



Seguiment del medi marí al Parc Natural de Cap de Creus i al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter

Memòria 2017



UNIVERSITAT DE
BARCELONA



Generalitat de Catalunya
Departament de Territori
i Sostenibilitat



Parc Natural
de Cap de Creus



Parc Natural
del Montgrí, les Illes Medes
i el Baix Ter



**SEGUIMENT DEL MEDI MARÍ AL
PARC NATURAL DE CAP DE CREUS I
AL PARC NATURAL DEL MONTGRÍ,
LES ILLES MEDES I EL BAIX TER**

MEMÒRIA 2017



UNIVERSITAT DE
BARCELONA

Gestió i direcció del projecte:

Bernat Hereu Fina¹

Investigadors involucrats:

Eneko Aspillaga Cuevas ¹

Pol Capdevila Lanzaco ¹

Graciela Rovira Mestres¹

Joaquim Garrabou Bancells²

Ángel López-Sanz²

Alba Medrano Cuevas¹

Ignasi Montero-Serra²

Marta Pagès Escolà¹

Cristina Linares Prats¹

1. Departament de Biologia Evolutiva, Ecologia i Ciències Ambientals, Universitat de Barcelona. Av. Diagonal 643, 08028 Barcelona
2. Institut de Ciències del Mar, ICM-CSIC. Passeig Marítim de la Barceloneta 37-49, 08003 Barcelona.

Citar com:

Hereu, B., Aspillaga, E., Capdevila, P., Rovira, G., Garrabou, J., López-Sanz, A., Medrano, A., Montero-Serra, I., Pagès, M., Linares, C. (2018). Seguiment del medi marí al Parc Natural de Cap de Creus i al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. Memòria 2017. Generalitat de Catalunya. Departament de Territori i Sostenibilitat. Direcció General de Polítiques Ambientals i Medi Natural. 198 pp.

Índex

Presentació.....	7
Introducció	9
El Parc Natural de Cap de Creus.....	9
El Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter.....	10
El seguiment del patrimoni natural com a guia per a la seva conservació.....	11
Bibliografia.....	13
Seguiment de les poblacions de gorgònia vermella al Parc Natural de Cap de Creus i al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter	15
Introducció	16
Materials i mètodes	18
Metodologia.....	21
Anàlisi de dades.....	22
Resultats.....	22
Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter	22
Parc Natural de Cap de Creus	27
Anàlisi temporal.....	31
Discussió.....	35
Conclusions	38
Bibliografia.....	39
Seguiment de les poblacions de briozous al Parc Natural de Cap de Creus i al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter.....	41
Introducció	42
Material i mètodes	44
Disseny de mostreig	44
Resultats.....	52
Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter	52
Parc Natural de Cap de Creus	59

Discussió.....	63
Conclusions	65
Bibliografia	66
Annex	69
Seguiment de les poblacions de corall vermell al Parc Natural de Cap de Creus i al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter.....	71
Introducció	72
Material i mètodes	74
Disseny del mostreig.....	74
Metodologia d'estudi.....	77
Anàlisi de dades.....	80
Resultats.....	80
Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter	80
Parc Natural de Cap de Creus	85
Discussió.....	89
Conclusions	92
Bibliografia.....	92
Seguiment de les comunitats algals i les poblacions de garotes al Parc Natural de Cap de Creus i al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter	95
Introducció	96
Material i mètodes	98
Disseny de mostreig	98
Metodologia.....	101
Anàlisis estadístics.....	102
Resultats.....	103
Garotes.....	103
Algues.....	110
Discussió.....	114
Poblacions de garotes	114
Comunitats algals.....	117
Conclusions	119
Bibliografia.....	120








Seguiment de les comunitats mediolitorals al Parc Natural de Cap de Creus i al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter.....	123
Introducció	124
Material i mètodes	127
Disseny de mostreig	127
Metodologia de mostreig	131
Resultats	133
<i>Cystoseira mediterranea</i>	133
<i>Lithophyllum byssoides</i>	135
Discussió.....	147
<i>Cystoseira mediterranea</i>	147
<i>Lythophyllum byssoides</i>	148
Conclusions	150
Bibliografia	151
Prospeccions del fons marí de la costa del Montgrí.....	153
Introducció	154
Metodologia	155
Resultats	156
Punta del Milà.....	157
Punta de les Tres Coves	159
Cap Castell.....	161
Golf de la morisca	163
Puig de la Sardina.....	165
Cap d'Utrera	167
La Paieta	169
El Molinet.....	171
Conclusions generals.....	173
Bibliografia	175

Nous indicadors: Descripció de l'episodi de proliferació d'algues filamentoses ocorregut al Parc Natural de Cap de Creus i al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter	177
Introducció	178
Descripció de l'episodi de proliferació de l'any 2017	179
Recurrència del fenomen.....	183
Proves d'extracció i minimització	184
Efecte sobre les espècies i hàbitats bentònics.....	184
Relació del fenomen amb les condicions ambientals	189
Conclusions	190
Bibliografia	191
Annex	193

Presentació

Aquesta memòria recull els resultats del grup de treball del Departament d'Ecologia de la Universitat de Barcelona relatiu al seguiment del medi marí al Parc Natural de Cap de Creus i al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter de l'any 2017, tal i com consta al plec de prescripcions amb expedient PTOP-2017-130 en compliment de la llei 19/1990 de 10 de desembre del Parlament de Catalunya, i amb les millores proposades a l'oferta tècnica homònima

Els resultats dels treballs de camp tenen com a objectiu central l'avaluació de l'estat de les poblacions i dels hàbitats marins en relació tant amb les activitats humanes que es duen a terme als espais naturals estudiats com amb els factors ambientals. Així mateix s'analitza la seva evolució en el temps dels descriptors i s'intenta avaluar l'efecte de la protecció. El darrer objectiu és de detectar altres situacions de risc pel patrimoni natural com podrien ser l'arribada d'espècies alienes o invasores o bé els possibles efectes del canvi climàtic.

-  **Poblacions de gorgònia vermella**
-  **Poblacions de briozous**
-  **Poblacions de corall vermell**
-  **Comunitats algals i poblacions de garotes**
-  **Comunitats mediolitorals**
-  **Prospeccions del fons marí**
-  **Nous indicadors: Algues filamentoses**

Introducció

Les àrees marines protegides són una eina de gestió fonamental arreu del món per fer front a la degradació creixent dels ecosistemes litorals. Tanmateix, es tracta d'experiències relativament recents (sobretot si es té en compte la dinàmica de les espècies més longeves que poden arribar a tenir centenars d'anys) per saber realment quin grau de recuperació dels ecosistemes marins protegits es pot assolir i quina és la millor forma de regular-ne els usos. A Catalunya, els espais naturals protegits són una peça clau del patrimoni natural del país i tenen un paper preeminent cara a la conservació dels espais marins litorals, on la seva gestió es coordina seguint les figures de protecció establertes a la Llei 12/1985. Els espais marins protegits a Catalunya es basen en una gestió adaptativa, que implica l'avaluació periòdica del patrimoni natural cara a determinar l'efecte de les mesures endegades en la seva evolució i, per tant, es basa en el projecte de seguiment del medi marí al Parc Natural de Cap de Creus i al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter que ha d'aportar tota la informació rellevant per guiar correctament la gestió de les espècies i hàbitats que es troben dins aquests Parcs.

Els Parcs Naturals del Cap de Creus i del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter i, concretament, les corresponents AMP, representen dues de les reserves marines més importants del litoral mediterrani. Salvant la singularitat, la comparació entre les illes Medes i la major part dels fons marins del cap de Creus amb qualsevol altre espai protegit és complexa, ateses les característiques especials d'aquests dos espais. La relació entre les mides de les àrees protegides, la quantitat del patrimoni natural present i la intensitat de les visites (sobretot en el cas de les illes Medes) determinen els trets característics de cadascun d'aquests espais. La intensitat d'utilització pels submarinistes d'esbarjo i un coneixement, en molts casos, encara imprecís sobre el comportament dels ecosistemes marins, representen el principal perill de degradació del patrimoni natural d'aquests espais.

El Parc Natural de Cap de Creus

Des d'un punt de vista geomorfològic, el cap de Creus està format per granits i esquists, una estructura força diferent d'aquella que caracteritza la costa del Montgrí, típicament calcària. A nivell climàtic, l'exposició a la tramuntana determina un clima relativament fred (hi trobem les aigües superficials més fredes de tota la Mediterrània Occidental) i corrents molt fortes. Mitjançant el Decret 328/1992 l'espai natural de Cap de Creus va ser inclòs dins del Pla d'Espais d'Interès Natural (PEIN) segons disposava la Llei 12/1085 de 3 de juny. La protecció del Parc Natural de Cap de Creus arribà amb la Llei 4/1998 del 12 de març. L'àrea protegida s'estén des de la punta del Bol Nou, a cala Tamariua (Port de la Selva) fins a punta Falconera (Roses) amb l'exclusió de la badia de Cadaqués. Es tracta d'una zona marina protegida que conté tres zones, amb una amplitud que va des de les 0,2 fins les 1,3 milles mar endins, separades per extenses àrees amb menor protecció: Els Farallons (entre el Bescó i la punta dels tres Frares), el cap de Creus (entre l'illa del

Culleró i cala Jugadora) i el cap Norfeu. Finalment es creà una reserva natural integral marina al nord de l'illa de s'Encalladora.

Al Parc Natural de Cap de Creus, podem trobar diferents espais amb diferents nivells de protecció (Figura 1a): el Parc Natural (PN) on la pesca, inclosa la pesca submarina, està permesa amb poques limitacions; la Reserva Natural Parcial (RNP) on està permesa la pesca, tant professional com esportiva, però està prohibida la pesca submarina; i la Reserva Natural Integral (RNI) on es prohibeix qualsevol activitat, tant extractiva com no, incloent l'accés d'embarcacions i la immersió, a excepció de la immersió amb motius científics, i que requereix permís previ de l'Administració del Parc.

El Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter

El Montgrí és un massís calcari situat entre la badia de Pals i el Golf de Roses. Les illes Medes sorgeixen com a prolongació sud del massís i, tot i tenir una extensió força reduïda, són les illes més grans de tot el litoral català. La natura calcària del massís afavoreix la presència de coves submergides que augmenten la complexitat d'un espai ja per si mateix variegat. Les mesures de protecció a les Illes van entrar en vigor el 1983, amb una Ordre de la Generalitat de Catalunya que establí la Reserva Marina de les Illes Medes i que comportava restringir l'activitat. El 1985 una resolució establí normes de compliment obligatori a la zona vedada i el 1990 i la Llei 19/1990 va convertir-se en el marc jurídic de la protecció i conservació de la flora i fauna del fons marí de les illes Medes i del tros de costa del Montgrí, entre la roca del Molinet i la Punta Salines.

Finalment, El Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter es va crear per la Llei 15/2010, de 21 de maig de 2010, amb l'objectiu principal d'unificar la normativa de protecció dels tres espais que conformen el Parc Natural (massís del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter). En aquest espai protegit podem trobar diferents zones amb diferents nivells de protecció (Figura 1b): 1) la zona de Parc Natural (PN) a la costa del Montgrí entre la punta del Milà i la punta Salines, on la pesca, inclosa la pesca submarina és permesa; 2) la Zona Perifèrica de Protecció (ZPP) que correspon al tram de costa entre punta Milà i punta del Molinet, on la pesca submarina és prohibida; i 3) la Reserva Natural Parcial (RNP), que comprèn les illes Medes, on no es permet cap tipus d'activitat pesquera. La normativa específica dels usos i activitats de la zona estan regulats pel Pla Rector d'Usos i Gestió recollit aprovat el 2008 (en el Decret 222/2008, d'11 de novembre, pel qual s'aprova el Pla rector d'ús i gestió de l'Àrea Protegida de les illes Medes), i que recentment ha estat modificat en els seus annexes 1 i 6 (ORDRE AAM/112/2015, de 30 d'abril). En aquesta nova normativa s'ha determinat la zona de l'illot del Medallot com a reserva Integral. D'aquesta manera, i per primer cop, es delimita una zona on s'hi anul·len els possibles efectes derivats de la pràctica del busseig i es regula el nombre de submarinistes segons el grau de fragilitat de les comunitats en les que s'hi desenvolupa aquesta activitat. Aquesta normativa preveu que aquest nombre pugui anar canviant al llarg del temps en funció de la informació que es vagi obtenint sobre l'estat de conservació es comunitats i l'impacte del submarinisme sobre els fons.

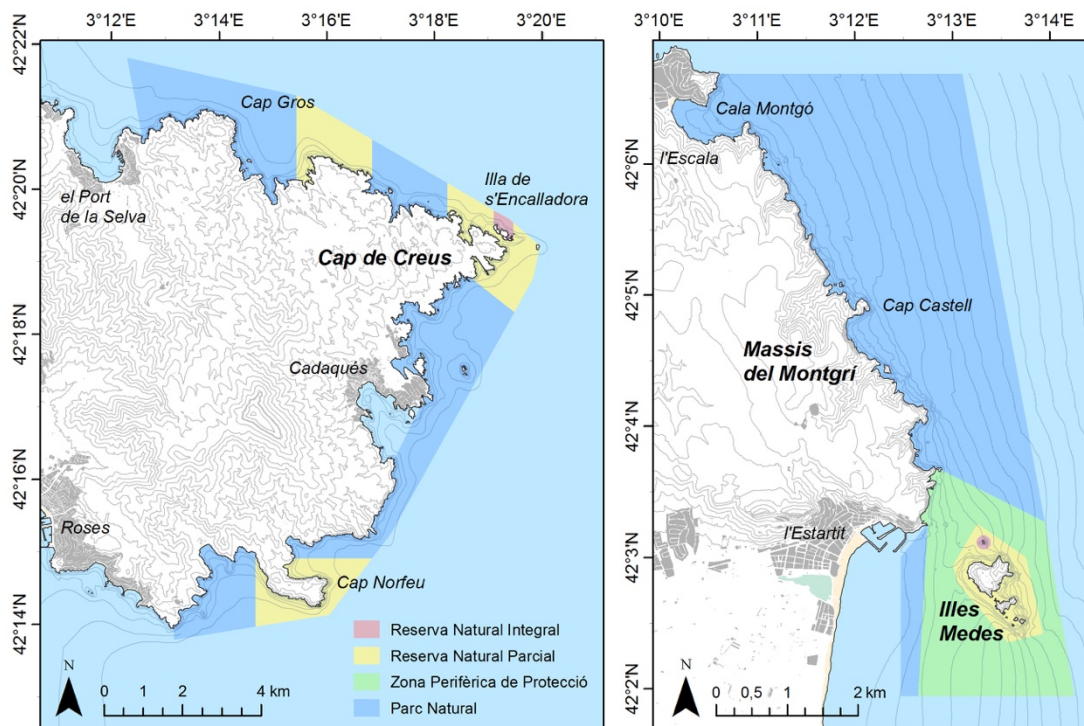


Figura 1. Localització i zonació de la part marina del Parc Natural de Cap de Creus i Parc Natural del Montgrí, Illes Medes i Baix Ter. Els colors indiquen els diferents graus de protecció. **PN:** zona de Parc Natural (blau), **RNP:** zona de Reserva Natural Parcial (groc), **ZPP:** zona Perifèrica de Protecció (verd) i **RNI:** zona de Reserva Natural Integral (vermell). Les coordenades estan referides al sistema ETRS 1989.

El Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter i, en segon terme, el Parc del Cap de Creus han esdevingut uns atractius turístics de primer ordre en les darreres dècades. L'efecte del turisme que practica el busseig i, en menor grau, altres activitats recreatives, ha tingut cada cop un pes més important sobre l'economia dels municipis de les àrees en qüestió, fins al punt que, tot sovint, s'han prioritzat les necessitats econòmiques sobre la protecció del medi natural. En concret, la conservació del patrimoni natural de la Reserva de les Illes Medes, ha esdevingut un objectiu molt important no sols des d'una perspectiva conservacionista, sinó també des d'una perspectiva econòmica.

El seguiment del patrimoni natural com a guia per a la seva conservació

El primer pas necessari per la conservació d'un patrimoni natural és la seva catalogació. Aquest objectiu va ser parcialment assolit ja fa dues dècades amb l'edició del llibre *Els Sistemes Naturals de les Illes Medes*, publicat per l'Institut d'Estudis Catalans sota la iniciativa del nostre Departament (Ros *et al.*, 1984). Però és important tenir en compte que aquest tipus de catàlegs no existeix per al Parc Natural de Cap de Creus. El segon pas és l'estudi de l'evolució d'aquest patrimoni per tal d'estimar si, al llarg del temps, hi ha una capitalització o bé una pèrdua de patrimoni. Per a aquest objectiu fa falta més informació detallada i una metodologia escaient per a la quantificació dels possibles canvis. Per aquesta raó el nostre grup de treball va desenvolupar metodologies

específiques per a la monitorització d'una sèrie de paràmetres que permetessin diagnosticar l'evolució del patrimoni natural.

Com és impossible a nivell logístic i econòmic plantejar un seguiment de totes les espècies i hàbitats marins litorals que trobem en aquests espais, els esforços s'han centrat des dels inicis en algunes espècies i hàbitats marins concrets. Molts d'aquests organismes són peces clau en el funcionament dels ecosistemes marins, per varies raons: són peces clau de la xarxa tròfica (per ex. són important preses o depredadors), han sigut o són l'objecte d'una pesca intensiva (per ex. les llagostes o corall vermell), constitueixen elements d'alt atractiu turístic (per ex. alguns grans peixos o les gorgònies), estan patint certa regressió per causes lligades al canvi climàtic (per ex. algunes espècies de cnidaris i d'algues), i, tot plegat, perquè són part del nostre patrimoni natural. Tots aquests valors tant ecològics, com econòmics, culturals, o estètics representen això que avui en dia s'anomenen serveis ecosistèmics. Els descriptors triats per a aquest seguiment intenten, justament, d'avaluar l'evolució patrimonial dels principals serveis ecosistèmics a les àrees protegides.

Des de l'any 1990, concretament, el seguiment es va centrar en una sèrie d'espècies seleccionades: el corall vermell, *Corallium rubrum*; la gorgònia vermella, *Paramuricea clavata*; la garota comuna, *Paracentrotus lividus*; la llagosta vermella, *Palinurus elephas*; el nero, *Epinephelus marginatus* i tres comunitats emblemàtiques: l'herbei de posidònia, coral·ligen i la ictiofauna, que varen servir de línia de base, o situació zero, per estudiar llur evolució posterior. Aquests estudis s'han anat ampliant amb altres descriptors, com els briozous o les comunitats algals, i el 2003 es van estendre al Parc Natural de Cap de Creus. Podem afirmar que la sèrie de dades acumulada des de 1990 és la més llarga obtinguda mai en un espai protegit submarí mediterrani, i ha estat presa com a model per altres espais protegits, òrgans gestors i associacions internacionals com MEDPAN.

La gran quantitat d'informació obtinguda sobre l'evolució de les espècies i comunitats indicadores han permès descriure les dinàmiques de les seves poblacions al llarg de tot aquest temps, pràcticament, d'any en any. Aquesta informació té un valor incalculable, d'una banda permet detectar canvis en les trajectòries poblacionals i estudiar-ne les possibles causes, i d'altra ens ajuda a conèixer com els diferents nivells de protecció influeixen la dinàmica de les poblacions de nombroses espècies d'interès. A banda de les aplicacions òbvies cara a la gestió dels espais naturals com ara i per primera vegada a la Mediterrània, l'estudi de l'efecte d'erosió involuntària per part dels visitants subaquàtics de la fauna invertebrada fixada al fons (Sala *et al.*, 1997; Garrabou *et al.*, 1998; Coma *et al.*, 2004; Linares *et al.*, 2012) o l'aportació de criteris quantitius, tant per a la selecció dels llocs més idonis, com per a la delimitació de les intensitats d'ús que aquestes comunitats poden suportar, les recerques paral·leles estimulades pels seguiments han permès entendre millor la biologia i ecologia de les espècies i comunitats estudiades així com fer nombrosos descobriments de gran rellevància científica. A tall d'exemple, podem esmentar la descripció del cicle reproductor de la gorgònia *Paramuricea clavata* (Coma *et al.* 1995; Linares *et al.* 2008), el comportament reproductor i de la fresa del nero *Epinephelus marginatus* (Zabala *et al.* 1997a,b), el període i el microhàbitat d'assentament al fons de la llagosta *Palinurus elephas* (Díaz *et al.* 2001), o el desenvolupament de tècniques de restauració pel corall vermell *Corallium rubrum* (Montero-Serra *et al.* 2018). A més, el seguiment ha estimulat l'elaboració de tesis

doctorals, que entre d'altres temes, han abordat l'estudi dels factors que condicionen el desenvolupament de les poblacions de peixos (Garcia-Rubies, 1997), han permès desenvolupar un model de les interaccions entre algues, garotes i peixos (Sala, 1996; Hereu, 2004), el cicle biològic de les llagostes (Díaz, 2010) o descriure la dinàmica poblacional (Coma, 1994; Garrabou, 1997; Linares, 2006) i l'alimentació (Coma, 1994; Ribes, 1998) dels organismes dominants a les comunitats del coral·ligen. La informació resumida de tota la recerca realitzada aplicada a la gestió fruit del programa de seguiment va ser revisada el 2012 amb el llibre *El fons marí de les illes Medes i el Montgrí. Quatre dècades de recerca per a la conservació*, editat per la càtedra d'ecosistemes litorals Mediterranis, del Museu de la Mediterrània de Torroella de Montgrí (Hereu i Quintana, 2012).

A la present memòria es presenten els resultats del seguiment de 7 diferents descriptors dels Parcs Naturals del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter i del Cap de Creus. Aquests són: la gorgònia vermella, el corall vermell, els briozous, les comunitats algals i garotes i les comunitats de mediolitoral, les prospeccions del fons marí de la Costa del Montgrí des de la Punta del Molinet a Cala Montgó (cobrint 11 km de litoral) i un nou descriptor que aquest any inclou les algues filamentoses, principalment *Acinetospora crinita*, que ha afectat diferents hàbitats i espècies en ambdós Parcs amb diferent nivell d'afectació. L'objectiu final d'aquest informe és avaluar l'estat actual d'aquestes poblacions i comunitats i en la mesura del possible incorporar aquestes dades a la sèrie temporal, per a conèixer la seva evolució, i així poder realitzar una correcta diagnosi de l'estat de conservació del patrimoni natural dins dels Parcs marins de Catalunya. Aquests resultats han de servir de guia per establir les mesures de gestió necessàries a realitzar dins del Parc Natural de Parc Natural de Cap de Creus i Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i Baix Ter per realitzar una correcta gestió adaptativa en cadascun d'aquests espais protegits.

Bibliografia

- Coma, R. 1994. Evaluación del balance energético de dos especies de cnidarios bentónicos. Ph.D. Thesis, Universitat de Barcelona.
- Coma, R., Ribes, M., Zabala, M., Gili, J.M. (1995a). Reproduction and cycle of gonadal development in the Mediterranean gorgonian *Paramuricea clavata*. *Marine Ecology Progress Series*, 117: 173-183.
- Coma, R., Zabala, M., Gili, JM. (1995b). Sexual reproductive effort in the Mediterranean gorgonian *Paramuricea clavata*. *Marine Ecology Progress Series*, 117: 185-192.
- Coma, R., Pola, E., Ribes, M., & Zabala, M. (2004). Long-term assessment of temperate octocoral mortality patterns, protected vs. Unprotected areas. *Ecological Applications*, 14(5), 1466-1478.
- Díaz, D. (2010). Ecologia i dinàmica de la fase juvenil de la langosta *Palinurus elephas* en el Mediterraneo noroccidental. Tesis doctoral. Universitat de Barcelona.
- Díaz D., Mari M., Abelló P., Demestre M. (2001) Settlement and juvenile habitat of the European spiny lobster *Palinurus elephas* (Crustacea : Decapoda : Palinuridae) in the western Mediterranean Sea. *Scientia Marina*, 65: 347-356

- 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.
- Garrabou, J. (1997). Structure and dynamics of North-Western Mediterranean rocky benthic communities along a depth gradient: a Geographical Information System (GIS) approach. PhD Thesis, Barcelona, Spain.
- Garrabou, J., Sala, E., Arcas, A., Zabala, M. (1998). The impact of diving on rocky sublittoral communities: a case study of a bryozoan population. *Conservation Biology*, 12(2), 302-312.
- Hereu, B. (2004). The role of trophic interactions between fishes, sea urchins and algae in the northwest Mediterranean rocky infralittoral. PhD Thesis. Universitat de Barcelona.
- Hereu, B., Quintana, X. (2012). El fons marí de les illes Medes i el Montgrí: quatre dècades de recerca per a la conservació. Càtedra d'ecosistemes litorals mediterranis. Museu de la Mediterrània. ISBN: 2013-5939.
- Montero-Serra, I., Garrabou, J., Doak, D., Hereu, B., Ledoux, J.B., Linares, C. (2018). Accounting for life-history strategies and timescales in marine restoration. *Conservation letters*, 11(1), 1–9
- Linares, C. (2006). Population ecology and conservation of a long-lived marine species: the red gorgonian *Paramuricea clavata*. PhD. Departament d'Ecologia. Universitat de Barcelona.
- Linares, C., Coma, R., Mariani, S., Diaz, D., Hereu, B., Zabala, M. (2008). Early life history of the Mediterranean gorgonian *Paramuricea clavata*: implications for population dynamics. *Invertebrate Biology*, 127: 1-11
- Linares, C., Garrabou, J., Hereu, B., Diaz, D., Marschal, C., Sala, E., Zabala, M. (2012). Assessing the effectiveness of marine reserves on unsustainably harvested long-lived sessile invertebrates. *Conservation Biology*, 26(1), 88-96.
- Ribes, M. (1998). Feeding activity and diet of benthic suspension feeders related to metabolic requirements and seston composition. PhD thesis. Universitat de Barcelona.
- Ros, J.D., Olivella, I., Gili, J.M. (1984). Els sistemes naturals de les illes Medes. Institut d'Estudis Catalans, Arxius de la Secció de Ciències, LXXIII. Barcelona. 828.
- Sala, E. (1996). The role of fishes in the organization of a Mediterranean sublittoral community. Université d'Aix-Marseille 2.
- Sala, E., Garrabou, J., & Zabala, M. (1996). Effects of diver frequentation on Mediterranean sublittoral populations of the bryozoan *Pentapora fascialis*. *Marine Biology*, 126(3), 451-459.
- Zabala, M., Garcia-Rubies, A., Louisy, P., Sala E. (1997a). Spawning behavior of the Mediterranean dusky grouper *Epinephelus marginatus* (Lowe, 1834) (Pisces, Serranidae) in the Medes Islands Marine Reserve (NW Mediterranean, Spain). *Scientia Marina*, 61: 65-77.
- Zabala, M., Louisy, P., Garcia-Rubies, A., Gracia, V. (1997b) Sociobehavioral context of the reproduction in the Mediterranean dusky grouper *Epinephelus marginatus* (Lowe, 1834) (Pisces, Serranidae) in the Medes Islands Marine Reserve (NW Mediterranean, Spain). *Scientia Marina*, 61: 79–98.

Seguiment de les poblacions de gorgònia vermella al Parc Natural de Cap de Creus i al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter

Pol Capdevila, Eneko Aspillaga, Bernat Hereu, Alba Medrano, Ignasi Montero-Serra, Marta Pagès, Graciela Rovira, Cristina Linares

- L'augment de la temperatura i la proliferació d'algues filamentosos ha causat una elevada mortalitat de *Paramuricea clavata* en ambdós Parcs, tot i que ha estat més elevada al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i Baix Ter.
- Aquesta mortalitat d'enguany s'afegeix a la mortalitat detectada ja l'any passat al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i Baix Ter.
- L'estació de la Vaca a les illes Medes destaca pel seu estat de conservació presentant uns valors de necrosi i epibiosi molt per sota que la resta.
- En el cas del Parc Natural de cap de Creus, les poblacions més exposades al sud són les que presenten uns nivells més elevats de mortalitat.

- La Massa d'Or destaca per presentar un elevat grau de mortalitat; això és rellevant tenint en compte l'elevada freqüentació de submarinistes d'aquesta estació.
- El reclutament és molt baix en totes les poblacions monitoritzades, com succeix normalment en aquesta espècie.
- En general, les dades indiquen que cal aplicar un principi de precaució i intentar reduir la freqüentació de submarinistes.

Aquest capítol ha de ser citat com:

Capdevila, P., Aspillaga, E., Hereu, B., Medrano, A., Montero-Serra, I., Pagès, M., Rovira, G., Linares, C. (2018). Seguiment de les poblacions de gorgònia vermella al Parc Natural de Cap de Creus i al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. *Seguiment del medi marí al Parc Natural de Cap de Creus i al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. Memòria tècnica 2017*. Generalitat de Catalunya. Departament de Territori i Sostenibilitat. Direcció General de Polítiques Ambientals i Medi Natural.

Introducció

La gorgònia vermella *Paramuricea clavata* és una espècie molt característica dels fons rocosos de la Mediterrània (Figura 1). La seva forma arborescent genera una estructura tridimensional que serveix de substrat i refugi per a moltes espècies associades, desenvolupant així comunitats molt complexes amb una elevada biodiversitat, presents sobretot a l'estatge infralitoral i circalitoral de les aigües Mediterrànies (Ballesteros 2006, Casas *et al.* 2015). Aquest alt valor ecològic també ve acompanyat d'un alt valor paisatgístic, que representa un reclam turístic molt important.

Aquesta espècie presenta una dinàmica poblacional molt lenta, el que fa que sigui especialment vulnerable a perturbacions. Aquesta dinàmica ve donada per la longevitat de les colònies (fins a més de cent anys), per les taxes de creixement somàtic baixes (per sota d'un centímetre a l'any), una maduresa reproductiva tardana i taxes de reclutament molt baixes (Coma *et al.* 1995a,b, Linares *et al.* 2007). Tanmateix, això implica que a aquests organismes els costi recuperar-se després d'esdeveniments de mortalitat, fet que és especialment rellevant donada la seva elevada sensibilitat a l'augment de temperatura que s'està registrant al Mar Mediterrani durant les darreres dècades (Coma *et al.* 2009). De fet, durant períodes anteriors on es varen detectar màxims històrics de temperatures, com el 1999 o el 2003, es varen observar mortalitats molt elevades d'aquests organismes (Cerrano *et al.* 2000, Linares *et al.* 2005, Garrabou *et al.* 2009). En el context actual de canvi global, les projeccions climàtiques prediuen un augment de la temperatura superficial del mar (IPCC 2013), fet que no augura un futur molt esperançador per aquesta espècie.

Una problemàtica afegida a l'increment de la temperatura del mar és la creixent presència d'activitats humanes en els ecosistemes litorals (Halpern *et al.* 2008). En el cas de la gorgònia vermella, la seva sensibilitat a perturbacions físiques implica que es puguin veure perjudicades per les activitats recreatives que es donen en els Parcs Naturals de Catalunya, com és el cas del busseig (Linares i Doak 2010). El turisme de busseig és una de les formes més importants d'ús comercial de les àrees marines protegides de tot el món (Rouphael i Inglis 2001, Lloret *et al.* 2006, Parsóns i Thur 2008). Tanmateix, la presència repetida i intensiva de bussejadors han fet progressar una altra causa de mortalitat que no per involuntària resulta menys preocupant. A diferència de la mort per estrès tèrmic, en la qual els esquelets de les gorgònies romanen durant força temps visibles a la comunitat, la mortalitat induïda pels escafandristes produeix la desaparició immediata de tota o part de la colònia, que resulta arrabassada per la tracció o per l'excessiu pes carregat sobre ella. L'erosió involuntària produïda pels bussejadors, tot i suposar un augment relativament petit de les taxes de mortalitat anual, en alguns llocs molt visitats aquesta mortalitat acumulada pot arribar a comprometre la viabilitat de les poblacions a llarg termini (Linares *et al.* 2007, Linares i Doak 2010), ja que comporta una mortalitat extra que augmenta la vulnerabilitat d'aquests organismes, actualment molt amenaçats pel canvi climàtic.

Els esdeveniments de mortalitat, lligats a l'augment de la temperatura, conjuntament amb les perturbacions causades per la pressió de busseig, entre d'altres activitats humanes (com la pesca, ancoratge, etc.), poden generar efectes sinèrgics que empitjoren als impactes del canvi climàtic i

comprometen conservació de les poblacions de gorgònia vermella (Linares i Doak 2010). En aquesta línia, enguany s'ha observat una proliferació excessiva d'algues filamentososes, estretament lligada també a l'augment de temperatura (Mistri i Cecchereli 1996, Schiaparelli *et al.* 2007). Aquestes algues són arrossegades per les corrents i es poden quedar atrapades en les ramificacions de les gorgònies, on poden seguir creixent, generant una pel·lícula que ofega a aquests organismes, amb la conseqüent aparició de teixit necrosat. Tant els efectes directes (augment de la temperatura) com indirectes (proliferació d'algues mucilaginoses) del canvi climàtic resulten difícils de gestionar a petita escala. En canvi, la reducció de la mortalitat derivada de les activitats recreatives, com el busseig, en aquelles zones més afectades, podria permetre a aquestes poblacions recuperar-se dels efectes inevitables del canvi climàtic. Tanmateix, per assolir aquesta fita resulta necessari seguir l'evolució de les poblacions gorgònia vermella per diagnosticar les zones que requereixen més protecció o mesures de gestió més directes.

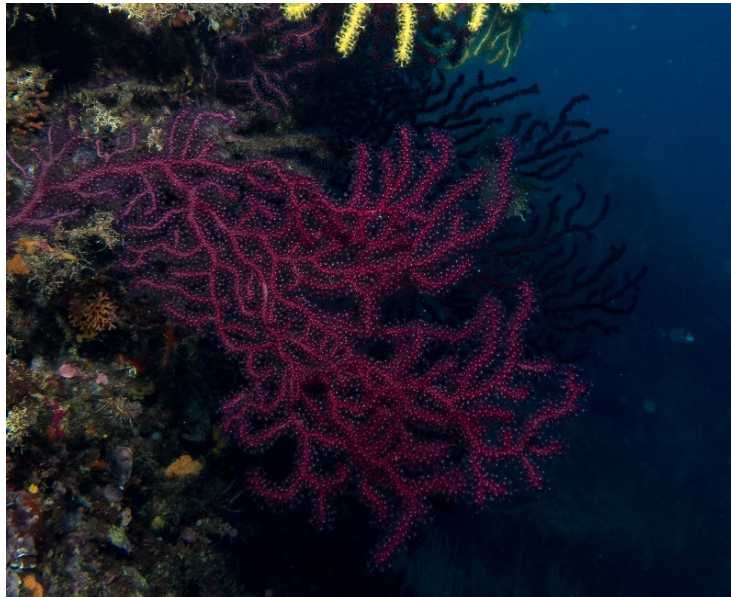


Figura 1. Imatge d'una colònia de gorgònia vermella, *Paramuricea clavata*.

Així doncs, l'objectiu d'aquest programa de seguiment és avaluar l'estat de conservació de les poblacions de la gorgònia vermella (*P. clavata*) al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter i al Parc Natural de Cap de Creus. Aquesta és una espècie que presenta molts atributs per fer estudis de seguiment, com la relativa facilitat amb la qual es pot censar, la seva gran mida i abundància, i la seva sensibilitat a pertorbacions de diferents orígens (Linares *et al.* 2010). El seu monitoratge ens permetrà, per un costat, tenir un control dels efectes del canvi climàtic en aquestes espècies, a més de controlar l'impacte del busseig recreatiu en les zones d'elevada freqüentació de submarinistes.

Materials i mètodes

Al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter, es varen monitoritzar 7 estacions dins la Reserva Natural Parcial (RNP), 1 a la Reserva Natural Integral (RNI) i 3 estacions al Parc Natural (PN) del Montgrí (Taula 1, Figura 3), estacions que es té previst mostrejar anualment (Taula 7, Figures 18 i 19).

Al Parc Natural de Cap de Creus es varen monitoritzar un total de 8 estacions, 1 a la Reserva Natural Integral (RNI), 3 dins la Reserva Natural Parcial (RNP) i 4 estacions al Parc Natural (PN) (Taula 1, Figura 3), que es tornaran a avaluar d'aquí dos anys.

Taula 1. Estacions de mostreig de gorgònia vermella (*Paramuricea clavata*) de l'any 2017. Grau de protecció: Reserva Natural Integral (RNI), Reserva Natural Parcial (RNP) i Parc Natural (PN).

Parc	Protecció	Estació	Data mostreig	Fondària (m)
Cap de Creus	RNI	s'Encalladora	28/09/2017	19
	RNP	Farallons	27/09/2017	18
		Massa d'Or	13/10/2017	28
		el Gat	28/09/2017	19
		Cap Gros	27/09/2017	19
	PN	Portaló	29/09/2017	24
		Messina	29/09/2017	25
		Cap Trencat	28/09/2017	21
		Medallot	29/09/2017	18
	Medes i Montgrí	RNI	Medallot	29/09/2017
RNP		Guix	29/09/2017	24
		Pedra de Déu	21/09/2017	22
		Pota del Llop	22/09/2017	18
		la Vaca Nord	22/07/2017	15
		Tascó Gros	28/09/2017	15
		Tascó Petit	21/09/2017	22
		Carall Bernat	27/09/2017	21
PN		Cap Castell	02/10/2017	20
		Puig Sardina	22/09/2017	19
	Pta. Salines	04/10/2017	22	

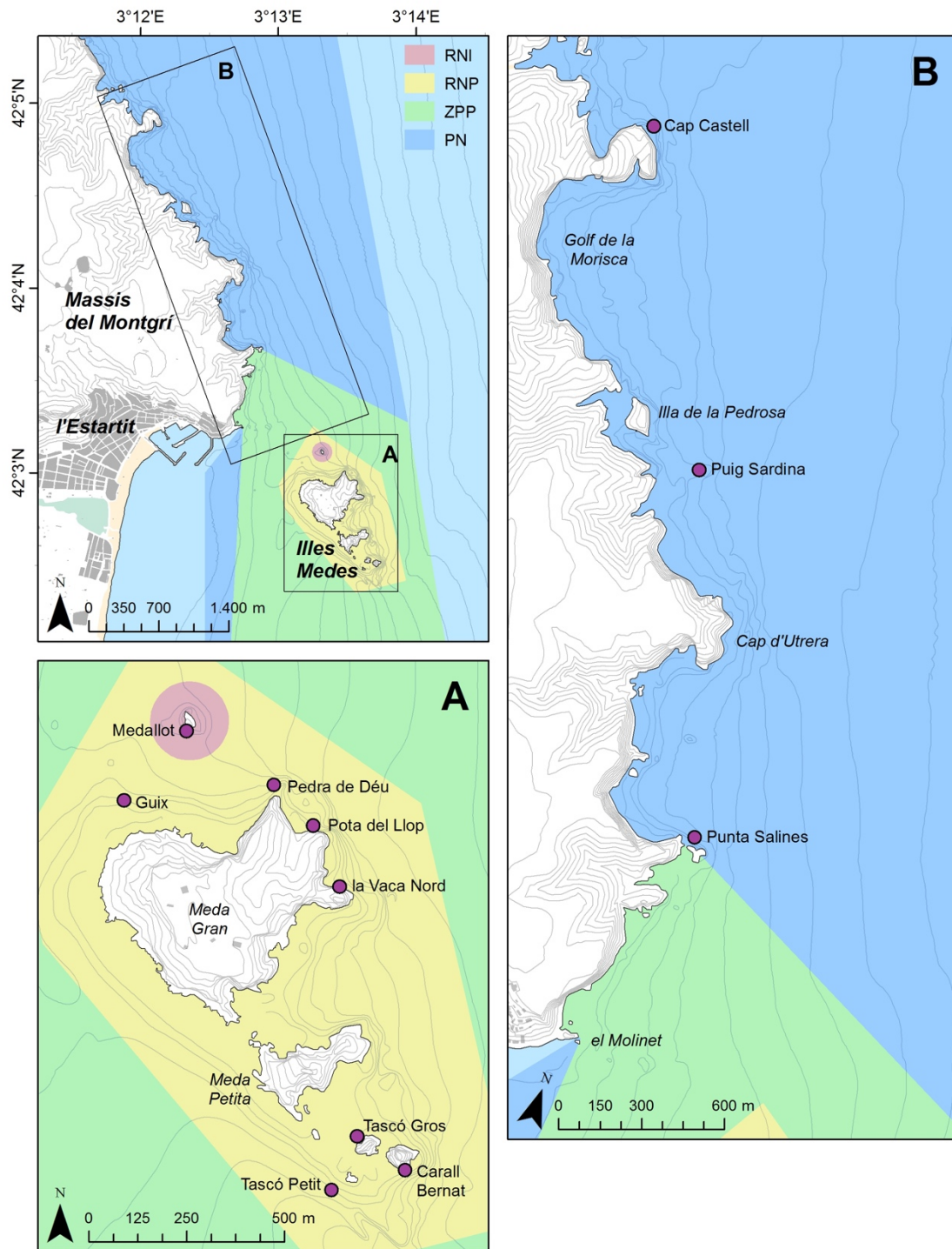


Figura 2. Mapa de les estacions de mostreig de gorgònia vermella (*Paramuricea clavata*) al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter de l'any 2017. Grau de protecció: Reserva Natural Integral (RNI), Reserva Natural Parcial (RNP), Zona Perifèrica de Protecció (ZPP) i Parc Natural (PN).

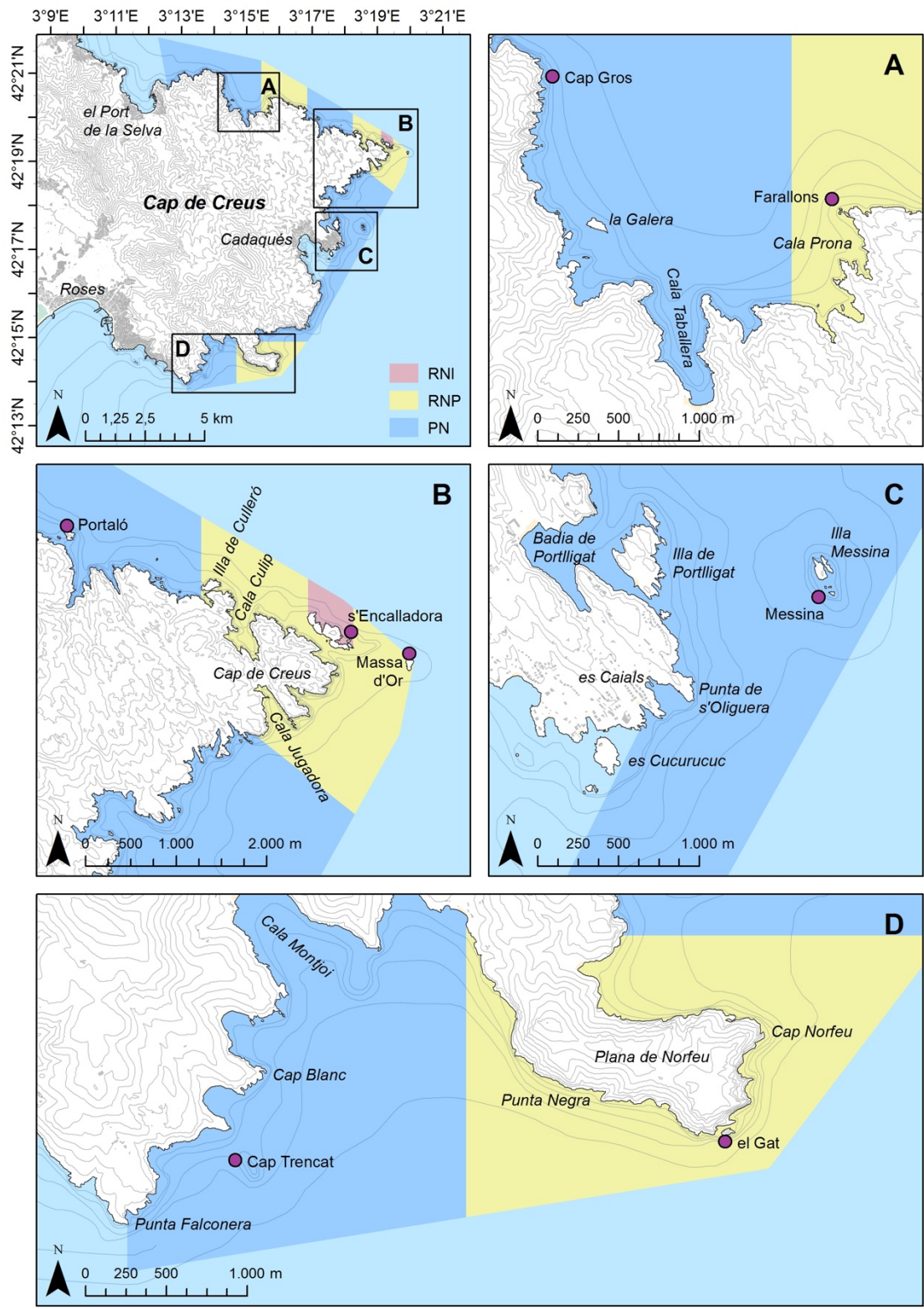


Figura 3. Mapa de les estacions de mostreig de gorgònia vermella (*Paramuricea clavata*) al Parc Natural de Cap de Creus de l'any 2017. Grau de protecció: Reserva Natural Integral (RNI), Reserva Natural Parcial (RNP) i Parc Natural (PN).

Metodologia

A cada estació es varen col·locar un mínim de 40 quadrats de 50x50 cm de forma aleatòria dins de cada població. A cada quadrat es mesurava l'alçada màxima de totes les gorgònies vermelles presents, així com el percentatge i tipus de mortalitat observada (recent o antiga). Entenem per mortalitat recent (anomenada com a necrosi) aquella que es manifesta en forma de teixits nus que recentment (prop d'un parell de mesos com a màxim) han perdut el teixit viu de color violaci o groc (Figura 4.A). En el cas de la mortalitat antiga (anomenada com a epibiosi), la mort dels teixits s'ha produït temps enrere, i les parts mortes queden cobertes per organismes epibionts que creixen sobre l'esquelet de les gorgònies (Figura 4.B).

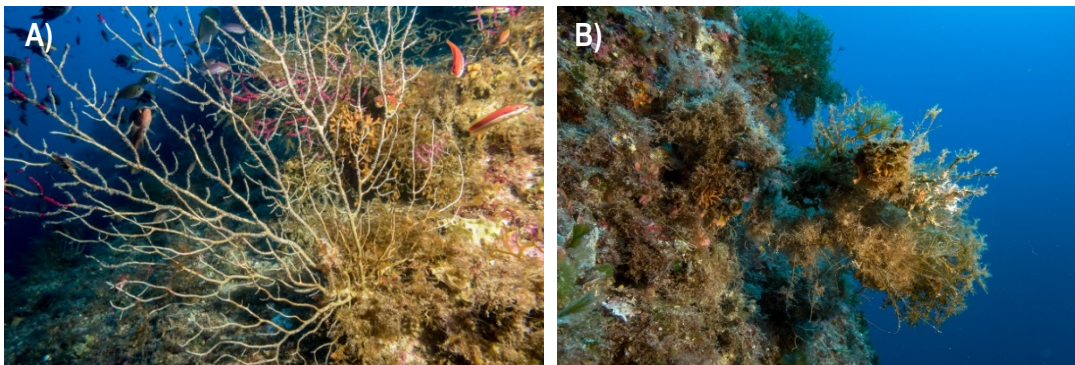


Figura 4. Exemple d'una: A) Mortalitat recent amb el teixit denudat; B) Colònia totalment epibiotada.

Les dades recollides permeten mesurar el reclutament de nous individus a les diferents poblacions, estudiar l'estructura de les classes de talla a cada estació de mostreig, i avaluar el grau de mortalitat total i parcial de les colònies que, conjuntament amb el tipus d'afectació, permet inferir les causes de mortalitat, com l'efecte de l'escalfament de l'aigua, d'algues filamentoses o dels submarinistes. Al mateix temps, s'anotava la possible presència d'espècies introduïdes (especialment *Womersleyella setacea*, però també d'altres possibles) dins de les poblacions.

Finalment, es van prendre fotografies de les zones d'estudi, de colònies de gorgònies a l'atzar i dels efectes més palesos de la mortalitat de les colònies. Aquestes fotografies serveixen com a referència per a futurs mostrejos.

Resumint, els descriptors estudiats a cada localitat són:

- **Densitat.**
- **Estructura de talles en alçada (cm)** a partir de les mides individuals de les colònies. Les classes de mida emprades són en intervals de 10 cm, com les descrites per Linares i Doak (2010).
- **Grau de necrosi:** percentatge (%) mitjà de teixit denudat.
- **Grau d'epibiosi:** percentatge (%) mitjà de teixit epibiotat (teixit cobert d'organismes epibionts).

- **Percentatge de colònies afectades** per algun tipus de mortalitat (parcial i total), considerades com afectades aquelles que presenten >10% de superfície afectada per necrosi o epibiosi (segons Linares *et al.* 2008).
- **Tipus d'afectació** (si s'observa necrosi dels teixits o hi ha parts arrencades).
- **Detecció d'impactes.**
- **Reclutament de nous individus.**
- **Presència d'altres espècies vulnerables.**
- **Presències d'espècies exòtiques.**

Anàlisi de dades

Per determinar si hi havia diferències significatives entre les densitats entre els anys 2016 i 2017 mostrejats al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter, es va utilitzar el test estadístic Kruskal Wallis, el qual ens permet testar diferències sense assumir una distribució normal de les dades (Kruskal i Wallis 1952). Per determinar si existien diferències significatives entre les densitats i graus de mortalitat a les poblacions del Parc Natural de Cap de Creus es va utilitzar una ANOVA amb un test de Tukey (Tukey 1949), per tal d'agrupar aquelles poblacions amb diferències no significatives.

Resultats

Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter

Densitats

El grau de protecció no sembla influir en la densitat de *Paramuricea clavata* (ANOVA: $F_{2,808}=1.66$, p -valor=0.19). Totes les estacions mostrejades presentaven densitats de gorgònies elevades, amb valors sempre superiors a 10 colònies per m^2 (Figura 5). Les localitats de Pedra de Déu i Pota del Llop són les que varen presentar unes densitats més elevades, amb valors al voltant de 30 colònies/ m^2 . Per contra, les poblacions de Carall Bernat i Cap Castell, varen ser les que presentaven densitats més baixes, amb valors propers a 15 colònies per m^2 . Cap de les estacions va mostrar diferències significatives entre els dos anys mostrejats (Taula 2).

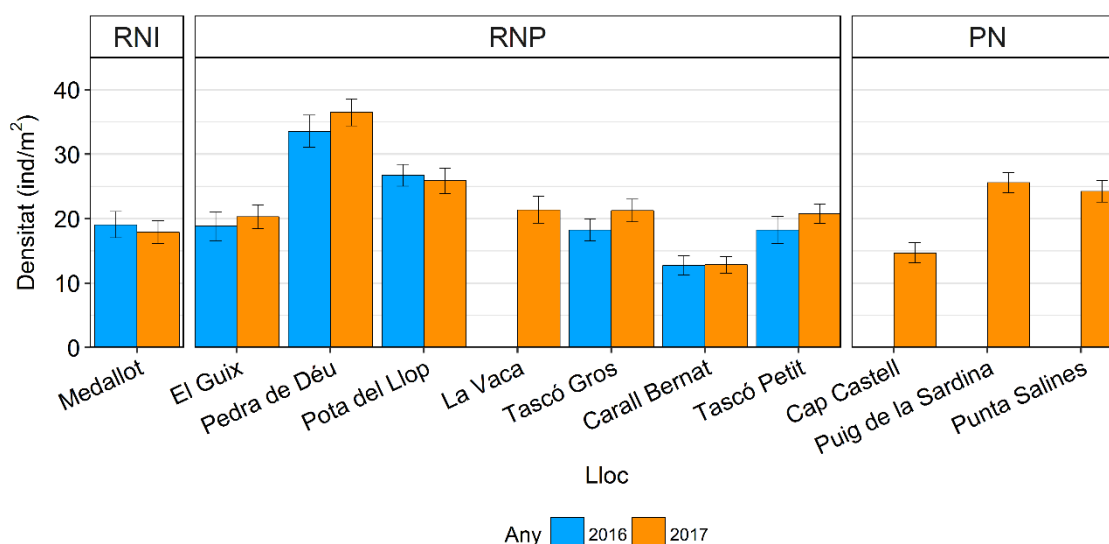


Figura 5. Densitat de colònies a les diferents poblacions estudiades al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter als anys 2016 i 2017. A la capçalera s'indica el grau de protecció de cada lloc de mostreig. Les poblacions on no hi ha gràfic de barres pel 2016 corresponen a estacions o transsectes nous. Les barres mostren el valor mitjà del nombre de colònies per m² separades per any de mostreig, i la barra d'error representa el seu error estàndard. RNI: Reserva Natural Integral, RNP: Reserva Natural Parcial, PN: Parc Natural.

Taula 2. Resultats del test estadístic Kruskal-Wallis comparant les densitats de cada lloc entre els diferents anys estudiats. KS és el valor del estadístic; p-valor és la significació del test. Quan el p-valor és inferior a 0.05 indica que les diferències són significatives entre anys.

Lloc	KS	p-valor
Medallot	0.15	0.70
El Guix	1.29	0.26
Pedra de Déu	1.27	0.26
Pota del Llop	0.09	0.76
La Vaca	-	-
Tascó Gros	0.86	0.35
Carall Bernat	0.28	0.60
Tascó Petit	2.78	0.10
Puig de la Sardina	-	-
Cap Castell	-	-
Punta Salines	-	-

Mortalitat

El percentatge de colònies de *P. clavata* presentant signes de mortalitat ha augmentat respecte l'any 2016 (Figura 6, Taula 3). En totes les poblacions hi ha hagut un increment de colònies amb signes de mortalitat, malgrat que només en algunes aquest canvi va ser estadísticament significatiu (Figura 6, Taula 3). En algunes poblacions, com Medallot, El Guix, Carall Bernat o Cap Castell, el percentatge de colònies afectades per algun tipus de mortalitat gairebé va arribar al 75%. En alguns casos, el percentatge de colònies afectades ha incrementat en més d'un 15%, com és el cas de la població de Medallot, Pedra de Déu, Tascó Petit i Pota del Llop (Figura 6).

