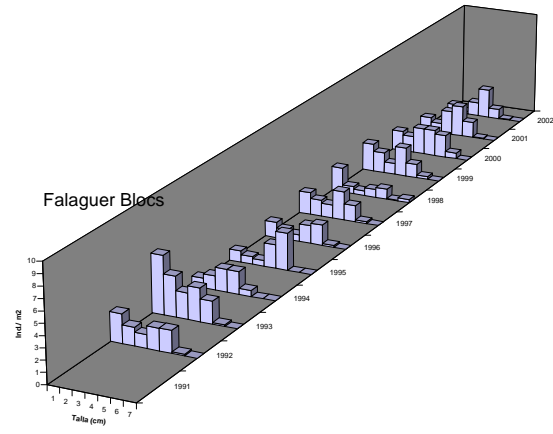
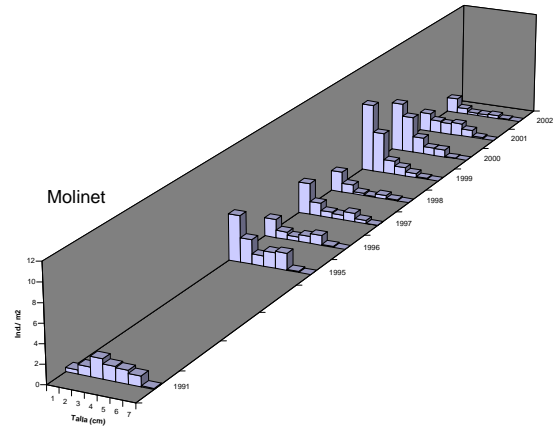
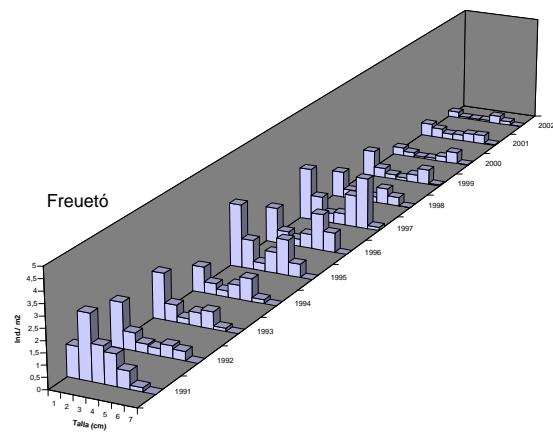
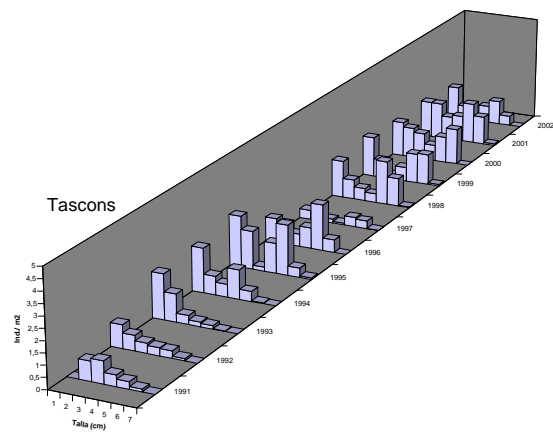
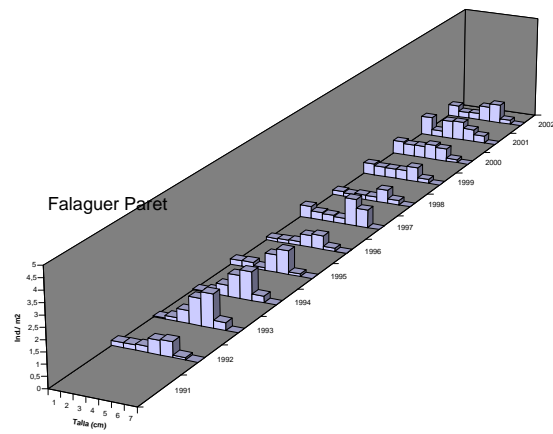
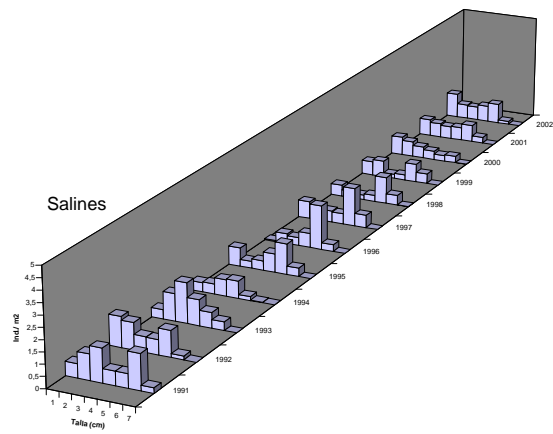
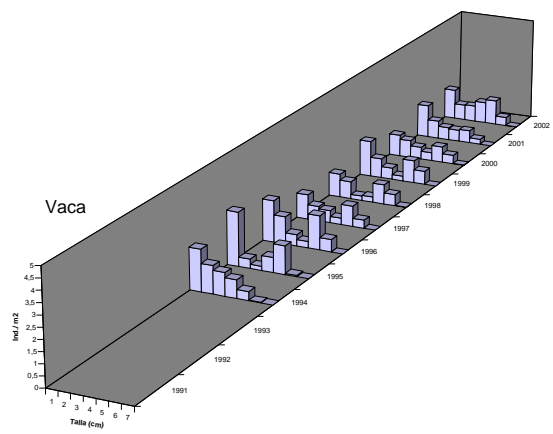
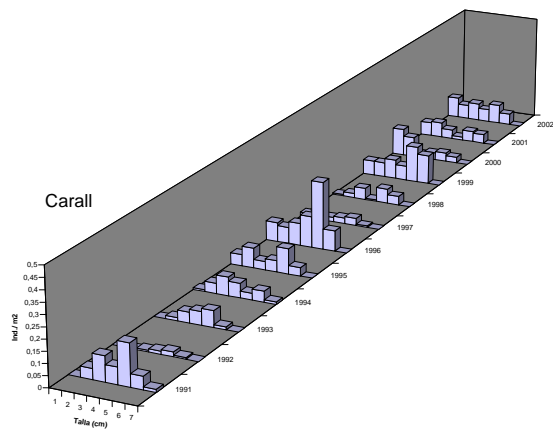


Figura 6. Garota comuna (*Paracentrotus lividus*). Seguiment 1991-2002. Histogrames de les classes de talla de cada estació al llarg de tots els anys de seguiment.

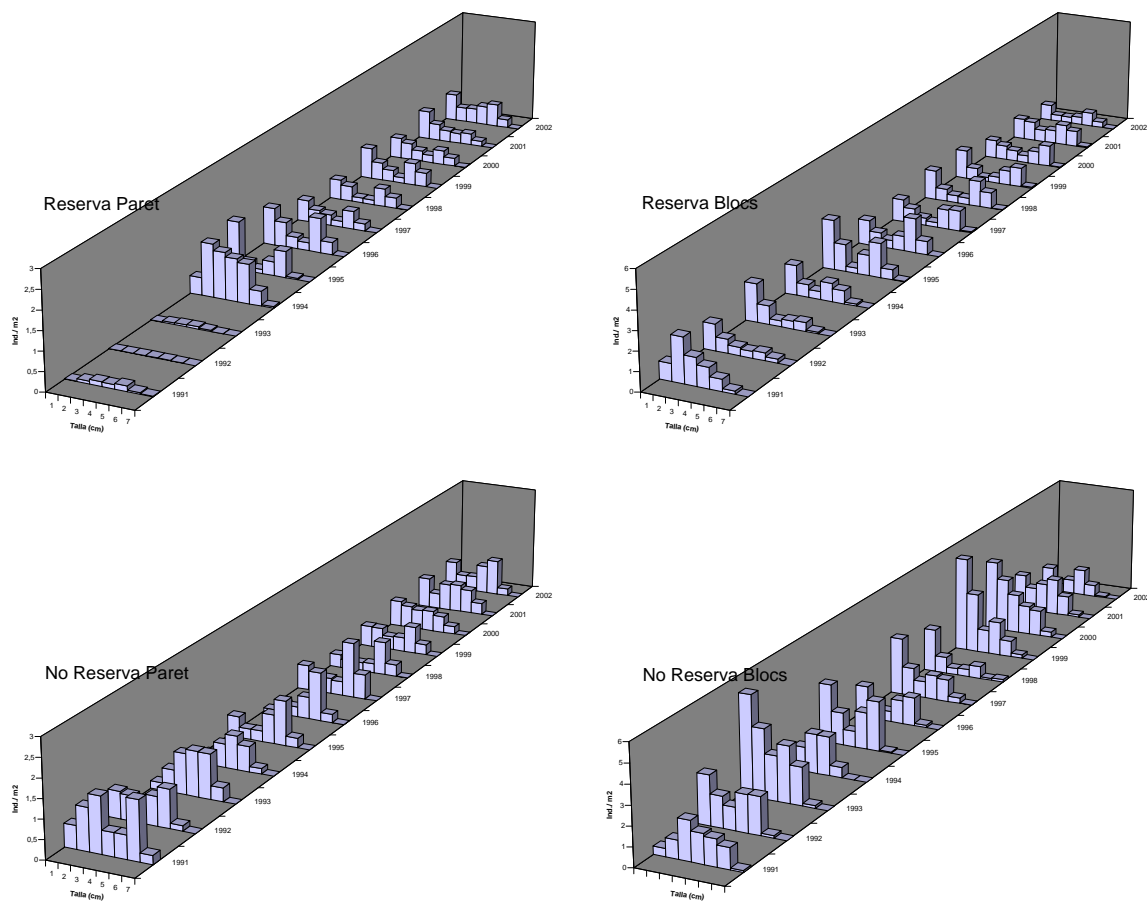


Figura 7. Garota comuna (*Paracentrotus lividus*). Seguiment 1991-2002. Histogrames de les classes de talla de cada situació experimental al llarg de tots els anys de seguiment.

Arbacia lixula

Estat de les poblacions en 2002

La taula 5 mostra els valors de les densitats i els diàmetres mitjans trobats als transectes realitzats el 2002 en cada estació i en cada situació experimental. En la figura 8 es representa en forma d'histogrames les densitats de cada tipus de fons (blocs i paret a dins i fora de l'AMP).

El patró de densitats de *A.lixula* es manté com els anys anteriors, ja que les densitats són significativament més altes a fora de la reserva. A més, en els fons de blocs hi ha una densitat més alta, tant dins com fora de la reserva (taula 6). Les talles mitges, pel contrari, no mostren cap diferència entre dins i fora de la reserva o entre els diferents tipus de fons (Taula 7).

Taula 5. Garota negra (*Arbacia lixula*). Segiment 2002. Densitats (Ind/m²) i diàmetres mitjans (cm) i desviacions típiques de la garota negra (*Arbacia lixula*) en els punts de mostreig de les Illes Medes i la costa del Montgrí durant l'any 2002.

	DENSITAT		DIÀMETRE	
	Xn	STD	Xn	STD
AMP				
C.Bernat	0,03	0,10	4,03	0,83
Tascons	0,18	0,40	3,47	1,27
Vaca	0,09	0,17	3,91	0,90
Freuetó	0,44	0,49	3,66	0,77
COSTA AMP				
Punta Salines	0,06	0,12	4,01	0,84
Molinet	0,35	0,42	3,54	1,01
NO AMP				
Falaguer paret	0,22	0,35	3,93	0,64
Falaguer blocs	0,32	0,41	4,26	0,67
AMP blocs				
No AMP blocs	0,06	0,14	3,99	0,86
AMP parets	0,31	0,47	3,64	0,91
No AMP Parets	0,14	0,27	4,19	0,72
No AMP Parets	0,34	0,42	3,73	0,88

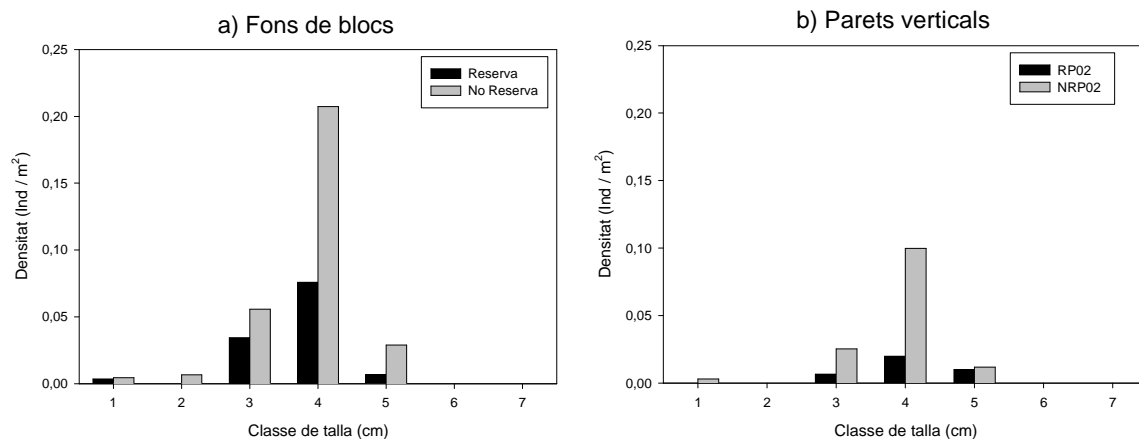


Figura 8. Garota negra (*Arbacia lixula*). Segiment 2002. Estructura de talles per cada tipus de fons; a) Fons de blocs ; b) Costa del Montgrí.

Taula 6. Garota negra (*Arbacia lixula*). Segiment 2002. Anàlisi ANOVA de dos factors en el que es testa l'efecte de la protecció (Reserva i No Reserva) i el tipus de fons (Blocs i Paret) en la densitat de les poblacions estudiades

	df	MS	F	p
Reserva	1	1,10	12,23	0,001
Tipus de fons	1	1,02	11,34	0,001
Reserva x Fons	1	0,06	0,75	0,386
Error	116	0,09		
Transformació	Log(x+1)			
Cochran			0,37	0,047

Taula 7. Garota negra (*Arbacia lixula*). Segiment 2002. Anàlisi ANOVA de dos factors en el que es testa l'efecte de la protecció (Reserva i No Reserva) i el tipus de fons (Blocs i Paret) en la talla de les poblacions estudiades.

	df	MS	F	p
Reserva	1	0,147	0,304	0,582
Tipus de fons	1	0,798	1,649	0,201
Reserva x Fons	1	1,374	2,840	0,094
Error	178	0,484		
Transformació	No			
Cochran			0,280	0,796

Evolució de les poblacions al llarg dels anys de seguiment.

Les Figures 9 i 10 mostren respectivament l'evolució de les densitats i de les talles mitges de *A. lixula* a cada estació durant els anys de seguiment, i la figura 10 les diferents situacions experimentals tractades.

La figura 12 i 13 mostren en forma d'histogrames l'evolució de les densitats de cada classe de talla per a cada estació i a cada tractament experimental durant tots els anys de seguiment.

Després del breu augment de les densitats i disminució de les talles de l'any passat, que corresponien a una dèbil entrada de reclutes a les poblacions, sembla que s'han normalitzat els paràmetres poblacionals d'aquesta espècie. A diferència de *Paracentrotus lividus*, la dinàmica de les poblacions de *Arbacia lixula* és molt més constant i parsimoniosa, ja que les densitats i l'estructura de talles es manté constant al llarg dels anys amb un pic unimodal en la talla 4, sense que es detectin entrades de reclutes importants en les poblacions.

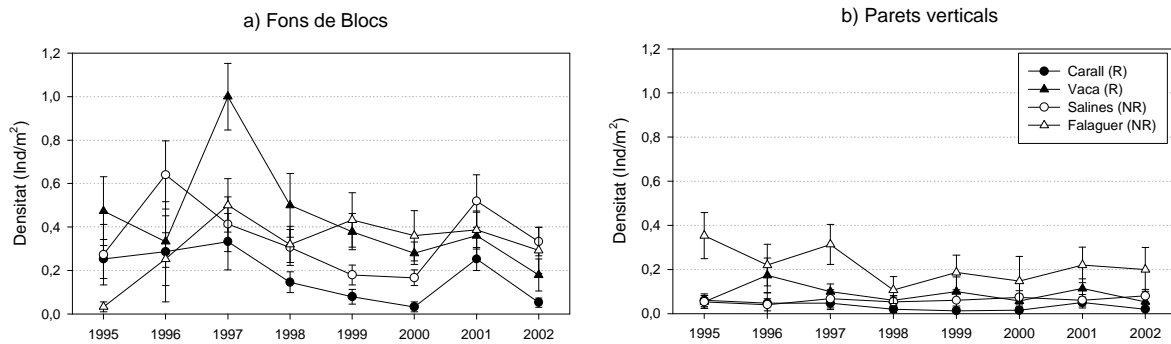


Figura 9. *Garota negra (Arbacia lixula)*. Seguiment 1995-2002. Evolució de les densitats (Ind/m²) al llarg dels anys de seguiment en les diferents estacions estudiades; a) fons de blocs, b) parets verticals. Signes plens: Reserva; Signes buits: No reserva

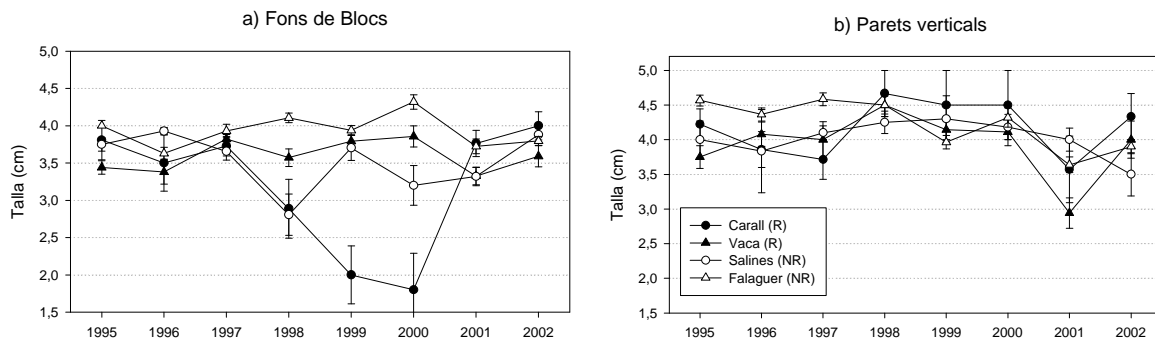


Figura 10. *Garota negra (Arbacia lixula)*. Seguiment 1995-2002. Evolució de la talla mitja (cm) al llarg dels anys de seguiment en les diferents estacions estudiades; a) fons de blocs, b) parets verticals. Signes plens: Reserva; Signes buits: No Reserva.

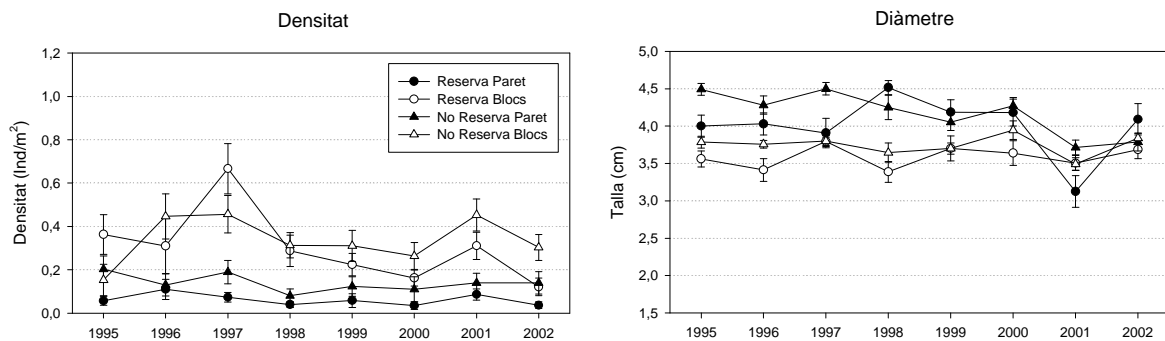


Figura 11. *Garota negra (Arbacia lixula)*. Seguiment 1995-2002. Evolució de les densitats (Ind/m²) i talla mitja (cm.) al llarg dels anys de seguiment en les diferents situacions experimentals estudiades.

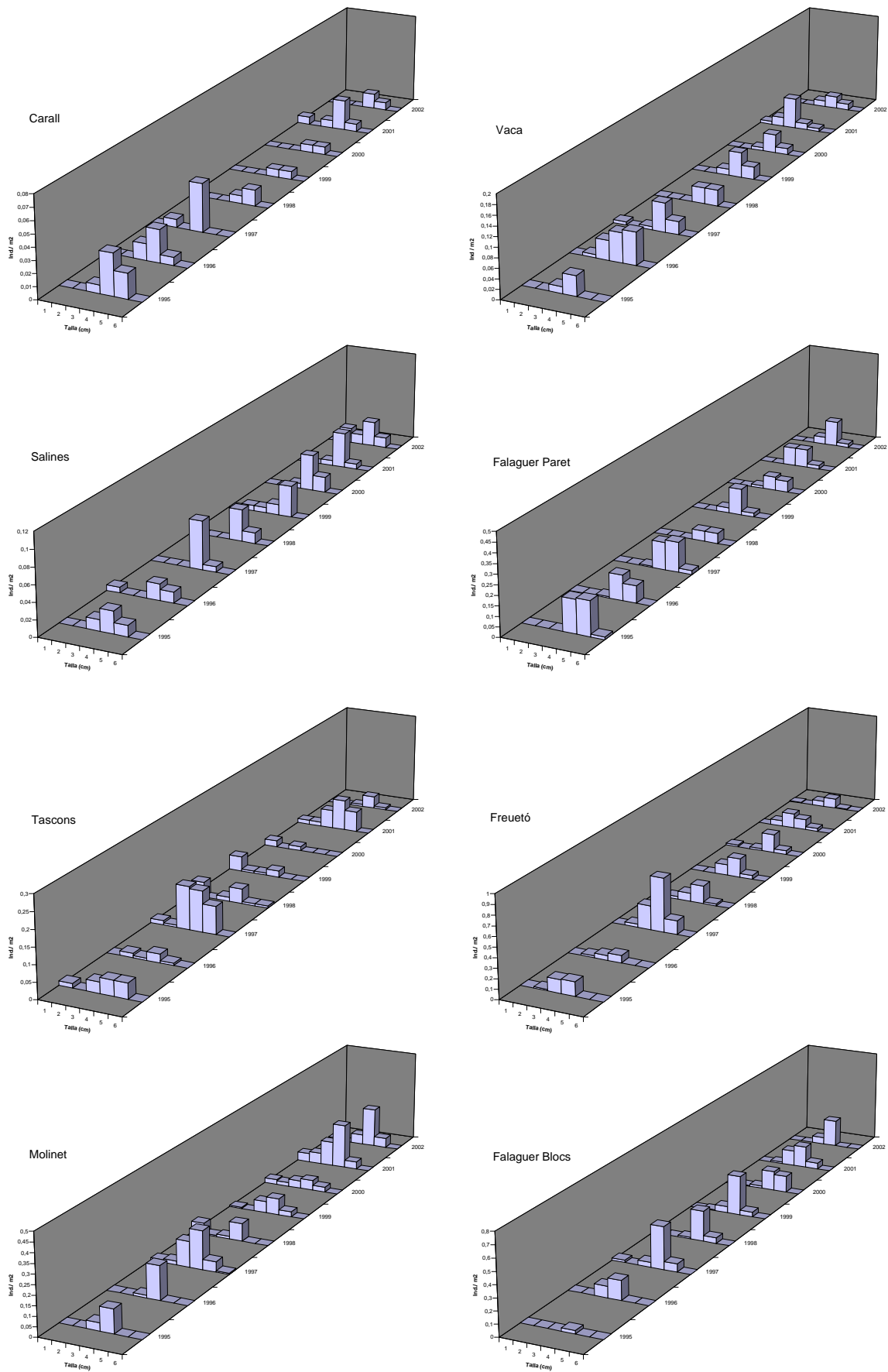


Figura 12. Garota negra (*Arbacia lixula*). Seguiment 1995-2002. Histogrames de les classes de talla de cada estació al llarg de tots els anys de seguiment.

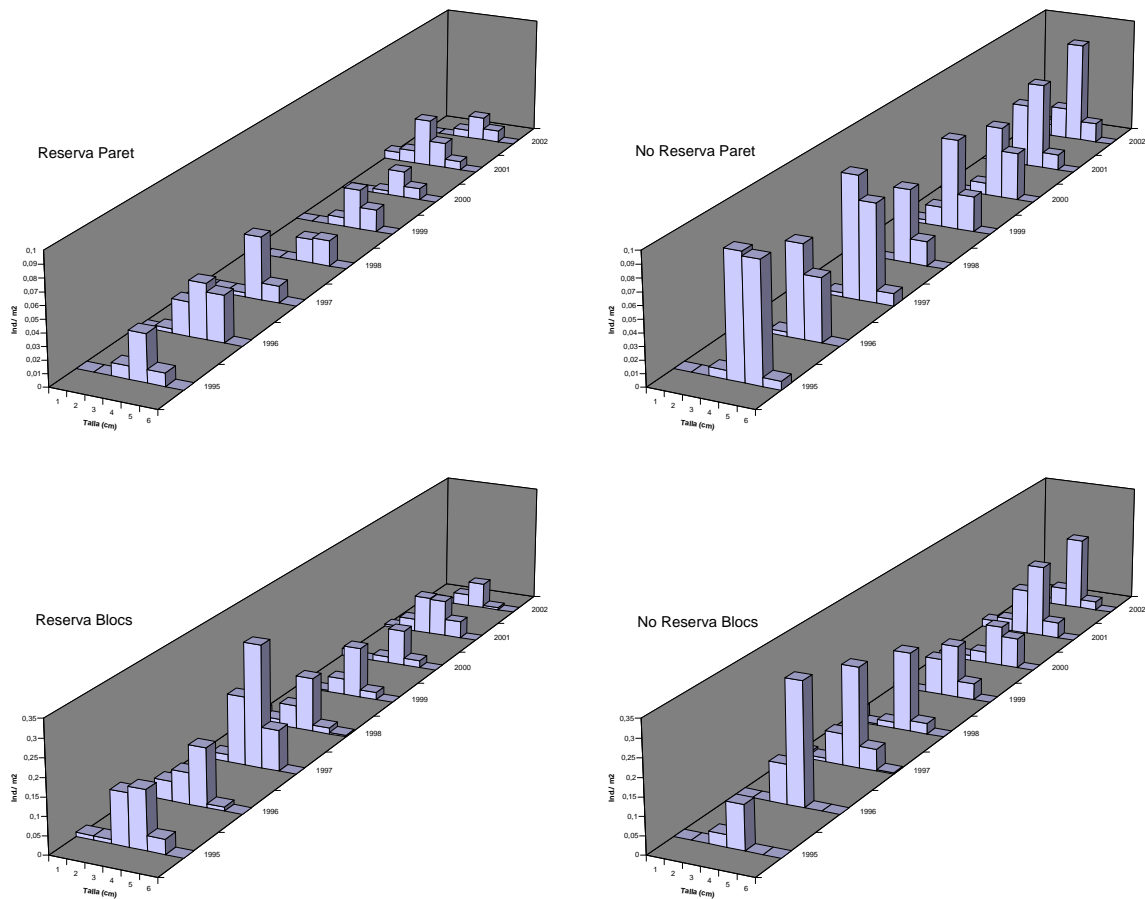


Figura 13. Garota negra (*Arbacia lixula*). Seguiment 1991-2002. Histogrames de les classes de talla de cada situació experimental al llarg de tots els anys de seguiment.

DISCUSSIÓ I CONCLUSIONS

Els models existents sobre les relacions entre peixos, garotes i algues (Mc Clanahan & Muthiga, 1989; Mc Clanahan & Shafir, 1990; Mc Clanahan & Sala, 1997) prediuen que mitjançant els efectes en cascada, les conseqüències de la pesca o de la protecció de una AMP es poden transmetre a través dels nivells tròfics inferiors fins a les comunitats algals. Segons els models, caldria esperar que a les Illes Medes, una AMP on la pesca és prohibida i la densitat de peixos és molt elevada les densitats de garotes siguin molt baixes degut a la pressió de depredació dels peixos. Aquest efecte de la depredació provocaria també que la talla mitjana de les poblacions de garotes de fora la AMP (on el principal depredador és l'home que selecciona les de talles més grans) sigui més petita que dins la AMP (on els depredadors són els peixos), ja que la depredació per peixos està focalitzada

sobretot en les mides inferiors. La discussió següent es centra en analitzar el grau d'acompliment d'aquestes prediccions a la llum dels nostres resultats.

Paracentrotus lividus

Anàlisi dels resultats de l'any 2002

Després de un període de fort reclutament a les estacions de fora de la reserva, les densitats de fora de la reserva disminueixen, assolint uns valors tant de densitat com de talla mitjana similars als de la zona protegida.

La variació de les densitats i les talles de les estacions de fora de la reserva es poden observar també amb el canvi que hi ha hagut en l'estructura de talles, ja que han desaparegut les classes de talla petites i han augmentat relativament les classes de talla mitjana. Així, en els darrers dos anys que hi ha hagut una aturada en el reclutament les estructures de talla de les poblacions de blocs de fora de la reserva han

passat de tenir una forma exponencial amb dominància dels reclutes a una forma binomial, amb dos pics representats per classes de talla petita (1-2 cm) i una per talles grans (4-5 cm).

L'aturada en el reclutament també ha fet disminuir les diferències en les densitats entre els fons de blocs i les parets verticals, tot i que es manté la diferència entre les parets verticals, amb la talla mitja més gran, i els fons de blocs.

A més del cicles de la pròpia espècie, com són els patrons de reclutament, hem de considerar també els factors ambientals com a causants de canvis. Els temporals de l'hivern de 2001 varen ser molt freqüents i forts. Els efectes d'aquests temporals varen ser molt evidents, sobretot en els fons de blocs a poca profunditat, ja que la virulència del temporal va provocar que la majoria de blocs de roca es moguessin trencant així la majoria de fauna bentònica. Després dels temporals es va poder observar com totes les roques fins a un fons de uns 8 metres havien estat remogudes i girades, i havien quedat totalment llimades. A més, es varen poder observar esquelets de garotes trencats.

Es per aquesta sèrie d'indicis que creiem que els temporals poden haver tingut un efecte important en l'estructura i la dinàmica de les poblacions causant una gran mortaldat.

Anàlisi de la sèrie temporal (1991-2002)

L'únic factor que sembla establir una pauta persistent en el comportament temporal de les garotes és la topografia. La diferència entre els fons de blocs (densitat elevada, talla mitjana petita) i les parets verticals (densitat menor, talla mitjana més gran) no ha variat cap any, mostrant així una forta estabilitat.

En contrast, i discrepant també de la congruència dels resultats de l'últim any amb les prediccions teòriques, la imatge que ens proporciona tota la sèrie temporal sobre el paper jugat per les mesures de protecció (contrast AMP- no AMP) és molt més confusa, principalment per la seva forta variabilitat. Així, durant els primers anys de control (1991-93) es varen constatar, tant en els fons de blocs com a les parets verticals, unes diferències en les poblacions de garotes de dins i de fora de la AMP congruents amb les hipòtesis resultants dels models. Aquestes diferències varen disminuir fins a fer-se imperceptibles, o fins i tot a invertir el seu signe, durant la sèrie d'anys del 1994 al 1998 (val a dir que una de les raons d'aquesta disminució a les parets verticals

va ser la incorporació en 1994 d'una nova estació dins la AMP - la Vaca - ocupada per una població especialment densa). De nou a partir de 1999, any en que es detecta un període de fort reclutament fora de la AMP, aquestes diferències es tornen a fer importants, retornant a la pauta dels primers anys del seguiment, quan les densitats eren menors i les talles més grans a dins la AMP (sobretot en els fons de blocs). A partir de l'any 2001 les densitats dels fons de blocs de fora de la reserva tornen als valors anteriors a 1999, pel que sembla tancar un altre episodi, o dent de serra en la sèrie temporal de les densitats de fora la reserva. Cal contrastar aquestes fortes variacions de fora la reserva amb la relativa estabilitat de dins les Illes Medes.

Quina pot ser l'explicació d'aquesta variabilitat en la densitat i estructura de talles de les poblacions de garotes? Descartada l'existència de grans desplaçaments migratoris (el resultat d'alguns experiments paral·lels ens indueix a pensar que els desplaçaments són poc importants), sembla que són les variacions en el reclutament les que tenen un pes molt important en la variabilitat: tots els canvis que s'han produït en les poblacions de garotes al llarg dels anys han estat continuació de fortes entrades de reclutes. En la mesura en que aquesta sèrie permeti afirmar-ho, sembla que la probabilitat de rebre episodis de fort assentament de reclutes és igual dins i fora de la AMP. Tanmateix observem diferències en l'efecte produït: fora de la AMP, els canvis provocats per arribades de reclutes són molt marcats; en canvi, dins la AMP aquests pics deguts al reclutament resulten més modulats. Sembla que dins la AMP el pic de talles petites que seguiria a un any de bon reclutament es veu regulat per la pressió de depredació dels peixos; mentre que, gràcies a haver assolit l'anomenada talla refugi (xifrada en un diàmetre d'uns 3cm; Sala & Zabala, 1996), la depredació és molt menor sobre les classes de talla grans que es van acumulant i contribuint al patró bimodal característic. De confirmar-se, aquesta diferència semblaria suggerir que, si bé la més gran biomassa de peixos de la AMP no pot contrarestar totalment els efectes desestabilitzadors de les arribades massives de larves, sí produeix un cert efecte regulador en suavitzar les oscil·lacions que se'n deriven.

