

# ELS PEIXOS DELS FONDS DURS INFRALITORALS DE L'ARXIPÈLAG DE CABRERA. EFECTES DELS 25 ANYS DE PARC NACIONAL

Josep Coll	Olga Reñones	Joan Moranta	Diego Álvarez-Berastegui	Lluís Cardona
Tragsatec, Palma. <a href="mailto:jcoll@tragsa.es">jcoll@tragsa.es</a>	Instituto Español de Oceanografía, Centre Oceanogràfic de Balears, Grup d'Oceanografia d'Ecosistemes (GRECO), Palma.		SOCIB Sistema d'Observació i Predicció Costaner; Parc Bit Palma.	IRBio i Departament de Biologia Evolutiva, Ecologia i Ciències Ambientals, Facultat de Biologia, Universitat de Barcelona,

Coll, J., Reñones, O., Moranta, J., Álvarez-Berastegui, D. i Cardona, Ll. (2020). Els peixos dels fons durs infralitorals de l'arxipèlag de Cabrera. Efectes dels 25 anys del Parc Nacional. In: Grau, A.M., Fornós, J.J, Mateu, G, Oliver, P.A., Terrasa, B. (2020) *Arxipèlag de Cabrera: Història Natural*. Monografies de la Societat d'Història Natural de les Balears, 30. 738 pp. ISBN 978-84-09-23487-5.

## RESUM

Les variacions espacio-temporals dels peixos infralitorals de Cabrera s'han estudiat a partir de 8 projectes de censos visuals de 9 anys dins el període 1993-2016. Del llistat de 73 espècies censades a Cabrera s'ha constatat l'extinció d'algunes d'afinitat nord-atlàntica i la presència d'altres amb afinitat subtropical. Existeix un poblament típic de Cabrera, que es diferencia dels poblaments de Mallorca, caracteritzat per la major importància d'espècies vulnerables a la pesca. Els canvis de fondària dins l'infralitoral són suficients per definir un poblament superficial (<15 m) i un profund (>15 m) a ambdós llocs. Els indicadors descriptors dels poblaments foren superiors a Cabrera, observant-se una resposta en front de la protecció, amb una recuperació durant els primers 9 anys d'existència del parc. També s'observà una evolució temporal semblant entre Cabrera i Mallorca, amb una disminució de tots els indicadors durant els anys següents, que podria estar associada a l'existència de processos ecològics de major escala. L'origen d'aquests canvis es relaciona amb l'èxit de l'assentament de juvenils i amb l'efecte indirecte de la protecció. La distribució dels peixos de Cabrera és irregular, a taques que varien a escales de centenars a milers de metres independentment de la protecció. A Mallorca existeix una major homogeneïtzació espacial degut principalment a l'impacte de la pesca. La biomassa de peixos de Cabrera és baixa en relació a altres reserves marines de la Mediterrània i tan sols s'equiparen allà on es pot donar una major transferència de biomassa pelàgica. El seguiment regular biològic-ambiental, el re-disseny de les zones de reserva i la millora de la vigilància, són elements clau per garantir l'existència en el Parc d'unes comunitats íctiques referents d'un bon estat de conservació.

**Paraules clau:** *peixos infralitorals, poblaments, efecte reserva, efecte de la fondària, pesca, efectes indirectes del parc*

## ABSTRACT

Spatio-temporal variations of infralittoral fishes in the Cabrera National Park have been studied using the Underwater Visual Census data set from 8 research projects conducted within the period 1993-2016. Among 73 fish species found in Cabrera, the extinction of certain species with north-Atlantic affinity was evidenced, as well as the presence of species with subtropical affinity. There exists a typical Cabrera fish assemblage differing from the fish assemblages of control zones with

no protection and characterized by species vulnerable to fishing. Furthermore, there were two distinct depth-related fish assemblages within the infralittoral area; shallow (<15 m) and deep (>15 m). The ecological community descriptors were higher in Cabrera than in Mallorca but followed similar trends in both places. A clear response of the Cabrera fish assemblages to the protection was observed, with a clear recovery during the first 9 years of existence of the park. All indicators dropped from this period on showing similar trends in Cabrera and Mallorca. The cause of these shifts was most likely related to ecological processes with a higher spatial influence such as regional success in juvenile settlement, and also with an indirect effect of protection. The spatial distribution of fish in Cabrera shows a patchy pattern varying between hundreds to thousands of meters and independent of the fishing pressure. Mallorca presented a more homogenous distribution due to the fishing impact. Compared to other Mediterranean reserves, the fish biomass of Cabrera was overall lower except in areas where a greater transfer of pelagic biomass occurred. Continuous biological-environmental monitoring, redesigning of several reserve zones and improving surveillance are key elements to guarantee the fish assemblages in the National Park of Cabrera as being a reference of a good conservation state.

**Key words:** *Infralittoral fishes, assemblages, reserve effect, depth effect, fishing, indirect effects of protection*

## INTRODUCCIÓ

Sembla una paradoxa que uns vertebrats d'alta mobilitat com els peixos, amb més de 600 espècies enregistrades i una distribució de fins a 5.000 metres de fondària a la Mediterrània, puguin ser circumscrits a una zona concreta, de reduïda extensió, o catalogats pròpiament com a infralitorals. El cinturó infralitoral, que a Cabrera ocupa tan sols els primers 35-38 metres en l'eix vertical (Ballesteros *et al.*, 1993), i que ve determinat per la quantitat de llum que hi arriba i els hàbitat bentònics que s'hi adapten, té també els seus peixos característics.

Garcia-Rubies (1993) i posteriorment Reñones *et al.* (1997) ho varen descriure amb alta resolució. Identificaren bé uns poblaments infralitorals que es distingien dels poblaments dels fons coral·lígens circalitorals, i que compartien tan sols un ≈30% del conjunt de 48 espècies enregistrades entre -5 i -45 m de fondària. La transició des de zones ben il·luminades cap a les penombres coral·lígenes (< 5% de la llum superficial) produïa un empobriment de la ictiofauna i un canvi gradual d'unes espècies per altres. És important subratllar aquí que els diferents poblaments (definites com a associacions o comunitats en els treballs citats) no es presenten en cinturons horitzontals com ho fan les algues i els invertebrats bentònics. Garcia-Rubies explica bé el cas de Cabrera: “*..els peixos a Cabrera presenten una distribució vertical característica...i sembla que més que emprar el mot “zonació” hom hauria de parlar d’un veritable continuïum, on les espècies se succeeixen unes a altres sense fronteres massa sobtades, i on les que varien són sobretot, les relacions d’abundància”*.”

Aquestes descripcions dels autors pioners dels estudis *in situ*, sota aigua, a Cabrera, no venien si més no a descriure una situació particular que seguia el mateix patró que el descrit posteriorment a altres localitats (Garcia-Rubies, 1997) i en un interval molt més ample de fondàries (Moranta *et al.*, 1998; Massutí i Reñones, 2005). Les descripcions pioneres dels poblaments de peixos infralitorals a Cabrera tenen però un segell important; i és el de correspondre's amb una situació de sobrepesca (Garcia-Rubies, 1993) o de protecció incipient, tan sols dos anys després de la declaració del Parc (Reñones *et al.*, 1997). Per tant, l'anomenat “efecte reserva” (Garcia-Rubies i Zabala, 1990; Roberts i Polunin, 1991; Lester *et al.*, 2009; Stewart *et al.*, 2009) no exercia aleshores cap paper en la distribució dels peixos litorals.

Havent parlat de la fondària, que dona lloc a la successió de cinturons d'hàbitats bentònics i poblaments de peixos, la protecció en front de la pesca és el segon component del nucli del present article. L'informe científic que serví de fonament tècnic per a la declaració del Parc deixava ben a les clares l'alt impacte que la pesca professional i recreativa sense control havia tingut durant dècades a aigües de Cabrera (Camps *et al.*, 1986). Aquell informe, juntament amb els treballs

de Garcia-Rubies (1993) i Reñones *et al.* (1997), constituïen una línia de base, una referència a partir de la qual la declaració del Parc era de preveure que produís molts canvis. Cal dir al respecte, que en els 25 anys de vigència del Parc, que pretén commemorar la present obra, no ha existit un seguiment formal, estructurat i regular, de l'estat de conservació dels peixos a Cabrera. Hi ha hagut intents d'establir aquest seguiment, com la primera campanya posterior a la declaració (Morales-Nin *et al.*, 1993), de la que es derivaren algunes publicacions descriptives de la situació de partida (Coll *et al.*, 1995; Moranta *et al.*, 1995; Reñones *et al.*, 1995, 1997); i les posteriors campanyes de la UIB el 1995 i de l'IEO (1996, 1998, 2000 i 2006) que oferiren els primers resultats dels efectes de la protecció (Coll *et al.*, 1999; Garcia-Charton *et al.*, 2004; Reñones *et al.*, 1998, 2001). Posteriorment se succeïren diferents projectes de recerca d'alt interès per a la gestió del Parc, que oferiren resultats sobre la possible exportació de biomassa més enllà de les seves fronteres (Gofiñ *et al.*, 2008; Harmelin-Vivien *et al.*, 2008; Werner Hackradt *et al.*, 2014); sobre les espècies associades a les diferents modalitats de pesca artesanal (Reñones *et al.*, 2004); un estudi de la distribució d'espècies clau com són els grans serrànids (Reñones *et al.*, 2012, Álvarez-Berastegui *et al.*, 2018) i també dels efectes indirectes de la protecció sobre l'herbivorisme (Sala, 1997; Vergès *et al.*, 2012). Disposam així mateix d'informació sobre els peixos infralitorals de Cabrera a partir de projectes recents d'ampli abast geogràfic (Sala *et al.*, 2012; Guidetti *et al.*, 2014; Thibault *et al.*, 2017), i dels recents estudis sobre les xarxes tròfiques per part de la UB i de l'IEO (Aguilar *et al.*, 2018). D'altres projectes no directament relacionats amb els peixos s'obtingueren noves cites d'espècies que habiten les coves submarines (veure Díaz *et al.*, 2020 en aquest volum).

L'Organisme Autònom de Parcs Nacionals (*Ministerio de Transición Ecológica*) ha realitzat també una important tasca de descripció dels sistemes naturals amb la cartografia d'hàbitats, i un intent d'establir un seguiment dels peixos i de la pesca, tot i que la manca d'un equip de treball consolidat i d'una periodicitat adient (dues campanyes entre 2008 i 2017) han restat efectivitat a la informació obtinguda (Pozo *et al.*, 2009; OAPN, 2012).

Al conjunt d'aquestes publicacions, informes tècnics i dades inèdites els mancava el fil conductor del factor temps per poder contestar com han canviat els peixos infralitorals en els 25 anys sota la figura de Parc Nacional. D'això tracta el present article, de lligar els diferents resultats al llarg del temps per ratificar o refutar les descripcions inicials i per aportar noves teories i/o hipòtesis amb l'anàlisi conjunt de les dades disponibles. S'ha dedicat un especial esment en homogeneïtzar les bases de dades i filtrar la informació que era comparable dins tota la sèrie temporal de la que no ho era. Així doncs, la integració d'aquestes dades ens ha permès abordar els següents objectius:

- a. Determinar si hi ha un o diferents poblaments de peixos infralitorals característics de Cabrera i com els afecta la protecció i la fondària
- b. Determinar com la gestió del parc, expressada en l'establiment de diferents nivells de protecció i en el temps creixent sota aquests règims, ha influït en aspectes faunístics, en l'estructura dels poblaments (indicadors sintètics sobre riquesa, densitat, biomassa, pes mitjà i nivell tròfic) i sobre espècies o grups d'espècies concretes, especialment aquelles més vulnerables a la pesca.

# MATERIAL I MÈTODES

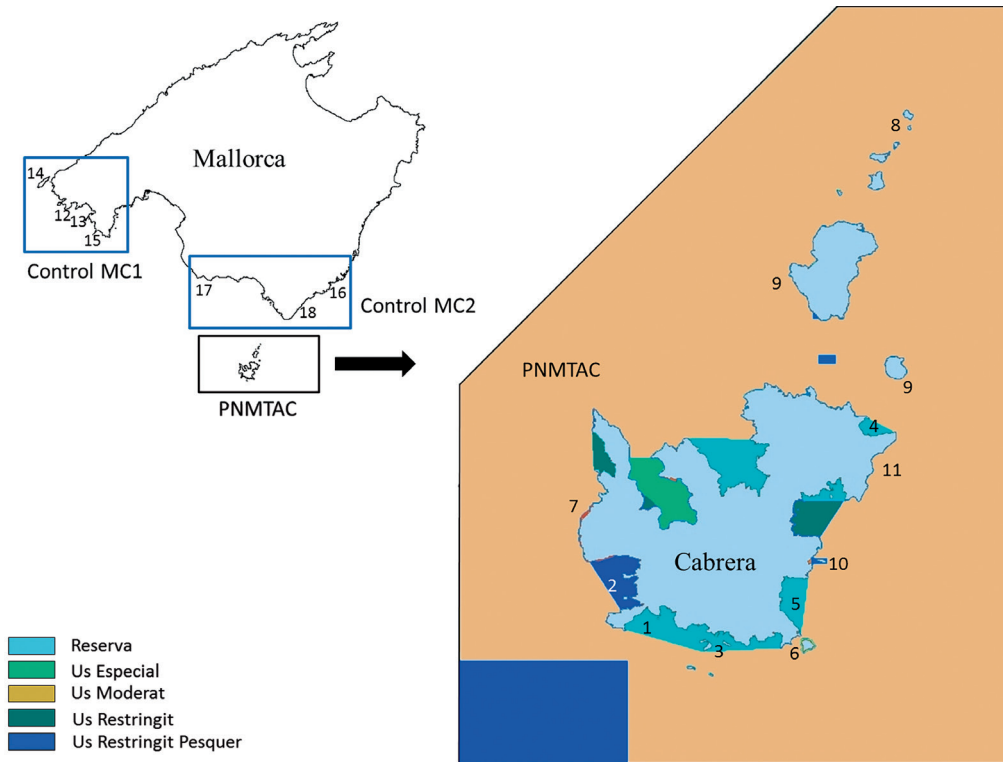
## ÀREA D'ESTUDI

Les dades dels projectes de recerca realitzats a Cabrera i emprades en el present article (Taula I), se circumscriuen dins els límits del parc i en zones del sud-oest i sud de Mallorca, en ambdós casos dins l'infralitoral rocós. Des de la seva declaració el 1991 fins l'aprovació del primer Pla Regulador d'Usos i Gestió (PRUG) el 1995, la normativa general del parc prohibí la pesca recreativa en totes les seves modalitats i la pesca de ròssec mentre que s'establí un cens tancat d'embarcacions d'arts menors amb permís per pescar en aigües del parc. Amb el PRUG de 1995 es van declarar sis zones de reserva on restava prohibida qualsevol activitat que no fos de caire científic, i la major part de les quals es van declarar a petites cales i badies de l'arxipèlag. També s'establiren com a reserva les aigües compreses dins un radi de 20 m respecte els Estells de Fora i de l'Imperial. En aquest primer PRUG s'acordà també la prohibició de qualsevol modalitat de pesca a menys de 20 m de fondària, amb l'excepció de les arts de parada, ubicades a 6 punts concrets del parc. Totes les zones on es permetia la pesca d'arts menors s'integraven en les anomenades com a zones d'ús restringit marí.

**Taula I.** Resum descriptiu dels projectes analitzats on s'especifica l'any en què es realitzà el projecte, el seu acrònim, la institució que el dugué a terme, el tipus d'espècies censades (P: tot el poblament íctic; VP: espècies vulnerables a la pesca), l'interval batimètric (IB), l'àrea del transecte, i el nombre de rèpliques i de llocs mostrejats al Parc Nacional de Cabrera (CBR) i a Mallorca (MLL).

ANY	PROJECTE	INSTITUCIÓ	ESPÈCIES	IB (m)	ÀREA (m <sup>2</sup> )	RÈPLIQUES	CBR	MLL
1993	SER_C	CSIC/UIB	P	6.0 - 26.0	250	30	3	
1993	SER_V	CSIC/UIB	VP	6.0 - 22.5	250	36	3	
1995	SER_V	UIB	VP	6.0 - 12.0	250	11	2	
1996	ERCA	IEO	P	4.6 - 25.5	250	65	5	3
1998	ERCA	IEO	P	5.2 - 27.5	250	144	6	6
2000	ERCA	IEO	P	5.5 - 27.0	250	144	6	6
2004	BIOMEX	UM	P	4.3 - 26.5	150	252	11	9
2006	ERCA	IEO	P	4.8 - 24.3	250	120	6	6
2008	EPIMHAR	IEO-GOVERN	<i>Epinephelinae</i>	3.4 - 29.0	150	288	15	
2016	REDES	UB-IEO	P	7.6 - 16.7	250	16	2	2

El 2006 s'aprovà el segon PRUG del parc, que és encara vigent, i que pel que fa a la pesca adoptà la regulació bàsica del Reial Decret 941/2001, incidint en la regulació per mesos dels diferents ormeigs i en la limitació d'esforç de tremall i palangre (veure capítol X d'aquest volum per a més detalls). La zonificació varià poc en aquest darrer PRUG, mantenint-se les zones de reserva encara que formalment l'illa de ses Rates i el coll Roig passaren a ser una zona d'ús restringit pesquer, on tan sols es permet la pesca de calamar amb potera (Fig. 1). Com a noves mesures de conservació, s'establí una zona de regeneració de maèrl al sud-oest de la illa gran, on restà prohibida la pesca amb qualsevol art o ormeig que toqui el fons, i es prohibí la pesca amb tremall a Na Foradada. Totes les aigües que el 1995 es consideraven com a d'ús restringit marí, passaren a ser qualificades com d'ús moderat, sense grans canvis en la normativa que les afecta, apart de la regulació d'esforç pesquer comentada abans.



**Figura 1.** Distribució dels llocs de mostreig al Parc Nacional Maritim–Terrestre de l'Arxipèlag de Cabrera i als controls MC1 i MC2 de Mallorca. 1. Codolar Estells; 2. Rates/Coll Roig; 3. Estells; 4. Cala Emboixar; 5. Codolar Imperial; 6. Imperial; 7. Cala Galiota/Picamosques; 8. Illots; 9. Conillera/Redona; 10. Bledes; 11. Carabassa/Ventós; 12. Peguera; 13. Malgrats; 14. Dragonera (inclou 3 llocs: a,b,c); 15. Toro; 16. Cala Figuera (a,b,c); 17. Cap Blanc (a,b,c); 18. Cala Llombards (a,b,c).