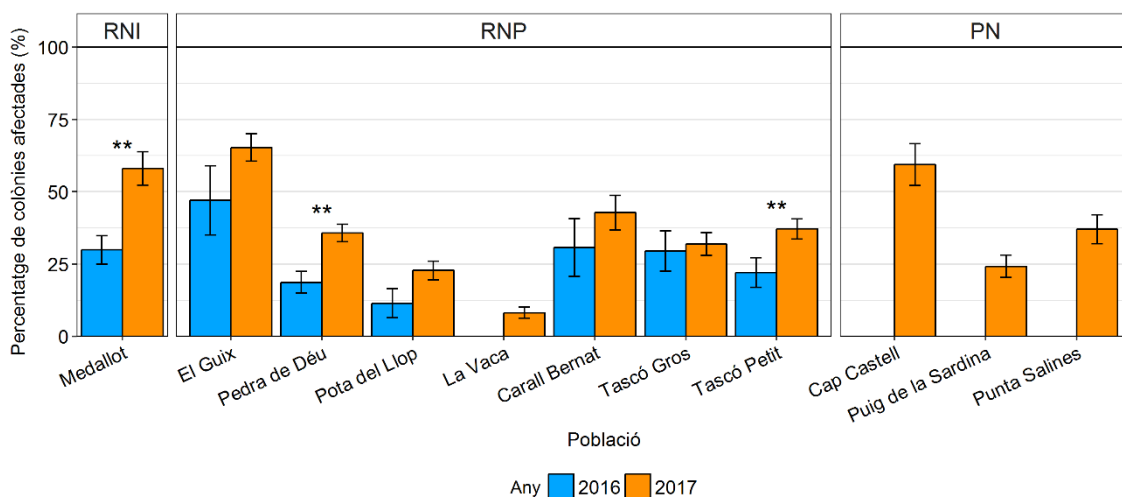


Figura 6. Percentatge de colònies amb signes de mortalitat (>10%) en les diferents poblacions estudiades al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter als anys 2016 i 2017. Les poblacions on no hi ha gràfic de barres pel 2016 corresponen a estacions o transectes nous. Els valors de les barres indiquen les mitjanes i la barra d'error és l'error estàndard. Els asteriscos indiquen aquelles poblacions on s'observen diferències significatives entre anys. RNI: Reserva Natural Integral, RNP: Reserva Natural Parcial, PN: Parc Natural.

Taula 3. Resultats del test estadístic Kruskal-Wallis comparant el percentatge de colònies afectades per mortalitat de cada població entre els diferents anys estudiats. KS és el valor del estadístic; p-valor és la significació del test. P-valors inferiors a 0.05 indiquen diferències són significatives entre anys, aquests casos s'han destacat posant els valors en negra.

Lloc	KS	p-valor
Medallot	5.03	0.02
El Guix	1.49	0.22
Pedra de Déu	6.28	0.01
Pota del Llop	2.27	0.13
La Vaca	-	-
Tascó Gros	0.05	0.82
Carall Bernat	0.60	0.44
Tascó Petit	3.88	0.05
Cap Castell	-	-
Puig de la Sardina	-	-
Punta Salines	-	-

Si es compara el percentatge de colònies afectades segons el tipus de mortalitat, aquest any hi ha hagut un nombre molt elevat de colònies amb signes de mortalitat antiga, amb teixit colonitzat per epífits (Figura 7). Totes les poblacions de *P. clavata* mostraven molts signes de mortalitat antiga (epibiosi), essent especialment marcada al Guix, el Medallot, Cap Castell o Carall Bernat. Val a dir que el Puig de la Sardina, Pedra de Déu i Punta Salines també presentaven elevats signes de mortalitat recent, mentre que la població de la Vaca és la que presenta un grau d'afectació menor (Figura 7).

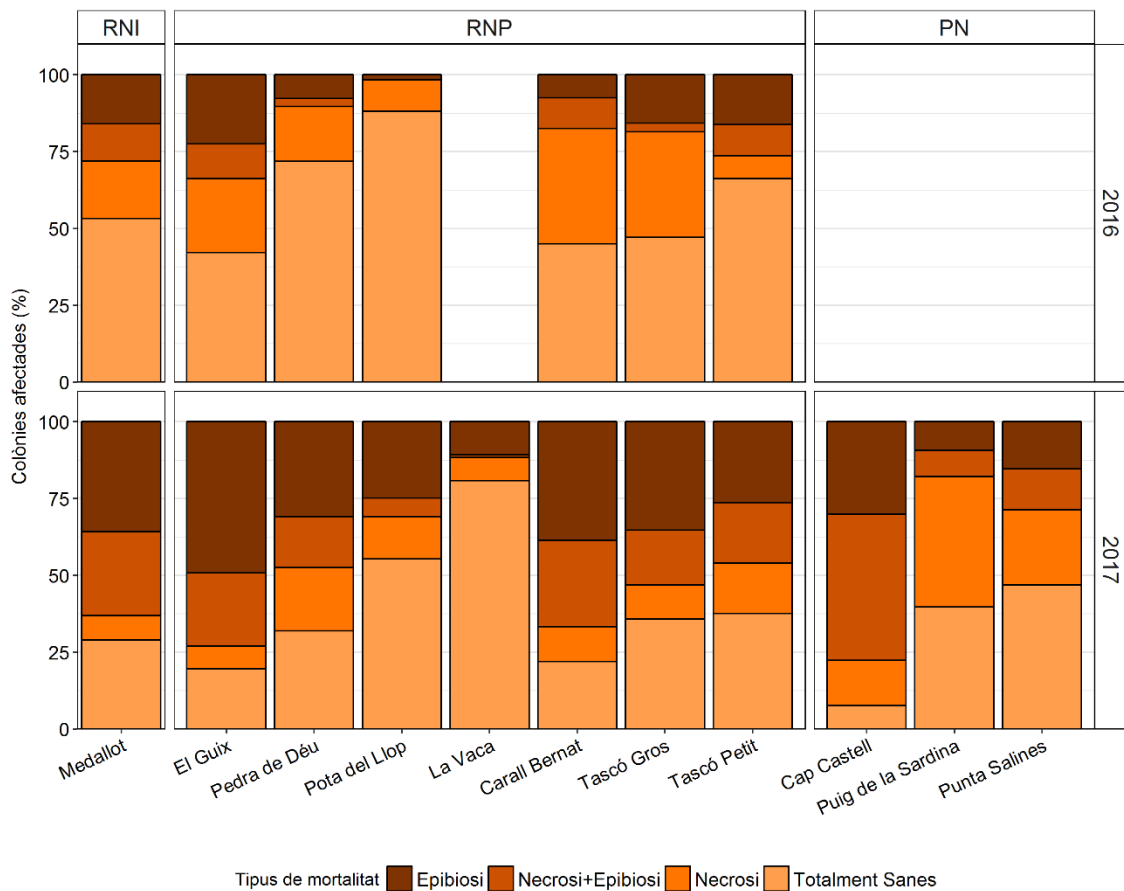


Figura 7. Percentatge de colònies afectades per mortalitat a les diferents poblacions estudiades al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter als anys 2016 i 2017. Les poblacions on no hi ha gràfic de barres pel 2016 corresponen a estacions o transectes nous. Els valors de les barres indica el percentatge de colònies afectades segons el tipus de mortalitat: Epibiosi, Necrosi, Necrosi i Epibiosi, o Totalment Sanes. RNI: Reserva Natural Integral, RNP: Reserva Natural Parcial, PN: Parc Natural.

Enguany a la majoria de poblacions estudiades les colònies mostren un augment significatiu de la superfície morta, en molts casos superant el 20% de superfície mitjana morta (Figura 8). A més, en consonància amb els resultats anteriors, l'anàlisi de la superfície afectada segons el tipus de mortalitat mostra un augment significatiu d'epibiosi (mortalitat antiga) (Figura 8). Totes les poblacions estudiades aquest any presenten una major superfície afectada per epibiosi respecte el 2016. Cal destacar el gran augment respecte l'any anterior de superfície afectada a la població del Guix, on les colònies presenten una mitjana de superfície epibiotada superior al 25%. Aquest no és el cas de la mortalitat recent o necrosi, que malgrat les diferències significatives en alguns casos, la majoria de poblacions presenten valors similars entre els dos anys, inclús una petita davallada en el cas de Carall Bernat i Tascó Gros (Figura 8). Cap Castell és la població on es va observar una major superfície de teixit necrosat per colònia, amb valors superiors al 10% (Figura 8).

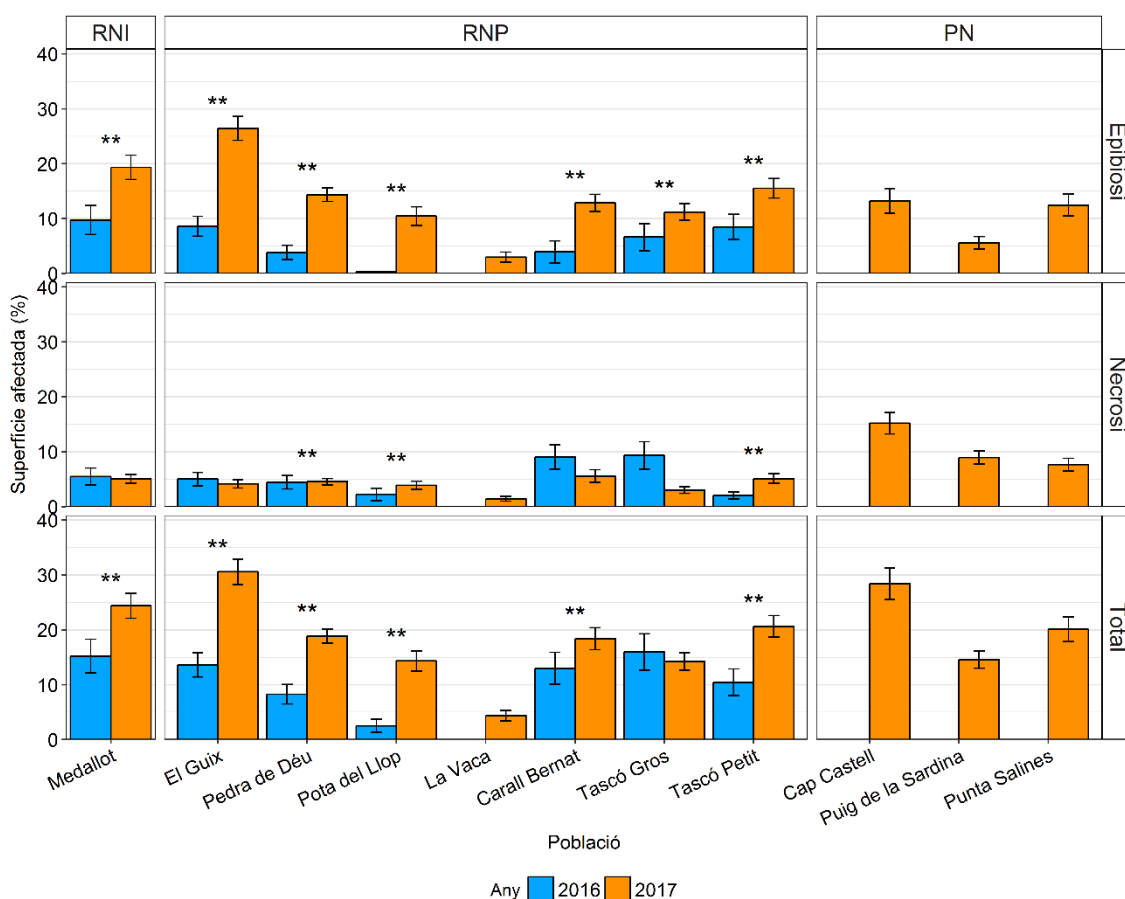


Figura 8. Percentatge de superfície afectada per colònia segons el tipus de mortalitat al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter als anys 2016 i 2017: Epibiosi (a dalt), Necrosi (al mig) i el Total/suma de les dues mortalitats (a baix). Les poblacions on no hi ha gràfic de barres pel 2016 corresponen a estacions/transsectes nous del 2017. Els valors representen la superfície d'afectació mitjana de cada colònia i la barra d'error representa l'error estàndard. RNI: Reserva Natural Integral, RNP: Reserva Natural Parcial, PN: Parc Natural.

Taula 4. Resultats del test estadístic Kruskal-Wallis comparant la superfície de mortalitat de colònies afectades per mortalitat de cada població entre els diferents anys estudiats. KS és el valor del estadístic; p-valor és la significació del test. Quan el p-valor és inferior a 0.05 indica que les diferències són significatives entre anys, aquests casos s'han destacat posant els valors en negra.

Lloc	Epibiosi		Necrosi		Total	
	KS	p-valor	KS	p-valor	KS	p-valor
Medallot	4594,50	0,00	0,49	0,48	11,85	0,00
El Guix	6213,00	0,00	2,14	0,14	46,58	0,00
Pedra de Déu	20662,00	0,00	17,36	0,00	70,62	0,00
Pota del Llop	8422,50	0,00	9,61	0,00	41,75	0,00
La Vaca	-	-	-	-	-	-
Tascó Gros	5435,50	0,00	3,50	0,06	0,72	0,39
Carall Bernat	1623,50	0,00	1,38	0,24	5,70	0,02
Tascó Petit	8684,50	0,00	16,44	0,00	29,23	0,00
Cap Castell	-	-	-	-	-	-
Puig de la Sardina	-	-	-	-	-	-
Punta Salines	-	-	-	-	-	-

Estructura de talles

Les poblacions de gorgònia vermella al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter, en la seva majoria, presenten una estructura de talles unimodal dominada per individus de talles entre 10 i 40 cm (Figura 9). Cal destacar el baix reclutament (indicat pel percentatge de colònies de talles petites) i la baixa proporció de colònies de talles de més de 60 cm (talles “grans”) en la majoria de poblacions estudiades.

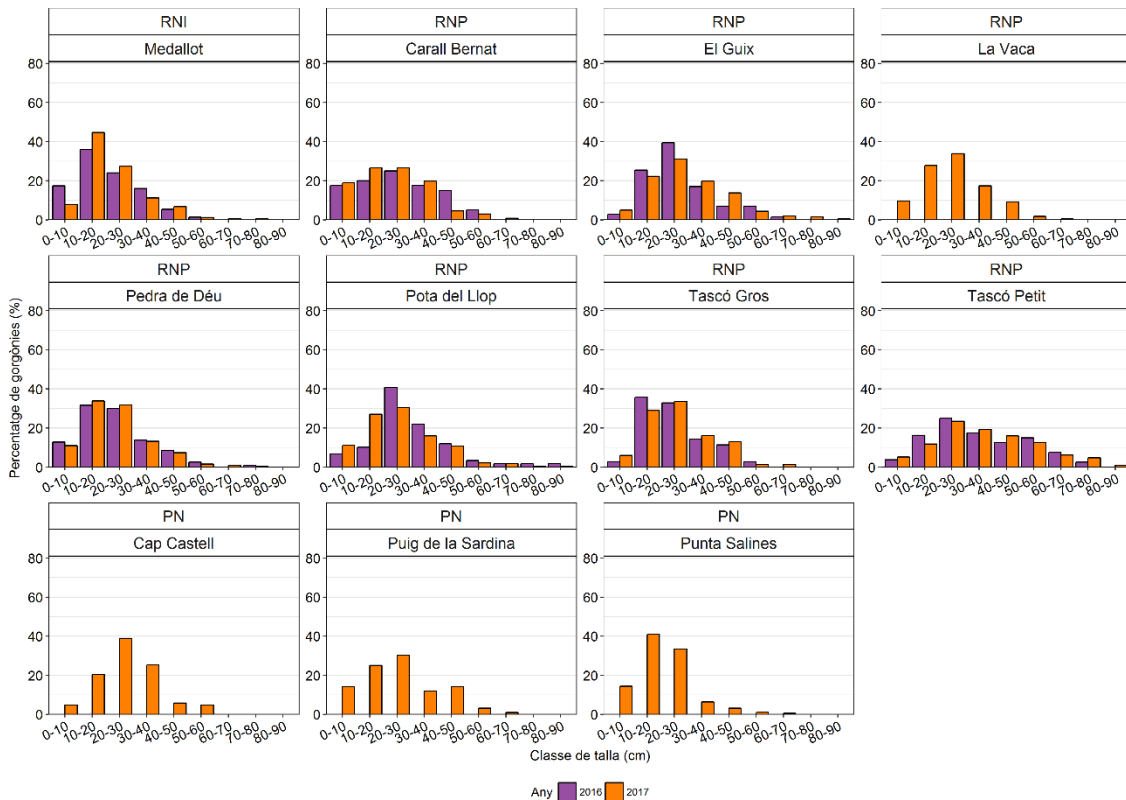


Figura 9. Estructura de talles de les diferents poblacions de *P. clavata* estudiades al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. La capçalera indica el grau de protecció (RNI: Reserva Natural Integral, RNP: Reserva Natural Parcial, PN: Parc Natural) i el nom de l'estació, mentre que el codi de colors indica l'any de mostreig.

Parc Natural de Cap de Creus

Densitats

La densitat de les poblacions de *P. clavata* va presentar diferències significatives entre els graus de protecció (ANOVA: $F_{2, 264}=10.17$, p -valor <0.01) i entre els llocs de mostreig (ANOVA: $F_{5, 264}=10.22$, p -valor <0.01). No obstant, totes les estacions mostrejades presentaren densitats amb valors sempre superiors a 10 colònies per m² (Figura 10). Les estacions de Farallons i Portaló són les que varen presentar unes densitats més elevades, amb valors propers a 30 colònies/m². Per contra, les poblacions de Massa d'Or i Messina, varen ser les que presentaven densitats més baixes, amb valors propers a 10 colònies/m².

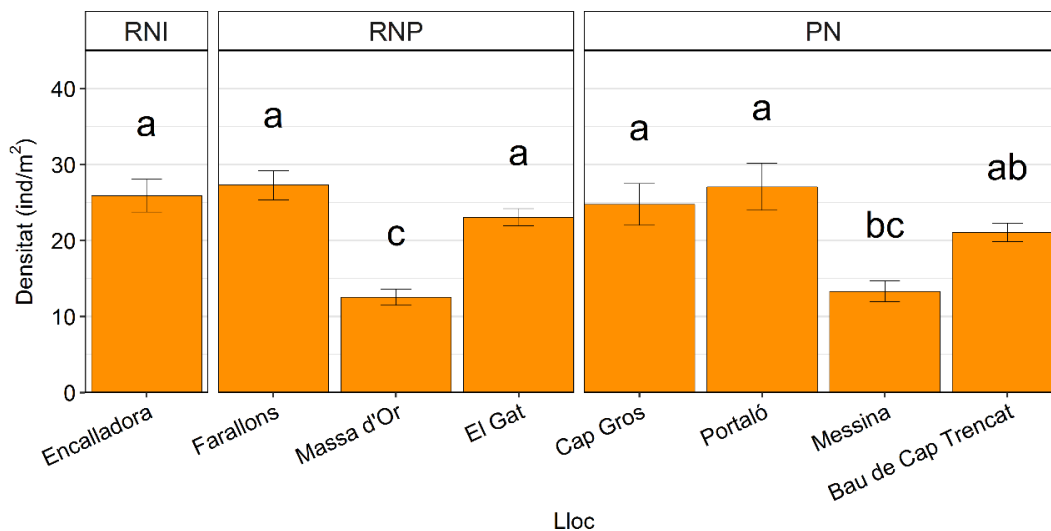


Figura 10. Densitat de colònies a les diferents poblacions estudiades al Parc Natural de Cap de Creus durant el 2017. A la capçalera s'indica el grau de protecció de cada lloc de mostreig; RNI: Reserva Natural Integral, RNP: Reserva Natural Parcial, PN: Parc Natural. Les barres mostren el valor mitjà del nombre de colònies per m² i la barra d'error representa el seu error estàndard. Les lletres agrupen aquelles estacions on la densitat no mostra diferències significatives (p -valor <0.01) segons el test de Tukey.

Mortalitat

El percentatge de colònies de *P. clavata* amb signes de mortalitat queda separat en dos grups (Figura 11), amb les poblacions del sud de cap de Creus (Cap Trencat i el Gat) presentant mortalitats majors (excepte la Messina) i amb les poblacions del nord (Cap Gros, Farallons, Portaló, l'Encalladora) amb mortalitats menors (excepte Massa d'Or). A les poblacions del Cap Trencat i el Gat, al voltant d'un 45-50% de les colònies presentaven signes de mortalitat, mentre que a la resta de poblacions, a excepció de la Massa d'Or, el percentatge de colònies afectades no superava el 30% (Figura 11).

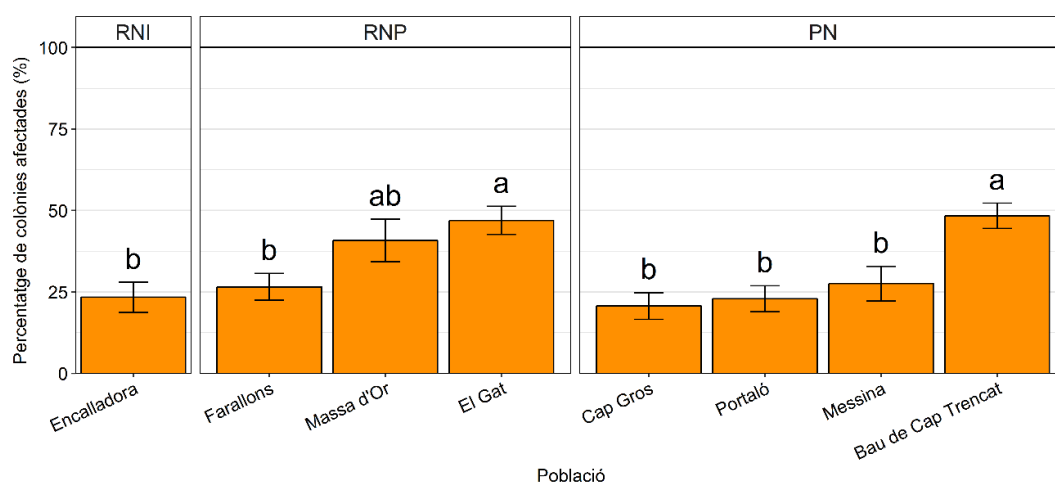


Figura 11. Percentatge de colònies amb signes de mortalitat (>10% de superfície afectada) en les diferents poblacions estudiades al Parc Natural de Cap de Creus durant el 2017. Els valors de les barres indiquen les mitjanes i la barra d'error és l'error estàndard. A la capçalera s'indica el grau de protecció de cada lloc de mostreig on; RNI: Reserva Natural Integral, RNP: Reserva Natural Parcial, PN: Parc Natural. Les lletres agrupen aquelles estacions on la densitat no mostra diferències significatives (p -valor <0.01) segons el test de Tukey.

Si es compara el percentatge de colònies afectades segons el tipus de mortalitat, enguany hi ha hagut un nombre similar de colònies amb signes de mortalitat antiga i nova (Figura 12). Cal destacar l'elevada mortalitat recent de la població del Gat, la mortalitat antiga de la Massa d'Or i ambdues mortalitats al Cap Trencat. Destaca també, l'elevat nombre de colònies sanes (Figura 12), sobretot a les poblacions situades al nord com és el cas de Cap Gros, Portaló, Encalladora i Farallons.

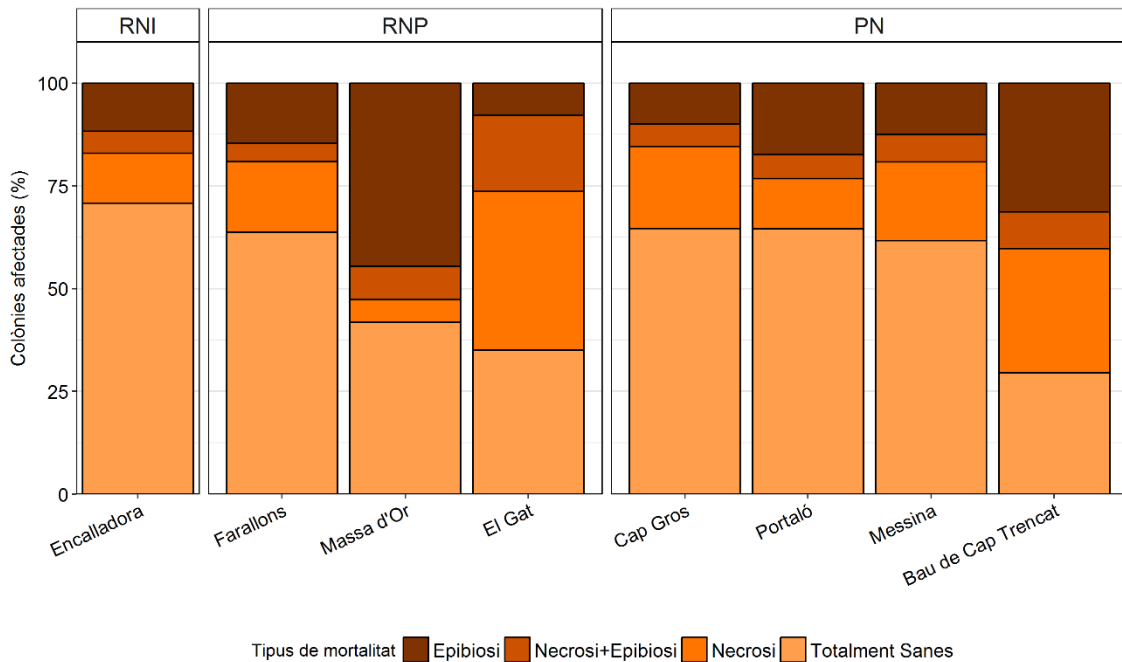


Figura 12. Percentatge de colònies afectades per les diferents poblacions estudiades al Parc del cap de Creus 2017. Els valors de les barres el percentatge de colònies afectades segons el tipus de mortalitat: Epibiosi, Necrosi, Necrosi i Epibiosi, o totalment sanes. La capçalera indica el grau de protecció, RNI: Reserva Natural Integral, RNP: Reserva Natural Parcial, PN: Parc Natural.

De manera semblant als resultats anteriors, l'anàlisi de la superfície afectada mostra que les poblacions amb major superfície morta són les del Gat i el Cap Trencat, amb una superfície mitjana afectada superior al 20% i 30% respectivament (Figura 13). Mentre que les poblacions de l'Encalladora, Farallons, Portaló i Messina, presentaven un percentatge mitjà de superfície total afectada proper al 10% (Figura 13). Cal destacar l'elevat percentatge de necrosi presentat per la població del Gat (proper a un valor mitjà del 15%) i, en menor mesura, la del Cap Trencat (prop del 10%), mentre que la resta de poblacions presentaven percentatges propers al 5%. Finalment, la població del Massa d'Or i Cap Trencat són les que presentaven una major superfície afectada per epibiosi, amb valors mitjans propers al 15-20%. La resta de poblacions va mostrar una superfície mitja sempre inferior al 10% i en alguns casos propera al 5%.

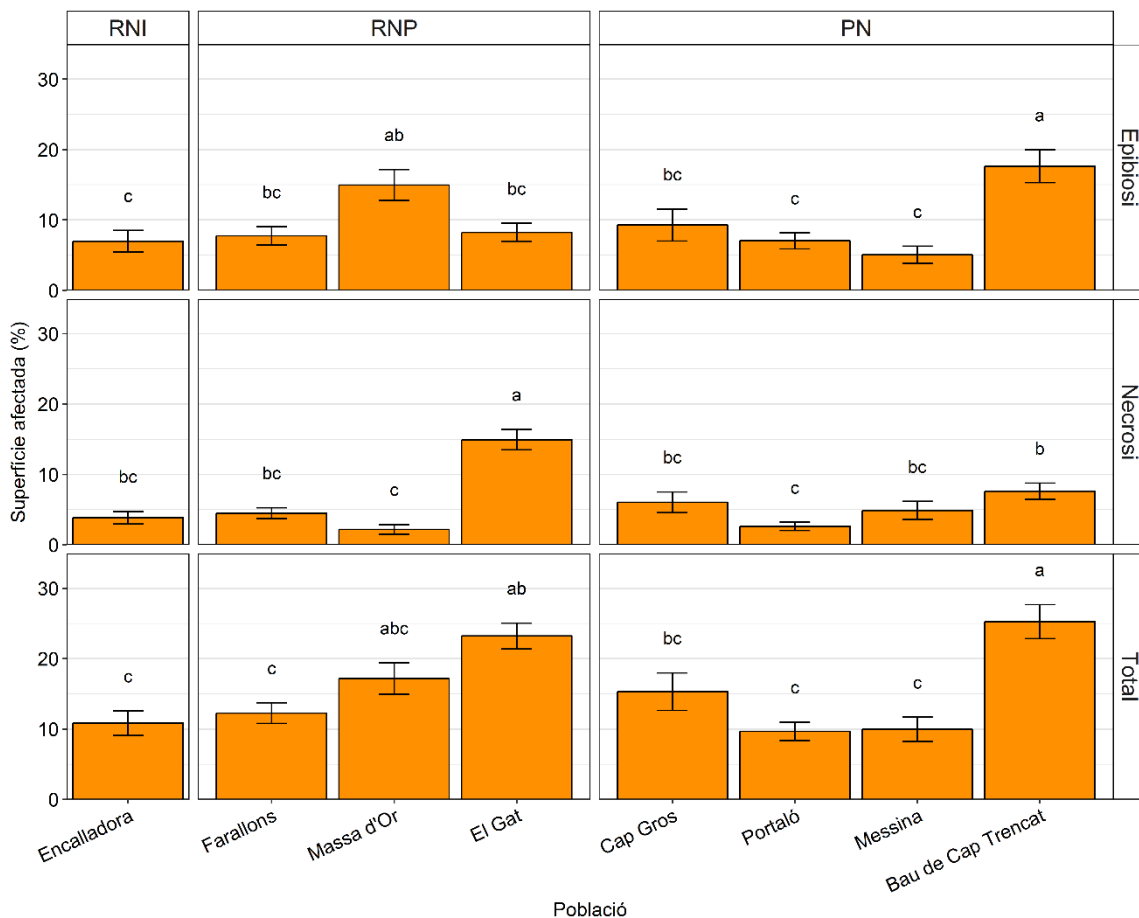


Figura 13. Percentatge de superfície afectada per colònia segons el tipus de mortalitat al Parc Natural de Cap de Creus durant el 2017: Epibiosi (a dalt), Necrosi (al mig) i el Total/ suma de les dues mortalitats (a baix). A la capçalera s'indica el grau de protecció de cada lloc de mostreig on; RNI: Reserva Natural Integral, RNP: Reserva Natural Parcial, PN: Parc Natural. Les lletres agrupen aquelles estacions on la densitat no mostra diferències significatives (p -valor <0.01) segons el test de Tukey.

Estructura de talles

Les poblacions de gorgònia vermella al Parc Natural de Cap de Creus, en la seva majoria, presenten una estructura de talles unimodal dominada per individus de talles entre 10 i 40 cm (Figura 14). Cal destacar l'elevat percentatge de talles "petites" a Cap Gros i Portaló (Figura 14).

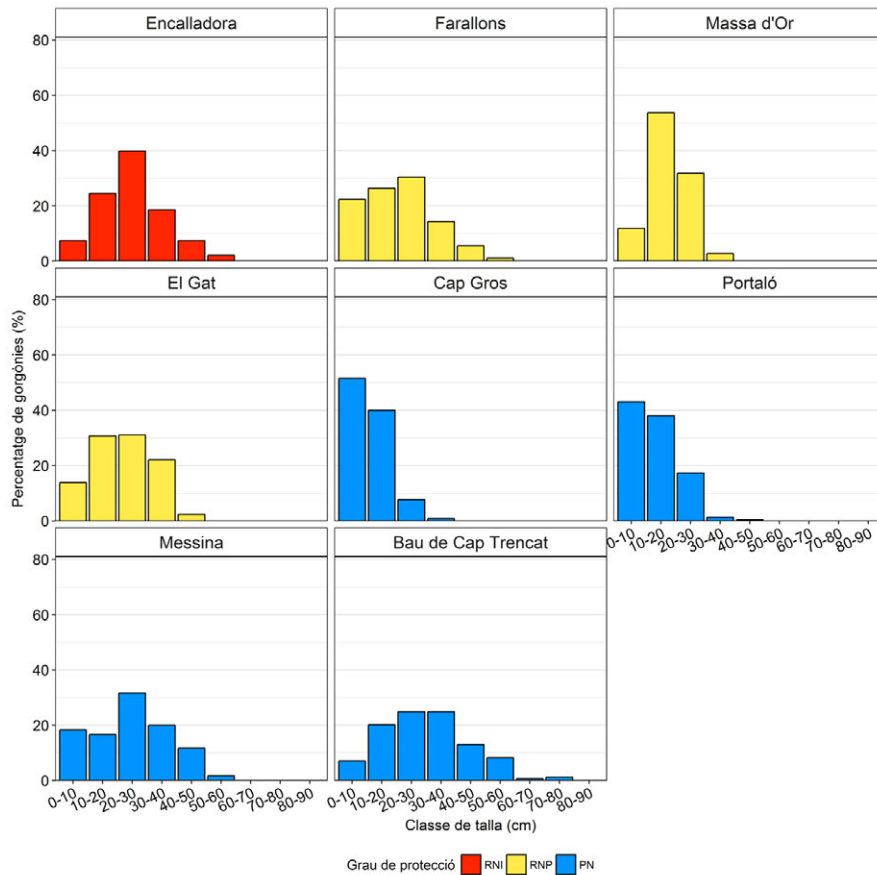


Figura 14. Estructura de talles de les diferents poblacions de *P. clavata* estudiades al Parc Natural de Cap de Creus. La capçalera indica el nom de l'estació, mentre que el codi de colors indica el grau de protecció de cada estació, RNI: Reserva Natural Integral, RNP: Reserva Natural Parcial, PN: Parc Natural.

Anàlisi temporal

Densitat

Utilitzant dades de seguiments d'anys anteriors aquí es mostra la tendència temporal de les densitats de gorgònies als parcs naturals del cap de Creus i al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter (Figura 15). En el cap de Creus les poblacions de gorgònies no mostren una tendència clara, malgrat un lleuger descens de la densitat en els darrers anys en algunes poblacions, com seria el cas del Bau del Cap Trencat, Massa d'Or i Messina (Figura 15). Malgrat tot, la resta de poblacions semblen presentar una certa estabilitat temporal, tot i que es poden observar certes oscil·lacions durant els anys, probablement degudes a diferències en les tècniques de mostreig (Figura 15).

En el cas de les poblacions del Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter, es pot detectar un descens de la densitat en algunes de les poblacions de gorgònia vermella al llarg del temps, mentre que d'altres semblen presentar una certa estabilitat. La població on aquest patró és més clar és la Pota del Llop, i en menor mesura el Tascó Petit (Figura 15). També s'observa un lleuger descens de la densitat en les poblacions localitzades a la zona de parc natural (PN), el Puig de la Sardina i Punta Salines. Un cas a destacar és el del Medallot, que fins a la creació de la

reserva natural integral (RNI), presentava un descens acusat, mentre que a partir del 2015 les seves densitats han augmentat i semblen força estables. Destaca també l'augment de la densitat a la població de Pedra de Déu, que des del 2012 sembla presentar un augment del nombre d'individus.

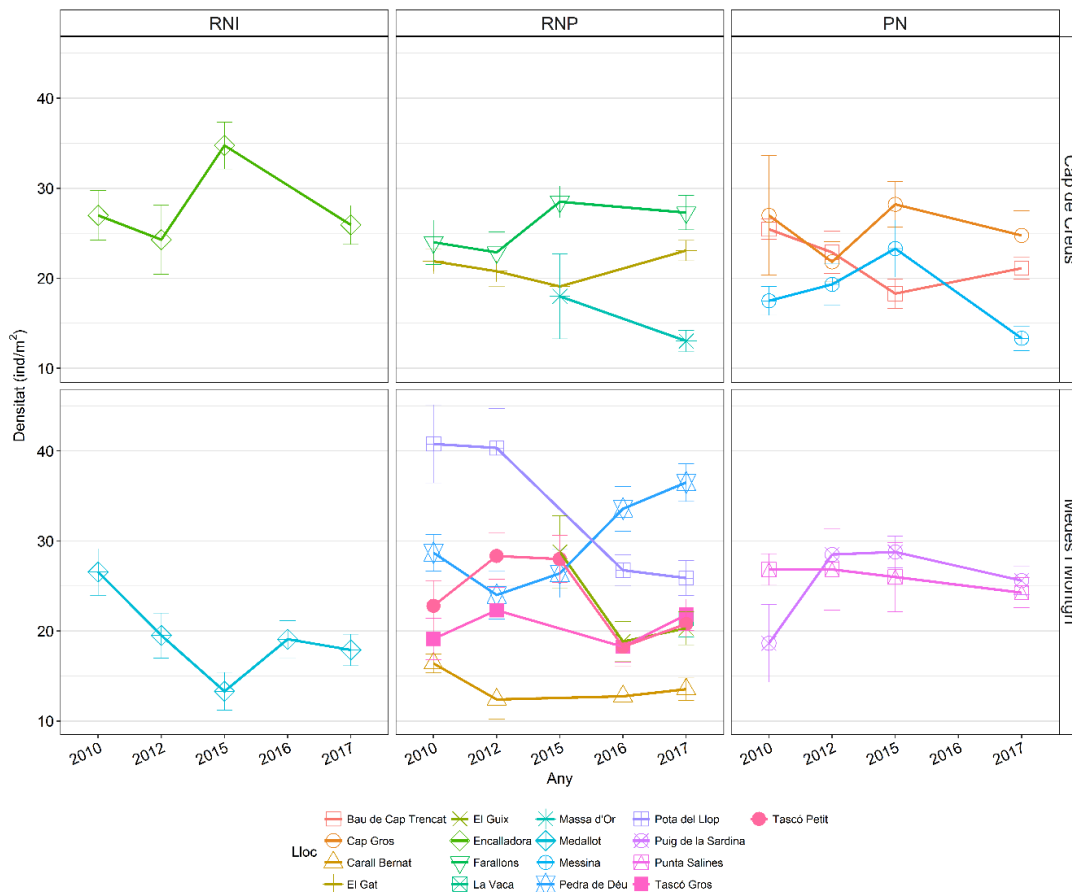


Figura 15. Densitat de colònies a les diferents poblacions estudiades al Parc Natural de Cap de Creus (part superior) i al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter (part inferior) durant els darrers anys de Seguiment 2010-2017. A la capçalera s'indica el grau de protecció de cada lloc de mostreig on; RNI: Reserva Natural Integral, RNP: Reserva Natural Parcial, PN: Parc Natural. Els punts mostren el valor mitjà del nombre de colònies per m², i la barra d'error representa el seu error estàndard. El codi de colors i la forma dels punts representen cada població mostrejada.

Estructura de talles

Utilitzant les dades generades en anys anteriors del seguiment, també es va analitzar els canvis en l'estructura de talles de les poblacions de gorgònia al Parc Natural de Cap de Creus i al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. Aquestes anàlisis permeten complementar les dades de densitat presentades en l'apartat anterior.

Al Parc Natural de Cap de Creus, les estructures de talles de les poblacions estudiades no mostren gaires canvis destacables. Un dels canvis que val la pena de posar en relleu és el descens de les talles grans en les poblacions del Gat, Farallons, Bau de Cap Trencat i Cap Gros, el qual no ha anat acompanyat d'un increment de talles petites (reclutament), excepte al Cap Gros i Farallons (Figura 16).

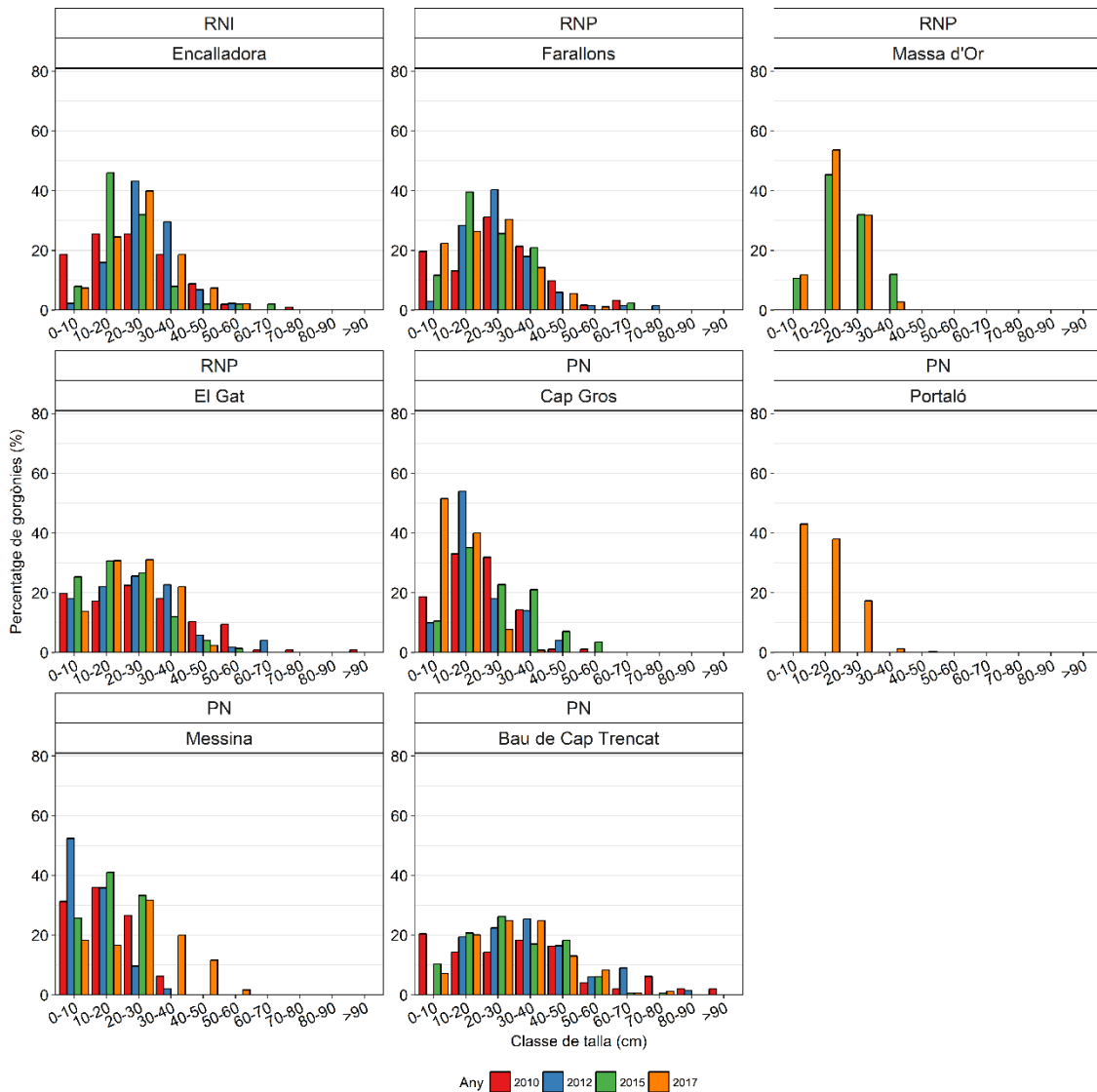


Figura 16. Estructura de talles de les diferents poblacions estudiades al Parc Natural de Cap de Creus durant els darrers anys de seguiment 2010-2017. A la capçalera s'indica el grau de protecció de cada lloc de mostreig on; RNI: Reserva Natural Integral, RNP: Reserva Natural Parcial, PN: Parc Natural. Les barres mostren el percentatge de colònies que pertanyen a cada classe de talla (cm). El codi de colors representa l'any d'estudi.

Al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter, les estructures de talles de les poblacions estudiades no mostren gaires canvis destacables (Figura 17). En el cas del Medallot, on s'observava un descens de la densitat durant els primers anys de seguiment fins al 2015 (Figura 15), s'observa un lleuger descens de les talles majors durant els darrers anys, fet que no ha anat acompanyat d'un augment del reclutament. En el cas del Guix, Tascó Petit, Puig de la Sardina i Punta Salines, on s'observava un descens en els darrers anys de seguiment, l'estructura de talles no ha variat en els anys de seguiment (Figura 17), tot i que al Puig de la Sardina i a Punta Salines hi ha hagut un descens del reclutament i un cert increment de les talles de mida mitjana-gran. En el cas de la població de Pedra de Déu, el reclutament ha patit un lleuger augment durant els darrers anys de seguiment, fet que ha anat en paral·lel amb un increment de les talles mitjanes (Figura 17).

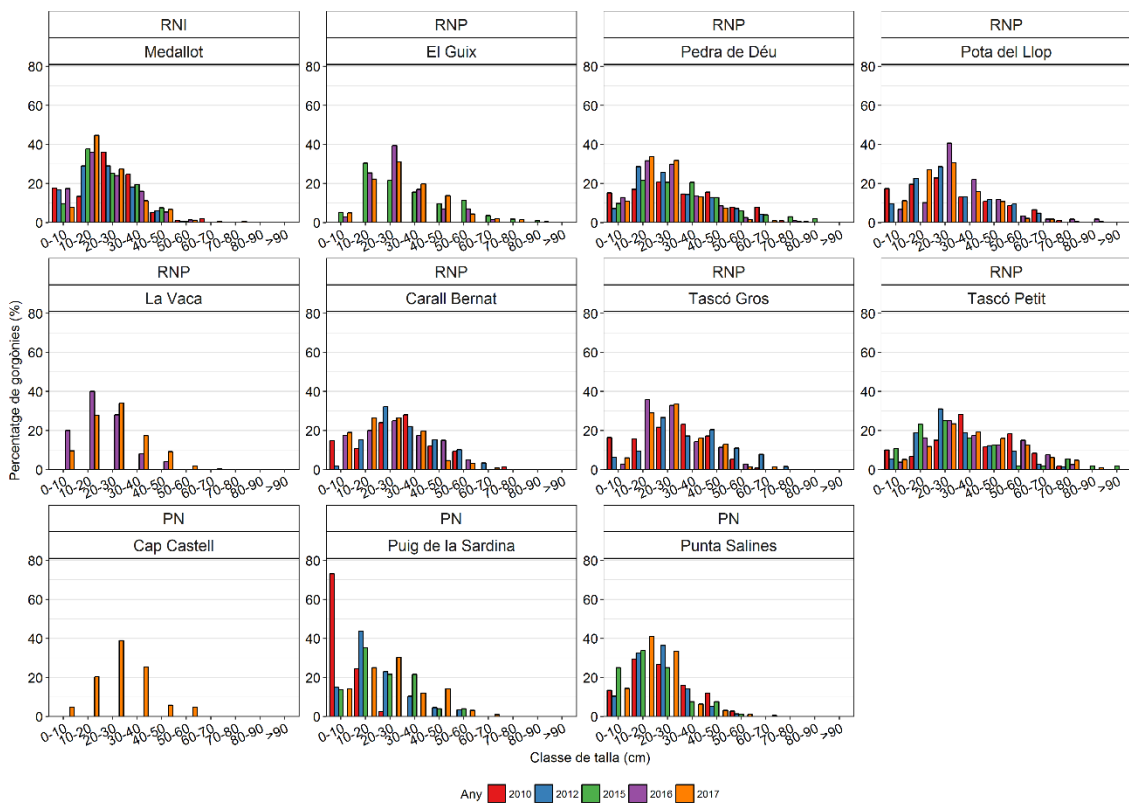


Figura 17. Estructura de talles de les diferents poblacions estudiades al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter durant els darrers anys de seguiment 2010-2017. A la capçalera s'indica el grau de protecció de cada lloc de mostreig on; RNI: Reserva Natural Integral, RNP: Reserva Natural Parcial, PN: Parc Natural. Les barres mostren el percentatge de colònies que pertanyen a cada classe de talla (cm). El codi de colors representa l'any d'estudi.

Mortalitat

Al Parc Natural de Cap de Creus, en general, les poblacions de gorgònies presenten un lleuger increment del percentatge de colònies amb signes de mortalitat al llarg dels anys de seguiment (Figura 18). En la gran majoria dels casos, el seguiment d'enguany és el que ha presentat un major percentatge de colònies afectades. Les poblacions on aquest augment ha sigut més acusat és principalment a les poblacions localitzades més al sud, com el Gat i el Bau de Cap Trencat, tot i que algunes poblacions del nord, com Farallons i Massa d'Or, també mostren un augment molt elevat de la mortalitat (Figura 18).

En el cas de les poblacions del Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter, l'augment de la mortalitat ha sigut molt acusat durant els darrers anys i cap població n'ha quedat exempta (Figura 18). En tots els casos, el seguiment d'enguany és el que ha presentat un major percentatge de colònies afectades. Malgrat el gran augment del percentatge de colònies amb signes de mortalitat, les poblacions amb percentatges més elevats han estat el Medallot, el Guix, Carall Bernat, Tascó Gros, Pedra de Déu, Puig de la Sardina i Punta Salines (Figura 18).

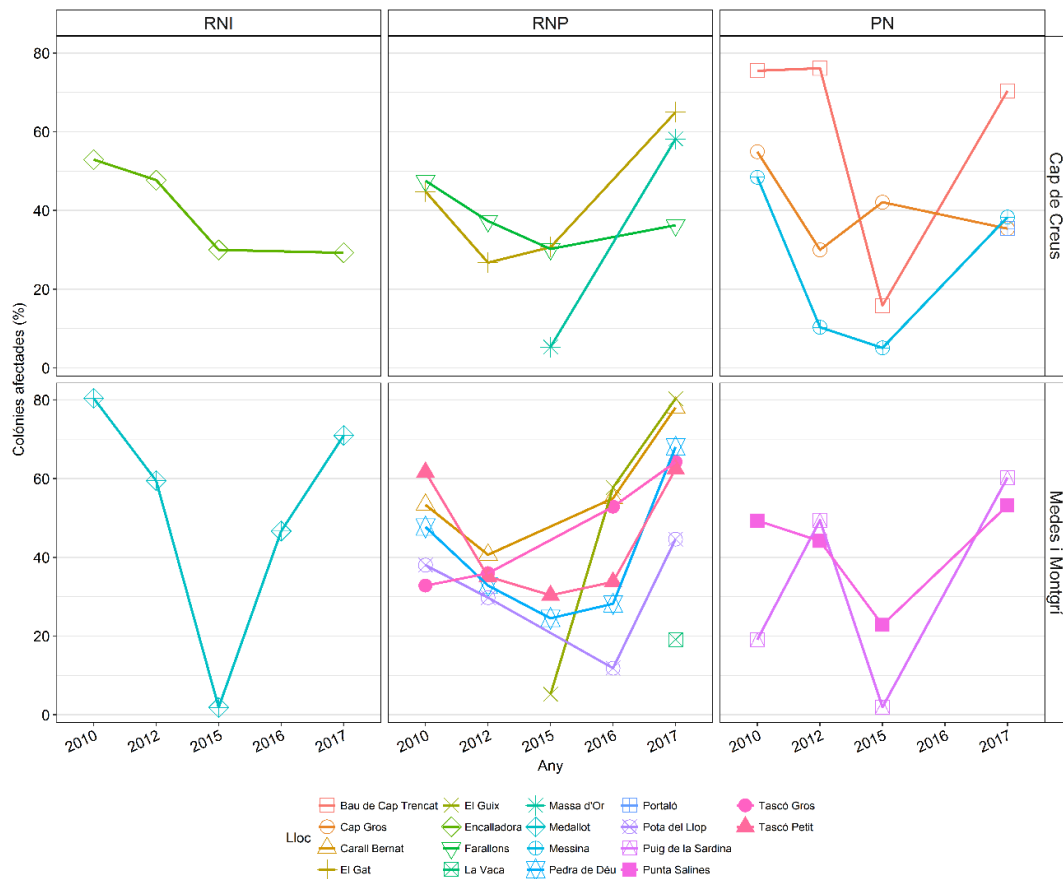


Figura 18. Percentatge de colònies amb signes de mortalitat (>10% de superfície afectada) als Parc Natural de Cap de Creus (part superior) i al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter (part inferior), durant els anys de Seguiment 2010-2017. A la capçalera s'indica el grau de protecció de cada lloc de mostreig on; RNI: Reserva Natural Integral, RNP: Reserva Natural Parcial, PN: Parc Natural. Els punts mostren el percentatge de colònies amb algun signe de mortalitat per cada població. El codi de colors i la forma dels punts representen cada població mostrejada.

Discussió

Els resultats del seguiment de gorgònies d'enguany ens han permès constatar que les poblacions de *Paramuricea clavata* al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter, han patit una elevada mortalitat, tant per l'afectació de l'any passat, com per la d'aquest any. En el cas del Parc Natural de Cap de Creus, la mortalitat no ha estat tant elevada, però sí que ha patit un augment del nombre de colònies amb signes d'afectació. A continuació es discuteix la informació aportada per cadascun dels paràmetres avaluats, així com les dades concretes obtingudes en les diferents localitats.

Les densitats al Parc Natural de Cap de Creus s'han mantingut més o menys estables durant els anys de seguiment, mentre que al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter algunes poblacions mostren un descens acusat del nombre de colònies. En ambdós parcs, la densitat de gorgònies pren valors entre 10 i 30 colònies/m², molt semblants a les que es troben en altres localitats de la Mediterrània (Linares *et al.* 2005, 2008, Gori *et al.* 2011). Cal destacar també l'elevada densitat dels transectes incorporats aquest any al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter, tant els situats dins de la reserva (La Vaca), com els situats fora (Cap Castell,

Puig de la Sardina i Punta Salines). Les poblacions més denses (amb valors entre 25 i 35 colònies/m²) es troben principalment al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter, on destaca Pedra de Déu, Pota del Llop, Puig de la Sardina i Punta Salines, mentre que al cap de Creus destaquen les poblacions de l'Encalladora, Farallons i Cap Gros.

L'estructura de talles de les diferents poblacions estudiades presenten un patró molt semblant a anys anteriors. Si bé la talla central a les diferents distribucions es troba entre els 10-20 i 20-30 cm aproximadament i la major part de les estructures de talla presenten una distribució unimodal en forma de campana, alguns llocs presenten estructures poblacionals diferents. Malgrat la idiosincràsia de cada població, es poden detectar alguns patrons més generals. Com és d'esperar en les poblacions de gorgònia vermella (Linares *et al.* 2007, 2008), el reclutament s'ha mantingut escàs en totes les poblacions monitoritzades. D'una banda, algunes poblacions han presentat un percentatge de talles petites constant, i en alguns casos elevat, al llarg dels anys, com és el cas d'algunes poblacions del cap de Creus (el Gat, Farallons, Cap Gros i Messina) i a la costa del Montgrí i illes Medes (Pedra de Déu, Pota del Llop, Tascó Petit, Puig de la Sardina i Punta Salines). També cal remarcar la progressiva disminució de talles grans en moltes de les poblacions estudiades, sobretot al cap de Creus, com és el cas del Bau de Cap Trencat, Cap Gros, el Gat i Farallons. D'altra banda, les poblacions del Tascó Petit i del Puig de la Sardina destaquen per l'elevada abundància de colònies de més de 40 cm, mentre que aquestes mides grans són pràcticament absents en la majoria de localitats estudiades en ambdós parcs.

L'evolució de la densitat conjuntament amb la de les estructures de talla ens dona una idea molt acurada de l'estat de les poblacions i dels processos demogràfics que tenen lloc. Per una banda, una caiguda lenta i sostinguda de la densitat, com s'observa en algunes poblacions amb pocs canvis en l'estructura de talla, és un procés natural degut a l'evolució de les poblacions cada cop més madures. L'augment de colònies grans provoca una disminució de les colònies de mida més petita per competència intraespecífica, com ocorre als arbres amb el denominat procés d'autotal·la (Linares *et al.* 2008). Aquest seria el cas de Pota del Llop o Medallot, entre altres poblacions. D'altra banda, un augment de la densitat únicament es pot explicar per una entrada de noves colònies a la població (reclutament) que sempre correspondran a les talles més petites com és el cas de Pedra de Déu. El que ens hauria de preocupar més són les poblacions com El Gat, on es detecta una important pèrdua de colònies grans, ja que aquestes són les que contribueixen més en l'esforç reproductor. Aquestes pèrdues són principalment atribuïbles a impactes locals, com el busseig, o l'arrabassament per arts de pesca. Finalment, degut a canvis en els observadors i en la localització de les poblacions al llarg dels anys de seguiment, també hem de tenir en compte que alguns canvis detectats en la densitat i l'estructura de talles són atribuïbles al canvi de localització dels transectes. Això és especialment crític en localitats on les gorgònies es troben distribuïdes a taques, ja que pot haver una variabilitat relativament gran de l'estructura demogràfica a petita escala. Si el seguiment no s'ha fet exactament en les mateixes localitzacions tots els anys, podria resultar en variacions com les observades en els casos de Messina o Massa d'Or.