Arbacia lixula

L'anàlisi del comportament temporal de les poblacions de la garota negra *A. lixula* es presenta molt més resumit, en la mesura que mostra moltes similituds amb els patrons exhibits per *P. lividus*. Així, en els fons de blocs les densitats són més elevades i les talles menors que en les parets verticals.

Tanmateix també veiem diferències importants. Per una part, les densitats són molt més baixes (d'un ordre de magnitud inferior), fet que provoca que petites variacions tant en densitat com en talles tinguin més pes relatiu. D'altra banda, i malgrat l'observació precedent, les poblacions de *A. lixula* de les Illes Medes han mostrat durant aquests 10 anys molta més regularitat que les de *P. lividus*. Si fins l'any 1997 semblava que havia una tendència a l'augment de les poblacions, a partir de l'any 1998 les densitats tornen als valors inicials i es mantenen.

El petit pic de reclutament que es va poder observar l'any passat, enguany ha quedat totalment atenuat, fet que sembla confirmar que aquesta espècie és molt menys dinàmica, i que, quan es produeix, el reclutament és molt menys important que en *P. lividus*.

Validesa del model de Mc Clanahan & Sala

Després de deu anys de seguiment d'unes poblacions de garotes exposades a la que sense dubte és la més elevada biomassa (per densitat i per talla) de peixos depredadors que pugui imaginar-se a la Mediterrània (Garcia-Rubies & Zabala, 1990), sembla demostrat de forma indiscutible que la recuperació de les poblacions de peixos dins les AMP no pot revertir les condicions de elevada densitat de garotes que conduirien a les situacions de sobrepastura de les poblacions algals, un cop aquestes s'han establert. Com es tracta d'una de les prediccions de més pes del model de Mc Clanahan & Sala (1997) i constitueix una peça clau de les expectatives posades en les AMP com eines de gestió del litoral, una conclusió negativa dels nostres resultats podria amagar una gran rellevància.

Vol això dir que la incongruència entre els nostres resultats i les prediccions ens obliga a rebutjar el model com incorrecte, o existeixen explicacions que permetin salvar la seva validesa?

Si bé es cert que hi ha certa desconexió entre les prediccions del model i els resultats que hem anat obtenint pel que fa a les interaccions entre

pressió de pesca, peixos i garotes, podem explicar aquesta desconexió si acceptem que existeixen alguns factors claus per la dinàmica demogràfica de les poblacions de garotes, que no han estat considerats en el model. Per una part, veiem el paper fonamental que juga el **reclutament**. Degut a factors que escapen al nostre control, i que probablement resultaran confosos molt de temps per dependre dels "atzars" de la fase planctònica, el reclutament és molt variable tant en el temps com en l'espai. El resultat és que en un any determinat i un lloc concret pot haver una arribada massiva de reclutes que canviï completament l'estructura de la població d'aquell indret. Estudis paral·lels al seguiment realitzats a la costa del Montgrí i les Illes Medes (Hereu et al., 2002) han demostrat que hi ha una gran variabilitat tant espacial (en escales de desenes de metres) com temporal (d'un any per l'altre), descartant així cap patró que diferenciï les pautes d'assentament de les poblacions de les Illes Medes i les de la costa.

Però a més de les diferències en el reclutament veiem que la **disponibilitat de refugis** pot afectar dràsticament l'eficàcia reguladora de la depredació. L'evidència indirecta més clara del que diem la podem trobar en l'efecte de la topografia sobre l'estructura de les poblacions estudiades. L'única explicació plausible a les diferències observades és que en fons de blocs heterogenis, amb molta disponibilitat de refugis on es puguin refugiar dels seus depredadors, la mortalitat de les garotes per depredació sigui molt inferior que a les parets verticals desproveïdes de refugis.

Si ajuntem aquests dos factors (reclutament + refugis) podem observar com, si es dona l'eventualitat d'un període de fort reclutament sobre un fons amb blocs (un cas exemplar seria l'estació dels Tascons), tota l'elevada densitat de peixos de gran talla de la AMP no podrà controlar l'explosió demogràfica de les poblacions de garotes que se'n seguiria.

Hi ha, a més, un efecte d'**escales** que ajudaria a explicar el no acompliment de les prediccions del model a la AMP de les Illes Medes malgrat la seva possible correcció conceptual. Tota la AMP no engloba més que unes poques hectàrees envoltades de molts quilòmetres quadrats de fons rocosos ocupats per denses poblacions de garotes. Atesa la llarga vida planctònica de les larves de garotes (Escoubert, 1977) i la capacitat de dispersió passiva que els corrents costaners fan possible, resulta inevitable considerar la

població de les Illes Medes com una part molt petita d'una meta-població que manté un activíssim flux d'intercanvi demogràfic. Des d'aquesta perspectiva, encara que els peixos fossin capaços de deprimir poderosament els efectius de la sub-població reproductora de la AMP, mai arribarien a introduir un efecte regulador sobre el reclutament, que seguiria nodrint-se de les sub-poblacions externes i, per tant, independent de les vicissituds de la primera. En resum, no sembla descabellat afirmar que si mai fos factible testar-ho amb un experiment realitzat a l'escala espacial i temporal adequades, el model demostres no només la seva correcció conceptual sinó també la seva capacitat predictiva.

BIBLIOGRAFIA

- Botsford, L., J. Castilla, C. Peterson, 1997. The managements of fisheries and marine ecosystems. *Science*, 277: 509-515.
- Dayton, P., F. Trush, M. Agardi, R. Hofman, 1995. Environmental effects of marine fishing. *Aquat. Conserv. Mar. Freshwat. Ecos.*, 5: 205-232.
- Escoubet, P. 1977. Effets d'une bâche sur des chaînes alimentaires courtes: *Dunaliella-Venerupsis*; *Dunaliella-Paracentrotus*. *Ann. Inst. Michel Pancha*, 10: 1-8.
- Frantzis, A., J.F. Berthon, F. Maggiore, 1988. Relations trophiques entre les oursins *Arbacia lixula* et *Paracentrotus lividus* (Echinoidea Regularia) et le phytobenthos infralittoral superficiel dans la baie de Port-Cros (Var, France). *Sci Rep Port-Cros Nat Park*, 14, 81-140.
- Francour, P., C.F. Boudouresque, J.G. Harmelin, M.L. Harmelin-Vivien, J.P. Quignard. 1994. Are the Mediterranean waters becoming warmer? Information from biological indicators. *Mar. Poll. Bull.* 28: 523-526
- Harmelin, J.G., C. Bouchon, J.S. Hong, 1981. Impact de la pollution sur la distribution des échinodermes des substrats durs en Provence (Méditerranée nord-occidentale). *Téthys*, 10, 13-36.
- Harmelin, J.G., C. Bouchon, C. Duval, J.S. Hong, 1980. Les échinodermes des substrats durs de l'île de Port-Cros, Parc National (Méditerranée Nord-Occidentale). Eléments pour un inventaire quantitatif. *Trav Sci Parc Nat Port-Cros*, 25-38.
- Hay, M.E. 1991. Fish-seaweed interaction on coral reef: effect of herbivorous fishes and adaptations of their prey. In Sale P.F. (Ed.), *The Ecology of Fishes on Coral Reef*. (pp. 96-119). San Diego, California, U.S.A: Academic Press.
- Hereu, B., Zabala, M., Linares, C., Sala, E. (2002) Temporal and spatial variability in settlement of the sea urchin *Paracentrotus lividus* (Lamarck). Sota revisió.
- Kempf, M. 1962. Recherches d'écologie comparée sur *Paracentrotus lividus* (Lmk.) et *Arbacia lixula* (L.). *Rev Trav Stn Mar Endoume*, 25, 47-116.
- García-Rubies, A., M. Zabala, 1990. Effects of total fishing prohibition on the rocky fish assemblages of Medes Islands marine reserve (NW Mediterranean). *Sci Mar.*, 54 : 317-328.
- Lawrence, J.M. 1975. On the relationships between marine plants and sea urchins. *Oceanogr Mar Biol Annu Rev*, 213-286.
- Le Direach, J-P, E. Charbonnel, M. Marchadour, 1987. Le probleme de l'evaluation des stocks chez *Paracentrotus lividus* (Lmk): exemple d'une campagne de denombrement autour de l'archipel du frioul (Marseille, France). Colloque international sur *Paracentrotus lividus* et les oursins comestibles, C.F. Bouderesque edit., GIS Posidonie publ., Marseille, Fr., 199-220.
- Lozano, J., J. Galera, S. López, X. Turón, C. Palacín, G. Morera, 1995. Biological cycles and recruitment of *Paracentrotus lividus* (Echinodermata: Echinoidea) in two contrasting habitats. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 122: 179-191.
- Lubchenco, J., S.D. Gaines, 1981. A unified approach to marine plant-herbivore interactions. I. Populations and communities. *Annu Rev Ecol Syst*, 12, 405-437.
- McClanahan, T.R., S.H. Shafir 1990. Causes and consequences of sea urchin abundance and

- diversity in Kenyan coral reef lagoons. *Oecologia*, 83, 362-370.
- McClanahan, T.R., N.A. Muthiga 1989. Patterns of predation on a sea urchin, *Echinometra mathaei* (de Blainville), on Kenyan coral reefs. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 126, 77-94.
- McClanahan, T.R., E. Sala.1997. A Mediterranean rocky-bottom ecosystem fisheries model. *Ecol. Model.*, 104: 145-164.
- Paine, R.T. 1966. Food web complexity and species diversity. *Am Nat*, 100, 65-75.
- Sala, E. 1996. The role of fishes in the organization of a Mediterranean subtidal community. Univ. de la Méditerranée-Aix-en-Provence-Marseille II, France.
- Sala, E., M. Zabala, 1996. Fish predation and the structure of the sea urchin *Paracentrotus lividus* populations in the NW Mediterranean. *Marine Ecology Progress Series*, 140 71-81.
- Schiel, D.R. & M.S. Foster. 1986. The structure of subtidal algal stands in temperate waters. *Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev.* 24: 265-307
- Tegner, M.J., P.K. Dayton, 1981. Population structure, recruitment and mortality of two sea urchins (*Strongylocentrotus franciscanus* and *S. purpuratus*) in a kelp forest near St. Diego, California. *Mar Ecol Progr Ser*, 5, 255-268.
- Verlaque, M. 1987. Relations entre *Paracentrotus lividus* (Lamarck) et le phytobenthos de Méditerranée occidentale. In: C.F. Boudouresque, ed. Colloque international sur *Paracentrotus lividus* et les oursins comestibles. GIS Posidonie publ., Marseille, France, pp. 5-36
- Verlaque, M., H. Nedelec, 1983. Biologie de *Paracentrotus lividus* (Lamarck) sur un substrat rocheux en Corse (Méditerranée, France): alimentation des adultes. *Vie Milieu*, 33, 191-201.
- Vukovic, A. 1982. Florofaunistic changes in the infralitoral zone after *Paracentrotus lividus* (L.) population exploitation. *Acta Adriat*, 23, 237-241.
- Wootton, J.T., 1992 Indirect effects, prey susceptibility, and habitat selection: impacts of birds on limpets and algae. *Ecology*, 73 (3): 981-991.
- Wootton, T.J., 1993. Indirect effects and habitat use in an intertidal community: interaction chains and interaction modifications. *Am. Nat.*, 141: 71-89.

SEGUIMENT TEMPORAL DE LA GORGONIA *Paramuricea clavata* DE LES ILLES MEDES. EXERCICI 2002.

Rafel Coma¹, Cristina Linares², Emilià Pola i Mikel Zabala¹

¹Centre d'Estudis Avançats de Blanes (CSIC). Ctra de Sant Berbara s/n. Blanes 17300, Girona

²Departament d'Ecologia, Facultat de Biologia, Universitat de Barcelona Diagonal 645, 08028 Barcelona

INTRODUCCIÓ

L'objectiu d'aquest apartat del programa de monitorització del patrimoni natural de l'Àrea Marina Protegida (d'ara endavant AMP) de les Illes Medes és estudiar l'evolució demogràfica de les poblacions de la gorgònia roja *Paramuricea clavata*. La gorgònia roja *Paramuricea clavata* és una espècie que ve ser seleccionada com objectiu de monitorització del Patrimoni Natural submarí de les Illes Medes degut a tres raons principals. És un dels elements que més contribueix a la bellesa dels paisatges submarins coral. lígens pels que les Illes Medes són tan renombrades entre els bussejadors; en aquest sentit té un valor patrimonial extraordinari i econòmicament explícit. A més, aquesta gorgònia és una espècie ecològicament important pels ecosistemes bentònics als que contribueix com espècie enginyera (o arquitecta) aportant molta de la seva estructura tridimensional, biomassa i complexitat. Per últim, la gorgònia roja resulta molt adequada pels objectius de monitorització d'un espai protegit que, en estar basats en censos visuals, reclamen d'una banda espècies grans, abundants i representatives del sistema, i de l'altra que tinguin prou sensibilitat a les pertorbacions com per a ser bones indicadores de la "salut" de l'ecosistema.

Gràcies als treballs de recerca duts a terme de forma paral·lela a aquest programa de monitorització, ara sabem que la gorgònia *Paramuricea clavata* és una espècie d'alta longevitat, baixa taxa de creixement somàtic, edat de primera reproducció molt tardia, i taxes de reclutament anuals molt baixes (Coma et al. 1995a,b, 1998, informe 2001). Aquests treballs conjuntament amb el seguiment a llarg termini del creixement de l'espècie (en curs) mostren una taxa anual d'increment de l'alçada de les colònies que és

situa en promig per sota de 1 cm, essent donç una de les espècies més longeves i de creixement més lent de les comunitats bentòniques de substrat rocós mediterrani. S'estima que un exemplar de 60 cm d'alçada té a les Illes Medes una edat d'uns 50 anys. A d'altres localitats de la Mediterrània han estat observades gorgònies de més de 120 cm d'alçada màxima. Els organismes d'aquestes característiques (espècies k; Pianka, 1970) acostumen exhibir uns valors dels paràmetres demogràfics de reclutament i mortalitat baixos i controlats (Margalef 1984, Lasker 1990, Yoshioka 1994) en concordància amb l'ambient circalitoral (fons) en què viuen on les grans pertorbacions ambientals (temporals, minves, canvis de temperatura, baixades de salinitat, contaminació per aigües continentals menys denses, ...) no deuen existir o són events de molt baixa freqüència.

Recentment, un esdeveniment de baixa freqüència però elevada intensitat va afectar les poblacions circalitorals d'esponges, gorgònies, tunicats i briozous a la costa lligur italo-francesa, entre Portofino i Marsella (Cerrano et al. 2000, Perez et al. 2000). Aquest esdeveniment va ser enormement nociu per a les poblacions de gorgònies roges i hom estima que varen morir molts milers d'exemplars; centenars de milers més varen quedar afectats i es va perdre més del 60 % de la biomassa total de les poblacions situades a menys de 35 metres de fondària (Cerrano et al. 2000, Perez et al. 2000, Coma et al. 2001). Encara que aquell episodi, que hom ha associat a un escalfament inusualment persistent de la capa d'aigua soma resultant de l'estratificació estival (Romano et al. 2000), no va afectar a les poblacions de l'AMP de les Illes Medes, res no garanteix que nous episodis no es repeteixin amb freqüència creixent degut al procés d'escalfament global.

A les poblacions de gorgònies roges de les Illes Medes les causes de mortalitat accidental més freqüents semblen ser unes altres. Si bé és cert que durant el seguiment dels darrers deu anys (1991-2001) hom ha observat episodis de mortalitat en massa per necrosi seguida de posterior epibiosi dels teixits necrosats, aquests events varen ser sempre puntuals en el temps i d'una extensió molt moderada (p.e. mortalitat de 1992 al Salpatxot: menys de 0,05 Ha afectades, veure informe any 1992). En canvi, la presència repetida i intensiva de bussejadors ha fet progressar una altra causa de mortalitat que no per involuntària resulta menys preocupant. A diferència de la mort per necrosi en la qual els esquelets morts de les gorgònies romanen llarg temps visibles a la comunitat, la mortalitat induïda pels escafandristes produeix la desaparició immediata de tota (o part de) la colònia que resulta arrabassada per la tracció o per l'excés pes carregat sobre ella. És això realment greu? L'erosió involuntària produïda pels bussejadors és molt menys agressiva que un episodi de mortalitat en massa com el que acabem d'esmentar; però quan la freqüència i intensitat del buceig són tan elevades com és el cas de les Medes té l'inconvenient d'actuar constantment. El resultat final pot ser tan o més catastròfic, encara que la visió habitual de dues o tres colònies arrencades sobre el fons no ens sembli preocupant a primera vista.

El programa de monitorització de la gorgònia *Paramuricea clavata* va ser iniciat al 1990 amb el marcatge de parcel·les fixes que aportaren informació sobre la densitat i estructura de talles de les poblacions de l'espècie a l'AMP. Al primers anys es va detectar una alarmant taxa de mortalitat en les àrees més freqüentades. Per tal de confirmar aquest alarmant resultat varem decidir un reorientament de l'esforç de la monitorització cap a la problemàtica de la mortalitat. El nostre disseny experimental va plantejar comparar la taxa de mortalitat en dues àrees sotmeses a diferent intensitat de buceig. Per això varem buscar una zona poc bucejada fora de la reserva (control). La lògica del disseny era mostrar que els elevats nivells d'intensitat de buceig a la AMP haurien de causar taxes de mortalitat més elevades que les observades en la zona control (poc bucejada). Sent la taxa anual de mortalitat un valor baix, es necessita de l'estudi d'una mostra poblacional elevada per a garantir la significació de les diferències observades entre diferents situacions experimentals. L'acumulació d'evidències al llarg

d'una sèrie d'anys ens va semblar la única forma prudent d'establir les relacions de causalitat. Aquest estudi va durar 9 anys, des del seu inici al 1992 fins el any 2000 i va mostrar clarament que els elevats nivells d'intensitat de buceig a l'AMP provoquen un augment de la taxa de mortalitat natural de *Paramuricea clavata*. L'efecte ha pogut ser quantificat i mostra que els actuals nivells de buceig de l'AMP provoca multiplicar per 3 la taxa de mortalitat natural de l'espècie (informe any 2000). L'any 2001, varem intentar examinar les conseqüències a llarg plaç d'aquest increment en la taxa de mortalitat. Per a això varem tornar a examinar les parcel·les fixes que havíem marcat al inici d'aquesta monitorització (informe any 1990). Aleshores varem utilitzar tota la informació provinent d'aquesta monitorització i dels treballs de recerca paral·lels recollida des del 1990 sobre el paràmetres demogràfics de la espècie per a alimentar un model que permetés simular l'evolució de la població en el futur. El model consisteix en un procés markovià de transició a partir de l'estructura poblacional inicial i dels valors dels paràmetres demogràfics que descriuen la dinàmica de l'espècie (informe 2001). La comparació de les dades sobre la densitat i l'estructura de la població de *Paramuricea clavata* amb l'evolució de la població simulada pel model per a l'any 2001 varen confirmar la parsimoniosa demogràfia de les poblacions de l'espècie. Aquest any l'esforç de la monitorització s'ha centrat en examinar la densitat i l'estructura de talles de les colònies de les parcel·les fixes remarcades al any 2001 a l'AMP donat que, un cop identificats els principals agents que afecten la dinàmica demogràfica de l'espècie, l'evolució de les parcel·les en proporciona la informació actualitzada sobre l'estat de les poblacions de la gorgònia *Paramuricea clavata* a l'AMP.

MÉTODES

Actualment, la monitorització de les poblacions de *Paramuricea clavata* a l'AMP es basa en el seguiment de 5 parcel·les fixes (Fig. 1). Els límits de les parcel·les de varen ser marcats amb cargols de plàstics que foren instal·lats sobre la roca amb massilla de dos components. Això, facilita la localització de les parcel·les en controls posteriors. A més, els cargols permeten l'anclatge de gomes elàstiques entre els diferents angles de la parcel·la i aquesta instal·lació temporal facilita la

visualització de l'àrea mapada i l'obtenció de dades. La localització exacta de les colònies dins de la parcel·la es mapada en àrees de 40x40 cm. El mostreig és totalment incruent i consisteix en mesurar la llargada màxima i el grau d'epibiosi de totes les colònies presents dins de la parcel·la. Això ens permet determinar el paràmetres demogràfics bàsics de la població com son el nombre de naixements (reclutament) i morts

(mortalitat), i el creixement. L'àrea inicialment (1990) balisada en cadascuna de les estacions tenia la forma d'un sol quadre de 1 m² ; per tal de facilitar la tasca de mapat i per augmentar la representativitat de la mostra, aquesta superfície va ser redissenyada i ampliada durant la repetició del any 2001 a una parrilla de 20 (10x2) quadres contigus de 40x40 cm² de superfície/quadre, el que suposa una superfície total de 3.2 m².

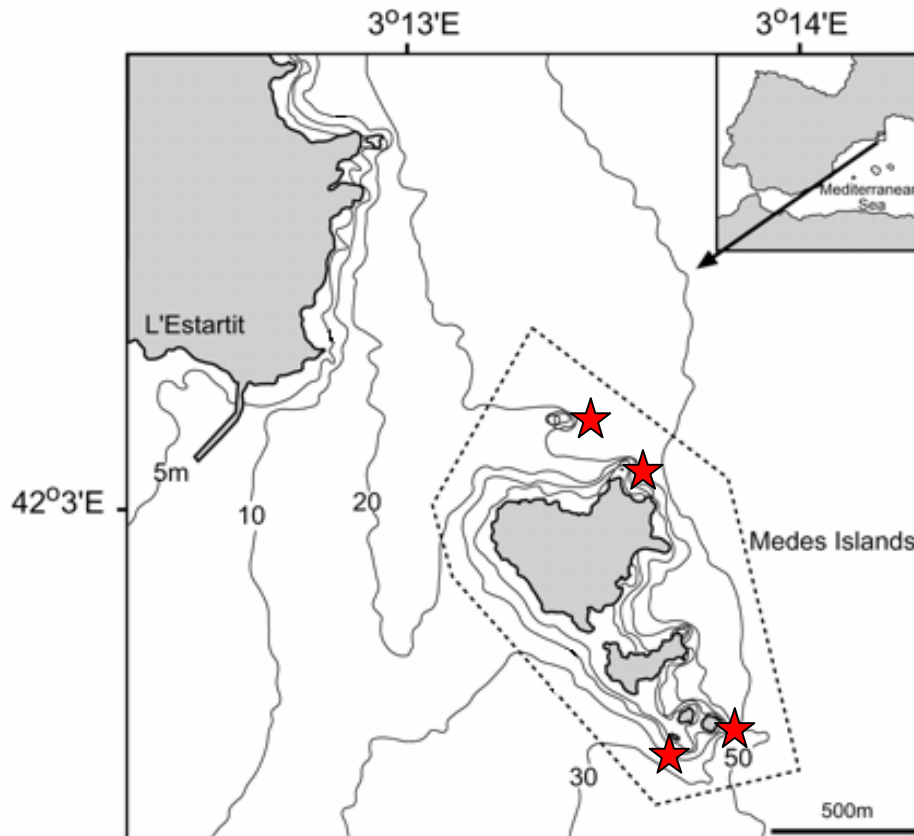


Fig. 1. Localització de les parcel·les fixes que estan essent objecte de seguiment per a la monitorització de les poblacions de la gorgònia *Paramuricea clavata*.

RESULTATS

Les Figures 2, 3, 4 i 5 contrasten les estructures de talles observades aquest any a les diferents parcel·les amb les del any 2001. L'estructura de talles de les colònies varia en algunes de les parcel·les. Però, no s'observen dràstiques

variacions en l'estructura de les talles de les diferents parcel·les entre ambdós anys.

Els anys de monitorització de la gorgònia *Paramuricea clavata* conjuntament amb els estudis paral·lels de la seva biologia i ecologia ens han mostrat que els paràmetres demogràfics de l'espècie presenten una elevada variabilitat tan en l'espai com en el temps. Degut a aquest fet,

mentres els resultats de les diferents parcel·les no mostri pautes clares de diferenciamnt, seran considerades com a répliques de cara a aportar una

imatge única i més representativa de l'evolució dels paràmetres demogràfics de les poblacions de la gorgònia *Paramuricea clavata* a l'AMP.

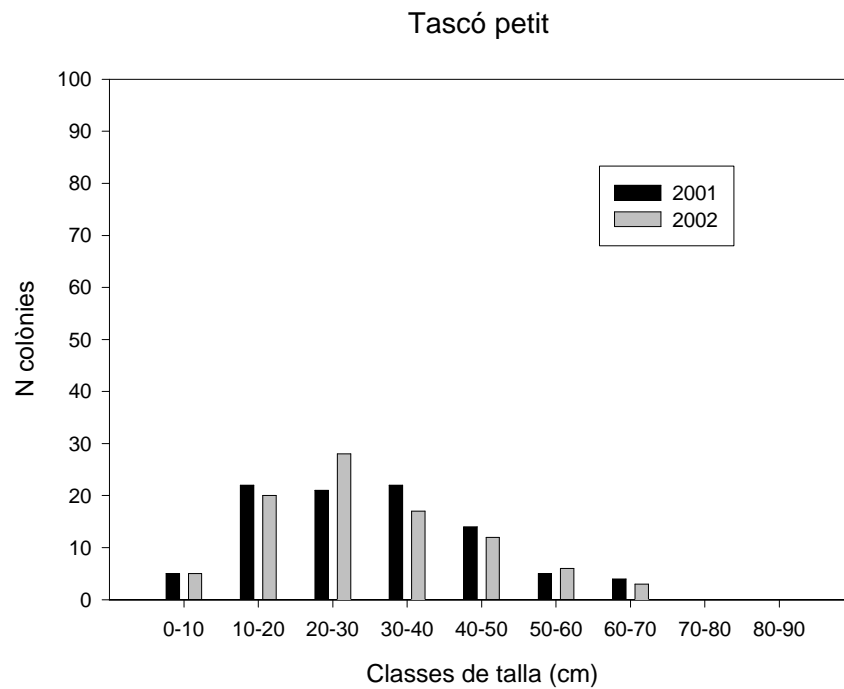


Fig. 2. Comparació de les estructures de talles observades als anys 2001 i al 2002 a la parcel·la del Tascó petit.

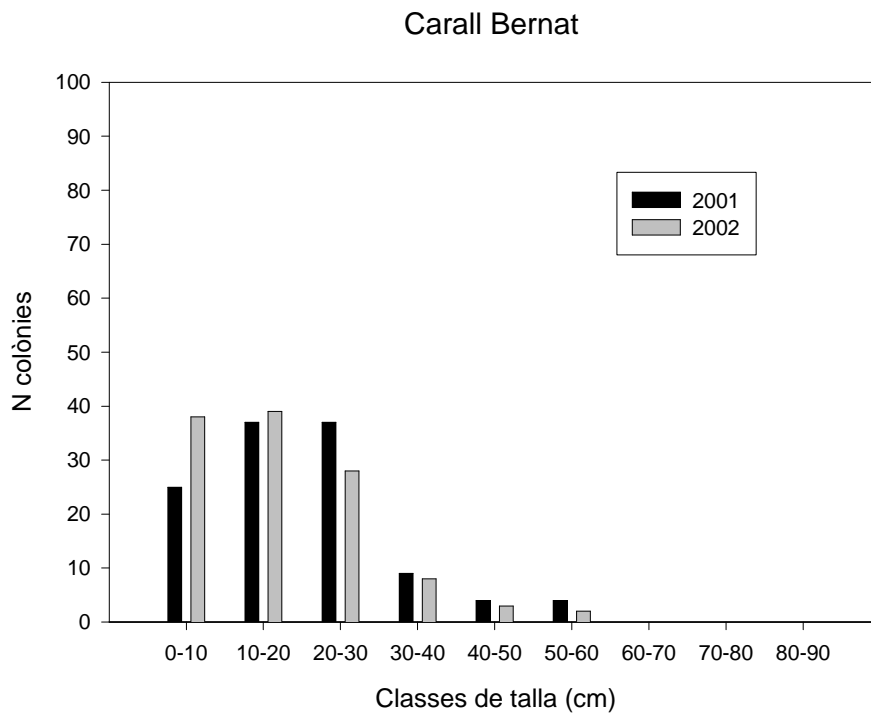


Fig. 3. Comparació de les estructures de talles observades als anys 2001 i al 2002 a la parcel·la del Carall Bernat.

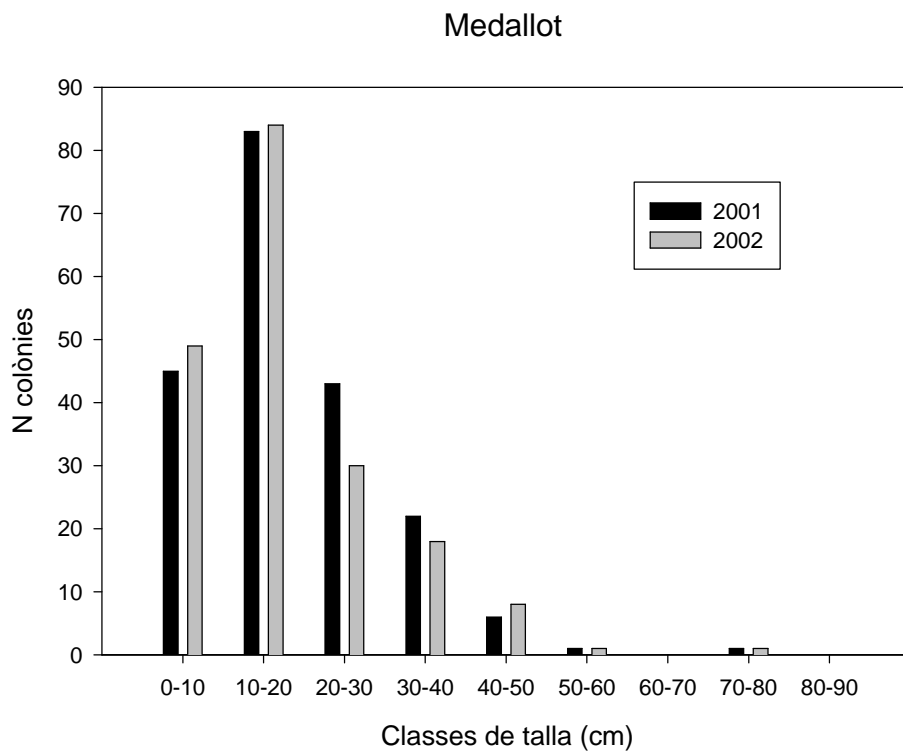


Fig. 4. Comparació de les estructures de talles observades als anys 2001 i al 2002 a la parcel.la del Medallot.

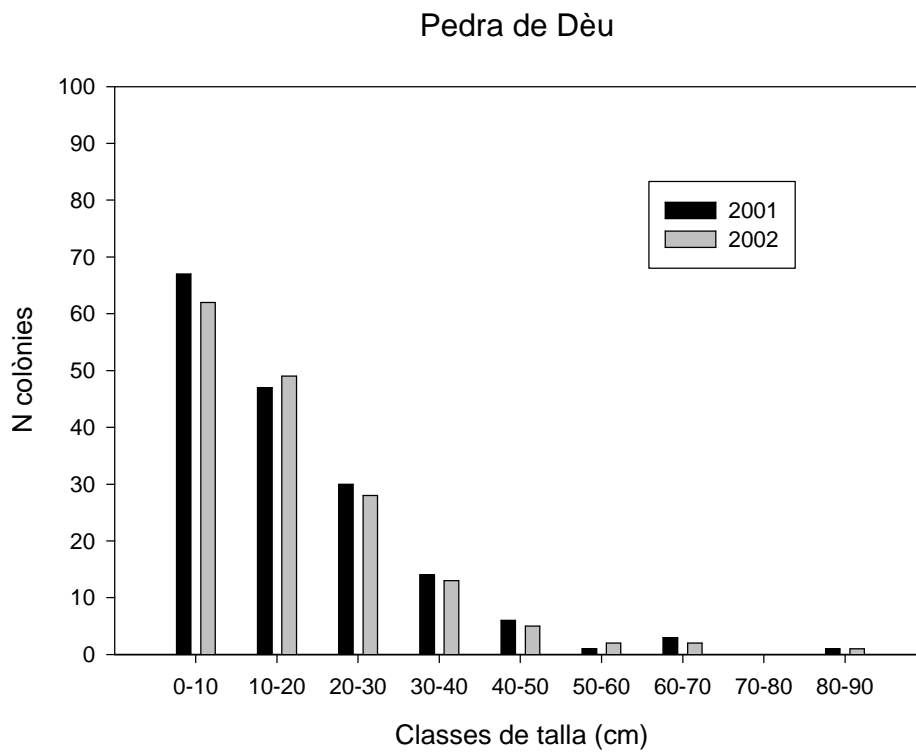


Fig. 5. Comparació de les estructures de talles observades als anys 2001 i al 2002 a la parcel.la de la Pedra de Dèu.

La taxa de mortalitat promig que hem observat aquest any a les parcel·les ha estat de 6.9 ± 2.1 % (mitjana desviació \pm desviació estandard). La mortalitat per recobriment de les colònies de *Paramuricea clavata* per altres organismes ha estat del 0.5 ± 2.1 % afectant principalment a les colònies grans (Taula 1). La major contribució a la mortalitat de les colònies prové de la mort per

arrabassament (6.4 %) que ha afectat més a les colònies grans (> 10 cm, 4.3%) que a les petites (< 10 cm, 2.1%, Taula 1). La taxa de reclutament promig que hem observat aquest any a les parcel·les ha estat de 1.9 ± 1.1 reclutes per m² (mitjana desviació \pm desviació estandard), que representa un entrada de noves colònies a la població del 3.7 ± 1.9 %.