El conjunt de llocs estudiats se situen a punts geogràfics concrets o a sectors més amplis dintre dels quals ha pogut variar el lloc en certs anys en funció del projecte. Els llocs de mostreig utilitzats en els diferents projectes s'han agrupat *a posteriori* en funció d'aquests sectors, sempre dins una unitat fisiogràfica clara (cales, badies, penya-segats, illots), per tal d'optimitzar les sèries temporals de dades.

Així, els llocs estudiats dins les zones de reserva han estat: Coll Roig/Illa de ses Rates; cala Emboixar; Codolar de l'Imperial, Codolar d'Estells i Estells (que integra l'Estell de s'Esclata-Sang i l'Estell Xapat) (Fig. 1).

A les zones d'ús moderat els llocs estudiats són: l'Imperial, des de cala Galiota a Picamosques, els Illots del nord de Cabrera (integren bàsicament na Foradada i Illot de Na Foradada), Conillera/Redona, Illa de ses Bledes, i des del cap de sa Carabassa fins al cap Ventós (Fig. 1).

Donat que la declaració del Parc va fer possible que les aigües de Cabrera esdevinguessin un cas experimental a efectes dels poblaments de peixos, als quals se'ls aplicà un tractament (protecció total o parcial), calia examinar situacions control sense cap tipus de tractament/protecció pesquera. Aquestes zones control tan sols podien ser triades a les costes de Mallorca. Entre els llocs més semblants i, per tant, més comparables a Cabrera, els diferents projectes van prendre l'Illa de Sa Dragonera (conté 3 llocs: Tramuntana, Llevant i Ponent), el cap Andritxol (Peguera), les Illes Malgrats i l'Illa del Toro, al ponent de Mallorca. Per motius logístics d'alguns projectes es van prendre també llocs control menys semblants a l'ambient de Cabrera, situats al sud i sud-est de Mallorca: Cap Blanc, cala Llombards i cala Figuera de Santanyí. Cadascun d'aquests llocs control del sud i sud-est de Mallorca contenia 3 llocs separats al menys 100 metres.

## LA PRESA DE DADES

Totes les dades tractades en aquest estudi provenen de mostreigs no destructius mitjançant censos visuals amb escafandre autònom (Harmelin-Vivien *et al.*, 1985). Les dades dels diferents projectes analitzats s'obtingueren amb aquest mètode, si bé es van donar variacions particulars en la seva aplicació, degut a que, com s'ha comentat, els projectes no seguien un protocol comú d'un seguiment oficial dels peixos del parc.

Els primers mostreigs després de la declaració del parc (1993 i 1995) s'obtingueren sobre transsectes fixos repetits ("replicats") en dies diferents, tot seguint el protocol descrit aleshores pels primers treballs de censos visuals a la Mediterrània (Bell, 1983; Garcia-Rubies i Zabala, 1990) i a Cabrera (Garcia-Rubies, 1993). En els anys vinents els censos se seguiren realitzant mitjançant transsectes però que eren distribuïts a l'atzar dins un estrat determinat de fondàries (5-15 m i 15-30 m) i d'hàbitat (fons rocosos de complexitat variable). Aquest mostreig estratificat a l'atzar es va realitzar amb diferents mides de transsecte en els diferents projectes (Taula I): 50x5 per als mostreigs realitzats en els anys 1996, 1998, 2000, 2006 i 2016 (projectes ERCA i REDES), i en transsectes de 30x5m en 2004 i 2008 (projectes BIOMEX i EPIMHAR) (Reñones *et al.*, 1998, 2001, 2012; Harmelin-Vivien *et al.*, 2008, Werner-Hackradt *et al.*, 2014, Aguilar *et al.*, 2018 i Álvarez-Berastegui *et al.*, 2018). Independentment de la mida del transsecte, el protocol de cens fou bàsicament el mateix i es troba descrit en els diferents treballs citats.

Finalment, s'ha disposat de les dades de 8 projectes d'estudi de peixos litorals desenvolupats a Cabrera, i tots ells s'han emprat per confeccionar les llistes faunístiques conjuntament amb una anàlisi bibliogràfica de publicacions sobre el medi marí a Cabrera (Annex I). A efectes de l'estudi dels poblaments, on entren en joc tant aspectes qualitius com quantitius, es van rebutjar aquells projectes on la llista d'espècies era tancada *a priori* o que presentaven fondàries i/o llocs de mostreig que no coincidien amb la resta de projectes. Amb l'objecte d'homogeneïtzar al màxim les condicions en la presa de dades, el nombre de projectes considerats s'ha reduït finalment a 6 (Taula I). La base de dades confeccionada compta aleshores amb 15 punts de mostreig, 1.106 transsectes, una àrea coberta de 22,3 ha de fons marí i una sèrie temporal de 9 anys dins el període de 1993 a 2016.

## ANÀLISI DE LES DADES

De cada transsecte s'obtingué un llistat d'espècies que permeté calcular la riquesa (S), l'abundància de cada espècie i total (Ab); el pes mitjà (Pm), i la biomassa específica i total (B) a partir de la talla estimada (veure protocol segons Bell *et al.*, 1985) i de les relacions talla-pes segons Morey *et al.* (2003).

## ANÀLISI MULTIVARIANT

L'efecte de les variables ambientals sobre la composició de les espècies de peixos s'ha abordat mitjançant l'anàlisi de redundància (RDA), disponible en el paquet informàtic CANOCO 4.5 (ter Braak i Smilauer, 2002). En aquest cas, la variable dependent (resposta) va ser la densitat (abundància) i la biomassa (kg) de les espècies de peixos estandarditzades a 250 m<sup>2</sup>. Les variables explicatives incloses en el model van ser l'any de mostreig (1996, 1998, 2000, 2004, 2006), la profunditat (inclosa en la RDA com a variable explicativa contínua en metres); i les zones (Cabrera: reserva integral (CRI) i ús moderat (CUM); Mallorca: control MC1 i control MC2). L'any i la zona es van incloure com a variables explicatives nominals (categòriques). Les dades de 1993 i 2016 no s'incorporaren en aquesta anàlisi per manca de zones control l'any 1993 i per falta de mostres de major fondària l'any 2016. La interacció entre l'any i la zona també es va analitzar en el model RDA. L'efecte de cada variable es va analitzar mitjançant models parcials de la RDA que permeten l'anàlisi d'una variable explicativa particular després d'ajustar la resta de les variables com a covariables. La importància dels models es va avaluar usant el test de Monte Carlo basat en 999 permutacions. La representació dels resultats es va fer tenint en compte les variables "any, profunditat i zona", però sense considerar l'efecte de la interacció. Les dades de les espècies es van

transformar en logaritme ( $x+1$ ) i les espècies que apareixien amb una freqüència inferior al 10% no es van considerar en l'anàlisi multivariant.

La representació gràfica d'aquests resultats és un diagrama d'ordenació en el que surten representats, com a vectors, els factors ambientals i les espècies. Quan més llargs són els vectors i més propers es troben a un dels eixos determinats per l'anàlisi (eixos horitzontal i vertical), més alta és la correlació del vector amb l'eix. D'igual forma s'ha d'interpretar la situació de les espècies respecte els vectors. Les variables nominals o qualitatives es representen com a centroides i la seva situació respecte els eixos permet identificar el significat ambiental de cada eix i la seva relació amb les espècies.

## ANÀLISI UNIVARIANT

Apart de l'anàlisi de poblaments s'han analitzat diferents indicadors de la seva estructura com són la riquesa d'espècies, l'abundància total de peixos (individus/250 m<sup>2</sup>), el pes mitjà (g) i la biomassa total (kg/250 m<sup>2</sup>). Per refinar les anàlisis relacionades amb els efectes de la pesca s'ha treballat també amb la biomassa conjunta de les espècies demersals de caire més resident i que eren d'interès pesquer (veure Annex I per a les espècies considerades).

La comparació estadística d'aquests indicadors es va realitzar mitjançant l'anàlisi de la variància (ANOVA). Per simplificar els models i evitar interaccions de més de dues variables explicatives s'analitzà primer l'efecte conjunt de la fondària i la localitat per, després, independentment, fer una anàlisi per estrat de fondària (< 15 m i > 15 m) amb les variables explicatives: Any (1996, 1998, 2000, 2004, 2006), Zona (Cabrera vs Mallorca), i la interacció Any\*Zona. El primer any de la sèrie històrica de dades no es va incloure a l'ANOVA, però sí a la representació gràfica, ja que el 1993 no es varen mostrejar les zones control de Mallorca. L'any 2016 sols es va poder considerar en el model de menor fondària per falta de mostres a l'estrat de major fondària.

En les zones de reserva d'on es disposava d'una sèrie llarga de dades, i per a l'indicador d'espècies vulnerables a la pesca, l'anàlisi de les sèries temporals a cada fondària es va completar amb ajusts de diferents funcions que tenen relació amb processos ecològics contrastats: assoliment d'un límit o capacitat de càrrega (*best-fit logistic curve* (Kaufman, 1981)) i variacions de densodependència i/o fluctuacions cícliques (funcions polinòmiques de 2n i 3er grau). Per a aquest grup d'espècies i una vegada analitzades les sèries temporals es va realitzar una comparació de llocs concrets mitjançant ANOVA per veure les variacions a petita escala espacial (100s a 1000s de metres) des de l'any 1998 endavant.

Prèviament a les anàlisis ANOVA es va testar la normalitat de les dades a partir de l'anàlisi dels residuals, i la homogeneïtat de les variàncies mitjançant el test de Cochran. Quan va ser necessari es varen transformar les dades amb la funció  $\log(x+1)$ . Així i tot, quan les assumpcions de normalitat i homogeneïtat no es varen complir, es van admetre com a significatius els valors de  $p < 0,01$  amb l'objectiu de fer una anàlisi més conservativa i evitar l'error de tipus I (és a dir, rebutjar la hipòtesis nul·la quan aquesta és vertadera) (Underwood, 1997).

L'estructura tròfica dels poblaments s'ha descrit amb les mitjanes de biomassa integrada en 5 nivells tròfics: planctòfags, herbívors, detritívors, carnívors i depredadors apicals segons la referència de Guidetti *et al.* (2014). Els depredadors apicals s'han dividit a la seva vegada en demersals o nectobentònics i en pelàgics costaners.

# RESULTATS

## LA ICTIOFAUNA

Entre el primer (1993) i el darrer projecte (2016) realitzats després de la declaració del Parc Nacional s'han enregistrat 79 espècies de peixos infralitorals que pertanyen a 23 famílies. Dins el Parc Nacional s'ha obtingut un llistat de 73 espècies mentre que a les zones control de Mallorca se n'han enregistrat 70 en el mateix període. Els espàrids, amb 13 espècies, i els làbrids amb 12, han estat les famílies més diverses tant a Cabrera com a Mallorca (veure taula de l'Annex I). La comparació amb obres anteriors a la declaració del Parc (Riera *et al.*, 1993), ha permès constatar l'extinció local del tord (*Symphodus melops*) i el gripau (*Ctenolabrus rupestris*), així com confirmar la presència dels cabots *Gammogobius steinitzi* i *Gobius xanthocephalus*, de la rabosa (*Parablennius pilicornis*) i de l'escòrpora de penyal (*Scorpaena maderensis*).

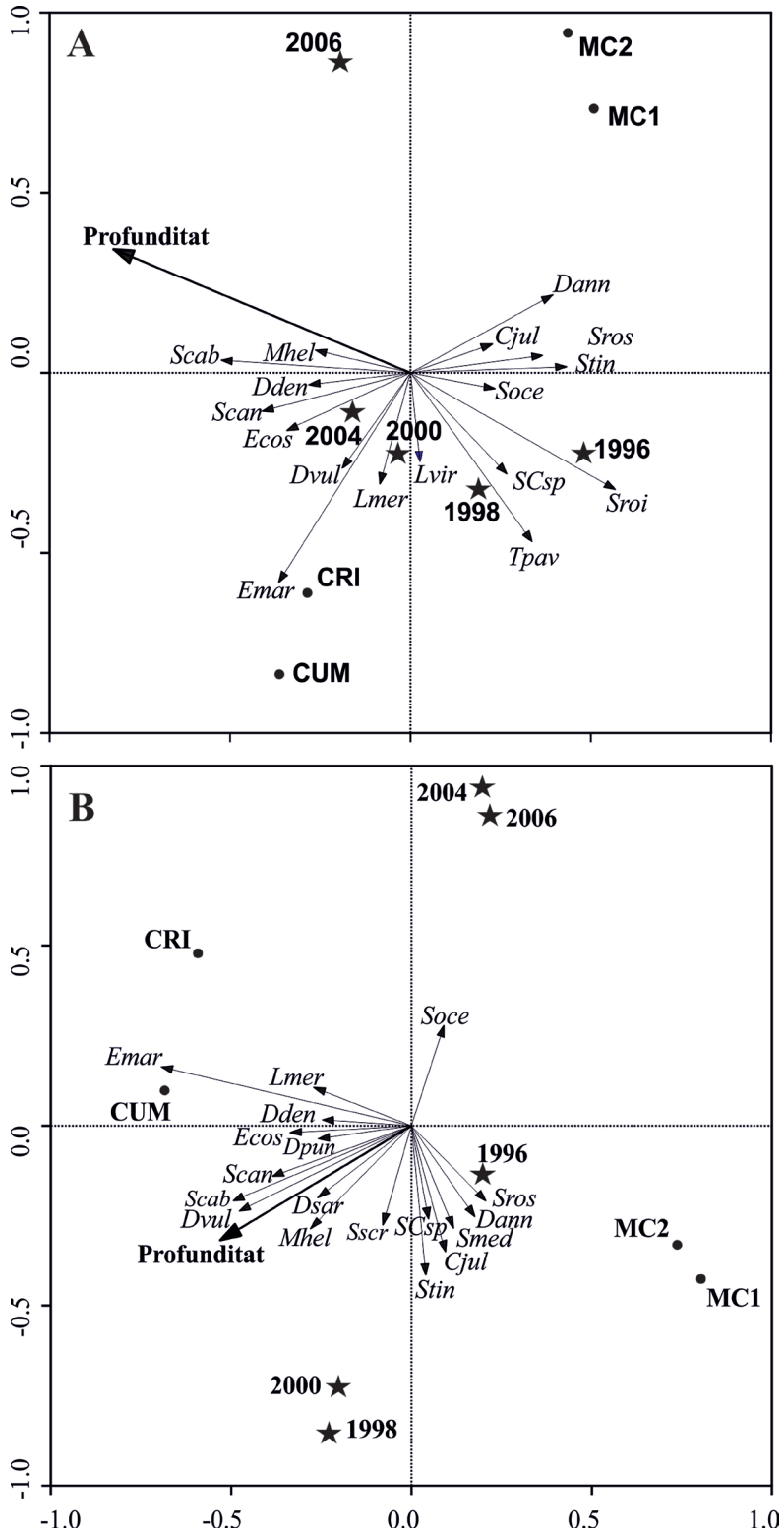
### Hi ha un poblament de peixos característic de Cabrera?

Quan considerem l'abundància de cada espècie, podem observar que tant a Cabrera com a Mallorca apareixen dos poblaments de peixos relacionats amb la fondària. Per una banda tenim un poblament superficial que conté més espècies que el profund, i una major abundància de donzella (*Coris julis*), trujeta (*Symphodus rostratus*), tord flassader (*Symphodus tinca*), saig (*Symphodus ocellatus*), tord roquer verd (*Symphodus roissali*), d'una escòrpora que no fou identificada a tots els projectes però que es tracta majoritàriament de l'escòrpora de penyal (*Scorpaena maderensis*), i també del fadrí (*Thalassoma pavo*). El poblament profund d'ambdues localitats està caracteritzat per una major abundància de serrans (*Serranus cabrilla*), morenes (*Muraena helena*) i déntols (*Dentex dentex*). Però a més, els poblaments a Cabrera estan enriquits per un grup d'espècies l'abundància de les quals és independent de la fondària, i que es caracteritzen per ser molt vulnerables a la pesca. En aquest grup hi trobem la càntara (*Spondyliosoma cantharus*), l'anfós llis (*Epinephelus costae*), la variada (*Diplodus vulgaris*), l'anfós (*Epinephelus marginatus*), el tord massot (*Labrus merula*) i la grívia (*Labrus viridis*) (Fig. 2). Aquesta descripció es deriva de l'anàlisi multivariant, que indica que totes les variables incloses en el model (any, fondària i zona) condicionen d'alguna manera i en proporció semblant la composició específica dels poblaments observats (Taula IIa). Malgrat les diferències entre els poblaments de Cabrera i de Mallorca, el factor any és el que explica un major percentatge de la variància total del model, principalment a causa dels valor més baixos d'abundància observats durant el 2006 per a pràcticament totes les espècies (veure la seva ubicació aïllada i lluny de la majoria d'espècies en el diagrama de la Fig. 2a).

**Taula II.** Resultats de l'anàlisi de redundància (RDA) aplicat a la matriu d'abundància (A) i de biomassa (B) de les espècies de peixos. S'indica la variància explicada pel model complet (incloses totes les variables explicatives), per cada una de les variable explicativa per separat (RDA parcial) i les covariables incloses en cada anàlisi. També s'indiquen els valors de F (estadístic) i el valor P (probabilitat) després de 999 permutacions.

Variables explicatives	Traça	Variància explicada (%)	Covariables	F	P
<b>A. Model complet</b>	0.275			11.565	0.001
Any (Y)	0.087	31.636	D, Z	16.834	0.001
Fondària (D)	0.078	28.364	Y, Z	60.750	0.001
Zona (Z)	0.079	28.727	Y, D	20.424	0.001
Y*Z	0.035	12.727	Y, D, M	2.577	0.001
<b>B. Model complet</b>	0.326			14.788	0.001
Any (Y)	0.054	16.564	D, Z	11.384	0.001
Fondària (D)	0.074	22.699	Y, Z	26.146	0.001
Zona (Z)	0.175	53.681	Y, D	49.109	0.001
Y*Z	0.030	9.202	Y, D, M	2.327	0.001





**Figura 2.** Diagrama d'ordenació que representa l'anàlisi RDA sobre l'abundància (A) i biomassa (B) dels peixos per als efectes any (1996, 1998, 2000, 2004 i 2006), fondària i zones (Cabrera: reserva integral CRI i ús moderat CUM; Mallorca: control C1 i control C2).