Enguany també s'ha observat un increment significatiu del nombre de colònies afectades per mortalitat parcial (>10% de teixit afectat), assolint uns nivells sense precedents a gairebé totes les poblacions estudiades. En general, les poblacions del Montgrí i les illes Medes presenten uns valors de mortalitat parcial més elevats. Aquest increment ha estat principalment degut a un

augment del grau d'epibiosi respecte el 2016. Les colònies que presenten teixit epifitat són indicadores d'esdeveniments de mortalitats passades, per tant, l'augment de la mortalitat parcial d'enguany és deguda a l'acumulació de la mortalitat detectada a l'any 2016 més la mortalitat parcial d'aquest any. En canvi, la mortalitat per necrosi s'ha mantingut estable en comparació a l'any passat, tot i que segueix presentant uns valors molt elevats que no s'havien observat mai anteriorment al 2016 a les illes Medes. Tots aquests valors semblen indicar una preocupant acumulació de mortalitats tant de l'any 2016 com 2017, que posen de manifest el preocupant estat de conservació de totes les poblacions. L'única excepció és la població de la Vaca, que presenta uns valors de necrosi i epibiosi molt per sota que la resta, i que es consideren valors atribuïbles a mortalitats naturals (Linares *et al.* 2008). En el cas del Parc Natural de cap de Creus, les poblacions més exposades al sud (el Gat i Bau del Cap Trencat) són les que presenten uns nivells més elevats de necrosi. Aquest fet confirma que aquestes poblacions ja comencen a patir molt més l'increment de temperatura que les poblacions situades al nord, i també que han patit en major grau l'efecte del recobriment per l'alga filamentosa *Acinetopora crinita*, també observada a les illes Medes durant els mesos de primavera i estiu. La Massa d'Or destaca per un elevat grau de mortalitat, sobretot d'epibiosi, fet especialment rellevant tenint en compte que és una zona d'especial freqüentació per part de submarinistes, com també ho són les estacions del Gat i el Bau del Cap Trencat.

Les taxes de mortalitat per necrosi o mortalitat recent sovint es detecten durant els primers mesos després d'esdeveniments d'anomalies tèrmiques positives (Cerrano *et al.* 2000, Perez *et al.* 2000, Linares *et al.* 2005). Aquest tipus de mortalitat, detectat tant l'any passat com aquest, ens indica que impactes més globals, com l'increment de temperatura, estan afectat a les poblacions de gorgònies dels Parcs Naturals de Catalunya. Si es considera el règim tèrmic de les zones estudiades, la costa del Montgrí i les illes Medes presenten temperatures mitjanes lleugerament superiors a les del cap de Creus (www.t-mednet.org), fet que explicaria les diferències entre les mortalitats detectades als dos parcs. Val la pena esmentar que les condicions oceanogràfiques del cap de Creus també poden explicar les diferències observades entre les poblacions del nord i les del sud. De fet, la zona nord del cap de Creus presenta un règim tèrmic amb temperatures força inferiors a les de la zona sud (www.t-mednet.org), fet que explicaria la major mortalitat de les poblacions de gorgònies més exposades al sud.

A part de l'impacte de la temperatura, la proliferació de l'alga filamentosa *Acinetospora crinita* d'enguany, sobretot al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter, segurament relacionada a l'augment de temperatura i altres canvis ambientals de disponibilitat de llum o nutrients (Mistri i Cecchereli 1996, Schiaparelli *et al.* 2007), també ha contribuït a aquesta mortalitat recent, fent difícil distingir entre la mortalitat causada per la temperatura i pel recobriment d'*Acinetospora*. La proliferació i creixement ràpid d'aquestes algues fa que siguin capaces de cobrir els fons així com les espècies sèssils, especialment aquelles amb una elevada complexitat estructural, generant així una pel·lícula que pot ofegar a les gorgònies, amb la conseqüent aparició de teixit necrosat. Aquesta mortalitat, com la que ocorre per temperatura, és causada per un estrès fisiològic dels organismes, que són més febles cap a finals d'estiu després de reproduir-se i quan les temperatures són majors. Per tant, els dos impactes estan lligats i no es poden diferenciar.

Com s'ha mencionat anteriorment, també cal tenir en compte que aquestes mortalitats es donen amb un cert decalatge i, per tant, després dels nostres mostrejos es pot arribar a produir una mortalitat recent addicional, que no s'ha pogut tenir en compte en aquest informe. Malgrat que no podem determinar si la causa de la mortalitat de les gorgònies ha sigut només per temperatura, només la proliferació d'algues filamentoses o una acció combinada d'ambdues (el més probable), els valors de mortalitat d'enguany són els més elevats que s'han registrat fins ara en tots els anys de seguiment. Aquests fets, posen de relleu el preocupant estat de conservació de la gorgònia vermella als Parcs Naturals de Catalunya.

Els resultats obtinguts mostren un elevat nombre de colònies afectades per algun tipus de mortalitat, que s'està repetint durant els darrers dos anys de seguiment de la gorgònia vermella. Com ja s'ha esmentat abans, el grau d'afectació és el paràmetre que ens indica en quina mesura les poblacions han patit en el passat o en el present impactes que han afectat a la població. En els primers estudis sobre les poblacions de gorgònies, el grau d'afectació era menor del 10% (Linares *et al.* 2008), fet que implica que aquest llindar és un bon indicador de l'estat de conservació d'aquests organismes. Tot i que per ara no s'ha observat una disminució destacable de la densitat en cap de les localitats estudiades, és important tenir en compte que les gorgònies amb percentatges d'afectació majors als 50% probablement acabaran morint després d'uns anys, tal com s'ha vist, per exemple, en el seguiment a llarg termini de les poblacions al Parc Nacional de Port-Cros (França) (Linares *et al.* 2005). Per tant, a mig termini és esperable una disminució important en la densitat d'aquestes poblacions en els propers anys, sobretot si es veuen afectades per altres perturbacions o, de nou, per temperatures inusualment elevades. Tanmateix, com ja hem esmentat, aquests efectes no són immediats, sinó que poden tenir un decalatge de diversos anys. En aquest sentit, l'efecte combinat de les perturbacions derivades del busseig o la proliferació d'algues filamentoses, poden agreujar els ja efectes crítics del canvi climàtic i, per tant, convindria aplicar el criteri de precaució a l'hora de gestionar les seves poblacions, reduint al màxim les possibles fonts d'impacte, com és el busseig.

Conclusions

L'increment de les colònies amb signes de mortalitat durant els dos darrers anys de seguiment, així com els nivells sense precedents assolits enguany, posen de manifest l'impacte del canvi global a les poblacions de *P. clavata* de les nostres costes, com l'augment de temperatura i la proliferació d'algues filamentoses. Donat que aquests impactes són difícils de gestionar a nivell local, és probable que en els propers anys els seus efectes segueixin fent estralls a les poblacions de gorgònia vermella, com bé es veu en els resultats del present informe.

Els resultats observats al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter ens serveixen com un mirall cap al futur de les poblacions de gorgònies al cap de Creus, i no donen gaires esperances en quant a l'estat de conservació aquests organismes pels propers anys. Malgrat tot, el fet d'observar que la gran majoria de les poblacions del nord del cap de Creus estan relativament sanes, dona una certa esperança en quant a la gestió d'aquesta zona.

Al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter, les poblacions que mereixen una especial atenció degut al gran percentatge d'afectació són el Guix, Carall Bernat, Tascó Petit i Pedra de Déu. Mentre que al Parc Natural de Cap de Creus, les poblacions del Bau de Cap Trencat, el Gat i la Massa d'Or són les que presenten un major grau d'afectació i on s'ha detectat una pèrdua de les colònies de major mida.

En general, l'estat de conservació de la majoria de poblacions estudiades ens indica que cal aplicar un principi de precaució i intentar reduir la freqüentació de submarinistes en totes les estacions.

Bibliografia

- Ballesteros, E. (2006). Mediterranean coralligenous assemblages: a synthesis of present knowledge. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, 44, 123-195.
- Casas, E., Teixidó, N., Garrabou, J., Cebrian, E. (2015) Structure and biodiversity of coralligenous assemblages over broad spatial and temporal scales. *Marine Biology*, 162, 901–912.
- Cerrano, C., Bavestrello, G., Bianchi, C. N., Bava, S., Morganti, C., Morri, C., Picco, P., Sara, G., Schiaparelli, S., Siccardi, A., Sponga, F. (2000). A catastrophic mass-mortality episode of gorgonians and other organisms in the Ligurian Sea (North-western Mediterranean), summer 1999. *Ecology Letters*, 3(4), 284-293.
- Coma, R., Ribes, M., Zabala, M., Gili, J. M. (1995a). Reproduction and cycle of gonadal development in the Mediterranean gorgonian *Paramuricea clavata*. *Marine Ecology Progress Series*, 117, 173-183.
- Coma, R., Zabala, M., Gili, J. M. (1995b). Sexual reproductive effort in the Mediterranean gorgonian *Paramuricea clavata*. *Marine Ecology Progress Series*, 117(1), 185-192.
- Coma, R., Ribes, M., Serrano, E., Jiménez, E., Salat, J., Pascual, J. (2009). Global warming-enhanced stratification and mass mortality events in the Mediterranean. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 106(15), 6176-6181.
- Garrabou, J., Coma, R., Bensoussan, N., Bally, M., Chevaldonné, P., Cigliano, M., Cerrano, C. (2009). Mass mortality in Northwestern Mediterranean rocky benthic communities: effects of the 2003 heat wave. *Global Change Biology*, 15(5), 1090-1103
- Gori, A., Rossi, S., Berganzo, E., Pretus, J. L., Dale, M. R., Gili, J. M. (2011). Spatial distribution patterns of the gorgonians *Eunicella singularis*, *Paramuricea clavata*, and *Leptogorgia sarmentosa* (Cape of Creus, Northwestern Mediterranean Sea). *Marine Biology*, 158(1), 143-158.
- Halpern, B. S., Walbridge, S., Selkoe, K. A., Kappel, C. V., Micheli, F., D'Agrosa, C., Bruno, J. F., Casey, K. S., Ebert, C., Fox, H. E., Fujita, R., Heinemann, D., Lenihan, H. S., Madin, E. M. P., Perry, M. T., Selig, E. R., Spalding, M., Steneck, R., Watson, R. (2008). A global map of human impact on marine ecosystems. *Science*, 319(5865), 948-952.
- IPCC (2013). Summary for Policymakers. *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, 33 pàgines.

- Kruskal, W.H., Wallis, W.A. (1952) Use of Ranks in One-Criterion Variance Analysis. *Journal of American Statistical Association*, 47, 583–621.
- Linares, C., Coma, R., Díaz, D., Zabala, M., Hereu, B., Dantart, L. (2005). Immediate and delayed effects of a mass mortality event on gorgonian population dynamics and benthic community structure in the NW Mediterranean Sea. *Marine Ecology Progress Series*, 305, 127-137.
- Linares, C., Doak, D. F., Coma, R., Díaz, D., Zabala, M. (2007). Life history and viability of a long-lived marine invertebrate: the octocoral *Paramuricea clavata*. *Ecology*, 88(4), 918-928.
- Linares, C., Coma, R., Garrabou, J., Díaz, D., Zabala, M. (2008). Size distribution, density and disturbance in two Mediterranean gorgonians: *Paramuricea clavata* and *Eunicella singularis*. *Journal of Applied Ecology*, 45(2), 688-699.
- Linares, C., Doak, D. F. (2010). Forecasting the combined effects of disparate disturbances on the persistence of long-lived gorgonians: a case study of *Paramuricea clavata*. *Marine Ecology Progress Series*, 402, 59-68.
- Linares, C., Zabala, M., Garrabou, J., Coma, R., Díaz, D., Hereu, B., Dantart, L. (2010). Assessing the impact of diving in coralligenous communities: the usefulness of demographic studies of red gorgonian populations. *Scientific Reports Port-Cros National Park*, 24, 161-184.
- Mistri, M., Ceccherelli, V. U. (1996) Effects of a mucilage event on the Mediterranean gorgonian *Paramuricea clavata*. Short term impacts at the population and colony levels. *Italian Journal of Zoology*, 63, 221–230.
- Lloret, J., Marin, A., Marin-Guirao, L., Carreño, M. F. (2006). An alternative approach for managing scuba diving in small marine protected areas. *Aquatic conservation*, 16(6), 579-592.
- Parsóns, G. R., Thur, S. M. (2008). Valuing changes in the quality of coral reef ecosystems: a stated preference study of SCUBA diving in the Bonaire National Marine Park. *Environmental and Resource Economics*, 40(4), 593-608.
- Perez, T., Garrabou, J., Sartoretto, S., Harmelin, J. G., Francour, P., Vacelet, J. (2000). Mortalité massive d'invertébrés marins: un événement sans précédent en Méditerranée nord-occidentale. *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences-Series III-Sciences de la Vie*, 323(10), 853-865.
- Rouphael, A. B., Inglis, G. J. (2001). Take only photographs and leave only footprints: An experimental study on the impacts of underwater photographers on coral reef dive sites. *Biological Conservation*, 100, 281–287.
- Schiaparelli, S., Castellano, M., Povero, P., Sartoni, G., Cattaneo-Vietti, R. (2007). A benthic mucilage event in North-Western Mediterranean Sea and its possible relationships with the summer 2003 European heatwave: short term effects on littoral rocky assemblages. *Marine Ecology an Evolutionary Perspective*, 28, 341–353.
- Tukey, J. (1949). Comparing Individual Means in the Analysis of Variance. *Biometrics*, 5(2), 99-114.

Seguiment de les poblacions de briozous al Parc Natural de Cap de Creus i al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter

Graciela Rovira, Eneko Aspillaga, Pol Capdevila, Alba Medrano, Marta Pagès, Cristina Linares, Bernat Hereu

- Les estacions del Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i Baix Ter van presentar densitats de briozous molt baixes en les zones més freqüentades per submarinistes, comparades amb les zones control.
- Aquest impacte ha afectat a les colònies més grans i més exposades.
- L'evolució temporal des de les poblacions monitoritzades des de 2014 mostren un patró clar de descens de les poblacions en les zones freqüentades, i d'estabilitat en les zones de control.

- Pel que fa al Parc Natural de Cap de Creus, s'han trobat colònies de *Myriapora truncata* en abundància, mentre que de *Pentapora fascialis* pràcticament no se n'han vist.
- A diferència de Medes, on el grau d'exposició més abundant era l'extraplom, a Cap de Creus el més abundant ha estat la posició plana.
- Per poder dur a terme una millor interpretació dels resultats i una millor gestió, és necessari un registre de les activitats del parc, tals com el nombre d'immersions de cada boia.

Aquest capítol ha de ser citat com:

Rovira, G., Aspillaga, E., Capdevila, P., Medrano, A., Pagès, M., Linares, C., Hereu, B. (2018). Seguiment de les poblacions de briozous al Parc Natural de Cap de Creus i al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. *Seguiment del medi marí al Parc Natural de Cap de Creus i al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. Memòria tècnica 2017*. Generalitat de Catalunya. Departament de Territori i Sostenibilitat. Direcció General de Polítiques Ambientals i Medi Natural.

Introducció

El turisme de busseig és una de les formes més importants d'ús comercial de les àrees marines protegides en tot el món (Rouphael i Inglis 2001, Lloret *et al.* 2006, Parsóns i Thur 2008). Aquesta indústria creixent pot entrar en conflicte amb els valors ecològics que formen la base de les àrees marines protegides (AMP), i pot accelerar la seva degradació (Davis i Tisdell 1995). En aquest context, els bussejadors poden afectar als organismes marins de manera intencionada o accidental. El dany es pot produir per contacte directe amb els organismes marins (amb el cos o amb l'equip de busseig), per bombolles d'aire o per un augment de la resuspensió de sediment, incrementant en molts casos la mortalitat parcial i disminuint la cobertura de molts animals filtradors (Zakai i Chadwick-Furman 2002, Luna-Pérez *et al.* 2011).

L'impacte del submarinisme es pot avaluar observant el comportament dels submarinistes directament (Harriot *et al.* 1997, Rouphael i Inglis 2001, Zakai i Chadwick-Furman 2002, Barker i Roberts 2004, Di Franco *et al.* 2009), comparant l'estat de l'ecosistema entre zones freqüentades i no freqüentades i avaluant la seva evolució al llarg del temps (Garrabou *et al.* 1998, Coma *et al.* 2004, Luna-Pérez *et al.* 2011, De la Nuez-Hernández *et al.* 2014). Degut a la impossibilitat d'estudiar la totalitat dels ecosistemes, la metodologia més adient és seleccionar espècies indicadores que siguin sensibles a l'impacte produït per les pertorbacions que es pretenen avaluar. Aquestes espècies han de seguir uns criteris estadístics (abundància i repetibilitat), que siguin fàcilment estudiades (mida gran i taxonomia fàcil), i que tinguin un important paper en els ecosistemes, ja sigui a nivell funcional o estructural (Linares i Doak 2010). A més, la metodologia s'ha de basar en mètodes no destructius degut a l'impacte del propi estudi que es pugui produir sobre les comunitats, especialment si es realitzen en zones protegides.

La majoria d'estudis realitzats, sobretot en zones tropicals, han utilitzat espècies de coralls, ja que són espècies enginyeres, amb una estructura calcària fràgil i sensible a les pertorbacions físiques causades pels submarinistes (Dixon *et al.* 1993, Harriot *et al.* 1997, Hawkins *et al.* 1999, Tratalos i Austin 2001, Rouphael i Inglis 2001, Barker i Roberts 2004, Parsóns i Thur 2008, Dearden *et al.* 2010). A la Mediterrània, les comunitats més sensibles a les pertorbacions físiques causades pels submarinistes són les comunitats esciòfiles i del coral·ligen, ja que estan dominades per organismes sèssils amb una estructura tridimensional sovint molt conspícua (Ballesteros 2006, Sala *et al.* 1996, Lloret *et al.* 2006).

Concretament, els estudis que han avaluat l'impacte del busseig a la Mediterrània s'han centrat en les gorgònies (Coma *et al.* 2004, Linares *et al.* 2010), el corall vermell (Linares *et al.* 2012) i els briozous (Sala *et al.* 1996, Garrabou *et al.* 1996) com a espècies indicadores. En aquest context, els briozous han mostrat ser un bon indicador de l'impacte del busseig, degut a la seva composició calcària d'elevada fragilitat, i a que estan sotmesos a trencaments i abrasions que produeixen una disminució de la densitat i de les mides de les colònies (Sala *et al.* 1996, Garrabou *et al.* 1998, García-Charton *et al.* 2005, Ballesteros 2006). Les espècies de briozous considerades en aquest estudi tenen possiblement una dinàmica de creixement més ràpida i un cicle de vida més curt que

altres organismes indicadors com les gorgònies, de manera que poden donar una resposta més ràpida sobre els efectes dels bussejadors de cara a la implementació de les mesures de gestió.

L'impacte del submarinisme en les poblacions de briozous ha estat documentat al Parc Natural del Montgrí, les illes Medes i el Baix Ter (Sala *et al.* 1996, Garrabou *et al.* 1996, 1998, Hereu *et al.* 2014, Hereu *et al.* 2015, Pagès *et al.* 2016). Per tal d'avaluar l'efecte del busseig sobre les poblacions de briozous en diferents zones de busseig del Parc Natural del Montgrí, les illes Medes i el Baix Ter es van escollir dues espècies força freqüents com l'anomenada banya d'ant, *Pentapora fascialis* i el corall bord, *Myriapora truncata* (vegeu Figura 1). Ambdues espècies formen colònies fàcils de reconèixer i diferenciar, amb esquelets grans que presenten certa fragilitat als impactes físics, i varen mostrar ser uns bons indicadors de l'efecte directe del busseig sobre les comunitats d'algues semi esciòfiles entre els 15 i els 25 metres de profunditat (Hereu *et al.* 2015, Pagès *et al.* 2016).

Però no únicament el busseig pot afectar les poblacions de briozous: un altre impacte detectat sobre les poblacions de briozous són els efectes derivats de l'augment de la temperatura degut al canvi climàtic. Diversos estudis han mostrat que l'augment de la temperatura, juntament amb la proliferació de macroalgues filamentoses pot afectar el creixement i supervivència de colònies d'algunes espècies (Lombardi *et al.* 2006; Lombardi *et al.* 2008; Rodolfo-Metalpa *et al.* 2010; Cocito and Lombardi, 2012). Aquests efectes es poden transmetre també a nivell poblacional, tal com s'ha pogut constatar en les darreres edicions del programa de seguiment del Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter (Hereu *et al.* 2016). Amb l'objectiu d'avaluar els efectes de l'escafandrisme sobre les comunitats bentòniques dels Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Parc Natural de Cap de Creus, l'octubre de 2017 es va dur a terme un mostreig de les poblacions de *P. fascialis* i *M. truncata* als mateixos transectes que a l'octubre del passat any 2016, i afegint dos transectes nous a la costa del Montgrí i un tercer a la Zona Perifèrica de Protecció de les illes Medes, per així poder comparar els resultats d'ambdós períodes, avaluar l'estat i evolució de les poblacions i relacionar-los amb la freqüentació de submarinistes.

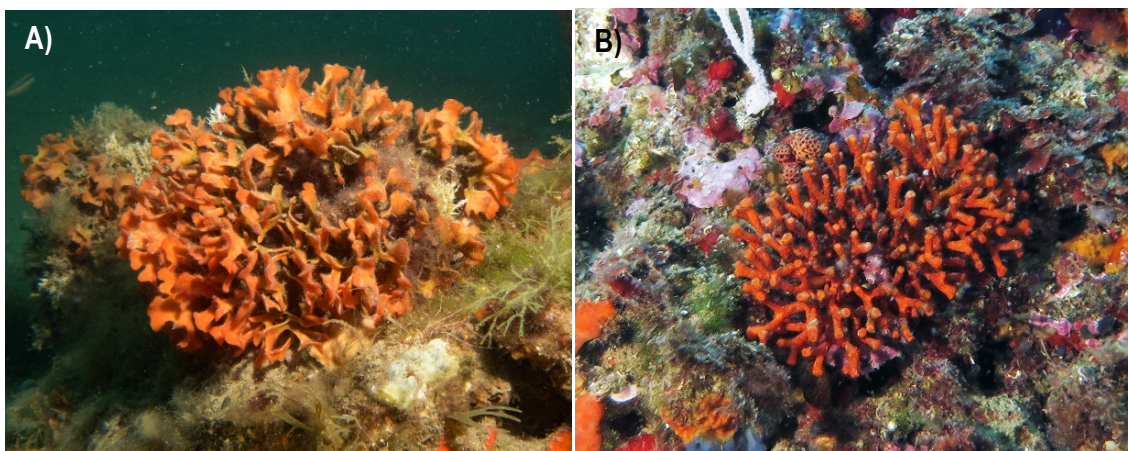


Figura 1. A) colònia de la banya d'ant (*Pentapora fascialis*). B) colònia de corall bord (*Myriapora truncata*).

Material i mètodes

Disseny de mostreig

Les estacions escollides es troben al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter, i al Parc Natural de Cap de Creus. En el primer parc, onze estacions es van seleccionar dins de la Reserva Natural Parcial (RNP), una a la Reserva Natural Integral (RNI) i tres a la Zona de Parc Natural de la costa del Montgrí (PN) (Figura 2, Taula 1 i 2). En el segon parc, tres estacions pertanyien a la zona de Reserva Natural Parcial (RNP), una a la Reserva Natural Integral (RNI) i cinc al Parc Natural (PN) (Figura 3, Taula 1). La tria d'estacions es va fer tenint en compte dues condicions essencials: la proximitat amb les boies de busseig dels centres de submarinisme i la presència de colònies conspíqües dels dos descriptors, la banya d'ant (*Pentapora fascialis*) i el corall bord (*Myriapora truncata*). Per altra banda, es va escollir una estació no freqüentada per submarinistes a la Reserva Natural Integral (Medallot en el cas de Medes i s'Encalladora en el cas de Cap de Creus), per a poder aïllar i determinar l'efecte del busseig comparant-la amb les estacions on sí que s'hi practica el submarinisme.

Taula 1. Estacions de mostreig de briozous de l'any 2017. Grau de protecció: Reserva Natural Integral (RNI), Reserva Natural Parcial (RNP) i Parc Natural (PN).

Parc	Protecció	Estació	Data mostreig	Fondària (m)	
Cap de Creus	RNI	s'Encalladora	10/10/2017	19	
		Farallons	14/09/2017	21	
	RNP	Massa d'Or	10/10/2017	20	
		El Gat	04/10/2017	21	
	PN	Galera	05/10/2017	21	
		Portaló	05/10/2017	23	
		Messina	04/10/2017	20	
		sa Figuera	04/10/2017	23	
		Falconera	04/10/2017	24	
	Medes i Montgrí	RNI	Medallot	07/09/2017	17
			Guix	12/09/2017	20
RNP		Salpatxot	14/09/2017	19	
		Pedra de Déu	12/09/2017	21	
		Pota del Llop	05/09/2017	22	
		la Vaca	06/09/2017	22	
		Reina	14/09/2017	13	
		Dofí	08/09/2017	20	
		Tascó Gros	06/09/2017	21	
		Ferranelles	14/09/2017	20	
		Carall Bernat	12/09/2017	17	
		Tascó Petit	08/09/2017	23	
		ZPP	Freu	25/10/2017	21
PN	Cap Castell	05/10/2017	20		
	Paieta	05/10/2017	17		
		Pta. Salines	13/09/2017	19	

Enguany, al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i Baix Ter, es varen repetir els mateixos transectes que el 2016, excepte a les estacions de Ferranelles, Punta Salines i la Reina, on es varen marcar nous transectes degut a canvis en la posició de les boies i amb la finalitat d'acostar més els transectes a les zones freqüentades pels submarinistes. A més, s'han instal·lat tres transectes més en zones no freqüentades per submarinistes, però amb altres activitats com la pesca, per a comparar el possibles efectes dels diferents usos: el Freu (ZPP), la Paieta (PN) i Cap Castell (PN).

D'altra banda, s'han realitzat mostrejos al Parc Natural de Cap de Creus per a continuar un seguiment d'aquestes espècies en aquesta zona i determinar també l'estat i evolució de les poblacions de briozous en aquesta zona.

Taula 2. Nombre d'immersions per boia i per any a la Reserva Natural Parcial de les Illes Medes. Es distingeixen les immersions fetes per centres i les immersions fetes per particulars.

Protecció	Lloc	Boia	2016			2017			
			Nº immer. centres	Nº immer. particulars	Total	Nº immer. centres	Nº immer. particulars	Total	
RNI	Medallot		0	0	0	0	0	0	
	Guix	C1	3.440	-	3.440	2.804	-	2.804	
	Salpatxot	C2, P1*	4.196	43	4.239	3.638	71	3.709	
	Pedra de Déu	C3 i P2	5.387	194	5.581	4.929	192	5.121	
	Pota del Llop	C4 i P3	2.038	51	2.089	2.237	28	2.265	
	Vaca	C5A*, C5B*, P4* i P5*	7.722	279	8.001	7.714	280	7.994	
	RNP	Cova de la Reina	C6	2.007	-	2.007	1.621	-	1.621
		Dofí	C7A*, C7B*, P6A*, P6B*	6.915	208	7.123	6.948	247	7.195
		Tascó Gran	C8 i P7	3.183	139	3.322	2.829	124	2.953
		Carall Bernat	C9 i P8	5.739	383	6.122	5.533	319	5.852
		Tascó Petit	C10	5.644	-	5.644	5.709	-	5.709
	Ferranelles	C11A, C11B i P9	9.675	278	9.953	9.744	274	10.018	
	Total		55.946	1575	57.521	53.706	1535	55.241	
ZPP	Freu		ND						
	Cap Castell		ND						
PN	Paieta		ND						
	Punta Salines		ND						

* No utilitzables de manera simultània, ** D'acord amb les especificacions de l'apartat 2.3 de l'Ordre AAM/112/2015, ND No determinat per l'Ordre AAM/112/2015.

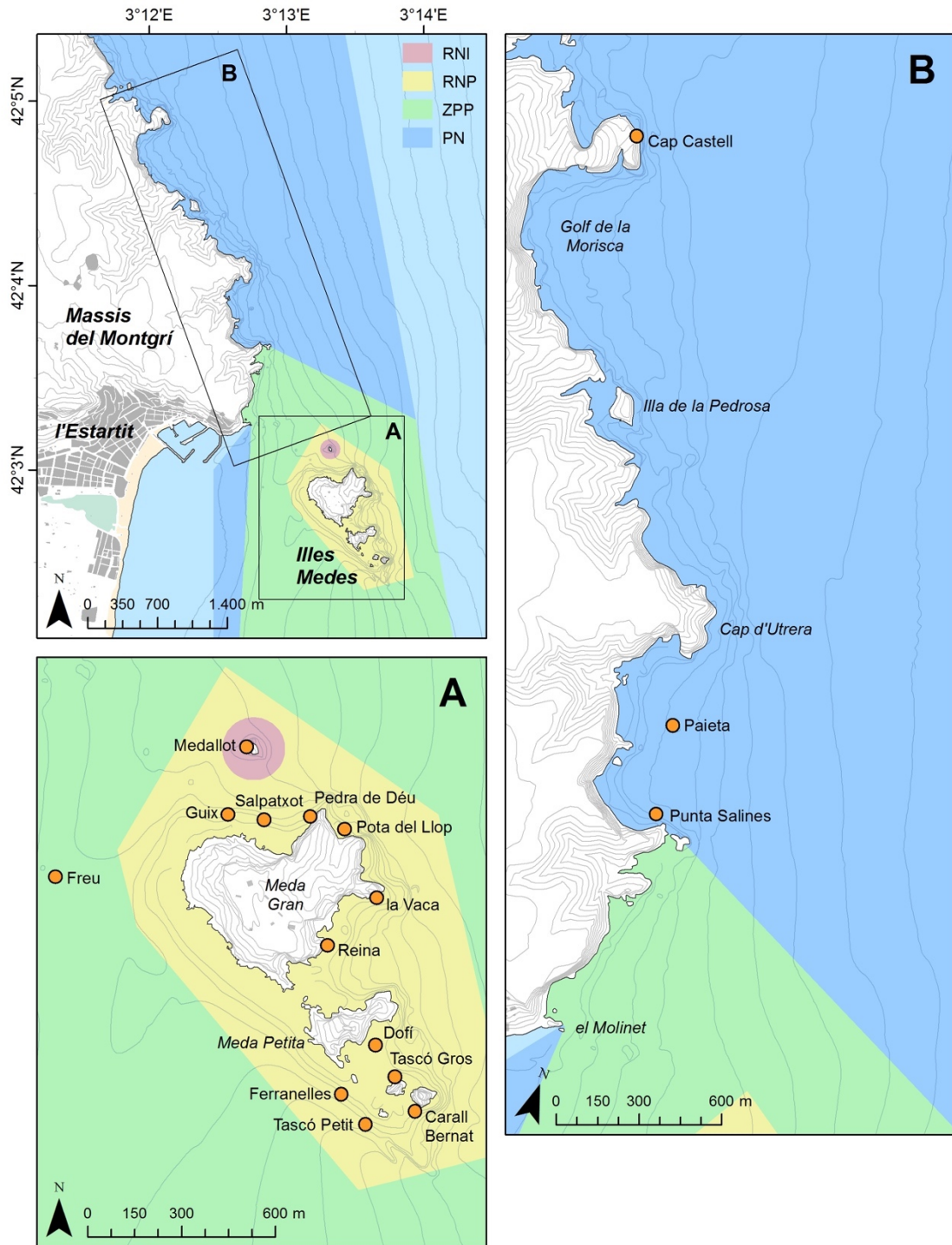


Figura 2. Mapa de les estacions de mostreig de biozous al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter de l'any 2017. Grau de protecció: Reserva Natural Integral (RNI), Reserva Natural Parcial (RNP), Zona Perifèrica de Protecció (ZPP) i Parc Natural (PN).

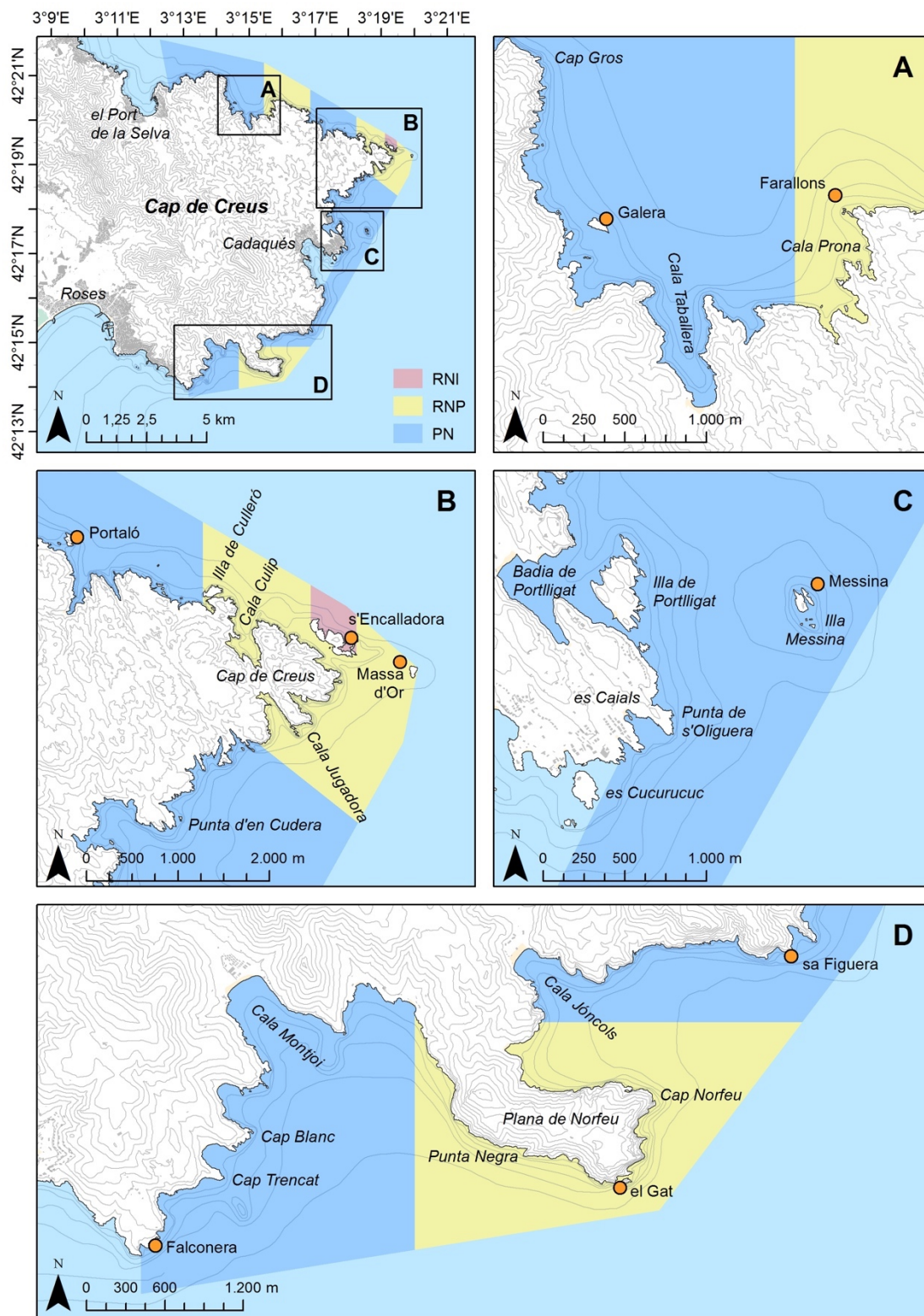


Figura 3. Mapa de les estacions de mostreig de briozous al Parc Natural de Cap de Creus de l'any 2017. Grau de protecció: Reserva Natural Integral (RNI), Reserva Natural Parcial (RNP) i Parc Natural (PN).

Metodologia d'estudi

Per a poder comparar cada estació al llarg dels anys, es varen monitoritzar transectes fixes amb la finalitat de mesurar l'abundància de les colònies de cada espècie exactament al mateix lloc, eliminant així l'error en les mesures degut a la variabilitat espacial en la distribució d'aquestes. Així doncs, l'any 2016 a cada estació es va marcar un transecte de 6 metres amb una cinta mètrica, on a cada metre es van instal·lar marques permanents amb cargols de plàstic fixats amb massilla epoxídica de dos components, que permet la re-localització de cada transecte. A més, es va dibuixar un mapa de cada transecte amb les coordenades, la fondària i la posició respecte als trets orogràfics més característics de la zona.

El transecte es recorria des de l'inici, posicionant cada mig metre un quadre de 50 x 100 cm fabricat amb tubs de PVC (dividit en dos quadres de 50x50 cm) col·locat perpendicularment a banda i banda de la cinta mètrica que marca el transecte, seguint la nomenclatura següent: quadres col·locats perpendicularment a l'esquerra (quadrats A i B), quadres col·locats perpendicularment a la dreta (quadrats C i D) de la cinta mètrica (vegeu Figura 4 i Figura 5). Aquesta metodologia permet referenciar la posició de cada quadre respecte la cinta mètrica, de forma que cada colònia de briozous queda espacialment referenciada i es pot identificar al llarg dels diferents anys de seguiment, permetent així determinar la seva supervivència, creixement o mortalitat.

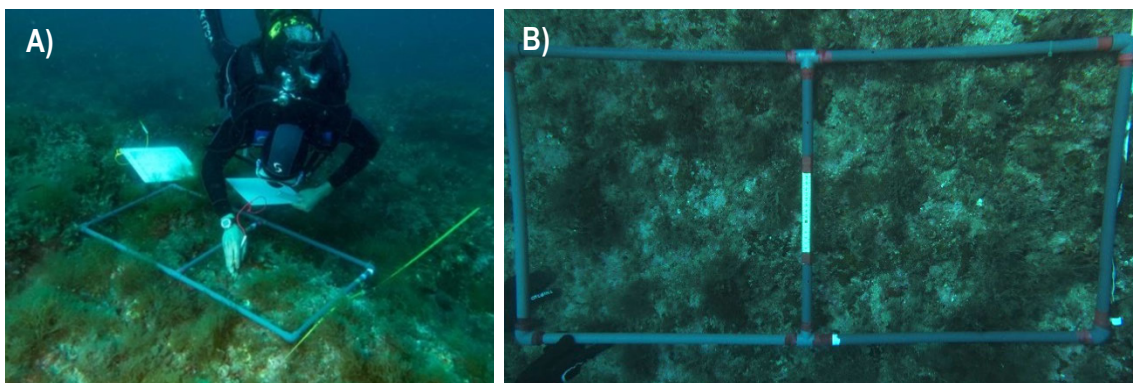


Figura 4. A) mostreig in situ realitzat mitjançant escafandre autònoma. B) fotografia d'un rectangle de PVC del transecte de Pota del Llop, col·locat al inici del transecte (s'observa el primer clau) a la banda esquerra del transecte (quadrats A i B respectivament).

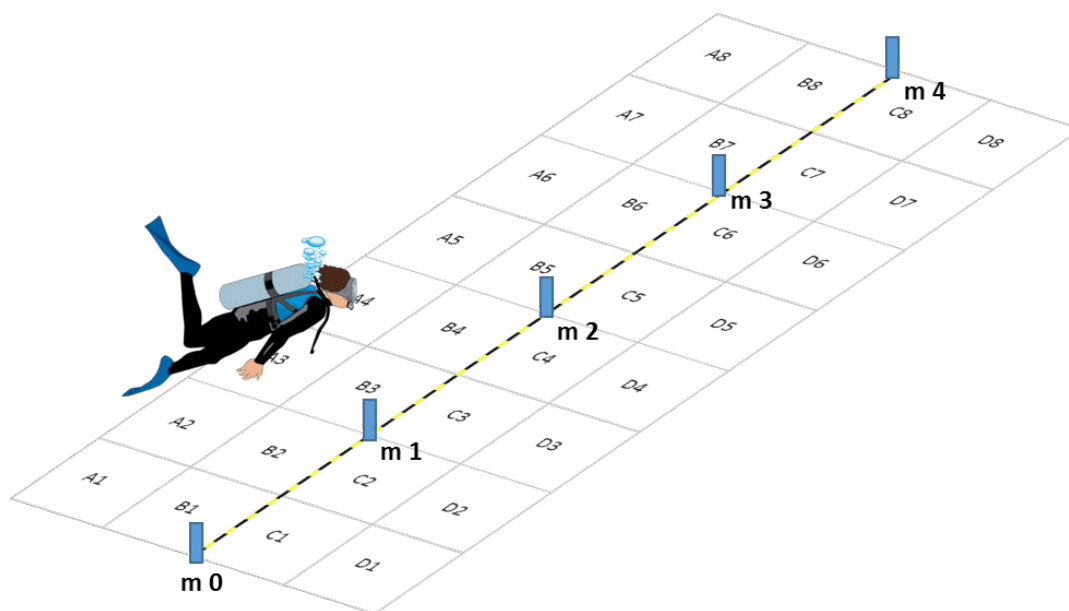


Figura 5. Esquema d'un transecte delimitat per marques fixes a cada metre, i units per una cinta mètrica que fa de referència per a delimitar una àrea de 2 m d'amplí i 6 m de llarg del transecte, i subdividida per quadrats de 50x50 cm.

Un cop referenciat el transecte, la presa de dades va consistir en dues parts. La primera va ser l'obtenció dels paràmetres i l'adquisició de fotografies de cada quadrat *in situ*. Posteriorment, es va realitzar la anàlisi de les fotografies i de totes les dades preses al camp.

En el mostreig *in situ* es van elaborar mapes de cada transecte (Figura 6), referenciant espacialment cada quadrat de 50x50 cm respecte la cinta mètrica per poder-lo comparar posteriorment amb les fotografies i entre els diferents mostreigs anuals. A cada un dels quadrats es van identificar i posicionar totes les colònies de *Pentapora fascialis* i *Myriapora truncata*. Per a cada quadrat, es va mesurar la densitat de cada espècie comptant el nombre de colònies presents, i també es va mesurar l'alçada màxima de cada colònia, així com el grau de mortalitat, anotant el percentatge de necrosi (teixit mort de la colònia) o epibiosi (part de la colònia morta i coberta d'altres organismes).

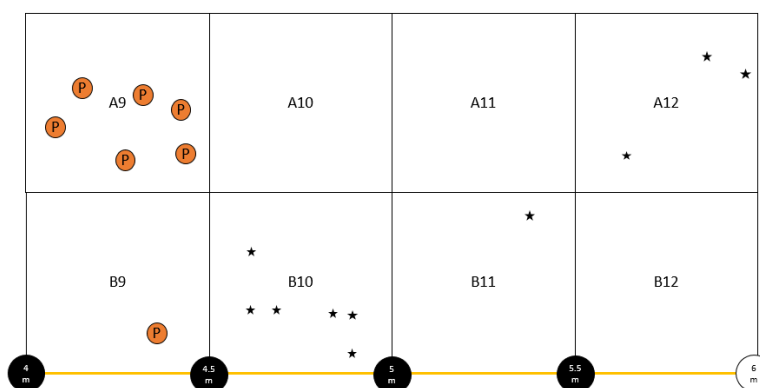


Figura 6. Exemple d'una part del mapa del transecte de Tascó Gros del mostreig del juliol del 2015.

Degut a que les colònies més exposades són les més fràgils als impactes causats pels submarinistes, es va determinar el grau d'exposició de cada colònia en un ordre decreixent seguint el criteri establert per Sala *et al.* (1996), excepte les colònies epífites sobre gorgònies blanques (*Eunicella singularis*), que degut a l'hàbitat estructural conferit per aquestes, i per la seva flexibilitat que els permet esmorteir els impactes, es varen considerar com una categoria independent. La classificació es va fer de la següent manera: 1) Epífit d'*Eunicella singularis*, 2) Sobre superfície convexa, 3) Sobre superfície plana, 4) Sobre superfície còncava, 5) Sota extraploms (Figura 7).

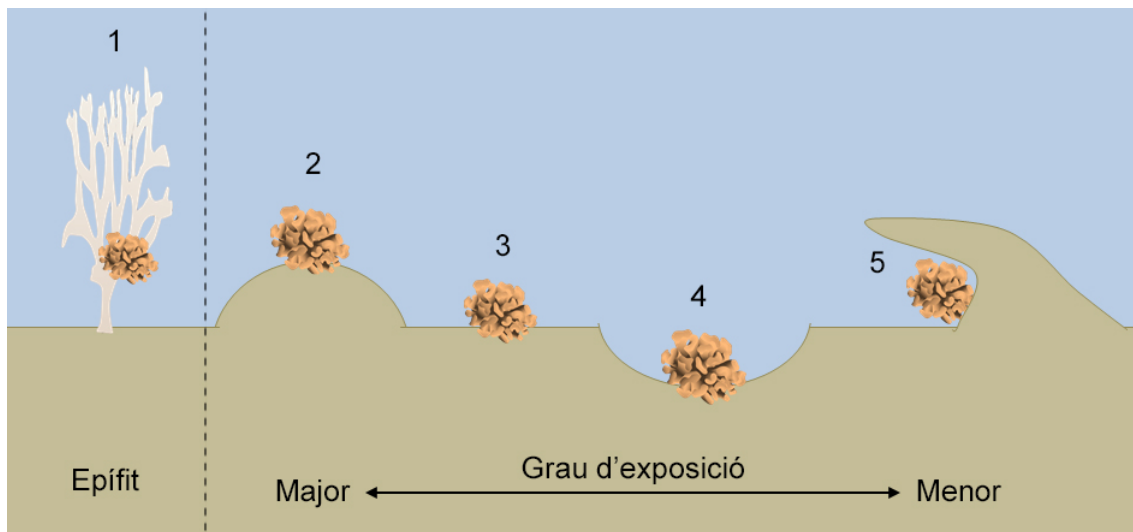


Figura 7. Classificació dels graus d'exposició utilitzats en aquest treball. 1) Epífit d'*Eunicella singularis*, 2) Sobre superfície convexa, 3) Sobre superfície plana, 4) Sobre superfície còncava, 5) Sota extraploms.

Per altra banda, es van realitzar fotografies de cada quadre (Figura 4.B) amb la càmera Canon PowerShot G7X. Es va registrar la posició de cada fotografia respecte el centre i l'origen de la cinta mètrica, per poder-les comparar posteriorment amb els mapes submarins elaborats in situ, i amb les fotografies dels anys anteriors.

Pel que fa al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i Baix Ter, es van mostrejar els mateixos transectes que el 2016 amb la finalitat de detectar possibles canvis en totes les variables estudiades. Gràcies a la metodologia descrita anteriorment, es va poder situar espacialment tota l'àrea de mostreig i es va identificar individualment cada colònia, repetint a cada mostreig les mateixes mesures, i obtenint així paràmetres demogràfics. D'aquesta manera, es podrà repetir el mostreig en un futur per estudiar l'evolució de les poblacions.

Amb la finalitat de tenir una perspectiva temporal més àmplia, hem analitzat les densitats de les poblacions d'ambdues espècies de briozous en les estacions que es varen començar a mostrejar l'octubre de 2014, i es varen continuar l'abril i octubre de 2015, juliol i octubre de 2016 i enguany. L'evolució de les poblacions a llarg termini ens permetrà interpretar de millor manera i dimensionar els canvis produïts entre aquest any i l'anterior.

En quant al Parc Natural de Cap de Creus, les estacions es varen seleccionar en funció dels hàbitats més favorables per aquestes espècies, intentant continuar sempre que va ser possible les estacions seleccionades al 2015. Es varen guardar els punts GPS de cadascuna de les estacions per tal de seguir les mateixes poblacions els següents anys de seguiment.

Anàlisi de dades

Tots els paràmetres es van analitzar diferenciant els dos períodes de mostreig (octubre del 2016 i octubre del 2017), a excepció de les densitats, on s'han afegit també els mostrejos del juliol del 2016 per determinar millor l'evolució d'aquest paràmetre. Per cada estació i període de temps, i per a cada espècie, es varen analitzar els següents descriptors: densitat, mida mitjana, estructura de talles, grau d'exposició. L'anàlisi de dades es va realitzar de la següent manera:

1. Anàlisi general

Per a cada espècie, es va comptabilitzar el nombre de colònies presents en cada quadre del transecte, i amb el valor de tots els quadres de cada transecte es va calcular el valor mig de la densitat en cada estació per cada període de mostreig. Per analitzar si hi havia diferències significatives entre la densitat entre els diferents períodes de mostreig al Montgrí es va realitzar un anàlisi no paramètric de Kruskal-Wallis (Kruskal i Wallis 1952). Com que a Cap de Creus només hi ha dades d'enguany, es van comparar les densitats entre les diferents estacions. Es va dur a terme un test ANOVA per veure si hi havia diferències, i un posterior test de HSD Tukey per veure entre quines estacions hi havia les diferències.

Per altra banda, es va calcular l'alçada mitjana de les colònies de cada estació per cada període de mostreig per a determinar si hi havia diferències significatives entre l'alçada mitjana de les colònies entre els dos anys a cada localitat mitjançant un anàlisi no paramètric Kruskal-Wallis (Kruskal i Wallis 1952).

2. Estructura de les poblacions

Per cada estació i espècie, es va estudiar:

- **Estructura de talles.** Es va analitzar l'estructura de talles obtinguda a partir de l'alçada de les colònies, agrupades en classes de talla de 1,5 centímetres per *P. fascialis* i 1 centímetre per *M. truncata*.
- **Grau d'exposició.** Es va analitzar la distribució de colònies en cada nivell d'exposició per a determinar l'efecte de la protecció en la supervivència.

Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter
Anàlisi general
a) Pentapora fascialis

En general, la densitat de *P. fascialis* va ser molt baixa en totes les estacions, amb valors molt similars als de l'octubre del 2016 (Figura 8, Taula 3). Entre els mostrejos de juliol i octubre del 2016, abans i després de la temporada turística de busseig, la densitat de colònies de briozous va disminuir en totes les estacions, presentant diferències significatives en les estacions de Pota del Llop ($\chi^2=11,60$, $p<0,001$), la Vaca ($\chi^2=6,11$, $p=0,01$) i Tascó Gros ($\chi^2=11,23$, $p<0,001$) (Taula A2). Un any després, la densitat d'aquesta espècie ha seguit aquesta tendència a la baixa. Únicament a l'estació de Tascó Gros les diferències han estat estadísticament significatives ($\chi^2=8,16$, $p=0,004$), tot i que es pot observar també un petit augment de la densitat de colònies a les estacions de Pedra de Déu i Tascó Petit que no és significatiu probablement pel baix nombre de colònies (Taula A2). Degut a que enguany els transectes de les estacions de Ferranelles, Punta Salines i la Reina són diferents als del 2016, les densitats de colònies de briozous no es poden comparar respecte l'any anterior. No obstant, es pot observar que les densitats segueixen essent molt baixes (Figura 8).

Les estacions noves en les zones no freqüentades per submarinistes del Freu i Cap Castell varen mostrar densitats molt elevades, tot i que a la Paieta les densitats varen mostrar valors molt baixos (Figura 8).

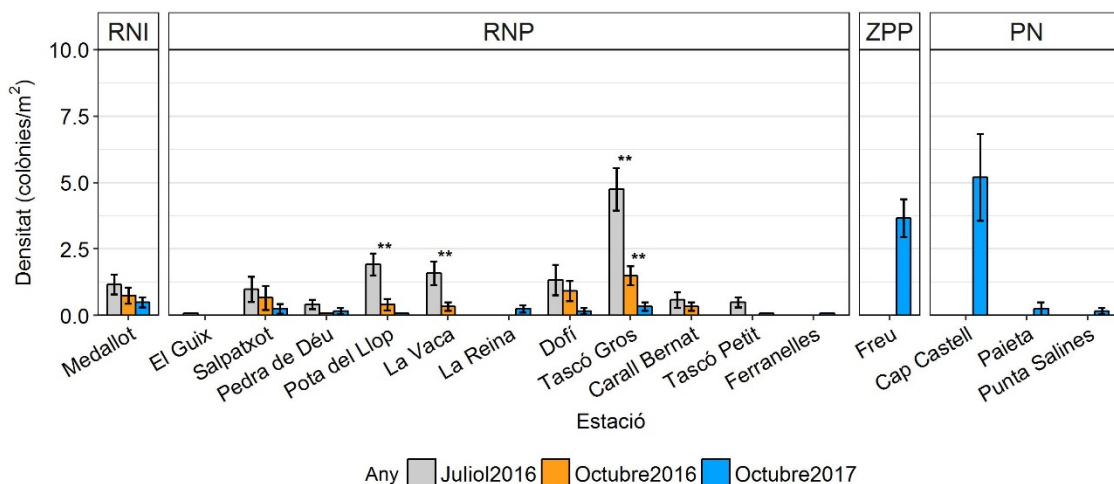


Figura 8. Densitat mitjana (nombre de colònies/m²) de *Pentapora fascialis* en les diferents estacions, diferenciant els dos períodes de mostreig (2016 i 2017). Els asteriscs a les estacions indiquen diferències estadísticament significatives entre les densitats de períodes consecutius. Les barres d'error corresponen a l'error estàndard.

L'alçada mitjana de les colònies de *P. fascialis* no mostra un patró clar en els dos anys de mostreig. Deixant de banda les estacions que no es poden comparar perquè són transectes diferents, no s'observen diferències significatives entre les alçades de *P. fascialis* entre els anys 2016 i 2017 en cap de les estacions (Figura 9, Taula A4). S'ha de tenir en compte que les estacions dins RNP i RNI hi ha entre 1 i 6 colònies com a màxim, pel que qualsevol anàlisi respecte a la seva talla i situació no es pot considerar significatiu donat la baixa mida mostral.

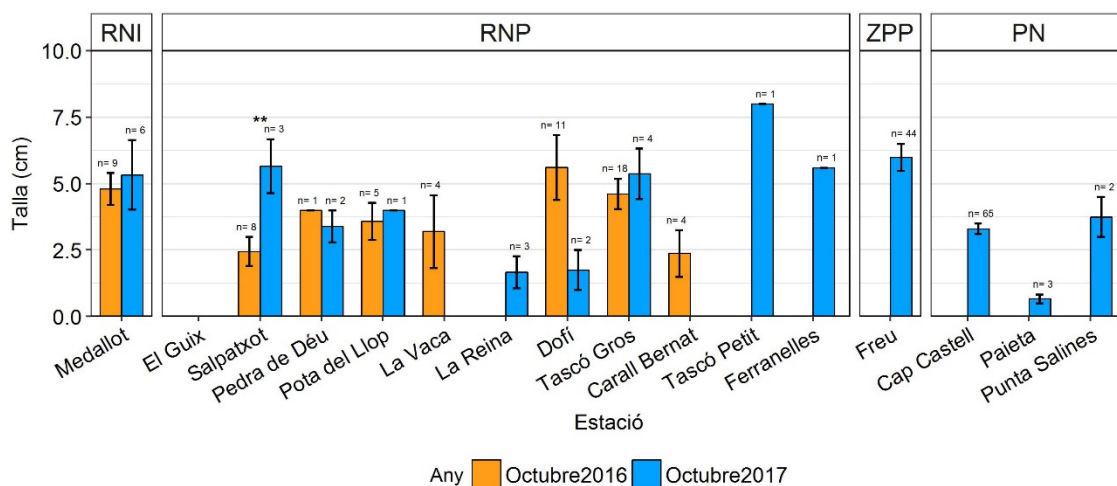


Figura 9. Alçada mitjana (cm) de *P. fascialis* en les diferents estacions, diferenciant els períodes de mostreig (juliol del 2016, octubre del 2016 i octubre del 2017). Els asteriscs a les estacions indiquen diferències estadísticament significatives entre les alçades del 2016 i el 2017. Es mostra sobre cada barra el nombre (n) de colònies comptades a cada estació.