Taula 1. Mortalitat i reclutament de les colònies de la gorgònia *Paramuricea clavata* observat en les diferents parcel·les fixes a l'AMP.

Taxa de mortalitat (percentatge anual)

	Total	Recobriment		Arrabassament	
		<10cm	>10 cm	<10cm	>10 cm
Tascó Petit	4,2	0,0	0,0	0,0	4,2
Carall Bernat	6,3	0,0	0,8	0,8	4,7
Medallot	8,6	0,0	0,0	2,4	6,2
Pedra de Dèu	8,4	0,0	1,1	5,1	2,2
Promig	6,9	0,0	0,5	2,1	4,3

Taxa de reclutament anual

	Superfície (m ²)	N total colònies	N reclutes	Percentatge %	Densitat (Colònies/m ²)
Tascó Petit	3,2	95	1	1,1	0,3
Carall Bernat	3,2	127	7	5,5	2,2
Medallot	3,2	210	9	4,3	2,8
Pedra de Dèu	3,2	178	7	3,9	2,2
Promig				3,7	1,9

DISCUSSIÓ

La variabilitat en les estructures de talles de les diferents parcel·les es un fet que ha estat identificat des de l'inici d'aquesta monitorització i que molt probablement es fruit de l'elevada variabilitat espacio-temporal present en el reclutament i la mortalitat d'espècies amb característiques de alta longevitat i baix creixement tals com *Paramuricea clavata* (Coma et al. 1998) i altres espècies semblants (Garrabou 1999, Garrabou & Harmelin 2002).

Els resultats d'aquest any mostren una taxa de mortalitat total anual d'un 6.9%. Aquesta taxa de mortalitat anual ha estat deguda principalment al arrabassament de colònies (6.4%), el qual ha més

alt en colònies grans (>10 cm, 4.3%) que en les petites (<10 cm, 2.1%). La mortalitat per recobriment ha estat baixa (0.5%) i ha afectat tan sols a les colònies grans. Per contrastar les estimes d'aquest any amb les d'anys precedent hem de tindre en compte que les estimes de mortalitat en els anys precedent feien referència a colònies de grans (>10 cm). Tenint en compte aquest fet, la mortalitat per arrabassament en colònies grans estimada aquest any a l'AMP (4.3%) es inferior al promig dels valors observats des del inici de la monitorització a la reserva (6.2%). No obstant, el valor observat aquest any (4.3%) es molt superior al estimat com a taxa natural de mort per arrabassament en poblacions poc sotmeses a la

sobrefreqüentació per part de l'home (1.5%) (veure informe any 2000).

La taxa anual de reclutament estimada (3.7 %) ha estat inferior al promig observat durant els darrers anys (7%), però dins del rang normal de valors estimats des del inici del seu estudi (0-12%, veure informe any 2000).

Les estimes d'aquest any indiquen un balanç poblacional negatiu en el sentit de que l'entrada de noves colònies a la població (reclutament) ha estat inferior al de la sortida de colònies de la població (mortalitat). Aquest fet no ha de ser preocupant a nivell de un any concret. Hauria de començar a ser més preocupant el fet de que aquest balanç ha estat essent negatiu durant els darrers 10 anys. No obstant, tots els estudis fins el moment apunten al fet de que l'estratègia demogràfica de les gorgònies no es basa en el balanç d'uns pocs anys sino en un balanç a llarg termini (Lasker 1990, Yoshioka 1994, Garrabou & Harmelin 2002). En aquest sentit, una característica comuna dels paràmetres demogràfics de les gorgònies es que el reclutament es normalment baix i sols molt de tan en tant es produeixen episodis importants de reclutament elevat. D'aquí que la baixa mortalitat de les colònies adultes tingui un paper fonamental en el manteniment de les poblacions d'espècies d'elevada longevitat com es el cas de *Paramuricea clavata*. Així doncs, tan la raresa de reclutament com la baixa mortalitat de les colònies adultes ajuden a entendre la parsimoniosa dinàmica demogràfica de les poblacions de l'espècie. Aquestes característiques son conseqüents amb la dinàmica de l'ambient circalitoral que està sotmés a relativament poques e infreqüents perturbacions ambientals. Però, es en aquesta parsimoniosa dinàmica demogràfica on rau la fragilitat de l'espècie. Els baixos valors de mortalitat natural de les colònies grans jugen un paper fonamental en la demografia de les espècies de vida llarga com *Paramuricea clavata* perquè atenuen els efectes de llargs períodes de reclutament molt baix i de l'elevada mortalitat natural de les colònies petites. Es per això que un petit increment en la taxa de mortalitat anual de les colònies grans pot produir efectes a llarg termini insostenibles per a la població si es manté al llarg d'un període llarg de temps, com es el cas de l'elevada intensitat de buceig.

BIBLIOGRAFIA

- Cerrano, C., Bavestrello, G., Bianchi, C.N., Cattaneo-Vietti R., Bava, S., Morganti, C., Morri, C., Picco, P., Sara, G., Schiaparelli, S., Siccardi, A. & F. Sponga, 2000. A Catastrophic mass-mortality episode of gorgonians and other organisms in the Ligurian Sea (North-western Mediterranean), summer 1999. *Ecology Letters*, 3: 284:293.
- Coma, R., J.M. Gili & M. Zabala &, 1995a. Reproduction and cycle of gonadal development in the the Mediterranean gorgonian *Paramuricea clavata* . *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 117: 173-183.
- Coma, R., M. Zabala & J.M. Gili, 1995b. Sexual reproductive effort in the Mediterranean gorgonian *Paramuricea clavata* . *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 117: 185-192.
- Coma, R., M. Ribes, M. Zabala & J.M. Gili, 1998. Growth in a modular colonial marine invertebrate. *Estuar. Coast. Shelf. Sci.*, 47: 459-470. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 162: 89-103.
- Coma, R., Dantart, L., Diaz, D, Garrabou, J., Hereu, B, Linares, C. & M. Zabala, 2001. Mass mortality and recover of red gorgonian (*Paramuricea clavata*) in the Port-Cros Marine National Park (Var, FRANCE). *Projet TOTAL. Rapport de mission a Port-Cros.*
- Garrabou, J., 1999. Life-history traits of *Alcyonium acaule* and *Parazoanthus axinellae* (Cnidaria, Anthozoa), with emphasis on growth. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 178: 193-204.
- Garrabou, J., Harmelin, J.G., 2002. A 20-year study on life-history traits of a harvested long-lived temperate coral in the NW Mediterranean: insights into conservation and management needs. *J Animal Ecol.* 71: 966-978.
- Lasker, H.R., 1990. Clonal propagation and population dynamics of a gorgonian coral. *Ecology* 71: 1578-1589.
- Margalef, R., 1984. *Ecología*. Omega. Barcelona.
- Perez, T., Garrabou, J., Sartoreto, S., Harmelin, J.G., Francour, P. & J. Vacelet, 2000. Mass mortality of marine invertebrates: an unprecedented event in the North Occidental Mediterranean. *C.R. Acad. Sci. Paris.* 323(10): 853:865.
- Romano, J.-C., Bensoussan, N., Younes, W.A.N., & D. Arlhac, 2000. Anomalie thermique dans les eaux du golfe de Marseille durant l'été 1999. *C.R. Acad. Sci. Paris*, 323 : 415-427.
- Yoshioka, P.M., 1994. Size-specific life history pattern of shallow-water gorgonian. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 184: 111-122.

AVALUACIÓ DE LA POBLACIÓ DE CORALL *Corallium rubrum* DE LES ILLES MEDES . EXERCICI 2002

Cristina LINARES^{1,2}, David DIAZ² i Mikel ZABALA¹

¹Departament d'Ecologia, Facultat de Biologia, Universitat de Barcelona Diagonal 645, 08028 Barcelona

²Institut de Ciències del Mar (CSIC). Passeig Joan de Borbó, s.n. 08039 Barcelona

INTRODUCCIÓ

El corall vermell (*Corallium rubrum*) és una espècie endèmica mediterrània que es pot trobar al llarg del litoral rocós mediterrani i en les costes atlàntiques adjacents (Marchetti, 1965; Zibrowius et al, 1984). Presenta un rang batimètric molt ampli, des de pocs metres (en ambients esciàfils) fins a 200 metres de fondària (Weinberg, 1978).

Aquesta espècie té un gran valor ecològic, estètic i comercial (Santangelo i Abbiati, 2001). El seu esquelet calcari ha estat molt preuat en joieria des de l'antiguitat. La recol·lecció del corall vermell, durant centenars d'anys, es va realitzar amb arts de pesca que ocasionaven un alt impacte en el fons marí i de baix rendiment, com la Creu de Sant Andreu i les barres italianes (Andaloro i Cicogna, 1993), en els darrers 50 anys s'ha pescat mitjançant l'utilització de l'escafandre autònom, aquest mètode ha resultat ser molt més productiu i per tant més destructiu per les poblacions de corall

Aquesta pesca intensiva, ha fet que el corall, que abans formava importants poblacions a la Mediterrània, s'hagi convertit en una espècie difícil de trobar en molts indrets. Així doncs, les poblacions que es troben actualment, tenen una estructura de talles molt inferior a les mides legals (talla mínima legal igual a 7 mm de base).

La característica orografia de les Illes Medes, amb una nombrosa presència de coves, túnels i extraploms, i la gran quantitat de matèria orgànica que hi ha en les seves aigües, proporcionen unes condicions úniques pel desenvolupament de poblacions de corall vermell a partir de poca fondària, fet poc freqüent a la Mediterrània.

L'interès per l'observació de les poblacions del

coral·ligen per part dels capbussadors en la reserva juntament amb la presència de poblacions a poca fondària ha comportat que el corall vermell tingui un valor patrimonial, a més del valor econòmic.

Les poblacions de corall que es troben dins l'Àrea Marina Protegida (endavant AMP) de les Medes, sobretot les situades a poca fondària, són molt visitades pels . La freqüentació provoca nombrosos trencaments accidentals degut a la fragilitat de l'esquelet calcari del corall; aquest efecte erosiu es manifesta en una regressió en les mides i de les densitats de les poblacions freqüentades, de forma semblant a com ha estat documentat en altres organismes de la comunitat coral·lígena (Sala et al, 1996; Garrabou et al, 1998).

A l'efecte de la freqüentació s'han d'afegir altres causes de regressió com són els casos de furtivisme (Hereu et al, 1999) detectats dins i fora de l'AMP i possibles episodis de mortalitats en massa com el que es va detectar durant l'estiu de 1999 des de Portofino a Marsella i que va afectar a moltes espècies de suspensivors, gorgònies, corall vermell i esponges (Cerrano et al, 2000; Perez et al, 2000; Garrabou et al, 2001). El corall vermell va ser una de les espècies més afectades, sobretot les poblacions situades per sobre de 35 m. de fondària. Durant els anys 2000 i 2001, aprofitant el seguiment fotogràfic, es va realitzar una inspecció visual de les poblacions, i el resultat va ser que cap de les poblacions es va veure afectada. Aquest any, per primera vegada, s'ha pogut observar en algunes estacions, un episodi molt local de mortalitat que ha afectat a algunes colònies.

Tots aquests possibles impactes junt amb la dinàmica parsimoniosa d'aquesta espècie, amb taxes de creixement molt lentes (pocs mm per

any) i amb reclutaments esporàdics converteixen al corall vermell en una espècie molt fràgil, on es fa necessari aplicar una bona gestió front dels impactes als que es veu sotmesa.

L'objectiu del programa de seguiment del corall vermell, és conèixer l'estat de conservació de les poblacions que es troben a les Illes Medes i a la costa del Montgrí per tal d'obtenir criteris adequats per la seva gestió. Concretament, el seguiment es concentra en l'evolució de la talla, de les densitats de les colònies, i dels episodis de reclutament en una sèrie d'estacions fixes seleccionades des de l'any 1991.

En aquesta memòria, s'inclouen els resultats de l'anàlisi dels diàmetres, densitats i reclutament obtinguts l'estiu de 2002, així com l'abast de la mortalitat que s'ha detectat, com hem dit abans, en punts molt concrets de les Illes Medes. Aquest fenomen s'haurà de seguir vigilant, per tal de veure si els seus efectes arriben a ser més importants o únicament a es quedar en un impacte molt local que no afecta al total de la població.

MATERIAL I MÈTODES

El seguiment es realitza a les mateixes vuit estacions que han estat estudiades els anys anteriors (Figura 1). Les diferents condicions experimentals de les estacions control s'utilitzen per veure l'efecte de la protecció, la freqüentació i la fondària en la dinàmica de les poblacions de corall. D'aquestes vuit estacions, sis es troben dins l'AMP i les altres dues a la costa del Montgrí, fora de l'AMP. Quatre estacions són superficials, a menys de 20 metres de fondària i les altres quatre es consideren fondes, encara que cap d'elles supera els 40 metres). Pel que fa al grau de freqüentació, les estacions més freqüentades que es troben dins l'AMP, són les més freqüentades. La Taula 1 resumeix les característiques de les estacions estudiades.

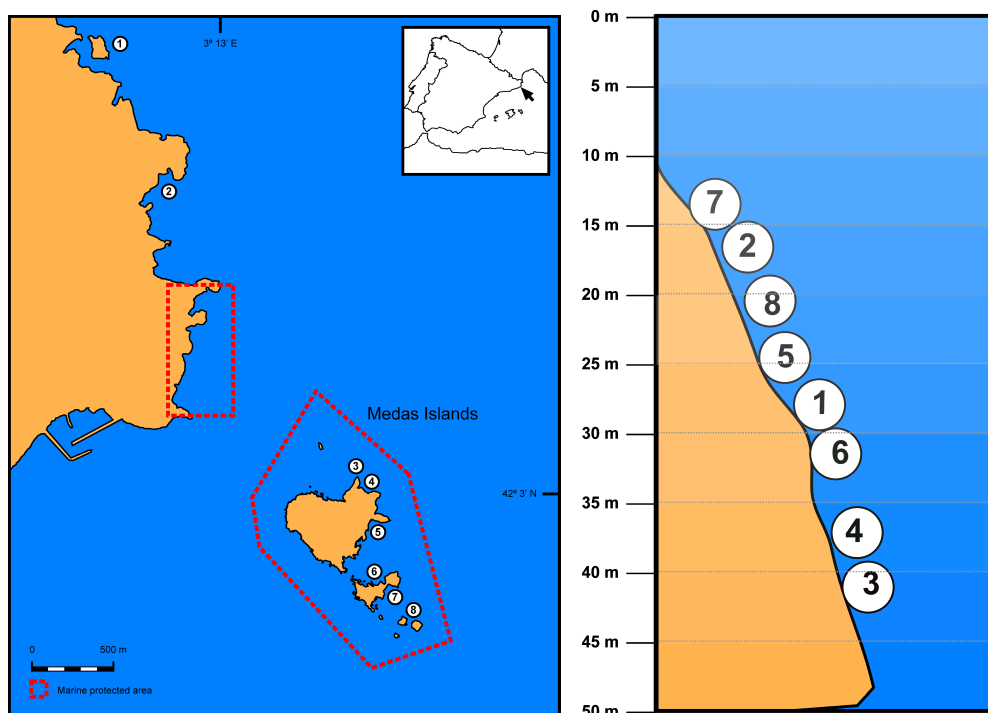


Figura 1. Corall vermell (*Corallium rubrum*). Situació de les estacions del seguiment dins i fora de l'Àrea Marina Protegida de les Illes Medes.

Taula 1. Corall vermell (*Corallium rubrum*). Seguiment 1991-2002. Condicions experimentals de les estacions de control. (R) Àrea Marina Protegida de les Illes Medes, (NR) Costa del Montgrí, fora de l' AMP. Freqüentació: *baixa ** mitja *** alta.

Localitat	Protecció	Freqüentació	Fondària
Dofí	R	***	S (15)
Vaca	R	***	S (20)
Carall Bernat	R	***	F (20)
Pedra de Deu	R	**	F (40)
Montnegre	R	**	F (32)
Llosa	R	**	F (38)
Falaguer	NR	*	S (18)
Pedrosa	NR	**	S (25)

La monitorització de les poblacions es realitza fotogràficament, degut a la fragilitat del seu esquelet calcari. Per l'estudi de l'evolució de les mides, es realitzen 30 macro-fotografies (marc de mides 18 x 30 cm) orientades paral·lelament a l'eix principal de les colònies (Figura 2). Aquestes fotografies es projecten sobre una

pantalla blanca a una distància fixa, i es mesura el diàmetre d'unes 500 branques triades a l'atzar en cada estació. La mida real s'obté considerant l'amplada del marc com a referència. D'aquests 500 diàmetres, s'agafen els 150 més grans de cada estació per estandarditzar la mostra.



Figura 2. Corall vermell (*Corallium rubrum*). Seguiment 1991-2002. Realització de una de les fotografies in situ, en una de les estacions estudiades.

L'estudi de la densitat i el reclutament, es fa també a partir de 30 macro-fotografies, aquest cop orientades perpendicularment, de manera que al projectar-les es pot realitzar sense

dificultat el comptatge de les colònies i dels reclutes, considerant reclutament aquelles colònies que tenen menys de 10 pòlips. La densitat i el reclutament no s'estudia en totes les

estacions, ja que l'orografia d'alguns llocs no permet fer les fotografies correctament, sense trencar cap branca.

L'anàlisi de l'evolució de les mides, es fa mitjançant una ANOVA d'un factor (temps) per a cada estació, que ens permet conèixer si els canvis que es donen al llarg del temps són significatius. Per estudiar si hi ha diferències entre les estacions estudiades es realitza una ANOVA de dos factors (lloc i temps).

Les característiques de les estacions, que no permeten un disseny creuat complet, no fan possible diferenciar de forma concloent l'efecte de la freqüentació de l'efecte de la fondària, ja que totes les estacions superficials tenen el mateix grau de freqüentació elevada.

RESULTATS

Mortalitat

Aquest índex de mortalitat va ser observat per primera vegada en un indret de les Medes, la

Cova de la Reina, on hi ha una estació control que no està inclosa dins aquesta memòria però que es fotografia des de l'any 2000. Es va escollir aquesta estació degut a que presenta unes característiques interessants, situada dins la zona protegida, poca fondària i molt baixa freqüentació. No s'ha inclòs en el informe degut a que seria estadísticament poc tractable degut al factor temps. En les fotografies realitzades a l'agost del 2001, no es va detectar cap colònia parcial o totalment epibiotada, en canvi a una visita realitzada durant la primavera del 2002, es varen observar ja colònies mortes, com es pot veure a la figura 3. Posteriorment, al Túnel del Dofí es varen veure colònies totalment mortes, juntament amb colònies que presentaven un aspecte brillant. Aquestes colònies varen ser marcades i visitades al final de l'estiu, les colònies d'aspecte brillant estaven totalment mortes, per tant aquesta aspecte brillant podria ser un índex de una posterior mortalitat de les colònies de corall, tot i que no tenim suficients dades per fer aquesta afirmació.

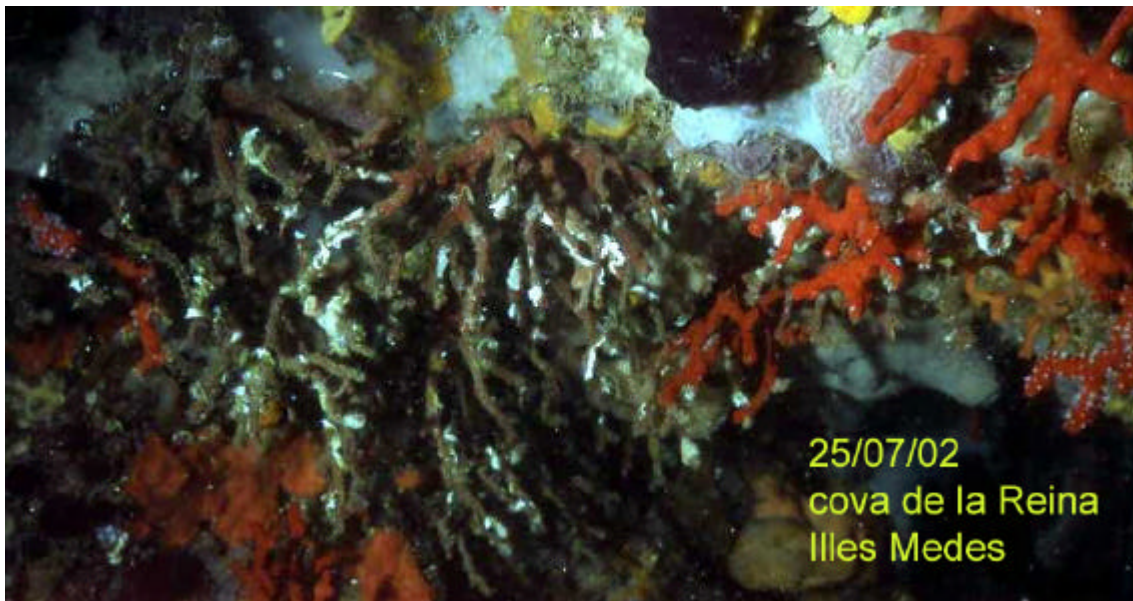


Figura 3. Corall vermell (Corallium rubrum). Seguiment 1991-2002. Fotografia de colònies afectades a la localitat de la Cova de la Reina, per la mortalitat detectada a la primavera del 2002.

De les vuit poblacions monitoritzades durant l'estiu del 2002, en dos estacions, el Dofí i la Vaca, es varen observar indicis de mortalitat (figura 4). En dos estacions més, la Llosa i el Carall Bernat es varen observar colònies

brillants. L'estació més afectada va ser la del Dofí, on es veu que les colònies afectades representen un 22% de les colònies fotografiades (n=63), mentre que a la Vaca les colònies mortes són un 5.5% del total (n=54).

2002. Símbols vermells: colònies mortes, símbols grocs: colònies brillants



Figura 4. Corall vermell (*Corallium rubrum*). Seguiment 1991-2002. Mapa de les localitats on s'han trobat colònies afectades per la mortalitat detectada a la primavera del

Talles (diàmetre)

Per estudiar l'evolució de les mides de les colònies de corall al llarg del temps utilitzem dos descriptors: el valor promig dels diàmetres basals de les colònies i la distribució en classes de talla diàmetres (mm).

L'evolució del diàmetre de cada estació al llarg de tots els anys d'estudi es mostra a la figura 5. L'única estació que mostra una tendència clara a l'augment de talla és la de Pedra de Déu, tot i que en els últims anys ha tendit a estabilitzar-se, mentre que una certa recuperació es veu en l'estació del Montnegre després de haver sofert una disminució dràstica del diàmetre promig l'any 1997 (probablement per algun episodi d'espoli). Pel contrari, hi ha tres estacions on el diàmetre disminueix clarament aquest any (Carall Bernat, Dofí i Falaguer).

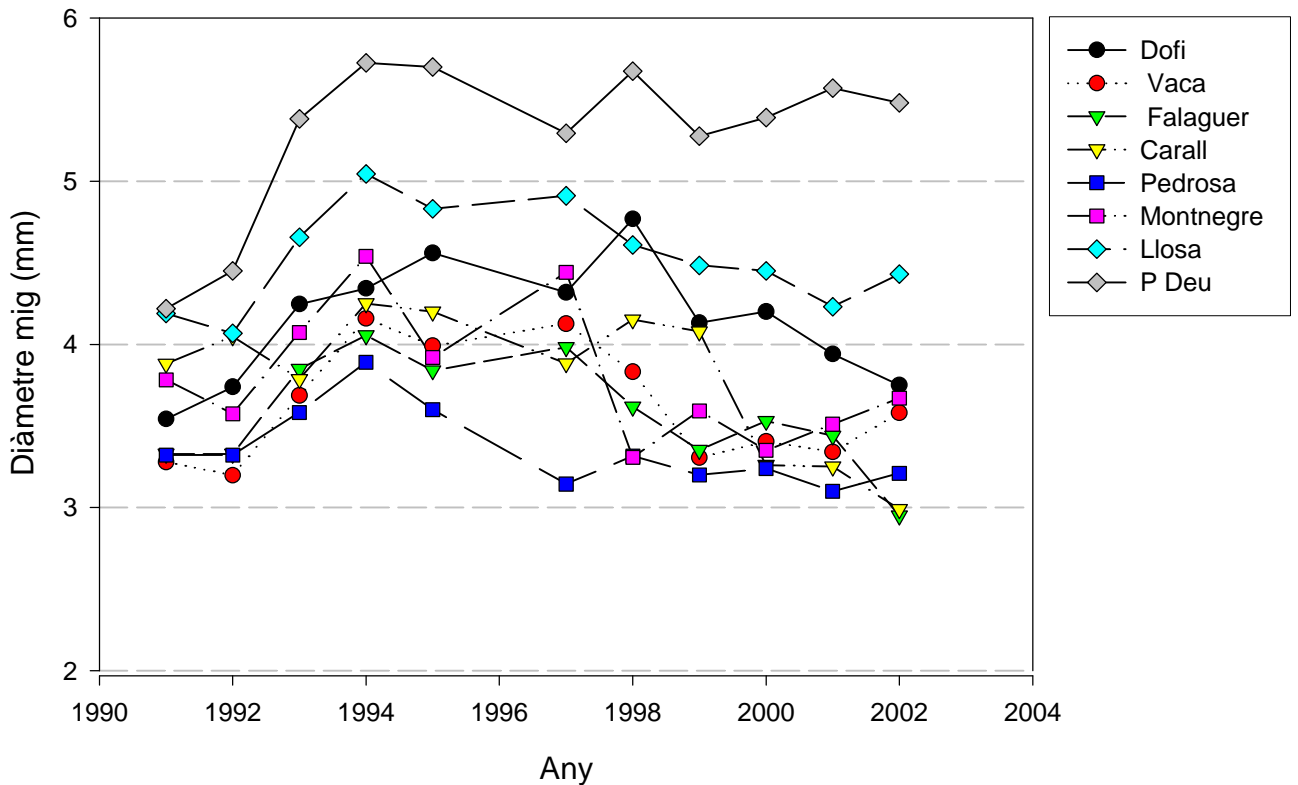


Figura 5. Corall vermell (*Corallium rubrum*). Seguiment 1991-2002. Evolució dels diàmetres (mm) de les 150 branques més grosses al llarg dels anys en les diferents estacions. Símbols: valor de la mitjana.

L'anàlisi de l'ANOVA un factor, mostra que hi ha diferències significatives en l'evolució del diàmetre al llarg del temps en totes les estacions (Taula 2). L'ANOVA de dos factors, lloc i temps (Taula 3), ens confirma que aquestes evolucions també són diferents significativament entre estacions i que per tant no es tracta d'una evolució homogènia.

L'evolució temporal de la distribució per classes diamètriques (Figura 6) confirma les tendències

observades a la figura 5. En la majoria de les estacions es veu com des de 1997 les talles més petites són cada cop més freqüents, cap de les estacions excepte la de Pedra de Déu manté el creixement observat durant els primers anys de seguiment (1991-1994). Les estacions que continuen tenint una caiguda més forta diàmetres grans són el Carall Bernat, el Dofí, les dues situades dins l'AMP, i l'estació del Falaguer, fora de l'AMP.

Taula 2. Corall vermell (*Corallium rubrum*). Seguiment 1991-2002. Significació del test d'ANOVA d'un factor (temps), sobre el diàmetre mig de les poblacions controlades. (R) Àrea Marina Protegida de les Illes Medes, (NR) Costa del Montgrí, fora de la AMP. *** valors significatius, $p < 0.05$.

Estació	gll	SS	MS	F	P
Túnel del Dofí (R)	9	223.133	24.792	88.870	***
Cova de la Vaca (R)	9	172.890	19.210	57.850	***
Carall Bernat (R)	9	323.677	35.964	157.071	***
Montnegre (R)	9	285.624	31.736	103.129	***
Llosa (R)	9	152.044	16.893	48.425	***
Pedra de Déu (R)	9	484.914	53.879	95.190	***
Falaguer (NR)	9	156.629	17.403	48.667	***
Pedrosa (NR)	9	81.710	9.079	33.464	***

Taula 3. Corall vermell (*Corallium rubrum*). Seguiment 1991-2002. Significació del test d'ANOVA de dos factors (temps i lloc), sobre el diàmetre mig de les poblacions controlades. *** valors significatius, $p < 0.05$.

Efecte	gll	MS	F	P
Lloc	7	641.41	1921.48	***
Temps	9	96.93	290.40	***
Lloc x Temps	63	15.89	47.61	***

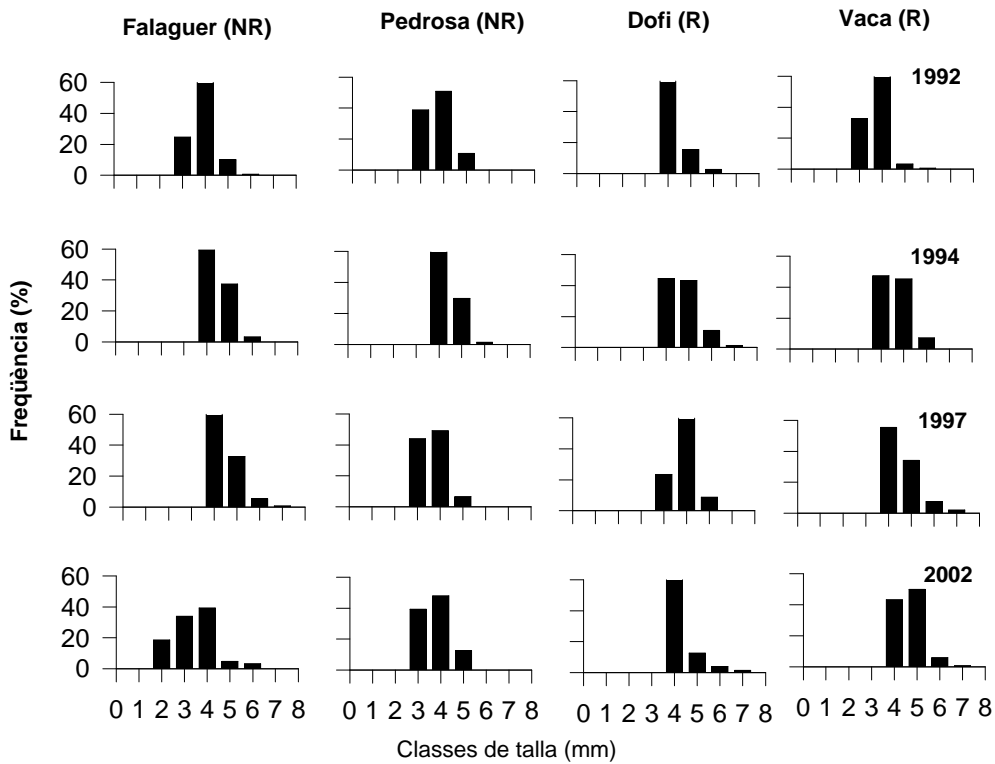


Figura 6a. Corall vermell (*Corallium rubrum*). Seguiment 1991-2002. Evolució temporal de l'histograma de classes de talla (diàmetre; mm) de les 150 branques més grosses de les poblacions de cada estació.

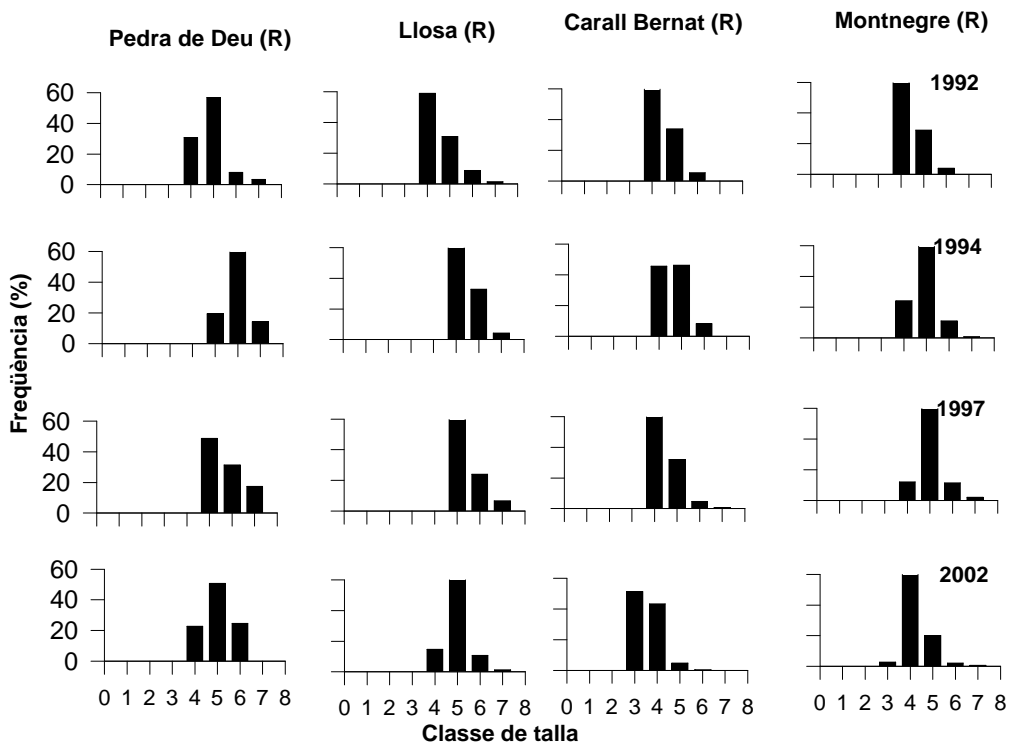


Figura 6b. Corall vermell (*Corallium rubrum*). Seguiment 1991-2002. Evolució temporal de l'histograma de classes de talla (diàmetre; mm) de les 150 branques més grosses de les poblacions de cada estació.