Quan en aquesta anàlisi tenim en compte la mida dels peixos i, per tant, el seu pes i biomassa, podem observar com la variable zona (Cabrera *vs.* Mallorca) explica la major part de la variància total del model (Taula IIb). Les espècies que apareixen en el marge esquerre del diagrama estan molt relacionades amb la protecció de les zones estudiades a Cabrera doncs són vulnerables a la pesca: la variada, el serrà, la càntera, la morruda (*Diplodus puntazzo*), l'anfós llis, el déntol, l'anfós i el tord massot; mentre que les espècies situades al marge dret, relacionades amb les zones control de Mallorca, tenen poc interès pesquer: la trugeta, l'esparrall, el tord roquer (*Symphodus mediterraneus*), la donzella i el tord flassader (*Symphodus tinca*). La fondària és la segona variable en importància i explica que la majoria d'espècies apareguin situades a més de 15 m tant a Cabrera com a Mallorca, la qual cosa indica que llur biomassa és sempre major a major fondària. L'única espècie que per la seva abundància genera més biomassa en l'infralitoral superior (< 15 m) d'ambdues localitats és el saig (*S. ocellatus*), i de forma especial en els anys 2004 i 2006. La tercera variable amb major influència és l'any, observant-se clarament dos grups: els anys 1998 i 2000, amb una major biomassa de pràcticament totes les espècies, en front dels anys 2004 i 2006, amb valors baixos de biomassa.

## Indicadors de l'estructura dels poblaments

### *La riquesa d'espècies*

Aquest indicador no es veu afectat per la fondària dins l'infralitoral ( $F_{(1,587)} = 1,73$ ;  $p = 0,188$ ) i, per tant, es pot considerar homogeni dins l'eix vertical entre 5 i 30 m, amb valors mitjans al voltant de les 16 espècies/250 m<sup>2</sup> (Fig. 3a). La riquesa mitjana de les zones protegides de Cabrera ha estat lleugera però significativament superior a la de les zones control de Mallorca, tant en l'estrat superficial (<15 m) com en el profund (>15 m) ( $F_{1,321} = 41,3$ ;  $p < 0,01$  i  $F_{1,248} = 8,38$ ;  $p < 0,01$  respectivament) (Fig. 3a). Pel que respecta a l'efecte del temps, a Cabrera es pot comprovar un patró amb valors màxims entre el cinquè i novè anys des de la declaració del parc, i mínims al començament i al final de la sèrie temporal (Fig. 3a). Aquestes diferències s'observen en ambdós estrats de fondària i foren significatives. A Mallorca el patró és molt semblant i els valors mitjans també presenten diferències significatives entre els diferents anys (Fig. 3a).

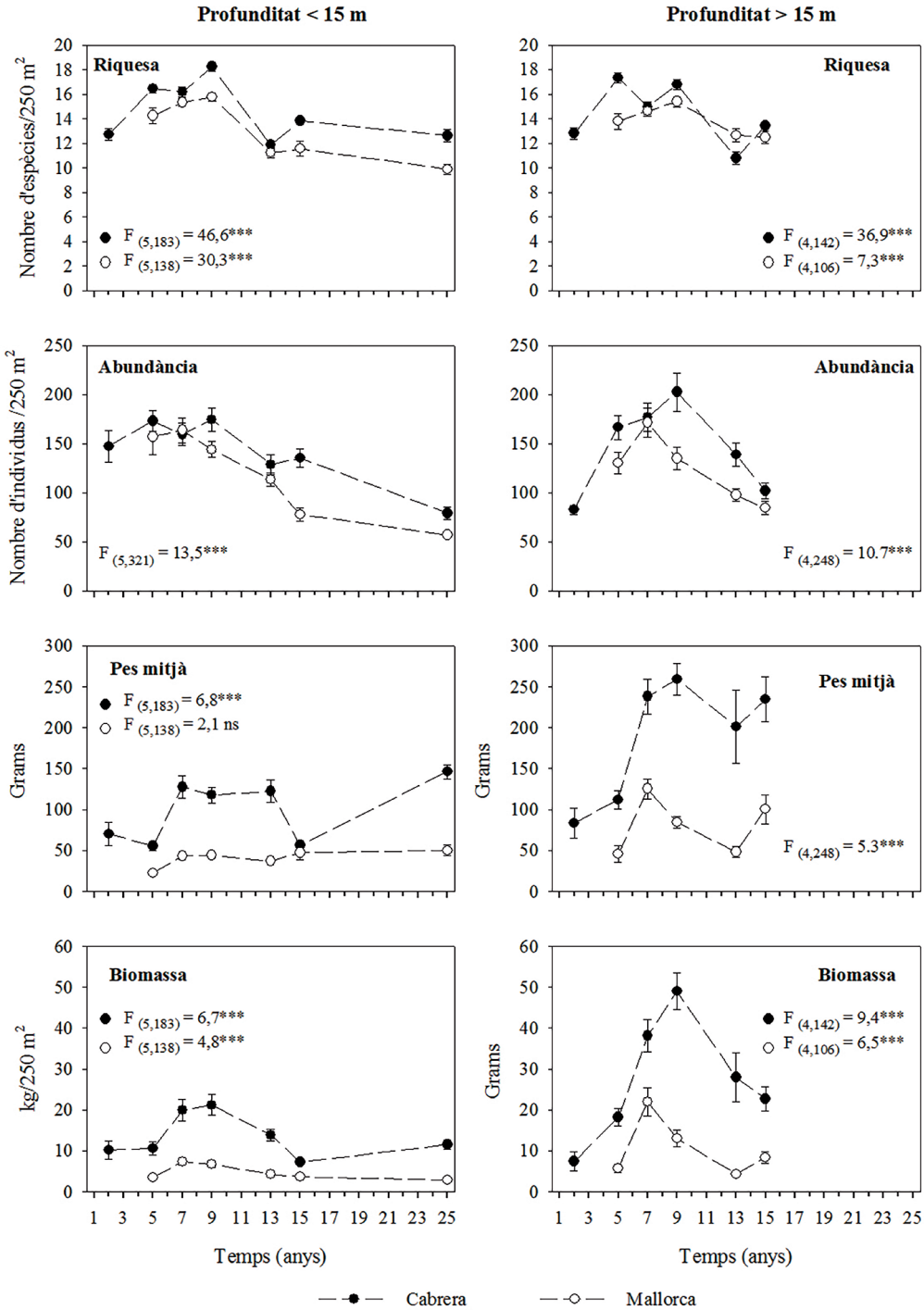
### *L'abundància total*

La densitat mitjana de peixos ha estat un 70% superior en els censos profunds de Cabrera respecte els superficials. Aquest patró es deu a espècies planctòfagues no massa freqüents (no foren incloses en l'anàlisi RDA) però que apareixen en grans moles, com n'és el cas d'una espècie resident: la forcadella (*Anthias anthias*) i d'altres que són divagants, com la boga (*Boops boops*) o la ucla (*Spicara maena*) (veure Annex I). Així, la densitat total de peixos a Cabrera se situa entre els 100-150 ind./250 m<sup>2</sup> a menys de 15 m i entre els 200-250 ind./250 m<sup>2</sup> a més de 15 m. Els censos de Mallorca no mostraren aquestes diferències, trobant-se una mitjana del voltant els 100 ind./250 m<sup>2</sup> en ambdós estrats de fondària.

La variació entre rèpliques que provoquen aquestes moles de peixos planctòfags és elevada, fins el punt de poder obscurir patrons d'espècies de caire més resident. Extraient les primeres de l'anàlisi i treballant tan sols amb les espècies més associades al fons (nectobentòniques o demersals), les diferències entre fondàries resten desdibuixades ( $F_{(1,587)} = 2,04$ ;  $p = 0,15$ ), amb unes mitjanes molt semblants entre ambdós estrats: 153 ind./250 m<sup>2</sup> a Cabrera i 130 ind./250 m<sup>2</sup> a Mallorca (Fig. 3b).

En l'estrat superficial l'abundància mitjana d'aquestes espècies demersals ha estat superior a Cabrera respecte a Mallorca (189 *vs.* 144 ind./250 m<sup>2</sup>) ( $F_{1,321} = 8,04$ ;  $p < 0,01$ ) mentre que la tendència temporal és decreixent, amb valors significativament menors en els darrers anys d'estudi, tant a Cabrera com a Mallorca (Fig. 3b). En l'estrat profund l'abundància mitjana també fou lleugera però significativament superior a Cabrera (160 *vs.* 133 ind./250 m<sup>2</sup>) ( $F_{1,248} = 11,05$ ;  $P < 0,01$ ) mentre que l'evolució temporal presentà una clara distribució unimodal en ambdues localitats. Els pics d'aquesta distribució s'observaren el novè any a Cabrera (202 ind./250 m<sup>2</sup>) i el setè any de la

sèrie a Mallorca (171 ind./250 m<sup>2</sup>) (Fig. 3b). Aquests pics d'abundància produïren diferències significatives amb els primers i darrers anys d'estudi tant a Cabrera com a Mallorca (Fig. 3b).



**Figura 3.** Variació del nombre mitjà d'espècies o riquesa, abundància, pes mitjà i biomassa de peixos entre localitats (Cabrera i Mallorca), anys i fondàries. Resultats de l'anàlisi de la variància entre cada indicador i els anys 1996, 1998, 2000, 2004, 2006 i 2016 per a cada localitat. En els casos en què no hi hagué interacció Temps x Localitat, es mostra un únic resultat de l'ANOVA per a ambdues localitats. \*:  $p < 0,05$ ; \*\*:  $p < 0,025$ ; \*\*\*:  $p < 0,01$ ; ns: no significat.

### *El pes mitjà dels peixos*

El pes mitjà es duplica entre l'estrat superficial i profund tant a Cabrera (mitjana de 104 g *vs* 216 g) ( $F_{(1,334)} = 80,0$ ;  $p < 0,01$ ) com a Mallorca (mitjana de 42 g *vs* 90 g) ( $F_{(1,253)} = 78,7$ ;  $p < 0,001$ ) (Fig. 3c).

En l'estrat superficial els valors de Cabrera són significativament superiors als de Mallorca (104 g *vs* 42 g) ( $F_{(1,321)} = 67,0$ ;  $p < 0,001$ ) durant tota la sèrie temporal amb l'excepció de l'any 2006, quan es produí una minva important a Cabrera (Fig. 3c). A Mallorca el patró és més estable, situant-se entre 30 i 50 g durant tota la sèrie temporal (Fig. 3c).

A més de 15 metres de fondària, a Cabrera es produí un increment important del pes mitjà amb el temps, passant de valors d'en torn els 100 g el segon i el cinquè any de la sèrie, a més de 200 g en els darrers quatre anys d'estudi. Aquests canvis produïren diferències significatives entre localitats (216 g *vs* 90 g) ( $F_{1,248} = 70,72$ ;  $p < 0,001$ ) i entre anys (Fig. 3c). A Mallorca també hi ha variacions importants encara que no presenten una tendència clara d'augment com a Cabrera (Fig. 3c).

### *La biomassa*

La biomassa mitjana de peixos és el doble en les aigües profundes de Cabrera respecte les superficials (32,7 *vs* 14,8 kg/250 m<sup>2</sup>) ( $F_{1,334} = 73,6$ ;  $p < 0,001$ ), una relació que s'observa també a Mallorca encara que amb valors menors (13,2 *vs* 5,4 kg/250 m<sup>2</sup>) ( $F_{1,253} = 35,4$ ;  $p < 0,001$ ). Aquests valors ens mostren que la biomassa superficial de Cabrera és quasi tres vegades superior respecte els controls de Mallorca ( $F_{1,321} = 55,01$ ;  $p < 0,01$ ) mentre que la biomassa profunda a Cabrera és 2,5 vegades superior respecte a Mallorca ( $F_{1,248} = 61,4$ ;  $p < 0,001$ ).

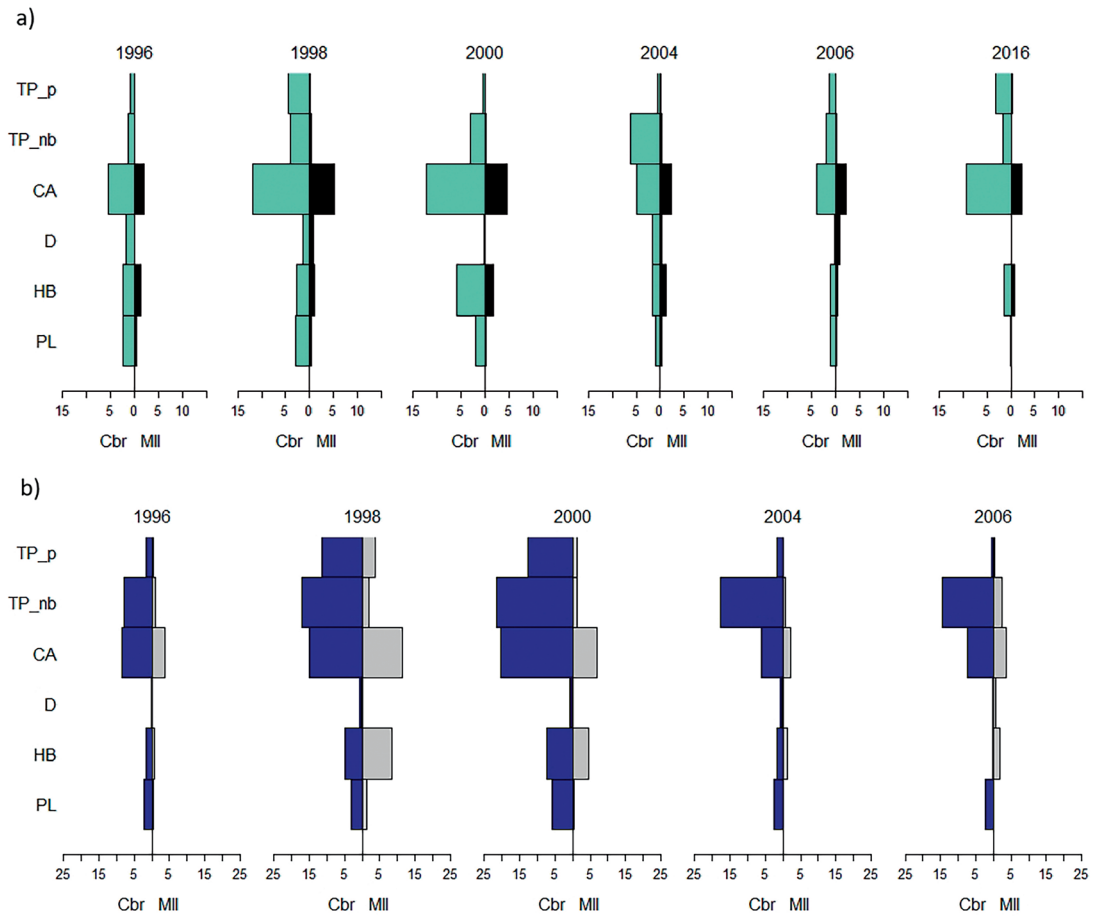
En aigües superficials, la sèrie temporal a Cabrera presenta valors mitjans molt semblants entre els primers i els darrers anys, però amb valors màxims en els anys centrals de la sèrie, el setè i novè anys (1998 i 2000), tal com s'havia reflectit en l'anàlisi multivariant, produint-se diferències significatives (Fig. 3d). A Mallorca s'observa un patró semblant encara que amb variacions menys importants (Fig. 3d).

A Cabrera i en l'estrat profund trobam el mateix patró però accentuat en els valors centrals, formant una resposta unimodal en ambdues localitats. Si bé es produeix, com s'ha comentat, una minva posterior als màxims centrals de la sèrie, els valors al cap de 13 i 15 anys (2004 i 2006), són encara força elevats (>20 kg/250 m<sup>2</sup>) i superiors als de l'inici de la sèrie (< 10 kg/250 m<sup>2</sup>) (Fig. 3d). A Mallorca els increments centrals de la sèrie també foren significatius tot i que la tendència general no és clarament creixent com a Cabrera (Fig. 3d).

### *El nivell tròfic dels poblaments*

La biomassa de les aigües superficials de Cabrera està dominada per peixos carnívors de mida petita i mitjana (2-40 cm), bàsicament làbrids, espàrids i esciènids (amb l'escorball com a única espècie) (Fig. 4a). Entre els carnívors i durant gairebé tot l'estudi, els espàrids han estat els peixos que major biomassa han aportat en l'estrat superficial (25-50% respecte la biomassa total), dominant la variada i el sarg. La minva de biomassa observada en els anys 2004 i 2006 es deu a una minva de carnívors, i concretament dels dos espàrids esmentats, de fins a tres vegades el sard i de fins a sis vegades la variada respecte els màxims de 1998. Els depredadors apicals demersals foren importants en els anys centrals de la sèrie (1998, 2000 i 2004) però el 2006 i el 2016 tornaren als valors inicials, amb menys de 5 kg/250 m<sup>2</sup> (Fig. 4a). L'anfós (*Epinephelus marginatus*) és l'espècie que major biomassa aporta dins aquest grup tròfic, incrementant-se la seva importància relativa de forma progressiva, des del 70% el 1996 fins el 100% el 2016, tot i la seva minva absoluta. Els depredadors apicals de caire pelàgic costaner, bàsicament els espets (*Sphyræna* spp.) i la cirviola (*Seriola dumerili*), tenen una aparició ocasional degut al seu caràcter divagant i estan poc representats, sense una tendència definida. Entre els nivells tròfics més baixos mai s'assoleix la biomassa que mostren carnívors i depredadors apicals, i destaca la minva d'herbívors (saupa, *Sarpa salpa*) en els tres darrers anys de

la sèrie. A les zones control de Mallorca el patró és molt semblant, amb dominància de carnívors, però amb valors mitjans molt més baixos que a Cabrera, normalment per davall dels 5 kg/250 m<sup>2</sup> (Fig. 4a).



**Figura 4.** Biomassa mitjana (kg/250 m<sup>2</sup>) per als nivells tròfics: PL:Planctòfags; HB:Herbívors; D: Detritívors; CA: Carnívors; TP\_nb: Depredadors apicals nectobentònics i TP\_P: Depredadors apicals pelàgics) en els estrats de fondària a) <15 m i b) > 15 m.