L'estructura de talles de *P. fascialis* l'any 2017 varia molt en totes les estacions, de manera que no segueix un patró clar (Figura 10). S'observa que l'any anterior, sobretot en el mostreig del juliol, l'estructura de talles era força més definida, però degut a la desaparició de gran part de les colònies, aquesta estructura ha quedat inexistent. Actualment, Cap Castell i Freu són les dues estacions amb densitats suficients com perquè es pugui analitzar adequadament l'estructura de talles. Veiem que en el primer cas hi ha un elevat percentatge de colònies petites (1,5-3 cm), i en el segon que el nombre de colònies de cada talla està més aviat repartit (presentant una mica més de densitat la talla 1,5-3 cm). S'observa també com en la majoria d'estacions on es tenen dades de l'any anterior, les colònies més grans desapareixen i les que resten són més aviat petites; un exemple n'és l'estació del Dofí, on anteriorment hi havia hagut colònies de *P. fascialis* més grans de 9 cm i actualment les més grans que s'hi troben són d'entre 1,5 i 3 cm. Per contraposició, en les estacions de Medallot i Salpatxot sí que trobem colònies de més de 7,5 cm i que part de les més petites han disminuït, cosa que ens faria pensar que han crescut (Figura 10) L'estructura de talles de *P. fascialis* de la resta d'estacions no s'ha mostrat degut al baix nombre de colònies.

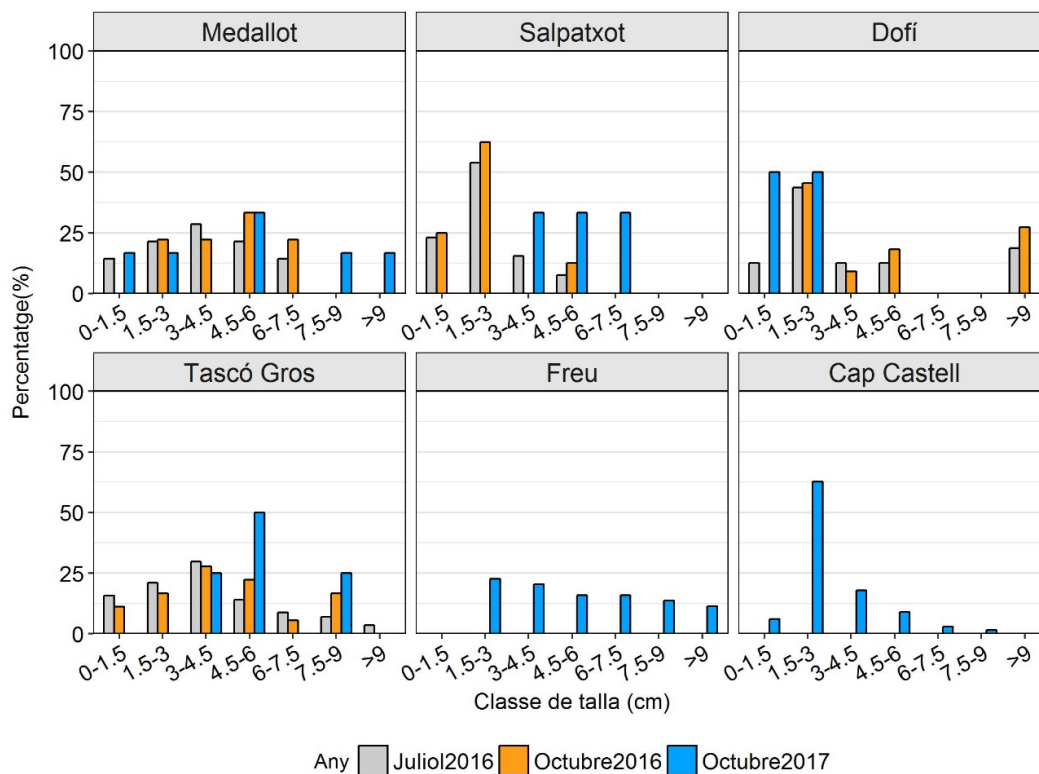


Figura 10. Estructura de talles de les colònies de *P. fascialis* en les diferents estacions del Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i Baix Ter.

Pel que fa al grau d'exposició de *P. fascialis* al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter a l'any 2017, en la majoria d'estacions veiem que la majoria de colònies censades són epífites de gorgònia blanca (*Eunicella singularis*); tot i que a les estacions de Pota del Llop, Tascó Petit i Ferranelles només hi ha una colònia en tot el transecte. En les estacions de Salpatxot i Pedra de Déu no hi trobem cap colònia epífita, sinó que es troben sobre superfícies còncaves i en extraploms. En les estacions de La Reina i Cap Castell hi trobem algunes colònies exposades, en posició convexa. La posició Pla la trobem predominant en les estacions menys freqüentades del Freu, Cap Castell i Paieta, i en menys proporció al Medallot (Figura 11).

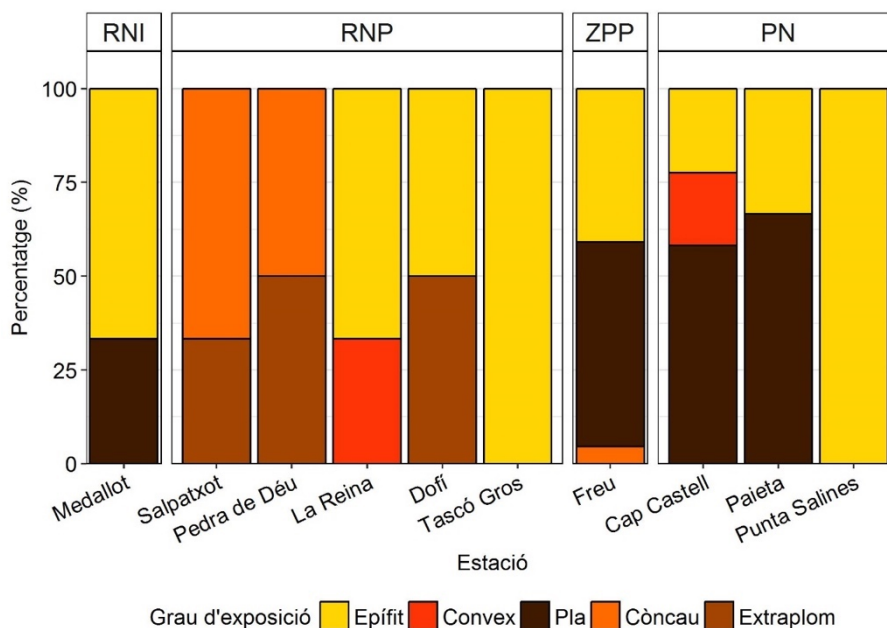


Figura 11: Percentatge de colònies de *P. fascialis* que es troben en cada grau d'exposició, en cadascuna de les estacions del Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i Baix Ter.

b) *Myriapora truncata*

En la majoria d'estacions estudiades, les densitats de *M. truncata* són també molt baixes (Figura 12, Taula 3), i tot i que es pot observar una petita disminució de la densitat de colònies entre octubre de 2016 i octubre de 2017, en cap cas existeixen diferències significatives (Taula A1). Per altra banda, en les estacions establertes aquest any, s'observa com el Freu no presenta cap colònia de *M. truncata*, però en canvi Paieta i Cap Castell tenen les densitats més elevades observades d'aquesta espècie al PNMIMBT (Figura 12).

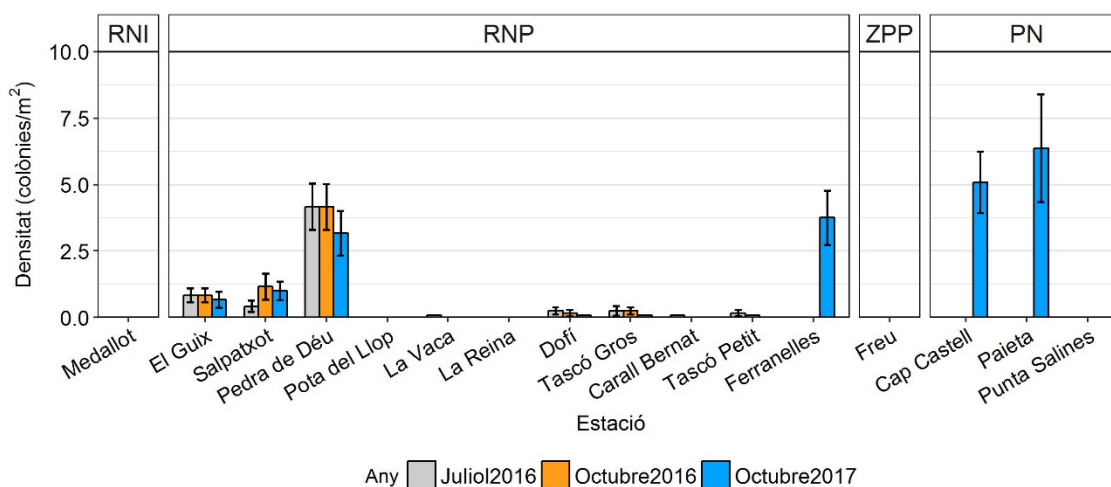


Figura 12. Densitat mitjana (nombre de colònies/m²) de *Myriapora truncata* en les diferents estacions, diferenciant els períodes de mostreig (juliol del 2016, octubre del 2016 i octubre del 2017).

L'alçada mitjana de les colònies de *M. truncata* no presenta un patró clar, donat que hi ha estacions en les quals aquesta augmenta i en altres disminueix, tal com passa amb *P. fascialis*, perquè hi ha moltes estacions amb només 1 o 2 colònies (Figura 13, Taula 3).

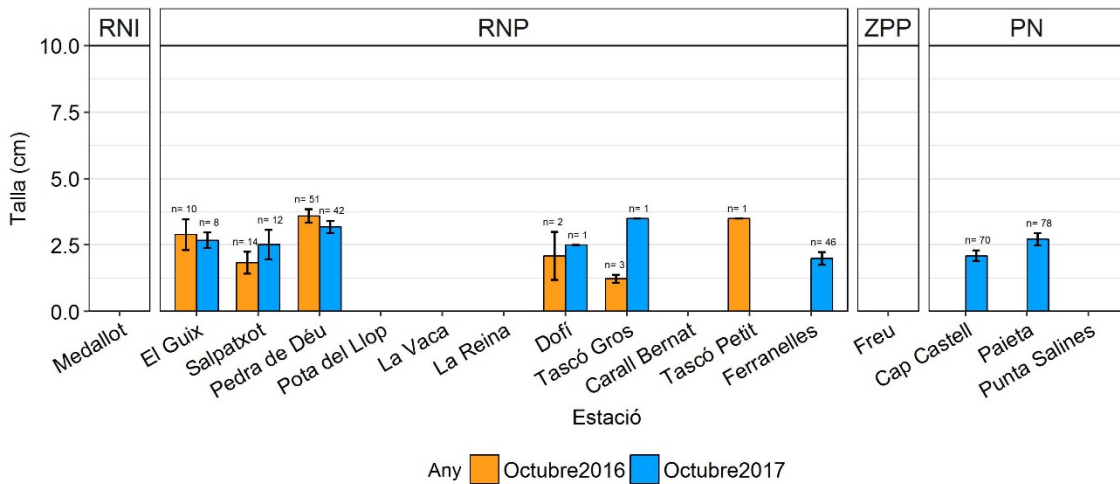


Figura 13. Alçada mitjana (cm) de *Myriapora truncata* en les diferents estacions, diferenciant els períodes de mostreig (2016 i 2017). Es mostra sobre cada barra el nombre (n) de colònies comptades a cada estació.

De la mateixa forma que s'observa amb *P. fascialis*, l'estructura de talles de *M. truncata* l'any 2017 no es pot analitzar adequadament degut al baix nombre de colònies en la majoria d'estacions, excepte a les que es mencionen a continuació. A la Pedra de Déu es pot observar una estructura de talles en forma de campana, on són més abundants les colònies de 2-3 cm, a Ferranelles i Cap Castell apareix un pic de colònies petites (0-1 cm), i a la Paieta el pic el trobem a colònies d'entre 1 i 2 cm (Figura 14). D'altra banda, a l'estació del Guix es pot observar la desaparició de les colònies grans respecte l'any anterior i s'observa que enguany la mida més gran és d'entre 3 i 4 cm. En el cas de Salpatxot sí que hi ha un augment de colònies més grans d'entre 5 i 6 cm, així com una disminució del nombre de colònies de mida més petita (0-1 cm). La resta d'estacions no s'han mostrat degut al baix nombre de colònies.

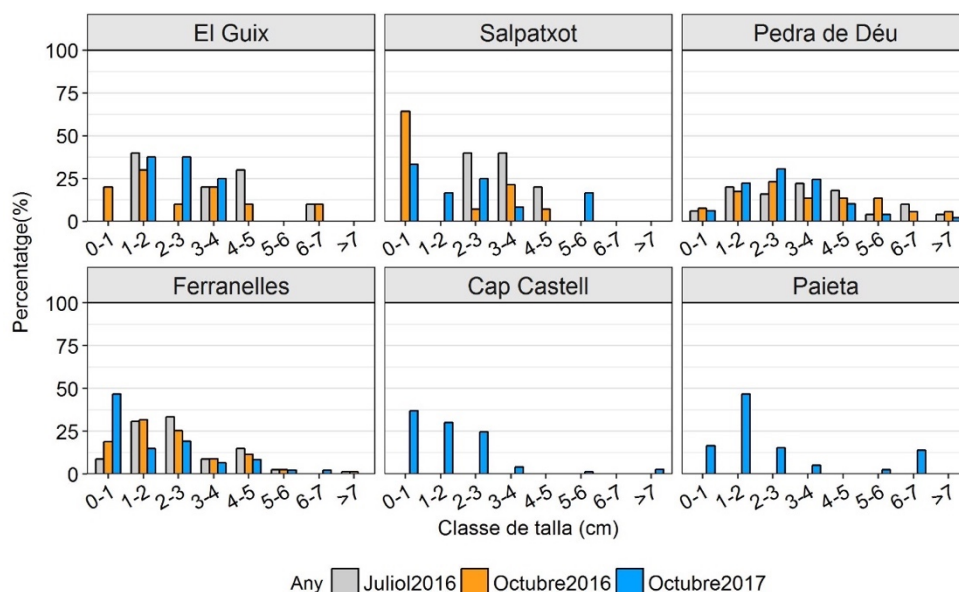


Figura 14. Estructura de talles de les colònies de *M. truncata* en les diferents estacions del Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i Baix Ter.

Pel que fa al grau d'exposició de les colònies de *M. truncata* al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i Baix Ter, es pot observar que la majoria de colònies estan en extraploms en totes les estacions. En el cas de Dofí i Tascó Gros només es va trobar una colònia en cada estació, la primera de la qual es trobava sobre superfície plana i la segona en extraplom. Pel que fa a les estacions menys freqüentades, a la Paieta, estació amb un nombre més elevat de colònies, aquestes es troben majoritàriament sobre superfícies planes, i menys freqüentment sobre superfícies convexes i epífites de gorgònia. A cap Castell, on hi ha també un elevat nombre de colònies de *M. truncata*, aquestes estan distribuïdes en tots els graus d'exposició, predominant les assentades en zones planes i còncaues. (Figura 15).

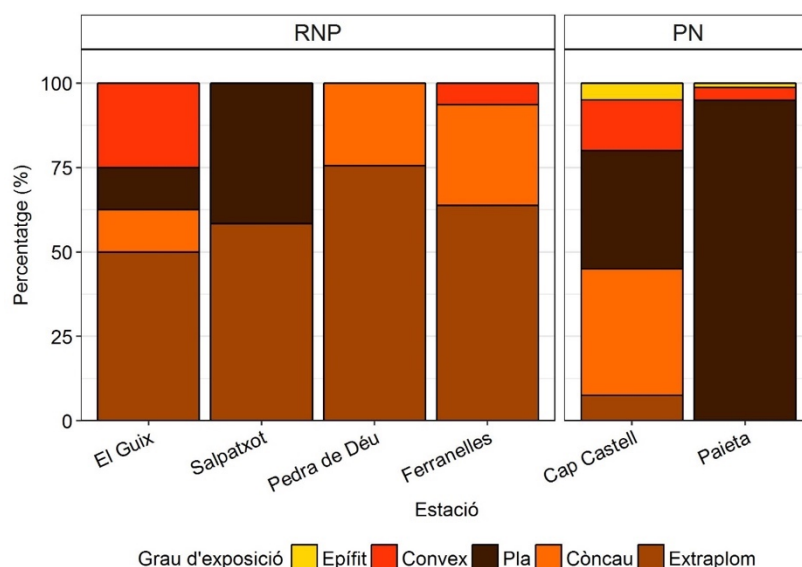


Figura 15. Percentatge de colònies de *M. truncata* que es troben en cada grau d'exposició, en cadascuna de les estacions del Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i Baix Ter.

Taula 3. Resultats per a cada espècie i estació dels paràmetres mesurats en aquest estudi, en el Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i Baix Ter, abans i després de l'estiu (juliol i octubre) del 2016, i a l'octubre del 2017. Es dona la mitjana \pm l'error estàndard.

Espècie	Localitat	Densitat (Colònies/m ²)			Alçada (cm)		
		Juliol 2016	Octubre 2016	Octubre 2017	Juliol 2016	Octubre 2016	Octubre 2017
<i>P. fascialis</i>	Medallot	1,16 \pm 0,37	0,75 \pm 0,31	0,50 \pm 0,19	3,97 \pm 0,49	4,8 \pm 0,60	5,33 \pm 1,30
	Guix	0,08 \pm 0,08			2,50		
	Salpatxot	0,98 \pm 0,47	0,67 \pm 0,45	0,25 \pm 0,18	2,54 \pm 0,38	2,45 \pm 0,55	5,67 \pm 1,01
	Pedra de Déu	0,42 \pm 0,17	0,08 \pm 0,08	0,16 \pm 0,12	3,40 \pm 0,93	4	3,4 \pm 0,60
	Pota del Llop	1,91 \pm 0,41	0,41 \pm 0,21	0,08 \pm 0,08	4,99 \pm 0,53	3,58 \pm 0,69	4
	Vaca	1,58 \pm 0,44	0,33 \pm 0,16		4,21 \pm 0,81	3,20 \pm 1,37	
	Reina			0,25 \pm 0,14			1,67 \pm 0,60
	Dofí	1,33 \pm 0,57	0,92 \pm 0,38	0,16 \pm 0,11	4,53 \pm 0,94	5,61 \pm 1,22	1,75 \pm 0,75
	Tascó Gran	4,75 \pm 0,79	1,50 \pm 0,35	0,33 \pm 0,16	4,14 \pm 0,32	4,62 \pm 0,58	5,37 \pm 0,94
	Carall	0,58 \pm 0,29	0,33 \pm 0,16		3,31 \pm 0,46	2,37 \pm 0,87	
	Tascó Petit	0,50 \pm 0,19		0,08 \pm 0,08	3,38 \pm 0,99		8
	Ferranelles			0,08 \pm 0,08			5,60
	Freu			3,66 \pm 0,71			5,99 \pm 0,51
	Cap Castell			5,20 \pm 1,63			3,30 \pm 0,19
	Paieta			0,25 \pm 0,25			0,67 \pm 0,17
	Punta Salines			0,16 \pm 0,11			3,75 \pm 0,75
	<i>M. truncata</i>	Medallot					
Guix		0,83 \pm 0,26	0,83 \pm 0,26	0,67 \pm 0,29	3,54 \pm 0,53	2,90 \pm 0,58	2,69 \pm 0,29
Salpatxot		0,42 \pm 0,21	1,17 \pm 0,49	1 \pm 0,34	3,46 \pm 0,46	1,84 \pm 0,41	2,52 \pm 0,55
Pedra de Déu		4,17 \pm 0,87	4,16 \pm 0,86	3,17 \pm 0,84	3,73 \pm 0,28	3,60 \pm 0,25	3,19 \pm 0,23
Pota del Llop							
Vaca		0,08 \pm 0,08			1,20		
Reina							
Dofí		0,25 \pm 0,14	0,17 \pm 0,12	0,08 \pm 0,08	4,23 \pm 2,88	2,10 \pm 0,90	2,50
Tascó Gran		0,24 \pm 0,18	0,25 \pm 0,14	0,08 \pm 0,08	2,07 \pm 0,82	1,23 \pm 0,15	3,50
Carall		0,08 \pm 0,08			1,40		
Tascó Petit		0,17 \pm 0,12	0,08 \pm 0,08		2,25 \pm 1,25	3,50	
Ferranelles				3,75 \pm 1,02	2,77 \pm 0,14		2 \pm 0,23
Freu							
Cap Castell				5,09 \pm 1,15			2,10 \pm 0,20
Paieta				6,37 \pm 2,03			2,72 \pm 0,23
Punta Salines							

Seguiment temporal a llarg termini:

En l'anàlisi de l'evolució a llarg termini de les poblacions de briozous, es pot observar que en les estacions de control sense submarinistes (Medallot i Cap Castell) hi ha hagut una certa disminució de les densitats, però mantenint sempre uns valors relativament elevats (Figura 16). L'estació del Medallot, la densitat de les poblacions de *P. fascialis* mostra una davallada continuada des de 2014, amb una certa variació estacional, que ha arribat a valors mínims el 2017, mentre que les baixes densitats de *M. truncata*, no permeten observar cap tendència. Les densitats d'ambdues espècies a l'estació de Cap Castell és la que es manté més estable, amb valors intermedis per a *P. fascialis* respecte als censos anteriors de 2014 i 2015 (en aquesta estació no es varen fer censos el 2016), mentre que *M. truncata* el 2017 assoleix els valors mínims, però sempre dins un rang de valors molt superior a la resta d'estacions.

La resta d'estacions, que es troben en zones freqüentades, mostren, amb certes oscil·lacions, una davallada clara i constant en les densitats d'ambdues espècies, fins arribar a valors pràcticament nuls.

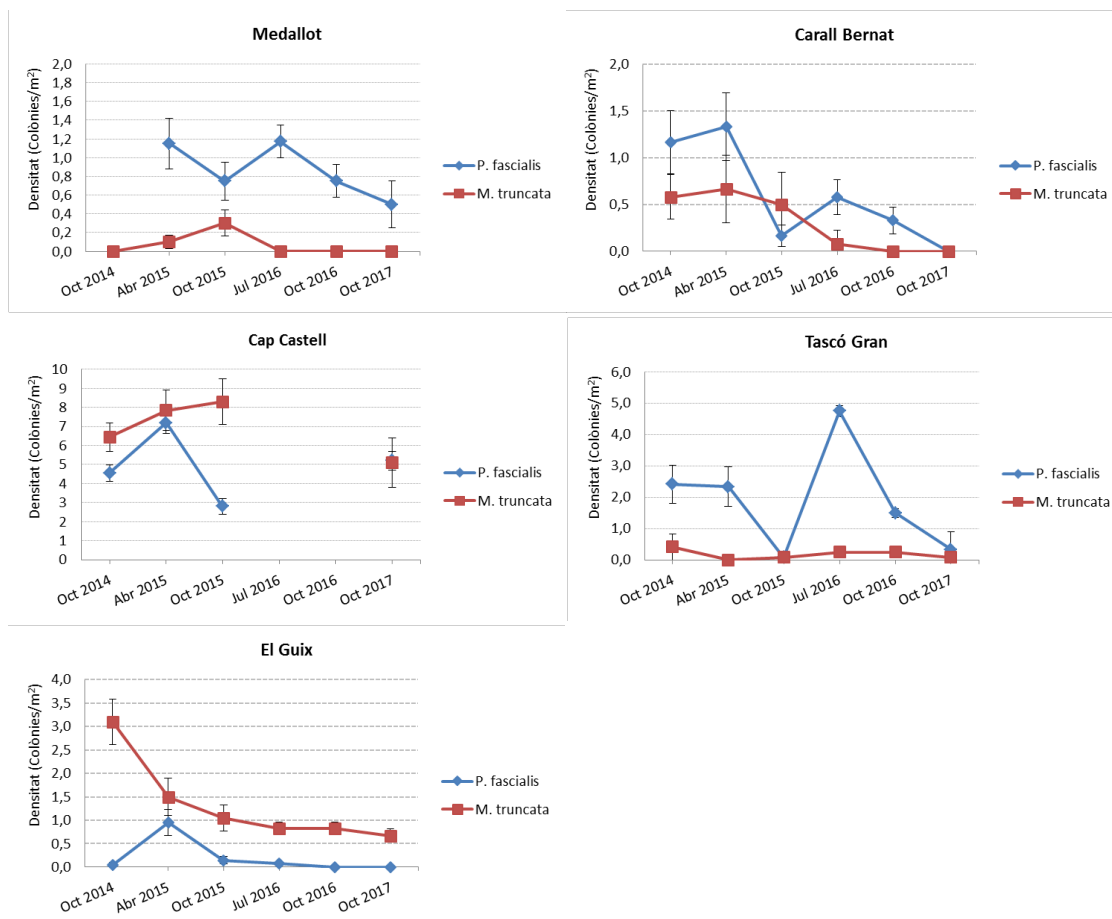


Figura 16. Evolució temporal de les densitats (nombre de colònies/m²) de *Pentapora fascialis* i *Myriapora truncata* a les estacions monitoritzades al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter des de l'any 2014. Les barres d'error corresponen a l'error estàndard.

Parc Natural de Cap de Creus

a) *Pentapora fascialis*

La densitat de colònies de *P. fascialis* a Cap de Creus va ser molt baixa, ja que en pràcticament cap estació es van trobar colònies, i en les estacions on se'n van observar les densitats eren molt baixes (Figura 17, Taula 4).

Degut a les baixes densitats de *P. fascialis* observades, no s'ha pogut fer cap anàlisi.

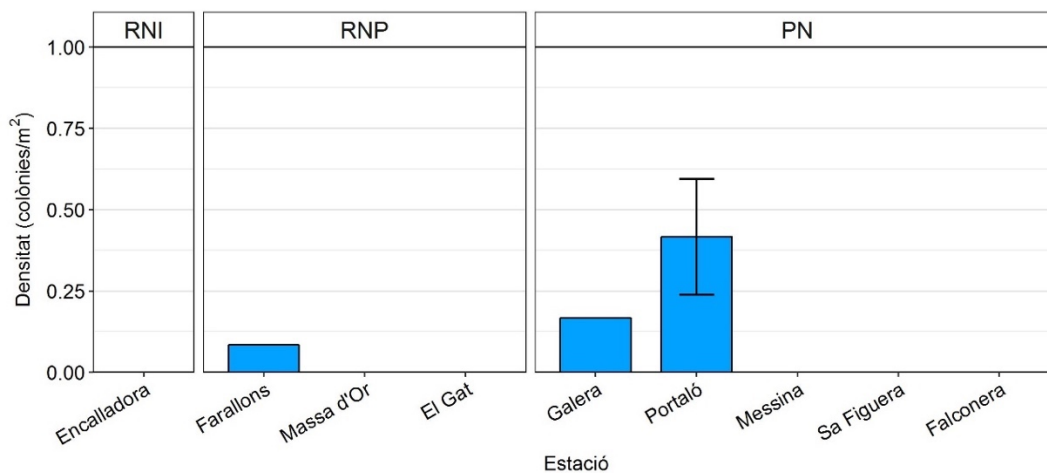


Figura 17. Densitat mitjana (nombre de colònies/m²) de *P. fascialis* en les diferents estacions del Parc Natural de Cap de Creus. Les lletres sobre les barres indiquen diferències estadísticament significatives entre les densitats de les estacions. Les barres d'error corresponen a l'error estàndard.

b) *Myriapora truncata*

Les densitats de colònies de *Myriapora truncata* al Parc Natural de Cap de Creus van ser molt variables segons l'estació mostrejada. S'observa que, en general, les estacions que presenten unes densitats més elevades de colònies es troben dins el grau de protecció de Parc Natural (PN). N'és un exemple la Messina, l'estació amb la major densitat observada (35,27 colònies/m²) i Galera (21,33 colònies/m²). Aquesta xifra contrasta amb la de la Massa d'Or, estació en la qual no es va trobar cap colònia en tot el transecte, o amb Farallons (RNP) o Falconera (PN), amb tan sols 0,58 colònies/m² cadascuna. Per altra banda, l'estació de l'Encalladora, que es troba dins el grau de protecció de Reserva Natural Integral (RNI), presenta una densitat de 3,02 colònies/m², força baixa en comparació amb altres estacions. D'altra banda trobem tres estacions que presenten valors intermedis: El Gat (8,17 colònies/m²) i Portaló (15,33 colònies/m²) (Figura 18, Taula 4).

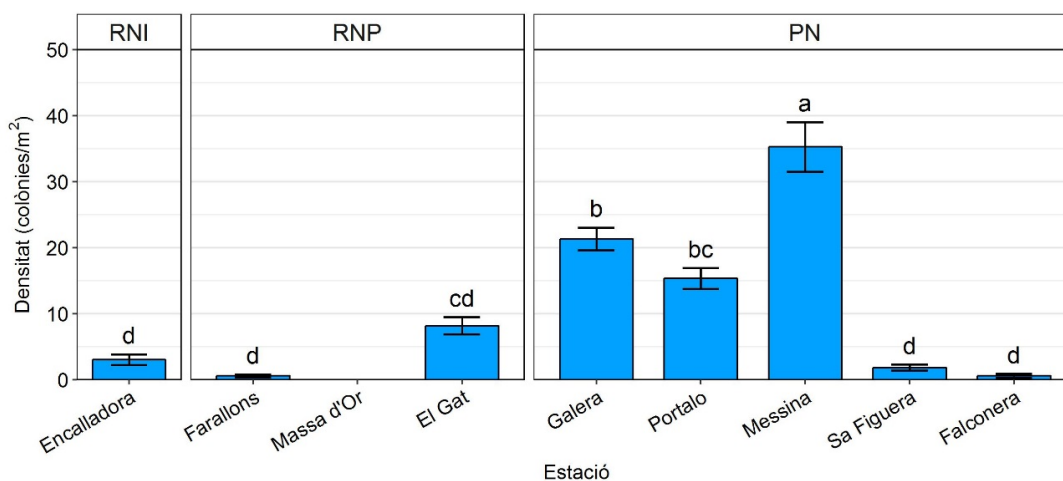


Figura 18. Densitat mitjana (nombre de colònies/m²) de *M. truncata* en les diferents estacions del Parc Natural de Cap de Creus. Les lletres sobre les barres indiquen diferències estadísticament significatives entre les densitats de les estacions. Les barres d'error corresponen a l'error estàndard. Les lletres indiquen les diferències significatives entre les diferents estacions, amb un p-valor < 0,05.

Pel que fa a l'alçada de *M. truncata*, es pot observar com, en general, les colònies tenen mides força petites, de entre 1 i 2 cm. Veiem que a l'estació de Farallons l'alçada mitjana arriba quasi al valor de 3,5 cm, però probablement degut al baix nombre de colònies comptabilitzades (només 7) (Figura 19, Taula 4).

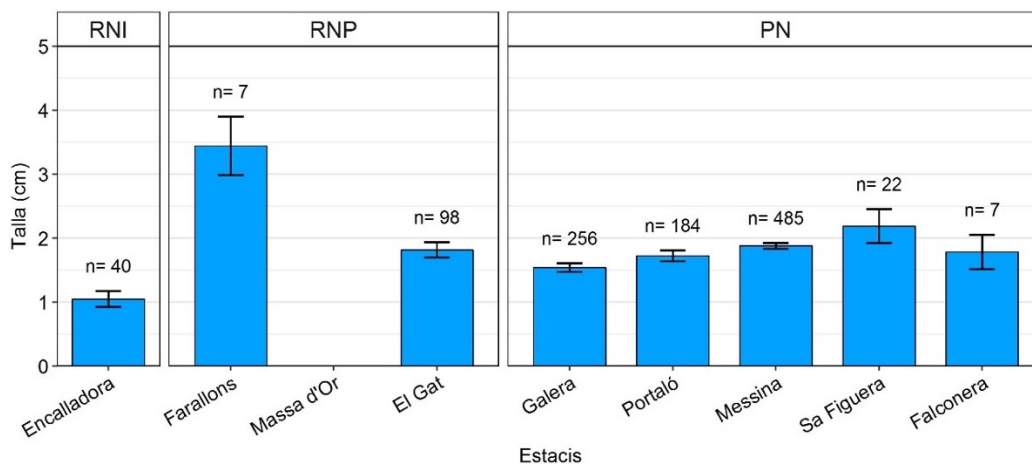


Figura 19. Alçada mitjana (cm) de *M. truncata* en les diferents estacions del Parc Natural de Cap de Creus. Es mostra sobre cada barra el nombre (n) de colònies comptades a cada estació.

Pel que fa a l'estructura de talles de les poblacions de *M. truncata*, podem observar com en quasi totes les estacions dominen les talles petites entre 0 i 1 cm i 1 i 2 cm, el que correspon als reclutes i colònies petites. Farallons es la única estació que mostra una estructura de talles amb un major percentatge de colònies de la mida entre 4 i 5 cm, i cap d'entre 0 i 1 cm (Figura 20).

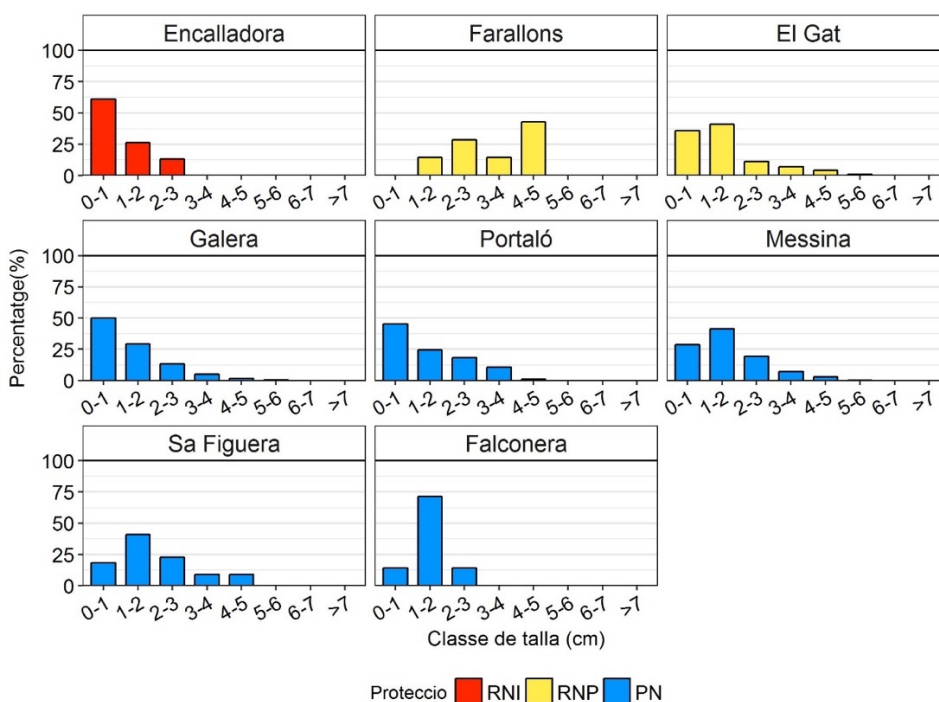


Figura 20. Estructura de talles de les colònies de *M. truncata* en les diferents estacions del Parc Natural de Cap de Creus.

En quasi bé totes les estacions la majoria de colònies es troben sobre superfícies planes, excepte el Gat i Farallons, on la majoria de colònies es troben en superfícies còncaues on les colònies es troben més aviat protegides. Només s'ha observat colònies epífites, i en un percentatge insignificant (0,54%), a l'estació de Portaló (Figura 21).

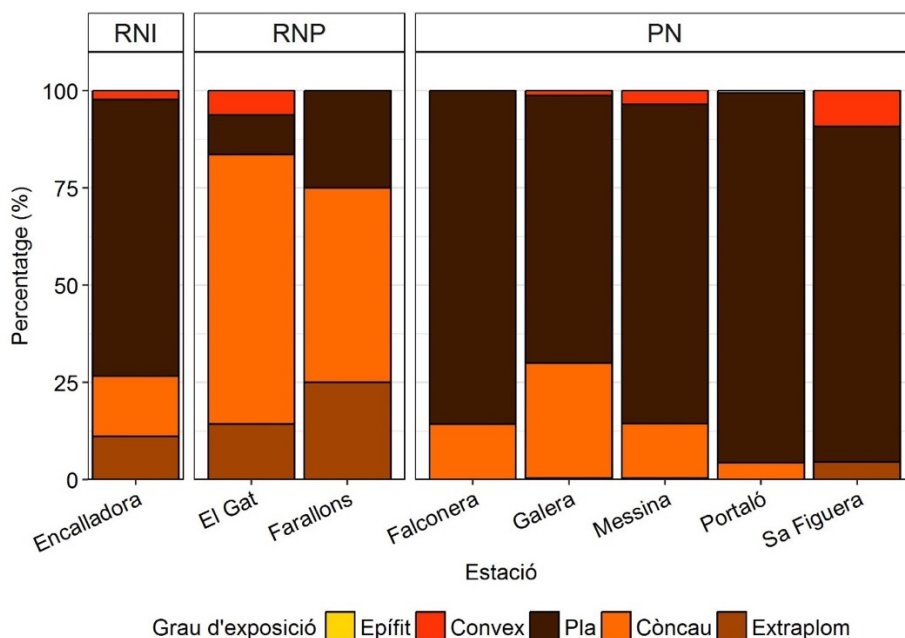


Figura 21. Percentatge de colònies de *M. truncata* que es troben en cada grau d'exposició, en cadascuna de les estacions del Parc Natural de Cap de Creus.

Taula 4. Resultats per a cada espècie i estació dels paràmetres mesurats en aquest estudi en el Parc Natural de Cap de Creus l'any 2017. Es dona la mitjana \pm l'error estàndard.

Espècie	Localitat	Densitat (colònies/m ²)	Alçada (cm)
<i>P. fascialis</i>	Encalladora		
	Farallons	0,08 \pm 0,08	4,50
	Massa d'Or		
	El Gat		
	Galera	0,17 \pm 0,17	3,75 \pm 0,75
	Portaló	0,42 \pm 0,18	3,30 \pm 0,20
	Messina		
	Sa Figuera		
	Falconera		
	Encalladora	3,02 \pm 0,80	1,05 \pm 0,13
<i>M. truncata</i>	Farallons	0,58 \pm 0,20	3,44 \pm 0,46
	Massa d'Or		
	El Gat	8,17 \pm 1,31	1,82 \pm 0,12
	Galera	21,33 \pm 1,73	1,54 \pm 0,07
	Portaló	15,33 \pm 1,58	1,72 \pm 0,08
	Messina	35,27 \pm 3,75	1,88 \pm 0,05
	Sa Figuera	1,83 \pm 0,44	2,19 \pm 0,26
Falconera	0,58 \pm 0,29	1,78 \pm 0,27	

Discussió

Els resultats d'enguany del seguiment de les poblacions dels briozous *Pentapora fascialis* i *Myriapora truncata* han mostrat diferències notables entre el Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i Baix Ter, i el Parc Natural de Cap de Creus, en tots els nivells: densitat de colònies d'ambdues espècies, les estructures de talles de les seves poblacions i el grau d'exposició en el que es troben.

Al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter, les densitats de briozous han variat notablement entre estacions, observant-se un patró clar en el que en totes les estacions on hi ha una major freqüentació de submarinistes l'abundància de colònies de les poblacions de briozous són molt baixes, mentre que a les estacions de control de zones poc freqüentades les densitats són un ordre de magnitud superior.

A més, les colònies de *P. fascialis* de les zones més freqüentades per submarinistes a les illes Medes es troben majoritàriament en posicions epífites d'*Eunicella singularis*, una posició que permet resistir millor els impactes degut a la seva flexibilitat de les gorgònies que els permet esmorteir impactes. Pel que fa a *M. truncata*, la major part de les colònies en les zones freqüentades es troben en extraploms, la més protegida de totes les categories, mentre que a les zones no freqüentades la proporció de colònies exposades es major.

Respecte a l'estructura de talles, tot i que és difícil fer un anàlisi en detall dels patrons observats degut al baix nombre de colònies en les dues espècies, sembla que hi ha una pèrdua general de les talles més grans, fet que indicaria un efecte erosiu per part dels submarinistes.

Aquest patró general mostra que a les zones freqüentades per submarinistes han desaparegut un major nombre de colònies, concretament les més grans i més exposades al contacte, evidenciant l'efecte erosiu dels submarinistes a les zones més visitades.

No obstant, l'efecte dels submarinistes probablement no ha estat la única causa de mortalitat de les colònies de briozous, ja que analitzant la sèrie temporal, es pot observar que hi ha hagut una disminució progressiva en totes les estacions, amb episodis de mortalitat marcats l'any 2015, on hi va haver unes temperatures molt elevades i un episodi de proliferació d'algues filamentoses, que ja es va donar en el 2015 i aquest any 2017 també amb un abast major tant en la seva extensió com intensitat.

Amb la finalitat de aïllar la mortalitat per causes naturals i per l'efecte del submarinisme, en aquest seguiment es monitoritzen estacions sense freqüentació. No obstant, algunes d'elles, com el Medallot, ja han estat prèviament pertorbades, de forma que en realitat només ens serveixen com a control per a determinar la seva recuperació sense l'efecte del busseig. Així, enguany hem incorporat tres noves estacions, Freu (ZPP), Cap Castell (PN) i Paieta (PN), que no estan ni han estat pertorbades en un passat degut a la seva poca accessibilitat per part dels submarinistes. La comparació d'aquestes noves estacions amb zones freqüentades ens permet aïllar la mortalitat natural i la causada per submarinistes. Tot i que hem detectat mortalitat natural a les estacions no

freqüentades, aquestes tenen densitats més elevades i talles més grans i exposades que les estacions freqüentades, indicant així que les estacions freqüentades han tingut una mortalitat afegida degut a la freqüentació.

Finalment, l'objectiu d'aquest seguiment es detectar els impactes, però també la capacitat de recuperació de les poblacions dels briozous *M. truncata* i *P. fascialis*. Ara per ara, a la Reserva Marina de les Illes Medes hem vist una forta disminució de la densitat en la majoria de les estacions estudiades, però en canvi no s'ha pogut observar cap episodi marcat de reclutament ni cap senyal de recuperació. De fet, encara no coneixem prou la dinàmica d'aquestes espècies per a determinar el temps necessari per a la seva recuperació. En aquest sentit, l'estació del Medallot ens donarà una informació molt valuosa en el futur, ja que es una estació que ha estat pertorbada i ho ha deixat de ser, fet que ens permetrà determinar el procés de recuperació de les poblacions sense la mortalitat deguda a la freqüentació.

La diagnosi sobre cada punt específic d'immersió per a determinar criteris per a la gestió adaptativa del Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter es poden consultar a l'informe específic que s'ha redactat per a aquest espai (Hereu *et al.* 2017).

Pel que fa al Parc Natural de Cap de Creus, no s'ha pogut observar un patró clar. Per una part, *P. fascialis* és pràcticament absent en la majoria d'estacions al Parc Natural de Cap de Creus i amb un màxim de 0,42 colònies/m² a l'estació de Portaló (PN), mentre que *Myriapora truncata* es l'espècie més abundant, tot i que també amb una gran variabilitat entre estacions. No obstant això, les dades històriques del seguiment ens indiquen que *P. fascialis* sí que havia estat abundant en algunes estacions sobretot al 2010 i 2012 (Pozo *et al.* 2015), i que les densitats han baixat paulatinament fins els valors pràcticament nuls de l'actualitat.

L'estructura de talles de *M. truncata* mostra un pic elevat de colònies petites (entre 0 i 1, i entre 1 i 2 cm d'alçada) en quasi totes les estacions, mentre que les mides més grans no estan tan representades. Aquesta dada ens faria pensar que enguany hi ha hagut un episodi de reclutament d'aquesta espècie al Parc Natural de Cap de Creus. Els mostrejos dels següents anys, a priori ens podrien donar més informació sobre si es tracta d'una espècie dinàmica amb un reclutament freqüent o ha sigut cosa d'un pic que ha succeït aquest any. L'excepció la trobem a l'estació de Farallons on la talla entre 4 i 5 cm presenta un percentatge de colònies més elevat que les altres mides i, a més a més, no trobem cap colònia que es trobi en el rang més petit (entre 0 i 1).

Per altra part, representada la majoria de colònies de *M. truncata* comptabilitzades al Parc Natural de Cap de Creus es troben en superfícies planes, es a dir, en posicions exposades.

La informació sobre la distribució i abundància d'aquestes espècies i l'estructura de les poblacions no ens permet determinar un patró clar sobre l'estat de els possibles impactes. No obstant, la davallada de *P. fascialis* en els darrers anys podria ser deguda a causes naturals, tal com s'ha pogut constatar en el cas del parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. Altres causes com l'efecte erosiu dels arts de pesca, els arts de pesca, o l'efecte de la freqüentació dels submarinistes també hi podrien tenir un paper important. No obstant, el fet de no tenir informació sobre els usos al Parc Natural de Cap de Creus ens impedeix poder determinar les causes d'aquest patró. Seria doncs molt important poder obtenir el nombre d'immersions en cada boia d'aquest

parc perquè ens ajudaria a corroborar o desmentir la hipòtesi de que l'activitat del submarinisme té un marcat paper en l'impacte sobre aquests organismes.

Donada la baixa abundància de *Pentapora fascialis* al Parc Natural de Cap de Creus, no sembla que sigui una espècie adequada per a fer el seguiment donat que els resultats obtinguts no poden ser conclouents ni indiquen cap tendència i, per tant, es recomana centrar els esforços en *Myriapora truncata* i adoptar una metodologia més adequada per aquesta espècie. Degut a la distribució heterogènia en l'espai a petita escala de *M. truncata*, es recomana utilitzar quadrats aleatoris enllloc de transectes fixes amb l'objectiu de cobrir una major àrea de mostreig i poder copsar tota la variabilitat a nivell demogràfic i també espacial d'aquesta espècie.

Conclusions

En el cas del Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i Baix Ter, els anàlisis ens mostren que en totes les estacions monitoritzades on hi ha freqüentació de submarinistes, l'abundància de colònies de les poblacions de briozous són molt baixes, especialment si les comparem amb les zones de control.

No obstant, a les estacions de la Reina, Tascó Petit, el Guix, Carall Bernat i Punta Salines, no tenim prou referències per a determinar o desestimar l'efecte del submarinisme, pel que s'han d'utilitzar altres descriptors, com les poblacions de gorgònies o l'estat de les comunitats de coves (veure els capítols corresponents en aquest informe) per a determinar l'efecte dels submarinistes sobre les comunitats bentòniques.

La incorporació d'estacions no freqüentades històricament com a estacions control ha estat molt útil i ens ha permès poder adquirir referències de base per a poder comparar amb les zones impactades.

L'estació del Medallot ens és igualment molt útil com a control de la recuperació de les poblacions impactades per avaluar la possible recuperació en absència del busseig.

L'evolució temporal des les poblacions monitoritzades des de 2014 mostren un patró clar de descens de les poblacions en les zones freqüentades, i d'estabilitat en les zones de control.

No obstant, s'ha pogut observar també una certa disminució de les poblacions en les zones de control degut a factors naturals, però que en cap cas eclipsen l'efecte de la freqüentació.

Tenint en compte les evidències d'aquest seguiment, es recomana la disminució de la freqüentació en totes les estacions a la Reserva Marina de les Illes Medes, fins que no es pugui determinar un cert grau de recuperació de les poblacions de briozous.

Respecte a la metodologia del seguiment, no té sentit seguir avaluant el descens de les poblacions de briozous en les zones freqüentades degut a la seva baixa densitat i per tant es recomana concentrar els esforços a les poblacions controls i mantenir el seguiment en algunes estacions on en algun moment s'han detectat una major abundància de briozous, pot servir per avaluar la seva recuperació, prenent com a referent la zona del Medallot. Concretament es recomana continuar el

seguiment a Medallot, Salpatxot, Dofí, Pota del Llop, Pedra de Déu, Ferranelles, Tascó Gros, Freu, Cap Castell i Paieta i descartar almenys temporalment fins que no es detecti una recuperació dels briozous dins les illes Medes la resta d'estacions: Reina, Vaca, Tascó Petit, Guix, Carall Bernat i Punta Salines.

Pel que fa al Parc Natural de Cap de Creus, s'han trobat evidents diferències entre *P. fascalis*, la qual no s'han trobat quasi colònies, i *M. truncata*, que ha presentat un rang de densitats força ampli (des de la Massa d'Or, amb cap colònia present, fins a la Messina, amb unes 35 colònies/m²).

La majoria de colònies de briozous al Parc Natural de Cap de Creus s'ha trobat en el grau d'exposició pla, posició que no es troba protegida de possibles impactes.

Enguany s'ha detectat un pic de reclutament de *M. truncata* a la majoria de les estacions del Parc Natural de Cap de Creus, amb l'excepció de l'estació de Farallons.

Respecte a la metodologia, es recomana centrar els esforços en *M. truncata* i realitzar quadrats aleatòris donada la distribució heterogènia d'aquesta espècie.

Per a una millor interpretació dels resultats i conseqüent millor gestió, es recomana obtenir dades de les diferents activitats al Parc Natural de Cap de Creus, especialment el nombre d'immersions a cada boia de busseig. D'aquesta manera es podrà fer una correlació entre aquestes i les densitats de briozous per poder afirmar els possibles impactes que pugui produir aquesta activitat.

Bibliografia

- Ballesteros, E. (2006). Mediterranean coralligenous assemblages: a synthesis of present knowledge. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, 44, 123-195.
- Barker, N. H., Roberts, C. M. (2004). Scuba diver behaviour and the management of diving impacts on coral reefs. *Biological Conservation*, 120(4), 481-489.
- Coma, R., Pola, E., Ribes, M., Zabala, M. (2004). Long-term assessment of temperate octocoral mortality patterns, protected vs. unprotected areas. *Ecological Applications*, 14(5), 1466-1478.
- Davis, D., Tisdell, C. (1995). Recreational scuba-diving and carrying capacity in marine protected areas. *Ocean and Coastal Management*, 26(1), 19-40.
- De la Nuez-Hernández, D., Valle, C., Forcada, A., Correa, J. M. G., Torquemada, Y. F. (2014). Assessing the erect bryozoan *Myriapora truncata* (Pallas, 1766) as indicator of recreational diving impact on coralligenous reef communities. *Ecological Indicators*, 46, 193-200.
- Dearden, P., Theberge, M., Yasué, M. (2010). Using underwater cameras to assess the effects of snorkeler and SCUBA diver presence on coral reef fish abundance, family richness, and species composition. *Environmental monitoring and assessment*, 163(1-4), 531-538.
- Di Franco, A., Marchini, A., Baiata, P., Milazzo, M., Chemello, R. (2009). Developing a scuba trail vulnerability index (STVI): a case study from a Mediterranean MPA. *Biodiversity and Conservation*, 18(5), 1201-1217.

- Dixon, J.A., Fallon Scura, L., Vant Hof, T. (1993). Meeting ecological and economic goals: marine parks in the Caribbean. *Ambio*, 22, 117–125.
- García-Charton, J. A., Herrero- Pérez, A., Esparza-Alaminos, O., Espejo-Cayuela, C., Pérez-Ruzafa, A., Marcos, C. (2005). Estudios de seguimiento de la Reserva Marina de Cabo de Palos-Islas Hormigas. Universidad de Murcia y Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia.
- Garrabou, J., Sala, E., Arcas, A., Zabala, M. (1998). The impact of diving on rocky sublittoral communities: a case study of a bryozoan population. *Conservation Biology*, 12(2), 302-312.
- Garrabou, J., Sala, E., Zabala, M. (1996). Impacte de la freqüentació dels escafandristes sobre les poblacions del briozou *Pentaporafascialis* a les illes Medes: Seguiment 1992-1995. *Seguiment Temporal de la Reserva Marina de les Illes Medes-I. Informe Anual. Any 1995*. p. 49-62.
- Harriott, V.J., Davis, D., Banks, S. A. (1997). Recreational Diving and Its Impact in Marine Protected Areas in Eastern Australia. *Ambio*, 26(3), 173-179. Retrieved from <http://www.jstor.org/stable/4314577>.
- Hawkins, J. P., Roberts, C. M., Van'T Hof, T., De Meyer, K., Tratalos, J., Aldam, C. (1999). Effects of recreational scuba diving on Caribbean coral and fish communities. *Conservation Biology*, 888-89.
- Hereu, B., Aspillaga, E., Capdevila, P., Linares, C., Pagès, M. (2014). Estudi de les poblacions de briozous de la Reserva Marina de les illes Medes com a indicadors de l'efecte de la freqüentació de submarinistes sobre les comunitats bentòniques. Informe tècnic per a la Reserva Marina de les illes Medes.
- Hereu, B., Pagès, M., Atienza, I., Aspillaga, E., Capdevila, P., Montero-Serra, I. (2015). Estudi de la dinàmica de la població de l'espècie de briozou *Pentapora fascialis* de la Reserva Marina de les illes Medes. Informe tècnic per al Parc Natural del Montgrí, les illes Medes i el Baix Ter.
- Kruskal, W.H., Wallis, W.A. (1952) Use of Ranks in One-Criterion Variance Analysis. *Journal of American Statistical Association*, 47, 583–621.
- Linares, C., Doak, D.F. (2010). Forecasting the combined effects of disparate disturbances on the persistence of long-lived gorgonians: a case study of *Paramuricea clavata*. *Marine Ecology Progress Series*, 402, 59-68.
- Linares, C., Garrabou, J., Hereu, B., Diaz, D., Marschal, C., Sala, E., Zabala, M. (2012). Assessing the effectiveness of marine reserves on unsustainably harvested long-lived sessile invertebrates. *Conservation Biology*, 26(1), 88-96.
- Linares, C., Zabala, M., Garrabou, J., Coma, R., Díaz, D., Hereu, B., Dantart, L. (2010). Assessing the impact of diving in coralligenous communities: the usefulness of demographic studies of red gorgonian populations. *Scientific Reports Port-Cros Natl Park*, 24, 161-184.
- Lloret, J., Marín, A., Marín-Guirao, L., Francisca Carreño, M. (2006). An alternative approach for managing scuba diving in small marine protected areas. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 16(6), 579-591.
- Luna-Pérez, B., Valle-Pérez, C., Sánchez-Lizaso, J. L. (2011). Halocynthia papillosa as SCUBA diving impact indicator: An *in situ* experiment. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 398(1), 33-39.
- Pagès, M., Atienza, I., Capdevila, P., Linares, C., Mariani, S., Medrano, A., Rovira, G., Hereu, B. (2016). Estudi de les poblacions de briozous de la Reserva Marina de les illes Medes com a indicadors de l'efecte de la freqüentació de submarinistes sobre les comunitats bentòniques.

Memòria tècnica. Generalitat de Catalunya. Departament de Territori i Sostenibilitat. Direcció General de Polítiques Ambientals.