Densitats

L'evolució de la densitat de les colònies es manté sense gaires canvis respecte a l'any

anterior. El Falaguer i el Montnegre continuen tenint els valors més elevats de densitat, mentre que l'estació del Carall disminueix també en densitat (Figura 7).

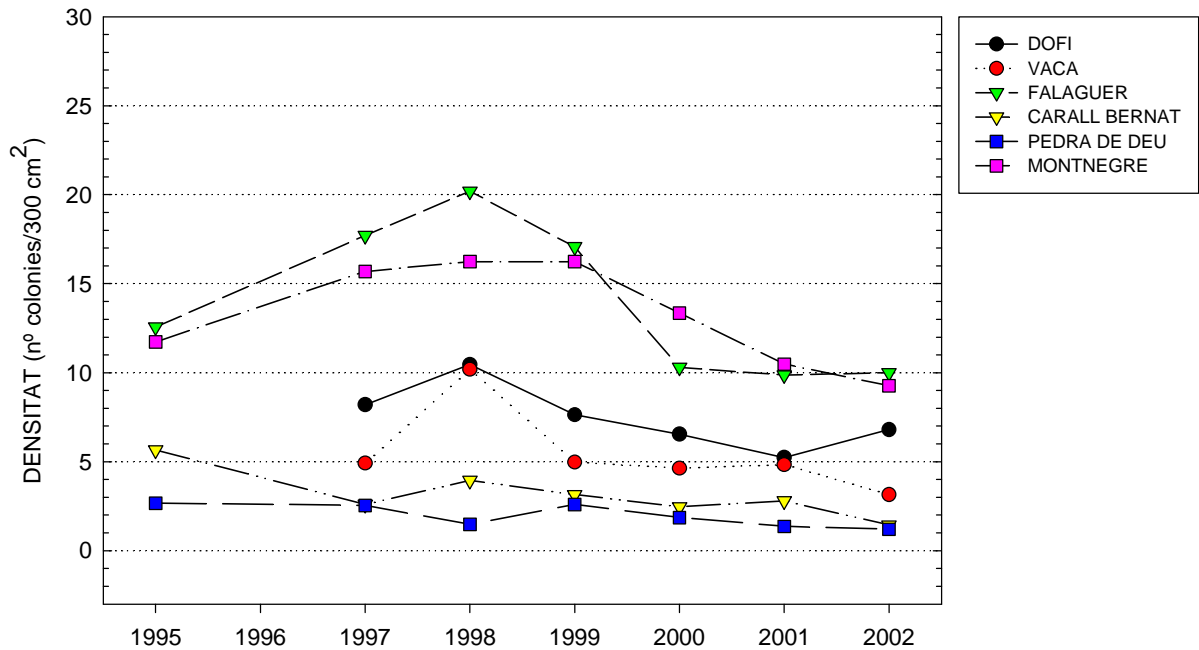


Figura 7. Corall vermell (*Corallium rubrum*). Seguiment 1991-2002. Evolució de les densitats (nº colònies/300 cm²) de les diferents poblacions estudiades al llarg dels anys de seguiment.

Reclutament

La figura 8 mostra l'evolució temporal del reclutament. Al igual que l'any passat, excepte el pic de reclutament que es va donar l'any 1998 a l'estació del Falaguer, la resta dels valors es

mostren relativament estables al llarg dels anys. Les estacions que tenen els valors més elevats de densitat de reclutes són el Falaguer i el Montnegre, mentre que la resta d'estacions mostra uns reclutaments realment baixos durant tots els anys d'estudi.

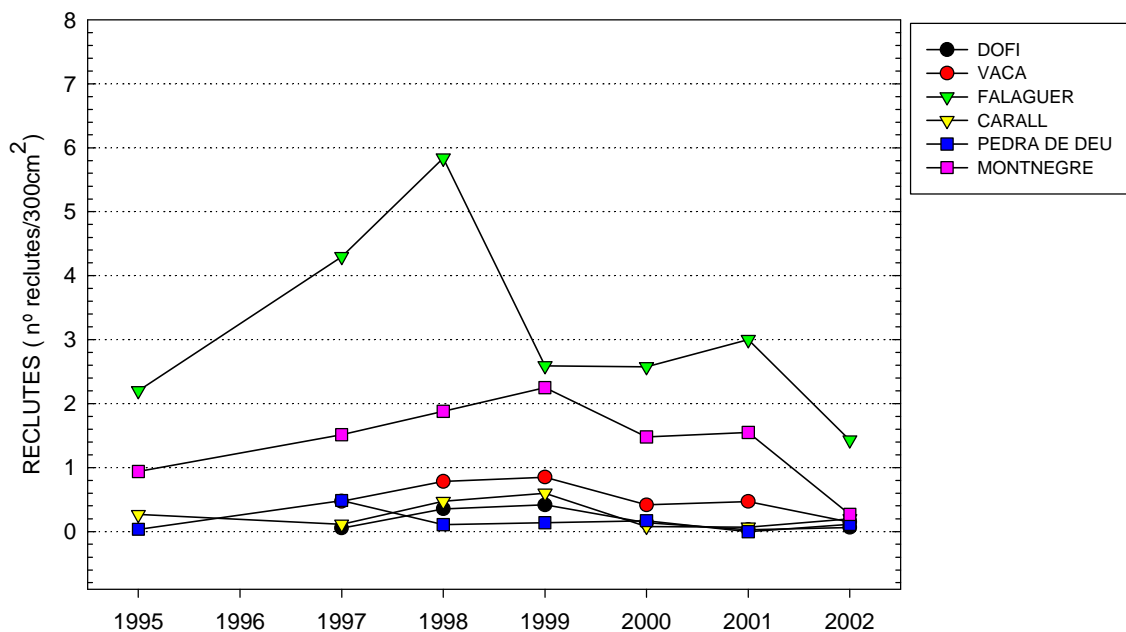


Figura 8. Corall vermell (*Corallium rubrum*). Seguiment 1991-2002. Evolució del reclutament (nº reclutes/300 cm²) de les diferents poblacions estudiades al llarg dels anys de seguiment.

Discussió

La mortalitat, detectada durant aquest any, sembla ser de moment molt local. En tres localitats de les Illes Medes s'han pogut observar colònies totalment mortes mentre que a la costa no s'ha trobat cap indicatiu d'aquest impacte. Cal destacar que les estacions afectades, són les més somes entre 15 i 20 metres, i que la parcel·la. Aquests resultats concorden amb els mostrats a l'estudi de l'impacte de la mortalitat a les costes franceses (Garrabou et al, 2001) on es pot observar que les estacions més somes són les que mostren una major grau d'afectació. Els autors discuteixen com aquest fet podria estar relacionat amb un notable augment de la temperatura en aquest període, i que podria estar relacionat amb l'escalfament global. De moment no s'ha trobat una relació clara entre aquest tipus d'impacte i la temperatura, així que falten més estudis de seguiment a llarg termini per veure quina és la evolució d'aquests esdeveniments.

L'evolució dels diàmetres i de les densitats de les estacions estudiades confirma la preocupant tendència observada durant aquests últims anys de seguiment.

La única població que sembla tenir un creixement positiu i no mostrar cap signe de regressió és la de l'estació de Pedra de Déu. En la majoria d'estacions, tot i la fluctuació al llarg dels anys, aparentment càdiques, es mostra una clara tendència a la disminució de les classes de talla més grans, cap a diàmetres bassals per sota de la mida explotable (7mm a la base), tan dins com fora de l'Àrea Marina Protegida de les Illes Medes.

En l'estudi de les densitats es mantenen en uns valors bastant estables quasi bé a totes les poblacions. El Falaguer és l'única estació on s'aprecia una disminució de la densitat de forma més clara.

Gràcies als registres dels quatre anys posteriors a l'inici del seguiment (1991-94), sabem que el corall té una dinàmica de creixement mesurable amb les eines de que disposem; i que les taxes de creixement real en condicions òptimes (de l'ordre de 0.1 mm² a⁻¹) són considerablement superiors a les observades en realitat quan s'interfereixen episodis d'espoli o de excessiva freqüentació. En realitat són aquests episodis els que donen l'aparença d'interrompre el creixement net. Aquestes taxes de creixement en períodes favorables concorden amb un treball

publicat recentment de una sèrie temporal de 20 anys (Garrabou i Harmelin, 2002) on el creixement basal mig que observen és de 0.24 ? 0.05 mm/any .

El que, en un temps ens semblaven inexplicables reculades de l'espectre de talles i dels valors de densitats de les estacions controlades correspon a repetits episodis d'extracció de corall que han tingut lloc en anys successius i en diferents estacions de dins i fora de l'AMP, i el que es més greu es que continuen succeint any rera any. Aquest any, estacions com Carall Bernat, Dofí, Falaguer mostren de nou una important regressió en tots els paràmetres demogràfics.

Respecte al reclutament, sembla ser que després del pic observat entre 1997 i 1999, especialment en l'estació del Falaguer i Montnegre, els valors tornen a ser semblants als observats a l'inici d'aquest estudi, (0.2-1.5 col/300 cm²). Com cada any, les estacions del Falaguer i Montnegre són les que mostren reclutaments més elevats, però cada cop més propers a la resta d'estacions. Aquests valors concorden de nou amb els resultats mostrats a l'estudi de Garrabou i Harmelin, 2002 on es veu un pic de reclutament en un període determinat i en els 15 anys següents unes taxes de reclutament al voltant de 0.7 col/400 cm².

Els resultats obtinguts aquest any, tornen a ser força preocupants. Quasi bé totes les estacions es mostren en regressió tant dins com fora de la Reserva marina. Les poblacions de corall vermell no estan en risc de desaparèixer, però si de tenir unes talles cada cop menors. Els repetits episodis d'espoli així com l'elevada freqüentació per part dels escafandristes porten, a les poblacions de corall, a una reducció dràstica de densitat i de talla. S'han observat gran quantitat de colònies simplement trencades en el fons degut a l'impacte per cabussadors en la zona del Dofí nord.

Aquests fets, juntament amb els possibles episodis de mortalitat que es poden detectar, fan que sigui necessari protegir millor aquesta espècie. La dinàmica poblacional tan parsimoniosa que mostra el corall, amb taxes de creixement i reclutament tant baixes, el converteix en una espècie que té una recuperació molt lenta, i per tant com a única estratègia de gestió vàlida cal prohibir la seva

extracció i reforçar les mesures de vigilància, ja que no val a esperar la seva recuperació

Si es vol mantenir el seu valor patrimonial (més gran al augmentar la mida de les colònies) s'haurà de fer un esforç més gran alhora de vigilar aquest patrimoni. Amb una dinàmica tan lenta, no es pot permetre que hi hagi més episodis de furtivisme, i menys en estacions situades dins la zona estrictament protegida, com Carall Bernat.

Igualment necessari serà mantenir un seguiment de les poblacions que han estat afectades per aquesta mortalitat, per tal de comprovar si es un efecte ja passat o que encara es manté i poblacions actualment sanes poden ser afectades en poc temps.

Aquest any, les conclusions a les que arribem són les mateixes que l'any passat. La regressió mostrada en quasi bé totes les estacions estudiades, tant dins com fora de l'AMP reforcen la ferma necessitat de l'aplicació de mesures de protecció eficaces, , augmentant la vigilància i disminuint la freqüentació dels escafandristes, almenys dins algunes de les zones de corall més visitades de l'AMP de les Illes Medes.

BIBLIOGRAFIA

Andaloro, F. & F. Cicogna, 1993. Fishing Red Coral: Problems and Management. In: *Il Corallo Rosso in Mediterraneo, arte, storia e scienza*. F. Cicogna & R. Cattaneo-Vietti Editors. Ministero delle Risorse Agricole, Alimentari e Forestali.

Cerrano, C., Bavestrello, G., Bianchi, C.N., Cattaneo-Vietti R., Bava, S., Morganti, C., Morri, C., Picco, P., Sara, G., Schiaparelli, S., Siccardi, A. & F. Sponga, 2000. A Catastrophic mass-mortality episode of gorgonians and other organisms in the Ligurian Sea (North-western Mediterranean), summer 1999. *Ecology Letters*, 3: 284:293.

Garrabou, J, E. Sala, A. Arcas & M. Zabala, 1998. The impact of diving on rocky sublittoral communities. A case study of a bryozoan population. *Conserv. Biol.*, 12 : 302-312.

rubrum dans l'Atlantique (Cnidaria: anthozoa: Gorgonaria). *Téthys* 11: 163-170.

Garrabou, J., T. Perez, S. Sartoretto & J.G. Harmelin, 2001. Mass mortality event in red coral *Corallium rubrum* populations in the Provence region (France, NW Mediterranean). *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 217: 263-272.

Garrabou, J. & J.G. Harmelin, 2002. A 20-year study on life-history of a harvested long-lived temperate coral in the NW Mediterranean: insights into conservation and management needs. *Journal of Animal Ecology*, 71 : 966-978.

Hereu, B, C. Linares & M. Zabala, 1999. Avaluació de l'impacte de l'episodi de corall vermell (*Corallium rubrum*) de la zona protegida de les Illes Medes detectat durant l'hivern del 2000. In: *Seguiment temporal de les Illes Medes*. Informe tècnic per al Departament de Medi Ambient, Generalitat de Catalunya.

Marchetti, R., 1965. Recherche sul corallo rosso della costa ligure e toscana. II. Il Promontorio di Portofino. *Rediconti. Istituto lombardo. Accademia di Scienze e Lettere B Scienze Biologiche e Mediche*, 99: 279-316.

Perez, T., Garrabou, J., Sartoretto, S., Harmelin, J.G., Francour, P. & J. Vacelet, 2000. Mass mortality of marine invertebrates: an unprecedented event in the North Occidental Mediterranean. *C.R. Acad. Sci. Paris*. 323(10): 853:865.

Sala, E, J. Garrabou & M. Zabala, 1996. Effects of diver frequentation on a Mediterranean sublittoral population of the bryozoan *Pentapora fascialis*. *Mar. Biol.*, 126 : 451-459.

Santangelo, G & M. Abbiati, 2001. Red coral : conservation and management of an over-exploited Mediterranean species. *Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst.*, 11: 253-259.

Weinberg, S., 1978. Mediterranean octocorallian communities and the abiotic environment. *Marine biology*, 49 : 41-57.

Zibrowius, H., V. Monteiro-Marques & M. Grasshoff, 1984. La repartition du *Corallium*

AVALUACIÓ DE LA POBLACIÓ DE LLAGOSTA VERMELLA PALINURUS ELEPHAS DE LES ILLES MEDES. EXERCICI 2002.

Marc MARÍ¹, David DÍAZ², Pere ABELLÓ², Mikel ZABALA¹

¹ Departament d'Ecologia. Facultat de Biologia. Universitat de Barcelona. Avgda. Diagonal, 645. 08028 Barcelona.

² Institut de Ciències del Mar (CSIC). Passeig marítim de la Barceloneta, 37-49. 08003 Barcelona.

INTRODUCCIÓ

La llagosta vermella (*Palinurus elephas*) (Crustacea: Decapoda: Palinuridae) és una espècie de gran interès econòmic tradicionalment vinculada a les activitats pesqueres artesanals de les costes de la Mediterrània occidental. A aquest interès se li afegeix el potencial turístic lligat a la popularització de les activitats subaquàtiques de les darreres dècades, la qual ha convertit en centres d'atracció les zones de la costa Mediterrània més atractives i ben conservades, on els turistes esperen contemplar sobretot espècies emblemàtiques com el corall, les gorgònies, els grans peixos i la mateixa llagosta. D'aquesta manera, aquestes espècies esdevenen d'interès per a l'economia dels pobles mariners tant si la seva activitat principal és la pesca, cosa ja rara al nostre país, com per la tendència creixent basada en la restauració i el turisme nàutic en les seves diferents vessants (seawatching, busseig...). Malgrat la seva importància, és evident la rarificació d'aquestes espècies i això obliga a l'administració a gestionar amb molta cura les seves poblacions per intentar canviar aquesta tendència. Per poder protegir efectivament una espècie cal conèixer les causes de la seva regressió i formular solucions que les anul·lin o minimitzin.

Els treballs fets a Austràlia, el mar Carib i Nova Zelanda, on la pesquera de llagostes és molt important, han demostrat que les poblacions de llagostes es recuperen i les captures augmenten quan se segueix un pla de gestió adequat (Phillips *et al*, 1994); s'han creat l'establiment de quotes de captura, la prohibició de capturar femelles ovades, noves zones de reserva, que

permeten el manteniment d'una població reproductora suficient, així com l'establiment de una talla mínima de captura (Forward, J. and Lyle, 2002). En aquest paísos, es coneix com quantificar les variacions anuals en les arribades de nous individus a la població, fet que possibilita la previsió de captura d'adults en un futur. Això s'aconsegueix amb la monitorització de les primeres fases d'assentament i dels reclutes (puerulus i post-puerulus). Aquesta mesura de gestió eficaç, ha estat possible gràcies al manteniment d'una llarga sèrie temporal, on s'ha vist que existeix una correlació entre el reclutament d'un any i les densitats d'adults al cap de 4 anys (Gardner *et al*, 2001) . D'aquesta manera s'ha pogut gestionar les captures d'adults en els anys següents (Phillips, 1986).

OBJECTIUS

El seguiment temporal de la població de llagostes al 2002 s'ha fet amb dos objectius principals:

1. Establir la distribució batimètrica i l'estructura de talles de la població de les illes, d'aquesta manera s'analitza l'estat de la població en la reserva l'any 2002, i es compara amb la situació amb els anys anteriors per veure'n l'evolució.
2. Continuar el seguiment del reclutament d'aquesta espècie quantificant l'arribada de juvenils recent arribats en les zones de control situades a l'àrea protegida de la costa per tal de disposar d'informació sobre la possible evolució dels estocs d'adults en els propers anys.

MATERIAL I MÈTODES

Monitorització de la població adulta

El seguiment de la població de llagostes adultes ens indica l'estat puntual, un cop a l'any, de la població de llagostes de la zona protegida de les illes Medes. Aquesta sèrie temporal cada any pren major importància ja que permet veure la tendència al llarg dels anys, tanmateix ofereix un punt comparable amb altres que es puguin realitzar en ulteriors estudis. L'estudi de la població a les illes s'ha fet a partir de 15 transectes realitzats en zones llagostaires i a la costa a partir de 4 transectes establerts en fons de roca de blocs a diferents fondàries. L'època del cens ha estat durant el mes de setembre, durant tot els anys de seguiment ha estat sempre així per poder bloquejar el factor estacional.

Cal remarcar que, tot i que les zones llagostaires de les illes són totes per sota de la isòbata de 25 m, els transectes abasten tota la franja de fondàries entre 0 m i 45 m de fondària, llevat del transecte de la Barda del Sastre que arriba als 57 metres.

Degut a la naturalesa de les immersions realitzades per fer el recompte de llagostes (recorreguts llargs i a gran fondària), el mostreig es limita a 45 m. de

fondària, l'única excepció es deguda interès llagostaire que presenta aquesta zona. Som conscients de què per sota de les àrees mostrejades encara poden quedar zones on es troben llagostes. Això no es del tot important degut a que el que es pretén es observar l'evolució de la població. Per tant amb la repetició del mateixos transectes cada any ens permetrà determinar quina és la tendència de la població; aquesta és una informació indispensable per poder decidir qualsevol modificació en la gestió de l'Àrea protegida.

Els mostreigs per estudiar tots els rangs de mides han estat realitzats per escombrat de les zones amb ajut de llums halògens. Encara que molt variables d'un lloc a l'altre, la mida més freqüent dels transectes s'aproxima a un rectangle de 100 x 10 m. Dins de cada transecte, s'han comptat totes les llagostes observades, anotant la mida dels individus, el lloc i la fondària on havien estat vistos.

Per a estimar la mida durant els transectes s'ha utilitzat la longitud total (L), entesa com la distància des de la part distal del rostre fins a l'extrem apical del telson. Les talles s'han estimat amb un regle com a referència, ordenant-les en 4 classes discretes:

CLASSE	RANG	TALLES
1 JUVENIL	L<10cm	Talla 0 + Talla 1
2 PETITA	10cm<L<20cm	Talla 2
3	20cm<L<30cm	Talla 3
MITJANA		
4 GRAN	L>30cm	Talla 4

Aquesta estima de 10 en 10 cm. permet una ràpida classificació de la talla amb un error despreciable. La talla 0 són els individus que s'han censat recent assentats. Es fa aquesta subdivisió de la classe de talla 1 ja que permet obtenir informació del procés de assentament anual.

Monitorització del reclutament

El seguiment del reclutament s'ha fet al llarg de tot l'any amb periodicitat mensual excepte de maig a octubre que ha estat un cop setmana. La monitorització s'ha fet comptant el número d'individus trobats en 4 transectes d'un metre d'amplada, en intervals de 5 metres de fondària desde 0 a 20 metres. Per tenir les taxes de creixement cada setmana, de l'1 de juliol al 9 de setembre s'han fet fotografies dels individus quan són fora del seu cau; d'aquesta manera s'han aconseguit sense manipulació dels individus dades

precises de les seves mides. Els paràmetres utilitzats per descriure l'evolució del creixement i les densitats de la cohort han estat els següents : a) mida dels cefalotórax (CL) en mil·límetres; b) nombre d'individus per 10 m² per a cada grup de fondàries.

El seguiment del reclutament s'ha dut a terme en al zona protegida parcialment de la reserva (zona dels Arquets) on es va establir un recorregut que es repeteix en cada mostreig.

Per obtenir la talla dels individus censats es feien macrofotografies amb un sistema de aproximació usant un marc de referència de 13 x 18 cm; aquest incorporava un regle de precisió milimètrica per calibrar totes les mesures fetes en una fotografia que a posterior es tractava en el laboratori.

Les dades de fondària mitja de les immersions han esta estretes de l'enquesta publicada a la revista Aquanet n°32.

RESULTATS

1.-Mida i anàlisi de la població de llagostes en la zona estrictament protegida:

La Figura 1 mostra la distribució del nombre d'individus, segons la talla, trobats a la zona estrictament protegida, per a cada interval de 5 metres de fondària. Enguany el nombre total d'individus censats ha estat de 83, cosa que representa una disminució del 14,4% en el nombre total d'individus trobats a les illes Medes respecte a l'any anterior.

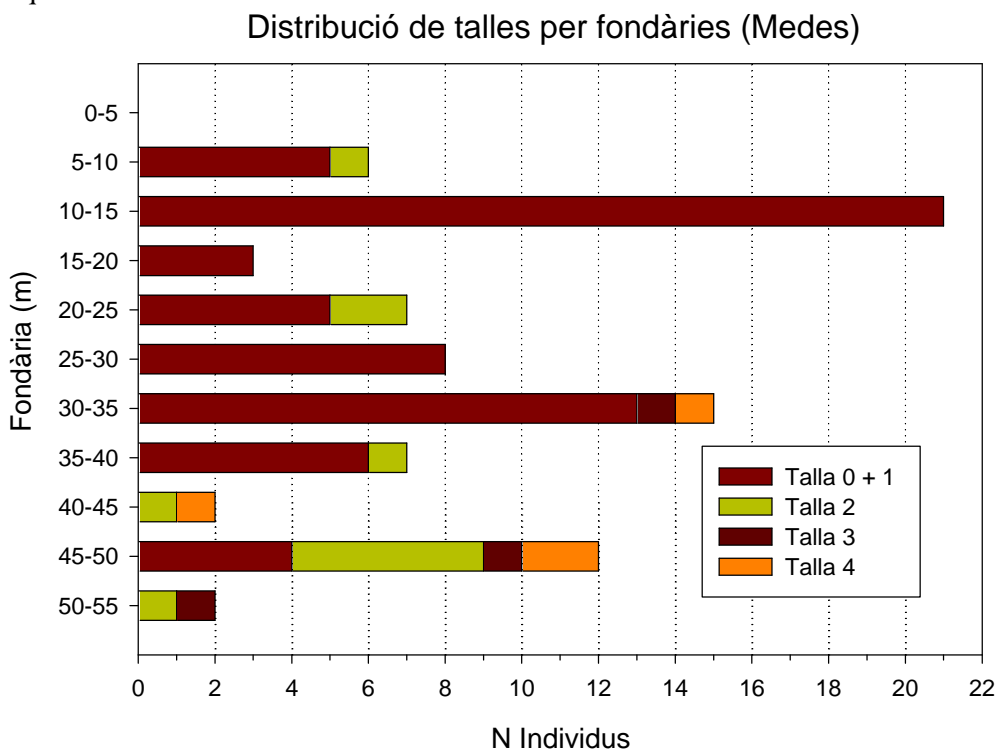


Figura 1: Llagosta (palinurus elephas). Distribució per fondàries de la població censada el 2002 en la zona estrictament protegida.

Es pot observar que gairebé tots els individus superiors a la talla 1 han estat trobats per sota de la

isobata de 30 m. Només 3 individus majors de 10 cm han estat trobats per sobre d'aquesta isobata, dues en una àrea del Guix allunyada de les zones

d'immersió més habituals i una dins d'una cova de la Meda Petita. Un 80 per cent dels 45 individus censats entre 0 i 30 m eren juvenils de primer any, això ens indica clarament que els individus adults prefereixen les zones de més fondària de la reserva.

La figura 2 representa les l'estructura de talles dels individus censats durant aquest any per a cada classe de talla definida. Hom pot observar que

91,57% dels individus censats pertanyen a les dues classes de talla més petites, que són immaturs (< 19,1 cm TL) (Hunter, 1999) ; d'aquests, el 85 per cent són juvenils reclutats el mateix any. Cal remarcar també, que la proporció d'individus de classe 4 és només el 4,82% i aquesta és la classe de talla més fecunda –però la talla mitjana de maturitat : talla en que el 50% de les femelles són aptes per posar ous, està entre 21.5 i 24.5 cm de longitud total. (Marín, 1987).

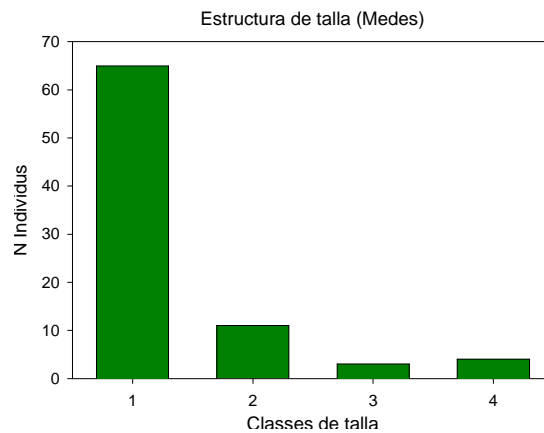


Figura 2: Llagosta (*palinurus elephas*). Estructura de Talles de la població censada el 2002 en la zona estrictament protegida.

Taula 1. Correlacions fent servir els coeficients no paramètrics de Spearman's entre el número de individus censats i l'any 2002, * $p < 0,05$; n.s. no significatiu

Variabls	N	Talla	Spearman's	p-level
Mida x Any	40	Totes	-0,293	0,065 n.s.
Mida x Any	10	4	-0,060	0,868 n.s.
Mida x Any	10	3	-0,696	0,025 *
Mida x Any	10	2	-0,757	0,011 *
Mida x Any	10	1	0,369	0,293 n.s.

La figura 3 mostren l'evolució temporal per a cada classe de talla i el nombre total d'individus durant 10 anys des de 1993 fins 2002. S'observa una tendència negativa en totes les categories excepte en els juvenils (talla 1). Tot i això, el nombre total d'enguany, 83, no és més baix que el de l'any 2000 en què es van comptabilitzar tan sols 80 individus o el de l'any 1996 en què també es van comptabilitzar 83. Aquest any s'han donat en el mostreig dos extrems, per una banda hem tingut el màxim en la classe de talla 1 amb 65 individus censats, dels quals un 70% dels individus de la

classe 1 són recent assentats, també malauradament s'han assolit els mínims en les classes de talla 3 i 4 amb 3 i 4 individus respectivament.

Si analitzem tota la sèrie de dades per tots els anys podem observar que existeix un tendència negativa marcada en el nombre d'individus censats durant tots els anys (R-Sperman 0.293), però aquesta tendència no presenta una significació clara (p-level 0.065).

Si fem el anàlisi de la mostra d'individus censats per a cada classe de talla trobarem que per cada

classe de talla hi ha una tendència negativa amb el temps, excepte per la classe de talla 1. Tant sols

trobem diferències significatives respecte la correlació en les classes de talla 2 i 3, Taula 1.

Evolució de la població per talles

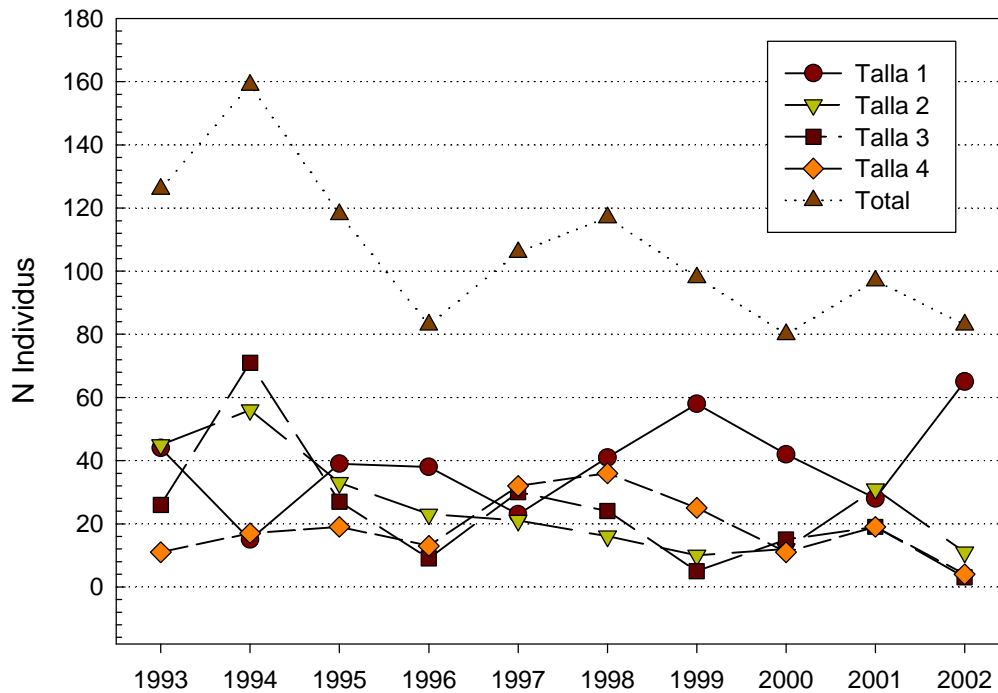


Figura 3: Llagosta (palinurus elephas). Evolució del nombre total d'individus al llarg dels anys en la zona estrictament protegida des de l'any 1993 al 2002.

2.-Estudi del reclutament:

La figura 4 mostra l'evolució de les densitats al llarg del 5 anys de mostreig des de 1998 fins l'any 2002. Cada any el màxim es troba durant els mesos d'estiu S'observa que els mesos d'estiu la major densitat. L'any 1998 es va començar amb un pic que fins enguany no ha estat superat, tant en densitat com en nombre absolut. Enguany s'han contabilitzat un nombre tres vegades superior de reclutes respecte l'any passat. Que em passat de 10 llagostes reclutes a 31 reclutes, en tant sols un any.

Aquest any la talla en que es troba en primer assentat es de 7.5 mm Cl durant el mes de maig, però va ser tant sols un únic exemplar, al igual que l'any 1999, mentre que la tendència que hi ha durant la resta de temporada de reclutament segueix el patró ja trobar en anteriors anys Taula 2. Podem observar que els mínims de talles detectats durant els mesos de juny, juliol i setembre apunten a l'existència de diversos pics de reclutament.

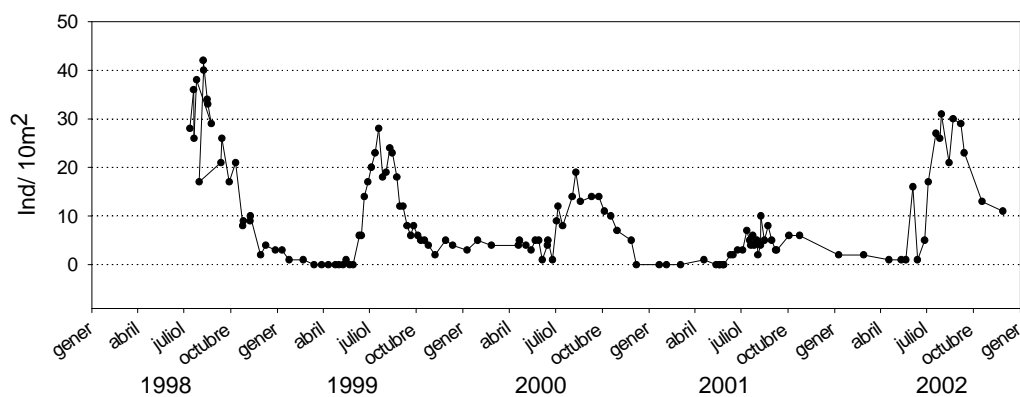


Figura 4: Llagosta (*palinurus elephas*). Evolució de la densitat de reclutes a la zona protegida des de l'any 1998 al 2002.