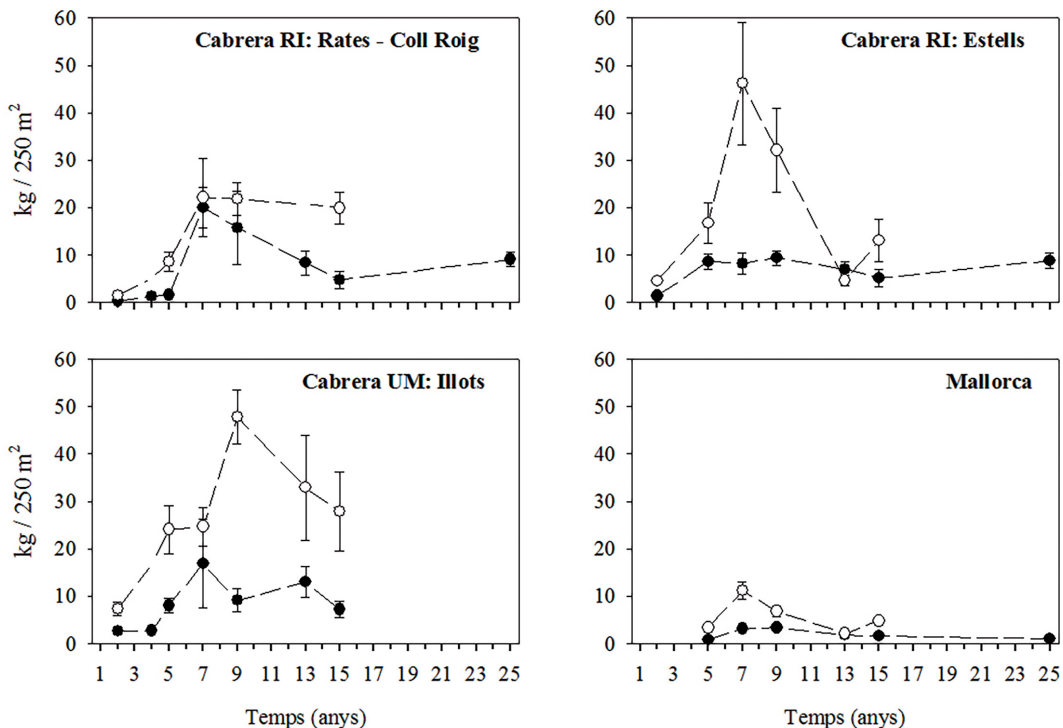
Dins les aigües de Cabrera i a major profunditat (>15 m) canvia l'estructura tròfica del poblament doncs els predadors apicals demersals passen a ser majoritaris en biomassa a partir de 1998 (Fig. 4b). Cal destacar que igual que a <15 m, el principal component d'aquest grup tròfic és l'anfós, que també evoluciona des del 70% al 90% de la biomassa entre 1996 i 2006 dins el seu grup tròfic. Les altres espècies són minoritàries dins aquest grup i tan sols un altre gran serranid, l'anfós llis (*Epinephelus costae*), aporta fins al 6% de la biomassa. L'estructura tròfica del poblament presenta un major equilibri en els anys centrals de la sèrie (1998 i 2000) quan s'observa una bona representació de tots els grups tròfics amb l'excepció dels detritívors. En concordança amb la tendència temporal observada a l'infralitoral inferior, els carnívors pateixen una minva important els dos darrers anys de la sèrie, degut principalment a una minva de biomassa de variades de fins a cinc vegades respecte els màxims enregistrats.

A Mallorca, el poblament profund es diferencia del de Cabrera per l'escassetat de predadors apicals, tant demersals com pelàgics, amb una dominància de peixos carnívors de mida petita i mitjana (Fig. 4b).

### Les espècies demersals vulnerables a la pesca

Entre les 79 espècies enregistrades en els comptatges de Cabrera i de Mallorca n'hi ha vint-i-una que tenen un grau de residència notable i que, a més, són objecte directe de la pesca (veure l'Annex I). Era d'esperar que aquestes espècies tinguessin una resposta directa a la protecció total o parcial, i per la seva importància hem triat aquí els llocs d'on disposàvem d'una major sèrie temporal de dades. Això ens ha permès comparar els tres nivells de gestió considerats: zones de reserva, zones d'ús moderat i zones obertes a la pesca (controls de Mallorca).

En l'estrat superficial, les zones de reserva (Rates/Coll Roig i Estells) han presentat el triple de biomassa respecte a les zones no protegides en el conjunt dels anys analitzats ( $7,3 \text{ kg}/250\text{m}^2$  vs  $2,4 \text{ kg}/250\text{m}^2$ ), mentre que les zones d'ús moderat (Illots) han presentat quasi 4 vegades major biomassa que a Mallorca ( $8,9 \text{ kg}/250\text{m}^2$  vs  $2,4 \text{ kg}/250\text{m}^2$ ) ( $F_{(2,164)} = 13,5$ ;  $p < 0,01$ ). En l'estrat profund, la biomassa de les zones de reserva ha estat 2,5 vegades superior respecte a les zones no protegides ( $17,2 \text{ kg}/250\text{m}^2$  vs  $7,2 \text{ kg}/250\text{m}^2$ ) mentre que a les zones d'ús moderat la biomassa ha estat 4 vegades superior respecte les zones control de Mallorca ( $27,9 \text{ kg}/250\text{m}^2$  vs  $7,2 \text{ kg}/250\text{m}^2$ ) ( $F_{(2,130)} = 22,9$ ;  $p < 0,025$ ) (Fig. 5).

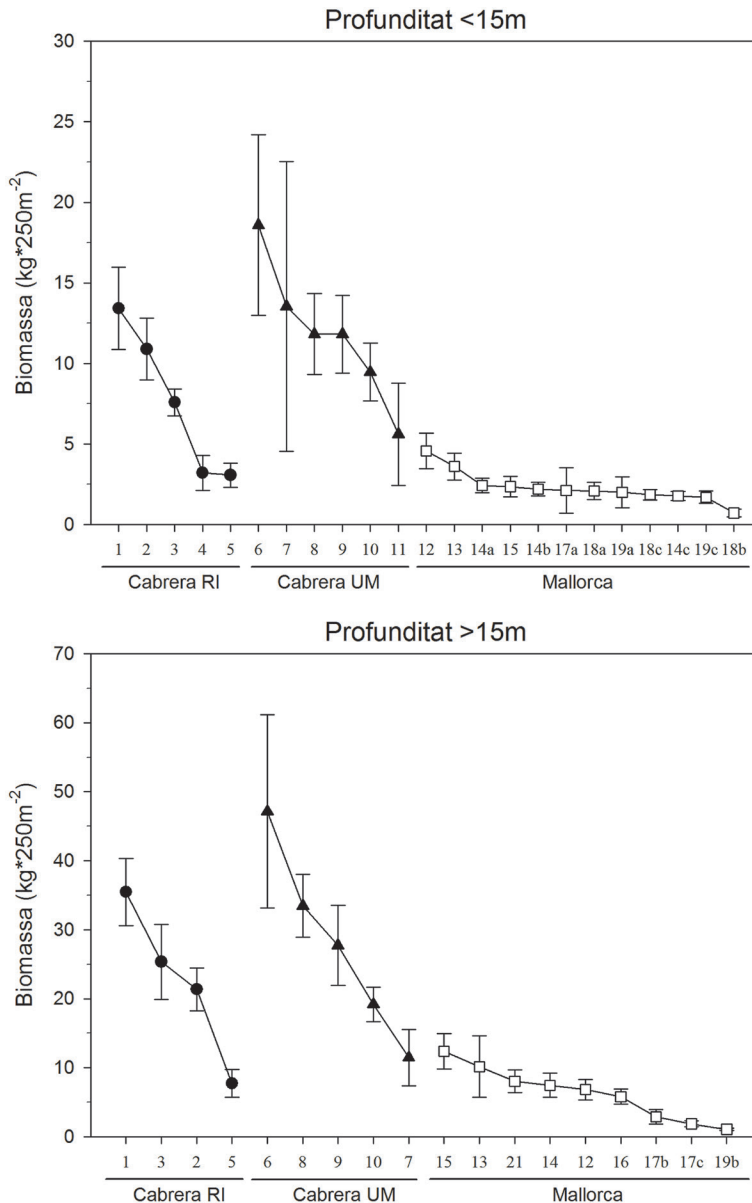


**Figura 5.** Evolució temporal de la biomassa mitjana ( $\text{kg}/250 \text{ m}^2$ ) de les espècies demersals vulnerables a la pesca dins zones de reserva integral (Rates/Coll Roig i Estells), ús moderat (Illots) i els controls de Mallorca.

Aquests resultats amb les espècies més vulnerables a la pesca s'han produït com a resultat d'una evolució temporal positiva, de biomassa creixent des que es declarà el Parc (Fig. 5). Els primers mostreigs de 1993 i 1995 mostraren valors baixos en la majoria de zones estudiades per després incrementar-se i assolir màxims entre 7 i 9 anys després de la declaració del parc (el 1998 i el 2000). Els patrons observats al llarg del temps no són homogenis entre diferents zones si bé la tendència general és d'un increment sostingut entre 1993 i 1998, any a partir del qual es produeix una certa estabilització i fins i tot una regressió en els anys 2004 i 2006. Aquesta minva és destacable a la zona profunda dels Estells, on la biomassa gairebé retornà a la situació inicial de 1993, amb valors inferiors als  $10 \text{ kg}/250\text{m}^2$  (Fig. 5b). A Mallorca les variacions temporals no són tan accentuades, i mostren un patró prou estable amb valors baixos de biomassa respecte els de Cabrera.

*Efectes locals de la protecció*

A la Fig. 6 es pot observar la gran variabilitat existent a Cabrera en front de l'homogeneïtzació que produeix la pesca a les costes de Mallorca. La protecció total o parcial a Cabrera permet entreveure el potencial de cada lloc, relacionat amb la seva capacitat de càrrega i les condicions ambientals locals. Es constata que no hi ha una situació, un valor de biomassa únic que descriu el parc. Tant en l'estrat superficial com en el profund hi ha variacions molt accentuades de la biomassa mitjana entre llocs diferents, alguns relativament propers (e.g. Codolar de l'Imperial i Illa de l'Imperial); i el que és més a destacar és que els patrons observats es conserven en ambdós estrats de fondària a cada lloc. Això implica que aquests factors són consistents a escala molt local i que poden ser destriats i descrits.



**Figura 6.** Variació a petita escala (100s a 1000s de m) i ordenació decreixent de la biomassa mitjana (kg/250 m<sup>2</sup>) ± error estàndard de les espècies demersals vulnerables a la pesca. RI: zones de reserva i ús restringit pesquer; UM: zones d'ús moderat; Mallorca: zones control sense protecció a <15 i a >15 m de fondària.

La importància ecològica d'aquests factors transcendeix fins i tot el grau o nivell de protecció doncs es fa palesa la major biomassa existent a llocs d'ús moderat com l'Imperial o els illots del nord de Cabrera respecte a llocs situats dins zones de protecció màxima. Dins l'estrat superficial, la zona de reserva amb major biomassa s'estimà al Codolar d'Estells amb  $13,2 \text{ kg}/250\text{m}^2$ , en front d'un màxim de  $18,6 \text{ kg}/250\text{m}^2$  a la zona d'ús moderat de l'Imperial; i de tan sols  $4,6 \text{ kg}/250\text{m}^2$  al lloc més ric de les zones control (Peguera, Andratx-Mallorca) (Fig. 6a). En l'estrat profund s'obtingueren valors màxims en els mateixos llocs de Cabrera:  $35,5 \text{ kg}/250\text{m}^2$  a la zona de reserva de Codolar d'Estells,  $47,1 \text{ kg}/250\text{m}^2$  a la zona d'ús moderat de l'Imperial i  $12,4 \text{ kg}/250\text{m}^2$  a l'illa del Toro (Calvià-Mallorca) abans que fos declarada reserva marina (Fig. 6b).

## DISCUSSIÓ

### ELS PROTAGONISTES: LA ICTIOFAUNA

Aquest és un treball d'ecologia que pretén descriure les pautes de variació espacio-temporals dels peixos dels fons rocosos de Cabrera i relacionar-les amb la gestió. Abans però, no es pot obviar que un quart de segle des de la darrera caracterització ictiològica de l'arxipèlag (Riera *et al.*, 1993) constitueix un temps significatiu per fer una revisió prèvia de qui hi està i de qui no hi està, per tal de conèixer els protagonistes reals del relat amb nom i llinatges.

En principi cal dir que 73 espècies de peixos resulta una xifra elevada si la comparem amb treballs que empraren la mateixa metodologia, els censos visuals, tal com els de Garcia-Rubies (1993) i Reñones *et al.* (1997), que enregistraren 46 i 48 espècies respectivament en aigües del parc. I també resulta una xifra elevada si la comparem amb altres reserves de l'entorn geogràfic proper de la Mediterrània occidental: 66 espècies a la reserva marina dels Freus d'Eivissa i Formentera (Garcia-Rubies i Coll, 2004a), 60 al Nord de Menorca (Garcia-Rubies i Coll, 2004b), 43 espècies a Tabarca (Alacant) (Bayle-Sempere, 1999), 36 espècies a les Illes Columbrets (García-Charton *et al.*, 2004) o 43 espècies a les Illes Medes (Garcia-Rubies i Zabala, 1990). Aquesta elevada riquesa a Cabrera respon bàsicament al major nombre de mostres obtingudes en els 25 anys que comprèn aquest estudi, però que tot i així és a destacar degut a la seva restricció absoluta als fons infralitorals, en front de les descripcions infra i circalitorals de la majoria de treballs citats abans.

La riquesa d'espècies acumulada no és el millor indicador per parlar dels efectes de la protecció, doncs *per se* no fa referència a cap distribució espacial o temporal, a cap freqüència d'aparició o relació de raresa, que seran comentades sens falta en tractar aspectes quantitativs. De fet, gairebé totes les espècies que podien tenir una resposta en front de la protecció, degut a la seva vulnerabilitat, ja apareixien als llistats dels primers treballs quantitativs realitzats al parc (Garcia-Rubies, 1993; Reñones *et al.*, 1997). Una excepció a aquesta afirmació la poden constituir els espàrids *Diplodus cervinus* i *Pagrus pagrus*, el morenot *Gymnothorax unicolor*, i els grans serrànids *Mycteroperca rubra* i *Epinephelus caninus*, que no apareixien als llistats dels primers estudis mitjançant censos visuals i sí en el present. Però de nou, cal no perdre de vista l'efecte de la mida de mostra en aquest context faunístic.

Per altra banda, 73 espècies resulta una xifra menor si la comparem amb un treball genuïnament d'ictiofauna com el de Riera *et al.* (1993), que llistava 218 espècies litorals i de plataforma mitjançant diferents mètodes, des de l'observació directa i les cites antigues fins a la pesca. Tot i el diferent objectiu del treball de Riera i col·laboradors i el present, en els 25 anys transcorreguts des de llavors s'han produït alguns canvis que val la pena comentar.

En primer lloc, podem estar segurs que el tord (*Symphodus melops*) i el gripau (*Ctenolabrus rupestris*) no existeixen a Cabrera. Es tracta de dues espècies d'aigües atlàntiques, presents també al nord de la Mediterrània però absents actualment al conjunt de les Illes Balears, malgrat l'existència de cites antigues d'ambdues (Riera *et al.*, 1993; Grau *et al.*, 2015). Riera *et al.* (1993) ja indicaren que ells no les havien observat personalment a Cabrera, però recolliren cites antigues de la seva presència. Si alguna vegada van realment existir, la seva desaparició seria una conseqüència clara de



l'escalfament global i la tropicalització de la Mediterrània (Kersting, 2016). Certament, el gripau encara hi sovinteja al litoral català; i el tord hi era present com a mínim fins fa una dècada, tot i que de forma escassa (Zabala *et al.*, 2005). Això dóna versemblança a les cites antigues de Cabrera i la resta de les illes Balears, però en les immersions realitzades a Cabrera en el darrers 30 anys no s'ha pogut observar cap de les dues (Riera *et al.*, 1993; Garcia-Rubiés 1993; Reñones *et al.*, 1997; García-Charton *et al.*, 2004; Cardona obs pers.), fet que fa pensar en la seva extinció local i també regional.

També sabem que totes les cites de corbina (*Argyrosomus regius*) són en realitat fruit de la confusió entre els noms popular d'aquesta espècie i el de l'escorball (*Sciaena umbra*). Mentre l'escorball és una espècie freqüent a Cabrera, la corbina mai hi hauria format part de la ictiofauna de l'arxipèlag, tot i que no es pot descartar la presència de divagants quan l'espècie encara es reproduïa a la desembocadura del riu Ebre, com en alguns punts de Mallorca (Grau *et al.*, 2015a).

Pel que fa a les espècies presents a Cabrera i no incloses al llistat de Riera *et al.* (1993), en podem estar segurs de la presència de vuit. La primera és el cabot d'Steinitz (*Gammogobius steinitzi*) un peixet cavernícola descobert per la ciència l'any 1971 i observat recentment en algunes coves de l'arxipèlag (Grau *et al.*, 2015a). La presència d'altres espècies de cabots cavernícoles a Cabrera, concretament *Corcyrogobius liechtensteini* i *Didogobius splechnai*, van ser assenyalades per Bussotti *et al.* (2015) a les Illes Balears i la seva presència a Cabrera confirmada per Díaz *et al.* (2018), juntament amb *Thorogobius ephippiatus*. La cinquena espècie clarament present a Cabrera i no inclosa a Riera *et al.* (1993) és *Gobius xanthocephalus* (Cardona, observació personal). Es tracta d'un altre cabot, aquest freqüent als fons de roca infralitorals de Cabrera i de totes les illes Balears, però tradicionalment confós amb *Gobius bucchichi*, i per aquest motiu no descrit científicament fins l'any 1992. La sisena espècie present sense cap mena de dubte és l'espècie *Sphyræna viridensis*. Certament, la presència d'espècies a Cabrera estava àmpliament documentada, però es pensava que es tractava només de l'espècie *Sphyræna sphyraena* (Riera *et al.*, 1993) com a la resta de la Mediterrània occidental (Massutí *et al.*, 2001). Ara sabem que *S. viridensis* és en realitat l'espècie més abundant no tan sols a Cabrera, sinó al conjunt de les Illes Balears. Per tant, aquestes sis espècies han estat presents a Cabrera segurament des de fa dècades i la seva addició al catàleg de la ictiofauna de l'arxipèlag és el resultat de la millora del nostre coneixement taxonòmic i no de cap canvi faunístic.