- Parsóns, G. R., Thur, S. M. (2008). Valuing changes in the quality of coral reef ecosystems: a stated preference study of SCUBA diving in the Bonaire National Marine Park. *Environmental and Resource Economics*, 40(4), 593-608.
- Rouphael, A. B., Inglis, G. J. (2001). "Take only photographs and leave only footprints": An experimental study of the impacts of underwater photographers on coral reef dive sites. *Biological Conservation*, 100(3), 281-287.
- Sala, E., Garrabou, J., Zabala, M. (1996). Effects of diver frequentation on Mediterranean sublittoral populations of the bryozoan *Pentapora fascialis*. *Marine Biology*, 126(3), 451-459.
- Tratalos, J. A., Austin, T. J. (2001). Impacts of recreational SCUBA diving on coral communities of the Caribbean island of Grand Cayman. *Biological Conservation*, 102(1), 67-75.
- Kruskal, W.H., Wallis, W.A. (1952) Use of Ranks in One-Criterion Variance Analysis. *Journal of the American Statistical Association*, 47:260, 583-621
- Zakai, D., Chadwick-Furman, N. E. (2002). Impacts of intensive recreational diving on reef corals at Eilat, northern Red Sea. *Biological Conservation*, 105(2), 179-187.

Annex

Taula A1. Resultats del test estadístic de Kruskal-Wallis comparant les dades de la densitat de colònies de *Myriapora truncata* entre els següents períodes de temps: juliol del 2016 amb l'octubre del 2016, i octubre del 2016 amb octubre del 2017, per a cada estació en el Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i Baix Ter.

Estació	Juliol 2016 - Octubre 2016		Octubre 2016 - Octubre 2017	
	χ^2	p-valor	χ^2	p-valor
Medallot	-	-	-	-
El Guix	-	-	0,66	0,41
Salpatxot	1,58	0,21	0,04	0,83
Pedra de Déu	0,002	0,96	1,35	0,24
Pota del Llop	-	-	-	-
La Vaca	-	-	-	-
La Reina	-	-	-	-
Dofí	0,21	0,64	0,34	0,56
Tascó Gros	0,2	0,65	1,03	0,31
Carall Bernat	-	-	-	-
Tascó Petit	-	-	-	-
Ferranelles	-	-	-	-
Freu	-	-	-	-
Cap Castell	-	-	-	-
Paieta	-	-	-	-
Punta Salines	-	-	-	-

Taula A2. Resultats del test estadístic de Kruskal-Wallis comparant les dades de la densitat de colònies de *Pentapora fascialis* entre els següents períodes de temps: juliol del 2016 amb l'octubre del 2016, i octubre del 2016 amb octubre del 2017, per a cada estació en el Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i Baix Ter.

Estació	Juliol 2016 - Octubre 2016		Octubre 2016 - Octubre 2017	
	χ^2	p-valor	χ^2	p-valor
Medallot	1,07	0,3	0,01	0,91
El Guix	-	-	-	-
Salpatxot	0,96	0,33	0,23	0,63
Pedra de Déu	2,81	0,09	0,34	0,56
Pota del Llop	11,61	0,0006	1,84	0,17
La Vaca	6,12	0,01	-	-
La Reina	-	-	-	-
Dofí	0,28	0,59	-	-
Tascó Gros	-	-	8,16	0,004
Carall Bernat	0,14	0,71	-	-
Tascó Petit	-	-	-	-
Ferranelles	-	-	-	-
Freu	-	-	-	-
Cap Castell	-	-	-	-
Paieta	-	-	-	-
Punta Salines	-	-	-	-

Taula A3. Resultats del test estadístic de Kruskal-Wallis comparant les dades de l'alçada mitjana de les colònies de *Myriapora truncata* entre octubre del 2016 i octubre del 2017, per a cada estació en el Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i Baix Ter.

Estació	χ^2	p-valor
Medallot	-	-
El Guix	0,10	0,75
Salpatxot	0,57	0,45
Pedra de Déu	1,16	0,28
Pota del Llop	-	-
La Vaca	-	-
La Reina	-	-
Dofi	-	-
Tascó Gros	-	-
Carall Bernat	-	-
Tascó Petit	-	-
Ferranelles	-	-
Freu	-	-
Cap Castell	-	-
Paieta	-	-
Punta Salines	-	-

Taula A4. Resultats del test estadístic de Kruskal-Wallis comparant les dades de l'alçada mitjana de les colònies de *Pentapora fascialis* entre octubre del 2016 i octubre del 2017, per a cada estació.

Estació	χ^2	p-valor
Medallot	0,05	0,81
El Guix	-	-
Salpatxot	4,18	0,04
Pedra de Déu	-	-
Pota del Llop	-	-
La Vaca	-	-
La Reina	-	-
Dofi	2,85	0,09
Tascó Gros	0,53	0,47
Carall Bernat	-	-
Tascó Petit	-	-
Ferranelles	-	-
Freu	-	-
Cap Castell	-	-
Paieta	-	-
Punta Salines	-	-

Seguiment de les poblacions de corall vermell al Parc Natural de Cap de Creus i al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter

Cristina Linares, Graciela Rovira, Andrea Cabrito, Eneko Aspillaga, Pol Capdevila, Ángel López-Sanz, Ignasi Montero-Serra, Joaquim Garrabou

- En general, les poblacions de corall vermell al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i Baix Ter mostren un millor estat de conservació que les del Parc Natural de Cap de Creus.
- Les estacions amb una menor freqüentació tenen una major tendència a millorar, encara que de moment cap presenta les talles esperades després de més de 30 anys de protecció.
- Medallot és l'estació amb una biomassa més elevada, però caldrà esperar més temps per veure l'efecte real de la Reserva Integral.

- Pel que fa al Parc Natural de Cap de Creus, en general les poblacions presenten una biomassa molt menor i s'observen colònies de talla petita.
- Destaca l'estació de l'Encalladora amb talles molt més grans, tot i que una baixa biomassa degut al baix nombre de colònies.
- L'estació de la Massa d'Or destaca per presentar més d'un 60% de colònies amb signes de pesca.
- En els següents anys s'haurà de veure l'efecte de la veda de pesca que comença el 2018 per un període de 10 anys

Aquest capítol ha de ser citat com:

Linares, C., Rovira, G., Cabrito, A., Aspillaga, E., Capdevila, P., López-Sanz, A., Montero-Serra, I., Garrabou, J. (2018). Seguiment de les poblacions de corall vermell al Parc Natural de Cap de Creus i al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. *Seguiment del medi marí al Parc Natural de Cap de Creus i al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. Memòria tècnica 2017*. Generalitat de Catalunya. Departament de Territori i Sostenibilitat. Direcció General de Polítiques Ambientals i Medi Natural.

Introducció

El corall vermell (*Corallium rubrum*) és un cnidari del grup dels Antozous endèmic del Mar Mediterrani. Aquesta espècie presenta una distribució batimètrica molt àmplia, podent-se trobar des de pocs metres (en ambients esciòfils -de poca llum-) fins a 800 metres de fondària (Costantini *et al.* 2010), principalment al llarg del litoral rocós mediterrani i a les costes atlàntiques adjacents (Marchetti 1965; Zibrowius *et al.* 1984). Es tracta d'un organisme colonial, format per diferents unitats funcionals anomenades pòlips, connectades entre elles que recobreixen un esquelet calcari arborescent d'un color vermell intens (Figura 1), molt apreciat en joieria. Aquests organismes tenen un creixement molt lent, una elevada supervivència (natural), taxes de reclutament escasses i una edat de reproducció tardana (7-10 anys) (Garrabou i Harmelin 2002; Linares *et al.* 2012; Montero-Serra *et al.* 2018), fet que fa que presentin una dinàmica poblacional molt parsimoniosa i, per tant, la seva recuperació després d'una pertorbació és molt lenta (vàries dècades; Montero-Serra *et al.* 2015). La forma arborescent d'aquests individus els dona un paper estructural molt rellevant en les comunitats del coral·ligen del Mediterrani. A més, la presència de poblacions de corall a profunditats accessibles pels bussejadors recreatius, ha comportat que el corall vermell tingues un valor patrimonial, afegit al valor econòmic de l'espècie. Per tant, el corall vermell juga un paper important tant a nivell ecològic com estètic i comercial (Santangelo i Abbiati 2001).



Figura 1. Colònies de corall vermell (*Corallium rubrum*). Es poden apreciar els pòlips de color blanc.

Com ja s'ha esmentat, l'esquelet calcari del corall vermell és molt preuat en joieria, fet que hagi estat sotmès a una pressió de pesca molt intensa des de l'antiguitat. Els mètodes de pesca emprats en els segles passats com la barra italiana o la Creu de Sant Andreu varen tenir un impacte molt negatiu en els fons de coral·ligen (Andaloro i Cicogna 1993; Bruckner 2009), fet que va promoure la seva prohibició al Mediterrani l'any 1994 (Bruckner 2014). Tanmateix, des de la dècada de 1950, la pesca de corall es fa principalment mitjançant escafandre autònom, cosa que permet arribar a poblacions de difícil accés, maximitzant l'eficàcia de la pesca i, per tant, el seu impacte.

Aquesta intensa activitat pesquera ha tingut conseqüències nefastes per a la conservació d'aquesta espècie. Les poblacions de corall vermell actuals tenen talles molt inferiors als valors que es trobaven en el passat (Garrabou *et al.* 2017a). Així les dades demogràfiques disponibles mostren que només entre un 4 i 10% de les poblacions entre els 0-50 m de fondària arriben a assolir els valors dels indicadors suficients per considerar-les en bon estat de conservació (Garrabou *et al.* 2017b). Finalment, les estadístiques de pesca mostren clars signes de sobreexplotació, amb una reducció de fins el 75% de les captures a nivell de tota la Mediterrània en els darrers 40 anys (Bruckner 2009; Tsounis *et al.* 2010). A nivell internacional s'han adoptat diferents reglamentacions, com el Conveni de Barcelona, per afavorir la persistència del corall vermell a la Mediterrània. Tanmateix, donada la situació de les poblacions, en el 2015 el corall vermell va ser inclòs en la llista vermella elaborada per la IUCN en la categoria "Amenaçat". A les nostres costes, l'any 2016 la Direcció General de Pesca va encarregar a un grup de científics experts en aquesta espècie avaluar l'estat de les poblacions del corall vermell a la costa catalana. L'objectiu principal d'aquest informe va ser recollir totes les dades e informació disponible de les poblacions de corall vermell a la Costa Catalana, i proposar les mesures de gestió, basades en el coneixements científics més actualitzats i validats per la comunitats científica internacional, que garanteixin la recuperació de les seves poblacions (Garrabou *et al.* 2017b). A rel d'aquest informe, la Direcció General ha proposat una veda de pesca temporal de 10 anys a partir de l'any 2018 (ORDRE ARP/59/2017, de 7 d'abril).

Malgrat que la pesca segueix essent la principal causa de mortalitat en poblacions de corall vermell, aquestes també es veuen afectades per les conseqüències del canvi global i l'augment de les activitats humanes. L'augment de temperatura enregistrat durant les darreres dècades al Mar Mediterrani ha elevat les taxes de mortalitat natural unes 10 vegades els valors normals, com és el cas dels episodis que es varen detectar durant l'estiu de 1999 o 2003, que també va afectar a moltes espècies de suspensívors, com és el cas de les gorgònies, corall vermell i esponges (Cerrano *et al.* 2001; Garrabou *et al.* 2001; Garrabou *et al.* 2009). D'altra banda, l'excessiva freqüentació dels submarinistes pot provocar nombrosos trencaments accidentals, degut a la fragilitat de l'esquelet calcari del corall, fet que pot comportar una disminució de les talles i de la densitat de les poblacions (Linares *et al.* 2012). Finalment, la pesca furtiva del corall sembla ser un problema no gens menyspreable, ja que en alguns casos té lloc en les zones protegides i sovint s'extreuen les colònies de mida il·legal, com va ser el cas registrat al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter l'any 1999 (Linares *et al.* 2012, Garrabou *et al.* 2017b).

La orografia submarina dels parcs naturals del Cap de Creus i Montgrí, Illes Medes i Baix Ter, amb una nombrosa presència de coves i túnels, i la gran quantitat de matèria orgànica que hi ha a les seves aigües, proporcionen unes condicions úniques per al desenvolupament de poblacions de corall vermell a poca fondària, fet poc freqüent a la Mediterrània. L'interès per l'observació de les poblacions del coral·ligen per part dels escafandristes, a més de les múltiples perturbacions a les que està sotmès el corall vermell (mencionat anteriorment), posen de relleu la importància del seguiment de les seves poblacions, tant per seguir el seu estat de conservació, com per detectar casos de furtivisme en els nostres parcs naturals. Així doncs l'objectiu del present apartat és conèixer l'estat de conservació de les poblacions que es troben al Parc Natural de Cap de Creus i al Parc Natural Montgrí, Illes Medes i Baix Ter per tal d'avaluar si les mesures de protecció són efectives per aquesta espècie.

Material i mètodes

Disseny del mostreig

El mostreig de corall vermell (*Corallium rubrum*) es va dur a terme al mes d'octubre del 2017. D'una banda, al Parc Natural del Montgrí, Illes Medes i Baix Ter es van fer mostrejos a nou estacions; dues al Parc Natural (PN), una a la Zona Perifèrica de Protecció (ZPP), cinc a la Reserva Natural Parcial (RNP) i una a la Reserva Natural Integral (RNI). D'altra, al Parc Natural de Cap de Creus, es van fer mostrejos a nou estacions; quatre al Parc Natural (PN), quatre a la Reserva Natural Parcial (RNP) i una a la zona de Reserva Natural Integral (RNI).

Taula 1: Estacions de mostreig de corall vermell (*Corallium rubrum*) de l'any 2017. Grau de protecció: Reserva Natural Integral (RNI), Reserva Natural Parcial (RNP), Zona Perifèrica de Protecció (ZPP) i Parc Natural (PN).

Parc	Protecció	Estació	Data mostreig	Fondària (m)
Cap de Creus	RNI	s'Encalladora	11/10/2017	37
	RNP	Molí*	12/10/2017	32
		Massa d'Or	11/10/2017	47
		Forcats	11/10/2017	29
		el Gat	09/10/2017	33
		Cap Gros	13/10/2017	31
	PN	Messina	11/10/2017	26
		sa Figuera	09/10/2017	40
		Falconera	09/10/2017	34
		RNI	Medallot	25/10/2017
Medes i Montgrí	RNP	Vaca Nord	05/10/2017	18
		Vaca Sud	05/10/2017	15
		La Reina	24/10/2017	18
		Dofí Dins	24/10/2017	15
		Dofí Fora	05/10/2017	15
	ZPP	La Trona	26/10/2017	25
	PN	Paieta*	05/10/2017	26
		Salines	26/10/2017	25

Malauradament, la població de RNP del Baix del Molí de Cap de Creus i la població de PN de la Paieta a la costa del Montgrí no han pogut ser processades per problemes tècnics amb el software de fotogrametria emprat al no poder llegir el quadrat utilitzat. Aquestes poblacions ara estan essent processades per tècnics especialistes del programa a Marsella i s'inclouran en el següent seguiment de corall vermell.

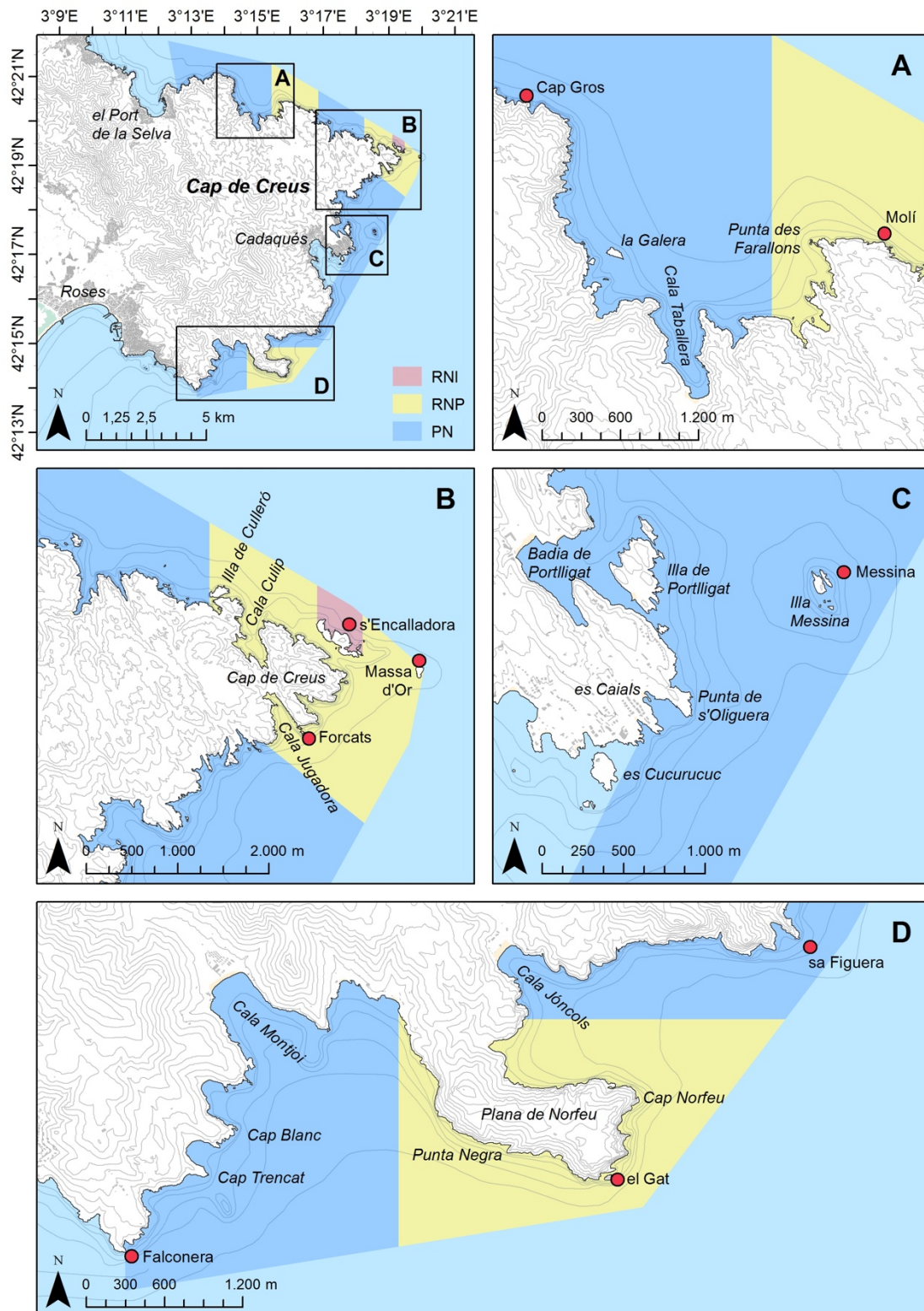


Figura 2. Mapa de les estacions de mostreig de corall vermell (*Corallium rubrum*) al Parc Natural de Cap de Creus de l'any 2017. Grau de protecció: Reserva Natural Integral (RNI), Reserva Natural Parcial (RNP) i Parc Natural (PN).

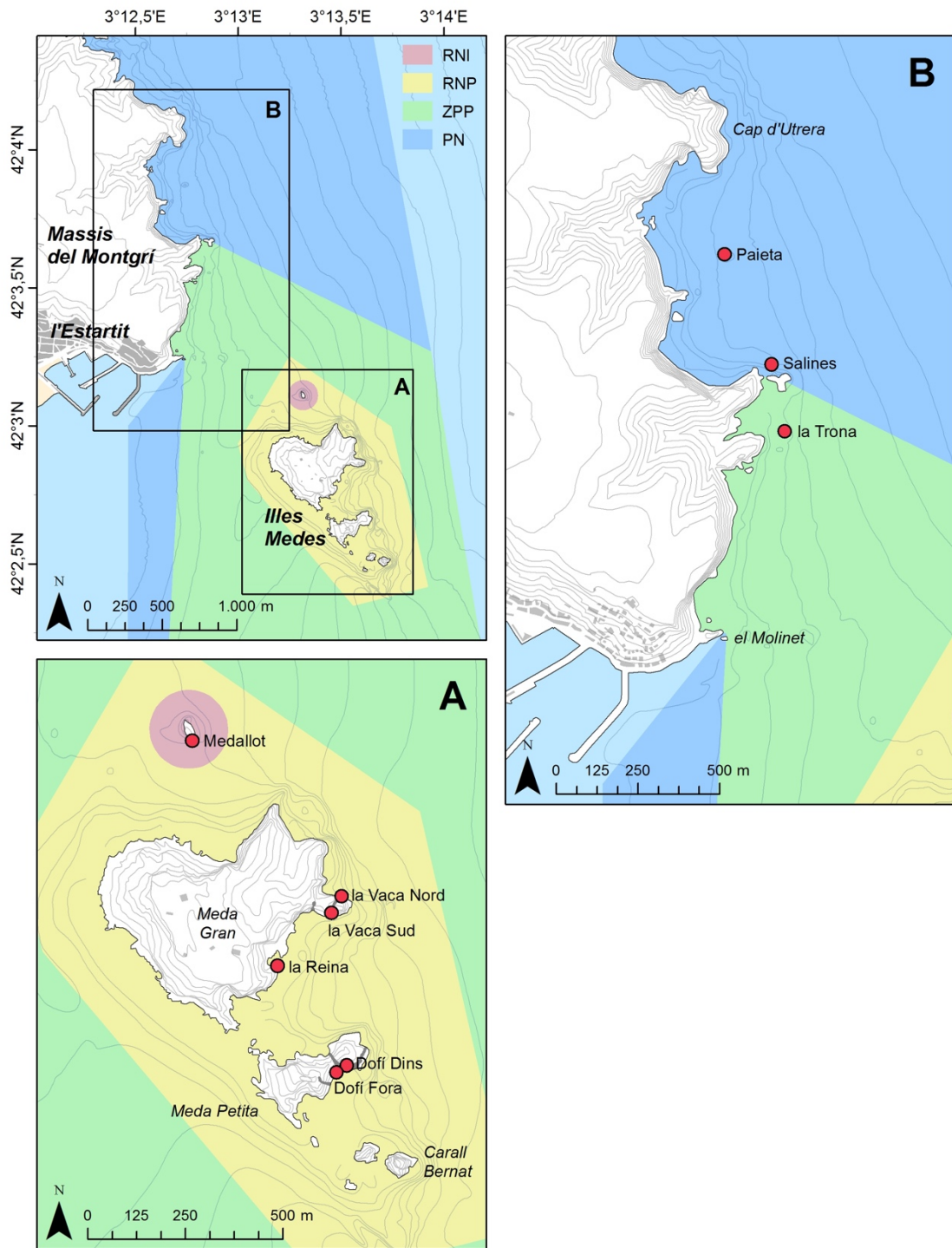


Figura 3. Mapa de les estacions de mostreig de gorgònia vermella (*Paramuricea clavata*) al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter de l'any 2017. Grau de protecció: Reserva Natural Integral (RNI), Reserva Natural Parcial (RNP), Zona Perifèrica de Protecció (ZPP) i Parc Natural (PN).

Metodologia d'estudi

Amb el coneixement de la nostra experiència en aquesta espècie així com a la informació de les prospeccions, i tenint la cartografia dels hàbitats de la zona, es van seleccionar les zones més adequades per trobar corall vermell. Es van dur a terme immersions amb equip d'escafandre autònom, en les quals primer de tot s'iniciava la busca de poblacions corall en el coral-ligen de cada zona. En el cas del Parc Natural Cap de Creus es trobaven entre 30 i 50 metres de fondària, i al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i Baix Ter entre 15 i 30 metres, donat que en aquest últim les poblacions estaven a fondàries més somes.

Un cop trobada una zona amb presència de colònies es procedia a fer el mostreig. La monitorització d'aquesta espècie es va realitzar fotogràficament degut a la fragilitat del seu esquelet calcari. Es van fotografiar amb una càmera Nikon D7000 entre 20-30 quadrats de 20 x 20 cm a l'atzar per cada estació (depenent de la densitat de corall trobada a cada localitat), per tal d'avaluar l'estat d'un nombre significatiu de colònies (Figures 4 i 5). Es van utilitzar tècniques de fotogrametria, és a dir, es va fotografiar cada quadrat, el qual presentava un codi específic, des de dues orientacions contrastades. A més a més es feia una fotografia centrada de manera preventiva, obtenint finalment entre 60 i 90 fotografies per cada estació de mostreig. Aquesta tècnica ens permet obtenir mesures tridimensionals de les colònies, més realistes que les que tindriem fent servir fotografies fetes en una sola dimensió.

Amb aquesta tècnica, i mitjançant el programa informàtic Arpenteur, es van fer posteriorment els càlculs dels següents paràmetres:

- **Densitat:** colònies/400 cm².
- **Estructura de talles en alçada (mm)** a partir de les mides individuals de les colònies. Les classes de mida emprades són en intervals de 10 mm.
- **Alçada mitjana de les colònies (mm)** de cada estació.
 - A més a més, es va calcular el % de colònies amb una alçada de 100 mm. Aquest és un dels indicadors de l'estat de conservació de les poblacions de corall vermell que s'ha proposat juntament amb el percentatge de colònies superiors a 7 mm de diàmetre basal (Linares *et al.* 2010). El valor de referència de l'indicador per determinar un bon estat de conservació de les poblacions és d'un 50% de colònies amb més de 7 mm de diàmetre i un 30 % de colònies de més de 10 cm d'alçada (Linares *et al.* 2010).
- **Colònies pescades:** es van considerar les colònies amb bases molt amples com a colònies pescades amb anterioritat per poder veure quin percentatge d'aquestes colònies hi havia a cada estació.
- **Biomassa (g/m²).** Per fer la conversió d'alçada màxima a biomassa es va utilitzar la fórmula: Biomassa (g) = 0.1535*(Talla (cm))^{1.9732} treça de Garrabou *et al.* 2017a.

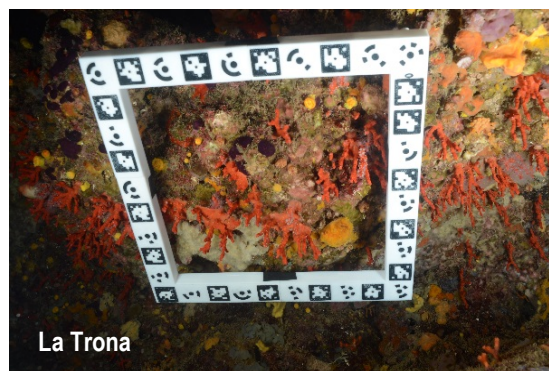
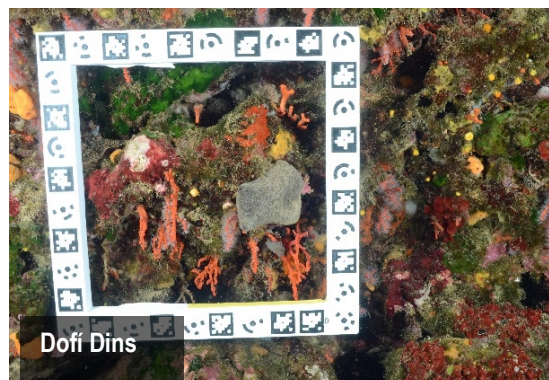
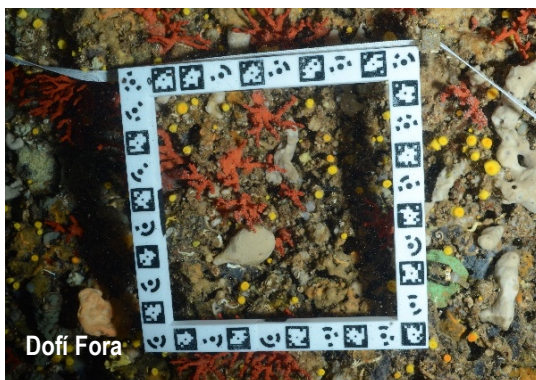
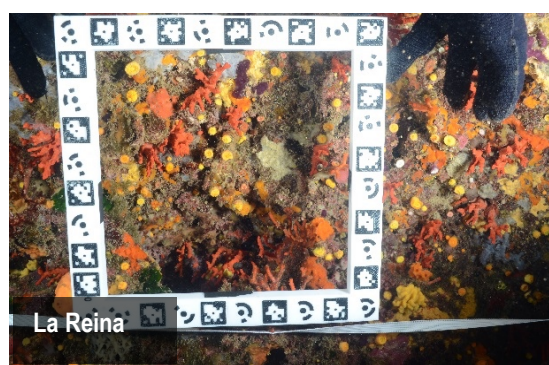


Figura 4. Exemple de colònies de corall vermell (*Corallium rubrum*) a cadascuna de les estacions mostrejades del Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i Baix Ter.

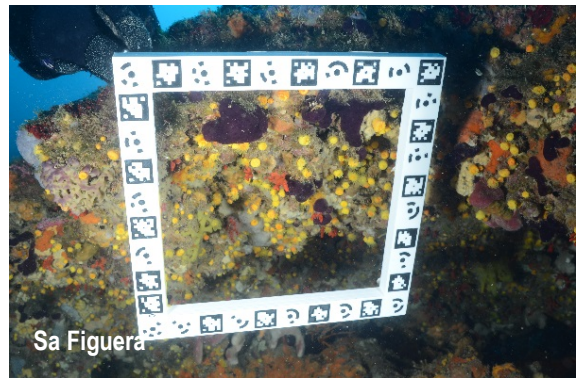
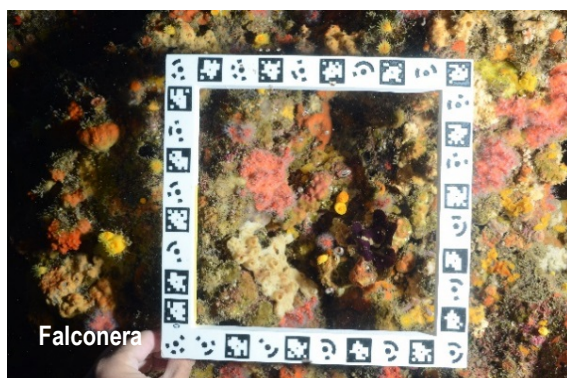
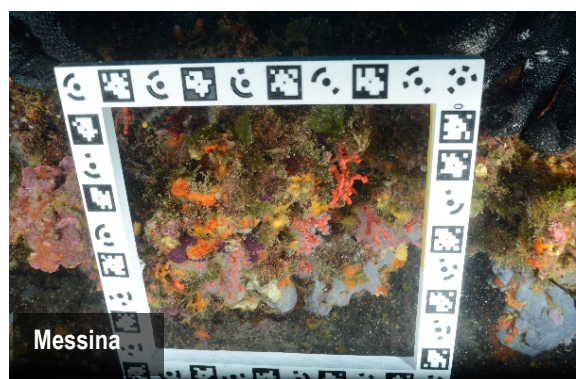
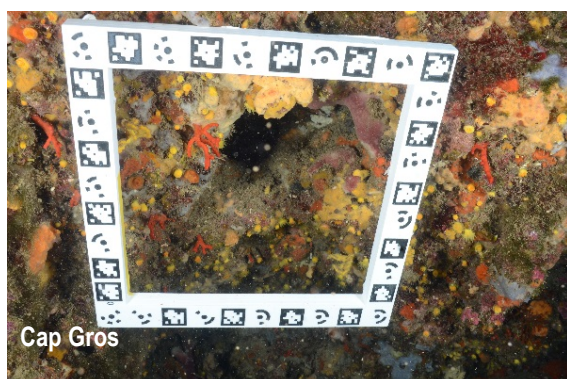
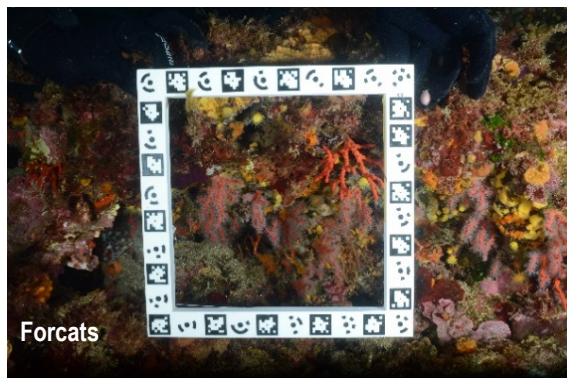
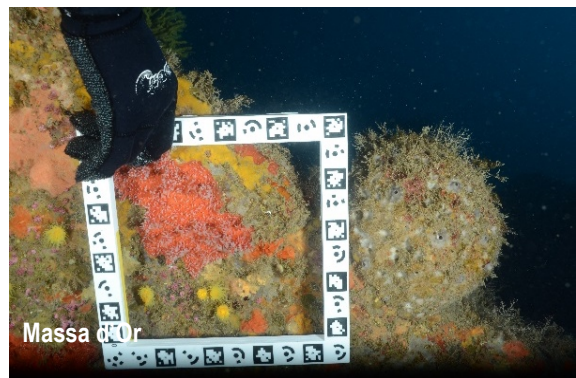


Figura 5. Exemple de colònies de corall vermell (*Corallium rubrum*) a cadascuna de les estacions mostrejades del Parc Natural de Cap de Creus.

- **Necrosi i Epibiosi:** s'ha mesurat el percentatge (%) mitjà de teixit denudat i el percentatge (%) mitjà de teixit epibiotat (teixit cobert d'organismes epibionts). Únicament es mostren els valors de necrosi (mortalitat recent que s'ha donat en els darrers mesos) doncs els valors d'epibiosi que indica mortalitat antiga (d'anys anteriors) han estat pràcticament zero a totes les estacions.
- **Diàmetre de la base (mm).** Donada la dificultat de mesurar les bases correctament doncs es difícil veure bé les bases a les fotografies, s'han obtingut molt poques mesures pel que s'ha optat a no analitzar aquest resultat donat a que poden induir a errors d'interpretació.

Anàlisi de dades

Per determinar si hi havia diferències significatives entre les densitats entre les estacions mostrejades, es va utilitzar el test ANOVA. Posteriorment es va aplicar un test de Tukey (Tukey 1949) per tal d'agrupar aquelles estacions amb diferències no significatives.

Resultats

Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter

Densitats

Les densitats de corall vermell (*Corallium rubrum*) presenten diferències significatives entre estacions en el Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i Baix Ter (ANOVA: $F_{7, 745} = 16.76$, p-valor < 0.05). L'estació del Medallot destaca per ser aquella amb més densitat (12,1 colònies/400 cm²). D'altra banda, l'interior de la cova del Dofí (Dofí Dins) presenta el menor nombre de colònies per unitat de superfície (3,41 colònies/400 cm²) (Figura 6). A més a més, s'han trobat diferències significatives entre els diferents graus de protecció, essent Reserva Natural Integral diferent de Reserva Natural Parcial i Zona Perifèrica a la Protecció (ANOVA: $F_{3, 211} = 8,411$, p-valor < 0,05). Tot i això, Parc Natural no presentava diferències significatives amb els altres 3 graus de protecció esmentats anteriorment.

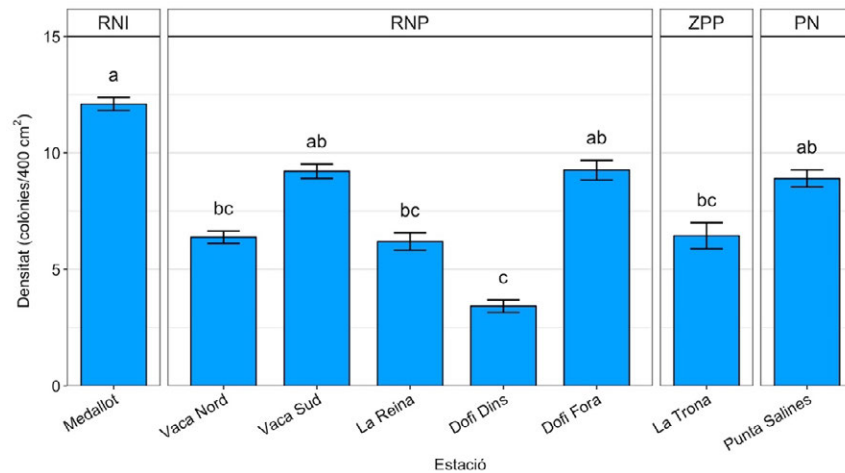


Figura 6. Densitat (colònies/400 cm²) de corall vermell a les diferents poblacions estudiades al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i Baix Ter l'any 2017. A la capçalera s'indica el grau de protecció de cada lloc de mostreig. Les barres d'error mostren el seu error estàndard. Les lletres agrupen aquelles estacions on la densitat mostra diferències significatives (p -valor < 0.05) segons el test de Tukey. RNI: Reserva Natural Integral, RNP: Reserva Natural Parcial, ZPP: Zona Perifèrica a la Protecció, PN: Parc Natural.

Estructura de talles

Les poblacions de corall vermell al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i Baix Ter, en la seva majoria, presenten una estructura de talles unimodal. Destaca la població de la Reina, la qual mostra un elevat percentatge d'individus de la talla més petita, entre 0 i 10 mm (que correspondrien a les noves colònies que es van incorporant a la població) (17,18 %). Cal ressaltar també l'estació de Vaca Nord, la qual és la única que presenta colònies més grans de 120 mm, encara que amb un percentatge molt petit (1,30 % aproximadament) (Figura 7).

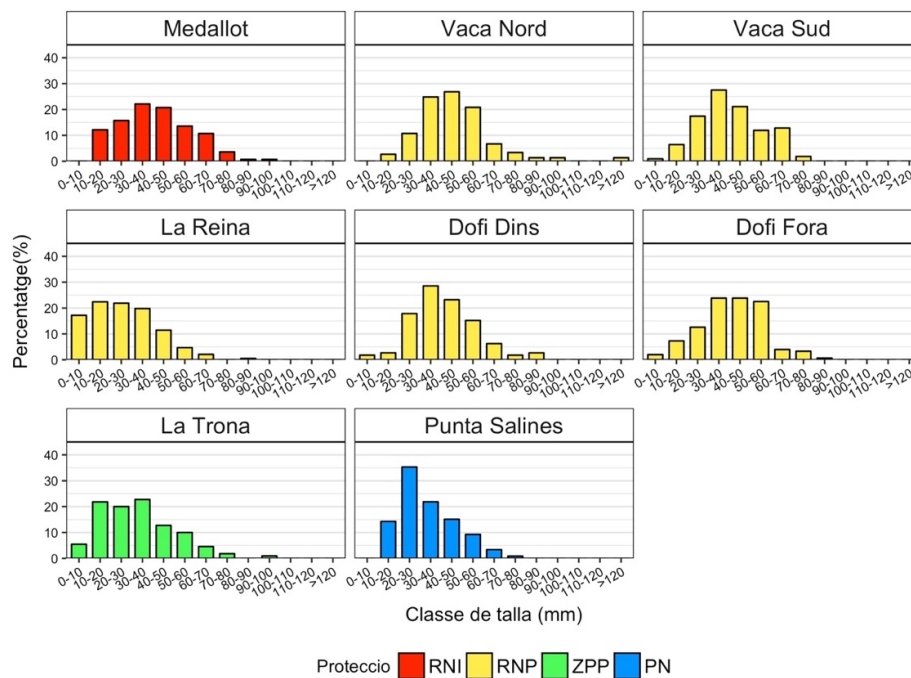


Figura 7. Estructura de talles (%) de les diferents poblacions de corall vermell al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. La capçalera indica el nom de l'estació, mentre que el codi de colors indica el grau de protecció de cada estació, RNI: Reserva Natural Integral, RNP: Reserva Natural Parcial, ZPP: Zona Perifèrica a la Protecció, PN: Parc Natural.

Alçada mitjana

Les alçades de corall vermell al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i Baix Ter també presenten diferències significatives entre les diferents estacions mostrejades (ANOVA: $F_{7, 1074} = 27,99$, p -valor $<0,05$). Amb una alçada mitjana significativament superior a les demés hi trobem l'estació de Vaca Nord (47,09 cm), mentre que a la Reina la talla mitjana és significativament inferior a la resta (25,73 cm) degut a la major abundància de colònies de mida més petita com s'ha comentat anteriorment (Figura 8). Pel que fa als diferents graus de protecció també s'hi ha trobat diferències significatives (ANOVA: $F_{3, 1078} = 7,342$, p -valor $<0,05$): les dues zones més protegides (RNI i RNP) presenten diferències significatives amb les dues menys protegides (ZPP i PN), mentre que entre aquestes parelles no n'hi trobem.

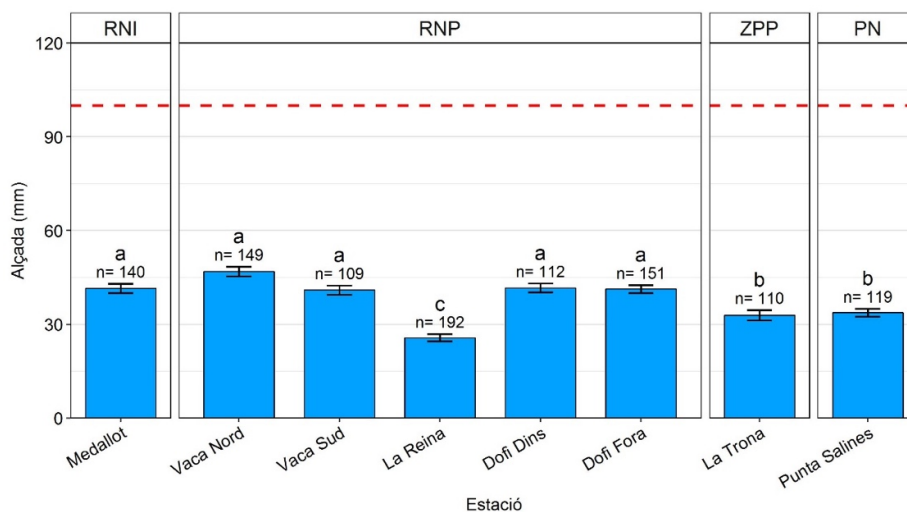


Figura 8: Alçada mitjana (mm) de les colònies de corall vermell a les diferents poblacions estudiades al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i Baix Ter l'any 2017. A la capçalera s'indica el grau de protecció de cada lloc de mostreig. Les barres d'error mostren el seu error estàndard. Les lletres agrupen aquelles estacions on l'alçada mitjana mostra diferències significatives (p -valor $< 0,05$) segons el test de Tukey. La línia vermella mostra una mitjana de 100 mm, alçada que mostraria un bon estat de les poblacions. Es mostra sobre cada barra el nombre (n) de colònies comptades a cada estació. RNI: Reserva Natural Integral, RNP: Reserva Natural Parcial, ZPP: Zona Perifèrica a la Protecció, PN: Parc Natural.

A més a més, s'ha volgut mostrar el percentatge de colònies amb una alçada superior als 100 mm, un dels indicadors que s'utilitzen per determinar l'estat de conservació d'aquesta espècie. El resultat doncs, és pràcticament nul; únicament a l'estació de Vaca Nord hi trobem un petit percentatge de colònies amb aquesta mida (1,30 % aproximadament) (Figura 9).

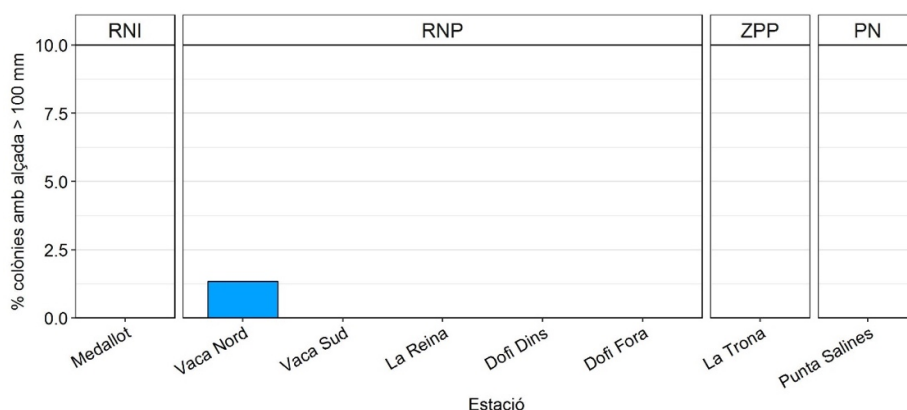


Figura 9. Percentatge de colònies amb una mida superior a 100 mm a les diferents poblacions estudiades al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i Baix Ter l'any 2017. A la capçalera s'indica el grau de protecció de cada lloc de mostreig. RNI: Reserva Natural Integral, RNP: Reserva Natural Parcial, ZPP: Zona Perifèrica a la Protecció, PN: Parc Natural.

Colònies pescades

En general, el percentatge de colònies pescades a cada estació és relativament baix. Tot i això, l'estació de Punta Salines destaca per ser la que més colònies picades té (aproximadament un 16%), i cal destacar que aquesta pertany al grau de protecció PN; el contrari passa a la Trona, que no en té cap. Dins de reserva, l'estació amb més colònies afectades per la pesca és Vaca Nord (aproximadament un 13%) (Figura 10).

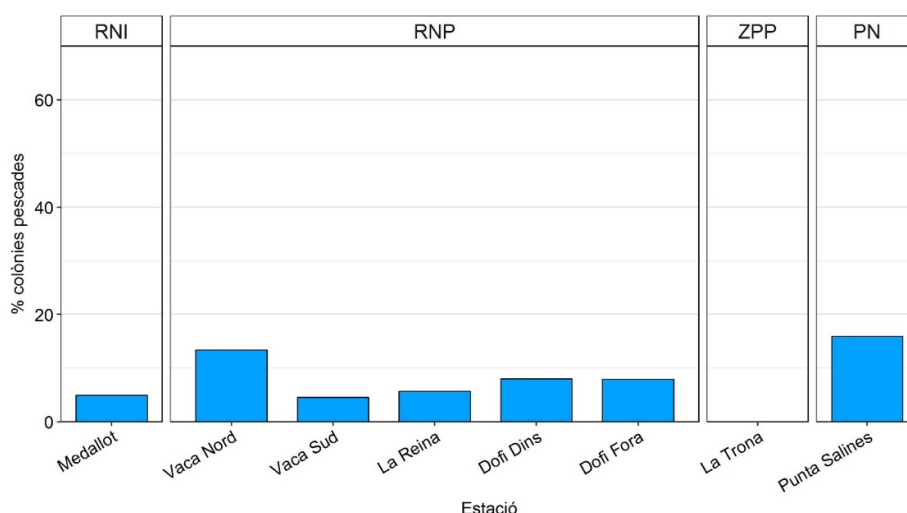


Figura 10. Percentatge de colònies de corall vermell pescades a les diferents poblacions estudiades al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i Baix Ter l'any 2017. A la capçalera s'indica el grau de protecció de cada lloc de mostreig. RNI: Reserva Natural Integral, RNP: Reserva Natural Parcial, ZPP: Zona Perifèrica a la Protecció, PN: Parc Natural.

Biomassa

S'observa força variabilitat entre estacions pel que fa a la biomassa de corall vermell al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i Baix Ter. L'estació del Medallot és la que presenta uns valors més elevats ($1.800,6 \text{ g/m}^2$), mentre que La Reina és la que té una biomassa menor ($413,9 \text{ g/m}^2$) (Figura 11). Cal destacar que Medallot pertany al grau de protecció més elevat, ja que és Reserva Natural Integral.

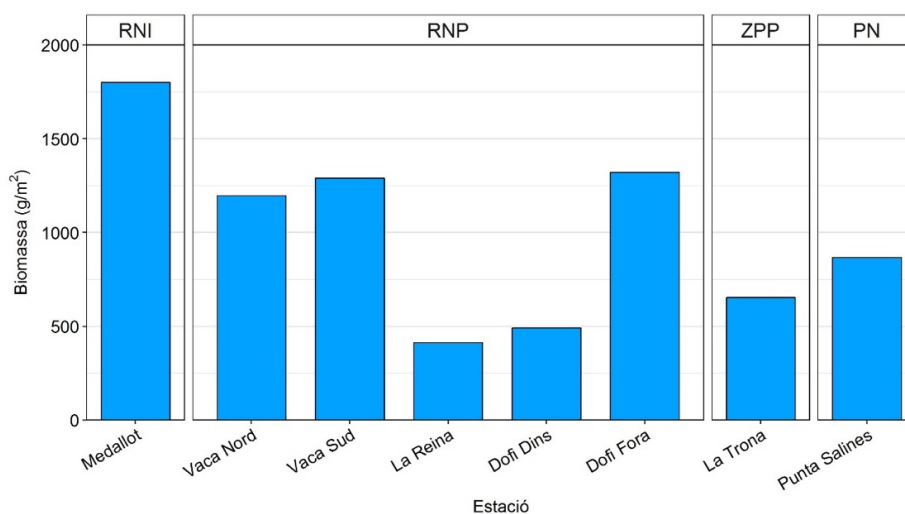


Figura 11. Biomassa (g/m^2) de corall vermell a les diferents poblacions estudiades al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i Baix Ter l'any 2017. A la capçalera s'indica el grau de protecció de cada lloc de mostreig. Les barres d'error mostren el seu error estàndard. Les lletres agrupen aquelles estacions on la biomassa mostra diferències significatives (p -valor < 0.05) segons el test de Tukey. RNI: Reserva Natural Integral, RNP: Reserva Natural Parcial, ZPP: Zona Perifèrica a la Protecció, PN: Parc Natural.

Necrosi

Enguany les colònies de corall vermell han presentat uns percentatges de colònies afectades per necrosi molt baixos; es pot observar com l'estació amb un percentatge més elevat és l'exterior de la cova del Dofí (Dofí Fora), i aquest només és d'aproximadament un 3%. L'estació amb colònies amb menys necrosi és la del Medallot, amb tan sols un 0,03% (Figura 12).

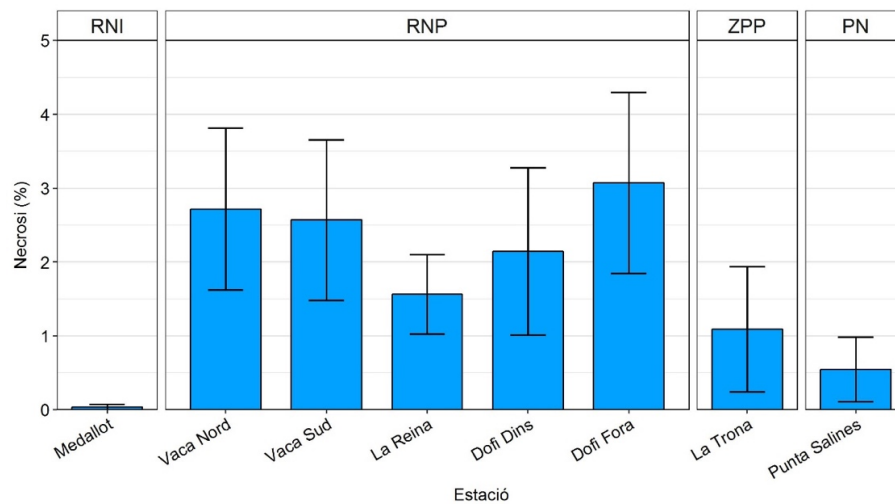


Figura 12. Mitjana del percentatge de necrosi de les colònies de corall vermell a les diferents poblacions estudiades al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i Baix Ter l'any 2017. A la capçalera s'indica el grau de protecció de cada lloc de mostreig. Les barres d'error mostren el seu error estàndard. RNI: Reserva Natural Integral, RNP: Reserva Natural Parcial, ZPP: Zona Perifèrica a la Protecció, PN: Parc Natural.

Parc Natural de Cap de Creus

Densitats

Les densitats de corall vermell (*Corallium rubrum*) presenten diferències significatives entre estacions en el Parc Natural de Cap de Creus (ANOVA: $F_{7, 171} = 16.45$, p -valor <0.05). L'estació de Forcats destaca per ser la que mostra més densitat (8,88 colònies/400 cm²). Pel contrari, a s'Encalladora s'han trobat molt poques colònies (1,5 colònies/400 cm²) (Figura 13). També s'han trobat diferències significatives entre els diferents graus de protecció; destaca que RNI tingui una densitat de colònies de corall significativament inferior que RNP i PN (ANOVA: $F_{2, 176} = 10.6$, p -valor <0.05).

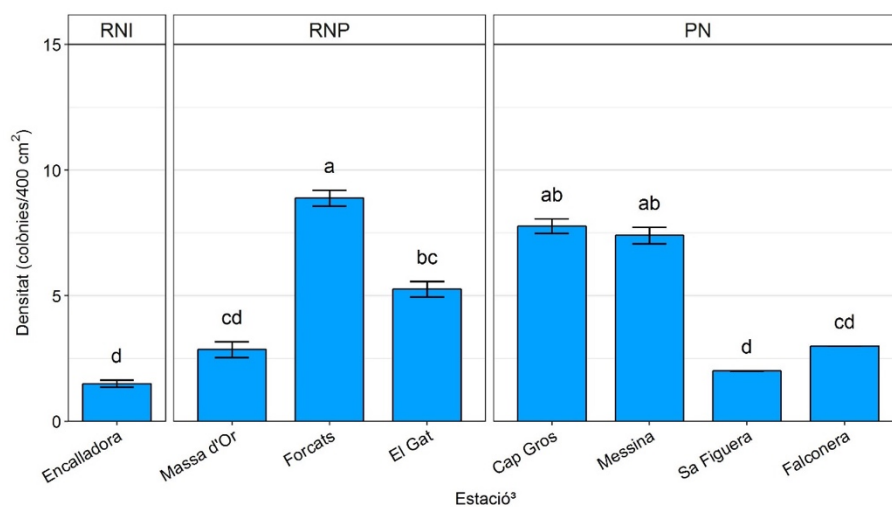


Figura 13. Densitat (colònies/400 cm²) de corall vermell a les diferents poblacions estudiades al Parc Natural de Cap de Creus l'any 2017. A la capçalera s'indica el grau de protecció de cada lloc de mostreig. Les barres d'error mostren el seu error estàndard. Les lletres agrupen aquelles estacions on la densitat mostra diferències significatives (p -valor < 0.05) segons el test de Tukey. RNI: Reserva Natural Integral, RNP: Reserva Natural Parcial, PN: Parc Natural.

Estructura de talles

Les poblacions de corall vermell al Parc Natural de Cap de Creus presenten una estructura de talles unimodal amb una moda situada al voltant dels 30-40 cm, tot i que amb alguna excepció. La població amb un contrast major es la de s'Encalladora, on predominen per igual colònies grans de diferent mida i on destaquen colònies entre 100 i 120 mm, per tant, colònies amb talles força grans. Justament aquesta estació està catalogada com a Reserva Natural Integral. Cap de les estacions presenta colònies superiors a 120 mm (Figura 14).