DISCUSSIÓ

Existeix una varibilitat en les diferents transectes mostrejats, però aquesta pot ser deguda a un comportament en el desplaçament dels individus, això no obstant no ens ha de fer pensar que les dades són errònies, ja que els possibles desplaçaments per migració quedarien bloquejats per la marcada estacionalitat del mostreig.

La llagosta (*Palinurus elephas*) ha manifestat, en els estudis fets fins enguany, una nul·la capacitat de recuperació demogràfica en l'Àrea Protegida de les illes Medes. Així com altres espècies d'interès pesquer han augmentat la seva densitat, la llagosta té tendència a disminuir en densitat i a presentar una segregació en fondària en quan a les talles. Les poblacions de la reserva tenen per sota dels 25 m de fondària la majoria d'exemplars adults, mentre que els juvenils de primer any, es troben a fondàries més someres. Això es degut a que l'hàbitat preferent d'assentament, els forats del dàtil de mar (*Lithophaga lithophaga*) es troba en el l'interval de fondària de 10 a 15 metres (Díaz *et al.*, 2001). És molt importat la disminució de les classes de talla 3 i 4 ja que són les classes reproductores si tenim en compte que representen menys del 5% de la població censada. A més la diferència de talla suposa un augment de més de 10 vegades l'esforç reproductor, ja que la mitjana d'ous trobats per femella ovada de $L=23$ cm. és de 13.000 mentre que les femelles ovades de $L=34$ cm. duen al voltant de 134.000 ous (Marín, 1987).

La tendència general en aquest últims anys sembla ser que a nivell global, no hi ha pics de recuperació significatius i les perspectives si mirem el conjunt global de la sèrie no denoten

símptomes de recuperació, ja que el possible pic de recuperació que es va donar l'any 1998, fou en gran part per la inclusió dels juvenils recent assentats, una fase del cicle la qual no es coneixia on poder-la localitzar.

El reclutament enguany ha tingut una tendència recuperadora que dona l'esperança de poder remuntar un cicle decadent des de que es va quantificar per primera vegada. Caldria analitzar amb una correlació d'edats si les baixes densitats de reclutes censats durant els anys 1999 – 2001 corresponen a un decrement posterior de les poblacions d'adults censades. Aquesta correlació positiva s'ha detectat per altres espècies de la família *Palinuridae* ** (Gardner *et al.* 2001).

La valoració de la població caldria fer-se a partir de les classes 3 i 4 ja que són les classes reproductores, mentre que les classes 1 i 2 i sobretot la classe de talla 0 es típic que presentin valors més grans, però aquestes no seran les talles que en un futur donin viabilitat a la població. Per altra banda cal sopesar que l'espècie té un cicle molt llarg en la fase larvària de uns 5 mesos de durada, això significaria que les poblacions adultes no són productores de la població que estem censant. Degut a la dependència que l'espècie presenta per el tipus de substrat en el qual s'assenta (substrat calcari amb forats buits de dàtil de mar), li hauriem de donar importància a tota l'àrea protegida i costa del Montgrí com a zona de 'nursery', llavors significaria que les classes de talla 0, 1 i 2 serien les més importants a seguir. Això actualment és difícil de demostrar. Amb tot, sigui quina sigui la hipòtesis a seguir, les classes de talla reproductores són representatives com a valoració de la població a nivell més global.

Efecte reserva

La distribució en fondàries mostra una marcada segregació en les talles, això respon a una complexa situació que es viu en la reserva. Per una part, la gran afluença de cabussadors influeix en el comportament de la fauna, en zones de major afluença de cabussadors les densitats de peixos es més elevada (***)TONI). D'altre banda aquest peixos solen ser de la família dels serrànids o en el seu cas depredadors naturals de la llagosta. Observant la distribució que presenta la classe de talla 0 veurem que aquesta està determinada per l'hàbitat preferent d'assentament, mentre que les classes de talla 1 i 2 i la classe de talla 3 i 4 presenten una distribució en fondària dins la reserva totalment exclouent respecte a la classe de

talla 0 i respecte als cabussadors Figura 5. Podríem pensar en dues hipòtesis, 1) els cabussadors molesten les llagostes i per tant aquestes tenen que desplaçar-se a fondàries no freqüentades o 2) L'augment de densitat de peixos a fondàries visitades per cabussadors fa augmentar la pressió de depredació cap aquesta espècie i per tant es desplaça a fondàries on la pressió és menor. Aquestes dues hipòtesis han de ser objecte d'estudi en un futur, ja que d'altre banda ens trobaríem que una reserva amb elevada freqüentació, no funciona com a zona de protecció d'una espècie amenaçada com la llagosta el que suposaria una urgent regulació de la freqüentació, o que independentment a la freqüentació el que afecta a les baixes densitats és l'efecte reserva que es produeix degut als peixos.

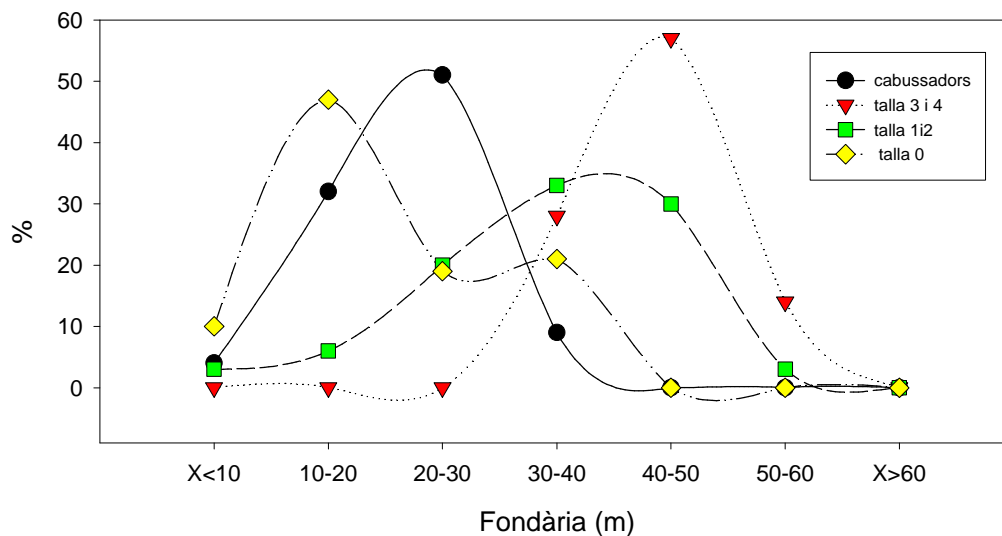


Figura 5: Llagosta (*palinurus elephas*). Distribució per rangs de fondària de cabussadors (n=1198) i per les classes de talla 0, 1 més 2 (immadurs) i classes de talla 3 i 4 (reproductors).

La causa principal de la regressió de la llagosta a nivell més general l'hem de buscar en la sobrepesca al llarg de la costa catalana, ja que es tracta d'una espècie de creixement molt lent que difícilment pot neutralitzar el gran esforç de pesca a què està sotmesa actualment. Una dada representativa és que, tot i que s'han trobat femelles ovades de L=19 cm, la talla mitjana de maturitat: talla en que el 50% de les femelles són aptes per a pondre, està entre 21,5 i 24,5 cm, que

correspon a una edat entre el quart i el cinquè any de vida bentònica (Marín, 1987) i que, segons el Reial Decret 560/1995, de 7 d'abril, pel qual s'estableixen les talles mínimes de determinades espècies pesqueres, (BOE núm. 84, de 08.04.95), la talla mínima legal per a les captures és de 24 cm, cosa que permet capturar una proporció molt important d'immadurs, ja que el 50 % de les femelles encara no ha arribat a la maturitat.

Hi ha, a més, altres factors que també influeixen en la capacitat de recuperació de les poblacions com són la pèrdua d'hàbitat donada per la regressió d'algunes comunitats que allotgen als juvenils o els desequilibris tròfics que es donen en la costa catalana.

A la vista d'aquests resultats continua essent recomanable l'extrema prudència en la gestió de la reserva per tal de no degenerar cap a una situació més negativa per a la població de llagostes. Cal conscienciar al col·lectiu de cabussadors usuaris de la reserva a ser molt respectuosos amb els reclutes que poden observar a poca fondària i que no es promoguin visites als punts on es troben les llagostes adultes, cosa d'altra banda és ben factible donat que, avui en dia, gairebé tots els individus es troben en punts poc o gens visitats;

l'alta concentració de llagostes detectada els darrers anys en algunes zones de l'illot del Medellot, desaconsellen la ubicació de cap boia per a cabussadors en aquest illot.

Vista l'importància del reclutament d'aquesta espècie i donades les condicions ambientals favorables que presenta l'àrea protegida i tota la costa adjacent del Montgrí, s'hauria de considerar tota la zona d'especial interès pel reclutament de llagosta. Això també comportaria l'especial protecció de les talles 1 i 2. Aquestes són unes fases més estables a la zona, ja que els possibles moviments migratoris que farien considerar la reserva, no com una entitat ecològica independent, sinó com un punt més dins el marc general de la vida de les llagostes****, estan basats en el comportament reproductor.

BIBLIOGRAFIA

- Aquanet nº 32. Abril 2002. <http://www.revista-aquanet.com> Nº Deposito Legal: B-35994-99. ISSN: 1576-0928.
- D.Díaz, M. Marí, P. Abelló & M. Demestre (2001). Settlement and juvenile habitat of the European spiny lobster *Palinurus elephas* (Crustacea: Decapoda: Palinuridae) in the western Mediterranean Sea. *Scientia Marina* 65(4). 347-356.
- Forward, J. and J.M. Lyle (2002). A survey of the 2000/01 Tasmanian recreational rock lobster fishery and options for future assessment. Final Report to the Marine Recreational Fishery Council
- Gardner, C., Frusher, S.D., Kennedy, R.B. and Cawthorn, A..2001 Relationship between settlement of southern rock lobster puerulus *Jasus edwardsii* and recruitment to the fishery in Tasmania, Australia. *Marine and Freshwater Research*.52 (8)1271-1275
- Hunter, E, 1999. "Biology of the European spiny lobster, *Palinurus elephas* (Fabricius, 1787)(decapoda, palinuridea)". *Crustaceana. International journal of crustacean research*. 72: 545-565.
- Marin, J, 1987. "Exploitation, biologie et dynamique du stock de langouste rouge de Corse *Palinurus elephas* FABRICIUS". Tesi doctoral. Université d'Aix Marseille II. Faculté des sciences de Luminy.
- Phillips, B.F, 1986. "Prediction of commercial catches of the western rock lobster *Panulirus cygnus*." *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 43: 2126-2130.
- Phillips, B.F., J.S. Cobb & J. Kittaka (eds.) 1994. "Spiny lobster management": 1-550 Blackwell Scientific Publications, London.
- Reial Decret 560/1995, de 7 d'abril, pel qual s'estableixen les talles mínimes de determinades espècies pesqueres, (BOE núm. 84, de 08.04.95)

SEGUIMENT DE LA POBLACIÓ DE MEROS (*Epinephelus marginatus*) I D'ALTRES ESPÈCIES VULNERABLES DE LES ILLES MEDES I LA COSTA VEÏNA PARCIALMENT PROTEGIDA (1991-2002).

Antoni GARCIA-RUBIES¹, Mikel ZABALA² i Bernat HEREU²

¹ Centre d'Estudis Avançats de Blanes (CSIC). Ctra de Sta Bàrbara s/n., Blanes 17300 (Girona).

² Departament d'Ecologia. Facultat de Biologia. Universitat de Barcelona.
Avinguda Diagonal 645, Barcelona 08028.

INTRODUCCIÓ

En la memòria corresponent a l'any passat es va fer esment a un treball admirable de Desse i Desse-Berst (1999) en que es demostrava que, ja en el Neolític, els habitants de la riba occidental de la Mediterrània tenien una marcada afecció pel peix. La reiterada troballa d'espines de mero en aquests poblats deixava clar que, d'una banda que els nostres venerables avantpassats ja tenien un gust indubtablement refinat a l'hora de triar el peix que s'havien de menjar i, de l'altra, que en aquells temps els meros devien ser prou abundants com per poder-se pescar des de la costa i amb ormeigs molt rudimentaris.

A passat molt temps des d'aleshores, si més no a una escala humana. L'única cosa que no ha variat gaire és la fallera de la gent mediterrània pel peix i, especialment, pel peix de qualitat. Com sigui que la població ha augmentat molt, els mètodes emprats en la captura de peixos han tingut forçosament que perfeccionar-se. L'evolució dels mètodes de pesca ha tendit a optimitzar les captures; l'ús massiu de combustibles fòssils ha permès anar a buscar recursos llunyans a mesura que els més propers s'anaven exhaurint o no donaven a bast a la demanda creixent. La pesca ha deixat de ser en gran part aleatòria i, actualment, el recurs pot ser perfectament situat, tant en fondària com geogràficament, amb enginyers d'una tecnologia tan sofisticada que inclou l'utilització de satèl.lits de posicionament. Poca cosa queda doncs a l'atzar en la pesca actual.

A menor escala -pel què fa les captures- també la pesca esportiva ha evolucionat paral.lelament a la professional. També ha augmentat molt el nombre de practicants com a conseqüència de l'increment del turisme de costa i de la popularització de la nàutica esportiva. A mitjan segle XX, la pesca esportiva va fer, a més, un salt qualitatiu important en travessar la superfície: la caça submarina permetè accedir a la captura d'una sèrie d'espècies que, fins aleshores, s'havien vist poc afectades per les modalitats tradicionals de pesca des de la superfície. I si bé la caça submarina, pot considerar-se com a relativament poc important des d'un punt de vista quantitatiu, és evident que ha tingut efectes notabilíssims en la rarefacció d'algunes espècies concretes. Aquest gran impacte és degut, precisament, a l'alta selectivitat d'aquesta modalitat de pesca, l'única en la que el pescador pot triar, individualment, cadascún dels peixos que vol capturar. És evident que els pescadors submarins sempre trien les peces més grosses d'aquelles espècies més valuoses. L'alta selectivitat, sovint esgrimida com a defensa d'aquesta pesca, fa que la caça submarina s'escapi de la llei que regula la majoria d'altres modalitats, i que no és altre que la pròpia abundància del recurs: quan hi ha menys peixos es pesca menys, no hi ha volta de full. En la pesca "cega" de superfície la "capturabilitat"- la fracció de la població que es captura- és normalment denso-depenent; en la caça submarina la "capturabilitat" no depèn de la densitat -és, doncs, denso-independent- per la

qual cosa el recurs pot ser explotat fins a arribar al pràctic exhauriment (Hansen *et al.*, 2000).

Les espècies més afectades per aquest tipus de pesca són aquelles de gran talla, que presenten un creixement lent i que són de caràcter marcadament sedentari, les quals coses les fan especialment vulnerables (Bohnsack, 1990). El mero (*Epinephelus marginatus*) i el corball (*Sciaena umbra*) en són dues espècies paradigmàtiques. La cosa es pot complicar, a més, per determinades característiques biològiques pròpies de cada espècie, com seria, per exemple, el caràcter hermafrodita proterogènica del mero. Donada la selectivitat de la caça submarina sembla clar que els exemplars que tendeixen a desaparèixer primer són els més grossos, és a dir, els mascles, per la qual cosa la població pot quedar ràpidament escapçada i la reproducció de l'espècie es pot fer inviable en un període relativament curt de temps.

Com sigui, els peixos litorals es troben sota una forta pressió; moltes poblacions presenten els símptomes clàssics de la sobre-pesca i, fins i tot, algunes espècies poden donar-se com a pràcticament desaparegudes (Dayton, 1998; Mayol *et al.*, 2000). Sembla clar que la gestió clàssica de la pesca, si realment n'hi ha hagut, no ha funcionat com per a obtenir un resultat concret que garantissin la sostenibilitat del recurs. En les pesqueres litorals hi ha moltes espècies involucrades i un gran nombre de pescadors professionals o afeccionats, legals o il·legals, que són molt difícils de controlar. Al davant d'aquest panorama sembla que l'única opció possible rau en la prohibició total de la pesca en algunes zones determinades, és a dir, en l'establiment de reserves marines (Bohnsack, 1998), que preservin una part intacta de la població a fi d'assegurar-ne la continuïtat.

En l'actualitat, ja es pot considerar plenament demostrada l'efectivitat de les reserves marines en la recuperació de les poblacions de peixos litorals explotades (Bell, 1983; Garcia-Rubies i Zabala, 1990, Francour, 1991; Harmelin *et al.*, 1995; Garcia-Rubies, 1997; Garcia-Rubies, 1999). Tant pel que fa a la recuperació de les densitats com a les talles de les espècies normalment explotades, els resultats són sovint espectaculars. Hi ha molt poques excepcions que, a més, es poden atribuir a una presa de dades deficient (Dufour *et al.*, 1995), o a un disseny excessivament complex (Garcia-Charton i Pérez-Ruzafa, 1999). En alguns casos, l'existència de

reserves marines ha permès la recuperació de poblacions funcionals i plenament reproductores, com és, precisament, el cas del mero a les illes Medes (Zabala *et al.*, 1997a, 1997b) i, molt possiblement, en d'altres reserves mediterrànies (Culioli & Quignard, 1999), totes elles situades fora del que es considerava el límit septentrional de la reproducció de l'espècie (Chauvet, 1990).

La majoria d'estudis sobre l'efecte de la protecció acostumen a ser, però, molt limitats en el temps (Garcia-Rubies & Zabala, 1990; Francour, 1991); hi ha pocs estudis que abastin períodes temporals més o menys llargs (Alcala, 1988; Francour, 1994, Russ i Alcala, 1996). Hom ha de tenir en compte que l'efectivitat de les reserves marines depèn, en gran part, de la pròpia biologia de les espècies (edat, reproducció, reclutament, caràcter més o menys sedentari, etc) i de les característiques de la reserva (extensió de l'àrea protegida, hàbitats adjacents, hidrografia, etc). Els estudis a curt termini, independentment dels resultats, no són sinó una imatge fixa d'un moment determinat i d'una situació concreta, mentre que l'estudi de l'evolució temporal de les poblacions protegides pot donar molta més informació sobre l'efectivitat de la protecció com a eina de gestió en les poblacions de peixos, especialment d'aquelles que, en base a estudis previs, han demostrat ser les més vulnerables a la pesca (Garcia-Rubies, 1997). Arrel del seguiment del patrimoni natural de les illes Medes durant més de deu anys, hom ha pogut comprovar que l'efecte de la protecció sembla aclaparadorament bo per aquelles espècies més sedentàries, com el mero o el corball. D'altres espècies, tot i que indubtablement beneficiades, no han produït, potser, uns resultats tan espectaculars; és evident que en aquests casos (dorades o dèntols, per exemple), l'efectivitat de la reserva pot veure's modulada per la mobilitat habitual (el denominat *home-range*) de les espècies i l'extensió de l'àrea protegida (Eristhee & Oxenford, 2001). Hom assumeix que molts peixos poden entrar i sortir de la zona protegida, per la qual cosa, poden considerar-se només com a parcialment protegits. Des d'un punt de vista estrictament conservacionista això implica que la reserva és limitada per a protegir aquestes espècies mòbils; en aquest sentit, la propagació de peixos adults fora de la zona protegida, anomenada *spill-over* (Roberts *et al.*, 2001) és considerada per alguns autors com un sub-producte indesitjable de la

protecció (DeMartini, 1993); però des del punt de vista de la gestió pesquera aquesta protecció parcial pot tenir un efecte beneficiós en permetre la captura de més exemplars, i més grossos, a les rodalies de la zona protegida. En aquest sentit, el Govern Balear ha endagat una ambiciosa política de creació de noves àrees protegides amb l'objectiu, no solsament de garantir el futur del recurs, sinó el de la pròpia pesca artesanal. Però l'equilibri entre la protecció efectiva d'un nucli prou important de reproductors, per a garantir la continuabilitat de la població, i la propagació d'adults que es pugui produir cap a zones no protegides, és el futur repte de les reserves marines si es vol que aquestes siguin plenament efectives com a eina de gestió de les pesqueries. I això no sols depèn només de l'extensió de la reserva sinó de les característiques de l'hàbitat i dels desplaçaments habituals de les espècies que es vulguin protegir (Eristhee & Oxenford, 2001). Amb tot, l'*spill-over* ha estat rarament demostrat d'una manera clara (Alcala, 1988; Russ & Alcala, 1996), tot i ser molt previsible. És per això que l'estudi del seguiment es va ampliar a la costa parcialment protegida del Molinet (des de 1994) i a la zona immediata, no protegida, que abarca des del Cap d'Ultrera a l'illa d'en Dui (des de 1999). De fet, la zona de protecció parcial del Molinet ja es va establir per a afavorir i protegir, en part, el possible *spill-over* que es pugués produir des de les Medes.

OBJECTIUS

Els objectius d'aquest estudi romanen els mateixos dels que hom es va plantejar des de l'inici del seguiment, ara fa onze anys. Com sempre del què es tracta es de caracteritzar demogràficament les poblacions protegides d'una sèrie d'espècies, tant pel què fa a la densitat com a les talles, a la reserva estrictament protegida de les illes Medes. Com sempre, hom dedica una atenció especial a la població de meros, de la qual se n'estimen les edats i la composició de sexes.

Més somament s'analitzen altres sis espècies considerades com altament vulnerables i, per tant, molt poc freqüents a les zones a on la pesca és lliure (Garcia-Rubies, 1997), com són el déntol (*Dentex dentex*), els sarg imperial (*Diplodus cervinus*), el llobarro (*Dicentrarchus labrax*), el corball (*Sciaena umbra*), la dorada

(*Sparus aurata*) i el pagre (*Pagrus pagrus*). Totes aquestes espècies es poden considerar com a bones indicadores de la protecció, del denominat "efecte reserva", que no és una altra cosa que la conseqüència d'una mortalitat menor deguda a la manca d'explotació.

Les dades que aquí es presenten des 1992 són un bon punt de referència, tant per a veure l'evolució d'aquestes espècies en les zones d'estudi, com de cara a la possible comparació amb d'altres reserves marines de més recent creació (per, exemple el Cap de Creus), o per a documentar episodis de furtivisme a la pròpia zona protegida de les illes Medes (en aquest sentit, veure l'informe corresponent a l'any 1997).

Incloure en l'estudi tant la reserva parcial de Molinet (1994), com la zona no protegida del Cap d'Ultrera a la illa del Dui (1999) respón tant a la comprovació del possible propagació de peixos adults des de les Medes, com per a intentar esbrinar quin és l'efecte aïllat de la caça submarina, l'única modalitat teòricament prohibida a la zona del Molinet a la Punta Salines. En aquest sentit, la inclusió de la zona no protegida, del cap d'Ultrera a la Punta Salines, obeeix a la necessitat d'una zona de referència, o control, amb la qual es pugui comparar tant la zona totalment protegida de les Medes, com la zona parcialment protegida del Molinet.

MATERIAL I MÈTODES

L'estudi es basa en l'inventari visual dels peixos (Harmelin-Vivien et al., 1985) de les espècies selectes abans esmentades, tot seguint el mateix protocol de presa de dades emprat des 1991; és a dir: inventaris d'una a dues hores de durada, fets sobre recorreguts llargs paral·lels a la línia de costa. Aquests inventaris, tot i fer-se de forma contínua en zones determinades, es divideixen en sectors, que es mantenen des l'inici del seguiment. A cadascuna d'aquestes zones s'estableixen comptatges de 5 minuts que corresponen a trams d'entre 60 a 75m, la qual cosa permetrà una comparació estadística més acurada entre diferents règims de protecció o zones (en cada règim de protecció). En aquest estudi, però, hom seguirà mantenint l'estructura habitualment emprada fins a hores d'ara.

En cada recorregut, l'observador es desplaça lentament, a una distància aproximada d'un metre sobre el fons i abastant una amplada d'uns 10m a banda i banda de l'eix central del recorregut. En veure un exemplar de qualsevol de les espècies seleccionades, l'observador apunta la fondària a la que es troba i se n'estima la longitud total comparant la mida del peix amb la d'una barra d'un metre de longitud que és usada com a referència. Si l'exemplar reposa sobre el fons (cosa que no és infreqüent en el cas del mero) es pot mesurar molt exactament la longitud real del peix agafant punts de referència sobre el fons d'allà a on es troba la punta del musell fins a on arriba l'extrem posterior de la cua. També es poden afegir dades complementàries, com l'hàbitat en la que han estat observats els peixos, la lliurea (en el cas dels meros), o qualsevol altra característica que pugui resultar significativa.

Les zones en les que han estat efectuats els censos són les mateixes dels anys anteriors (Figura 1). Com sempre, a les Medes, han estat efectuats quatre recorreguts repetits a les zones del Tascó Petit – Carall Bernat (TCB) i de les Ferranelles al Tascó Gros (FETG), que fou a on, en l'inici del seguiment (1991), es constatà la major densitat de meros; a la Meda Petita i Freuetó (MP), de l'Infern a la Cova de la Vaca (ICV), i del Salpatxot a la Cova de la Vaca, incloent-hi el Medellot (SCV), els recorreguts han estat puntuals. Els dos recorreguts repetits comparteixen un sector situat entre el Tascó Gros i el Carall Bernat (CBTG), que, per tant, es mostreja vuit vegades (quatre per cada observador). En aquest sector, el nombre de meros i de les altres espècies quantificades en cada recorregut són promitjades a fi d'igualar el nombre de comptatges a quatre, tal i com racomana Underwood, 1997, per a realitzar anàlisis de la variància corresponent.

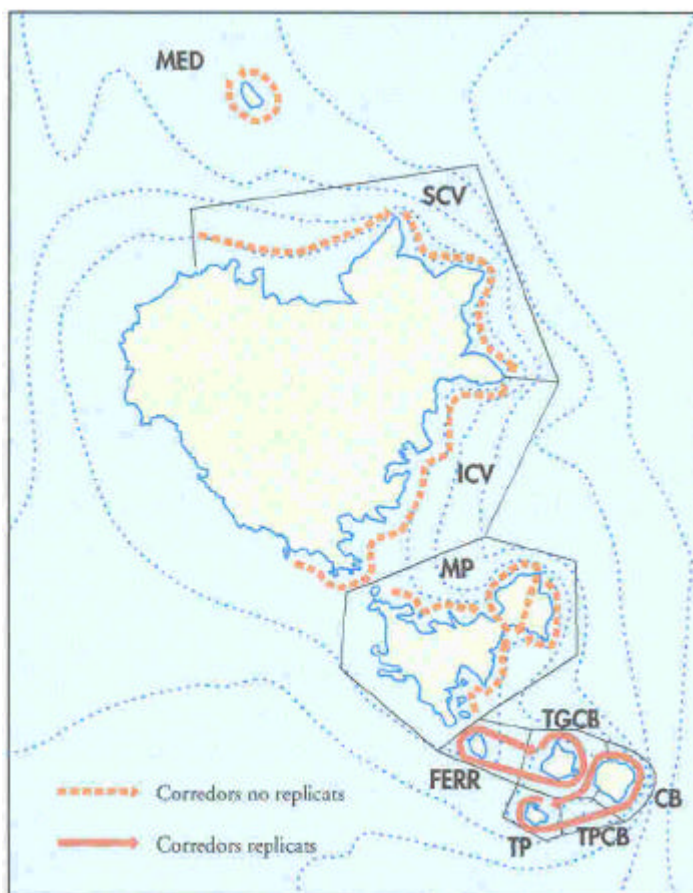


Figura 1. Localització dels corredors de recompte de meros i altres peixos vulnerables. SCV: Salpatxot-Cova de la Vaca; ICV: Infern-Cova de la Vaca; MP: Meda Petita; FETG: Ferranelles-Tascó Gros (dividit en els sectors FERR: Ferranelles i CBTG: Carall Bernat-Tascó Gros); TCB: Tascos-Carall Bernat (dividit en TP: Tascó Petit; TPCB: Tascó Petit-Carall Bernat; CBTG: Carall Bernat-Tascó Gros); MPS: Molinet-Punta Salines (zona parcialment protegida de la costa del Montgrí); PSNF: Pta. Salines Negre del Falaguera (zona no protegida).

Els comptatges repetits forneixen dades sobre les variacions de les abundàncies a curt termini i permeten l'aplicació d'una anàlisi de la variància de mesures repetides per a comprovar, estadísticament, les possibles variacions interanuals. Les dades d'ambdues zones repetides (TCB i FETG) han estat agrupats de cara a l'anàlisi de les dades, a fi d'evitar les interaccions entre zona i any degudes, només, al desplaçament puntual dels exemplars en un àrea prou petita com és aquesta. Com a excepció puntual a aquest protocol, l'any 1995, en coincidir l'estudi amb un altre sobre la ictiofauna del Montgrí, només es varen mostrejar els recorreguts repetits corresponents al Tascó Petit – Carall Bernat (TCB) i de les Ferranelles al Tascó Gros (FETG).

El nombre d'exemplars observats en l'àrea de les illes Medes ha estat obtingut sumant el nombre mitjà dels recorreguts repetits als valors puntuals de la resta de zones. A fi de veure les variacions anuals en la distribució de meros a les illes Medes, s'ha fet una anàlisi de la χ^2 (ZAR, 1984), entre els valor observats enguany amb els esperats, respecte dels anys precents, a cada zona.

A partir de les mides estimades dels exemplars observats s'han calculat les talles mitjanes i medianes, així com el rang i el biax de la distribució de talles de cada espècie. Les diferències entre anys han estat comprovades mitjançant una anàlisi de comparació de freqüències de Kolmogorov-Smirnov (Sokal i Rohlf, 1979; Zar, 1984).

L'estructura demogràfica de la població de meros ha estat feta en base a la transformació talla-edat fornida per Chauvet (1988). A partir de la distribució d'edats, els meros han estat agrupats els exemplars immadurs (< 5 anys), de femelles potencialment madures (> 5 < 12 anys) i de mascles potencials (> 12 anys).

A la costa parcialment protegida del Molinet a la Punta Salines (MPS) i no protegida, de la Punta Salines al cap d'Ultera (PSNF) (Figura 1), han estat fets quatre censos, d'aproximadament una hora, en dos sectors per zona que han estat agrupats, per cada zona, degut a les baixes densitats de les espècies seleccionades en aquesta àrea. La presa de dades ha estat la mateixa descrita en el cas de les Medes.

Les dades d'abundància mitjana obtingudes a la zona parcialment protegida (MPS), obtingudes

els anys 1998, 1999, 2000, 2001 i 2002, han estat comparades mitjançant una anàlisi de la variància d'un factor (any) a fi de comprovar l'evolució anual d'aquesta variable; la comparació entre la zona parcialment protegida (MPS) i la no protegida (PSNF) ha estat feta mitjançant una anàlisi de la variància de dos factors (protecció i any), en la que s'han tingut en compte les dades mitjanes dels anys 1999, 2000, 2001 i 2002. En cas d'haver-hi diferències significatives entre anys o entre zones (i de no haver-hi interacció entre ambdós factors, en la segona de les anàlisis), han estat fetes les corresponents comparacions *post-hoc* de Newman-Keuls (Underwood, 1997) entre anys aparellats dos a dos.

Sempre que s'ha aplicat una anàlisi de la variància, hom ha intentat que les dades s'ajustessin a les premises requerides per a l'aplicació correcta d'aquest tipus de test estadístic, fent espacial esment en la homogeneïtat de les variàncies i la independència entre les mitjanes i les variàncies. En cas contrari han estat aplicades les transformacions adients i, si malgrat tot, les dades no acomplien els requeriments, l'anàlisi de la variància ha estat igualment aplicada, en considerar que el mètode no paramètrics alternatius tampoc no solucionen el problema derivats de les variàncies no homogènies o de la correlació entre mitjanes i variàncies. Seguint les indicacions d'Underwood (1997), en cas de que les dades no acomplissin les condicions esmentades ha estat augmentat el llindar de significació estadística de 0.05 a 0.01.

El programa estadístic utilitzat per a realitzar tots els càlculs ha estat el paquet estadístic STATISTICA d'StatSoft® (1995).

RESULTATS.

Evolució de la població de meros.

Enguany, el nombre total de meros observat a les illes Medes ha estat de 183 exemplars (Figura 2), una xifra sensiblement similar al que fou observada l'any 2001 (187), que resultà el valor màxim de tot el seguiment (Taula 1). Per zones, hom comprova una lleugera disminució del nombre mig d'exemplars a la zona de recorreguts repetits TCB i FETG. L'anàlisi de la variància (Taula 2), que inclou tots els anys,

demostra una variació significativa degut a les marcades diferències entre els anys amb densitats mitjanes mínimes respecte dels anys amb els valors màxims (1993 < 1994 = 95 = 96 = 97 i 2001 > 1998 i 1995 < 2001). En qualsevol cas, la disminució relativa del nombre mitjà de meros a les zones FETG i TCB (dades agrupades) tampoc és significativa, segons els resultats del test *post-hoc*, entre l'any 2001 i el 2002 (Taula 2). Malgrat la lleugera disminució a l'àrea de comptatges repetits, a la resta de zones es produeix un cert increment; destaca l'observat en

el recorregut de l'Infern a la Cova de la Vaca, que passa de 10 a 17 exemplars; a la Meda Petita, la xifra s'incrementa en un exemplar, passant dels 30, l'any 2001 als 31 d'enguany, mentre que a la zona SCV només han estat observats només 2 exemplars més que en l'any 2001, passant-se dels 82 als 84 (Taula 1). Amb tot, la distribució de meros a les illes Medes romàn, si fa no fa, similar a l'observada l'any 2001, sense que el resultat de l'anàlisi de la χ^2 entre els valors observats i els esperats dels anys 2001 i 2002 sigui significatiu (Taula 3).