No ha passat el mateix amb la setena i vuitena espècies noves per a Cabrera, ambdues formes subtropicals que han colonitzat l'arxipèlag durant les darreres dècades, com ja va passar amb el roncador (*Pomadysys incisus*) (Riera *et al.*, 1993). *Parablennius pilicornis* és una rabosa pròpia de l'Atlàntic subtropical, observada a les Illes Balears per primera vegada a Eivissa (Patzner, 1985) a la dècada de 1980 i que al 1995 ja ocupava totes les illes Balears (Cardona i Elices, 2000). Quelcom semblant va passar amb l'escòrpora de penyal (*Scorpaena maderensis*), observada per primera vegada a les Illes Balears a començaments de la dècada de 1990 (Riera *et al.*, 1995) i actualment l'escorpènid més abundant als ambients esciàfils de l'infralitoral rocós de Cabrera i de la resta de les illes Balears. L'expansió d'ambdues espècies seria fruit de l'increment de la temperatura superficial (Riera *et al.*, 1995).

Un cas diferent és el de *Trypterygion tartessicum*. La seva presència ja era coneguda, tant a Cabrera com a la resta de les illes Balears, però sota el nom *Trypterygion tripteronotus*. Noves dades genètiques i morfològiques indiquen que en realitat aquesta espècie seria pròpia de la vorera septentrional de la Mediterrània i que les illes Balears, el litoral ibèric al sud del Cap de la Nao i el Magrib, estarien habitats per *T. tartessicum* (Carreras-Carbonell *et al.*, 2007). La influència dels girs anticiclònics del mar d'Alboran es fan patents a Cabrera, i amb ells la presència ocasional d'espècies marcadament meridionals com el serrà mascle (*Serranus atricauda*) (Riera *et al.*, 1993; Grau *et al.*, 2015b, i el present estudi), el lloro verd (*Sparisoma cretense*) (Riera *et al.*, 1993; Reñones *et al.*, obs pers.) i donzelles (*Coris julis*) amb lliurea atlàntica (Martino i Grau, 2010).

Fets aquests aclariments, podem dir que la conclusió de Riera *et al.*, (1993), segons la qual la ictiofauna litoral de Cabrera no difereix de la present al conjunt de les illes Balears segueix essent vàlida. La ictiofauna de l'arxipèlag es caracteritza per l'escassetat d'espècies d'afinitats nord-atlàniques i la presència d'espècies atlàniques d'afinitats subtropicals.

## COM S'ORGANITZEN LES ESPÈCIES EN L'ESPAI I EN EL TEMPS

Quan trobam un grup d'espècies que normalment apareixen juntes i es diferencien d'un altre grup que està constituït per altres espècies o en diferent relació d'abundància, parlam de poblaments diferents. Es diu planerament però el fet de trobar un poblament característic de Cabrera és segurament la consecució d'uns dels objectius pels quals va ser creat el parc: recuperar les poblacions de peixos malmesos per la pesca (Camps *et al.*, 1986), i això de per si és ja un èxit. En el lèxic científic anomenam com a multivariant al conjunt d'espècies que varien o covarien en funció de diferents gradients hipotèticament causals. Cada espècie és una variable de resposta (dependent) en aquest espai de gradients (nivell de gestió, fondària, anys) que han constituït les variables independents o explicatives, causals, en aquest estudi. Constitueix, com s'ha dit, un èxit, que siguin les espècies vulnerables a la pesca les que caracteritzen els poblaments de Cabrera: la variada (*D. vulgaris*), la càntera (*S. cantharus*), el déntol (*D. dentex*), la morruda (*D. puntazzo*), els grans làbrids (*L. merula*, *L. viridis*), el serrà (*S. cabrilla*), l'anfós (*E. marginatus*) i l'anfós llis (*E. costae*). Un conjunt d'espècies que es troben molt per davall de la seva biomassa màxima teòrica al conjunt de les Balears, i que en la majoria de casos es troben plenament explotades, sobreexplotades o col·lapsades (<10% de la biomassa verge teòrica) (Coll *et al.*, 2004, 2013; Quetglas *et al.*, 2016).

El fet que parlem de poblaments en plural és perquè fins i tot en el reduït espai vertical de 35 metres, els factors associats a la fondària (llum, hidrodinamisme, estructura dels hàbitats bentònics) produeixen canvis en la composició i abundància dels grups d'espècies. Aleshores, tenim dos poblaments de peixos infralitorals a Cabrera, un de superficial i un de profund, que es diferencien dels poblaments de Mallorca, també superficial i profund, per l'abundància, freqüència d'aparició i mida d'espècies que són vulnerables a la pesca. Independent de la pressió pesquera, però relacionat amb la fondària, amb la verticalitat dels penya-segats submarins i amb la proximitat de fons coral·lígens, destaca a Cabrera la presència infralitoral de la forcadella (*Anthias anthias*), una espècie rara de trobar a menys de 30 m a les costes balears, fet posat de manifest ja en l'estudi de García-Charton *et al.* (2004).

Els poblaments rics en espècies vulnerables, tant en abundància com en biomassa, conformen un resultat que respon plenament a l'enunciat de "l'efecte reserva", que descriu senzillament l'increment en l'abundància, talla i biomassa de certes espècies, normalment les més cobejades per la pesca, dins una àrea protegida (García-Rubies i Zabala, 1990; Roberts i Polunin, 1991; Lester *et al.*, 2009, entre molts d'altres). Però els resultats de l'anàlisi ens parlen també dels efectes dels anys concrets, dibuixant una situació "òptima" en torn dels anys 1998 i 2000, quan la freqüència i abundància de les espècies més vulnerables fou major, i una situació no tan satisfactòria en els anys 2004 i 2006 que semblen tirar enrere la feina feta. Però si bé l'anàlisi multivariant ens dibuixa una al·legoria del paradís Cabrera, ja sigui en anys concrets, conèixer la magnitud dels efectes de la protecció necessita simplificar l'objecte de mesura, passar de descripcions amb moltes espècies a indicadors senzills, ja siguin sintètics, com a integració de totes les espècies o grups d'espècies, o espècie per espècie.

## LA MAGNITUD DELS CANVIS

No tots els indicadors responen d'igual forma a la protecció. Unes espècies estan directament afectades per la reducció i/o prohibició de la pesca i altres no; o fins i tot la protecció les pot afectar negativament de forma indirecta (increment de depredació, competència pels recursos i l'hàbitat, etc...) (McClanahan *et al.*, 2007; Babcock *et al.*, 2010). De la mateixa manera que solen donar resultats diferents l'anàlisi de l'abundància o de la biomassa; molt influenciats respectivament per l'èxit del reclutament anual i per l'estructura de talles de les poblacions, afectades en el seu marge dret (talles grosses) per la pesca (Caddy i Seijo, 2005; Colloca *et al.*, 2013).

És per aquest motiu que en tractar la magnitud dels canvis, l'aproximació genuïnament ecològica, tractant tot el poblament, ofereix un panorama; i tractant les espècies directament afectades per la pesca en pot matisar els resultats generals.

Enfocant l'atenció en el poblament, els indicadors de riquesa, abundància total, pes mitjà i biomassa total han estat superiors dins Cabrera respecte a les zones control, resultat que recolza l'existència de poblaments de peixos "de Cabrera" també en termes de major maduresa i complexitat, tal com evolucionaria la successió d'un ecosistema després d'una pertorbació (Odum, 1969; Sandin i Sala, 2012). Tot i que aquests resultats són positius, són també una instantània que integra un procés temporal amb les seves variacions. La majoria d'indicadors presenten una resposta d'increment en els primers 7-9 anys i una minva posterior fins els darrers anys de mostreig. El fet de trobar tendències semblants a Cabrera i a Mallorca, encara que amb valors ben diferents, ens duu a pensar en l'existència de processos ecològics independents que se solapen. La interpretació de la causa-efecte aquí és totalment inductiva (de l'efecte a la causa), doncs la manca d'un seguiment integrat dels peixos i de variables oceanogràfiques en els llocs d'estudi no ens permet descriure-ho a mode probatori. Tot i això, els processos que poden intervenir són pocs i ben definits a la literatura científica.

En aquest sentit, cal fixar-se en l'evolució temporal dels nivells tròfics (Fig. 4). Per una banda minven els carnívors tant a Cabrera com a Mallorca des de 1998-2000 endavant, observant-se, a mode d'exemple, caigudes d'entre el 60% i el 85% en la densitat de donzella (*C. julis*), fadrí (*T. pavo*) i variada (*D. vulgaris*), mentre que, per l'altra, el pes mitjà de tot el poblament presenta tendències estables o creixents en els diferents casos (Fig. 3c). Així, entrarien en joc processos oceanogràfics d'escala regional que afectarien l'assentament, amb una minva de juvenils que aporten molt en abundància i poc en pes (veure Fontes *et al.*, (2016) per a la relació entre l'assentament de *C. julis* i la clorofil·la fitoplanctònica, i Basterretxea *et al.*, 2010). I també de forma anàloga, l'increment i el manteniment de la biomassa dels depredadors apicals a Cabrera, almenys en fondària, pot haver afectat espècies de menor nivell tròfic a través de la depredació, sense descartar una competència dins el mateix nivell tròfic en què els peixos més grossos dominarien el poblament però en menor densitat.

En el cas de les espècies vulnerables a la pesca, els resultats de la protecció es fan més obvis. I es fa òbvia també que la causalitat de les diferències observades entre Cabrera i Mallorca no prové d'una suposada diferència d'hàbitat (El Toro, Malgrats i Sa Dragonera són controls totalment comparables als fons cabrerencs i amb un potencial elevat, tal com s'ha demostrat després de la seva protecció) doncs hi ha un patró creixent des de situacions "pobres" de biomassa en els anys 1993, 1995 i 1996 cap a valors significativament majors el 1998 i en davant, quan el parc superà els 7 anys d'existència. La biomassa d'aquestes espècies vulnerables a la pesca ha estat superior sempre a més de 15 m respecte als hàbitats més somers, normalment entre 2 i 4 vegades superior, la qual cosa indica que els peixos necessiten hàbitats profunds propers a les zones de reclutament per tal de desenvolupar-se i créixer, podent mostrar així tot el seu potencial.

La recuperació de les espècies vulnerables mostra patrons estables dins algunes zones, on sembla fins i tot haver-se arribat a una capacitat de càrrega determinada (estrat superficial d'Estells i Illots, i estrat profund de Rates/Coll Roig) (Fig. 5). En els altres casos, la biomassa presenta un creixement inicial fort i estabilització amb minva posterior. Aquest patró s'ha descrit anteriorment a altres reserves marines (Barret *et al.*, 2007; McClanahan *et al.*, 2007) i pot respondre tant als processos de depredació i competència esmentats abans per a tot el poblament, com a una major mortalitat per pesca. Ja Reñones *et al.* (2004) van descriure que els *métiers* de la flota d'arts menors que opera a Cabrera no s'havien adaptat a l'increment d'un recurs nou (depredadors apicals demersals) abans de 2001. Aquest any és per tant un punt d'inflexió en els usos pesquers, fet posat de manifest també a diferents treballs que confirmen canvis rellevants en els nivells reals d'esforç, en la seva distribució espacial i, com s'ha dit abans, en els tipus de *métier*, que consistí en un major ús del palangró dirigit a peixos de fons (Planes, 2005; Álvarez-Berastegui *et al.*, 2004; Amengual *et al.*, 2007).

El PNMTAC constitueix per tant un sistema socioecològic relativament complex on la tradició pesquera continua exercint un efecte important (Amengual *et al.*, 2007). La conjugació de la pesca professional d'arts menors amb els objectius de conservació obre noves qüestions d'interès.

## ÉS CABRERA UNA REFERÈNCIA DE L'ESTAT DE CONSERVACIÓ ÒPTIM?

Si bé hem esmentat abans el concepte de “capacitat de càrrega”, hem de pensar que aquest tan sols pot donar-se en un sistema sense pesca. Dels llocs d'on disposam de sèries temporals més llargues (Fig. 5), tan sols els Estells i la zona de Coll Roig/Rates es troben a zones de reserva. En els altres llocs es pot pescar a partir de 20 m de fondària, la qual cosa deixa gran part de l'infralitoral exposat a l'extracció de biomassa.

Tant si consideram tot el poblament com només les espècies vulnerables a la pesca, el temps transcorregut des de la declaració del parc és suficient i es troba dins l'interval descrit per a recuperacions ràpides a aigües somes (Côté *et al.*, 2001; Halpern i Warner, 2002; Coll *et al.*, 2012) i fins i tot també dins situacions de recuperació total en períodes més llargs (10-35 anys) per a espècies concretes, com els descrits tant a la Mediterrània (Garcia-Rubies *et al.*, 2013) com en mar tropicals (McClanahan, 2000; McClanahan *et al.*, 2007, 2009).

L'evolució de la biomassa d'espècies demersals vulnerables, tant en el lloc superficial d'Estells com en el profund de Rates/Coll Roig, s'ajusta bé a una funció amb paràmetres asimptòtics (K) com la logística (Taula III). També el lloc superficial de Coll Roig, que mostra una tendència d'increment i minva posterior, s'ajusta millor a un patró asimptòtic que no pas a patrons polinòmics. Les referències de què disposam a les Illes Balears són sobretot d'aigües somes i, en aquest context, les dades dels Estells presenten una K relativament baixa (7,0 kg/250 m<sup>2</sup>), gairebé idèntica a l'observada a Espardelló (6,9 kg/250 m<sup>2</sup>) (reserva integral de la reserva marina dels Freus d'Eivissa i Formentera) després de 8 anys de protecció, i que seria superada al cap dels 16 anys de protecció en més d'un 100%, relativitzant l'estabilitat d'aquesta situació en un lloc considerat com a *hot spot* (Coll *et al.*, 2016).

**Taula III.** Variància explicada (R<sup>2</sup>), significança de la regressió i paràmetres de la funció logística segons Kaufman (1981):  $B = K \cdot [1 + e^{-r(T+t_0)}]^{-1}$ , polinomi de 2n grau ( $B = a \cdot T^2 + b \cdot T + c$ ) i 3er grau ( $B = a \cdot T^3 + b \cdot T^2 + c \cdot T + d$ ). B= biomassa d'espècies vulnerables, K= biomassa màxima o capacitat de càrrega, T= temps de protecció, e= Euler, r: taxa intrínseca de creixement, t<sub>0</sub>= temps teòric en què la biomassa del sistema seria zero). \*\*\*: p < 0,01, \*\*: p < 0,025; \*: p < 0,05; ns: no significant.

Lloc	Fondària	Logística best-fit	Polinomi 2n	Polinomi 3er
Estells	< 15 m	R <sup>2</sup> = 0,701 *** K= 8,09±1,0 ** r= 0,66 ns t <sub>0</sub> = -2,23 ns	-	-
Coll Roig/Rates	< 15 m	R <sup>2</sup> = 0,582 * K= 11,67±1,0 ** r= 6,4 ns t <sub>0</sub> = -5,3 ns	R <sup>2</sup> = 0,216 ns a= -0,05 ns b= 1,63 ns c= -0,89 ns	R <sup>2</sup> = 0,574 ns a: 0.009 ns b: -0.73 ns c: 8.75 ns d: -18.7 ns
Coll Roig/Rates	> 15 m	R <sup>2</sup> = 0,985 *** K= 21,3±1,0 ** r= 8,9 ns t <sub>0</sub> = -5,0 ns	-	-

Prenent com a indicador tot el poblament de peixos en un estudi d'ampli abast geogràfic (de Gibraltar a Turquia) entre 8 i 12 m de fondària, Sala *et al.* (2012) situen Cabrera en el lloc vuitè d'un conjunt de 14 reserves marines amb diferents edats i graus de protecció. Aquests autors estableixen que el llinar de biomassa de 40 g/m<sup>2</sup> separaria els poblaments de peixos madurs, ben estructurats i amb bona salut, d'altres amb pitjor estat. Cabrera presentà en l'estudi de Sala *et al.* (2012): 30 g/m<sup>2</sup> de peixos (veure també Ballesteros *et al.*, 2020, en el present volum), i no entraria, segons ells mateixos, en el grup d'AMPs “top” de la Mediterrània.

La biomassa mitjana del poblament en tota la sèrie temporal del present estudi (veure Fig. 3d) se situa en els  $13,5 \pm 1,8$  kg/250 m<sup>2</sup> que equivalen a 54 g/m<sup>2</sup> i oferiria un millor panorama si acceptam el llindar dels 40 g/m<sup>2</sup>. Però la presa de dades de Sala *et al.* (2012) tingué lloc entre 2007 i 2008, que com hem comentat se situa en un període de “perfil baix”, ja esmentat amb altres indicadors, a l’infralitoral superior cabrerenc. Prenent la biomassa mitjana més propera a l’estudi de Sala *et al.* (2012), que seria la de 2006, els resultats coincideixen: 7,2 kg/250 m<sup>2</sup> que equivalen a 28,8 g/m<sup>2</sup> ( $\approx 30$  g/m<sup>2</sup>). La “referència Cabrera” sembla així desfer-se’ns a les mans en voler fixar-la, i cal explorar altres perspectives.