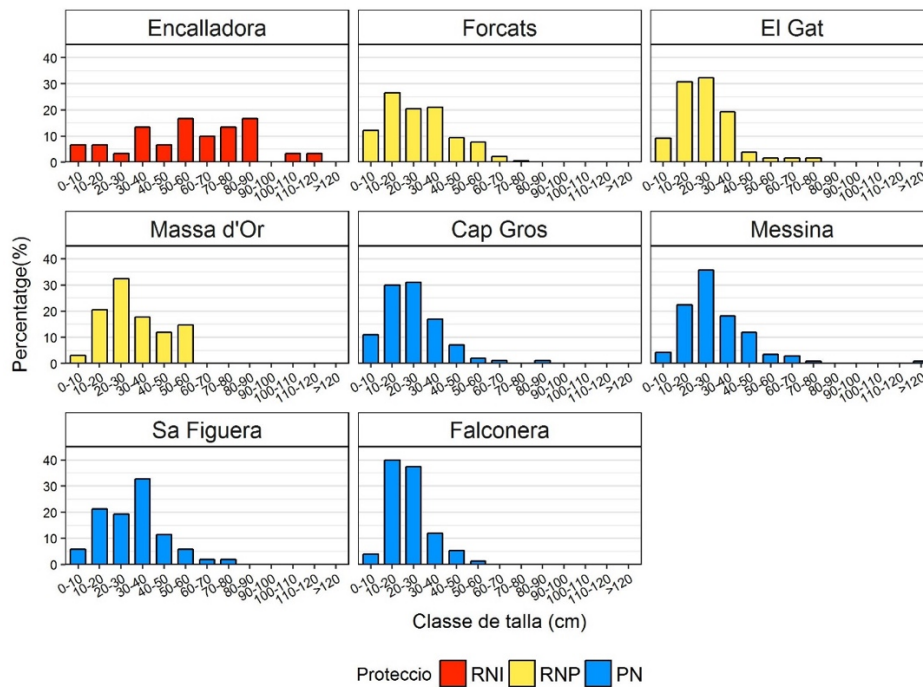


Figura 14: Estructura de talles (%) de les diferents poblacions de corall vermell al Parc Natural de Cap de Creus. La capçalera indica el nom de l'estació, mentre que el codi de colors indica el grau de protecció de cada estació, RNI: Reserva Natural Integral, RNP: Reserva Natural Parcial, PN: Parc Natural.

Alçada mitjana

Les alçades mitjanes de corall vermell al Parc Natural de Cap de Creus presenten diferències significatives entre l'estació de s'Encalladora i la resta d'estacions (que entre elles no es diferencien significativament) (ANOVA: $F_{7, 737} = 16,7$, $p\text{-valor} < 0,05$), sent l'estació amb una alçada mitjana més alta de totes (56,65 mm). Falconera és l'estació amb una alçada mitjana més baixa, amb un valor de 22,91 mm (Figura 15). Igual que amb les densitats, s'han trobat diferències significatives entre els diferents graus de protecció; en aquest cas, però, destaca que RNI mostri una alçada mitjana significativament superior que RNP i PN (ANOVA: $F_{2, 742} = 48$, $p\text{-valor} < 0,05$).

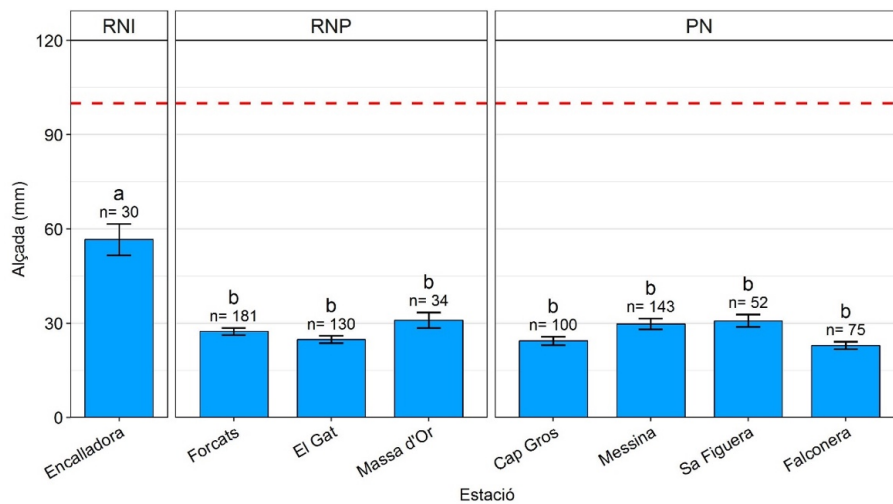


Figura 15. Alçada mitjana (mm) de les colònies de corall vermell a les diferents poblacions estudiades al Parc Natural de Cap de Creus l'any 2017. A la capçalera s'indica el grau de protecció de cada lloc de mostreig. Les barres d'error mostren el seu error estàndard. Les lletres agrupen aquelles estacions on l'alçada mitjana mostra diferències significatives (p -valor < 0.05) segons el test de Tukey. La línia vermella mostra una mitjana de 100 mm, alçada que mostraria un bon estat de les poblacions. Es mostra sobre cada barra el nombre (n) de colònies comptades a cada estació. RNI: Reserva Natural Integral, RNP: Reserva Natural Parcial, ZPP: Zona Perifèrica a la Protecció, PN: Parc Natural.

S'observa que únicament dues estacions, S'Encalladora i Messina, són les que en presenten colònies de mida superior als 100 mm, amb valors de 6,67 i 0,69% cadascuna i, per tant, molt baixos (Figura 16).

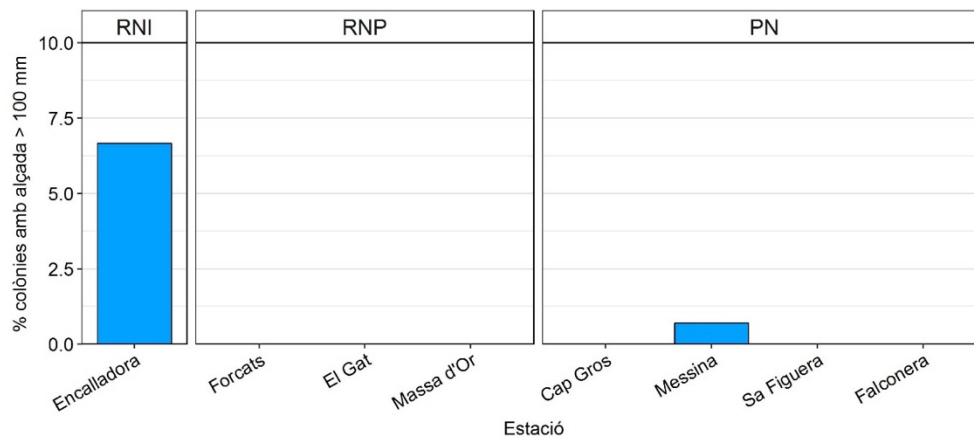


Figura 16. Percentatge de colònies amb una mida superior a 100 mm a les diferents poblacions estudiades al Parc Natural de Cap de Creus l'any 2017. A la capçalera s'indica el grau de protecció de cada lloc de mostreig. RNI: Reserva Natural Integral, RNP: Reserva Natural Parcial, PN: Parc Natural.

Colònies pescades

Pel que fa al percentatge de colònies pescades al Parc Natural de Cap de Creus, destaca molt l'estació de Massa d'Or, amb un valor molt superior a la resta d'estacions (58,82%). Messina, Cap

Gros i Forcats són les altres estacions amb colònies pescades, però amb valors molt més petits. En la resta d'estacions no s'han observats signes evidents de pesca recent (Figura 17).

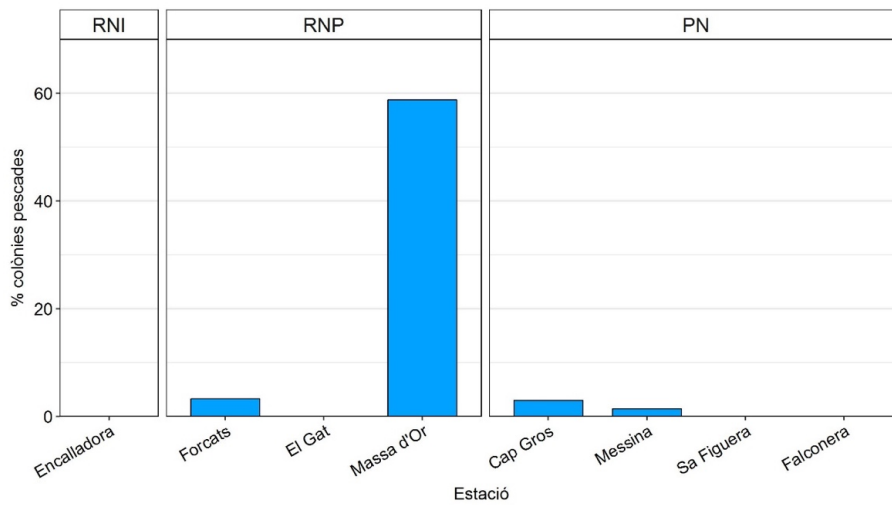


Figura 17. Percentatge de colònies de corall vermell pescades a les diferents poblacions estudiades al Parc Natural de Cap de Creus l'any 2017. A la capçalera s'indica el grau de protecció de cada lloc de mostreig. RNI: Reserva Natural Integral, RNP: Reserva Natural Parcial, PN: Parc Natural.

Biomassa

La biomassa de corall vermell al Parc Natural de Cap de Creus és força més baixa que al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i Baix Ter. L'estació de la Messina és la que presenta una biomassa més elevada (709,7 g/m², valor molt més baix que l'estació amb més biomassa a Medes), mentre que Falconera és l'estació amb un valor més baix (139,8 g/m²). En aquest cas l'estació de la Messina pertany al grau de protecció més baix, que és Parc Natural (Figura 18).

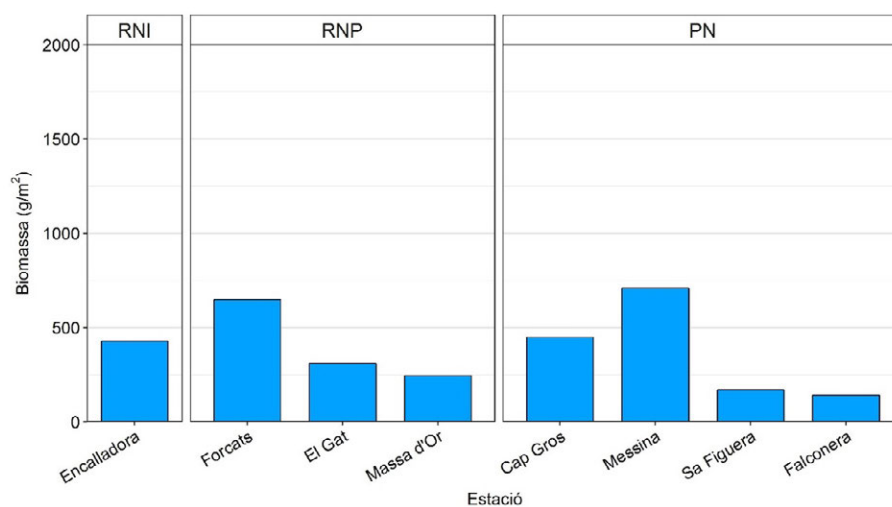


Figura 18. Biomassa (g/m²) de corall vermell a les diferents poblacions estudiades al Parc Natural de Cap de Creus l'any 2017. A la capçalera s'indica el grau de protecció de cada lloc de mostreig. Les barres d'error mostren el seu error estàndard. Les lletres agrupen aquelles estacions on la biomassa mostra diferències significatives (p-valor < 0.05) segons el test de Tukey. RNI: Reserva Natural Integral, RNP: Reserva Natural Parcial, ZPP: Zona Perifèrica a la Protecció, PN: Parc Natural.

Necrosi

El grau de necrosi observat al Parc Natural de Cap de Creus és manté en valors molts baixos com al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i Baix Ter, fins i tot presentant uns valors menors. Els valors màxims de 1,35% s'observen a l'estació del Gat, mentre que Forcats i Falconera són les altres dues estacions que els han mostrat més baixos, amb valors menors al 1%. La resta d'estacions tenien el 100% de colònies sanes (Figura 19).

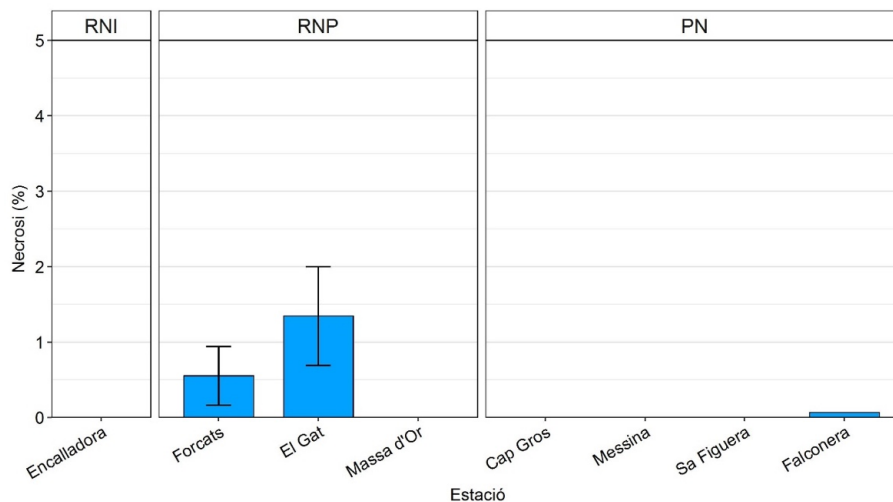


Figura 19. Mitjana del percentatge de necrosi de les colònies de corall vermell a les diferents poblacions estudiades al Parc Natural del Cap de Creus l'any 2017. A la capçalera s'indica el grau de protecció de cada lloc de mostreig. Les barres d'error mostren el seu error estàndard. RNI: Reserva Natural Integral, RNP: Reserva Natural Parcial, PN: Parc Natural.

Discussió

El seguiment de les poblacions de corall vermell ens mostra un estat de conservació d'aquesta espècie ben diferent en el Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter i el Parc Natural de Cap de Creus segons els diferents paràmetres analitzats en aquest estudi.

Cal esmentar en primer lloc les diferències en la distribució de les poblacions en general i concretament la posició de les colònies. Aquests són paràmetres que no es poden quantificar però que denoten una pressió de pesca molt diferent entre els dos Parcs. En general les poblacions de corall al Cap de Creus es troben a fondàries a partir de 25-30 metres i en molts casos a profunditats majors de 35 metres, que és quan el tipus de substrat canvia i apareix un fons calcari on es desenvolupa el coral·ligen, hàbitat típic del corall vermell. A més, aquí les colònies majoritàriament es troben en esquerdes i/o molt amagades, distribució força comuna en les poblacions sotmeses a una forta pressió pesquera donat que les colònies més visibles i accessibles han estat objecte de la pesca. En canvi les poblacions del corall al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter es troben a menys fondària, això es degut principalment a l'orografia de les Medes i la

influència del Ter, però també hi ha un efecte de la prohibició de la pesca que ha permès que es desenvolupin les colònies en moltes indrets en llocs més accessibles i visibles.

Aquesta distribució de les colònies que trobem sobretot al Parc Natural de Cap de Creus, però també en altres indrets del Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter, dificulta el seguiment fotogràfic d'aquesta espècie, doncs es fa difícil identificar les bases de les colònies i per tant diferenciar individualment les colònies. Tot i així s'ha intentat, en la mesura que ha estat possible, realitzar les fotografies de 30 quadrats, però molts d'ells han hagut de ser descartats per la difícil visualització de les colònies encauades i que no permetien fer mesures creïbles. Això també ha fet que en aquest seguiment s'hagi utilitzat com a paràmetre demogràfic l'alçada màxima i com a indicador de l'estat de conservació de les poblacions el percentatge de colònies més gran de 100mm, tot i que el diàmetre és el paràmetre utilitzat per determinar la mida mínima de pesca (7mm de diàmetre). Tal i com ja hem comentat, la distribució de les colònies al Cap de Creus i a altres indrets de les illes Medes, principalment dins d'esquerdes, dificulta molt les mesures del diàmetre in situ. A més, s'ha de tenir en compte que tot i que es puguin mesurar les colònies, el nombre de colònies mesurat és relativament baix i pot portar a sobre- o subestimar els valors obtinguts. Per tant, com s'ha comentat en la metodologia no es mostren els resultats per aquest paràmetre

Les poblacions estudiades mostren densitats mitjanes entre 4 i 13 colònies/quadrat al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter, mentre que són menors al Parc Natural de Cap de Creus entre quasi bé 2 i 9 colònies/quadrat essent l'Encalladora la que mostra la densitat menor que contrasta amb la gran mida de les colònies com veurem a continuació. Aquests valors de densitats són semblants a altres poblacions de la Mediterrània (Garrabou *et al.* 2017b; Linares *et al.* 2017).

Respecte a la relació de densitat i el grau de protecció, en principi esperaríem que les poblacions sotmeses a la pesca tinguéssim una densitat major donada per la major abundància de colònies petites en comparació a zones on la pesca està prohibida, les quals presenten generalment densitats més baixes i un nombre de colònies més grans. Però la descoberta d'una població prístina amb valors de densitat molt més elevats del que es coneixien fins ara dins de les Reserves Marines ben gestionades (Garrabou *et al.* 2017a) i també l'elevada variabilitat d'aquest paràmetre en diferents localitats protegides ens porta a confirmar que el valor de densitat no és massa informatiu de l'estat de conservació de les poblacions d'aquesta espècie.

Les estructures de talles en els dos Parcs ens mostren poblacions on generalment hi ha una manca important de reclutament (excepte a la població de La Reina a les illes Medes) i on hi ha una abundància major de talles mitjanes. No obstant, també s'observen diferències remarcables entre els dos parcs. En el Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter la moda de la distribució (on hi ha una major abundància de colònies) es situa en rangs de mida més grans, entre 3 i 4 cm, o fins i tot més grans, i sempre hi ha colònies de mida més gran (de més de 8 cm fins, i tot arribant a 12 cm, en la Vaca Nord). En les estructures de talles del Parc Natural de Cap de Creus, on les colònies més abundants són les que tenen generalment 2 i 3 cm, difícilment es troben colònies més grans de 7 cm d'alçada, excepte en la Reserva Integral de l'Encalladora. Aquestes talles majors al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter es veuen reflectides en una alçada mitjana major en gairebé totes les poblacions, que es situa entre els 4 i 5 cm, mentre que l'alçada

mitjana al Parc Natural de Cap de Creus estaria al voltant de 3 cm, excepte, un altre cop, a l'Encalladora on hi ha una talla mitjana de gairebé 6 cm d'alçada.

Aquesta localitat és la que mostra una densitat menor de totes les que hem avaluat en el seguiment, però té una abundància de talles grans que no es veu en cap de les localitats dels dos Parcs, i a més és la única que destaca per tenir un percentatge significatiu de colònies més grans de 10 cm.

En general, tot i les diferències entre els Parcs i les talles observades a l'Encalladora, l'alçada mitjana a totes les estacions està lluny d'arribar als 100mm, mida de les colònies que es troben en poblacions ben conservades. De fet, únicament l'Encalladora amb un 7% i les estacions de la Vaca Nord a les illes Medes i a la Messina a Cap de Creus (amb un 1%) són les úniques estacions que presenten colònies més grans de 100 mm amb valors molt llunyans al del líndar del 30% per considerar una població en bon estat de conservació (Garrabou *et al.* 2017 a,b; Linares *et al.* 2010). Això es degut a la pressió de pesca que encara hi ha al Cap de Creus (Garrabou *et al.* 2017b) i a la pesca furtiva que es va donar en el passat a les Illes Medes (Linares *et al.* 2012) que fa que les poblacions que es troben protegides de la pesca dins del dos parcs, estan lluny de l'estat desitjable de conservació amb poblacions de corall de mides semblants a altres zones protegides de la Mediterrània Occidental (Bavestrello *et al.* 2015; Garrabou *et al.* 2017b; Linares *et al.* 2010). De fet aquests indicis de pesca es veuen en el percentatge de colònies pescades que es veuen en els dos parcs, tot i en general no ser molt elevat, cal destacar la Massa d'Or on es veu que més del 60% de les colònies presenten signes d'haver sigut pescades amb grans bases i petits rebrots que surten a partir d'aquesta base.

Un paràmetre que incorpora la densitat i l'estructura de talles de les poblacions i que ens serveix de resum de tots els paràmetres anteriorment indicats es la biomassa. En aquest sentit un altre cop, el que ens indica es que les poblacions del Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter tenen una biomassa mitjana entre 500 i 1500 gr/m², destacant el Medallot amb el valor més elevat i essent sempre els valors de biomassa gairebé el doble del que es registren en el Parc Natural de Cap de Creus els valors es situen al voltant de 200 i 800gr/m². Aquesta diferència s'explica per la menor densitat de colònies i la manca de colònies de talles grans, evidenciant un estat de conservació millor de les poblacions de corall vermell en el Parc Natural del Parc del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter.

Finalment, cal remarcar els baixos valors de necrosi observats en totes les poblacions estudiades. Aquests valors es situen entre 1 i 3% en el Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter (on el Medallot destaca amb valors menors que 0,5%) i entre 0 i 1,5% en el Parc Natural de Cap de Creus on la majoria de poblacions no mostren signes de necrosi. Afortunadament aquesta necrosi que ha estat molt elevada amb la gorgònia vermella i que es una de les màximes causes de preocupació per la conservació d'aquesta espècie i està relacionada amb el increment de la temperatura i anomalies tèrmiques positives que durant els últims anys han afectat greument aquesta gorgònia, de moment no sembla tenir un efecte molt important en el corall vermell. Els valors observats entren dins els valors que es consideren atribuïbles a causes naturals i per tant no es un impacte per aquesta espècie almenys de moment.

Conclusions

En termes generals, les poblacions de corall vermell del Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter mostren un millor estat de conservació que les poblacions del Parc Natural de Cap de Creus com demostren els valors de biomassa i la major proporció de colònies grans.

Respecte el grau de protecció, en el Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter, les poblacions de corall mostren un similar estat de conservació en totes les poblacions. Tot i que l'estació del Medallot dins Reserva Integral és la que mostra una biomassa més elevada, donat la lenta taxa de creixement del corall vermell això no és fruit de la protecció integral sinó d'un millor hàbitat per aquesta població que probablement ha estat menys visitada que altres llocs i, per tant, encara s'ha d'esperar més temps per veure realment l'efecte de la Reserva Integral. Tot i que les poblacions de corall en aquest parc no mostren les talles esperades després de més de 30 anys de protecció, sí que hi ha una tendència a millorar, sobretot en les poblacions que tradicionalment han tingut una menor freqüentació, com són la Vaca Nord o la Trona, que tenen colònies de talles més grans.

Respecte al Parc Natural de Cap de Creus, destaca l'estat de conservació de l'Encalladora dins Reserva Integral amb talles molt més grans que no es reflecteixen en la biomassa degut a la baixa densitat de les colònies, però no es veuen diferències entre la Reserva Natural Parcial i Parc Natural, on fins l'actualitat es podia pescar. En aquestes poblacions destaca la manca de colònies grans i en alguns llocs, com la Massa d'Or, dins de Reserva Natural Parcial la majoria de colònies mostren signes de pesca. En els anys següents s'haurà de veure l'efecte de la veda de pesca que comença l'any 2018 per un període de 10 anys i si realment això permet obtenir colònies cada cop més grans com les que esperaríem en llocs on el corall vermell ha estat una espècie predominant.

El canvi climàtic no sembla afectar de manera important a aquesta espècie en cap dels dos Parcs i per tant es recomana que ara que hi ha la veda de pesca de corall establerta, s'apliqui el principi de precaució per delimitar el nombre d'escafandristes en les estacions on es desenvolupen poblacions de corall per tal de minimitzar els impactes i permetre el creixement de les colònies i la recuperació del seu rol estructural.

Bibliografia

- Andaloro, F., Cicogna, F. (1993). Fishing red coral: problems and management. *Red Coral in the Mediterranean Sea, Art, History and Science*, 31–157.
- Bavestrello, G., Bo, M., Bertolino, M., Betti, F., Cattaneo-Viatti, R. (2015). Long-term comparison of structure and dynamics of the red coral metapopulation of the Portofino Promontory (Ligurian Sea): A case-study for a Marine Protected Area in the Mediterranean Sea. *Marine Ecology*, 36(4), 1354–1363.

- Bruckner, A. W. (2009). Rate and extent of decline in *Corallium* (pink and red coral) populations: existing data meet the requirements for a CITES Appendix II listing. *Marine Ecology Progress Series*, 397, 319–332.
- Bruckner, A. W. (2014). Advances in management of precious corals in the family Corallidae: Are new measures adequate? *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 7, 1–8.
- Cerrano, C., Danovaro, R., Gambi, C., Pusceddu, A., Riva, A., Schiaparelli, S. (2010). Gold coral (*Savalia savaglia*) and gorgonian forests enhance benthic biodiversity and ecosystem functioning in the mesophotic zone. *Biodiversity and Conservation*, 19(1), 153–167.
- Costantini, F., Taviani, M., Remia, A., Pintus, E., Schembri, P. J., Abbiati, M. (2010). Deep-water *Corallium rubrum* (L., 1758) from the Mediterranean Sea: Preliminary genetic characterisation. *Marine Ecology*, 31(2), 261–269.
- Garrabou, J., Coma, R., Bensoussan, N., Bally, M., Chevaldonn, P., Cigliano, M., Cerrano, C. (2009). Mass mortality in Northwestern Mediterranean rocky benthic communities: Effects of the 2003 heat wave. *Global Change Biology*, 15(5), 1090–1103.
- Garrabou, J., Harmelin, J.G. (2002). A 20-year study on life-history traits of a harvested long-lived temperate coral in the NW Mediterranean: insights into conservation and management needs. *Journal of Animal Ecology*, 71(6), 966–978.
- Garrabou, J., Linares, C., Montero-Serra, I., Ledoux, J. B., López-Sanz, À., Olvera, A., Gili, J. M. (2017). Informe sobre l'estat de les poblacions de corall vermell (*Corallium rubrum*) a les aigües de Catalunya.
- Garrabou, J., Perez, T., Sartoretto, S., Harmelin, J. G. (2001). Mass mortality event in red coral *Corallium rubrum* populations in the Provence region (France, NW Mediterranean). *Marine Ecology Progress Series*, 217, 263–272.
- Garrabou, J., Sala, E., Linares, C., Ledoux, J. B., Montero-Serra, I., Dominici, J. M., Harmelin, J. G. (2017). Re-shifting the ecological baseline for the overexploited Mediterranean red coral. *Scientific Reports*, 7, 1–6.
- Hereu, B., Linares, C. (2000). Avaluació de l'impacte de l'episodi d'espoli de corall vermell (*Corallium rubrum*) de la zona protegida de les Illes Medes detectat durant l'hivern de 2000, 51–60.
- Linares, C., Bianchimani, O., Torrents, O., Marschal, C., Drap, P., Garrabou, J. (2010). Marine Protected Areas and the conservation of long-lived marine invertebrates: The Mediterranean red coral. *Marine Ecology Progress Series*, 402, 69–79.
- Linares, C., Garrabou, J., Hereu, B., Diaz, D., Marschal, C., Sala, E., Zabala, M. (2012). Assessing the Effectiveness of Marine Reserves on Unsustainably Harvested Long-Lived Sessile Invertebrates. *Conservation Biology*, 26(1), 88–96.
- Linares, C., Garrabou, J., López-sanz, À., López-sendino, P., Aspillaga, E., Capdevila, P., Montero-serra, I. (2017). Seguiment de les poblacions de corall vermell a la costa catalana .
- Marchetti, R. (1965). Recherche sul corallo rosso della costa ligure e toscana. II. Il Promontorio di Portofino. *Rediconti. Istituto Lombardo. Accademia Di Scienze E Letter B Scienze Biologiche E Mediche*, 99, 279–316.
- Montero-Serra, Linares, C., Doak, D. F., Ledoux, J. B., Garrabou, J. (2018). Strong linkages between depth, longevity and demographic stability across marine sessile species. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 285, 20172688.

- Montero-Serra, I., Linares, C., García, M., Pancaldi, F., Frleta-Valić, M., Ledoux, J. B., Garrabou, J. (2015). Harvesting effects, recovery mechanisms, and management strategies for a long-lived and structural precious coral. *PLoS ONE*, 10(2), 1–14.
- Santangelo, G., Abbiati, M. (2001). Red coral: conservation and management of an over-exploited Mediterranean species. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 11(4), 253–259.
- Tsounis, G., Rossi, S., Grigg, R., Santangelo, G., Bramanti, L., Gili, J.-M. (2010). The Exploitation and Conservation of Precious Corals. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, 48: 161–212
- Tukey, J. (1949). Comparing Individual Means in the Analysis of Variance. *Biometrics*, 5(2), 99–114.
- Zibrowius, H., Monteiro-Marques, V., Grasshoff, M. (1984). La repartition du *Corallium rubrum* dans l'Atlantique (Cnidaria: anthozoa: Gorgonaria). *Téthys*, 11, 163–170.

Seguiment de les comunitats algals i les poblacions de garotes al Parc Natural de Cap de Creus i al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter

Pol Capdevila, Eneko Aspillaga, Graciela Rovira, Cristina Linares, Bernat Hereu

PARC NATURAL DE CAP DE CREUS

- Les poblacions de garotes no mostren un clar efecte de la reserva. Probablement degut a l'escassa recuperació de les comunitats de peixos.
 - Les comunitats algals estan molt simplificades, amb un gran domini de blancalls i gespes.
-
- S'ha observat un patró clar del control tròfic que té lloc a dins de les reserva on les comunitats de peixos s'han recuperat, que per efecte cascada acaba beneficiant a les comunitats algals.
 - No s'han trobat espècies invasores rellevants.

PARC NATURAL DEL MONTGRÍ, LES ILLES MEDES I EL BAIX TER

- Les poblacions de garotes presenten diferències clares segons el grau de protecció. A dins de reserva l'efecte de depredació per peixos exerceix un control sobre la seva abundància.
- La sèrie temporal ha permès establir un marc contextual molt bo per interpretar correctament diversos processos que regulen les poblacions de garotes.
- Per efecte cascada, les comunitats algals es troben molt desenvolupades dins la reserva, mentre que fora hi dominen els blancalls.

Aquest capítol ha de ser citat com:

Capdevila, P., Aspillaga, E., Rovira, G., Hereu, B. (2018). Seguiment de les comunitats algals i les poblacions de garotes al Parc Natural de Cap de Creus i al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. *Seguiment del medi marí al Parc Natural de Cap de Creus i al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. Memòria tècnica 2017*. Generalitat de Catalunya. Departament de Territori i Sostenibilitat. Direcció General de Polítiques Ambientals i Medi Natural.

Introducció

Les algues juguen un paper clau en l'estructura i el funcionament dels ecosistemes bentònics dels mars temperats. Aquests organismes són molt abundants al Mar Mediterrani, presents des de les zones més someres fins a més de 100 m de fondària, amb més de 1200 espècies descrites, un 20% de les quals són endèmiques (Figuerola *et al.* 2014). Donat que les condicions fisicoquímiques del Mar Mediterrani limiten el desenvolupament dels principals organismes formadors d'hàbitat d'arreu (Zabala i Ballesteros 1989), com els coralls tropicals o els boscos de kelp, les algues tenen un paper estructural molt rellevant a les nostres costes. Les frondes de les algues erectes, així com les construccions d'algues calcàries, incrementen la superfície i l'estructura tridimensional dels hàbitats bentònics, oferint substrat habitable per a moltes espècies, a més de proporcionar refugi i zones de cria a molts organismes sèssils i vàgils (Cheminée *et al.* 2013). En el cas dels fons infralitorals rocosos Mediterranis, les espècies amb un valor estructural més rellevant són les dels gèneres *Cystoseira* i *Sargassum*, les quals tenen formes arborescents i configuren comunitats complexes, pròpies de les zones més ben conservades (Sala *et al.* 2012). D'altra banda, les algues són productores primàries, i per tant, constitueixen la base de la xarxa tròfica, servint d'aliment pels herbívors del Mediterrani, com les garotes i les salpes (*Sarpa salpa*) (Sala *et al.* 1998). A més, generen un reservori molt important de matèria orgànica, ja que les frondes són descompostes pels detritívors, acumulant així matèria orgànica al sediment, el que genera importants embornals de carboni (Krause-Jensen i Duarte 2016).

Malgrat el paper clau de les comunitats algals als mars temperats d'arreu, aquestes no estan exemptes dels impactes derivats de les activitats antròpiques, com la sobrepesca, la contaminació, la modificació del litoral, l'erosió causada per arts de pesca, o els efectes del canvi climàtic (Mineur *et al.* 2015). De fet, en les darreres dècades s'ha pogut observar canvis molt conspicus en les comunitats algals, com la forta davallada dels boscos algals dominats per espècies del gènere *Cystoseira*, que comporta una transformació molt dràstica del paisatge submari, passant de comunitats amb una gran biodiversitat, i molt productives, a paisatges empobrits dominats per hàbitats menys diversos i productius dominats per herbívors, els anomenades "blancalls" (Figura 1) (Sala *et al.* 1998, McClanahan *et al.* 2001, Ling *et al.* 2014).

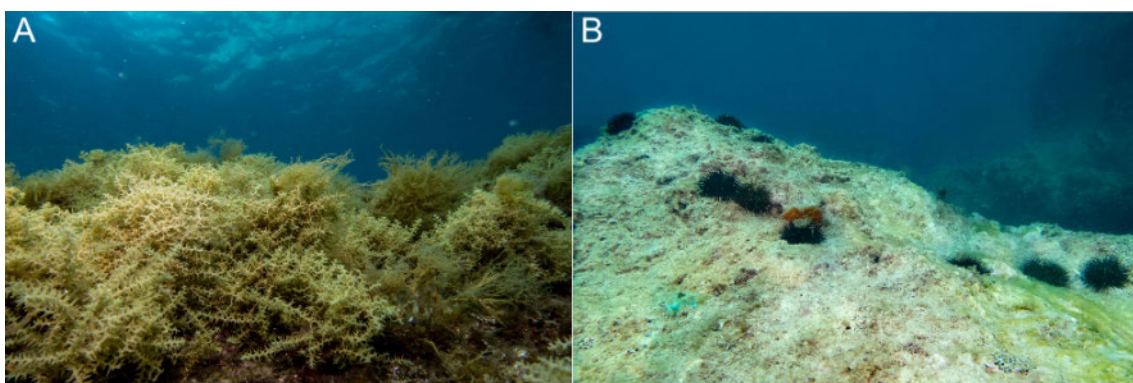


Figura 1. A) Exemple d'un bosc desenvolupat de *Cystoseira elegans* a les Ferranelles; B) blancall a la costa del Montgrí.

Una de les causes més rellevants de la davallada de les algues formadores d'hàbitat arreu de la Mediterrània és la sobrepastura per part de garotes, derivada de la sobrepesca de peixos (principals depredadors de les garotes), que pels anomenats efectes tròfics en cascada ha causat la proliferació excessiva d'aquests herbívors (Sala *et al.* 1998). Donat el paper clau de les garotes com a principals herbívors del Mediterrani l'augment de les seves poblacions degut a la desregulació de la xarxa tròfica, ha comportat un excés de pressió d'herbivoria, fet que te repercussions negatives no només a nivell ecològic, sinó també a nivell paisatgístic, als ecosistemes bentònics litorals.

D'aquesta manera, la dinàmica dels boscos algals i dels blancalls, és actualment objecte d'estudi, ja que aquests dos hàbitats representen dos estats que poden alternar-se coexistent en les mateixes condicions ambientals, però amb diferents densitats d'herbívors. Teòricament, a les reserves marines, on hi ha una major abundància de peixos depredadors, aquests haurien de controlar les poblacions de garotes i mantenir indirectament els boscos algals ben conservats. No obstant, l'alternança entre aquests dos hàbitats no segueix una relació senzilla, sinó que sovint està regulada per processos de retroalimentació en les poblacions de garotes, els afavoreixen el seu creixement poblacional, inclús dins de reserves marines on les poblacions de peixos són abundants. Per aquest motiu, si hom vol entendre la dinàmica dels hàbitats dominats per algues, és necessari estudiar també les poblacions de garotes, ja que són la principal causa de canvis d'aquests hàbitats.

Així, en aquest seguiment també s'han censat les poblacions de les garotes *Paracentrotus lividus* i *Arbacia lixula*, les dues espècies més freqüents en ambients fotòfils. Tot i que és menys freqüent, *A. lixula* té l'interès que pot competir amb *P. lividus* (ja sigui pels recursos tròfics o per els refugis que les protegeixen contra els seus depredadors), i a més es considera una espècie termòfila (Wangenstein *et al.* 2013), fet que podria causar possibles canvis a més gran escala degut als efectes del canvi climàtic.

Una altre de les pressions més preocupants, que podrien comportar canvis molt significatius en les comunitats algals és l'arribada d'espècies invasores. Un exemple rellevant als Parcs Naturals de Catalunya i a la costa catalana és el d'*Asparagopsis armata*, una alga vermella provinent de les costes Australianes i Neozelandeses i introduïda a la Mediterrània als anys 20 del segle passat (Feldmann i Feldmann 1942), que monopolitza l'espai i domina les comunitats o és present durant la època de màxima producció. Una altra espècie invasora detectada als Parcs Naturals de Catalunya és *Womersleyella setacea*, detectada al Montgrí l'any 2010 (Hereu *et al.* 2010). Aquesta alga invasora creix en ambients esciòfils, generant un coixí molt dens arran de superfície que impedeix en creixement i reclutament d'altres espècies, tal com s'ha constatat en altres indrets del Mediterrani (Piazzi *et al.* 2002; Ballesteros *et al.* 2009). Altres espècies invasores de gran impacte distribuïdes arreu de la Mediterrània són *Caulerpa cylindracea* i *Lophocladia lallemandii*, que no són presents actualment als Parcs Naturals marins de Catalunya, però sí que són presents en zones perifèriques, de manera que l'amenaça d'arribada és continua.

Els efectes del canvi climàtic, com l'augment de la temperatura de l'aigua, o l'acidificació, també poden afectar les comunitats algals. En altres mars temperats, s'han descrit mortalitats de macroalgues i canvis dràstics en les comunitats degut a l'augment de la temperatura (Wernberg *et al.* 2016). A la Mediterrània, tot i que no s'han detectat efectes sobre les macroalgues erectes, sí que s'han pogut observar mortalitats d'algues calcàries incrustants, detectades al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter (Hereu i Kersting, 2016; Hereu *et al.*, 2016). Aquesta mortalitat pot provocar una pèrdua dels hàbitats formats per aquestes algues, com el coral·ligen, o les tenasses de *Lithophyllum byssoides*, a més de una pèrdua de gran part de la cobertura algal en els fons fotòfils, ja que el despreniment de la coberta d'algues calcàries provoca una pèrdua de moltes espècies erectes s'hi instal·len sobre. Aquest efecte, a més, es pot veure afavorit per l'efecte de les garotes, que actuaria com un factor sinèrgic.

Per aquests motius, l'objectiu del present capítol és avaluar l'estat de les comunitats algals, així com les abundàncies de les poblacions de les principals espècies de garotes, *Paracentrotus lividus* i *Arbacia lixula* (que són les més freqüents i les que tenen un major efecte sobre les comunitats algals al Mediterrani) al Parc Natural de Cap de Creus i al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. El seu monitoratge ens permetrà, per un costat, tenir un control simultani de les comunitats algals i de les poblacions de garotes per a testar el funcionament i l'equilibri de les xarxes tròfiques als Parcs Naturals, a més de detectar possibles canvis causats ja sigui per la introducció d'espècies introduïdes o altres factors.

Material i mètodes

Disseny de mostreig

Per al seguiment de les comunitats algals i les poblacions de garotes, es varen monitoritzar un total de 6 estacions al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter distribuïdes en 3 estacions al Parc Natural (PN) i 3 estacions a la Reserva Natural Parcial (RNP), i 7 estacions al Parc Natural de Cap de Creus, distribuïdes en 3 estacions al Parc Natural (PN), 3 estacions a la Reserva Natural Parcial (RNP) i 1 estació a la Reserva Natural Integral (RNI) (Taula 1, Figures 2 i 3). Aquestes estacions es varen distribuir en zones amb les mateixes característiques ambientals (fondària de 5 metres amb sobre substrat rocós amb orientació, topografia i rugositat semblants) per a minimitzar la possible variabilitat espacial. El mostreig d'aquest indicador es va realitzar durant el mes de juliol del 2017.

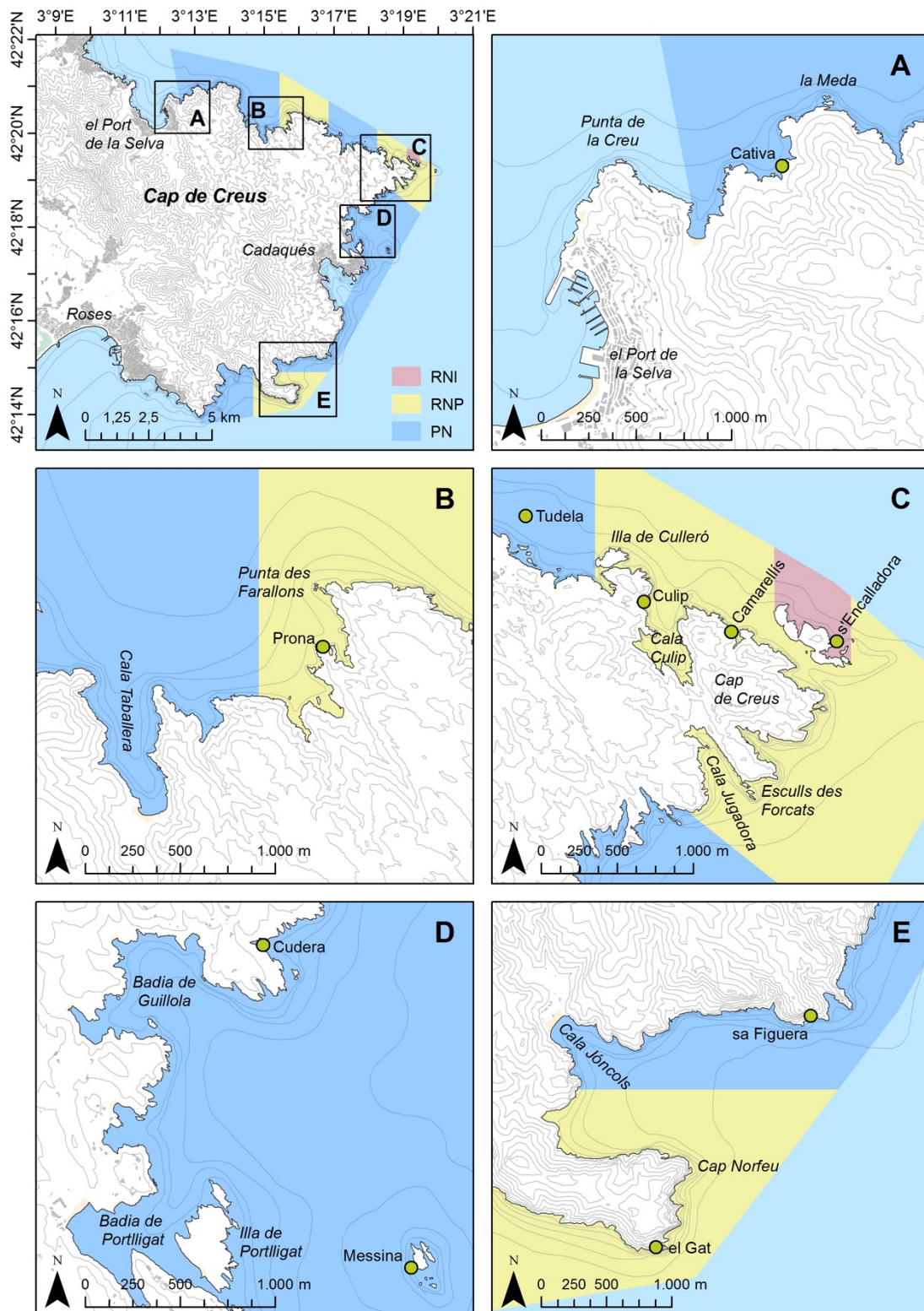


Figura 2. Mapa de les estacions de mostreig del Parc Natural de Cap de Creus d'algues i garotes de l'any 2017. Grau de protecció: Reserva Natural Integral (RNI), Reserva Natural Parcial (RNP) i Parc Natural (PN).

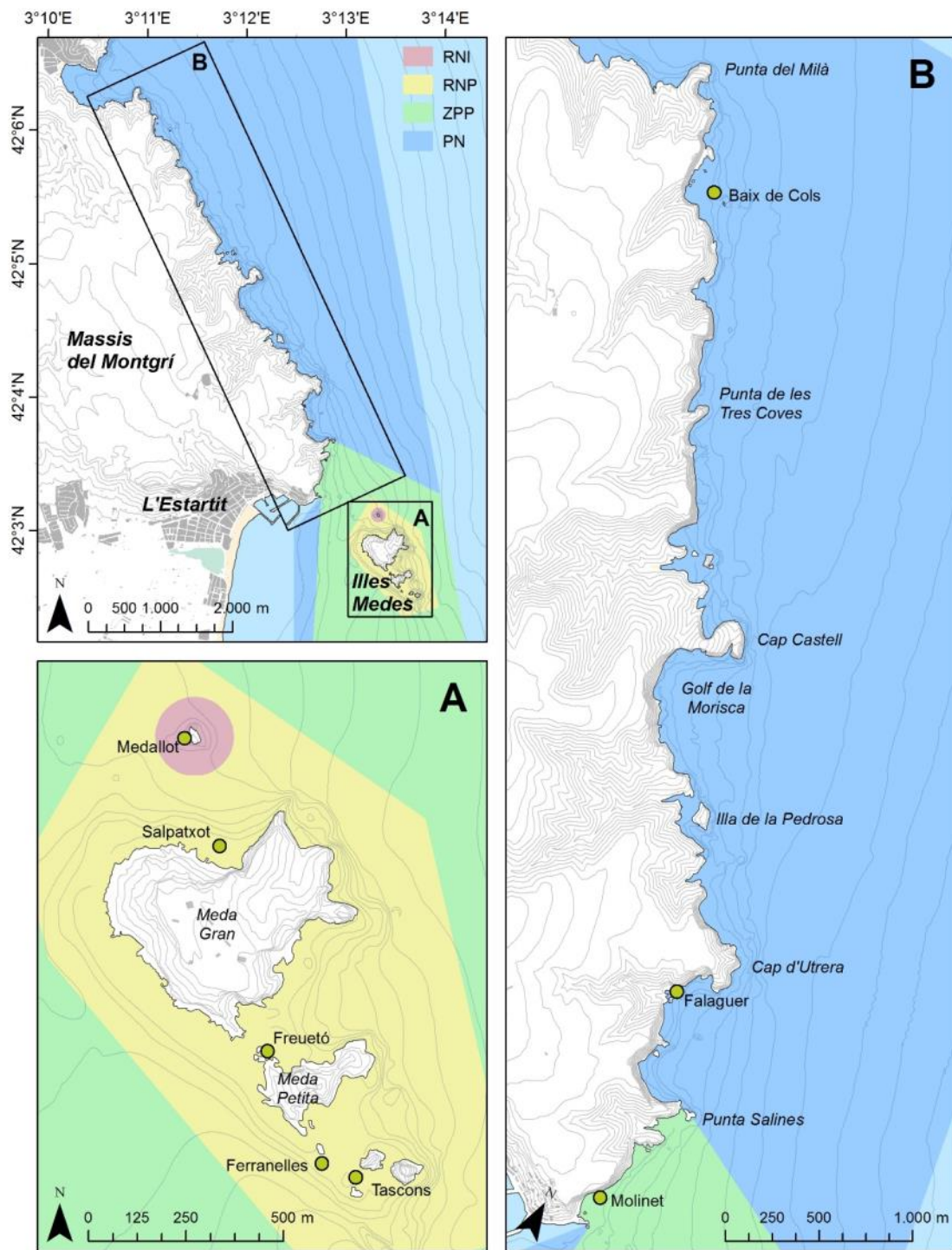


Figura 3. Mapa de les estacions de mostreig del Parc Natural del Montgrí, Illes Medes i Baix Ter, d'algues i garotes de l'any 2017. Grau de protecció: Reserva Natural Integral (RNI), Reserva Natural Parcial (RNP), Zona Perifèrica a la Protecció (ZPP) i Parc Natural (PN).

Taula 1. Estacions de mostreig d'algues i garotes de l'any 2017. Grau de protecció: Reserva Natural Integral (RNI), Reserva Natural Parcial (RNP) i Parc Natural (PN).

Parc	Protecció	Estació	Data mostreig	Fondària (m)
Cap de Creus	RNI	s'Encalladora	12/07/2017	5
	RNP	Prona	10/07/2017	5
		Culip	11/07/2017	5
		Camarellis	12/07/2017	5
		el Gat	11/07/2017	5
		PN	Cativa	10/07/2017
		Tudela	10/07/2017	5
		Cudera	11/07/2017	5
		Messina	10/07/2017	5
		sa Figuera	11/07/2017	5
	Medes i Montgrí	RNI	Medallot	07/07/2017
RNP		Salpatxot	07/07/2017	5
		Freuetó	06/07/2017	5
		Ferranelles	06/07/2017	5
		Tascons	07/07/2017	5
PN		Baix de Cols	13/07/2017	5
		Falaguer	13/07/2017	5
	Molinet	07/07/2017	5	

Metodologia

En cada estació es varen realitzar 3 transectes a l'atzar de 30 metres mitjançant la disposició d'una cinta mètrica sobre el fons. Aquests transectes es varen fer servir com a referència per a fer els censos de garotes i la descripció de les comunitats algals, seguint metodologies la següent metodologia.

- **Garotes:** Cada transecte ocupava una superfície de 30 m², delimitats per la cinta de 30 metres d'allargada, i que es resseguia amb una barra de PVC de 1 metre d'amplada deixant mig metre a banda i banda d'aquesta. Dins d'aquesta àrea, es varen determinar tres subtransectes de 10 m² (resseguint 10 metres de la cinta), en els que es comptabilitzaven totes les garotes, diferenciant-les per espècies, i es mesurava també el diàmetre de la closca sense les espines de cada individu mitjançant un peu de rei. Per a l'anàlisi de l'estructura de talles, es varen agrupar en classes de talla de 1 cm. A partir d'aquestes dades es va poder determinar:

- La composició específica i densitat de les poblacions de garotes.
- L'estructura de talles de la població.
- **Algues:** En la mateixa àrea delimitada pels transectes utilitzats per monitoritzar les poblacions de garotes, es va caracteritzar la comunitat algal. Per fer-ho, es va quantificar la cobertura d'una sèrie predeterminada d'espècies d'algues, a més del tipus de comunitat que formen en el seu conjunt: bosc d'algues erectes, gespes dominades per algues filamentosos, comunitat de blancall dominada per algues calcàries incrustants o zones de roca sense presència d'algues. Les algues seleccionades són les més abundants i la majoria d'elles tenen una important contribució, tant en biomassa com en el component estructural, ja que en la seva majoria són algues erectes amb un port vertical important, o són incrustants que determinen el tipus de substrat. Un altre criteri per a la selecció ha estat la facilitat en la seva identificació, per tal de disminuir la probabilitat d'errors durant el comptatge. La composició i cobertura algal es va caracteritzar mitjançant quadrats de 50x50 cm subdividits en 25 quadrats de 10 x 10 cm. A cada quadrat s'anotaven les espècies presents en cadascun dels subquadrats, així com el tipus de comunitat (bosc, gespes, blancall o roca). Aquestes dades ens permetien determinar:
 - La composició de la comunitat.
 - La cobertura algal de cada una de les espècies identificades
 - Tipus de comunitat.
 - Detecció d'espècies introduïdes.
- A més, de cada zona es va anotar:
 - Els principals impactes i perturbacions detectats sobre aquestes comunitats, ja siguin per sobrepastura de garotes (fet que es podrà correlacionar amb les dades de densitat i biomassa de les poblacions de garotes en els mateixos transectes), episodis de contaminació, erosió per ancoratge, arts de pesca, o altres possibles impactes no previstos.
 - Percentatge de superfície morta d'algues calcàries incrustants, calculada en funció de l'extensió de la superfície afectada respecte la cobertura total de cada espècie.

Anàlisi estadístics

Les diferències entre les densitats de garotes es varen testar mitjançant ANOVAs, mentre que per comparar les diferències entre les diferents estacions es va utilitzar el test de Tukey (Tukey 1949). Per a determinar diferències entre les comunitats algals de les estacions mostrejades es va utilitzar un anàlisi de redundàncies (RDA). El RDA és un anàlisi multivariant que ens permet extreure i resumir la variabilitat de les comunitats algals observades i relacionar-les amb altres paràmetres

ambientals (Legendre i Legendre 2012). Dit amb altres paraules, ens permet simplificar la variabilitat entre el nombre d'espècies d'algues de cada estació, ordenar-les en un espai bidimensional en funció de la composició de la comunitat, alhora que es correlaciona cada comunitat amb el percentatge de cobertura de cada tipus de comunitats (algues, blancall, gespes i roca nua) i la densitat de garotes.

Resultats

Garotes

Parc Natural de Cap de Creus

a) *Paracentrotus lividus*

La densitat de *Paracentrotus lividus* al Parc Natural de Cap de Creus no presentava diferències significatives entre les estacions mostrejades (Figura 4; ANOVA, $F_7=0,66$, p-valor=0,71). Aquesta manca de significació estadística és deguda sobretot a l'elevada variabilitat de la densitat de garotes en cada una de les poblacions estudiades. La població amb major abundància de *P. lividus* al Parc Natural de Cap de Creus va ser l'Encalladora, a la Reserva Integral, mentre que les densitats a la zona de Parc Natural i Reserva Natural Parcial, les densitats variaven molt d'estació en estació sense presentar un patró clar (Figura 4).

Si analitzem les abundàncies de garotes comparant entre els diferents graus de protecció, les densitats de les poblacions de la Reserva Integral són significativament més altes que les de les altres zones de protecció (ANOVA, $F_3= 5,25$, p-valor=0,012).

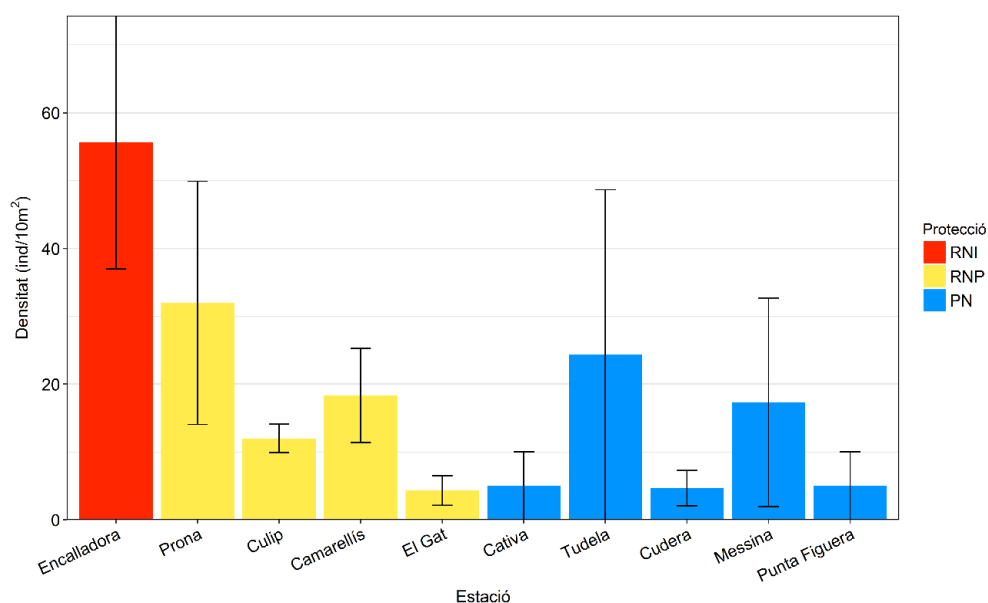


Figura 4. Densitat mitjana de les poblacions de *Paracentrotus lividus* al Parc Natural de Cap de Creus. Les barres d'error indiquen l'error estàndard.