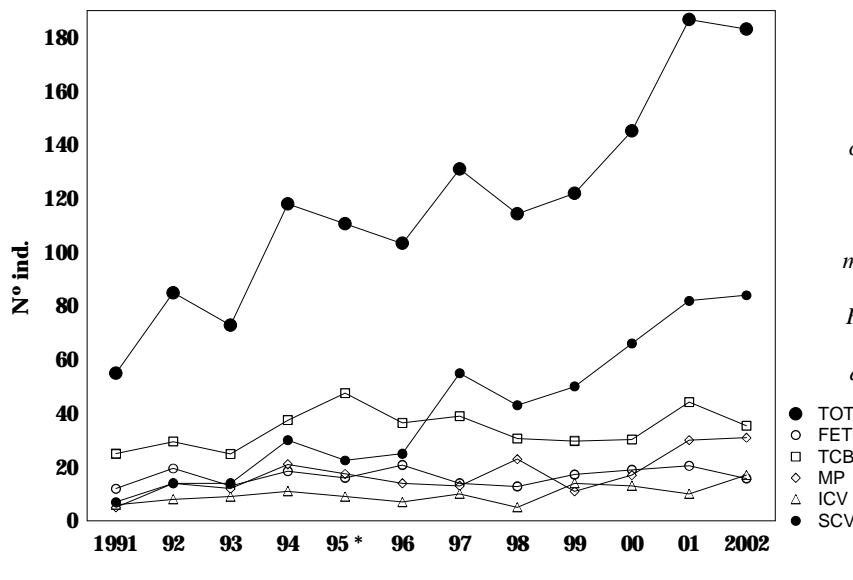


Figura 2.- Els meros romanen en xifres similars a les de l'any 2002. Hi ha zones en què els meros han augmentat de manera considerable, com MP i ICV, o més discretament, com SCV. En tot cas en aquestes zones s'assoleixen els valors màxims del seguiment. Ben al contrari, tant a TCB com a FETG, el nombre d'individus ha experimentat una certa davallada (en aquesta figura i la resta: FETG= Ferranelles-Tascó Gros; TCB: Tascons-Carall Bernat; MP: Meda Petita; ICV: Infern-Cova de la Vaca; SCV: Salpatxot-Cova de la Vaca).

Taula 1.- Nombre de meros observats en els recorreguts efectuats a les illes Medes des de 1991. Les dades mitjanes i de desviació típica (sd) corresponen als recorreguts repetits (z.r.) a les zones dels Tascons- Carall Bernat (TCB) i les Ferranelles – Tascó Gros (FETG). Les dades instantànies provenen dels recorreguts únics de la Meda Petita (MP), de l'Infern a la Cova de la Vaca (ICV) i del Salpatxot a la Cova de la Vaca (SCV).

Any	FETG	Sd	TCB	Sd	Total (z.r.)	Sd	N
1991	12,00	0,00	25,00	0,00	37,00	0,00	1
1992	19,50	3,87	29,50	5,32	49,00	3,74	4
1993	13,00	3,92	24,88	3,42	37,88	5,07	4
1994	18,50	4,65	37,50	4,30	56,00	7,27	4
1995	16,00	5,66	47,50	8,78	63,50	13,01	4
1996	20,75	2,22	36,50	4,14	57,25	6,06	4
1997	14,00	2,45	39,00	3,87	53,00	4,04	4
1998	12,75	4,57	30,63	4,59	43,38	0,63	4
1999	17,25	3,30	29,75	3,75	47,00	5,73	4
2000	19,00	6,06	30,25	2,02	49,25	4,91	4

2001	20,5	3,11	44,25	7,98	64,75	8,03	4
2002	15,75	9,54	35,38	8,29	51,13	14,15	4
	MP	ICV	SCV	TOTAL			
1991	5	6	7	55,00			
1992	14	8	14	85,00			
1993	12	9	14	72,88			
1994	21	11	30	118,00			
1995	–	–	–	–			
1996	14	7	25	103,25			
1997	13	10	55	131,00			
1998	23	5	43	114,38			
1999	11	14	50	122,00			
2000	17	13	66	145,25			
2001	30	10	82	186,75			
2002	31	17	84	183,13			

Taula 2.- Anàlisi de la variància entre el valors mitjans anuals de meros als recorreguts repetits TCB i FETG (les dades d'ambdós recorreguts han estat agrupades i transformades logarítmicament) i resultats de les comparació post-hoc de Newman-Keuls entre parelles d'anys (les diferències significatives són en negreta).

	SS	g.l.	MS	F	p						
Any	0,951	10	0,095	5,025	0,000***						
Error	0,568	30	0,019								

	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001
1992										
1993	0,061									
1994	0,689	0,010								
1995	0,201	0,001	0,476							
1996	0,638	0,006	0,813	0,356						
1997	0,858	0,027	0,609	0,345	0,732					
1998	0,459	0,165	0,190	0,022	0,146	0,368				
1999	0,650	0,093	0,502	0,099	0,433	0,724	0,460			
2000	0,970	0,083	0,589	0,173	0,565	0,735	0,605	0,874		
2001	0,138	0,000	0,466	0,769	0,443	0,295	0,012	0,063	0,122	
2002	0,986	0,087	0,494	0,166	0,518	0,535	0,652	0,925	0,902	0,124

Taula 3.- Resultats del test de la χ^2 (valors observats vs. valors esperats) entre anys del nombre de meros anual en els diferents recorreguts efectuats a les illes Medes (***: $p < 0.001$; **: $p < 0.01$; *: $p < 0.05$; n.s.: diferència no significativa).

E/O	1991	1992	1993	1994	1996	1997	1998	1999	2000	2001
1991	–									
1992	29,36 ***	–								
1993	18,38 **	3,30 ns	–							
1994	140,71 ***	25,13 ***	34,21 ***	–						
1996	74,32 ***	10,51 *	19,47 ***	4,92 ns	–					
1997	352,78 ***	125,25 ***	128,36 ***	25,12 ***	39,72 ***	–				
1998	251,42 ***	62,36 ***	73,27 ***	12,14 *	23,35 ***	14,72 **	–			
1999	286,21 ***	97,98 ***	20,60 ***	20,60 ***	34,48 ***	5,31 ns	25,21 ***	–		
2000	539,44 ***	196,94 ***	200,93 ***	45,74 ***	74,24 ***	8,08 ns	29,74 ***	8,65 ns	–	
2001	1019,39	383,55 ***	433,89 ***	137,98 ***	183,44 ***	110,16 ***	124,29 ***	124,97 ***	99,97 ***	–
	1051,32									
2002		400,10 ***	429,05 ***	133,24 ***	196,27 ***	91,661 ***	118,05 ***	85,76 ***	38,73 ***	7,91 ns

La talla mitjana dels meros de les Medes presenta un increment notable respecte de la resta d'anys, apropant-se als valors més alts que es varen observar els anys anteriors al 1995 (Taula 4). La talla mediana també s'incrementa un xic respecte dels anys immediatament anteriors, si bé queda lluny de les que es varen observar de 1991 fins a 1995. En general, hom comprova una certa disminució relativa dels exemplars més petits ($Lt < 40$) i, sobre tot, dels mitjans d'entre 40 i 60cm, que integraren la classe dominant des de 1996 (Figura 3). Enguany, la classe modal se situa entre els 60 i els 80cm; també augmenten els exemplars grossos que superen els 80cm de llargària, la qual cosa explica l'increment de la talla mitjana. La distribució de talles presenta una forma força similar a les que es varen constatar en el període comprés entre els anys 1992 i 1995. Tot i això, el test de Kolmogorov-Smirnov no presenta

diferències significatives respecte de l'any 2001, però si amb els dos anys immediatament anteriors (Taula 5).

D'acord amb l'augment relatiu de la talla, l'edat mitjana dels meros també s'incrementa un xic respecte de l'any 2001, situant-se en 10.4 anys (Taula 6). La distribució d'edats agrupades en tres classes (menys de 5 anys, més de 5 i menys de 12, i més de 12 anys) que es corresponen, segons Chauvet (1988), als exemplars immadurs, les femelles i els mascles (tenint en compte l'edat d'inversió sexual més avançada possible), és dominada per les femelles potencialment madures, mentre que augmenten relativament els mascles i els juvenils semblen confirmar la tendència a anar disminuint precentualment des 1999 (Figura 4). Aquests resultats semblen confirmar una certa aturada en l'entrada d'exemplars joves a la població.

Taula 4.- Estadístiques de l'estructura de talles anual dels meros de les illes Medes (Longitud total (Lt.) en cm).

	Lt. mitjana	Sd	Lt. mediana	N	Lt. min.	Lt. màx.	Rang	Biaix
1991	70,35	21,70	70	55	35	130	95	0,44
1992	73,66	18,83	75	263	24	120	96	0,03
1993	72,70	18,73	70	245	40	110	70	0,16
1994	70,79	19,21	70	312	35	110	75	0,12
1995	66,55	19,40	65	286	35	110	75	0,45
1996	65,03	19,01	63	303	32	110	78	0,33
1997	65,03	19,77	60	316	35	120	85	0,44
1998	68,54	18,91	65	325	30	120	90	0,77
1999	65,97	19,51	60	291	24	120	96	0,78
2000	65,94	17,06	65	313	35	110	75	0,55
2001	67,25	18,18	65	401	30	110	80	0,60
2002	69,35	17,31	66	353	34	115	81	0,48

Taula 5.- Resultats del test de Kolmogorov-Smirnov entre l'estructura de talles anual dels meros observats a les illes Medes.

	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001
1992	n.s.										
1993	n.s.	n.s.									
1994	n.s.	n.s.	n.s.								
1995	n.s.	p < 0.001	p < 0.01	p < 0.01							
1996	n.s.	p < 0.001	p < 0.001	p < 0.001	n.s.						
1997	n.s.	p < 0.001	p < 0.001	p < 0.01	n.s.	n.s.					
1998	n.s.	p < 0.001	p < 0.001	p < 0.001	n.s.	p < 0.01	p < 0.001				
1999	n.s.	p < 0.001	p < 0.001	p < 0.001	n.s.	n.s.	p < 0.05	p < 0.05			
2000	n.s.	p < 0.001	p < 0.001	p < 0.001	n.s.	p < 0.05	p < 0.01	n.s.	n.s.		
2001	n.s.	p < 0.001	p < 0.001	p < 0.001	n.s.	p < 0.01	p < 0.01	n.s.	n.s.	n.s.	
2002	n.s.	p < 0.001	p < 0.01	p < 0.01	p < 0.01	p < 0.001	p < 0.001	n.s.	p < 0.001	p < 0.05	n.s.

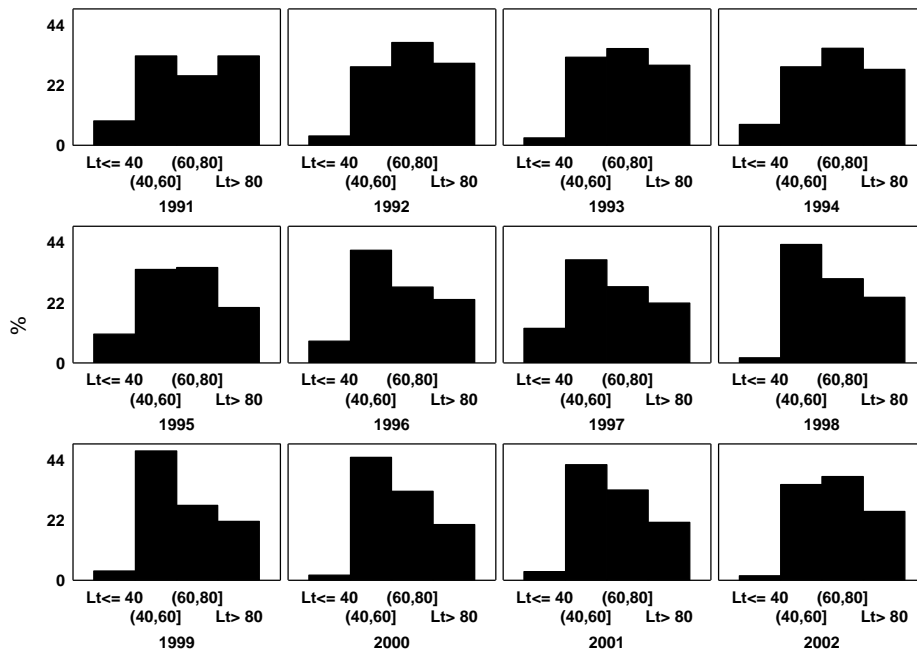


Figura 3.- L'estructura de talles estimades de la població de meros de les illes Medes (agrupada de 20 en 20cm) s'assembla força a les que foren observades de 1992 a 1995, caracteritzades per presentar una classe modal situada entre els 60 i els 80cm.

Taula 6.- Edat mitjana anual i desviació típica (Sd) dels meros de les illes Medes.

	Edat mitjana	Sd	N
1991	11,8	10,4	55
1992	12,1	7,7	263
1993	11,8	7,6	245
1994	11,2	7,3	312
1995	9,9	7,3	286
1996	9,3	6,2	303
1997	9,5	6,9	316
1998	10,7	8,6	314
1999	9,9	8,1	291
2000	9,2	6,0	313
2001	9,9	6,9	401
2002	10,4	6,8	353

Dèntol (*Dentex dentex*)

El nombre de dèntols observat l'any 2002 experimenta una certa davallada respecte de l'observat l'any 2001, passant-se de 63 a 56 exemplars (Figura 5), tot i que la xifra, respecte d'anys anteriors segueix sent prou elevada. Per zones, hom comprova que els dèntols augmenten a totes les zones, excepte en la zona repetida dels Tascons-Carall Bernat (TCB), a on el nombre disminueix a la meitat, aproximadament, i a SCV a on l'abundància romàn inalterable respecte de l'any 2001 (Taula 7). L'anàlisi de la variància feta a la zona repetida demostra que les variacions

interanuals són significatives, sense que es vegi, però una tendència temporal definida (Taula 8). Els test *post-hoc* entre anys aparellats demostren que el nombre mig de dèntols de l'any 2002 superen, significativament, els corresponents als anys 1992, 1993 i 1995, que foren els mínims enregistrats en tot el seguiment (Taula 8). No hi ha diferències significatives amb els anys en els que es varen assolir els valors mitjans màxims (1996, 1997 i 2001) per la qual cosa cal concloure en què el valor mitjà de dèntols a la zona dels Tascons – Ferranelles- Carall Bernat es manté relativament alt. Però si l'abundància romàn similar a les de l'any passat, les talles dels dèntols presenten una marcada variació: la talla mitjana s'incrementa de 14 cm, passant de 42cm, l'any 2001, a més de 56cm, l'any 2002 (Taula 9); la talla mediana passa de 40 a 60 cm, i la talla màxima iguala la que fou observada l'any 1994 (85 cm). El rang entre la talla màxima i la mínima (63 cm) és també la més elevada de tot el seguiment (Taula 9). Evidentment, la forma que adopta la distribució de talles és notablement diferent a la d'anys anteriors, caracteritzant-se per un biaix netament negatiu en situar-se la classe modal en els exemplars més grossos, que ultrapassen els 60 cm (Figura 6). Com és de esperar, totes les comparacions de l'estructura de talles de l'any 2002 amb les de la resta d'anys el seguiment presenten diferències significatives (Taula 10).

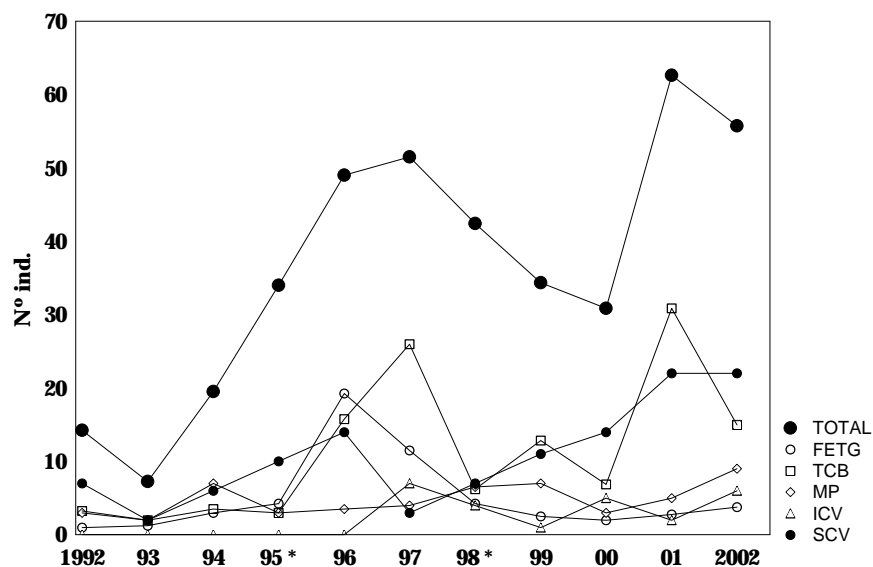


Figura 5.- Els déntols disminueixen respecte de l'any 2001, tot i mantenir-se en un valor força alt. El recorregut TCB és el que presenta una disminució més important, mentre que a la resta de zones (FETG, ICV, MP) el nombre augmenta lleugerament i romàn constant a SCV (les dades d'abundància total dels anys 1995 i 1998 són interpolades, ja que només es varen mostrejar els recorreguts repetits FETG i TCB).

Taula 7.- Nombre mig, instantàni i total de déntols (*Dentex dentex*) observats en els recorreguts repetits i únics a les illes Medes. Les dades mitjanes i de desviació típica (sd) corresponen als recorreguts repetits (z.r.) de les zones dels Tascons- Carall Bernat (TCB) i les Ferranelles – Tascó Gros (FETG). Les dades instantànies provenen dels recorreguts únics de la Meda Petita (MP), de l'Infern a la Cova de la Vaca (ICV) i del Salpatxot a la Cova de la Vaca (SCV), que no es varen mostrejar els anys 1995 i 1998.

	FETG	Sd	TCB	Sd	Total z.r.	Sd	Valid N
1992	1,00	0,82	3,25	1,71	4,25	1,26	4
1993	1,25	0,50	2,00	1,41	3,25	0,96	4
1994	3,00	2,16	3,50	2,65	6,50	4,12	4
1995	4,25	4,03	3,00	2,83	7,25	6,65	4
1996	19,25	15,13	15,75	11,03	35,00	12,73	4
1997	11,50	13,18	26,00	6,76	37,50	18,51	4
1998	4,25	3,86	6,19	4,40	10,44	4,38	4
1999	2,50	1,29	12,88	7,51	15,38	8,08	4
2000	2,00	1,83	6,88	5,27	8,88	4,59	4
2001	2,75	0,96	30,88	25,07	33,63	25,33	4
2002	3,75	2,63	15,00	4,78	18,75	6,14	4

	MP	ICV	SCV	TOTAL
1992	3,00	0,00	7,00	14,25
1993	2,00	0,00	2,00	7,25
1994	7,00	0,00	6,00	19,50
1995				
1996	0,00	0,00	14,00	49,00
1997	4,00	7,00	3,00	51,50
1998				
1999	7,00	1	11,00	34,38
2000	3,00	5,00	14,00	30,88
2001	5,00	2,00	22,00	62,63
2002	9,00	6,00	22,00	55,75

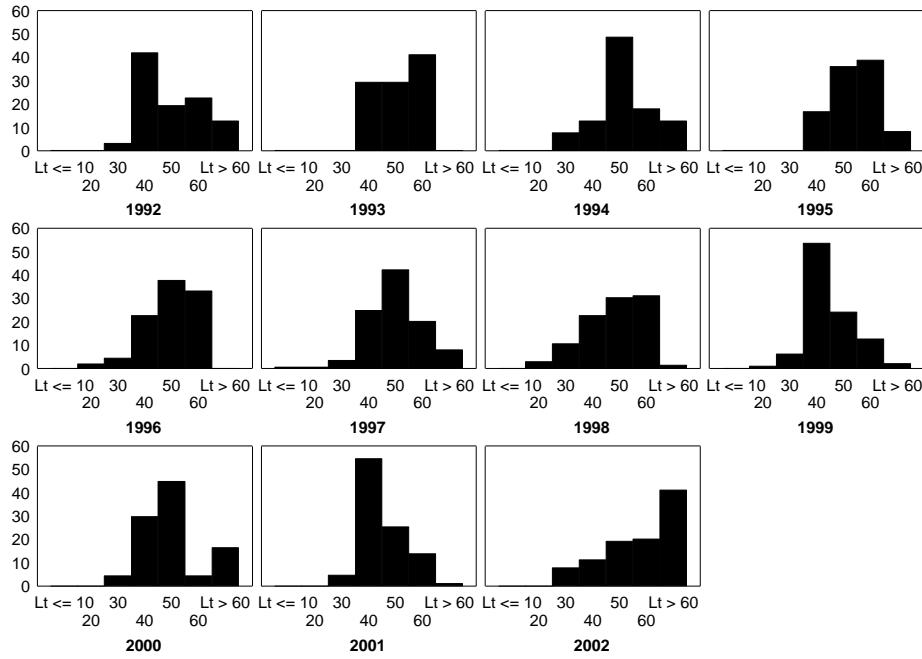


Figura 6.- L'estructura de talls dels déntols d'enguany es veu dominada per els grans exemplars de més de 60cm que integren més del 40% de tots els individus observats a les Medes.

Llobarro (*Dicentrarchus labrax*)

El nombre llobarros observats a les illes Medes és, amb 141 exemplars, el màxim de tot el seguiment; una vintena més dels que es varen observar els anys 1996 i 1999 (125 i 127, respectivament). L'evolució de les abundàncies d'aquesta espècie segueix les marcades oscil·lacions que presenten d'un any a l'altre, sense que tampoc es pugui definir una tendència temporal clara (Figura 7). Enguany, l'increment més notable es produeix en l'àrea dels Tascons-Carall Bernat-Ferranelles (Taula 11), especialment al recorregut FETG a on, en promig, han estat quantificats 48 llobarros,

força més que els 27 de 2001, però lluny encara dels 83 que es varen assolir l'any 1996 o els 65 de 1999. L'anàlisi de la variància comparant les mitjanes anuals dona que la variació és significativa, tot i que, segons i com demostren els tests *post-hoc* entre anys aparellats, aquesta diferència se centra entre l'any 1992 (Taula 12), en què es varen observar les abundàncies mínimes, amb la resta d'anys del seguiment. La manca de significació en la majoria de tests entre anys aparellats, malgrat les pregoneres diferències en les mitjanes, obeeix, sobre tot, a les enormes variàncies que hi ha entre els comptatges consecutius del mateix any.

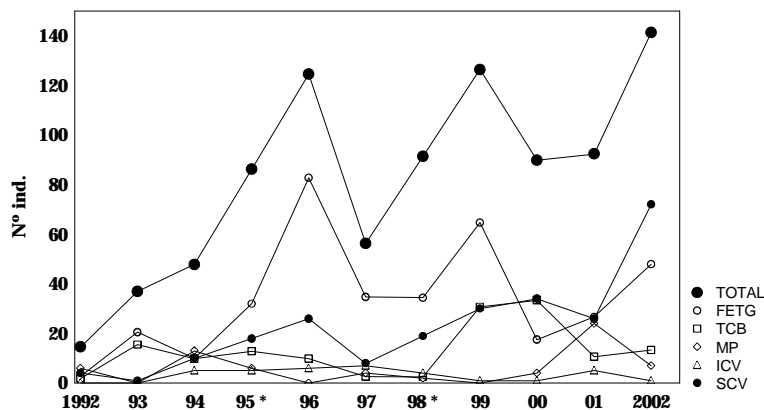


Figura 4.7.- El nombre de llobarros d'enguany és el més elevat de tot el seguiment degut, sobre tot, a l'important increment observat a la zona SCV.

Taula 4.11.- Nombre de llobarros (*Dicentrarchus labrax*) als diferents recorreguts i total a les illes Medes (abreujaments i símbols iguals que els de les taules 4.1 i 4.7).

Any	FETG	Sd	TCB	Sd	Total z.r.	Sd	N
1992	2,75	4,27	1,81	3,00	4,56	4,46	4
1993	20,50	14,64	15,50	15,50	36,00	24,86	4
1994	10,00	2,45	9,88	10,04	19,88	8,98	4
1995	32,00	9,97	12,75	5,04	44,75	13,11	4
1996	82,75	8,34	9,88	3,33	92,63	7,13	4
1997	34,75	31,16	2,63	2,29	37,38	30,33	4
1998	34,50	24,15	2,44	0,72	36,94	24,75	4
1999	64,75	33,14	30,75	20,19	95,50	27,44	4
2000	17,50	20,98	33,38	8,64	50,88	26,04	4
2001	26,75	11,98	10,63	1,49	37,38	13,38	4
2002	48,00	21,56	13,38	10,16	61,38	27,69	4

	MP	ICV	SCV	TOTAL
1992	6,00	0,00	4,00	14,56
1993	0,00	0,00	1,00	37,00
1994	13,00	5,00	10,00	47,88
1995				
1996	0,00	6,00	26,00	124,63
1997	4,00	7,00	8,00	56,38
1998				
1999	0,00	1,00	30,00	126,50
2000	4,00	1,00	34,00	89,88
2001	24,00	5,00	26,00	92,38
2002	7,00	1,00	72,00	141,38

Taula 12.- Resultat de l'anàlisi de la variància entre els valors mitjans d'abundància de loobarros als recorreguts repetits TCB i FETG (dades agrupades, transformades logarítmicament), i resultats dels tests post-hoc entre anys.

	SS	g.l.	MS	F	p
Any	31,483	10	3,148	4,388	< 0,001
Error	21,526	30	0,718		

	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001
1992										
1993	0,015									
1994	0,032	0,926								
1995	0,006	0,690	0,652							
1996	0,001	0,186	0,189	0,600						
1997	0,014	0,819	0,718	0,828	0,458					
1998	0,012	0,745	0,527	0,886	0,449	0,890				
1999	0,001	0,213	0,220	0,721	0,998	0,532	0,511			
2000	0,006	0,702	0,681	0,915	0,496	0,898	0,917	0,665		
2001	0,010	0,784	0,724	0,750	0,526	0,792	0,914	0,621	0,904	
2002	0,003	0,557	0,549	0,896	0,428	0,838	0,846	0,702	0,738	0,868

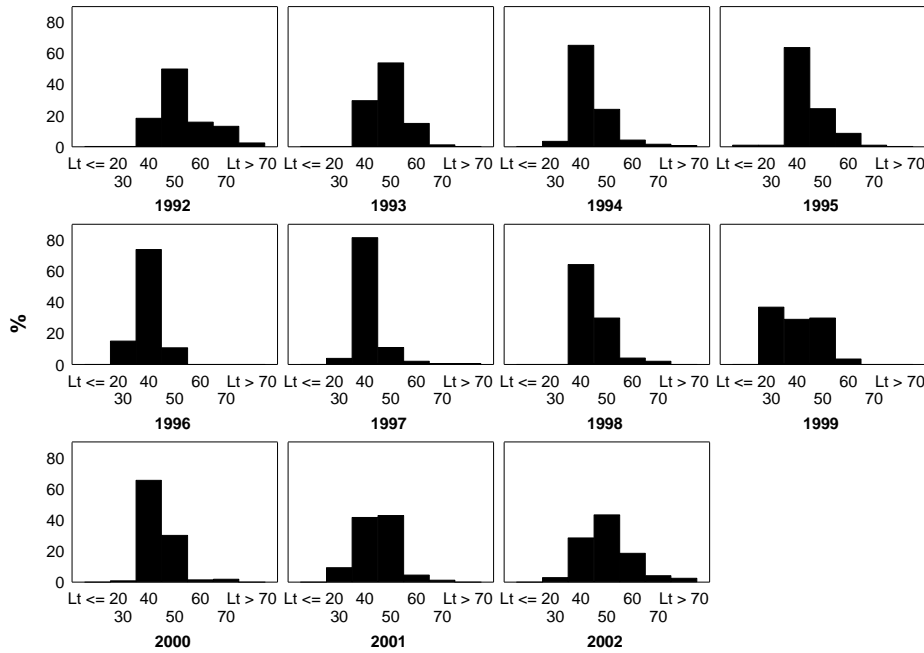


Figura 8.- Els llobarros presenten diferències anuals molt marcades en llur estructura de talls; enguany destaca la dominància relativa dels exemplars grossos respecte dels anys immediatament precedents.

El sarg imperial (*Diplodus cervinus*)

Els sargs imperials observats enguany han estat 82, una xifra alta, si bé no arriba, per poc, als valors màxims del seguiment, que s'assoliren els anys 1999 i 2001, amb 91 i 93 exemplars, respectivament (Figura 9). Respecte de l'any 2001, i per zones, el nombre de sargs soldats només s'incrementa al recorregut únic de l'Infern a la Cova de la Vaca (ICV); tant del Sapatxot a la Cova de la Vaca (SCV), com a la Meda Petita (MP) es produeix una disminució respecte de l'any

2001 (Taula 15). Degut a l'augment de la zona de les Ferranelles (FETG), i malgrat la petita davallada que es produeix a la zona dels Tascons – Carall Bernat (TCG), el nombre mig de sargs imperials augmenta lleugerament en l'àrea de recorreguts repetits. Els resultat de l'anàlisi de la variància demostra que les variacions interanuals en aquesta zona són significatives, malgrat que l'increment observat enguany respecte de l'any 2001, tot i ser important, no és significatiu en el marc del seguiment, tal i com ho demostra el test *post-hoc* entre ambdós anys (Taula 16).

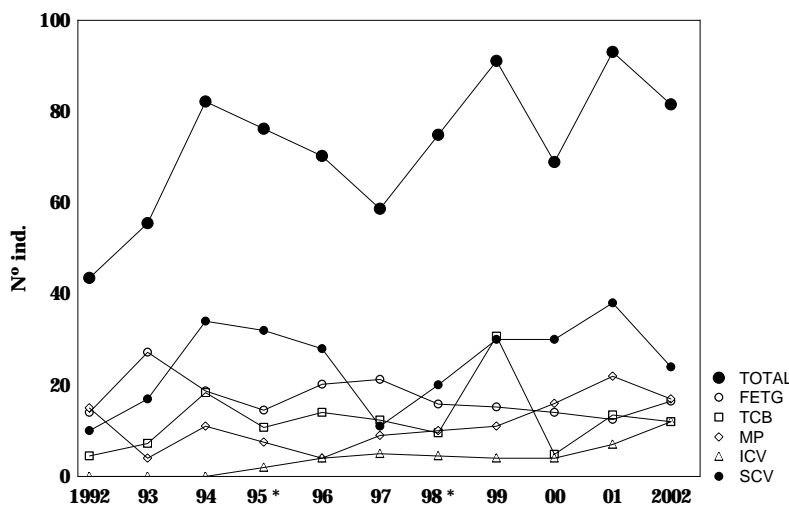


Figura 4.9.- Els sargs soldats o imperials es mantenen en un valor alt, no gaire allunyat de les xifres més altes, corresponents als anys 1999 i 2001

Taula 15.- Nombre de sargs imperials o soldats (*Diplodus cervinus*) total i als diferents recorreguts a les illes Medes (abreujaments i símbols iguals que els de les taules 4.1 i 4.7).

Any	FETG	Sd	TCB	Sd	Total z.r.	Sd	N
1992	14,00	2,45	4,50	1,29	18,50	2,89	4
1993	27,25	9,43	7,25	2,87	34,50	11,82	4
1994	18,75	6,02	18,38	5,07	37,13	10,45	4
1995	14,50	2,65	10,75	3,30	25,25	1,26	4
1996	20,25	4,99	14,00	2,42	34,25	5,98	4
1997	21,25	9,43	12,38	3,15	33,63	9,84	4
1998	15,88	1,55	9,56	1,85	25,44	2,47	4
1999	15,25	5,68	30,75	13,94	46,00	15,26	4
2000	14,00	5,16	4,88	1,44	18,88	6,22	4
2001	12,50	3,42	13,50	6,54	26,00	7,25	4
2002	16,50	4,80	12,00	4,34	28,50	8,22	4

	MP	ICV	SCV	TOTAL
1992	15	0	10	43,5
1993	4	0	17	55,5
1994	11	0	34	82,1
1995				
1996	4	4	28	70,3
1997	9	5	11	58,6
1998				
1999	11	4	30	91,0
2000	16	4	30	68,9
2001	22	7	38	93,0
2002	17	12	24	81,5

Taula 16.- Resultats de l'anàlisi de la variància entre les densitats mitjanes de sargs imperials als recorreguts repetits TCB i FETG i comparació post-hoc entre parelles d'anys.