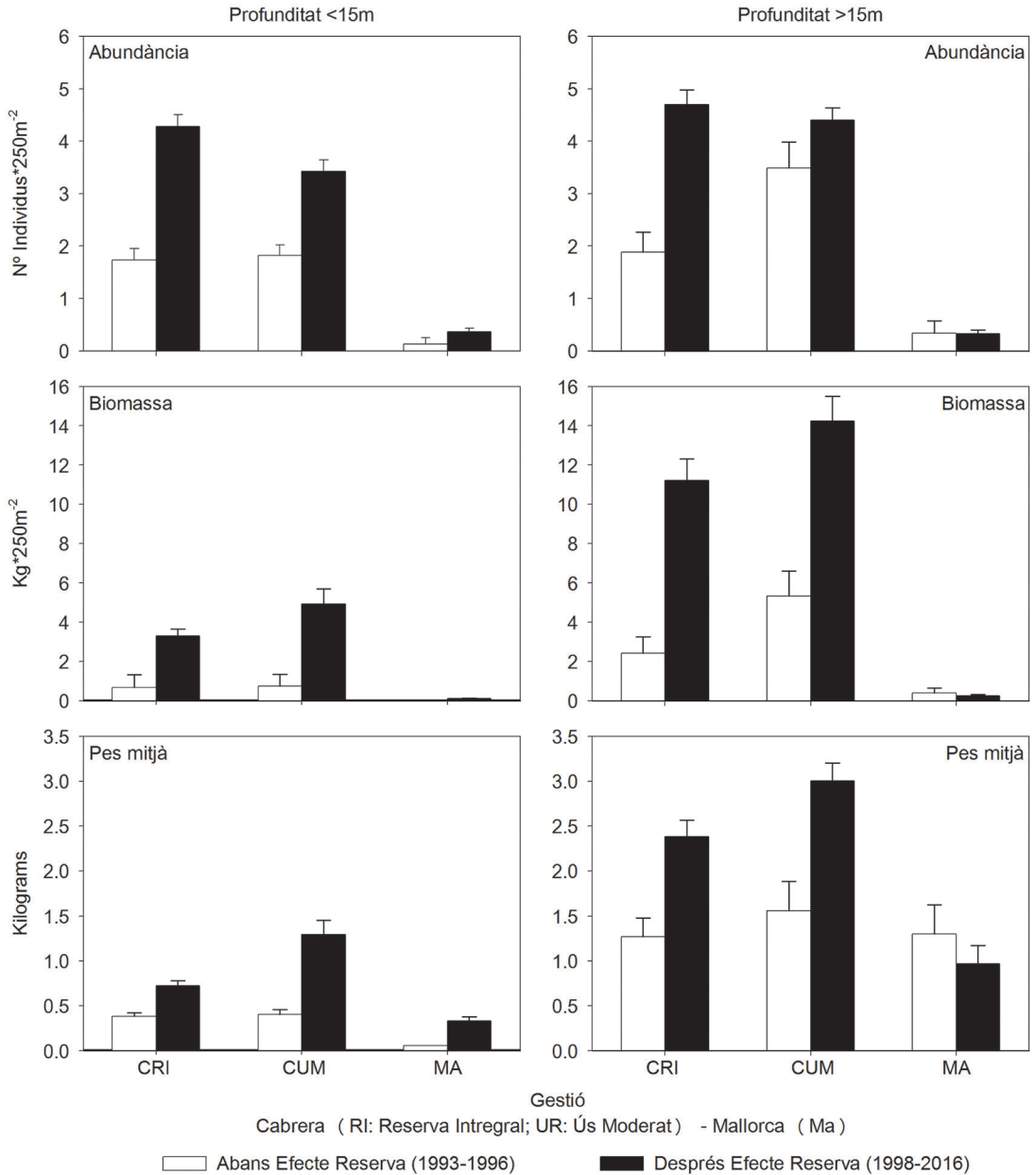
## CANVIANT LES LÍNIES DE REFERÈNCIA

L’ús de reserves marines com a eines de conservació i gestió pesquera aconsegueix ja un període llarg de temps arreu del món i hi ha molts autors que han tractat el concepte de capacitat de càrrega, sovint també sota altres enunciats, com el de biomassa prístina, biomassa verge, comunitat clímax o situacions d’equilibri (McClanahan *et al.*, 2007; Kingsford, 2009; Babcock *et al.*, 2010; Coll *et al.*, 2012; Sandín i Sala, 2012; Garcia-Rubies *et al.*, 2014); però la realitat és que quan els biòlegs començaren a descriure els ecosistemes marins aquests ja estaven profundament impactats per l’home (Jackson, 1997; Pauly *et al.*, 1998; Roberts, 2007). En el cas que ens ocupa podríem pensar com serien els poblaments de peixos infralitorals a Cabrera si les altra hora saludables poblacions de vell marí (*Monachus monachus*), el solraig (*Carcharodon carcharias*), el ca marí (*Galeorhinus galeus*), les llunades (*Sphyrna* spp.), les tortugues (*Caretta caretta*), i grans peixos vinguts a menys com la tonyina (*Thunnus thynnus*) o la cirviola (*Seriola dumerili*) (Morey, *et al.*, 2003; Sala, 2004; Grau *et al.*, 2015a) foren encara abundants a Cabrera. Sala (2004), conscient de les peces que manquen al puzzle “climàtic” i en conseqüència dels resultats de les reserves marines amb més èxit a la Mediterrània, situà els grans serrànids com la peça substituïda en els nivells tròfics més elevats d’un passat en gran mesura inassolible.

No podem oblidar que en la dècada dels 80 i 90 era certament difícil observar grans serrànids adults a menys de 25 m de fondària a gran part del litoral balear (Coll *et al.*, 1999, 2004). El Parc Nacional de Cabrera representà en aquest sentit poder guaitar al menys 40 anys enrere, si ens centram en els relats dels pescadors vells i també en les dades (Coll *et al.*, 2004). L’anfós (*Epinephelus marginatus*), l’anfós llis (*Epinephelus costae*), el gitano (*Mycteroperca rubra*) i, en menor mesura, els juvenils de xerna (*Epinephelus caninus*) són ara molt presents i fins i tot característics de les aigües de Cabrera. Aquests serien segons Sala (2004) els depredadors apicals demersals que més influència tindrien en l’estructuració de les xarxes tròfiques i en l’acumulació d’energia i biomassa, amb un paper preponderant de l’espècie més comuna: l’anfós (*Epinephelus marginatus*). Un fet també constatat al Parc Nacional de Port Cros (França) mitjançant observació directa i models tròfics (Valls *et al.*, 2012). L’abundància i l’elevada biomassa d’anfós seria així un símptoma de bona salut en el nostre infralitoral rocós, tot essent conscients de caure en l’autosuggeriment de canviar les línies de referència històriques (“shifting the base lines” tal com descriviren Pauly *et al.* en 1998).

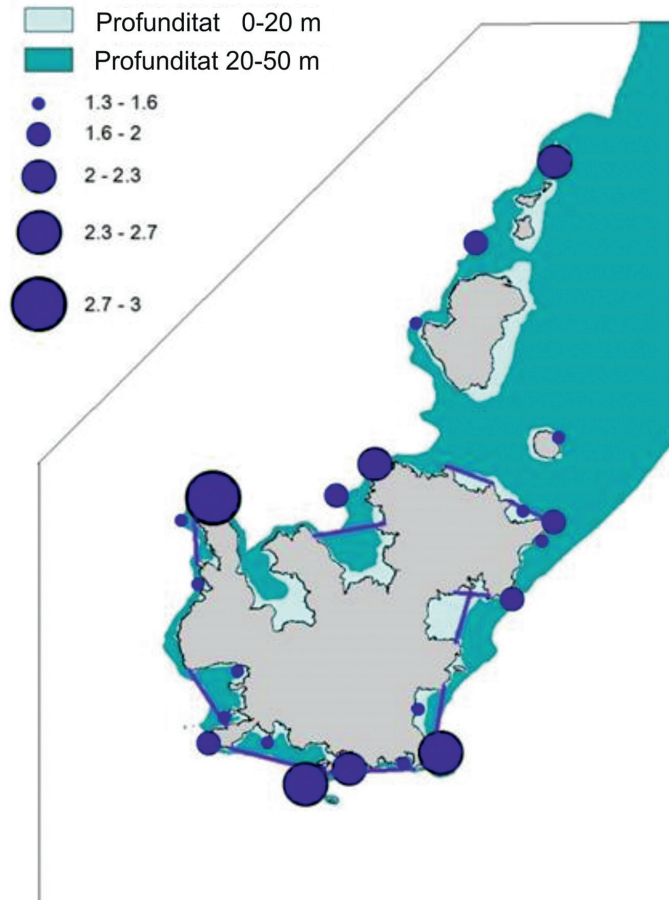
Les característiques infralitorals de l’anfós les descriviren bé a Cabrera Reñones *et al.* (2012) i Álvarez-Berastegui *et al.* (2018), mostrant-nos un òptim de fondària sobre els 25 m per als anfosos adults (>50 cm) i de 17 m per als anfosos joves. L’anfós representa un alt percentatge de la biomassa dels poblaments de peixos a Cabrera (26%) assolint el seu màxim entre els anys 1998 i 2006, tal com mostren els gràfics anuals dels diferents nivells tròfics dins el grup de depredadors apicals demersals (Fig. 4b). També a les figures 7 i 8 es poden observar, per una banda, la resposta positiva d’aquesta espècie des de 1998 en comparació a les costes de Mallorca i, per altra, la seva distribució espacial en el parc nacional (extret de Reñones *et al.*, 2012). Si pensam que l’hàbitat òptim per als anfosos està cap als 25 m, gran part del seu hàbitat es troba obert a la pesca a Cabrera. La captura mitjana anual d’anfós a Cabrera se situa en torn dels 1.200 kg/any declarats, tan sols segons les dades de la confraria de la Colònia de Sant Jordi (Direcció General de Pesca 2002-2016). I l’esforç de palangre a la majoria de llocs d’ús moderat estudiats ha arribat a concentrar més de 2.000 hams/Km<sup>2</sup>-any (Álvarez-Berastegui *et al.*, 2018). L’evolució de la biomassa profunda d’Estells podria respondre a aquesta pressió, on la biomassa mitjana d’anfós caigué en un 93% entre el màxim de 1998 i els anys 2004 i 2006. Les mostres de 2016 no es varen incloure en l’anàlisi degut a la baixa

replicació però els resultats foren gairebé idèntics als observats el 2004 i 2006 (entre 1 i 3 kg/250 m<sup>2</sup> en front dels 29 i 21 kg/250 m<sup>2</sup> entre 1998 i 2000).



**Figura 7.** Abundància (individus/250 m<sup>2</sup>), biomassa mitjana (kg/250 m<sup>2</sup>) i pes mitjà (g) d'anfós (*Epinephelus marginatus*) entre diferents nivells de gestió (CRI: Cabrera reserva integral, CUM: Cabrera ús moderat i MA: controls de Mallorca) a <15 m i >15 m de fondària.

## Densitat d'adults



**Figura 8.** Distribució espacial de l'anfós (*Epinephelus marginatus*) al Parc Nacional Maritim-Terrestre de l'Arxipèlag de Cabrera. Dades de juny-juliol de 2008. Extret de Reñones *et al.*, (2012).

No podem deixar de tenir en compte al respecte, la epizoòtia que afectà de forma important l'anfós a Cabrera; una malaltia vírica que ataca mortalment el seu sistema nerviós (Grau *et al.*, 2015a). Molts anfossos, no sabem quants, aparegueren surant, terminals o morts en un període de temps un tant incert però que amb molta probabilitat abastà des del 2011 fins el 2016. I és clar que el contagi per contacte que necessita aquest virus és veu afavorit quan la població és gran. Això sens dubte tingué repercussions en les poblacions tot i no haver influït en els resultats de la major part de la sèrie estudiada (1993-2006), la qual cosa reforça els aspectes de canvi en els *métiers* i d'increment d'esforç pesquer ja esmentats.

Per tant, tot i l'èxit de Cabrera en formar un poblament propi, ric en espècies d'interès pesquer, establir el parc com a referència o model de comparació amb altres localitats presenta ara massa condicionants. Hi ha variacions, com acabam de veure, temporals, i també espacials. Si bé hi hagué una exuberància de diversitat, abundància i biomassa entre 7 i 9 anys després de la declaració del parc, la situació posterior ha resultat més pobre i s'obre la qüestió de quan i a on agafar la referència de Cabrera com a model.

## LA VARIACIÓ A PETITA ESCALA ESPACIAL. L'UNIVERS CABRERA

Podríem convenir que el període de referència ha d'haver donat temps a la recuperació de les poblacions més malmeses per la pesca, la qual cosa situaria el cas que ens ocupa a partir del setè any de protecció (1998). Tot i no disposar en l'actualitat d'un sistema de zones de reserva que abasti hàbitats litorals profunds, convenir el lloc de comparació seria compromès, i emprar un valor mitjà de biomassa quan hi ha variacions de més del 100% entre llocs situats a menys d'un kilòmetre és simplificar massa el que ens presenta Cabrera. A la Fig. 6 es pot observar aquesta gran variabilitat a escala local (entre cents i milers de metres) en front de la homogeneïtzació que la pesca ha produït a Mallorca. Ja s'ha comentat en aquest article que el nivell de protecció per si sol no explica les diferències entre, per exemple, les zones d'ús moderat de l'Imperial o els Illots del nord de Cabrera ( $> 30 \text{ kg}/250 \text{ m}^2$  a  $>15 \text{ m}$ ) respecte a la zona de reserva del Codolar de l'Imperial ( $< 5 \text{ kg}/250 \text{ m}^2$  a  $> 15\text{m}$ ).

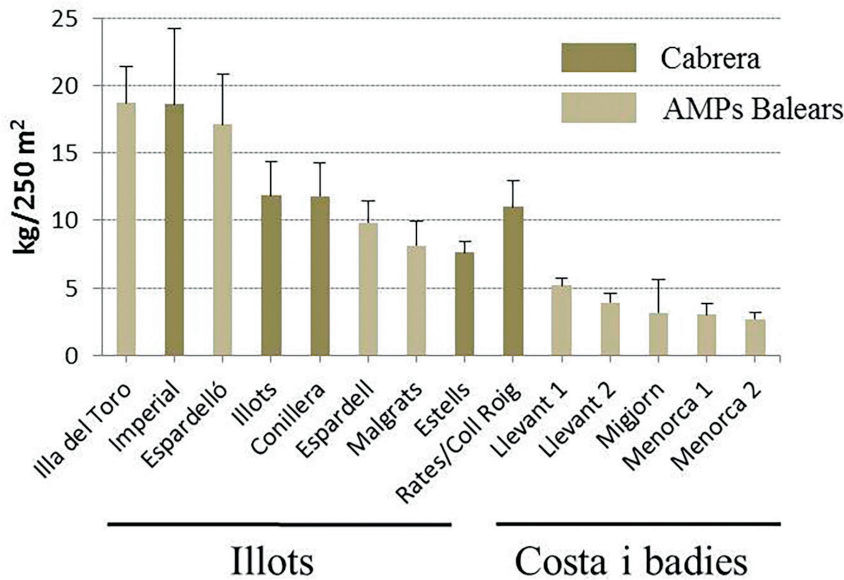
García-Charton *et al.* (2004) ja postularen que la distribució dels peixos litorals a la Mediterrània és irregular, a taques d'escala de cents de metres, comprovades per ells mateixos a Cabrera, i on entrarien en joc aspectes físics de la complexitat de l'hàbitat (e.g. rugositat, presència de blocs rocosos, etc.), fins a escales de cents de kilòmetres (e.g. entre diferents regions geogràfiques: Cabo de Gata, Illes Columbrets, Cabrera). L'explicació que donen aquests autors per entendre les diferències regionals ens poden fer llum per explicar l'univers de situacions a Cabrera. A mode il·lustratiu, les diferències en biomassa d'espècies vulnerables, extretes del treball citat, eren de  $32,4 \text{ g}/\text{m}^2$  a la reserva marina de Cabo de Gata (Almeria),  $103,6 \text{ g}/\text{m}^2$  a les Illes Columbrets (Castelló), i de  $27,6 \text{ g}/\text{m}^2$  al Parc Nacional de Cabrera. García-Charton *et al.* (2004) conclouen que hi ha factors hidrogràfics relacionats sobretot amb la producció fitoplanctònica, que se superposen als efectes de la protecció. En un ambient oligotròfic com l'arxipèlag de Cabrera (Zabala i Ballesteros, 1989), on la producció primària algal és de  $3.949 \text{ g}/\text{m}^2 \cdot \text{any}$ , i amb una eficiència del 10% en la conversió de biomassa entre nivells tròfics (Pauly i Christensen, 1995), no es pot explicar la biomassa de peixos carnívors i depredadors apicals de llocs com per exemple l'Imperial ( $74\text{-}113 \text{ g}/\text{m}^2$ ) (dades de producció primària segons Ballesteros (1989) per a comunitats equivalents i conversió de g C a biomassa humida segons Atkinson i Grigg (1984)). Així, tan sols les condicions que afavoreixin una major capacitat d'explotació de l'energia i biomassa del medi pelàgic, poden explicar l'existència de punts calents o *hot spots* de biomassa de peixos.

En un estudi recent, Reñones *et al.* (2012) observaren com l'exposició de 26 llocs a l'arxipèlag de Cabrera estava altament correlacionada ( $R= 0,74$ ) amb l'hidrodinamisme generat pels corrents locals, mesurat amb fluxòmetres, la qual cosa explica que molts caps i illots exposats tinguin una major energia exosomàtica (Margalef, 1993) i també una disponibilitat major de nutrients i d'aliment en la columna d'aigua. Posteriorment, Coll *et al.* (2013) afegien que era la combinació de l'exposició, la rugositat a petita escala, el pendent cap aigües obertes, i l'existència de fronteres d'hàbitat ben definides, el que possibilitava biomasses de peixos majors (veure també Edgar *et al.* 2014 sobre els efectes de l'aïllament). De fet, sempre que s'han avaluat els compartiments tròfics litorals mitjançant models tròfics (e.g. Ecopath), la biomassa de grans depredadors demersals no s'explicava sense l'aportació externa d'aliment, via plàncton, peixos planctòfags i cefalòpodes (McClanahan i Sala, 1997; Valls *et al.*, 2012; veure també Pinnegar, 2018). Els llocs que per raons físiques no reben aquesta aportació pateixen un vertader coll d'ampolla (sensu Caddy, 2011) per albergar poblacions exuberants de peixos. En contraposició, o complementant els *hot spots*, aquests llocs conformen el retrat a taques de Cabrera. A la Fig. 9 es pot observar com aquest retrat desigual s'ajusta també a una escala balear, on les majors biomasses s'obtenen a illots total o parcialment protegits respecte a zones situades a costa que, tot i estar igualment protegides, no tenen una exposició suficient ni connexió amb aigües profundes.

L'univers Cabrera, per tant, presenta produccions de peixos diferents en funció del grau d'exposició i de la proximitat d'hàbitats profunds amb una àmplia columna d'aigua, casos de l'Imperial, Illots, Conillera i altres. L'expressió d'aquest potencial tan sols és possible amb la protecció total o parcial, doncs la pesca sense control prèvia a la declaració del parc havia igualat aquests escenaris (Camps *et al.*, 1986; Garcia-Rubies, 1993; Coll obs. pers.) com ocorre amb l'homogeneïtat de biomassa que presenten les zones control estudiades a Mallorca.



## Biomassa Espècies Vulnerables



**Figura 9.** Biomassa mitjana (kg/250 m<sup>2</sup>) d'espècies demersals vulnerables a la pesca. Les dades de Cabrera apareixen en to més fosc i es corresponen amb les mitjanes a partir de 1998, quan l'efecte reserva havia estat màxim. Les altres dades es corresponen amb reserves marines de pesca obtingudes entre 2010 i 2017, quan totes tenien al menys 8 anys des de la seva declaració. Illa del Toro: Reserva marina de l'Illa del Toro. Espardelló i Espardell: reserva integral de la Reserva Marina dels Freus d'Eivissa i Formentera. Malgrats: Reserva Marina de les Illes Malgrats. Llevant 1 i 2: reserva integral de la Reserva Marina de Llevant/Cala Ratjada. Menorca 1 i 2: reserva integral de la Reserva Marina del Nord de Menorca.