L'estructura de talles de les poblacions de garota comuna (*P. lividus*) al Parc Natural de Cap de Creus varen mostrar una estructura poblacional molt variable entre les diferents estacions mostrejades (Figura). A la zona de Reserva Integral (l'Encalladora) les poblacions presenten una estructura bimodal, amb dominància de talles petites i grans però amb absència de talles mitjanes (Figura 5). Aquest patró també es pot identificar en certa mesura en la majoria d'estacions dins de la Reserva Natural Parcial (com Culip, Camarellís o el Gat), i en algunes de Parc Natural (Tudela o Messina).

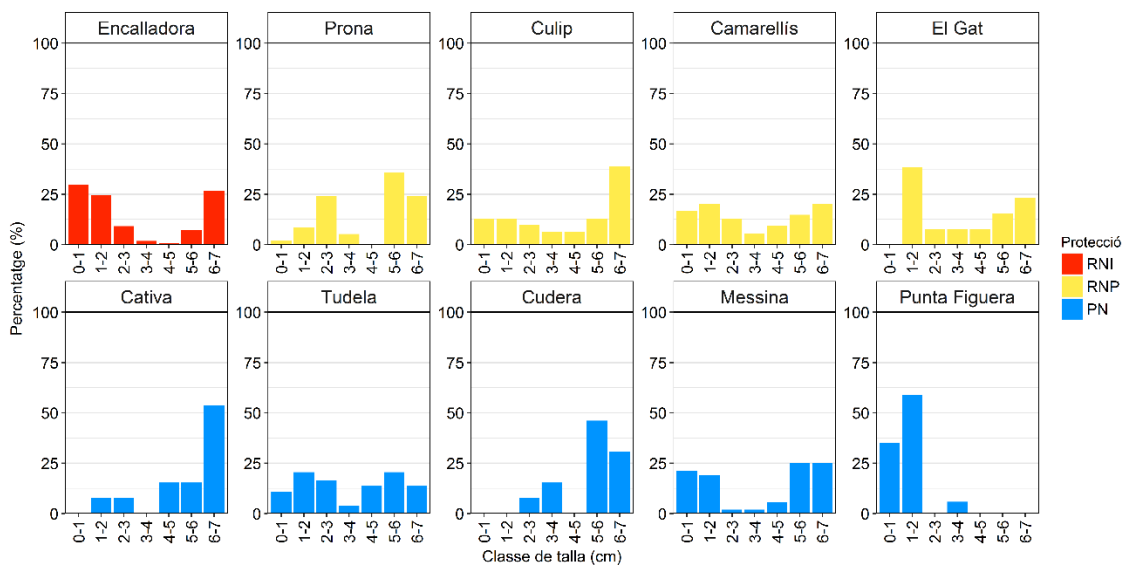


Figura 5. Estructura de talles de la garota comuna (*Paracentrotus lividus*), al Parc Natural de Cap de Creus. Les capçaleres indiquen el nom de l'estació. El codi de colors representa el grau de protecció.

b) *Arbacia lixula*

La densitat d'*Arbacia lixula* garotes al Parc Natural de Cap de Creus no presenta diferències significatives entre les estacions mostrejades (ANOVA, $F_7=0,57$, p-valor=0,77). Aquesta manca de significació estadística és deguda sobretot a l'elevada variabilitat de la densitat de garotes en cada una de les poblacions estudiades. Les densitats d'*A. lixula* varen ser molt menors en comparació a les de garota comuna, essent la població del paratge de Tudela la que presentava una major abundància (Figura 7).

No es mostra cap diferència entre els diferents graus de protecció en la densitat de ls poblacions de garotes (ANOVA, $F_7= 0,044$, p-valor=0,956).

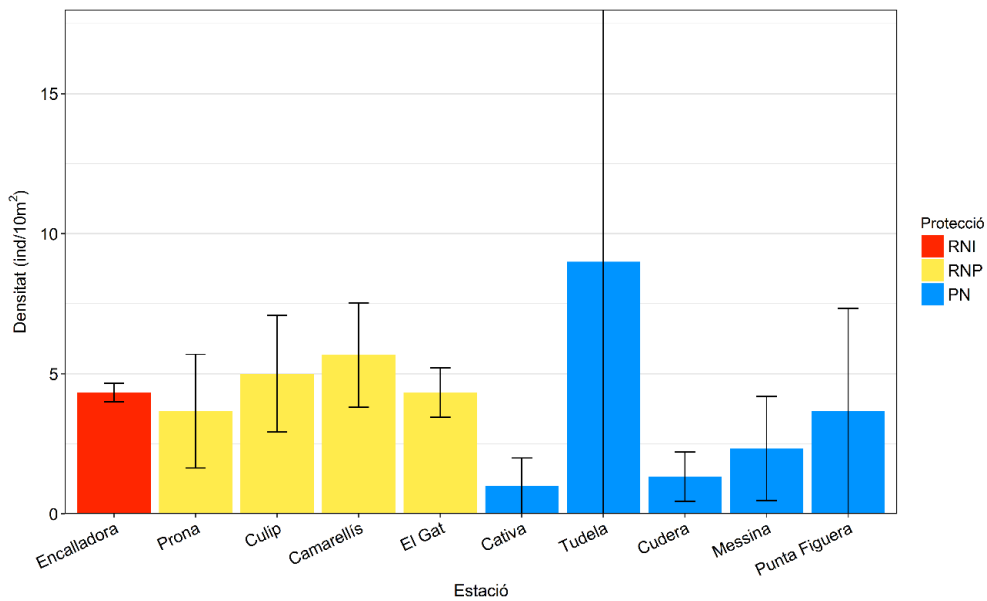


Figura 7. Densitat de les poblacions d'*Arbacia lixula* al Parc Natural de Cap de Creus. Les barres d'error indiquen l'error estàndard.

En el cas de la garota negra (*Arbacia lixula*), es va observar una gran variació en l'estructura de talles entre les poblacions de les diferents estacions del Parc Natural de Cap de Creus (Figures 8). Al Cap de Creus les talles més abundants eren les de 4 a 6 cm, presents sobretot a les zones de Reserva Natural Parcial (Figura 8).

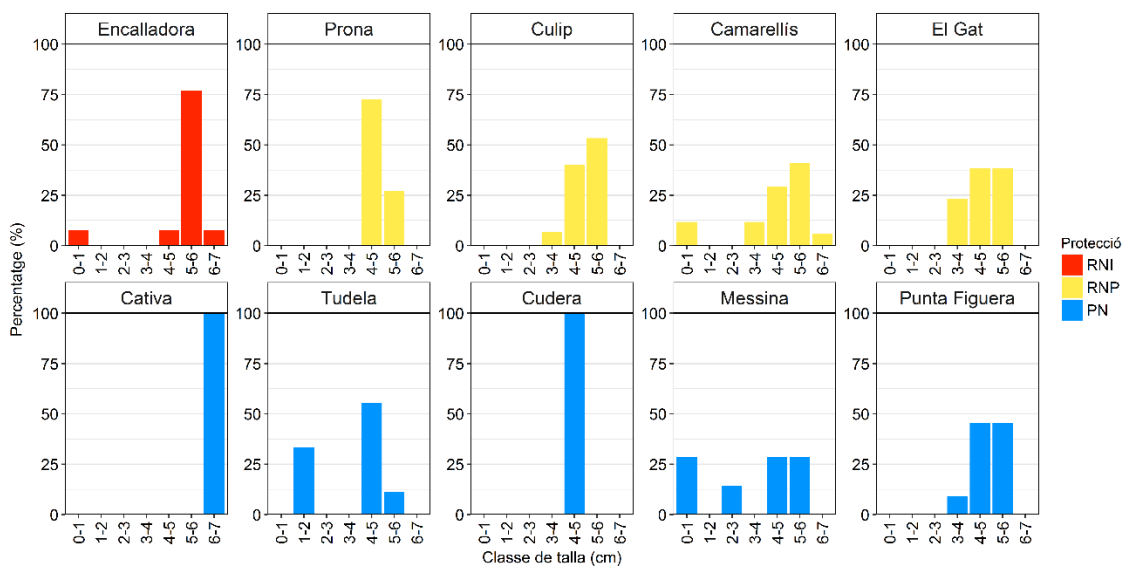


Figura 8. Estructura de talles de la garota negra (*Arbacia lixula*), al Parc Natural de Cap de Creus. Les capçaleres indiquen el nom de l'estació. El codi de colors representa el grau de protecció.

Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter

a) *Paracentrotus lividus*

La densitat de *P. lividus* al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter presenta diferències significatives entre les estacions mostrejades (Figura 8; ANOVA, $F_3 = 9,86$, p -valor $< 0,01$). Les poblacions fora de la reserva són les que presentaven majors densitats on destaquen Molinet i Falaguer, mentre que les poblacions de Freuetó i Ferranelles eren les menys denses (Figura 9).

Si analitzem les abundàncies de garotes comparant entre els diferents graus de protecció, les densitats de les poblacions de la costa del Montgrí (ajuntant les zones de PN i ZPP) són significativament més altes que les de dins de la Reserva Marina de les Illes Medes (ANOVA, $F_3 = 16,48$, p -valor $< 0,01$).

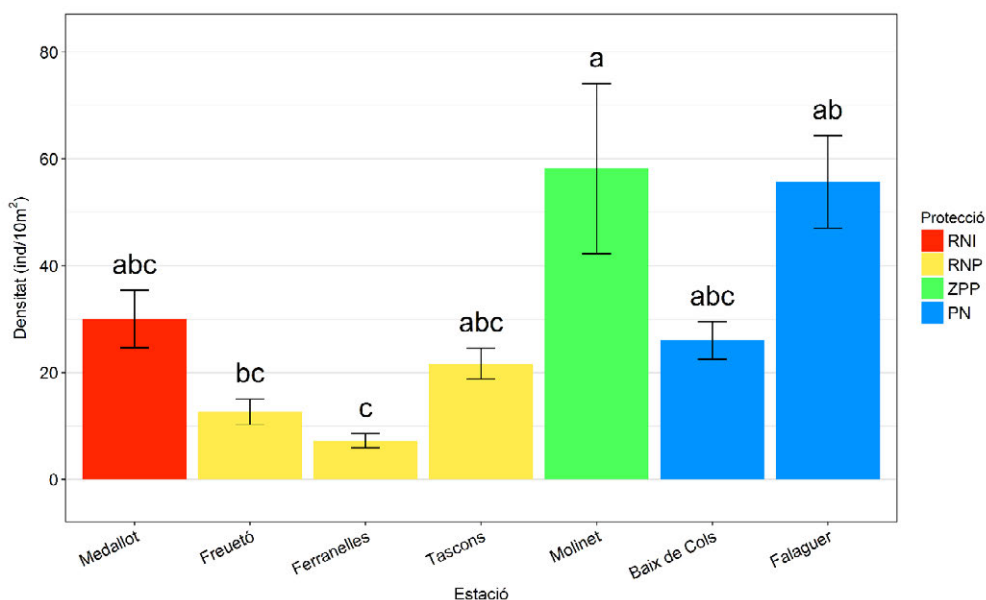


Figura 9. Densitat de les poblacions de *Paracentrotus lividus* al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. La barra d'error indica l'error estàndard. Les lletres agrupen les estacions que no presenten diferències significatives (p -valor $< 0,05$) segons el test de Tukey.

L'estructura de talles de les poblacions de garota comuna del Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter, presentaven diferències marcades entre les estacions situades a les illes Medes, i les de la costa del Montgrí (Figura 10). En la majoria de les poblacions de les illes Medes hi ha molt poca abundància o inclús absència de talles petites (Figura 10). D'altra banda, a les poblacions de la costa del Montgrí les talles es troben repartides entre els individus de talles grans i petites indistintament, amb una certa davallada de les talles de 3 a 5 cm (Figura 10). Finalment, la població del Molinet presenta una estructura de talles dominada principalment per individus petits i amb molt poca abundància d'individus grans (Figura 10).

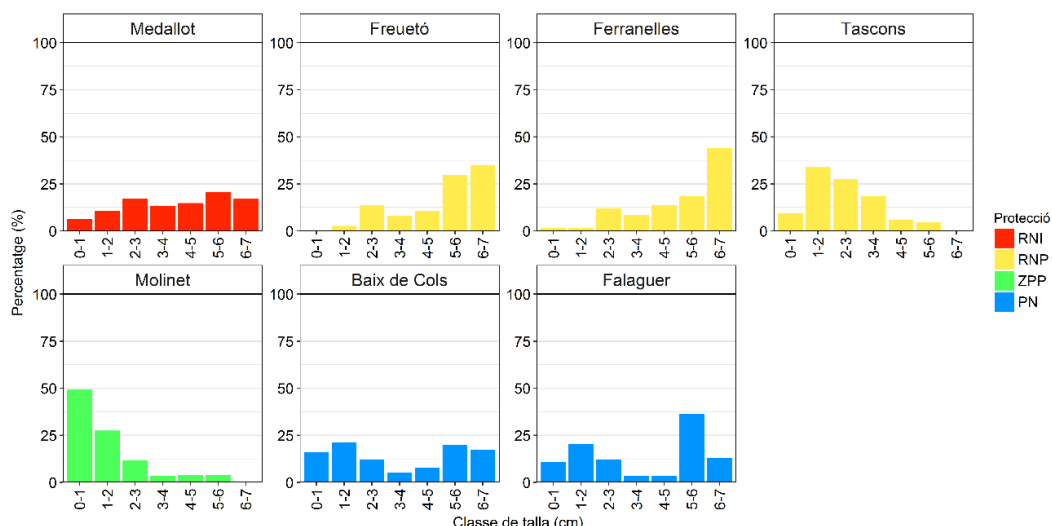


Figura 10. Estructura de talls de la garota comuna (*Paracentrotus lividus*), al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. Les capçaleres indiquen el nom de l'estació. El codi de colors representa el grau de protecció.

b) *Arbacia lixula*

La densitat d'*A. lixula* al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter presenta diferències significatives entre les estacions mostrejades (Figura 8; ANOVA, $F_3 = 11,70$, $p\text{-valor} < 0,01$). El patró observat per *A. lixula* varia una mica respecte el de *P. lividus*. Malgrat que la població del Molinet presentava una major densitat, mentre que les poblacions de Falaguer, Medallot i Baix de Cols eren les menys denses (Figura 11).

Si analitzem les abundàncies d'aquesta espècie comparant entre els diferents graus de protecció, no trobem cap diferència entre les densitats de les poblacions de la costa del Montgrí (juntant les zones de PN i ZPP) i les de dins de la Reserva Marina de les Illes Medes (ANOVA, $F_2 = 0,24$, $p\text{-valor} = 0,62$).

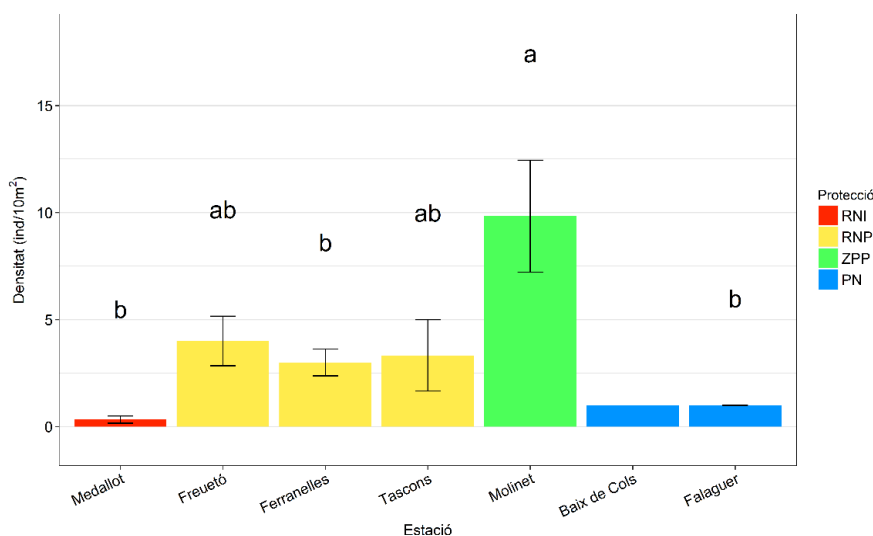


Figura 11. Densitat de les poblacions d'*Arbacia lixula* al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. La barra d'error indica l'error estàndard. Les lletres agrupen les estacions que no presenten diferències significatives ($p\text{-valor} < 0,05$) segons el test de Tukey.

Les poblacions de garota negra a la costa del Montgrí i a les illes Medes presenten una estructura de talles molt semblant a les del Cap de Creus, amb dominància de talles de 4 a 6 cm. Degut al baix nombre d'individus a les poblacions de Baix de Cols i Falaguer no es poden representar l'estructura de talles (Figura 12).

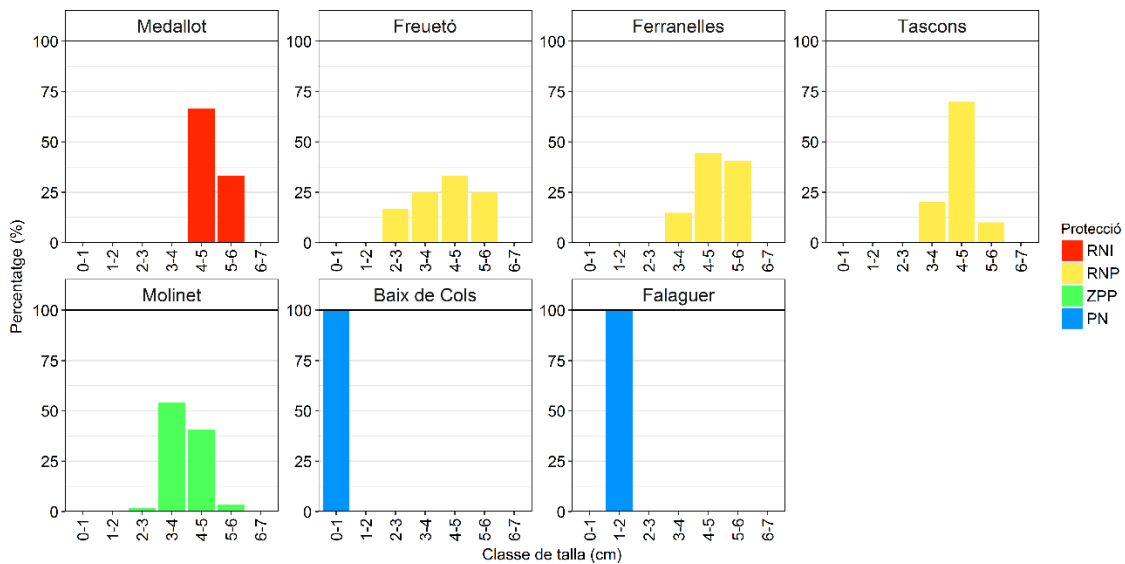


Figura 12. Estructura de talles de la garota negra (*Arbacia lixula*), al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. Les capçaleres indiquen el nom de l'estació. El codi de colors representa el grau de protecció.

Evolució temporal de les poblacions de garotes al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter

Durant els anys de seguiment les densitats de garotes al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter presenten una elevada variabilitat interanual (Figura 13). En el cas de la garota comuna (*P. lividus*), la seva abundància al llarg del temps ha fluctuat molt, presentant una elevada variabilitat interanual. Tanmateix, durant la primera dècada de seguiment va tenir lloc una davallada de *P. lividus*, seguida per un període de recuperació a partir del 2006-2007, a excepció de la població del Freuetó (Figura 13). Un fet destacat és l'efecte que va tenir el temporal de mar de Sant Esteve de 2008 (Hereu *et al.* 2012), que va provocar una elevada mortalitat en totes les poblacions de garotes estudiades, de forma que en el cens de l'any 2009 les densitats varen ser les menors enregistrades en tota la sèrie. A partir d'aquest any, les poblacions de garotes es varen recuperar, tot i que de forma diferent entre les estacions situades dins i fora de la reserva. Així com les poblacions de fora de la RNP es varen recuperar ràpidament, amb pics de reclutament molt marcats (com el de 2012 al Molinet), el creixement de les poblacions dins de la RNP ha estat més atenuat, pel que encara no han arribat als valors previs al temporal (Figura 13). Aquest fet, es pot apreciar més clarament si es fa una mitjana de les poblacions de dins i fora de la RNP (Figura 14).

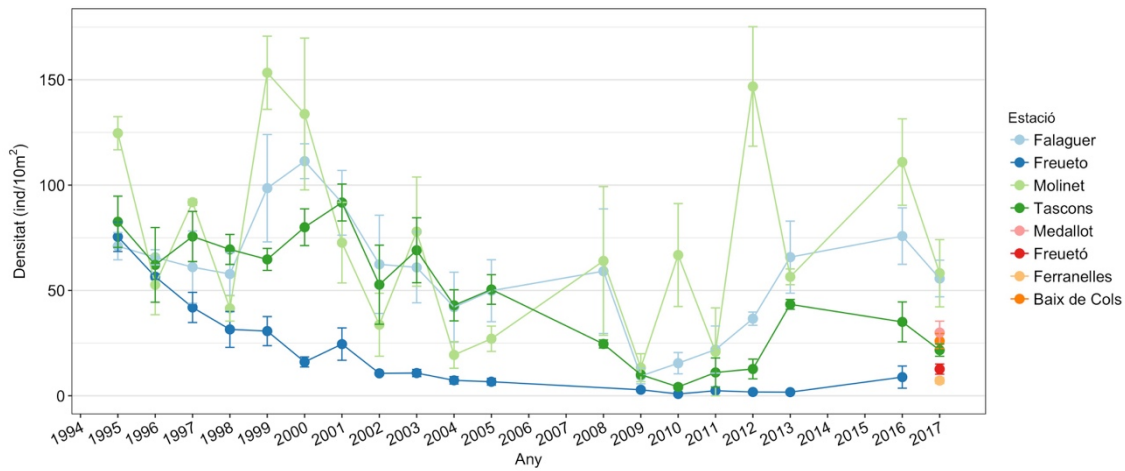


Figura 13. Evolució de la densitat de les poblacions garota comuna *P. lividus* a les diferents estacions monitoritzades al llarg dels anys de seguiment al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. La barra d'error indica l'error estàndard.

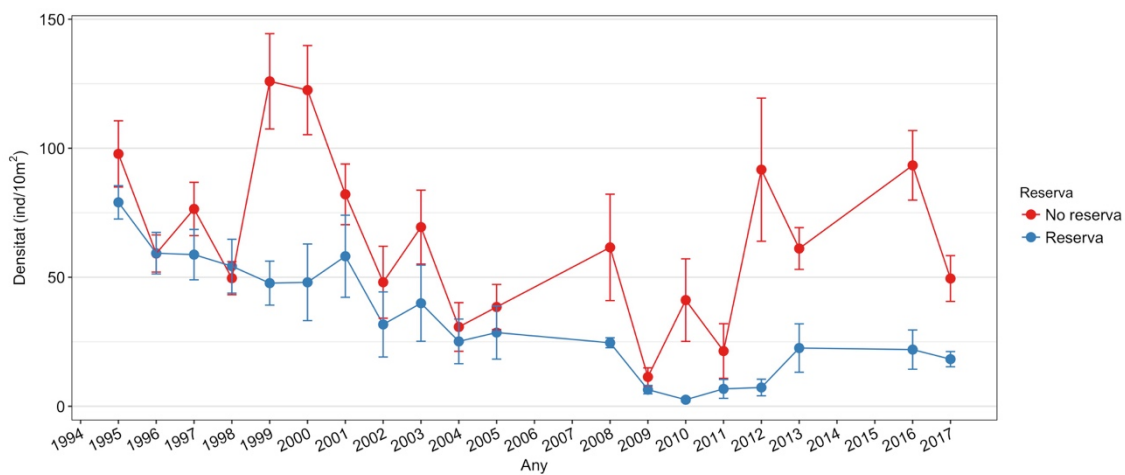


Figura 14- Evolució de la densitat de les poblacions garota comuna *P. lividus* a la costa del Montgrí (taronja) i a la reserva marina de les illes Medes (blau) al llarg dels anys de seguiment al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. La barra d'error indica l'error estàndard.

Destaca l'estabilitat de les poblacions de garota negra (*A. lixula*) malgrat mostrar un lleuger augment en els darrers anys de seguiment, tant dins com fora de la reserva (Figura 15). Tot i que el temporal de Sant esteve de 2008 va causar també una davallada en les poblacions de *A. lixula*, a partir de l'any 2009 aquestes han mostrat un augment progressiu i continu (Figura 15). És de destacar el pic de reclutament observat l'any 2016 (en aquest informe incloem dades inèdites del grup de recerca), en el que es va poder observar per primer cop en tota la sèrie temporal una entrada molt important d'individus joves a les poblacions, especialment a les estacions del Molinet i Falaguer. No obstant, sembla que aquests pics de reclutament, de la mateixa forma que passa amb *P. lividus*, aquest any han quedat atenuats, tot i que amb un cert augment de les densitats (Figura 16).

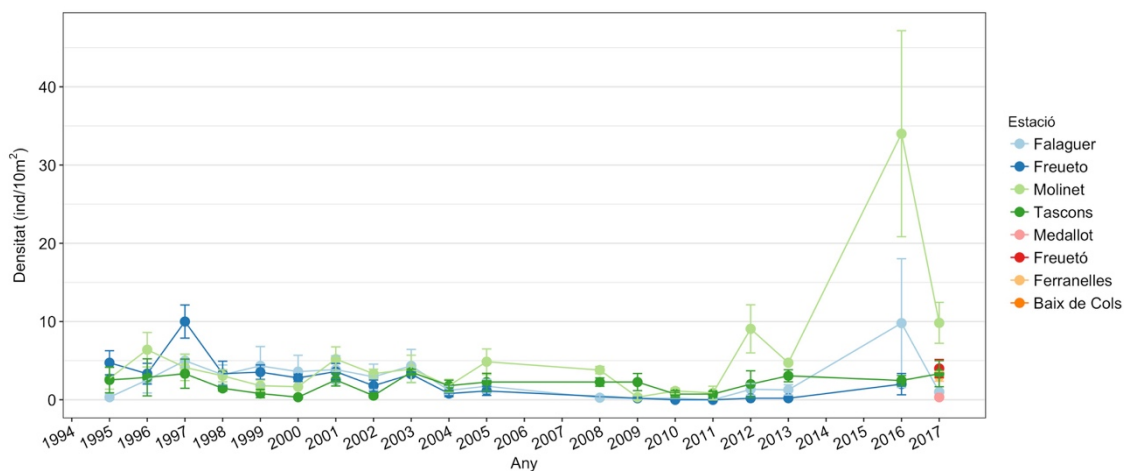


Figura 15. Evolució de la densitat de les poblacions de garota negra *A. lixula* a les diferents estacions monitoritzades al llarg dels anys de seguiment al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. La barra d'error indica l'error estàndard.

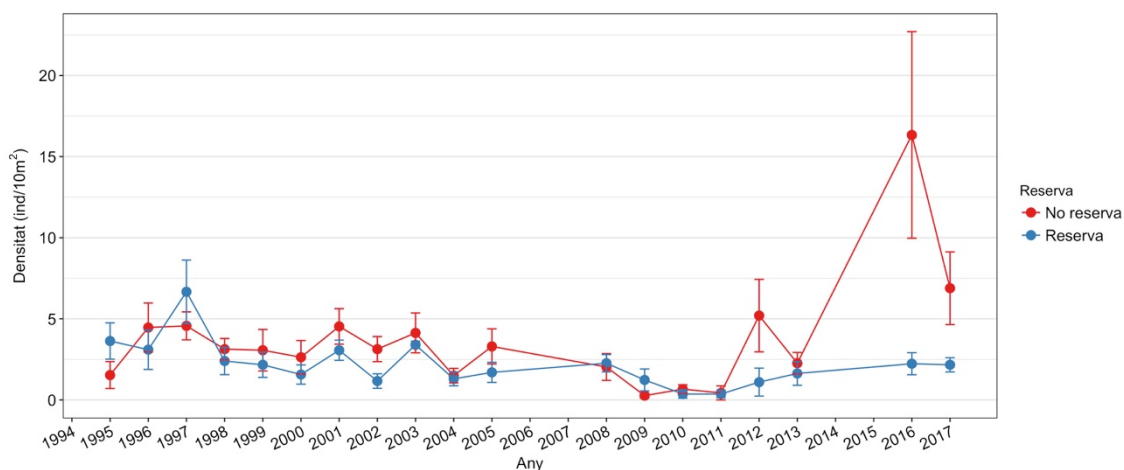


Figura 16. Evolució de la densitat de les poblacions garota negra *A. lixula* a la costa del Montgrí (vermell) i a la reserva marina de les illes Medes (blau) al llarg dels anys de seguiment al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. La barra d'error indica l'error estàndard.

Algues

Els resultats de l'anàlisi de redundàncies (RDA) mostren que la composició de les comunitats d'algues del Parc Natural de Cap de Creus i del Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter, es poden organitzar en dos eixos que ens permeten explicar la variabilitat a les comunitats algals estudiades enguany (Taula 2 i Figura 17). L'eix principal (Eix 1) ens explica gran part de la variància observada (41%) i separa principalment les comunitats d'algues erectes o "boscós", sobretot dominades per *Cystoseira* sp., dels blancalls, comunitats empobrides i amb poca dominància d'algues al substrat, on hi destaca la gran abundància de garotes, principalment *A.*

lixula i en menor mesura de *P. lividus* (Taula 2 i Figura 17). D'altra banda, el segon eix explica un 22% de la variància (Taula 2), i separa principalment les comunitats de blancalls amb les de les "gespes", dominades per espècies anuals i de molt poca biomassa com *Acetabularia acetabulum* o *Wrangelia penicillata*, fet que també es troba correlacionat amb l'abundància de les dues espècies de garotes (Taula 2 i Figura 17).

Taula 2. Resultats de l'anàlisi de redundàncies (RDA) de les comunitats algals del Parc Natural de Cap de Creus i del Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. Es mostren els dos eixos principals que expliquen la major part de la variància de l'anàlisi multivariant.

		Eix 1	Eix 2
Correlació	Erectes	0,91	-0,08
	Gespes	-0,45	0,33
	Blancall	-0,53	-0,71
	Roca Pelada	0,11	-0,34
	<i>P. lividus</i>	-0,42	-0,13
	<i>A. lixula</i>	-0,68	-0,25
Variància explicada		41%	22%
Variància acumulada		41%	63%

Dels patrons detectats per l'RDA en la distribució de les diferents estacions estudiades, en destaca la separació entre les estacions del Parc Natural de Cap de Creus i les del Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter (Figura 17). A grans trets, a les comunitats algals del cap de Creus hi dominen els blancalls i gespes amb molt poca presència d'algues erectes, fet que estava correlacionat amb una major abundància de garotes (Figura 17). Les comunitats de Cala Culip, del Gat i Cudera, són les que presenten un major recobriment de blancalls, mentre que la resta d'estacions del cap de Creus presenten una major cobertura de "gespes" (Figura 11). De manera molt semblant, a la costa del Montgrí l'estació del Molinet presenta unes comunitats d'algues molt simplificades, amb un gran recobriment de blancall i una abundància molt elevada de garotes (Figura 17). Per contra, les estacions de la costa del Montgrí de Baix de Cols i Falaguer presenten unes comunitats en una situació intermitja, entre "gespes" i algues erectes (Figura 17). Finalment, les poblacions de Medes (Ferranelles, Medallot, Salpatxot, Freuetó i Tascons) són les que presenten unes comunitats algals més desenvolupades, dominades per algues erectes i amb molt poca abundància de garotes (Figura 17).

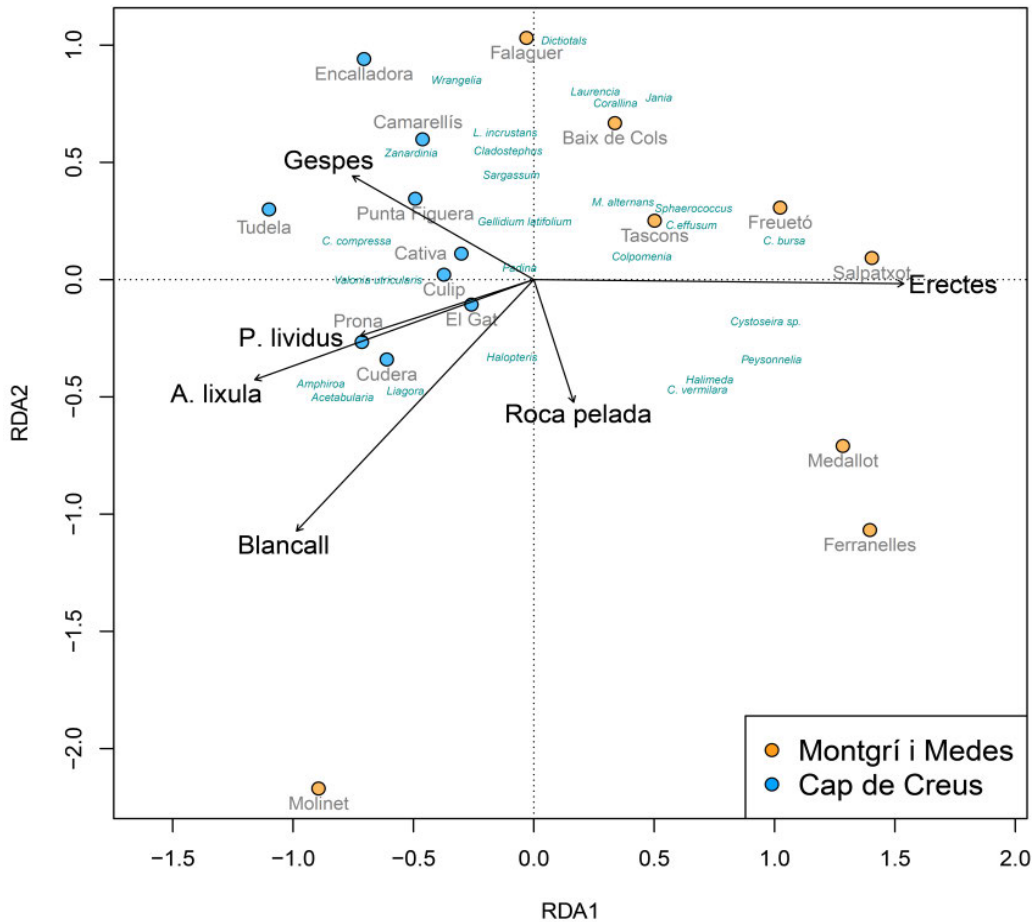


Figura 17. Resultats de l'anàlisi de redundàncies (RDA) de les comunitats algals del Parc Natural de Cap de Creus i del Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. El primer eix (RDA 1) explica un 41% de la variància mentre que el segon eix (RDA 2) explica un 22%. Cada punt representa els valors mitjans de cobertura de les diferents espècies d'algues a cada estació. Els noms escrits en blau representen la importància de cadascuna de les espècies estudiades en la ordenació.

Finalment, s'ha pogut observar una relació negativa molt clara entre la cobertura d'algues erectes i la densitat de les dues espècies de garotes a les diferents estacions de mostreig d'enguany (Figura 18). Malgrat que no es tracta d'una relació lineal (la correlació pren valors baixos, $R^2 = -0.38$ $p < 0,01$ en *P. lividus*, i $R^2 = -0.29$ $p < 0,01$ en *A. lixula*) sí que es pot observar com la densitat de garotes té un efecte clar en la cobertura d'algues erectes, ja que a partir d'un cert llindar de densitat de les dues espècies, la cobertura d'algues erectes disminueix bruscament (Figura 18). Aquest canvi brusc sovint està associat a un canvi d'estat de les comunitats: de boscos a comunitats de blancalls (Figura 18). Cal remarcar, que aquest llindar s'assoleix més ràpid (amb poca densitat) en el cas d'*A. lixula*, en comparació amb *P. lividus*, fet que mostra que l'efecte d'aquestes dues espècies de garotes sobre les comunitats algals no és el mateix.

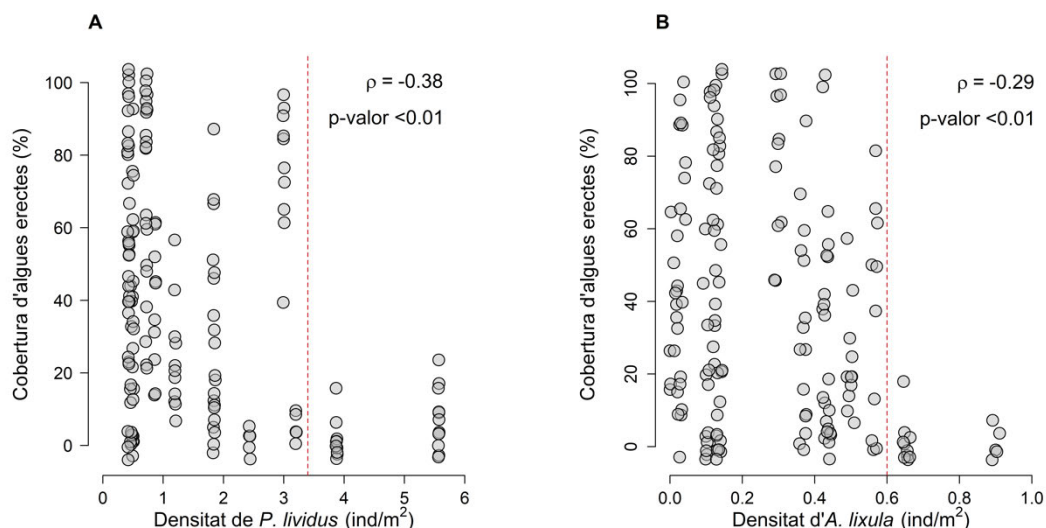


Figura 18. Correlació entre la cobertura d'algues erectes i la densitat de *Paracentrotus lividus* (A) i *Arbia lixula* (B) en totes les estacions mostrejades al Parc Natural de Cap de Creus i al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. R és el coeficient correlació de Spearman entre les dues variables mesurades, el p-valor és la significació del coeficient. La línia vermella ens marca el llindar de densitat de garotes a partir del qual la cobertura d'algues erectes disminueix significativament.

S'ha pogut observar una certa mortalitat d'algues calcàries incrustants, de les espècies *Lithophyllum incrustans* i *Mesophyllum alternans* a moltes de les estacions monitoritzades (Figura 19). Els valors de la mortalitat varen oscil·lar molt entre estacions, és de valors nuls, fins a valors màxims del 25% de la superfície de *L. incrustans* a cala prona, al Cap de creus. Tampoc s'ha observat cap patró clar entre la zona de cap de creus i el Montgrí.

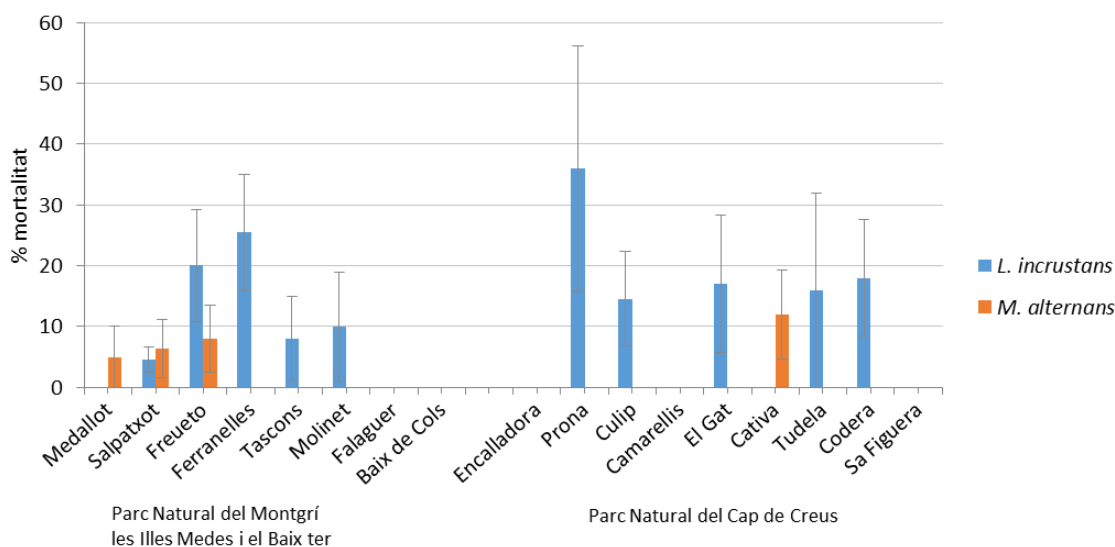


Figura 19. Promig del percentatge de mortalitat en la superfície de les dues espècies d'algues calcàries més abundants, *Lithophyllum incrustans* i *Mesophyllum alternans*, a les estacions on s'ha comptabilitzat als dos Parcs Naturals. La barra d'error indica l'error estàndard.

Discussió

La hipòtesis inicial que ens plantejàvem a l'analitzar les poblacions de garotes i les comunitats algals, era que les àrees marines protegides restablirien el funcionament de la xarxa tròfica de l'ecosistema. Així doncs, caldria esperar que dins de les reserves marines els peixos fossin més abundants, i per tant, que exercissin un major control sobre les poblacions de garotes mitjançant la seva depredació, de forma que dins de les reserves esperaríem unes densitats menors de garotes i, conseqüentment, unes comunitats algals ben desenvolupades per la menor pressió d'herbivoria per part d'aquestes. No obstant, hi ha diversos factors que afecten a la dinàmica de les poblacions de garotes i les comunitats d'algues, i que poden donar respostes diferents dels previstos per aquests models tròfics tant deterministes.

Malgrat que en anteriors programes de seguiment aquests descriptors s'havien analitzat per separat (e.g. Hereu *et al.* 2003), enguany s'han unificat per tal de tenir una visió completa del funcionament del sistema. A continuació es desglossarà els patrons observats a cada descriptor i es posarà en un context conjunt per tal de fer recomanacions per millorar la seva gestió, a més de proposar-se possibles millores en el disseny de mostreig.

Poblacions de garotes

Les poblacions de garotes al Parc Natural de Cap de Creus mostren una forta variabilitat entre estacions, i no hi ha cap patró observable pel que fa al grau de protecció. És més, la població que mostra una major densitat és la de l'estació de l'Encalladora, dins de la RNI. Aquest fet es podria donar, per una part, a que la densitat de peixos depredadors dins de les reserves, i especialment dins de la RNI no sigui més alta que en les zones no protegides. En el seguiment de peixos de l'any 2016 (Hereu *et al.* 2016), es mostra que efectivament no hi ha diferències significatives en l'abundància i biomassa de sargs (*Diplodus sargus* i *D. vulgaris*) entre els diferents graus de protecció, probablement degut a que dins de les RNP i PN és permesa la pesca, i a la RNI el creixement de les poblacions de peixos està limitat per la seva situació geogràfica, molt exposada i amb un fons poc heterogeni, o perquè la seva mida reduïda no permet desenvolupar les poblacions sense l'efecte de la pesca (Hereu *et al.* 2016).

Una altra característica de les poblacions de cap de Creus és que els reclutes són pràcticament absents en totes les poblacions estudiades, indiferentment del grau de protecció. No obstant, a la població de l'Encalladora (RNI) sí que s'observava una estructura de talles bimodal, típica de poblacions de garotes sotmeses a pressió de depredació (Sala i Zabala 1996). Si tenim en compte que la l'abundància de peixos al Parc Natural de Cap de Creus és menor que a les illes Medes (Hereu *et al.* 2016), sorprèn la manca de reclutes en la majoria d'estacions, així com l'estructura de talles de l'Encalladora, ja que no sembla tenir una connexió directe amb la pressió de depredació, de manera que la dinàmica d'aquesta espècie al cap de Creus sembla estar regulada per altres factors poblacionals.

Pel que fa a la garota negra, *Arbacia lixula*, les poblacions de cap de Creus presenten uns valors de densitat semblants als de la costa del Montgrí i les illes Medes. Tenint en compte que aquesta espècie està considerada com a termòfila, en aquest cas no s'observa cap patró, ja que la zona del cap de Creus té un règim tèrmic més fred (www.t-mednet.org). Tal i com s'ha observat per *P. lividus*, l'abundància de les poblacions de *A. lixula* no presenta un patró clar entre els diferents graus de protecció, ja que mostra valors molt semblants entre les diferents estacions mostrejades.

L'estructura de talles de les poblacions de garota comuna ens permet interpretar amb major detall els patrons de variació d'abundància observats d'aquesta espècie. Al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter s'observa un patró molt clar de l'efecte de la depredació en l'estructura poblacional de *P. lividus*. La major part de les poblacions situades a dins de la reserva presenten una proporció molt baixa de talles petites, mentre que les poblacions de la costa del Montgrí presenten talles petites i grans, indiferentment. Aquest fet pot ser degut a que la depredació per part dels peixos té un efecte major en les talles més petites, les quals són depredades tant per espècies de làbrids (e.g. Donzelles, *Coris julis*) com per espàrids (e.g. Sargs, *Diplodus vulgaris*) (Sala 1997; Hereu *et al.* 2005). Destaca també la gran abundància de reclutes a l'estació del Molinet, que sembla ser una zona amb una topografia que ofereix molt refugi als juvenils de garotes recent assentats. D'altra banda, també sorprèn l'estructura de talles del Medallot, on s'hauria d'esperar una elevada pressió de depredació ja que l'abundància de peixos és elevada (Hereu *et al.* 2016), però que no sembla ser el cas donada la presència de garotes de talla petita.

En el cas de la garota negra (*A. lixula*), les seves densitats varen ser molt baixes en comparació a les de garota comuna, aproximadament la desena part de les observades per a *P. lividus*, tot i que l'estació del Molinet mostra densitats més elevades, ja que, com s'ha esmentat, sembla ser una zona molt favorable pel desenvolupament de les poblacions de garotes. L'estructura de talles mostra un patró molt típic d'aquesta espècie en ambdós parcs, amb dominància de talles d'entre 4 i 6 cm i molt poc reclutament (Hereu *et al.* 2012b). Aquesta espècie és molt més resistent a la depredació per peixos en comparació a *P. lividus* (Guidetti i Mori 2005), fet que podria explicar que a dins de reserva pugui presentar abundàncies majors que a fora.

Val a dir que aquests resultats són esperables als parcs naturals de Catalunya, ja que al ser una espècie termòfila (Wangensteen *et al.* 2012), *A. lixula* sol ser més abundant en zones meridionals de la Mediterrània d'aigües més càlides. Aquest fet pot explicar la seva baixa abundància i les baixes taxes de reclutament, ja que contràriament a *P. lividus*, *A. lixula* mostra un reclutament pràcticament nul. No obstant, l'any 2016 es va observar un episodi de reclutament massiu d'aquesta espècie en diverses estacions de les estudiades, especialment al Molinet. Aquest episodi de reclutament no havia estat mai observat, i podria ser un indicatiu dels possibles canvis en la dinàmica d'aquesta espècie deguts a l'augment de la temperatura derivat del canvi climàtic. És de destacar que aquest episodi de reclutament es va observar en un any en el que no estava programat el seguiment d'aquesta espècie, però que els membres del grup de recerca MEDRECOVER (www.medrecover.org) varen decidir mantenir la sèrie temporal. Tot i que el seguiment està dissenyat per a detectar canvis a mitjà o llarg termini, aquest fet mostra que els mostreigs bianuals poden no detectar episodis que poden ser importants per a entendre la dinàmica de les espècies i les comunitats que formen.

Cal destacar que l'efecte erosiu de *A. lixula* no és el mateix que *P. lividus*, ja que aquesta té un major efecte sobre les comunitats algals, denudant inclús la base formada per algues calcàries incrustants, deixant la roca nua, en comunitats de sobrepastura molt més empobrides que els blancalls generats per *P. lividus*. Tot i que l'episodi de reclutament d'*A. lixula* va ser un fet puntual, si es compleix la hipòtesis que les poblacions d'*A. lixula* responen a un augment de temperatura, és d'esperar que en els propers anys les episodis de reclutament i les poblacions d'aquesta espècie en general augmentin. Caldrà observar la seva evolució en els propers anys.

Finalment, cal destacar els patrons temporals de les poblacions de garotes al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. Durant més de 20 anys de seguiment de les garotes a la costa del Montgrí i les illes Medes, la seva abundància no ha mostrat clares diferències entre la reserva i fora, fet que contrasta amb la gran abundància de les poblacions de peixos a les illes Medes (Hereu *et al.* 2016).

Aquest fet es pot explicar per una part, pel fet que les garotes presenten una elevada taxa de reclutament (Hereu *et al.* 2005), i els individus juvenils poden provenir de poblacions molt distants gràcies a l'alliberament de larves a la columna d'aigua, les quals tenen una elevada capacitat de dispersió (Hereu *et al.* 2012b). Això causa un desacoblament en les densitats de les poblacions a nivell local, degut a que poblacions on les densitats d'adults són molt baixes poden tenir reclutaments molt elevats per l'arribada de larves produïdes per poblacions distants (Hereu *et al.* 2004). Així, malgrat el potencial depredador dels peixos, les poblacions de garotes dins de les zones de reserva es poden mantenir per l'arribada de larves de poblacions alienes a l'efecte reserva (Hereu *et al.* 2012b). En aquest sentit, a la zona no protegida del Montgrí, les poblacions pateixen oscil·lacions molt importants els anys on hi ha hagut pics de reclutament. Tanmateix, dins de la reserva marina de les illes Medes aquestes oscil·lacions es veuen atenuades, probablement per l'efecte de la depredació dels peixos. Aquestes entrades de reclutes són suficients per a mantenir les poblacions de garotes dins de la reserva tot i haver una alta densitat de peixos.

Un altre efecte que pot facilitar les altes densitats de garotes dins de les reserves és el seu comportament i l'efecte de facilitació dels individus adults sobre els juvenils de garotes. Quan hi ha poblacions de garotes adultes establertes, aquestes poden resistir la pressió de depredació degut en part a la seva mida, ja que a mesura que creixen poden assolir talles refugi, a partir de les quals la taxa de depredació disminueix significativament (Guidetti i Mori 2005; Hereu *et al.* 2005), i al seu comportament, ja que en presència de peixos adopten posicions més críptiques (Sala *et al.* 1996; Hereu *et al.* 2005).

No obstant, un fet climatològic inesperat, el temporal de sant Esteve del 2008, va permetre trencar algun d'aquests mecanismes. El temporal va causar una elevada mortalitat de les garotes, disminuint dràsticament la seva densitat i generant un nou punt de partida o "punt zero" per les seves poblacions (Hereu *et al.* 2012). A partir d'aquell any s'observa com les poblacions de garotes de la costa del Montgrí varen augmentar en els primer anys, recuperant-se fins a valors anteriors al 2008, mentre que les de les Medes s'han mantingut significativament molt més baixes fins a l'actualitat. Aquest fet ha permès observar com la disminució de la densitat d'individus adults per sota d'un llindar determinat, els quals probablement afavorien el reclutament i supervivència dels juvenils, comporti un major control efectiu de les poblacions de garotes per la depredació per part

dels peixos, fet que ha impedit una colonització com l'observada a la costa no protegida del Montgrí. Així doncs, a partir de la sèrie temporal de les poblacions de garotes al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter hem pogut observar el funcionament d'efectes tròfics en cascada, on la depredació dels peixos efectivament pot controlar les garotes i, com veurem, indirectament afavorir les poblacions algals.

Un aspecte metodològic a comentar és el fet que els valors de densitat d'ambdues espècies hagin mostrat una certa disminució en la majoria de poblacions monitoritzades en el seguiment d'enguany. Creiem que aquest patró no es deu a un factor ecològic, sinó que pot ser degut al moment en que es va fer el mostreig (habitualment aquest seguiment es feia al Setembre mentre que aquest any es va fer al Juliol per combinar els mostrejos de garotes amb el de comunitats algals), ja que l'estructura de talles de *P. lividus* d'enguany mostra una gran absència de talles petites. Més enllà de que la pressió per depredació pugui disminuir l'abundància de les talles inferiors de garotes, en seguiments anteriors sempre s'observava una certa abundància de talles petites, amb una estructura de talles bimodal deguda a la forta pressió de depredació (Sala i Zabala 1996, Hereu *et al.* 2012b). Donat que el pic de reclutament de *P. lividus* es dona principalment durant el Maig-Juny (Hereu *et al.* 2004), és probable que durant l'època de mostreig d'aquest any (Juliol) els reclutes encara no estiguessin prou desenvolupats per a ser detectats fàcilment mitjançant els censos visuals. Aquest fet explicaria el lleuger descens en la seva densitat. En canvi, en el cas d'*A. lixula* sembla ser degut a que el fort pic de reclutament de l'any anterior ha sigut atenuat aquest any, i per tant, han recuperat valors de densitat observats durant anys anteriors.

Comunitats algals

Les comunitats algals estudiades enguany mostren un patró molt clar entre els parcs i les diferents estacions mostrejades. Per un costat, l'anàlisi multivariant separava clarament els "blancalls" i de les comunitats dominades algues erectes, amb estadis intermedis menys clarament definits, com les gespes. Els nostres resultats suggereixen que la majoria d'estacions del Parc Natural de Cap de Creus presenten unes comunitats algals força simplificades, dominades sobretot per espècies de poc valor estructural, com gespes i en alguns casos, una gran cobertura de blancall.

Les estacions de les illes Medes, com Freuetó, Salpatxot, Medallot i Ferranelles, són clarament diferents de les de cap de Creus, ja que presenten comunitats algals molt desenvolupades, dominades per algues erectes i d'alt valor estructural, com *Cystoseira elegans* (fins ara anomenada *Cystoseira* sp.). És de destacar el gran augment de la cobertura de *C. elegans*, que en la darrera dècada ha augmentat la seva abundància i distribució de forma molt important tant a les Medes, on ha arribat a formar autèntics boscos que no existien fa una dècada, com a la costa del Montgrí, on cada cop és més abundant. Per contra, les comunitats de la costa del Montgrí representen un estadi intermedi. Les estacions del Falaguer i Baix de Cols (costa del Montgrí) són les que tenien unes comunitats més semblants a les del cap de Creus, amb una dominància d'espècies d'algues de poc valor estructural tipus "gespes". Finalment, l'estació del Molinet, representava un estadi clarament de blancall, amb les comunitats algals molt empobrides, amb dominància d'espècies calcàries incrustants, de manera molt semblant a la majoria de les estacions de cap de Creus.

Malgrat que hi ha múltiples factors que poden influir a aquests tipus de comunitats (Hereu *et al.* 2008), els nostres resultats suggereixen que el control tròfic juga un paper molt important en els patrons observats. L'anàlisi multivariant ens mostra una correlació molt positiva entre l'estat definit com a blancall (representant la comunitat algal més empobrida) i la densitat de garotes, així com una clara correlació negativa entre la cobertura d'algues erectes i la densitat de les dues espècies de garotes. Val a dir que es pot observar un lliandar de densitat de garotes, a partir del qual el desenvolupament algal passa a ser de bosc a blancall de forma sobtada. Aquest canvi brusca en l'estat de les comunitats algals concorda amb la dinàmica descrita per aquestes comunitats com a un sistema d'estats alternats estables, en que les comunitats algals es troben en dos estats ben diferenciats (boscos i comunitats empobrides de blancalls o gesses), i la transició dels quals no és lineal sinó que es produeix de manera sobtada. Cal destacar que aquesta dinàmica implica que el lliandar de densitat de garotes pel que es passa de boscos a blancalls no és el mateix que el que permet la recuperació de blancalls cap a comunitats de boscos. Aquest fet implica que hi ha mecanismes que limiten la recuperació de les comunitats algals, ja que el lliandar de densitat de garotes necessari per a recuperar un bosc és menor que el necessari per a formar un blancall. En altres paraules, és més fàcil passar d'una comunitat d'algues erectes a un blancall que a l'inrevés. Per això, és probable que malgrat la recuperació de les poblacions de peixos en algunes zones del Parc Natural de Cap de Creus, no hagi sigut suficient pel desenvolupament dels boscos d'algues.