	SS	g. l.	MS	F	p
Any	2,819	10	0,282	4,516	< 0,001
Error	1,872	30	0,062		

	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001
1992										
1993	0,050									
1994	0,022	0,863								
1995	0,095	0,705	0,527							
1996	0,041	0,863	0,733	0,677						
1997	0,044	0,947	0,936	0,652	0,968					
1998	0,317	0,503	0,405	1,000	0,518	0,383				
1999	0,002	0,366	0,266	0,087	0,316	0,437	0,062			
2000	0,939	0,052	0,022	0,186	0,042	0,048	0,377	0,001		
2001	0,212	0,612	0,464	0,998	0,600	0,530	0,982	0,073	0,291	
2002	0,200	0,618	0,595	0,960	0,682	0,389	0,643	0,130	0,227	0,876

Pel què fa a les mides, tant la talla mitjana com la mediana d'aquesta espècie romanen molt similars a la dels anys anteriors (Taula 17). Nogensmenys, la distribució de talles es presenta més centrada que en altres anys, amb un lleuger biaix negatiu (-0.12). L'histograma de talles (en classes de talla de 10 en 10cm) demostra una certa constància interanual, mantenint-se constant la classe modal de la distribució, integrada pels individus de 30 a 40cm. Enguany, i respecte de l'any 2001,

s'incrementen relativament els exemplars de més de 40cm i els de menys de 30cm. En qualsevol cas, però, la distribució de talles no presenta diferències significatives amb les dels anys immediatament anteriors (2000 i 2001), tal i com ho demostren els tests de Kolmogorov-Smirnov (Taula 18). Manquen, però, els grans exemplars observats en altres anys, i la talla màxima se situa entre les més baixes del seguiment, no havent-se observat cap exemplar que superés els 50cm.

Taula 17.- Estadístiques anuals de l'estructura de talles dels sargs imperials a les illes Medes.

Any	Lt. mitjana	Sd.	Lt. mediana	N	Lt. min.	Lt. màx.	Rang	Biaix
1992	37,79	5,95	40,00	99	25,00	55,00	30	-0,01
1993	38,32	5,63	40,00	159	25,00	55,00	30	-0,01
1994	38,56	6,11	38,00	205	25,00	65,00	40	0,59
1995	38,11	6,35	38,00	116	20,00	55,00	35	0,25
1996	35,90	5,90	35,00	188	18,00	50,00	32	-0,26
1997	36,40	5,72	36,00	174	18,00	52,00	34	-0,33
1998	39,02	5,58	40,00	138	25,00	57,00	32	0,39
1999	39,27	5,93	40,00	246	15,00	60,00	45	-0,25
2000	37,90	5,45	38,00	147	20,00	50,00	30	-0,46
2001	37,09	5,22	37,00	183	18,00	65,00	47	0,43
2002	37,36	5,83	38,00	171	22,00	50,00	28	-0,12

Taula 18.- Comparació de la distribució anual de talles dels sargs imperials a les illes Medes. Resultats dels tests de Kolmogorov-Smirnov.

	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001
1992	—									
1993	n.s.	—								
1994	n.s.	p< 0,01	—							
1995	n.s.	n.s.	n.s.	—						
1996	n.s.	p< 0,001	p< 0,001	p< 0,05	—					
1997	n.s.	p< 0,001	0,01 **	n.s.	n.s.	—				
1998	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	p< 0,001	p< 0,001	—			
1999	n.s.	p< 0,05	n.s.	n.s.	p< 0,001	p< 0,001	n.s.	—		
2000	n.s.	p< 0,05	n.s.	n.s.	p< 0,05	n.s.	n.s.	n.s.	—	
2001	n.s.	p< 0,001	p< 0,05	n.s.	n.s.	n.s.	p< 0,05	p< 0,001	p< 0,05	—
2002	n.s.	p< 0,001	n.s.	n.s.	p< 0,05	n.s.	p< 0,05	p< 0,05	n.s.	n.s.

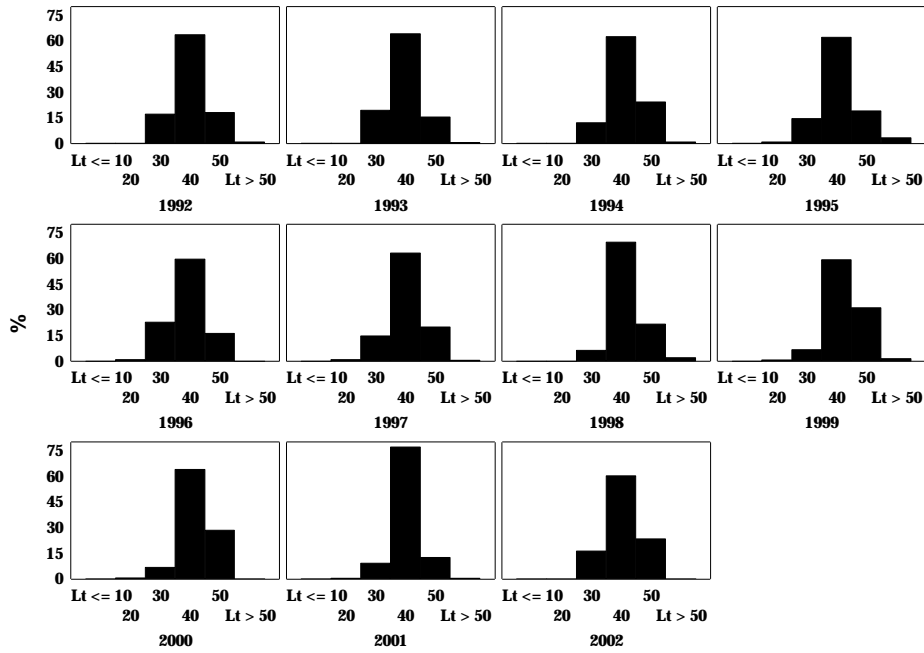


Figura 10.- A diferència dels llobarros i els déntols, els sargs soldats presenten una estructura de talls força constant que es caracteritza per una classe modal que se situa entre els 30 i els 40cm. Enguany la classe modal és menys acusada que en l'any 2001, incrementant-se, relativament, tant els exemplars menors com els majors.

El pagre (*Pagrus pagrus*)

El nombre de pagres (55) és força alt comparat amb els que han estat observats en anys anteriors, exceptuant els 92 exemplars de l'any 2001, quan s'assolí el màxim de tot el seguiment (Figura 11). Com fou el cas l'any passat, els pagres han estat observats densament amolats i en comptages aïllats, mentre que han resultat totalment absents en altres recorreguts (TCB, MP i SCV) (Taula 19). Enguany, aquestes moles han estat constatades en un dels recorreguts efectuats a les Ferranelles (FETG) i en el recorregut únic corresponent a la zona de l'Infern a la Cova de la Vaca. En l'àrea de comptages repetits, la variació inter-anual és significativa, si bé els tests *post-hoc* només donen diferències significatives entre els anys amb valors extrems (Taula 20).

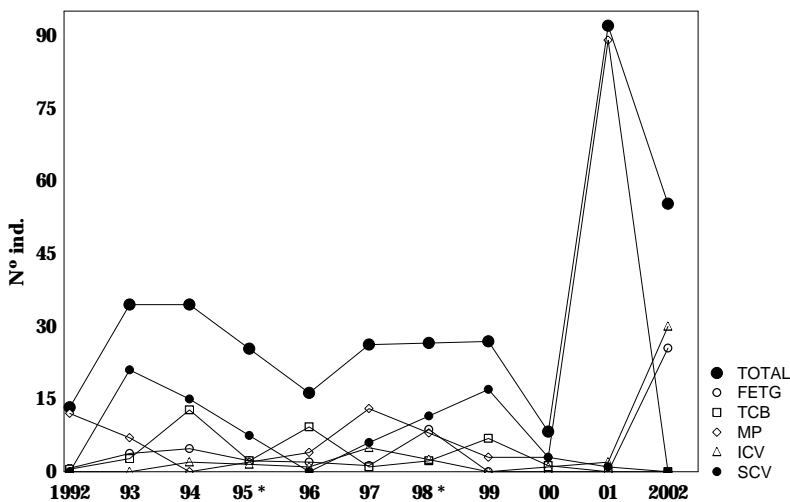


Figura 11.- Tant l'any 2001 com el 2002, l'abundància de pagres a les Medes els anys 2001 i 2002 es veu condicionada per la presència puntual de grans moles que contrastes amb les absències absolutes de l'espècie en alguns recorreguts (TCB, MP, SCV).

Taula 4.19.- Nombre de pagres (*Pagrus pagrus*) als diferents recorreguts a les illes Medes (abreujaments i símbols iguals que els de les taules 4.1 i 4.7).

Any	FETG	Sd	TCB	Sd	Total z.r.	Sd	N
1992	0,75	1,50	0,50	1,00	1,25	2,50	4
1993	3,75	2,50	2,75	1,26	6,50	3,00	4
1994	4,75	1,26	12,75	3,10	17,50	3,70	4
1995	2,25	2,87	2,25	2,87	4,50	3,87	4
1996	2,00	0,82	9,25	4,11	11,25	4,11	4
1997	1,25	1,26	1,00	0,82	2,25	0,96	4
1998	8,75	17,50	2,25	0,96	11,00	16,67	4
1999	0,00	0,00	6,88	4,52	6,88	4,52	4
2000	0,00	0,00	1,25	1,50	1,25	1,50	4
2001	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	4
2002	25,25	50,50	0,00	0,00	25,25	50,50	4

	MP	ICV	SCV	TOTAL
1992	12	0	0	13,25
1993	7	0	21	34,5
1994	0	2	15	34,5
1995				
1996	4	1	0	16,25
1997	13	5	6	26,25
1998				
1999	3	0	17	26,875
2000	3	1	3	8,25
2001	89	2	1	92,00
2002	0	30	0	55,25

Taula 4.20.- Resultat de l'anàlisi de la variància i dels tests post-hoc entre les abundàncies mitjanes anuals de pagres obtingudes als recorreguts replicats (TCB i FETG; dades agrupades, transformades logarímicament).

	SS	g.l.	MS	F	p-level
Any	31,163	10	3,116	3,521	<0,004
Error	26,549	30	0,885		

	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001
1992										
1993	0,294									
1994	0,026	0,493								
1995	0,605	0,694	0,248							
1996	0,101	0,732	0,509	0,523						
1997	0,557	0,739	0,179	0,915	0,448					
1998	0,296	0,902	0,539	0,493	0,814	0,694				
1999	0,341	0,993	0,345	0,841	0,460	0,818	0,990			
2000	0,796	0,364	0,040	0,642	0,144	0,441	0,351	0,428		
2001	0,506	0,100	0,006	0,306	0,026	0,334	0,106	0,117	0,624	
2002	0,713	0,633	0,154	0,707	0,390	0,982	0,537	0,747	0,703	0,427

Les talles mitjanes i medianes (al voltant dels 20 cm) dels pagres en els darrers anys romanen relativament petites en comparació amb les que foren observades fins l'any 1996, quan se situaren, o fins i tot superaren, els 30cm (Taula 21). D'altra banda, el caràcter marcadament gregari de l'espècie, que forma moles integrades per exemplars de talla similar, i el baix nombre d'individus observat alguns anys, fa que les diferències de les freqüències de talles entre anys siguin gairebé sempre significatives (Taula 22). Observant l'histograma de talles anual de l'espècie (Figura 12) es pot observar que la classe modal ha passat d'estar integrada per exemplars mitjans, de 20 a 30cm, o grossos, de 30 a 35cm, fins l'any 1996, a a ser formada per peixos petits d'entre 15 a 20cm des d'aleshores fins enguany, excepció feta l'any 2000, en què la classe modal se situà entre 20 i 30cm. Queda clar un enrarament relatiu, més que no absolut, dels grans exemplars que resten molt minimitzats en front de les denses moles de pagres més aviat petits; això explica la disminució de les talles mitjanes en els darrers anys del seguiment.

Taula 4.21.- Estadístiques anuals de la distribució de talles dels pagres a les illes Medes.

Any	Lt. mitjana	Sd.	Lt. mediana	N	Lt. min.	Lt. màx.	Rang	Biaix
1992	31,18	5,46	30	17	20	40	20	-0,20
1993	29,07	5,10	30	54	18	40	22	-0,25
1994	32,78	6,69	35	88	17,5	40	22,5	-0,88
1995	28,83	5,02	30	18	20	36	16	-0,06
1996	31,20	5,59	32,5	50	10	38	28	-1,57
1997	20,76	5,76	20	33	10	34	24	0,24
1998	17,13	2,16	17	47	15	30	15	4,74
1999	17,35	5,59	16	49	8	40	32	2,45
2000	24,75	7,61	25,5	12	12	35	23	-0,16
2001	20,73	4,12	20	91	8	40	32	0,94
2002	19,74	2,72	20	137	10	35	25	1,00

Taula 4.22.- Resultats dels tests de Kolmogorov-Smirnov entre la distribucions de talles anuals dels pagres de les illes Medes.

	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001
1992	-									
1993	n.s.	-								
1994	n.s.	p< 0,001	-							
1995	n.s.	n.s.	n.s.	-						
1996	n.s.	p< 0.01	0,05 *	n.s.	-					
1997	p< 0,001	p< 0,001	p< 0,001	p< 0,001	p< 0,001	-				
1998	p< 0,001	p< 0,001	p< 0,001	p< 0,001	p< 0,001	p< 0,001	-			
1999	p< 0,001	p< 0,001	p< 0,001	p< 0,001	p< 0,001	p< 0,001	p< 0,001	-		
2000	n.s.	n.s.	0,05 *	n.s.	n.s.	n.s.	p< 0,001	p< 0,01		
2001	p< 0,001	p< 0,001	p< 0,001	p< 0,001	p< 0,001	p< 0,01	p< 0,01	p< 0,001	p< 0,001	
2002	p< 0,001	p< 0,001	p< 0,001	p< 0,001	p< 0,001	p< 0,05	p< 0,001	p< 0,001	p< 0,01	p< 0,001

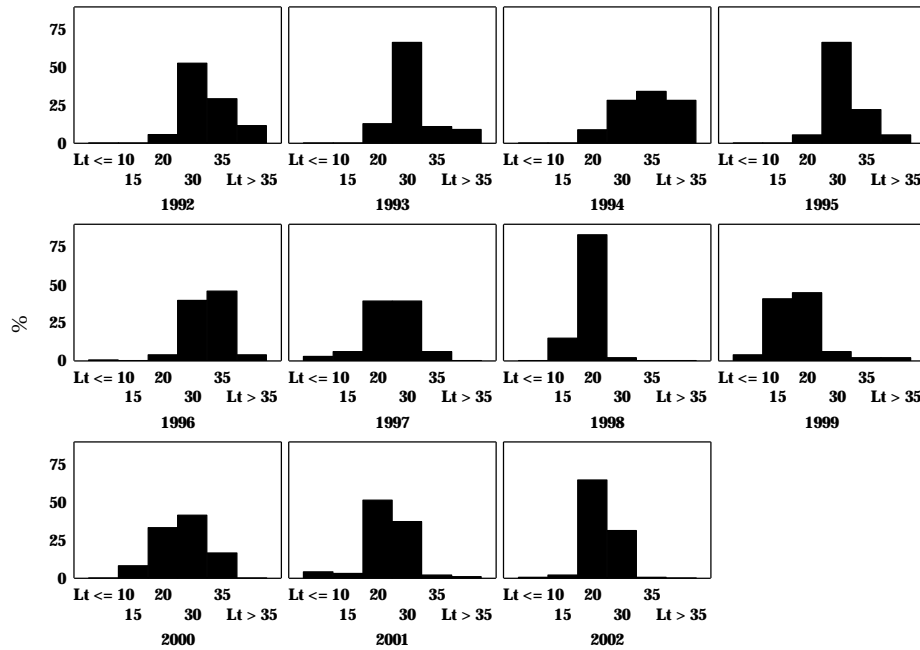


Figura 4.12.- L'estructura de talles dels pagres és molt variable entre anys degut al baix nombre d'exemplars que, tradicionalment, apareixen en els inventaris fins l'any 2001. Les agregacions en moles d'exemplars més aviat petits, caracteritzen les distribucions dels anys 2001 i 2002.

El corball (*Sciaena umbra*)

Els corballs, que mantenen unes abundàncies força constants els darrers tres anys (entre 90 i 100 individus), presenten, enguany, un augment considerable en haver-se observat 129 exemplars (Figura 13). Del Salpatxot a la Cova de la Vaca (SCV) és a on s'ha constatat l'increment més notable de corballs, amb gairebé una cinquantena d'exemplars més que l'any 2001. A la Meda Petita també es produeix un increment, més moderat, de 19 a 28 individus, un valor molt similar als 30 corballs que es varen quantificar l'any 2000 i que fou el nombre màxim de tot el seguiment (Taula

23). Ben al contrari, en els recorreguts repetits de les Ferranelles (FETG) i dels Tascons –Carall Bernat (TCB), el nombre mig de corballs ha resultat ser inferior respecte d'anys precedents, amb una notable davallada que ha afectat especialment a la zona TCB (Taula 13). La comparació entre les abundàncies mitjanes anuals dels recorreguts repetits donen una variació significativa (Taula 24) i els tests *post-hoc* entre parelles d'anys demostren una disminució significativa del nombre mig de corballs observat l'any 2002 respecte de 1995 i 1999, anys en què s'assoliren els màxims de tot el seguiment en aquesta àrea.

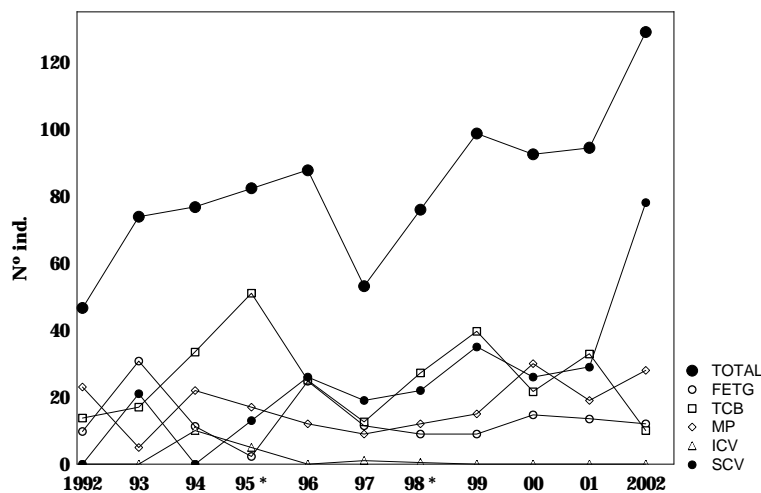


Figura 13.- Tot i una disminució en les zones TCB i FETG, el nombre de corballs assolix el màxim de tot el seguiment degut, sobre tot, a l'increment observat a SCV, i, en menor mesura, a MP.

Taula 23.- Nombre de corballs (*Sciaena umbra*) als diferents recorreguts de les illes Medes (abreujaments i símbols iguals que els de les taules 4.1 i 4.7).

Any	FETG	Sd	TCB	Sd	Total z.r.	Sd	N
1992	9,75	7,37	13,75	5,12	23,50	3,00	4
1993	30,75	4,35	17,00	6,32	47,75	7,41	4
1994	11,25	2,06	33,50	14,43	44,75	15,92	4
1995	2,25	2,63	51,00	8,42	53,25	9,28	4
1996	24,75	9,81	25,00	12,80	49,75	17,33	4
1997	11,50	4,04	12,63	12,95	24,13	12,39	4
1998	9,00	5,48	27,19	10,77	36,19	10,17	4
1999	9,00	5,66	39,63	12,02	48,63	6,76	4
2000	14,75	10,56	21,63	11,32	36,38	21,53	4
2001	13,50	10,66	32,88	13,97	48,88	23,22	4
2002	12,00	3,74	10,88	7,48	22,88	10,78	4

	MP	ICV	SCV	TOTAL
1992	23	0	0	46,50
1993	5	0	21	73,75
1994	22	10	0	76,75
1995				
1996	12	0	26	87,75
1997	9	1	19	53,13
1998				
1999	15	0	35	98,63
2000	30	0	26	92,38
2001	19	0	29	94,38
2002	28	0	78	128,88

Taula 24.- Anàlisi de la variància i comparacions post-hoc entre les abundàncies mitjanes anuals dels corballs als recorreguts repetits de TCB i FETG (dades agrupades, transformades logarítmicament).

	SS	g.l.	MS	F	p
Any	11,279	10	1,128	3,713	< 0,003
Error	9,113	30	0,304		

	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001
1992										
1993	0,598									
1994	0,358	0,602								
1995	0,049	0,130	0,459							
1996	0,569	0,724	0,837	0,344						
1997	0,646	0,491	0,097	0,008	0,267					
1998	0,489	0,692	0,869	0,442	0,744	0,184				
1999	0,182	0,375	0,621	0,486	0,672	0,037	0,747			
2000	0,686	0,766	0,690	0,191	0,642	0,431	0,706	0,478		
2001	0,345	0,567	0,922	0,567	0,744	0,100	0,688	0,822	0,628	
2002	0,474	0,429	0,117	0,010	0,278	0,864	0,203	0,047	0,417	0,117

Tant la talla mitjana com la mediana dels corballs a les Medes se segueixen mantenint pràcticament constants des que s'inicià el seguiment, excepció feta de l'any 1997, en què tant una com l'altra foren menors (Taula 25). L'anàlisi de Kolmogorov-Smirnov demostra que l'estructura de talles dels corballs no difereix significativament de la que fou observada l'any 2001 (Taula 26). Els

histogrames de talles anuals, agrupades en classes de 10 en 10cm, reflecteixen aquesta relativa constància interanual: la classe modal romàn inalterablement situada entre els 30 i els 40cm, si bé enguany es pot observar un augment percentual dels exemplars que es troben tant per sobre com per sota d'aquesta classe de talla (Figura 14).

Taula 25.- Dades estadístiques anuals de les talles de la població de corballs a les illes Medes.

Any	Lt. mitjana	Sd.	Lt. mediana	N	Lt. min.	Lt. màx.	Rang	Biaix
1992	39,11	5,36	40	130	25	60	35,00	0,46
1993	39,48	5,07	40	217	25	50	25,00	-0,13
1994	39,13	5,35	40	310	25	60	35,00	0,20
1995	38,08	6,63	40	358	17,5	65	47,50	0,01
1996	39,62	4,78	40	324	25	50	25,00	-0,25
1997	36,15	4,46	35	175	25	50	25,00	-0,20
1998	39,93	3,42	40	256	20	55	35,00	-0,61
1999	40,31	4,05	40	383	20	60	40,00	-0,06
2000	38,93	4,72	40	247	24	57	33,00	0,12
2001	38,51	4,60	40	332	25	50	25,00	-0,49
2002	39,07	5,72	40	238	25	55	30,00	-0,32

Taula 26.- Resultats dels tests de Kolmogorov-Smirnov entre les distribucions anuals de talles dels corballs a les illes Medes.

	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001
1992	—									
1993	n.s.	—								
1994	n.s.	n.s.	—							
1995	n.s.	p< 0,05	p< 0,001	—						
1996	n.s.	n.s.	n.s.	p< 0,01	—					
1997	p< 0,001	p< 0,001	p< 0,001	p< 0,001	p< 0,001	—				
1998	p< 0,001	p< 0,001	p< 0,001	p< 0,001	p< 0,01	p< 0,001	—			
1999	p< 0,001	p< 0,001	p< 0,001	p< 0,001	p< 0,001	p< 0,001	n.s.	—		
2000	n.s.	p< 0,01	p< 0,001	n.s.	p< 0,01	p< 0,001	p< 0,001	p< 0,001	—	
2001	n.s.	p< 0,01	p< 0,001	n.s.	p< 0,01	p< 0,001	p< 0,001	p< 0,001	n.s.	—
2002	p< 0,01	p< 0,01	p< 0,01	p< 0,001	n.s.	p< 0,001	p< 0,001	p< 0,001	p< 0,05	n.s.

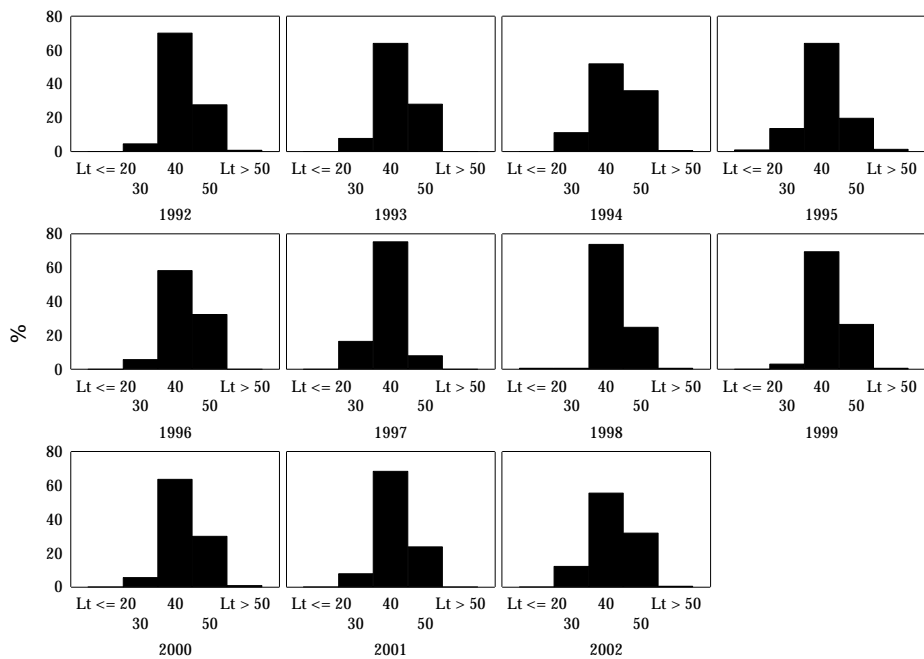


Figura 4.14.- Malgrat les lleugeres variacions que poden ser atribuïdes a l'estima visual de les mides, l'estructura de talls dels corballs (dades agrupades de 10 en 10 cm) es manté força estable d'un any a un altre.

La dorada (*Sparus aurata*)

A diferència de la resta d'espècies, i malgrat el relatiu increment de l'any passat, la dorada sembla confirmar la tendència a la baixa respecte del valor màxim del seguiment, assolit l'any 1994 (Figura 15). Enguany, només han estat observats 23 exemplars i la disminució s'ha produït a totes les zones, llevat de la corresponent a la del Sapatxot a la Cova de la Vaca (SCV) a on el nombre de

dorades es manté constant respecte de l'any 2001 (Taula 27). El nombre mig de dorades a la zona replicada dels Tascons-Carall Bernat (TCB) i les Ferranelles (FETG) presenta diferències significatives en funció de l'any (Taula 28); les comparacions *post-hoc* entre parelles d'anys demostren que, d'acord amb aquesta tendència, la disminució del nombre mig de dorades en aquesta àrea ha estat significativa respecte de tots els anys anteriors.

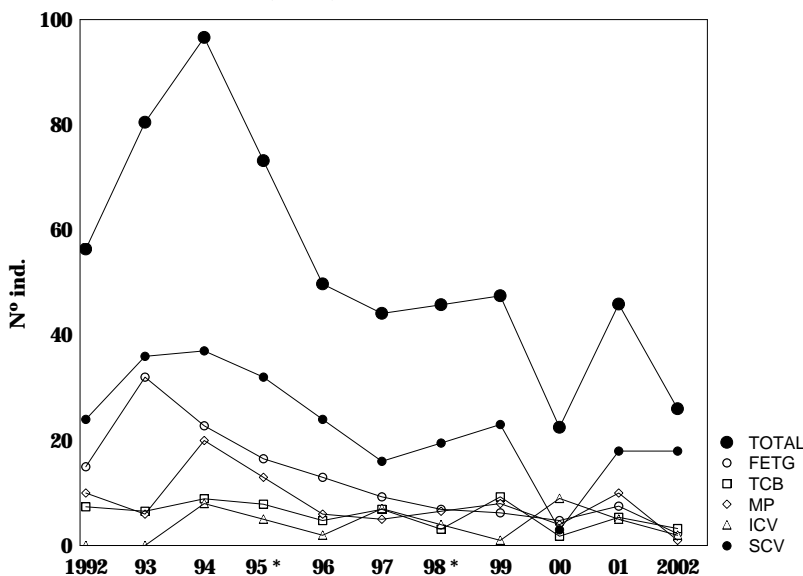


Figura 15.- Contrastant amb la resta d'espècies i malgrat la recuperació de l'any 2001, el nombre de dorades és allunyat dels màxims assolits en els primers anys de seguiment (1992-1994), la qual cosa sembla confirmar la davallada general de l'espècie.

Taula 27.- Nombre de dorades (*Sparus aurata*) als diferents recorreguts de les illes Medes (abreujaments i símbols iguals que els de les taules 4.1 i 4.7).

Any	FETG	Sd	TCB	Sd	Total z.r.	Sd	N
1992	15,00	2,00	7,38	5,41	22,38	5,85	4
1993	32,00	13,49	6,50	0,58	38,50	13,77	4
1994	22,75	1,71	8,88	5,20	31,63	5,22	4
1995	16,50	9,18	7,88	5,50	24,38	11,55	4
1996	13,00	7,39	4,75	1,19	17,75	6,38	4
1997	9,25	5,50	6,88	3,12	16,13	7,38	4
1998	6,88	0,85	3,13	1,31	10,00	2,04	4
1999	6,25	1,71	9,25	5,55	15,50	6,34	4
2000	4,75	0,50	1,75	1,50	6,50	1,29	4
2001	7,50	2,38	5,38	1,55	12,88	3,59	4
2002	2,25	1,50	3,25	1,32	5,50	1,22	4

	MP	ICV	SCV	TOTAL
1992	10	0	24	56,375
1993	6	0	36	80,5
1994	20	8	37	96,625
1995				
1996	6	2	24	49,75
1997	5	7	16	44,125
1998				
1999	8	1	23	47,5
2000	4	9	3	22,50
2001	10	5	18	45,88
2002	1	2	18	26,50

Taula 28.- Anàlisi de la variància i resultats dels tests post-hoc entre anys, de les densitats mitjanes de dorades als recorreguts repetits de TCB i FETG (les dades han estat agrupades pels dos recorreguts i transformades logarítmicament).

	SS	g.l.	MS	F	p
Anyt	17,928	10	1,793	14,128	< 0,001
Error	3,807	30	0,127		

	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001
1992										
1993	0,033									
1994	0,123	0,293								
1995	0,967	0,052	0,250							
1996	0,616	0,009	0,075	0,374						
1997	0,098	0,000	0,003	0,063	0,155					
1998	0,084	0,000	0,002	0,068	0,266	0,915				
1999	0,045	0,000	0,001	0,038	0,185	0,852	0,690			
2000	0,007	0,000	0,000	0,006	0,043	0,481	0,438	0,407		
2001	0,095	0,000	0,003	0,070	0,237	0,840	0,844	0,820	0,484	
2002	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,003	0,003	0,005	0,015	0,003

La talla mitjana de les dorades es manté relativament constant respecte dels anys immediatament anteriors, si bé la talla mediana s'incrementa fins els 45cm, éssent la màxima de tot el seguiment (Taula 29). Amb tot, les anàlisis de Kolgorov-Smirnov no presenten diferències significatives entre l'any 2002 i els quatre anys anteriors (1998-2001), si bé el relativament baix

nombre d'individus observat durant aquests anys en pot ser la causa. La classe modal de la distribució de talles (agrupades de 10 en 10cm) d'enguany se situa entre els 30 i els 40cm, si bé amb una freqüència molt similar a la que presenta la classe de talla superior (de 40 a 50cm). Entre ambdues integren gairebé el 90% de la població (Figura 16).

Taula 29.- Dades estadístiques de la distribució anual de talles de les dorades a les illes Medes.

Any	Lt. mitjana	Sd.	Lt. mediana	N	Lt. min.	Lt. màx.	Rang	Biaix
1992	42,43	6,66	40	136	30	70	40	1,09
1993	41,88	4,65	40	196	30	60	30	0,54
1994	41,22	7,03	40	209	25	70	45	1,38
1995	40,72	8,63	40	107	20	75	55	1,15
1996	39,79	6,12	40	112	27	65	38	1,11
1997	39,20	4,69	40	100	28	52	24	-0,03
1998	41,09	7,00	40	54	27	65	38	0,84
1999	40,35	8,21	40	112	20	75	55	0,90
2000	43,10	6,41	42	48	32	62	30	0,66
2001	43,12	6,87	42	90	20	60	40	-0,03
2002	43,09	7,92	45	46	30	65	35	0,50

Taula 30.- Resultats dels tests de Kolmogorov-Smirnov entre les estructures de talles anuals de les dorades a les illes Medes.

	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001
1992	–									
1993	n.s.	–								
1994	p< 0,001	p< 0,001	–							
1995	n.s.	p< 0,05	n.s.	–						
1996	0,05 *	p< 0,001	n.s.	n.s.	–					
1997	p< 0,001	p< 0,001	p< 0,05	n.s.	n.s.	–				
1998	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	–			
1999	n.s.	p< 0,01	n.s.	n.s.	n.s.	0,05 *	n.s.	–		
2000	n.s.	p< 0,05	p< 0,05	n.s.	p< 0,05	p< 0,01	n.s.	n.s.	–	
2001	p< 0,001	p< 0,01	p< 0,001	p< 0,001	p< 0,001	p< 0,001	n.s.	p< 0,001	n.s.	–
2002	n.s.	p< 0,05	n.s.	P< 0,05	p< 0,01	p< 0,001	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.