## EL FUTUR

La visió que tenim ara del Parc Nacional, amb la perspectiva dels 25 anys transcorreguts des de la seva creació, i amb la informació que ens han brindat els peixos, ens legitima per expressar 4 aspectes importants que millorarien la qualitat d'aquest espai protegit si l'objectiu final és que Cabrera sigui realment un lloc de referència de conservació dels ecosistemes litorals de la Mediterrània.

El manteniment d'usos tradicionals com la pesca d'arts menors (l'encerclament no és un art menor) és una opció vàlida de gestió, com ho és el disposar de zones concretes que pels seus valors naturals o funcionalitat dins l'ecosistema siguin reserves sense pesca. Però resulta necessari revisar la ubicació actual d'aquestes zones de reserva, doncs entre les actuals hi ha un dèficit molt gran de llocs que presentin les característiques que hem descrit aquí per ser punts calents de biomassa i diversitat: els caps i illots exposats amb connexió amb aigües profundes.

La pesca afecta òbviament els poblaments de peixos. Hauria de ser d'ús públic la informació sobre allò que es captura anualment a Cabrera, un espai públic protegit. I la informació hauria de ser veraç, contrastada amb protocols de qualitat. L'experiència en l'ús del quaderns de captura diària per part de vaixells amb permís per pescar dins una àrea marina protegida, amb gens o poc control tècnic sobre les declaracions, duu a una subestima important de les captures reals (Amengual *et al.*, 2007; Coll *et al.*, 2007).

En el present article hem disposat de dades de fins a 8 projectes diferents, desenvolupats per al menys una vintena d'observadors diferents. El mètode emprat ha estat prou robust, i adaptat a les

condicions del complex escenari infralitoral, per discriminar estadísticament diferents situacions que ens informen de la diversitat i estat de conservació dels peixos. Però la manca d'un protocol comú sens dubte ha introduït una variància no desitjada, sovint no explicada, que debilita el contrast de les hipòtesis presentades. És necessari establir un seguiment dels peixos de Cabrera, de forma periòdica i sistemàtica, que compti amb un protocol clar i ben definit que permeti comparar la situació actual i futura amb les dades històriques.

El darrer punt i també molt important és aconseguir eradicar el furtivisme dins les aigües del parc. No hem introduït aquesta font de variació dels resultats en el text d'aquest article, però els mateixos autors han vingut realitzant denúncies formals al llarg dels diferents projectes: arpons i fusells trobats sobre el fons, palangres i xarxes dins zones de reserva o a fondàries prohibides, llences il·legals dins zones de reserva. Fins i tot tècnics del parc advertiren que els horaris de vigilància no s'adaptaven a les hores punta d'activitat pesquera (Amengual *et al.*, 2007). Això és un recull de casos d'un període gran, vint-i-cinc anys, i no volem dir per tant que el furtivisme sigui una norma o una activitat regular al parc, però sí una activitat il·legal que ha succeït i que no sabem fins a quin nivell. Establir un pla de vigilància amb un protocol ben definit, amb medis humans i tecnològics, urgeix en aquest Parc Nacional per fer una passa endavant. Fer-se la pregunta de quin percentatge de les 24 hores del dia, llocs com els Estells, l'Imperial, el Cap Ventós o Na Foradada, estan sota control pel personal del parc, ajudaria a enfocar un pla de furtivisme zero. La pròpia conservació d'hàbitats i espècies, la percepció pública i, sens dubte, les condicions per desenvolupar la recerca científica millorarien significativament.

## AGRAÏMENTS

Volem expressar el nostre agraïment a les institucions i investigadors que ens han facilitat les dades dels diferents projectes per a la realització del treball. Concretament als Drs. B. Morales-Nin (IMEDEA), R. Goñi (COB-IEO), I. Moreno (UIB), M. Harmelin-Vivien (UM), A. Aguilar (UB) així com a A.M. Grau, cap de servei de recursos marins de la DGPM.

Al llarg dels anys han estat molts els investigadors que han col·laborat en la feina de camp, i aquí volem fer especial esment als bussejadors que han participat en els censos dels diferents projectes: S. Deudero, X. Mas, P. Merella, G. Morey, O. Navarro, M. Pozo, B. Reviriego, E. Roldan, B. Stobart i S. Steffanni; i també a les tripulacions de les embarcacions L'Aup, Arola i Na Moltona.

No ens oblidam dels gestors del parc nacional i de l'OAPN per l'interès en què els projectes es duguessin a bon terme i molt especialment a totes les persones que viuen al parc (guardes, guies, personal de manteniment, brigades antiincendis) pel seu recolzament i ajut en superar totes les dificultats que sorgeixen en el dia a dia durant les campanyes a Cabrera.

## REFERÈNCIES

- Aguilar, A., Ávila, C., Borrell, A., Cardona, L., Moranta, J. i Reñones, O., 2018. Restauración de redes tróficas en espacios protegidos. ¿Es posible? Segundo informe de seguimiento. Organismo Autónomo de Parques Nacionales. 25 pp.
- Álvarez-Berastegui, D., Reñones, O., Coll, J., Rueda, L., Morey, B., Navarro, O., Stobart, B., Aparicio, A i Grau A. M., 2018. Multiscale seascape habitat of necto-benthic littoral species, application to the study of the dusky grouper habitat shift throughout ontogeny. *Marine Environmental Research*, 142: 21-31.
- Amengual, J., Moreno, J., García, M., Llorente, J. i Álvarez-Berastegui, D., 2007. Managing fisheries at a National Park: the delicate balance. *In: European symposium on MPAS as a tool for fisheries management i ecosystem conservation. Emerging science and interdisciplinary approaches*. Pàg. 124.
- Atkinson, M. J i Grigg, R. W. 1984. Model of a coral reef ecosystem. II. Gross and net benthic primary production at French Frigate Shoals. Hawaii. *Coral Reefs*, 3: 13-22.
- Babcock, R. C., Shears, N. T., Alcala, A., Barret, N.S., Edgar, G. J., Lafferty, K. D., McClanahan, T. R., Russ, G. R. 2010. Decadal trends in marine reserves reveal differential rates of change in direct and indirect effects. *PNAS*. 107: 18256-18261.
- Ballesteros, E. 1989. Production of seaweeds in Northwestern Mediterranean marine communities: Its relation with environmental factors. *Scientia Marina*, 53: 357-364.

- Ballesteros, E. 1992. Els vegetals i la zonació litoral: espècies, comunitats i factors que influeixen en la seva distribució. Arxius de la Secció de Ciències CI, Institut d'Estudis Catalans, Barcelona.
- Ballesteros, E., Cebrián, E., Sant, N., Tomas, F., Rodríguez-Prieto, C., López-Sendino, P. i Pinedo, S. El bentos dels fons infralitorals. In: Grau, A.M., Fornós, J.J., Mateu, G., Oliver, P.A. i Terrasa, B. (eds.). Arxipèlag de Cabrera. Història Natural. Mon.Soc.Hist.Nat.Balears, 30. 215-241
- Ballesteros, E., Zabala, M., Uriz, M. J., García-Rubies, A. i Turon, X. 2020. El bentos: les comunitats. In: *Història Natural de l'Arxipèlag de Cabrera*. Alcover, J. A., Ballesteros, E., Fornós, J. (Eds). CSIC-Edit.Moll, 687-730.
- Barret, N. S., Edgar, G. J., Buxton, C. D. i Haddon, M. 2007. Changes in fish assemblages following 10 years of protection in Tasmanian marine protected area. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 345: 141-157.
- Basterretxea, G., Jordi, A., Sabatés, A., Alvarez, I., Catalán, I., Palmer, M. i Morales-Nin, B. 2010. Influence of food availability and coastal circulation in the spawning strategies of fish species of Cabrera national park (N.W. Mediterranean). *Rapp. Comm. Int. Mer. Médit.*, 39.
- Bayle-Sempere, J.T. 1999. Ictiofauna de la Reserva marina de Tabarca (Alicante, Sudeste Ibérico): evaluación de las medidas de protección. Tesis doctoral. Universidad de Alicante. Spain.
- Bell, J. D. 1983. Effects of depth and marine reserve fishing restrictions on the structure of a rocky reef fish assemblage in the north-western Mediterranean Sea. *Journal of Applied Ecology*, 20: 357-369.
- Bussotti, S., Di Franco, A., Francour, P. i Guidetti, P. 2015. Fish Assemblages of Mediterranean Marine Caves. *PLoS ONE* 10(4): e0122632.
- Caddy, J. F. i Seijo, J. C. 2005. This is more difficult than we thought! The responsibility of scientists, managers and stakeholders to mitigate the unsustainability of marine fisheries. *Phil. Trans. R. Soc. B.* 360: 59-75.
- Caddy, J. F. 2011. *How artificial reefs could reduce the impacts of bottlenecks in reef fish productivity in natural fractal habitats*. In: Artificial reefs in fisheries management. Pàgs: 45-64. S. A. Bortone, F. P. Brandini, G. Fabi and S. Otake (eds). CRC Press. Boca Ratón. Florida.
- Camps, J., Uriz, M. J. i Ballesteros, E. 1986. Estudio preliminar del sistema bentónico de Cabrera: descripción, estado de conservación y efectos de las maniobras militares. Informe técnico del CSIC, 60 pàg.
- Cardona, L. i Elices, M. 2000. Datos sobre la presencia en el litoral de Menorca (islas Baleares, Mediterráneo Occidental) de *Parablennius pilicornis* (Cuvier, 1829) y *Scorpaena maderensis* Valenciennes 1833. *Boll. Soc. Hist.Nat. Balears*, 43: 33-38.
- Carreras-Carbonell, J., Pascual, M. i Macpherson, E. 2005. Rapid radiation and cryptic speciation in mediterranean triplefin blennies (Pisces: Tripterygiidae) combining multiple genes. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 37: 751-761.
- Carreras-Carbonell, J., Pascual, M. i Macpherson, E. 2007. A review of the *Tripterygion tripteronotus* (Risso, 1810) complex, with a description of a new species from the Mediterranean Sea (Teleostei: Tripterygiidae). *Scientia Marina* 71: 75-86.
- Coll, J., García-Rubies, A., Morey, G. i Grau, A. M. 2012. The carrying capacity and the effects of protection level in three MPAs in the Balearic Islands (NW Mediterranean). *Scientia Marina*, 76(4): 809-826.
- Coll, J., García-Rubies, A., Morey, G., Reñones, O., Álvarez-Berastegui, D., Navarro, O. i Grau, A. M. 2013. Using no-take marine reserves as a tool for evaluating rocky-reef fish resources in the western Mediterranean. *ICES Journal of Marine Science*, 70(3): 578-590.
- Coll, J., García-Rubies, A., Moranta, J., Stefanni, S. i Morales-Nin, B. 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.
- Coll, J., Morey, G. i Navarro, O. 2016. La Reserva Marina dels Freus d'Eivissa i Formentera. Seguiment de les poblacions de peixos de substrat rocós en el període 2000-2016. Informe tècnic per a la Direcció General de Pesca del Govern de les Illes Balears. Tragsatec. 78 pàg.
- Coll, J., Morey, G., Navarro, O., Martino, S. i Riera, F. 2007. La Reserva Marina del Nord de Menorca (RMNM). Seguiment de les poblacions de peixos de substrat rocós i anàlisi dels usos desenvolupats a la reserva. Període 2000-2006. Informe tècnic del Servei de Recursos Marins. Direcció General de Pesca. Govern de les Illes Balears; 40 pàg.
- Coll, J., Linde, M., García-Rubies, A., Riera, F. i Grau, A. M. 2004. Spear fishing in the Balearic Islands: species affected and catch evolution during the period 1975-2001. *Fisheries Research*, 70: 97-111.
- Coll, J., Reñones, O., Moranta, J. i Morales-Nin, B. 1995. Base study for monitoring the reserve effect in the Cabrera National Park, Balearic Islands. An indicator species example: *Epinephelus guaza* (L.). *Rapp. Comm. Int. Mer. Médit.*, 34: 240.
- Colloca, F., Cardinale, M., Maynou, F., Giannoulaki, M., Scarcella, G., Jenko, K., Bellido, J. M. i Fiorentino, F. 2013. Rebuilding Mediterranean fisheries: a new paradigm for ecological sustainability. *Fish and Fisheries*, 14: 89-109.
- Côté, I., Mosqueira, M. i Reynolds, J. D. 2001. Efectes of marine reserve characteristics on the protection of fish populations: a meta-analysis. *J. Fish Biol.* 59: 178-189.
- Cuadros-Casado, I. A. 2016. *Settlement and post-settlement processes of Mediterranean littoral fishes: influence of seascape attributes and environmental conditions at different spatial scales*. Tesis doctoral. 259 pàg. Universitat de les Illes Balears.
- Díaz, D., Ballesteros, E., Cebrián, E., Aspillaga, E. i Muñoz, A. Les coves submergides de l'Arxipèlag de Cabrera. In: Grau, A.M., Fornós, J.J., Mateu, G., Oliver, P.A. i Terrasa, B. (eds.). Arxipèlag de Cabrera. Història Natural. Mon.Soc. Hist.Nat.Balears, 30: 299-317.

- Edgar, G. J., Stuart-smith, R. D., Willis, T. J. *et al.*, 2014. Global conservation outcomes depend on marine protected areas with five key features. *NATURE*, 596. Doi: 10.1038/nature13022.
- Fontes, J., Semmens, B., Caselle, J. E., Santos, R. S. i Prakya, S. R. 2016. Ocean productivity may predict recruitment of the rainbow wrasse (*Coris julis*). *PLoS ONE* 11(11): e0165648. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0165648>
- Francour, P. 1991. Ichtyofaune de la reserve naturelle de Scandola (Corse Méditerranée nord-occidentale). Influence spatiale et temporelle de l'effet de réserve. *Trav.Sci.parc nat.reg.nat. Corse Fr*, 31: 1-33.
- Francour, P., Harmelin, J.-G., Pollard, D. i Sartoretto, S. 2001. A review of marine protected areas in the northwestern Mediterranean region: siting, usage, zonation and management. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 11: 155-188.
- García-Charton, J.A., Pérez-Ruzafa, A., Sánchez-Jerez, P., Bayle-Sempere, J.-T., Reñones, O. i Moreno, D. 2004. Multi-scale spatial heterogeneity, habitat structure, and the effect of marine reserves on Western Mediterranean rocky reef fish assemblages. *Mar. Biol.* 144: 161-182.
- García-Rubies, A i Coll, J. 2004 a. Evolució de la ictiofauna litoral de la Reserva dels Freus d'Eivissa i Formentera: 2000-2003. Informe Final. Informe tècnic del CEAB-CSIC. 109 pàg.
- García-Rubies, A i Coll, J. 2004 b. Evolució de la ictiofauna litoral de la Reserva del nord de Menorca: 2000-2003. Informe Final. Informe tècnic del CEAB-CSIC. 105 pàg.
- Garcia-Rubies, A i Zabala, M. 1990. Effects of total fishing prohibition on the rocky fish assemblages of Medes Islands marine reserve (NW Mediterranean). *Scientia Marina*, 54: 317-328.
- Garcia-Rubiés, A. 1993. Distribució batimètrica dels peixos litorals. Alcover JA, Ballesteros E, Fornós JJ Història Natural de l'Arxipèlag de Cabrera, pp 645-662. Societat d'Història Natural de les Balears.
- 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., Hereu, B. i Zabala, M. 2013. Long-term recovery patterns and limited spillover of large predatory fish in a Mediterranean MPA. *PlosOne*, 8(9), e73922.
- Goñi, R., Adlerstein, S., Álvarez-Berastegui, D., Forcada, A., Reñones, O., Criquet, G., Polti, S. *et al.* 2008. Spillover from six western Mediterranean marine protected areas: evidence from artisanal fisheries. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 366: 159-174.
- Grau, A. M., Mayol, J., Oliver, J., Riera, F i Riera, M. A. 2015a. Llibre vermell dels peixos de les Illes Balears. Conselleria de Medi Ambient, Agricultura i Pesca. 150 pp.
- Grau, A. M., Riera, F i Pastor, E. 2015b. Nota sobre la presència de *Serranus atricauda* Günther, 1874 (Osteichthyes: Serranidae) en aigües de les Balears (Mediterrània occidental). In: Govern de les Illes Balears i Societat d'Història Natural de les Balears (eds.): Llibre Verd de Protecció d'Espècies a les Balears. *Mon.Soc.Hist.Nat.Balears*, 20: 111-116.
- Guidetti, P. i Sala, E. 2007. Community-wide effects of marine reserves in the Mediterranean Sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 335: 43-56.
- Guidetti, P., Baiata, P., Ballesteros, E., Di franco, A., Hereu, B., Macpherson, E., Micheli, F., Pais, A., Panzalis, P., Rosemberg, A. A., Zabala, M i Sala, E. 2014. Large-scale asesment of Mediterranean marine protected áreas effects on fish assemblages. *Plos One*, 9(4) e91841.
- Halpern, B. S., i Warner, R. R. 2002. Marine Reserves have rapid and lasting effects. *Ecology Letters*, 5: 361-366.
- Harmelin-Vivien, M., Le Diréach, L., Bayle-Sempere, J., Charbonnel, E., García-Charton, J. A., Oddy, D., Pérez-Ruzafa, A *et al.* 2008. Gradients of abundance and biomass across reserve boundaries in six Mediterranean marine protected areas: evidence of spillover?. *Biol. Conserv.* 141: 1829-1839.
- Harmelin-Vivien, M. L., Harmelin, J.-G., Chauvet, C., Duval, C., Galzin, R., Lejeune, P., Barnabe, G *et al.* 1985. Evaluation visuelle des peuplements et populations de poissons. Méthodes et problèmes. *Rev. Ecol (Terre Vie)*. 40: 467-539.
- Jackson, J.B.C. 1997. Reefs since Columbus. *Coral Reefs*, 16: S23-S32.
- Kaufmann, K. W. 1981. Fitting and using growth curves. *Oecologia*, 49: 293-299.
- Kersting, D. K. 2016. Cambio climático en el medio marino español: impactos, vulnerabilidad y adaptación. Oficina española de cambio climático. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Madrid, 166 pàg.
- Kingsford, M. J. 2009. Contrasting patterns of reef utilization and recruitment of coral trout (*Plectropomus leopardus*) and snapper (*Lutjanus carponotatus*) at One Tree Island, southern Great Barrier Reef. *Coral Reefs*, 28: 251-264.
- Lester, S. E., Halpern, B. S., Grorud-Colvert, K., Lubchenco, J., Ruttenberg, B. I., Gaines, S. D., Aïramé, S., Warner, R. R. 2009. Biological effects within no-take marine reserves: a global synthesis. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 384: 33-46.
- Lester, S. E. i Halpern, B. S. 2008. Biological responses in marine no-take reserves versus partially protected areas. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 367: 49-56.
- Lorenzen, K. 2008. Fish population regulation beyond "stock and recruitment": the role of density-dependent growth in the recruited stock. *Bulletin of Marine Science*, 83: 181-196
- MacPherson, E., Biagi, F., Francour, P., Garcia-Rubies, A., Harmelin, J., Harmelin-Vivien, M., Jouvenel, J. Y. *et al.* 1997. Mortality of juvenile fishes of the genus *Diplodus* in protected and unprotected areas in the western Mediterranean Sea. *Marine Ecology Progress Series*, 160: 135-147.
- Margalef, R. 1993. *Teoria de los sistemas ecológicos*. Edicions Universitat de Barcelona, 290 pàg.
- Martino, S., Grau, A. M. 2010. Presència de la donzella, *Coris julis* (Linnaeus, 1758), amb lliurea atlàntica (Osteichthyes: Labridae) a les Illes Balears (Mediterrània occidental). *Boll. Soc. Hist. Nat. Balears*, 53: 153-160.

- Massuti, E. i Reñones, O. 2005. Demersal resource assemblages in the trawl fishing grounds off the Balearic Islands (western Mediterranean). *Scientia Marina*, 69: 167-181.
- Massutí, E., Morey, G., Moranta, J. i Riera, F. 2001. Presencia de *Sphyræna viridensis* (Pisces, Sphyrænidae) a les Illes Balears. *Boll Soc Hist Nat Balears* 44: 97-101.
- McClanahan, T. R. i Arthur, R. 2001. The effect of marine reserves and habitat on populations of east African coral reef fishes. *Ecol. Appl.* 11: 559-569.
- McClanahan, T. R., Graham, N. A. J., Calnan, J. M. i Macneil, M. A. 2007. Toward pristine biomass: Reef fish recovery in coral reef marine protected areas in Kenya. *Ecol. Appl.* 17: 1055-1067.
- McClanahan, T. R., Graham, N. A. J., Wilson, S. K., Letourneur, Y., Fisher R. 2009. Effects of fisheries closure size, age, and history of compliance on coral reef fish communities in the western Indian Ocean. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 396: 99-109.
- McClanahan, T. R. i Sala, E. 1997. A Mediterranean rocky-bottom ecosystem fisheries model. *Ecol. Model.* 104: 145-164.
- McClanahan, T. R. 2000. Recovery of a coral reef keystone predator, *Balistapus undulatus*, in East African marine parks. *Biological Conservation*, 94: 191-198.
- Morales-Nin, B., Coll, J., Moreno, I., Reñones, O. i Moranta, J. 1993. Estudio de las poblaciones de peces asociadas a las principales comunidades bentónicas del P.N. Marítimo Terrestre del Archipiélago de Cabrera. Determinación del estado actual de la ictiofauna como base del estudio del efecto reserva. Informe técnico del CSIC y UIB. 150 pág.
- Moranta, J., Coll, J., Reñones, O. i Morales-Nin, B. 1995. Abundance and size distributions of *Diplodus vulgaris* of the National Park of the Cabrera Archipelago (Balearic islands) during summer. *Rapp. Comm. Int. Mer Médit.*, 34: 251.
- Moranta, J., Stefanescu, C., Massuti, E., Morales-Nin, B. i D. Lloris. 1998. Fish community structure and depth-related trends on the continental slope of the Balearic Islands (Algerian basin, western Mediterranean). *Marine Ecology Progress Series*, 171: 247-259.
- Morey, G., Moranta, J., Massuti, E., Grau, A., Linde, M., Riera, F. i Morales-Nin B. 2003. Weight-length relationship of littoral to lower slope fishes from the western Mediterranean. *Fish. Res.* 62: 89-96.
- Morey, G., Martínez, M., Massuti, E. i Moranta, J. 2003. The occurrence of white sharks, *Carcharodon carcharias*, around the Balearic Islands (western Mediterranean Sea). *Environmental Biology of Fishes*, 68: 425-432.
- OAPN, (2012). Proyecto piloto de seguimiento ecológico del medio marino en el Parque Nacional del Archipiélago de Cabrera: seguimiento ecológico intensivo. 627 pág.
- Odum, E. P. 1969. Strategy of ecosystem development. *Science*, 164:262-270.
- Patzner, R. A. 1985. Die Blenniiden von Ibiza und ihre Verbreitung in West Mittelmeer. *Senkbergiana biol.*, 65: 179-203.
- Pauly, D. i Christensen, V. 1995. Primary production required to sustain global Fisheries. *Nature*, 374: 255-257.
- Pauly, D., Christensen, V., Dalsgaard, J., Froese, R. i Torres, F. Jr. 1998. Fishing down marine food webs. *Science*, 279: 860-863.
- Pinnegar, J. K. 2018. Why the damselfish *Chromis chromis* is a key species in the Mediterranean rocky littoral – a quantitative perspective. *Journal of Fish Biology*, 92(3): 851-872.
- Pozo, M., Reviriego, B., Mir, J. F., Ramón, M., Llop, J., De Juan, G., Sancho, G. i Álvarez-Berastegui, D. 2009. Asistencia técnica para la evaluación de los recursos icticos y el seguimiento de la actividad pesquera en el Parque Nacional Marítimo Terrestre del Archipiélago de Cabrera. Año 2008. 102 pág.
- Quetglas, A., Merino, G., Ordines, F., Guijarro, B., Garau, A., Grau, A. M., Oliver, P. i Massutí, E. 2016. Assessment and management of western Mediterranean small-scale fisheries. *Ocean and Coastal Management*, 133: 95-104.
- Reñones, O., Moranta, J., Coll, J. i Morales-Nin, B. 1997. Rocky bottom fish communities of Cabrera Archipelago National Park (Mallorca, Western Mediterranean). *Scientia Marina* 61: 495-506.
- Reñones, O., Moranta, J., Coll, J., Morales-Nin, B. i Oliver, P. 1995. Littoral fish community of Cabrera National Park (Balearic Islands): Qualitative data. "XXXI Congrès de le Commission Internationale pour l'Exploration Scientifique de la Mer Méditerranée » *Rapp. Comm. int. Mer Médit.*, 34: 255
- Reñones, O., Álvarez, D., Coll, J., Morey, G., Navarro, O., Rueda, L., Grau, A. et al. 2012. *Identificación del patrón de movimientos y factores ambientales que determinan la distribución espacial del mero Epinephelus marginatus en el Parque Nacional Marítimo-Terrestre del Archipiélago de Cabrera: aplicaciones para su conservación*. En: *Proyectos de Investigación en Parques Nacionales, 2008-2011*. Pág: 407-430. Organismo Autónomo de Parques Nacionales (Ed.). Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.
- Reñones, O., Goñi, R., Fernández, J. L., Mas, X. i Pozo, M. 2004. Small-scale fisheries in Cabrera Archipelago National Park (W Mediterranean): identification of fishing métiers. *Rapp. Comm. Int. Mer Médit.*, 37: 426.
- Reñones, O., Goñi, R., Pozo, M. i Deudero, S. 2001. Effects of the cessation of fishing in protected areas of the Cabrera Archipelago National Park: Results of species of the Serranidae and Sparidae families. *Actas de las I Jornadas Internacionales sobre Reservas Marinas*. Secretaría General de Pesca, Publicaciones Especiales: 197-216.
- Reñones, O., Goñi, R., Pozo, M., Deudero, S. i Moranta, J. 1998. Effects of protection on the demographic structure and abundance of *Epinephelus marginatus* (Lowe, 1834). Evidence from Cabrera Archipelago National Park (West – central Mediterranean). *Mémoires de l'Institut océanographique Paul Ricard*. Symposium International sur les Mérous de Méditerranée, novembre 1998, Embiez, France. Pages 155-164.
- Riera, F., Grau, A. M., Pastor, E. i Pou, S. 1995b. Faunistical and demographical observations in Balearic ichthyofauna. *In: Meridionalization or subtropicalization phenomena. In: Mediterranean: Climate variability, environment and*

- biodiversity*:213-220 pp. Okeanos. Montpellier.
- Riera, F., Pou, S. i Grau, A. M. 1993. La ictiofauna. In: *Història Natural de l'Arxipèlag de Cabrera*. Alcover, J. A., Ballesteros, E., Fornós, J. (Eds). Pàgines: 687-730. CSIC-Edit.Moll,
- Roberts, C. M. i Polunin, N. V. C. 1991. Are marine reserves effective in management of reef fisheries? *Rev. Fish Biol. Fish.* 1: 65-91.
- Roberts, C. 2007. *The unnatural history of the sea*. Island Press, Washington, 436 pàg.
- Sala, E. 2004. The past and present topology and structure of Mediterranean subtidal rocky-shore food webs. *Ecosystems*, 7: 333-340.
- Sala, E. 1997. Fish predators and scavengers of the sea urchin *Paracentrotus lividus* in protected areas of the north-west Mediterranean Sea. *Marine Biology*, 129: 531-539.
- Sala, E., Ballesteros, E., Dendrinis, P., Di franco, A., Ferretti, F., Foley, D., Fraschetti, S., *et al.* 2012. The structure of Mediterranean rocky reef ecosystems across environmental and human gradients, and conservation implications. *Plos One* 7(2): e32742. doi: 10.1371/journal.pone.0032742.
- Sandin, S. A. i Sala, E. 2012. Using successional theory to measure marine ecosystem health. *Evolutionary Ecology*, 26: 435-448.
- Stewart, G. B., Kaiser, M. J., Côté, I. M., Halpern, B. S., Lester, S. E., Bayliss, H. R. i Pullin, A. S. Temperate marine reserves: global ecological effects and guidelines for future networks. *Conservation letters*, 2: 243-253.
- Ter Braak, C. J. F. i Šmilauer, P. 2002 CANOCO Reference manual and CanoDraw for Windows User's guide: Software for Canonical Community Ordination (version 4.5). Microcomputer Power.
- Thibaut, T., Blanfuné, A., Boudouresque, C. F., Personnic, S., Ruitton, S., Ballesteros, E., Bellan-Santini, D., Bianchi, C. N., Bussotti, S., Cebrian, E., Cheminée, A., Culioli, J-M., Derrien-Courtel, S., Guidetti, P., Harmelin-Vivien, M., Hereu, B., Morri, C., Poggiale, J-C. i Verlaque, M. 2017. An ecosystem-based approach to assess the status of Mediterranean algae-dominated shallow rocky reefs. *Marine Pollution*, 117: 311-329.
- Underwood, A. J. 1997. *Experiments in ecology. Their logical design and interpretation using analysis of variance*. Cambridge University Press. Cambridge. 504 pp.
- Valls, A., Gascuel, D., Guénette, S. i Francour, P. 2012. Modeling trophic interactions to assess the effects of a marine protected area: case study in the NW Mediterranean Sea. *Marine Ecology Progress Series*, 456: 201-214.
- Vergès, A., Tomàs, F. i Ballesteros, E. 2012. Interactive effects of depth and marine protection on predation and herbivory patterns. *Marine Ecology Progress Series*, 450 : 55-65.
- Zabala, M i Ballesteros, E. 1989. Surface dependent strategies and energy flux in benthic marine communities or, why corals do not exist in the Mediterranean. *Sci. Mar.*, 53: 3-17.
- Zabala, M., Garcia-Rubies, A. i Corbera, J. 2005. Peixos litorals. Ajuntament de Badalona 196 pp.

# ANNEXOS

**Annex I.** Llistat de les espècies de peixos enregistrades mitjançant censos visuals entre 1993 i 2016 en transectes superficials (< 15 m) i profunds (15 – 30 m). Les xifres fan referència al nombre de transectes/mostres en que cada espècie va ser observada. \*: espècies demersals vulnerables a la pesca considerades en el tractament estadístic.

	Cabrera		Total Cabrera	Mallorca		Total Mallorca
	<15m	>15m		<15m	>15m	
<b>Família Dasyatidae</b>						
<i>Dasyatis pastinaca</i>	2	8	10			
<b>Família Congridae</b>						
<i>Conger conger</i> *	2		2			
<b>Família Muraenidae</b>						
<i>Muraena helena</i> *	42	89	131	25	63	88
<i>Gymnothorax unicolor</i> *	1		1		3	3
<b>Família Engraulidae</b>						
<i>Engraulis encrasicolus</i>	3	1	4	3	2	5
<b>Família Gadidae</b>						
<i>Phycis phycis</i> *	6	33	39	1	10	11
<b>Família Atherinidae</b>						
<i>Atherina sp.</i>	13	11	24	12	1	13
<b>Família Syngnathidae</b>						
<i>Hippocampus ramulosus</i>					1	1
<b>Família Scorpaenidae</b>						
<i>Scorpaena maderensis</i>	56	6	62	20	1	21
<i>Scorpaena notata</i> *	70	32	102	48	41	89
<i>Scorpaena scrofa</i> *	17	33	50	7	26	33
<i>Scorpaena porcus</i> *	21	7	28	23	27	50
<b>Família Moronidae</b>						
<i>Dicentrarchus labrax</i>				1		1
<b>Família Serranidae</b>						
<i>Anthias anthias</i>		45	45		3	3
<i>Serranus scriba</i>	290	227	517	151	122	273
<i>Serranus cabrilla</i>	75	193	268	26	91	117
<i>Serranus atricauda</i>		1	1			
<i>Epinephelus caninus</i> *	3	8	11			
<i>Epinephelus costae</i> *	31	126	157		8	8
<i>Epinephelus marginatus</i> *	374	405	779	32	36	68
<i>Mycteroperca rubra</i> *	6	41	47	1	3	4

<b>Família Apogonidae</b>						
<i>Apogon imberbis</i>	233	181	414	127	124	251
<b>Família Carangidae</b>						
<i>Seriola dumerili</i>	20	31	51	1	4	5
<i>Lichia amia</i>		1	1			
<b>Família Sciaenidae</b>						
<i>Sciaena umbra</i> *	81	76	157	34	30	64
<b>Família Mullidae</b>						
<i>Mullus surmuletus</i>	145	124	269	108	94	202
<b>Família Sparidae</b>						
<i>Oblada melanura</i>	232	142	374	101	51	152
<i>Boops boops</i>	67	91	158	6	16	22
<i>Sarpa salpa</i>	200	125	325	119	79	198
<i>Dentex dentex</i>	3	49	52	2	16	18
<i>Sparus aurata</i> *	1	2	3	3	4	7
<i>Pagrus pagrus</i> *	1		1		1	1
<i>Spondylisoma cantharus</i> *	76	164	240	28	57	85
<i>Lithognathus mormyrus</i>	3		3			
<i>Diplodus annularis</i>	167	96	263	140	105	245
<i>Diplodus cervinus</i> *	2	1	3		1	1
<i>Diplodus puntazzo</i> *	139	98	237	60	48	108
<i>Diplodus sargus</i> *	256	180	436	141	115	256
<i>Diplodus vulgaris</i> *	319	247	566	153	127	280
<b>Família Centracanthidae</b>						
<i>Spicara smaris</i>	2	47	49		1	1
<i>Spicara maena</i>	1	31	32		4	4
<b>Família Pomacentridae</b>						
<i>Chromis chromis</i>	145	61	206	35	14	49
<b>Família Labridae</b>						
<i>Coris julis</i>	292	189	481	155	128	283
<i>Thalassoma pavo</i>	290	168	458	145	99	244
<i>Symphodus mediterraneus</i>	200	135	335	116	108	224
<i>Symphodus melanocercus</i>	37	61	98	40	52	92
<i>Symphodus cinereus</i>	1		1			
<i>Symphodus doderleini</i>	48	50	98	15	29	44
<i>Symphodus ocellatus</i>	219	108	327	120	89	209
<i>Symphodus roissali</i>	161	12	173	91	3	94
<i>Symphodus rostratus</i>	107	56	163	106	63	169



<i>Symphodus tinca</i>	274	203	477	149	122	271
<i>Labrus viridis</i> *	74	32	106	7	3	10
<i>Labrus merula</i> *	117	58	175	10	9	19
<b>Família Gobiidae</b>						
<i>Gobius buchichi</i>	21		21	7		7
<i>Gobius cruentatus</i>	2	62	64	7	36	43
<i>Gobius geniporus</i>	4	1	5	1	1	2
<i>Gobius niger</i>					1	1
<i>Gobius sp.</i>	1		1	1		1
<i>Gobius paganellus</i>				2		2
<i>Gobius vittatus</i>		10	10		2	2
<i>Thorogobius ephippiatus</i>					3	3
<b>Família Blenniidae</b>						
<i>Parablennius gattorugine</i>	1		1	5		5
<i>Parablennius sp.</i>	1		1	4		4
<i>Parablennius pilicornis</i>	4		4	5		5
<i>Parablennius rouxi</i>	23	43	66	54	40	94
<i>Parablennius zvonimiri</i>	5		5	18		18
<i>Lipophrys nigriceps</i>	8		8	16		16
<b>Família Gobiesocidae</b>						
<i>Lepadogaster sp.</i>	3		3			
<b>Família Tripterygiidae</b>						
<i>Tripterygion sp.</i>	5	5	10	7	3	10
<i>Tripterygion tartessicum</i>	31	4	35	42	7	49
<i>Tripterygion delaisi</i>	98	94	192	67	71	138
<i>Tripterygion melanurus</i>	69	7	76	61	10	71
<b>Família Sphyaenidae</b>						
<i>Sphyaena spp.</i>	26	51	77	6	11	17
<b>Família Mugilidae</b>						
<i>Chelon labrosus</i>	25	15	40	8	4	12
<i>Mugil cephalus</i>	30	5	35	11	8	19
<i>Liza aurata</i>				1		1
<i>Liza sp.</i>	1		1	4		4
<b>Família Balistidae</b>						
<i>Balistes capriscus</i>	1		1			
<b>TOTAL ESPÈCIES (79)</b>	<b>69</b>	<b>58</b>	<b>73</b>	<b>59</b>	<b>59</b>	<b>70</b>