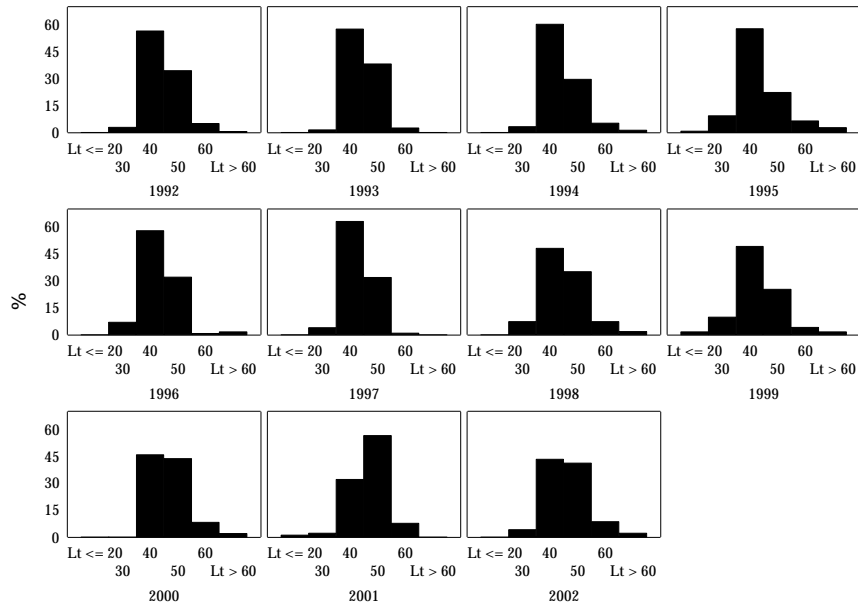


Figura 16.- La distribució de talles de les dorades de l'any 2002 s'assembla força a la que fou observada l'any 2000. La classe modal de talles de les dorades se situa entre els 30 i els 40cm si bé la classe immediatament superior, d'entre 40 i 50cm, presenta una freqüència molt especial.

Evolució de la zona parcialment protegida del Molinet a la Pta. Salines i de la zona, no protegida, entre l'illa del Dui i el cap d'Ultrera.

El nombre mig de meros a la zona parcialment protegida del Molinet presenta unes variacions notables entre un any i l'altre, des que s'iniciaren els comptatges repetits (1998), tal i com queda demostrat en l'anàlisi de la variància que compara els valors anuals mitjans (Taula 31). Enguany, hom constata una certa disminució respecte de l'any passat, tot i que en les comparacions *post-hoc* entre parelles d'anys només donen com a significatives les diferències entre l'abundància mitjana de 1999 (any en què s'observà un nombre mig de meros mínim a la zona) respecte la resta d'anys, que presentaren abundàncies mitjanes força majors (Taula 32). En qualsevol cas, el nombre mig de meros d'enguany (2), així com el nombre màxim d'exemplars observat en un sol recorregut (3) queden molt per sota dels 6 que es varen quantificar l'any 1997 en un comptatge únic (Figura 17).

La comparació de la zona parcialment protegida i la zona no protegida, amb una anàlisi de la variància de dos factors (protecció i any), demostra que no hi ha diferències significatives entre ambdues zones, però sí entre els anys (Taula 32). No es produeix cap interacció significativa entre ambdós factors, la qual cosa demostra que la dinàmica temporal d'ambdues zones és del tot similar; les comparacions *pot-hoc* entre anys

aparellats demostren que l'abundància mitjana de meros en conjunt fou significativament més elevada l'any 2001 respecte dels anys 1999, 2000 i 2002 (Taula 32).

Els dèntols presenten un nombre mitjà d'individus relativament baix a la zona parcialment protegida del Molinet (Taula 31), seguint així la tònica a la baixa que semblà iniciar-se el 1999 i que contrasta amb els valors obtinguts en els recorreguts únics dels anys anteriors, que resultaren força més elevats (Figura 17). El resultat de l'anàlisi de la variància entre anys és significatiu, i les comparacions *post-hoc* assenyalen diferències significatives entre l'any 1998, en què es va observar la màxima abundància mitjana de dèntols, amb l'any 2001, en què es trobà la densitat més baixa. La comparació entre la zona parcialment protegida i la no protegida, tenint en compte els anys, demostra que hi ha una diferència significativa tant entre zones com entre anys, tot i que no hi ha interacció entre ambdós factors, la qual cosa demostra que les diferències entre zones són força constants any rera any. En aquest sentit, pot resultar fins a cert punt xocant observar que els dèntols siguin regularment més abundants a la zona no protegida que no a la parcialment protegida. Pel què fa als anys, segons les comparacions *post-hoc*, l'abundància mitjana de dèntols observada l'any 1999, en el conjunt d'ambdues zones, fou significativament superior a la resta d'anys (Taula 32).

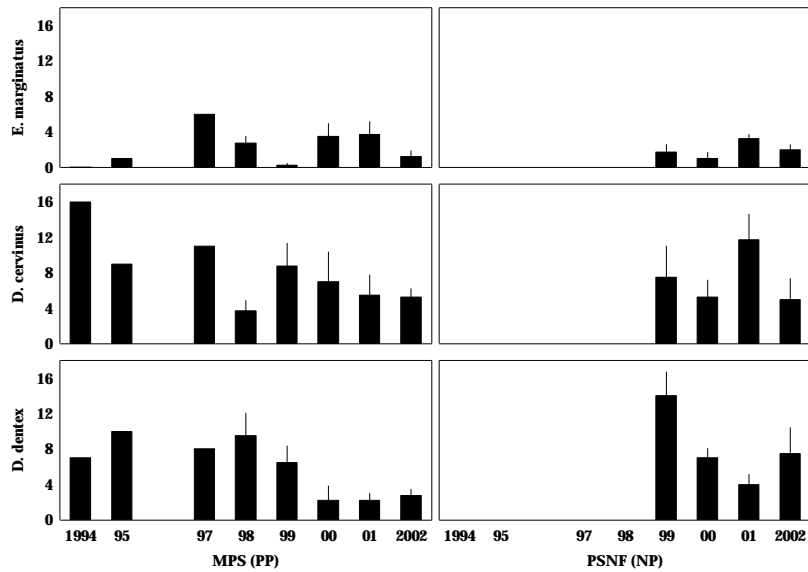


Figura 17.- Abundàncies totals de meros (*E. marginatus*), sargs soldats (*D. cervinus*) i déntols (*D. dentex*) al la zona parcialment protegida del Molinet (PP), des de 1994, i de la costa veïna no protegida (NP) de la Punta salines al Cap d'Utrera (NP) des de 1999.

Taula 31.- Abundància de les espècies estudiades a la zona parcialment protegida del Molinet a la Pta Salines i a la nona no protegida de la Pta. Salines al Cap d'Utrera.

	Any	Sd	Sd	Sd	Sd	Sd	Sd	Sd	Sd
P.	1994	0,00	7,00	16,00	1,00				
P.	1995	1,00	10,00	9,00	7,00				
P.	1997	6,00	8,00	11,00	1,00				
P.	1998	2,75	1,50	9,50	5,07	3,75	2,22	0,00	0,00
P.	1999	0,25	0,50	6,50	3,70	8,75	5,19	0,75	0,96
P.	2000	3,50	2,89	2,25	3,20	7,00	6,68	0,00	0,00
P.	2001	3,75	2,87	2,25	1,50	5,50	4,51	0,25	0,50
P.	2002	1,25	1,26	2,75	1,50	5,25	1,89	0,50	1,00
No prot.	1999	1,75	1,71	14,00	5,35	7,50	7,00	0,00	0,00
No prot.	2000	1,00	1,41	7,00	2,16	5,25	3,86	0,00	0,00
No prot.	2001	3,25	0,96	4,00	2,31	11,75	5,74	0,00	0,00
No prot.	2002	2,00	1,15	7,50	5,80	5,00	4,69	0,00	0,00
		Sd	Sd	Sd	N				
P.	1994	3,00	17,00	0,00	1				
P.	1995	2,00	21,00	2,00	1				
P.	1997	1,00	12,00	7,00	1				
P.	1998	6,50	7,94	5,75	3,40	1,50	1,00	4	
P.	1999	5,50	2,38	3,50	1,29	0,25	0,50	4	
P.	2000	7,75	9,46	2,75	2,22	0,50	1,00	4	
P.	2001	6,50	7,77	3,00	3,56	1,25	1,50	4	
P.	2002	3,25	2,22	4,00	1,83	5,00	6,22	4	
No prot.	1999	5,25	3,30	6,00	0,82	0,00	0,00	4	
No prot.	2000	1,50	1,29	2,00	1,83	0,00	0,00	4	
No prot.	2001	6,50	2,08	2,75	0,96	0,25	0,50	4	
No prot.	2002	10	7,70	2,00	2,16	0,00	0,00	4	

Taula 32.- Anàlisi de la variància entre a) els anys 1998 1999, 2000 i 2001 a la zona parcialment protegida del Molinet (PP), i b) entre els anys 1999, 2000 i 2001 i nivells de protecció, de les abundàncies mitjanes de les espècies considerades en l'estudi (dades transformades logarítmicament).

	SS	g.l.	MS	F	p		Post-hoc
<i>E. marginatus</i>							
a) ANY (PP)	4,470	4	1,118	3,430	0,035	*	1999< 1998=2000=2001=2002
Error	4,888	15	0,326				
b) PROT	0,033	1	0,033	0,099	0,756		
ANY	3,486	3	1,162	3,534	0,030	*	2001>1999=2000=2002
PROT x ANY	2,247	3	0,749	2,278	0,105		
Error	7,891	24	0,329				
<i>D. dentex</i>							
a) ANY (PP)	5,475	4	1,369	3,902	0,023	*	2000<1998=1999=2001=2002
Error	5,262	15	0,351				
b) PROT	4,749	1	4,749	15,562	0,001	***	NP>PP
ANY	4,316	3	1,439	4,714	0,010	**	1999>2000=2001=2002
PROT x ANY	0,577	3	0,192	0,631	0,602	n.s.	
Error	7,324	24	0,305				
<i>D. cervinus</i>							
a) ANY (PP)	0,788	4	0,197	0,470	0,757	n.s.	
Error	6,281	15	0,419				
b) PROT	0,041	1	0,041	0,102	0,752	n.s.	
ANY	0,743	3	0,248	0,625	0,606	n.s.	
PROT x ANY	1,231	3	0,410	1,035	0,395	n.s.	
Error	9,517	24	0,397				
<i>D. labrax</i>							
a) ANY (PP)	0,582	4	0,146	1,016	0,431	n.s.	
Error	2,150	15	0,143				
b) PROT	0,401	1	0,401	4,479	0,045	*	PP>NP
ANY	0,211	3	0,070	0,785	0,514	n.s.	
PROT x ANY	0,211	3	0,070	0,785	0,514	n.s.	
Error	2,150	24	0,090				
<i>P. pagrus</i>							
a) ANY (PP)	0,497	4	0,124	0,135	0,967	n.s.	
Error	13,842	15	0,923				
b) PROT	0,040	1	0,040	0,072	0,791	n.s.	
ANY	2,101	3	0,700	1,255	0,312	n.s.	
PROT x ANY	2,960	3	0,987	1,768	0,180	n.s.	
Error	13,389	24	0,558				
<i>S. aurata</i>							
a) ANY (PP)	1,660	4	0,415	0,776	0,558	n.s.	
Error	8,016	15	0,534				
b) PROT	0,002	1	0,002	0,005	0,946	n.s.	
ANY	2,173	3	0,724	1,747	0,184	n.s.	
PROT x ANY	1,610	3	0,537	1,294	0,299	n.s.	
Error	9,951	24	0,415				
<i>S. umbra</i>							
a) ANY (PP)	3,580	4	0,895	1,777	0,186		
Error	7,553	15	0,504				
b) PROT	2,531	1	2,531	8,668	0,007	*	PP>NP
ANY	1,769	3	0,590	2,020	0,138		
PROT x ANY	1,748	3	0,583	1,995	0,142		
Error	7,008	24	0,292				

Pel què fa a les altres espècies (Taula 31), tant el sarg imperial, com el pagre i la dorada no presenten diferències significatives ni en funció del any (Taula 32), a la zona parcialment protegida del Molinet, ni en funció de la protecció, en comparar ambdues zones i anys. Cal destacar, només, que les densitats mitjanes de dorades romanen molt baixes respecte dels comptatges únics fets al Molinet els anys 1994, 1995 i 1997, mentre que el sarg imperial presenta una certa constància, tant pel que fa a l'any a la zona del Molinet, com a la zona i l'any en tenir-se en compte ambdues zones.

Els llobarros, molt escadussers, només han estat observats esporàdicament en la zona parcialment protegida del Molinet. Quelcom de similar passa amb els corballs (Figura 18), que enguany presenten una abundància mitjana relativament alta al Molinet, tot i que les diferències inter-annuals no són significatives (Taula 32). Els corballs no han estat observats enguany a la zona no protegida, tal i com ha estat la norma en la resta d'anys llevat del 2001 quan s'observà un únic exemplar en un dels comptatges repetits (Taula 31).

DISCUSSIÓ

El resultat més aparent de l'estudi d'enguany és que el nombre de meros roman constant respecte de l'any passat. Hom ha observat, però, una lleugera disminució del nombre mig d'exemplars centrada en l'àrea dels Tascons, el Carall Bernat i les Ferranelles, mentre que a la resta de zones es produeixen lleugers augmentos, com és el cas del Salpatxot a la Cova de la Vaca o la Meda Petita, o increments més importants, com a la zona de l'Infern a la Cova de la Vaca. La disminució relativa en l'àrea dels Tascons, Carall Bernat i les Ferranelles pot explicar-se en base a la forta corrent de garbí que dominà la zona mentre es varen fer els comptatges, que, de ben segur, afectà tant als meros com a d'altres espècies. Els augmentos observats en la zona del Salpatxot a la Cova de la Vaca i de la Meda Petita es poden considerar que es troben en el marge d'error inherent al comptatge visual. Més consistent sembla l'increment de 7 exemplars a la zona de l'Infern a la Cova de la Vaca. Com sigui, aquests resultats semblen confirmar les conclusions que es varen obtenir l'any passat; és a dir, que les zones en les que les abundàncies foren altes des del

començament són les que presenten els nombre més constants d'un any a l'altre, amb lleugeres pujades i baixades. Ben al contrari, les zones més despoblades en l'inici del seguiment són les que han presentat els augmentos més considerables, tal i com seria el cas, enguany, de la zona de l'Infern a la Cova de la Vaca. Tot plegat sembla confirmar la hipòtesi de la 'distribució lliure ideal' (*Ideal free distribution*, segons Kramer i Chapman, 1999) que ja va ser esgrimida l'any passat com a explicació de l'increment del nombre de meros que es produí, bàsicament, en les zones tradicionalment menys poblades de les Medes. Aquesta teoria vé a dir que si els beneficis que obtenen els animals es troben negativament correlacionats amb la densitat, els animals tendiran a escampar-se envers altres hàbitats; els hàbitats més adients seran els que atrauran un nombre major d'exemplars fins arribar a una situació estable en la què la densitat sigui la ideal en base dels recursos que l'hàbitat pugui oferir. La densitat observada serà aleshores una bona estima de la qualitat de l'hàbitat i, per tant, qualsevol increment posterior en la població es produirà progressivament cap a zones menys favorables. En aquest sentit, i atesos els resultats d'enguany, es podria dir que les diferents zones en les que, més o menys arbitràriament, han estat dividides les Medes han arribat, o gairebé, han arribat a la densitat ideal en funció de l'hàbitat. Això vol dir, amb altres paraules, que el nombre de meros és molt aprop de la "capacitat de càrrega" del sistema, o que si més no, aquesta ja ha estat assolida en la majoria de les zones.

En qualsevol cas, sembla prou clar que les densitats de meros que es troben a les Medes són molt elevades, especialment en algunes zones com ara seria la compresa entre els Tascons, el Carall Bernat i les Ferranelles que, de ben segur, es troba entre les més elevades de la Mediterrània. És evident que aquesta alta densitat s'ha pogut assolir i mantingut gràcies a la protecció. Hom es pregunta, però, si la manca d'explotació és, *per se*, l'única raó per a explicar-la. En aquest sentit no és agosarat preguntar-se si aquest fet no obeeix a una concentració d'exemplars amb finalitats reproductores. De fet, alguns autors (Marino, *et al.*, 2001) ja donen com a fet que el mero bru mediterrani es concentra, a l'estiu, per a reproduir-se en indrets determinats, tradicionalment molt ben coneguts pels pescadors. D'altra banda, hi ha algunes espècies molt properes que presenten espectaculars concentracions reproductores, com és el cas, entre els més coneguts, d'*Epinephelus*

striatus al Carib. Han estat precisament aquestes concentracions i la coneixença que d'elles en tenen els pescadors, les que han portat a *Epinephelus striatus* a un enrariment molt accentuat. En qualsevol cas, tot i assumir la possibilitat de que les Medes siguin un punt d'agregació, val a dir que la reproducció del mero (Zabala et al., 1997a i 1997b) és força diferent de la del seu parent del Carib (). En el cas del mero mediterrani la reproducció no és ni tumultuosa ni simultània. Ben al contrari, els mascles són territorials, i llur densitat i distribució a les Medes semblen romandre força constants la qual cosa suggereix que el nombre de mascles és limitat pel territori disponible, en el que es coneix com a una distribució despòtica ideal o *Ideal Despotic Distribution*, de Kramer i Chapman (1999). A més, és molt probable que hi hagi una certa jerarquia social entre les femelles que es troben en aquests territoris i que el canvi de sexe estigui socialment reprimit, com passa en d'altres espècies hermafrodites (Lejeune, 1987). Més que concentracions per a la reproducció hom pensa en l'existència de punts especialment favorables per a la reproducció de l'espècie. Sembla, a més, que altres espècies de meros (*Epinephelus costae* i *Mycteroperca rubra*) mediterranis tenen uns requeriments d'hàbitat per a la reproducció molts similars als d'*Epinephelus marginatus* (obs. pers.).

Pel què fa a les talles dels meros, aquestes romanen, si fa no fa, similars a la de l'any passat, amb un lleuger increment tant de la talla com l'edat mitjana de la població. Aquest fet s'adiria amb la manca d'entrada de nous exemplars joves a la població.

Altres peixos vulnerables

Els valors d'abundància d'aquestes espècies que aquí es presenten han d'entendre's més com a meres estimes que no pas com a xifres reals. Com sigui que la presa de dades es va pensar pels meros, és molt probable que la resta d'espècies es vegin més o menys sub-mostrejades. Això pot ser particularment cert per aquelles espècies molt mòbils, com el llobarro o el dèntol, i en menor grau, la dorada o el sarg imperial, o les que presenten una marcada tendència a amolar-se, com en el cas dels pagres, darrerament. Potser les abundàncies que s'apropen més a la realitat són les dels corballs, en presentar un alt grau de sedentarietat i una distribució batimètrica

relativament similar a la dels meros. Això no implica que aquestes xifres no tinguin valor. En seguir-se el mateix protocol en la presa de dades, aquestes representen una referència molt vàlida per a posteriors comparacions, tant amb dades de les pròpies Medes, com amb les obtingudes en altres zones.

En general, hom pot dir que enguany semblen confirma-se les xifres, en general prou altes, obtingudes l'any passat. Dues espècies destaquen per presentar un augment prou important com per assolir o apropar-se molt, als màxims enregistrats en tot el seguiment: el llobarro (*Dicentrarchus labrax*) i el corball (*Sciaena umbra*). L'increment de llobarros ha de prendre's, però, amb una certa precaució; el llobarro és una espècie força errívola i que tendeix a aprofitar les situacions favorables allí a on aquestes es produeixin. És per això que els llobarros poden agrupar-se en llocs concrets, però molt puntualment, la qual cosa fa que llur abundància sigui fins a cert punt aleatòria. En qualsevol cas, però, sembla que l'efecte de la protecció és notable si hom compara el nombre de llobarros que ha estat observat a les Medes amb els que han estat observats a la costa, tant parcialment protegida com a la no protegida. Ben al contrari, l'augment del nombre de corballs pot considerar-se força més consistent en tractar-se d'una espècie molt sedentària, que acostumbra a romandre en zones molt concretes dels quals se n'allunya poc. Sembla que aquesta espècie es desplaça de nit, per alimentar-se, i torna aprop del seu cau diurn per a passar-hi el dia. L'increment en el nombre de corballs d'enguany s'ha produït malgrat la forta davallada constatada en la zona dels Tascons-Carall Bernat a on s'han observat menys corballs que en qualsevol altra any del seguiment. Com era el cas dels meros, hom pot atribuir aquesta minva a l'acció de la forta corrent a la que estigué sotmesa la zona mentre es realitzaren els comptatges, la qual cosa forçà als corballas a romandre majoritàriament encauats i, per tant, poc visibles. L'increment global de corballs a les Medes s'ha degut, fonamentalment, al fort augment, de més de 50 exemplars, enregistrat a l'amplia zona del Salpatxot a la Cova de la Vaca i que pot respondre al descobriment d'un nou grup de corballs, que no hagués estat quantificat en anys anteriors.

Els dèntols (*Dentex dentex*) i els sargs soldats (*Diplodus cervinus*), no arriben a assolir màxims històrics, però es mantenen en xifres altes. En el cas concret dels dèntols, criden l'atenció les grans talles que han estat observades enguany i que

contrasten amb les de la resta del seguiment. Val a dir que l'increment de talles ha estat del tot real i no es pot atribuir, en absolut, a l'error en l'estima visual; molts dels dèntols observats enguany han estat realment grossos i, fins i tot, hom creu que s'ha pogut tendir a una certa subestima de les talles reals. La observació d'aquests grans exemplars pot haver estat afavorida per les fortes corrents que dominaren algunes zones de les Medes. Cal ressaltar que grans dèntols han estat també observats a la costa no protegida, prop del cap d'Ultera.

Pel què fa al sarg imperial o soldat, val a dir que les xifres, tant d'abundància com de talla, són plenament coherents amb les que han estat observades en anys anteriors; sembla que la població de sargs soldats romà relativament estable i que les variacions anuals es poden atribuir més al mètode de presa de dades que no a qualsevol altre motiu.

La dorada (*Sparus aurata*) és l'única espècie que trenca la norma de mantenir-se o a augmentar en l'àrea protegida de les Medes. Com sigui que és l'excepció, aquesta davallada –que sembla progressiva– no es pot atribuir al furtivisme. Probablement obeeïx a algun fenòmen que afecta l'espècie i que és totalment alié a les Medes. La davallada pot ser la conseqüència d'una sèrie d'anys amb un assentament o un reclutament dolents. Tampoc no es pot descartar l'existència d'alguna patologia que delmi la població de dorades incrementant-ne la mortalitat natural. Finalment, i com sigui que la dorada és un peix força mòbil, que podria entrar i sortir de la reserva amb una certa facilitat, el declivi de l'espècie observat a les Medes pot ser un mer reflexe de l'explotació que l'espècie pateix fora de la zona protegida.

Com l'any passat, enguany xoca la gran abundància de pagres que han estat observats respecte d'anys anteriors. Cal ressaltar que la xifra d'enguany es veu relativitzada ja que en correspondre a un recorregut repetit, l'abundància puntual s'ha promitjat amb altres tres inventaris en què l'espècie resultà absent. La mola observada era integrada per al voltant d'un centenar d'exemplars, la qual cosa semblaria insòlita a no ser de l'observació similar, feta en una altra zona, l'any passat. El es presentava com un fet excepcional, sembla, doncs, que no ho és tant. Hom no pot aventurar, però, cap hipòtesi sobre

aquestes agregacions. Segons en Whitehead *et al.* (1986), l'espècie es reproduïx entre abril i juny, per la qual cosa no sembla que aquestes moles tinguin finalitats reproductores.

Evolució de la zona parcialment protegida.

Les xifres d'abundàncies de les espècies altament vulnerables constatades a les Medes contrasten amb les obtingudes a la zona parcialment protegida del Molinet a la Punta Salines. En aquest sentit, cal ressaltar que, llevat dels corballs, presents només en la zona parcialment protegida, a on sembla que han experimentat un cert augment, i dels llobarros, presents esporàdicament en els inventaris del Molinet, la resta d'espècies presenta una abundància similar a la que ha estat observada en la costa no protegida, a on qualsevol tipus de pesca és permesa. Això fa que hom sigui escèptic sobre la protecció real d'aquesta zona, que contrasta força amb d'altres àrees en les que només ha estat prohibida la caça submarina i a on els resultats han estat ben notables, com és el cas de Cabrera (Coll *et al.*, 1999, Reñones *et al.*, 1999 i obs pers.) o de Port-Cros (GEM, 1993, 1996), sobre tot pel què fa a les densitats dels meros, però també amb altres espècies altament vulnerables a aquesta modalitat. Hom creu que en la zona parcialment protegida del Molinet s'hi segueix practicant la caça submarina amb una certa impunitat i no és rar trobar-se amb algun caçador mentre es duen a terme els inventaris d'aquest estudi; si hom té en compte que la zona no és gaire extensa i que el nombre de caus és limitat i és troben a una fondària força a l'abast a pulmó lliure, l'efecte de la caça submarina furtiva, però habitual, pot anul·lar en gran part els possibles efectes de la protecció. Tenint en compte això, hom ha de concloure en què el possible *spill-over* des de les Medes no és evident o, en qualsevol cas, és molt limitat. En aquest sentit, sembla que la propagació de les espècies més sedentàries, com el mero o el corball, és pràcticament inexistent. Pel què fa a la resta d'espècies, només es pot destacar la presència a la zona no protegida d'alguns exemplars grossos de dèntols (Figura 18); de fet, les talles dels dèntols semblen seguir la mateixa tendència observada en la zona totalment protegida de les illes Medes, la qual cosa, podria indicar que, si més no en aquesta espècie, que hom es trobaria al davant d'una població única, ja que l'ampli *home range* de dèntol excediria la zona totalment protegida i els exemplars només passarien en la

zona de protecció total una part del temps, tal i com ha estat demostrat en altres espècies (Eristhee & Oxenford, 2001). En qualsevol cas, aquesta possible propagació de dents afecta igual la zona parcialment protegida com la no protegida.

BIBLIOGRAFIA

- Alcala, A., 1988 - Effects of marine reserves on coral fish abundances and yields of Philippine coral reefs. *Ambio*, 17(3): 194-199.
- Bell, J., 1983 - Effects of depth and marine reserve fishing restrictions on the structure of a rocky reef fish assemblage in the North-Western Mediterranean. *J. Appl. Ecol.*, 20: 357-369.
- Bohnsack, J. A., 1990 - The potential of marine fishery reserves for reef management in the US southern Atlantic. NOAA. *Tech. Rep. NMFS*, 261.
- Bohnsack, J. A., 1998 - Application of marine reserves to reef fisheries management. *Aust. J. Ecol.*, 23: 298-304.
- Castilla, J. C., 2000 - Roles of experimental marine ecology in coastal management and conservation. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 250: 1-2.
- Chauvet, C., 1988 - Etude de la croissance du mérou *Epinephelus guaza* (Linné, 1758) des côtes tunisiennes. *Aq. Liv. Res.*, 1: 277-288.
- Chauvet, C., 1990 - Statut d'*Epinephelus guaza* et éléments de dynamique des populations méditerranéenne et atlantique. *In Les espèces marines à protéger en Méditerranée*. CF. Boudouresque, M. Avon i V. Gravez. Gis Posidonie Publ., France: 255-275.
- Chauvet, C. G. Barnabé, C. H. Bianconi, J. L. Binche, J. G. Harmelin & P. Robert, 1991 - Recensement des mérours *Epinephelus guaza* (Linné, 1758) dans les réserves et parcs marins des côtes françaises. *In Les espèces marines à protéger en Méditerranée*. CF. Boudouresque, M. Avon i V. Gravez. Gis Posidonie Publ., France: 277-290.
- Coll, J., A. García-Rubies, J. Moranta, S. Steffani & B. Morales-Nin, 1999 - Efectes de la prohibició de la pesca esportiva sobre l'estructura poblacional de l'anfós (*Epinephelus marginatus* Lowe, 1834. Pisces, Serranidae) en el Parc Nacional de Cabrera. *Boll. Soc. Hist. Nat. Balears*, 42: 125-138.
- DeMartini, E. E., 1993 - Modelling the potential of fishery reserves for managing Pacific coral reef fishes. *Fish. Bull.* 91: 414-427.
- Dufour, V., L., J. Jouvenel & R. Galzin, 1995 - Study of Mediterranean reef fish assemblage. Comparison in population distribution among depth in protected and unprotected areas over a decade. *Aquat. Living Resour.*, 81: 17-25.
- Eristhee, N. & H. A. Oxenford, 2001 - Home range size and use of space by Bermuda chub *Kyphosus sectatrix* (L.) in two marine reserves in the Soufrière Marine Management Area, St. Lucia, West Indies. *Journal of fish Biology*, 59(A): 129-151.
- Francour, P., 1991 - The effects of protection level on a coastal fish community at Scandola, Corsica. *Rev. Ecol. (Terre Vie)*, 46: 65-81.
- Francour, P., 1994 - Pluriannual analysis of the reserve effect on ichthyofauna in the Scandola natural reserve (Corsica, Northwestern Mediterranean). *Oceanol. Acta.*, 17(3): 309-317.
- Garcia-Rubies, A., 1997 - *Estudi ecològic de les poblacions de peixos litorals sobre substrat rocós a la Mediterrània Occidental: efectes de la fondària, el substrat, l'estacionalitat i la protecció*. Tesi Doctoral. Universitat de Barcelona.
- Garcia-Rubies, A., 1990 - Effects of fishing on community structure and on selected populations of Mediterranean coastal reef fish. *Nat. Sicil.*, vol. XXIII (Suppl.): 59-81.
- Garcia-Rubies, A. & M. Zabala, 1990 - Effects of total fishing prohibition on the rocky assemblages of Medes Islands marine reserve (NW Mediterranean). *Sci. Mar.*, 54(4): 317-328.
- GEM (Groupe d'Étude du Mérou), 1993. *Inventaire des mérours du Parc National de Port Cros: Campagne d'octobre 1993*: 11-15.

- GEM (Groupe d'Étude du Mérou), 1996. *Le mérou brun en Méditerranée*. Hyères.
- Gracia, V., 1996 - *Estudio de la biología y las posibilidades de cultivo de diversas especies del género Epinephelus*. Tesi Doctoral. Universitat de Barcelona.
- Guénette, S. & T. J. Pitcher, 1999. An age-structured model showing the benefits of marine reserves in controlling overexploitation. *Fisheries Reserach*, 39: 295-303.
- Hansen, M. J., T.D. Beard & S. W. Hewett, 2000 - Catch rates and catchability of walleyes in angling and spearing fisheries in northern Wisconsin lakes. *North American Journal of Fisheries Management*, 20: 109-118.
- Harmelin, J. G., 1987 - Structure et variabilité de l'ichtyofaune d'une zone rocheuse protégée en Méditerranée (Parc national de Port-Cros, France). *P. S. Z. N. I.: Marine Ecology*, 8(3): 263-284.
- Harmelin, J. G., F. Bachet & F. Garcia, 1995 - Mediterranean marine reserves: fish indices as tests of protection efficiency. *P. S. Z. N. I.: Marine Ecology*, 16 (3): 233 - 250.
- Harmelin-Vivien, M. L., J. G. Harmelin, C. Duval, R. Galzin, P. Lejeune, G. Barnabé, F. Blanc, R. Chevalier, J. Cucler & G. Lasserre, 1985 - Evaluation visuelle des peuplements et populations de poissons: methodes et problemes. *Rev. Ecol. (Terre Vie)*, 40: 467-539.
- Kramer, D. L., & M. R. Chapman, 1999 - Implications of fish home range size and relocation for a marine reserve function. *Environmental Biology of Fishes*, 55: 65-79.
- Lejeune, P., 1987 - The effect of local stock density on social behavior and sex change in the Mediterranean labrid *Coris julis*. *Env. Biol. Fish.*, 18(2): 135-141.
- Louisy, P., 1996 - Principaux patrons de coloration du mérou brun *Epinephelus marginatus* (Lowe, 1834) (*Pisces: Serranidae*) en période d'activité reproductrice. *Revue fr. Aquariol.*, 23: 21-32.
- Marino, G, E. Azzurro, A. Massari, M. G. Finoia & A. Mandich, 2001 - Reproduction in the dusky grouper from the southern Mediterranean. *Journal of Fish Biology*, 58 : 909-927.
- Mayol, J., A. Grau, F. Riera & J. Oliver, 2000 - Llista vermella dels peixos de les Balears. *Quaderns de Pesca*, 4, 126pp.
- Reñones, O., R. Goñi, M. Pozo, S. Deudero & J. Moranta, 1999 - Effects of protection on the demographic structure and abundance of *Epinephelus marginatus* (Lowe, 1834). Evidence from Cabrera Archipelago National Park (West-central Mediterranean). *Mar. Life*, 9 (2) : 45-53.
- Russ, G. R. & A. C. Alcala, 1996. Do marine reserves export adult fish biomass? Evidence from Apo Island, central Philippines. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 132: 1-9
- Sokal, R. R. & F. J. Rohlf, 1979 - *Biometry*. Ed. W. H. Freeman, New York.
- StatSoft Inc., 1995 - *Statistica*, Tulsa, Oklahoma (USA).
- Underwood, A. J. , 1997. *Experiments in Ecology*. Cambridge University Press.
- Whitehead, J. P. P., M. L. Bauchot, J. C. Hureau, J. Nielsen & E. Tortonese, 1986 - *Fishes of the North-eastern Atlantic and the Mediterranean*. UNESCO, Paris.
- Zabala, M., A. Garcia-Rubiess, P. Louisy & E. Sala, 1997a - Spawning behaviour of the Mediterranean dusky grouper *Epinephelus marginatus* (Lowe, 1834) (*Pisces: Serranidae*) in the Medes Islands Marine Reserve (NW Mediterranean, Spain). *Sci. Mar.*, 61: 65-77.
- Zabala, M., P. Louisy, A. Garcia-Rubies & V. Gracia, 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). *Sci. Mar.*, 61: 79-89.
- Zar, J. H., 1984 - *Biostatistical analysis*. Prentice Hall, Inc. New Jersey.