Els nostres resultats quadren força amb els models de funcionament dels ecosistemes bentònics que prediuen que l'abundància de peixos depredadors pot determinar la composició i estructura d'aquestes a través dels canvis en la intensitat de les interaccions tròfiques que es transmeten a nivells inferiors, fins a les comunitats algals (Sala *et al.* 1998, McClanahan *et al.* 2001). Aquest efecte tròfic sembla molt clar a les illes Medes, on el gran desenvolupament de les comunitats d'algues suggereix que la densitat de peixos ha assolit uns nivells prou elevats per exercir un control sobre les poblacions de garotes, que, per "efecte cascada", disminueixen la seva pressió d'herbivoria sobre les algues. En el cas de la costa del Montgrí, la baixa densitat de peixos i l'elevat nombre de garotes sembla haver causat l'empobriment de les comunitats d'algues. Això ens fa pensar que, malgrat hi hagi zones del cap de Creus on les poblacions de peixos presenten signes de recuperació (Hereu *et al.* 2016), aquests encara no han assolit uns nivells de biomassa prou elevats per exercir un control tròfic prou elevat sobre les poblacions de garotes.

És de destacar que aquest control per part dels peixos ha trigat molts anys en fer-se evident i ha estat després del temporal de sant Esteve de 2008 quan les diferències en les poblacions de garotes han estat més evidents. Així, i tal com s'ha descrit en altres ecosistemes marins temperats (Babcock *et al.* 2011), la recuperació del funcionament tròfics dels ecosistemes no és immediat, sinó que requereix molts anys, inclús dècades per a recuperar-se. Per una part, les poblacions de peixos poden trigar anys a recuperar-se, i una vegada establerts, aquests poden trigar anys a controlar les poblacions de garotes. Les algues estructurals, per la seva part, també poden trigar temps a recuperar-se, ja que moltes espècies, com *Cystoseira elegans*, tenen una capacitat de dispersió limitada, i la falta d'individus reproductors pot alentir la seva recuperació. A més, el fet que el temporal de sant Esteve de 2008 hagi estat un punt d'inflexió, indica que la erradicació de garotes ha permès accelerar aquest procés de recuperació de les comunitats algals. Tots aquests resultats ens poden donar pistes sobre quins són els factors que intervenen en la recuperació de

les comunitats algals, i ens poden indicar possibles eines de restauració que s'haurien d'aplicar simultàniament per a una més ràpida recuperació de les comunitats algals.

Com s'ha esmentat anteriorment, cal tenir en compte que el control tròfic per efecte reserva no és l'únic factor que deu influir en les diferències observades en les comunitats algals estudiades aquí. Factors com la disponibilitat de nutrients, la turbulència de l'aigua, la configuració del terreny, la freqüència de temporals, o els impactes d'origen antropogènic com l'ancoratge, les arts de pesca abandonades, entre d'altres, tenen una elevada influència en la composició i estructura de les comunitats algals (Mineur *et al.* 2015). Per exemple, les estacions situades al nord del cap de Creus majoritàriament són parets verticals molt exposades als temporals de tramuntana, fet que probablement limita el desenvolupament tant de les comunitats algals, com de les poblacions de garotes.

Per altra banda, creiem que el fenomen de mortalitat de les algues calcàries s'ha de tenir en consideració. Aquesta mortalitat es va detectar per primer cop a la Mediterrània a les illes medes l'any 2015 (Hereu i Kersting 2016), i va ser un descriptor que es va incorporar en el seguiment de l'any 2016, on es va fer una descripció detallada del fenomen sobre les diverses espècies i fondàries (Matamalas i Hereu 2016). Tot i que el 2016 els percentatges de mortalitat detectats varen ser més elevats, sembla que aquest fenomen no va ser un fet aïllat i que s'ha repetit en els anys següents. Tot i això, encara és aviat per conèixer l'evolució d'aquest episodi, ja que el creixement de les algues pot contrarestar aquesta mortalitat. No obstant, si aquest episodi de mortalitat està relacionat amb l'augment de la temperatura del mar, i si tenim en compte l'evolució dels règims tèrmics i les projeccions de canvi climàtic, es tem que aquests episodis es tornin recurrents. Aquest fet ja s'ha documentat àmpliament en altres espècies com gorgònies, coralls esponges o mol·luscs (Garrabou *et al.* 2009), i s'esperaria que la capacitat de recuperació d'aquestes espècies pel seu propi creixement no sigui suficient com per a recuperar la mortalitat recurrent derivada de l'increment de la temperatura de l'aigua. Es preveu que entre altres organismes, l'abast i recurrència de la mortalitat en aquestes algues calcàries s'inclouï dins del nou descriptor de canvi climàtic que es contempla per l'any 2018.

Conclusions

Les poblacions de garotes al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter semblen estar influenciades pel grau de protecció, on a dins de reserva l'efecte de depredació per peixos exerceix un control sobre la seva abundància. La sèrie temporal al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter ens ha permès establir un marc contextual molt bo per interpretar correctament diversos processos que regulen les poblacions de garotes. Destaca el temporal de Sant Esteve, que va causar una disminució molt important d'aquestes (Hereu *et al.* 2012), i ens ha permès veure els diferents patrons de recuperació a dins i fora la reserva, que sense un seguiment tant llarg hagués estat difícil de comprendre.

En el cas del Parc Natural de Cap de Creus, les poblacions de garotes són abundants i no mostren un patró clar entre els diferents graus de protecció, suggerint que la densitat de peixos no és suficientment elevada (probablement lligat a la pressió de pesca que s'exerceix en el Parc) per exercir un control sobre aquestes.

L'estat de les comunitats d'algues mostra una clara recuperació a les estacions de les illes Medes, mentre que a la costa del Montgrí i al cap de Creus aquestes comunitats estan molt simplificades i abunden les gesses i els blancalls.

S'ha observat una correlació clara entre la densitat de garotes i la simplificació de les comunitats algals. Aquest patró posa de manifest el control tròfic que té lloc a dins de la reserva, que per efecte cascada acaba beneficiant a les comunitats algals.

Enguany no s'ha observat cap espècie d'alga invasora nova, mentre que l'espècie *Asparagopsis armata*, que és una espècie freqüent a la costa del Montgrí i illes Medes, enguany ha sigut poc abundant probablement degut a que el seguiment es va realitzar al juliol quan la seva biomassa comença a decréixer.

A diferència d'anys anteriors (Hereu *et al.* 2003), el seguiment d'aquest any ha combinat el monitoratge conjunt de les comunitats d'algues i de les poblacions de garotes. Aquest anàlisi conjunt ens ha permès analitzar directament l'efecte tròfic de les garotes sobre les comunitats algals. Tanmateix, comporta una sèrie de limitacions logístiques, ja que el seguiment conjunt d'ambdós indicadors resulta sub-òptim, ja que la millor època de mostreig d'algues és a la primavera, mentre que per les garotes és al setembre. Això s'haurà de tenir en compte per el proper seguiment .

Bibliografia

- Babcock, R., Shears, N., Alcala, A., Barrett, N., Edgar, G., 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. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 107(43), 18256-18261.
- Ballesteros, E., Garrabou, J., Hereu, B., Zabala, M., Cebrian, E., Sala E. (2009). Deep-water stands of *Cystoseira zosteroides* C. Agardh (Fucales, Ochrophyta) in the Northwestern Mediterranean: Insights into assemblage structure and population dynamics. *Estuarine, coastal and shelf science*, 82(3), 477-484.
- Cheminée, A., Sala, E., Pastor, J., Bodilis, P., Thiriet, P., Mangialajo, L., Cottalorda, J. M., Francour, P. (2013). Nursery value of *Cystoseira* forests for Mediterranean rocky reef fishes. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 442, 70–79.
- Feldmann, J., Feldmann, G. (1942). Recherches sur les Bonnemaisoniacées et leur alternance de générations. *Annls. Sci. Nato (Bot.)*, sér 6, 3, 75-175.
- Figueroa, F. L., Flores-Moya, A., Vergara, J. J., Korbee, N., Hernández, I. (2014). Autochthonous Seaweeds. Pàgines 123–135 a S. Goffredo i Z. Dubinsky, editors. *The Mediterranean Sea: Its history i present challenges*. Springer Netherlands, Dordrecht.

- Guidetti, P. Mori, M. (2005). Morpho-functional defences of Mediterranean sea urchins, *Paracentrotus lividus* i *Arbacia lixula*, against fish predators. *Marine Biology*. 147, 797–802.
- Hereu, B., Linares, C., Zabala, M. (2003). Avaluació de les comunitats algals de les Illes Medes i de la costa del Montgrí. En Informe tècnic sobre l'evolució del patrimoni natural de les Illes Medes pel Departament de Medi Natural (Generalitat de Catalunya).
- Hereu, B., Zabala, M., Linares, C., Sala, E. (2004). Temporal and spatial variability in settlement of the sea urchin *Paracentrotus lividus* in the NW Mediterranean. *Marine Biology*. 144, 1011-1018.
- Hereu, B., Zabala, M., Sala, E. (2008). Multiple controls of community structure and dynamics in a sublittoral marine environment. *Ecology*, 89(12), 3423 – 3435.
- Hereu, B., Rodriguez, A., Díaz, D., Linares, C., Riera, J.L., Zabala, M. (2010). Cartografia Bionòmica del Litoral Submergit del Montgrí. En Informes tècnics per a la Diputació de Girona . (pp. 1 - 35) .
- Hereu, B., Garcia-Rubies, A., Linares, C., Navarro, L., Bonaviri, C., Cebrian, E., Zabala, M. (2012a). Impact of the Sant Esteve's storm (2008) on the algal cover in infralittoral rocky photophilic communities. Final report. Proyecto Intramural Especial Cofinanciado CEAB-CSIC PIEC 200430E599, 123-134.
- Hereu, B., Linares, C., Sala, E., Garrabou, J., Garcia-Rubies, A., Diaz, D., Zabala, M. (2012b). Multiple processes regulate long-term population dynamics of sea urchins on Mediterranean rocky reefs. *PLoS ONE*. 7(5), e36901.
- Hereu, B., Aspillaga, E., Atienza, I., Burgués, I., Capdevila, P., Díaz, D., García-Rubies, A., Linares, C., Mariani, S., Martínez-Ricart, A., Matamalas, N., Medrano, A., Pagès, M., Pérez, M., Romero, J., Rovira, G., Sanmartí, N., Zabala, M. (2016). Seguiment del medi marí al Parc Natural de Cap de Creus i al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter Memòria 2016 (Volum I).
- Hereu, B., Kersting D. (2016). Diseases of coralline algae in the Mediterranean Sea. *Coral Reefs*, 35(2), 713 - 713.
- Kempf, M. (1962) Recherches d'écologie comparée sur *Paracentrotus lividus* (Imk) et *Arbacia lixula* (L). *Rec Trav St Mar Endoume*, 25 (39), 47-115
- Krause-Jensen, D., Duarte, C. M. (2016). Substantial role of macroalgae in marine carbon sequestration. *Nature Geoscience*, 9, 737–742.
- Legendre, P., Legendre, L. (2012). *Numerical Ecology*. 3rd Edition. Elsevier.
- Ling, S. D., Scheibling, R. E., Rassweiler, A., Johnson, C. R., Shears, N., Connell, S. D., Salomon, A. K., Norderhaug, K. M., Perez-Matus, A., Hernandez, J. C., Clemente, S., Blamey, L. K., Hereu, B., Ballesteros, E., Sala, E., Garrabou, J., Cebrian, E., Zabala, M., Fujita, D., Johnson, L. E. (2014). Global regime shift dynamics of catastrophic sea urchin overgrazing. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 370, 20130269.
- Matamalas, N., Hereu, B. (2016). Seguiment de les algues coral·lines incrustants al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. Memòria tècnica. Generalitat de Catalunya. Departament de Territori i Sostenibilitat. Direcció General de Polítiques Ambientals.
- McClanahan, T. R., McField, M., Huitric, M., Bergman, K., Sala, E., Nystrom, M., Nordemar, I., Elfving, T., Muthiga, N. A. (2001). Responses of algae, corals i fish to the reduction of macroalgae in fished i unfished patch reefs of Glovers Reef Atoll, Belize. *Coral Reefs*, 19, 367–379.

- Mineur, F., Arenas, F., Assis, J., Davies, A. J., Engelen, A. H., Fernandes, F., Jan Malta, E., Thibaut, T., Van Nguyen, T., Vaz-Pinto, F., Vranken, S., Serrão, E. A., De Clerck, O. (2015). European seaweeds under pressure: Consequences for communities i ecosystem functioning. *Journal of Sea Research*, 98, 91–108.
- Piazzi, L., Balata, D., Cinelli, F. (2002). Epiphytic macroalgal assemblages of *Posidonia oceanica* rhizomes in the western Mediterranean. *European Journal of Phycology*, 37(1), 69-76.
- Sala, E., Ballesteros, E., Dendrinou, P., Di Franco, A., Ferretti, F., Foley, D., Fraschetti, S., Friedlander, A., Garrabou, J., Güçlüsoy, H., Guidetti, P., Halpern, B. S., Hereu, B., Karamanlidis, A. A., Kizilkaya, Z., Macpherson, E., Mangialajo, L., Mariani, S., Micheli, F., Pais, A., Riser, K., Rosenberg, A. A., Sales, M., Selkoe, K. A., Starr, R., Tomas, F., Zabala, M. (2012). The structure of mediterranean rocky reef ecosystems across environmental i human gradients, i conservation implications. *PLoS ONE*. 7(2), e32742.
- Sala, E. (1996). The role of fishes in the organization of a Mediterranean subtidal community. Ph D Thesis, Université d'Aix-Marseille II, France.
- 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., Boudouresque, C. F., Harmelin-Vivien, M. (1998). Fishing, Trophic Cascades, i the Structure of Algal Assemblages: Evaluation of an Old but Untested Paradigm. *Oikos*, 82, 425–439.
- Sala, E., Zabala, M. (1996). Fish predation and the structure of the sea urchin *Paracentrotus lividus* populations in the NW Mediterranean. *Marine Ecology Progress Series*, 140, 71–81.
- Tukey, J. W. (1949). Comparing Individual Means in the Analysis of Variance. *Biometrics*, 5, 99.
- Verlaque, M. (1987). Contribution a l'etude du phytobenthos d'un ecosysteme photophile thermophile marin en Mediterranee Occidentale. Université d'aix-Marseille II. Faculté des Sciences de Luminy, p. 387
- Wangensteen, O. S., Turon, X., Pérez-Portela, R., Palacín, C. (2012). Natural or Naturalized? Phylogeography Suggests That the Abundant Sea Urchin *Arbacia lixula* Is a Recent Colonizer of the Mediterranean. *PLoS ONE*, 7(9), e45067.
- Wernberg, T., Bennett, S., Babcock, R., De Bettignies, T., Cure, K., Depczynski, M., Harvey, E. (2016). Climate-driven regime shift of a temperate marine ecosystem. *Science*, 353(6295), 169-172.
- Zabala, M., Ballesteros, E. (1989). Surface-dependent strategies i energy flux in benthic marine communities or, why corals do not exist in the Mediterranean. *Scientia Marina*, 53.1, 3-17.

Seguiment de les comunitats mediolitorals al Parc Natural de Cap de Creus i al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter

Bernat Hereu, Eneko Aspillaga, Pol Capdevila, Marta Pagès, Graciela Rovira, Susana Sánchez, Cristina Linares

- En general, les poblacions de *Cystoseira mediterranea* no mostren problemes de conservació, tot i que les de cap de Creus mostren una major densitat i cobertura que les de la costa del Montgrí.
- Les tenasses de *Lithophyllum byssoides* estan més ben desenvolupades a la costa del Montgrí i les illes medes, probablement degut a factors ambientals.
- No s'ha detectat un important efecte de perturbacions físiques que puguin malmetre les tenasses de *L. byssoides* en cap de les localitats estudiades. No obstant, la metodologia emprada podria subestimar aquest efecte.

- La cobertura de *Corallina elongata* ha estat relativament important, especialment al cap de Creus, fet que ens indica que pot haver un procés de colonització de les tenasses per aquesta espècie.
- S'ha observat un percentatge elevat de blanqueig de les algues calcàries incrustants, major que el descrit en l'anterior informe de 2015. Aquest fet indica que aquest blanqueig pot estar augmentat i pot posar en perill la viabilitat d'aquest hàbitat.
- Es recomana evitar al màxim altres amenaces com erosió o contaminació que poden actuar de forma sinèrgica al blanqueig actual.

Aquest capítol ha de ser citat com:

Hereu, B., Aspillaga, E., Capdevila, C., Pagès, M., Rovira, G., Sánchez, S., Linares, C. (2018). Seguiment de les comunitats mediolitorals al Parc Natural de Cap de Creus i al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. *Seguiment del medi marí al Parc Natural de Cap de Creus i al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. Memòria tècnica 2017*. Generalitat de Catalunya. Departament de Territori i Sostenibilitat. Direcció General de Polítiques Ambientals i Medi Natural.

Introducció

Les zones costaneres es troben entre les més productives i diverses del nostre planeta, proveint una gran quantitat de bens i serveis per a la humanitat, com el reciclatge de nutrients, provisió d'hàbitats i refugi per altres espècies, provisió d'aliment i matèria primera, o aspectes recreatius i culturals (Costanza *et al.* 1997). Aquests hàbitats, no obstant, es troben greument amenaçats (Harley *et al.* 2006, Airoldi and Beck 2007). La contaminació, la sobrepesca, la urbanització, la sobre-freqüentació o la introducció d'espècies invasores són els principals agents de la seva degradació (Crain *et al.* 2008, Coll *et al.* 2010). A més, a totes aquestes perturbacions s'hi han afegit els efectes derivats del canvi climàtic, com és el cas de l'acidificació, l'augment de les temperatures, la pujada del nivell del mar o l'increment en la freqüència d'esdeveniments climàtics extrems (Micheli *et al.* 2013). Aquest fet posa en perill l'estat de conservació de les nostres costes, evidenciant la necessitat de monitoritzar-les i gestionar-les adequadament.

La zona d'interfase entre l'aire i l'aigua, s'anomena estatge mediolitoral (Ballesteros 1992), i és especialment vulnerable a l'impacte de l'home. En aquest ambient s'hi produeix un gradient molt fort de condicions abiòtiques (e.g. humitat, salinitat, temperatura, onatge, aportació de nutrients), fet que permeten desenvolupar hàbitats molt singulars i distribuïts en franges molt estretes seguint una zonació vertical molt marcada. En aquest sentit, els hàbitats bentònics d'aquest estatge del litoral sovint són utilitzats com a bioindicadors de canvis ambientals, per la seva exposició a la modificacions del paisatge tan marí com terrestre (Ballesteros *et al.* 2007). Entre els organismes que s'han fet servir com a indicadors, els més rellevants pel present seguiment són les macroalgues. Aquests organismes són els principals formadors d'hàbitat de la franja mediolitoral de costes del Mediterrani, i estan conformades per organismes pertanyents a grups taxonòmics disperss, amb diferents graus de vulnerabilitat a les alteracions del medi.

En el present treball, per tal de mesurar el possible impacte que pateix el mediolitoral es varen triar dos organismes formadors d'hàbitat com a principals espècies indicadores: l'alga bruna *Cystoseira mediterranea* i l'alga coral·linàcia *Lithophyllum byssoides*. Aquestes espècies, tot i presentar moltes diferències entre sí, tenen la similitud de viure en la zona del mediolitoral i, per tant, ambdues estan exposades als impactes que afecten aquest ambient.

La contaminació i eutrofització de les zones costaneres és un dels agents que més afecta a ambdós hàbitats, els quals es solen veure ser substituïts per espècies de creixement més ràpid, com altres espècies d'algues vermelles (*Corallina elongata*), musclos (*Mytilus galloprovincialis*) o, quan els nivells de contaminació són molt elevats, per algues verdes (*Ulva*, *Cladophora* i *Enteromorpha*). D'altre banda, aquestes són especialment vulnerables a l'abrasió i pel trepig, degut a la seva exposició a zones de fàcil accés per embarcacions, caiacs i per l'accés de turistes a determinats llocs de la costa (Figura 1). A més, l'augment de les temperatures també sembla que pot afectar negativament a aquests hàbitats, ja sigui perjudicant a determinats processos poblacionals (e.g. reclutament en *C. mediterranea*) o per la proliferació de patògens vinculats a l'augment de temperatures (Hereu i Kersting 2016).

Degut a la seva importància i vulnerabilitat a diverses perturbacions, aquests hàbitats han estat seleccionats com a bioindicadors d'alta qualitat ambiental en el marc de la Directiva Europea de l'Aigua (WFD, 2000/60/EC) (Ballesteros *et al.* 2007).

C. mediterranea és una espècie d'alga arborescent que creix en substrats rocosos, moderadament batuts per l'onatge (Ballesteros 1988). Els seus màxims de producció es produeixen a la primavera (Ballesteros 1988), i a l'estiu presenten un pic màxim de biomassa, quan les seves frondes estan ben desenvolupades, donant l'aspecte de "bosc". Aquesta espècie forma hàbitats continus però limitats i molt ben definits en l'estatge infralitoral superior, entre 0 i 0,5 metres de fondària, en zones situades just on baten les ones en llocs rocosos ben il·luminats i exposats a l'onatge. Aquesta espècie forma boscos en miniatura en què la capçada d'aquests vegetals pot arribar als 30 – 40 cm d'alçada, i els hàbitats que forma són molt abundants, especialment a la costa nord de Catalunya, incloent la costa del Montgrí i el cap de Creus, degut a la costa rocosa. Els boscos de *C. mediterranea* són considerats hàbitats madurs, i que reflecteixen un millor estat de conservació de les zones costaneres i batudes del Mediterrani (Figura 1) (Ballesteros *et al.*, 2013).

Els boscos de *C. mediterranea* són molt sensibles a la contaminació i a l'alteració de l'hàbitat, així com a l'excessiu grau d'herbivorisme per part dels principals herbívors mediterranis: la salpa (*Sarpa salpa*) i especialment les garotes (*Paracentrotus lividus*), que poden tenir creixements poblacionals excessius en absència de depredadors i poden eliminar completament la cobertura algal. De fet, s'ha descrit la regressió d'aquest hàbitat en diverses zones de la Mediterrània, i la seva absència en molts indrets teòricament favorables ha d'atribuir-se a la contaminació (Ballesteros *et al.*, 2013). Quan aquest hàbitat és degradat, sol substituir-se per comunitats dominades per *Corallina elongata*, amb una baixa diversitat associada. Un cop degradat, aquest hàbitat es recupera molt lentament a causa de la dinàmica lenta de *C. mediterranea* i de la seva baixa capacitat de dispersió.

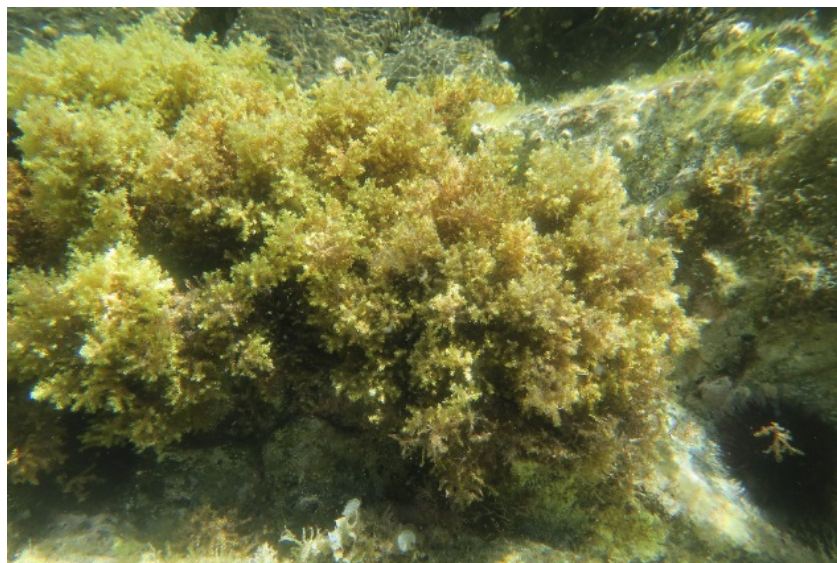


Figura 1. Individu de *C. mediterranea* a les illes Medes.

L. byssoides és una alga vermella coral·linàcia que forma tal·lus crostosos rígids i calcificats, amb un creixement tridimensional en forma de tal·lus semiesfèrics, i que pot anastomosar-se formant un tal·lus continu (Figura 2). Aquesta espècie es troba a l'estatge mediolitoral inferior, sobre roques en zones exposades a l'hidrodinamisme, i en determinades zones, sota roques verticals molt batudes i poc il·luminades, el creixement continu d'aquesta espècie, juntament amb *Neogoniolithon brassica-florida* i altres espècies d'algues coral·linals, origina una bioconcreció formant estructures contínues amb un creixement perpendicular a la roca, anomenades tenasses o trottoir (Laborel, 1987; Ballesteros, *et al.*, 1984). Aquestes tenasses poden mesurar des d'uns quants centímetres fins a més d'un pam de potència, tot i que en determinades zones pot arribar a tenir més d'un metre. Malgrat que el creixement de *L. byssoides* és relativament ràpid comparat amb altres macroalgues coral·linàcies, i té una certa capacitat de recuperació després de perturbacions, la formació de les tenasses és un procés llarg que pot trigar centenars d'anys (Laborel 1987; Verlaque 2010). Aquesta estructura ocupa la part mediolitoral, de forma que genera uns hàbitats molt diferenciats, separats per pocs centímetres en vertical. La part superior, situada a la zona mediolitoral està dominada pels tal·lus de *L. byssoides*, mentre que la part inferior, a l'estatge infralitoral i generalment submergida, està dominat per altres espècies d'algues vermelles i organismes suspensívors. A més, entre els intersticis d'aquesta estructura s'hi troba una gran diversitat d'organismes. Així, aquesta bioconstrucció genera una gran diversitat associada, fet pel que *L. byssoides* es considera una espècie enginyera d'una gran importància ecològica (Laborel 1987; Boudouresque 2004; Verlaque 2010; Ballesteros *et al.*, 2013).

Per una part, la seva situació en la l'estatge mediolitoral fa que sigui especialment vulnerable a la contaminació, tant atmosfèrica com marina especialment per hidrocarburs (Morhange *et al.* 1992; Rodriguez-Prieto *et al.* 2013). Una altra amenaça per a aquest hàbitat és l'erosió mecànica, ja sigui degut a objectes flotants que poden erosionar la seva estructura (Ballesteros 2013), o per les diferents activitats de lleure en zones amb una alta freqüentació, que poden també erosionar aquestes fràgils estructures ja sigui pel trepig dels banyistes o pel contacte amb embarcacions o caiacs (Figura 3; Laborel *et al.* 1993; Boudouresque 2004). A més, degut a la seva estreta distribució vertical, aquests hàbitats són vulnerables a variacions en el nivell del mar, que pot ocasionar que espècies de l'infralitoral, com *Corallina elongata*, creixin per sobre les frondes de *L. byssoides* (Verlaque 2010; Thibaut *et al.* 2013), o el desenvolupament de bandes de creixement de *L. byssoides* per sobre del nivell actual (Laborel *et al.* 1994; Verlaque *et al.* 2010).

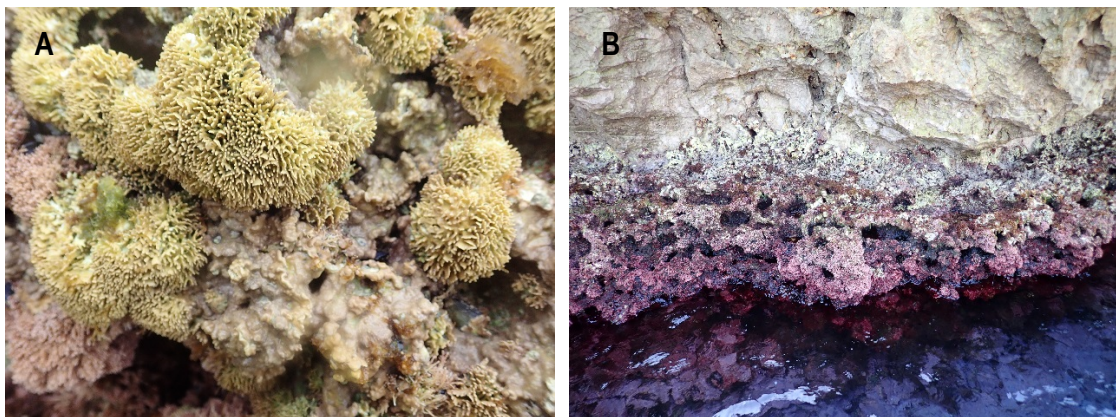


Figura 2. A) L'alga *L. byssoides* forma estructures tridimensionals en forma de pilota. B) tenassa de *L. byssoides* a la Meda Petita.

Així doncs, un elevat grau d'antropització en zones costaneres genera un declivi progressiu de la cobertura de *C. mediterranea* i *L. byssoïdes*, que poden ser substituïdes per altres hàbitats de molta menys complexitat. A més, *C. mediterranea* i *L. byssoïdes* són espècies relativament longeves i amb dinàmiques poblacionals lentes i en el cas de *C. mediterranea* una capacitat de dispersió limitada, en comparació a altres espècies de macroalgues del mateix ambient, fet que fa que la seva recuperació després d'una pertorbació sigui molt lenta. Per aquest motiu, ambdues espècies estan incloses en l'Annex I (llista d'espècies de flora estrictament protegides) del Conveni de Berna sobre la conservació de la fauna europea i hàbitats naturals, així com en l'Annex II (llista d'espècies en perill o amenaçades) del Protocol sobre zones especialment protegides i la diversitat biològica en el Mediterrani del Conveni de Barcelona.



Figura 3. A) persona pujada a una roca amb les motos aquàtiques amarrades. B: persones pujant el kayak sobre les roques. Tan A com B són fotografies de la Meda Gran, Illes Medes.

En el present apartat del Seguiment de la Biodiversitat marina al Parc Natural de Cap de Creus i al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter, s'ha monitoritzat la distribució i estat de conservació d'ambdues espècies i els hàbitats que formen al llarg de la franja litoral d'aquests parcs amb l'objectiu de determinar si la freqüentació o altres pertorbacions estan afectant negativament aquests hàbitats tant fràgils.

Material i mètodes

Disseny de mostreig

Les estacions escollides pel mostreig de *C. mediterranea* (Taula 1) i *L. byssoïdes* (Taula 2) es troben al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter (Figura 4) i al Parc Natural de Cap de Creus (Figura 5). En el Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter, es varen mostrejar tres estacions de *C. mediterranea* dins de la Reserva Natural Parcial (RNP), tres al Parc Natural (PN) i una a la Zona Perifèrica de Protecció (ZPP), mentre que per *L. byssoïdes*, quatre estacions estan dins la RNP i cinc dins el PN (Figura 4).

En canvi, en el Parc Natural de Cap de Creus, es varen mostrejar dues estacions de *C. mediterranea* dins de la RNP, una dins de la RNI i cinc dins del PN. En cas de *L. byssoides* es va mostrejar una estació a la RNI, quatre a la RNP i dues al PN (Figura 5).

Tant per *C. mediterranea* com per *L. byssoides*, es va fer un recorregut previ al mostreig per tota la costa en ambdós parcs, per a poder identificar les zones més adients i representatives, amb formacions de tenasses de *L. byssoides* (*trottoir*) o boscos ben desenvolupats de *C. mediterranea*.

Taula 1. Estacions de mostreig de *C. mediterranea* indicant el parc, la protecció i l'estació i la data de mostreig.

Parc	Protecció	Estació	Data mostreig
Cap de Creus	RNI	s'Encalladora	13/10/2017
	RNP	Culip	15/08/2017
		Fredosa	16/08/2017
		Galera	15/08/2017
	PN	Galladera	15/08/2017
		Caials	17/08/2017
		Jóncols	14/08/2017
		Montjoi	14/08/2017
	Medes i Montgrí	RNP	Salpatxot
Meda Gran			07/08/2017
Meda Petita			07/08/2017
ZPP		Calella	18/08/2017
PN		Baix de Cols	04/08/2017
		Ferriola	04/08/2017
		Falaguer	04/08/2017

Taula 2. Estacions de mostreig de *L. byssoides* indicant el parc, la protecció i l'estació i la data de mostreig.

Parc	Protecció	Estació	Data mostreig
Cap de Creus	RNI	s'Encalladora	05/10/2017
	RNP	Farallons	05/10/2017
		Culip	05/10/2017
		Forcats	13/10/2017
		Norfeu	13/09/2017
	PN	Cap Gros	05/10/2017
		Portaló	05/10/2017
	Medes i Montgrí	RNP	Pota del Llop
Salpatxot			13/09/2017
Meda Petita			12/10/2017
Tascons			24/09/2017
PN		Tres Coves	11/10/2017
		Cap Castell	11/10/2017
		Sardina	30/09/2017
		Utrera	30/09/2017
		Salines	12/10/2017

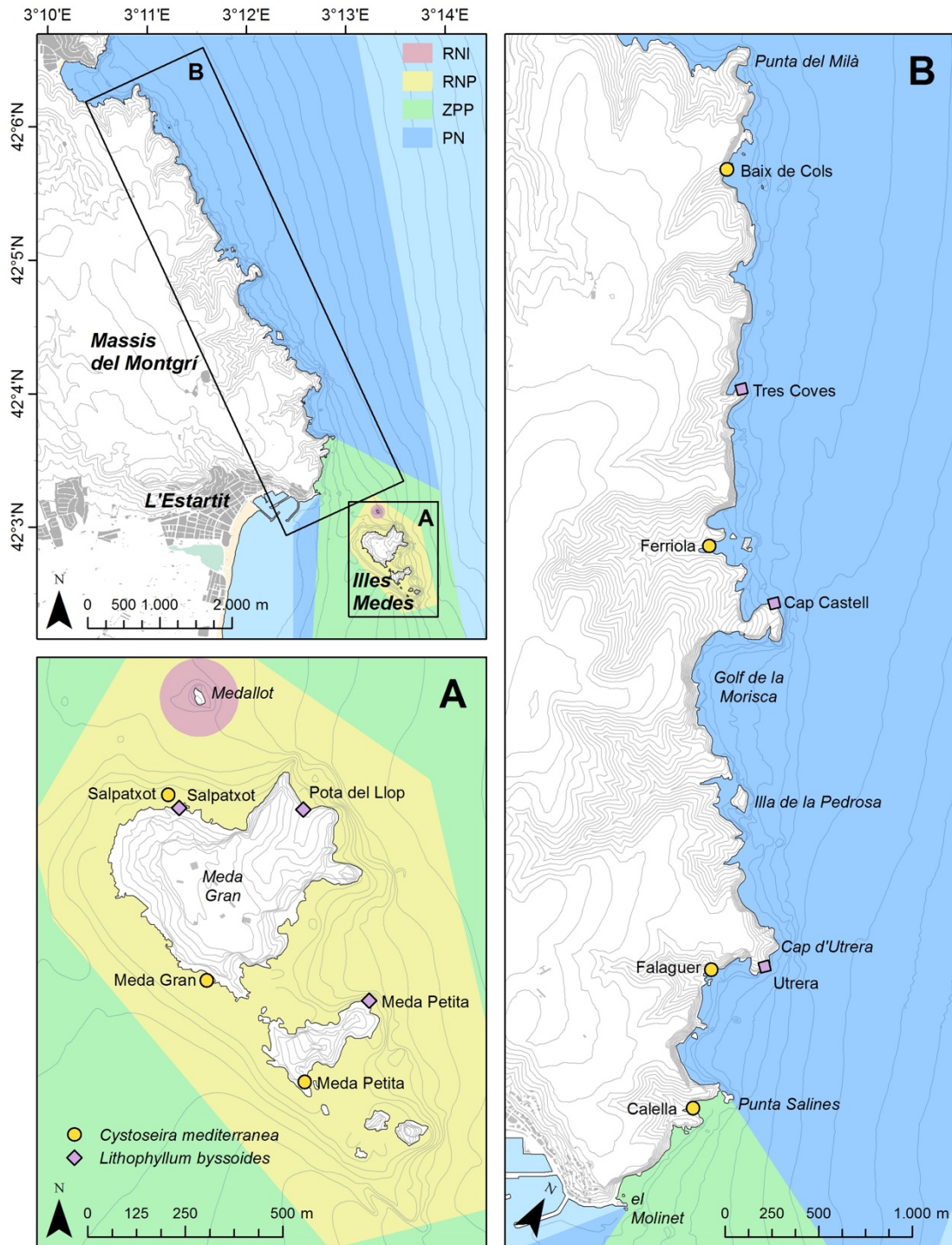


Figura 4. Mapa de les estacions de mostreig de comunitats mediolitorals al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter de l'any 2017. Grau de protecció: Reserva Natural Integral (RNI), Reserva Natural Parcial (RNP), Zona Perifèrica de Protecció (ZPP) i Parc Natural (PN).

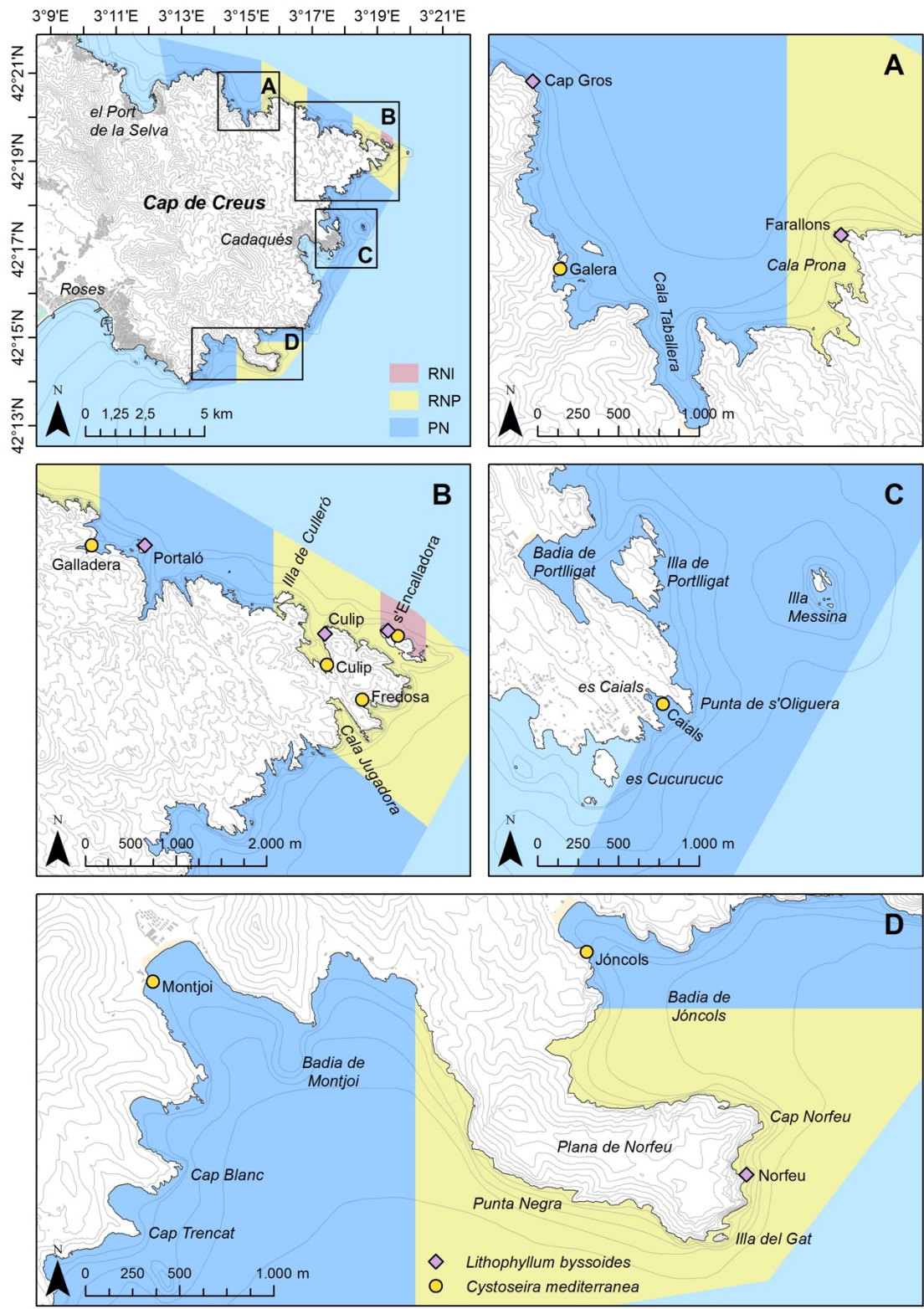


Figura 5. Mapa de les estacions de mostreig de comunitats mediterrànies al Parc Natural de Cap de Creus de l'any 2017. Grau de protecció: Reserva Natural Integral (RNI), Reserva Natural Parcial (RNP) i Parc Natural (PN).

Metodologia de mostreig

Cystoseira mediterranea

El mostreig de *C. mediterranea* es va dur a terme durant el mes d'agost del 2017, moment en el que aquestes comunitats estan al final de la seva etapa de màxim desenvolupament (Figura 6).

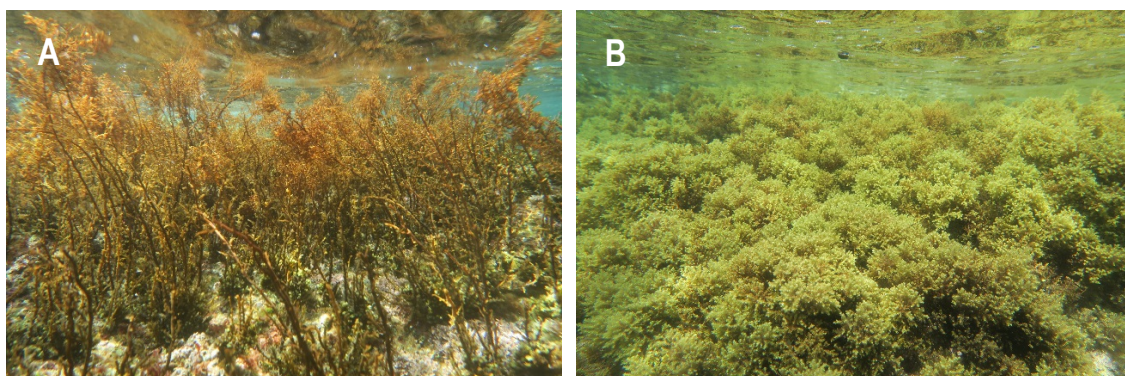


Figura 6. Exemples de d'individus (A) i bosc (B) de *C. mediterranea* ben desenvolupats.

Per a determinar les zones de mostreig, es va recórrer tot el litoral dels Parcs Naturals, identificant les zones on hi havia la presència de hàbitats dominats per *C. mediterranea*. D'aquests, es va fer una selecció de les zones on aquests hàbitats ocupaven una extensió abundant o formant petites terrasses, i suficient com per a poder monitoritzar-les (Figures 4 i 5).

Un cop establertes, cada zona de mostreig es van subdividir en 4 subzones amb presència abundant de *C. mediterranea* dins de cales o properes a elles, o bé zones on l'activitat humana és present, com el trepig o l'arribada al lloc mitjançant petites embarcacions com kayaks o petites embarcacions pneumàtiques.

Cadascuna d'aquestes subzones es va mostrejar mitjançant 5 quadres de 25 x 25 cm distribuïts a l'atzar (Figura 7). De cada quadre es mesurava:

- **Cobertura:** percentatge (%) d'alga que recobria el quadre.
- **Densitat:** nombre d'individus dins el quadre.
- **Alçada (en cm)** de l'individu més gran dins del quadre.
- **Fondària (en cm)** en la que es trobava el quadre.

A més, es va mesurar l'extensió total i amplada de cadascuna de les subzones escollides amb una cinta mètrica, buscant els límits de la comunitat.

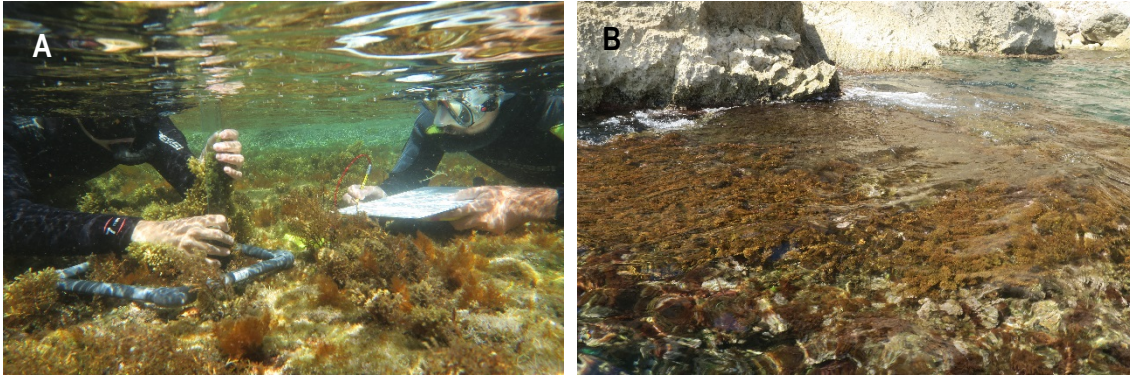


Figura 7. A) mètode de mostreig de *C. mediterranea*; mesura de l'alçada. B) exemple d'una terrassa de *C. mediterranea* a la subzona seleccionada pel mostreig de *C. mediterranea* a la cala del Baix de Cols.

Lithophyllum byssoides

Un cop trobats els punts de mostreig, es subdividia cadascun d'aquests en tres subzones, on es feia un total d'unes 20 fotografies per subzona a quadrats d'acer inoxidable de 25 x 25 cm, iguals que els emprats per a mostrejar *C. mediterranea*, però amb un regle en un dels costats com a referència poder fer els anàlisis posteriors.

Degut a que a les tenasses hi ha un gradient marcat entre la part més exposada, on hi ha una major proporció de *Corallina elongata* i espècies de l'infralitoral superior, degut a la major humectació, i la part més propera a la roca, on hi ha menys humectació i les espècies de l'infralitoral hi són menys representades, les fotografies en cada localitat es varen fer a la part mitja de cada tenassa per evitar la possible variabilitat degut a aquest gradient.

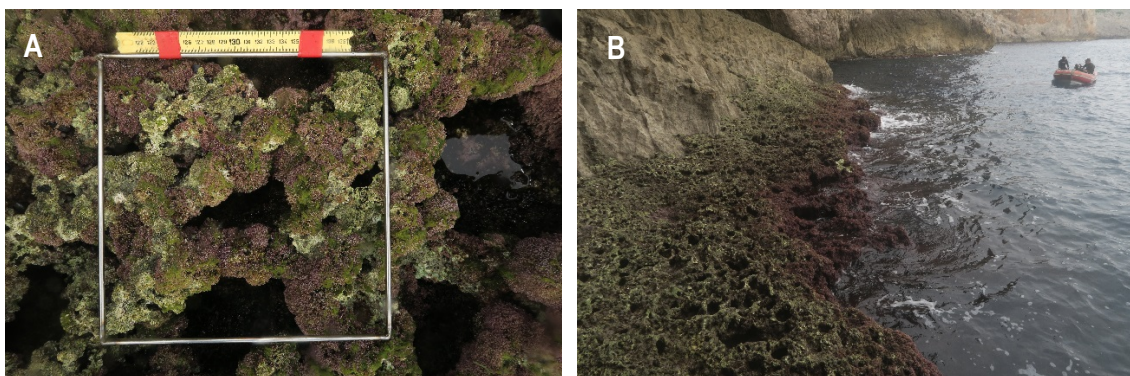


Figura 8. Mètode de mostreig de *Lithophyllum byssoides*. A) quadre d'acer inoxidable amb regle incorporat com a referència. B) terrassa de trottoir.

Les imatges es van analitzar mitjançant el programa Photoshop (CS4) d'Adobe calculant les àrees que ocupaven cada una de les següents categories:

- Lithophyllum byssoides
- L. byssoides blanquejat
- L. byssoides trencat
- Altres algues calcàries incrustants
- Altres algues calcàries blanquejades
- *Corallina elongata*
- Algues no calcàries
- Musclos

Resultats

Cystoseira mediterranea

De totes les estacions mostrejades, les de Caials i la Meda Gran varen ser les que presentaven una major densitat amb valors al voltant de 15 individus per quadre (Figura 9). D'altra banda, les estacions de Cala Calella i Cala Ferriola (Costa del Montgrí), i Cala Jóncols i Montjoi (Cap de Creus), tenien poblacions amb densitats inferiors als 7 individus per quadre (Figura 9). Al Parc Natural de Cap de Creus, les densitats d'individus de *C. mediterranea* no semblava que presentessin cap patró clar entre els diferents graus de protecció (Figura 9A). Per contra, al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter sí que es podia observar un cert patró, on les poblacions localitzades a Reserva Natural Parcial, en general presentaven densitats més elevades, que a la Zona de Protecció Perifèrica i al Parc Natural (Figura 9B).

El percentatge de cobertura no presentava variacions tant elevades com en el cas de les densitats (Figura 10). Les estacions amb major percentatge de cobertura es varen observar principalment al Parc Natural de Cap de Creus (Caials, Cala Fredosa i Cala Galera), amb valors superiors al 80% (Figura 10). D'altra banda, les estacions amb menor cobertura varen ser les de Baix de Cols i Cala Ferriola a la costa del Mongrí, amb valors inferiors al 50% (Figura 10B). Mentre que al Parc Natural de Cap de Creus, en general no s'observava cap patró clar de la cobertura en les diferents graus de protecció (Figura 10A), al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter les estacions amb major grau de protecció (RNP), presentaven, en general, una major cobertura que les menys protegides (Figura 10B).

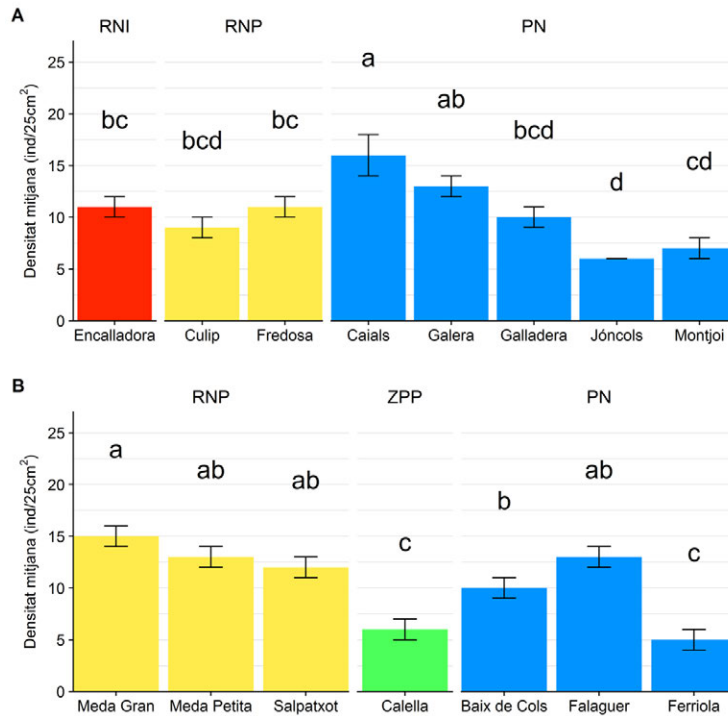


Figura 9. Densitats mitjanes \pm error estàndard de *Cystoseira mediterranea* calculades per a cada estació al Parc Natural de Cap de Creus (A) i al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter (B). Les lletres agrupen aquelles estacions que no presenten diferències significatives (p -valor <0.05) per cada parc independentment. El marge superior representa el grau de protecció de les estacions, PN: Parc Natural, RNP: Reserva Natural Parcial, ZPP: Zona de Protecció Parcial, RNI: Reserva Natural Integral.

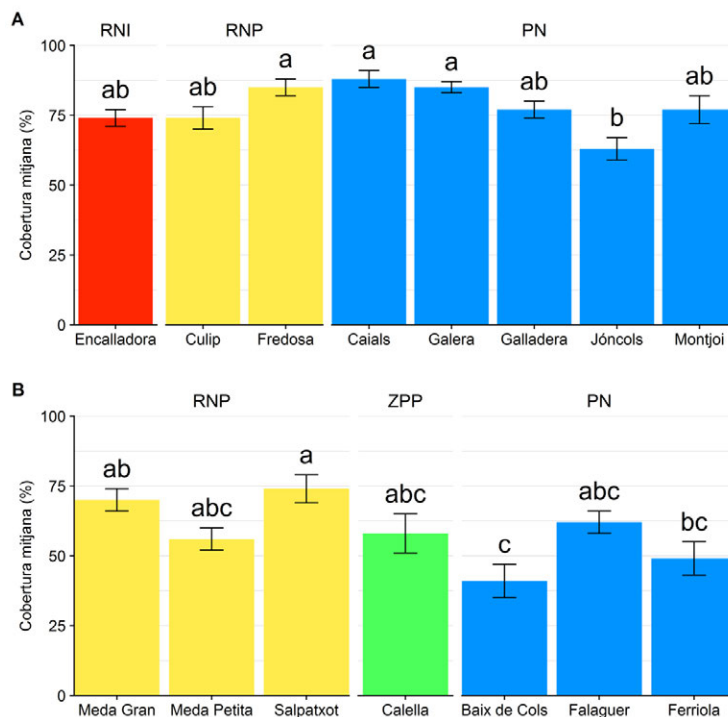


Figura 10. Cobertures mitjanes \pm error estàndard de *Cystoseira mediterranea* calculades per a cada estació al Parc Natural de Cap de Creus (A) i al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter (B). Les lletres agrupen aquelles estacions que no presenten diferències significatives (p -valor <0.05) per cada parc independentment. El marge superior representa el grau de protecció de les estacions, PN: Parc Natural, RNP: Reserva Natural Parcial, ZPP: Zona de Protecció Parcial, RNI: Reserva Natural Integral.

L'extensió de les poblacions de *C. mediterranea* va ser significativament major al Parc Natural de Cap de Creus que al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter (ANOVA: $F_{1,53}=24.20$, $p\text{-value}<0.01$), amb uns valors mitjans propers a 19 i 9 metres, respectivament. Els valors d'extensió variaven sobretot entre els dos parcs (Figura 11), amb uns valors mínims propers a 5 metres a la Cala Baix de Cols, a la Meda Gran, al Salpatxot o Cala Ferriola (totes estacions localitzades a les costa del Montgrí i les Illes Medes). D'altre banda, els valors màxims observats tots pertanyen a estacions del Parc Natural de Cap de Creus, i eren superiors als 20 metres a Cala Culip, Cala Jóncols, Caials o Cala Galera.

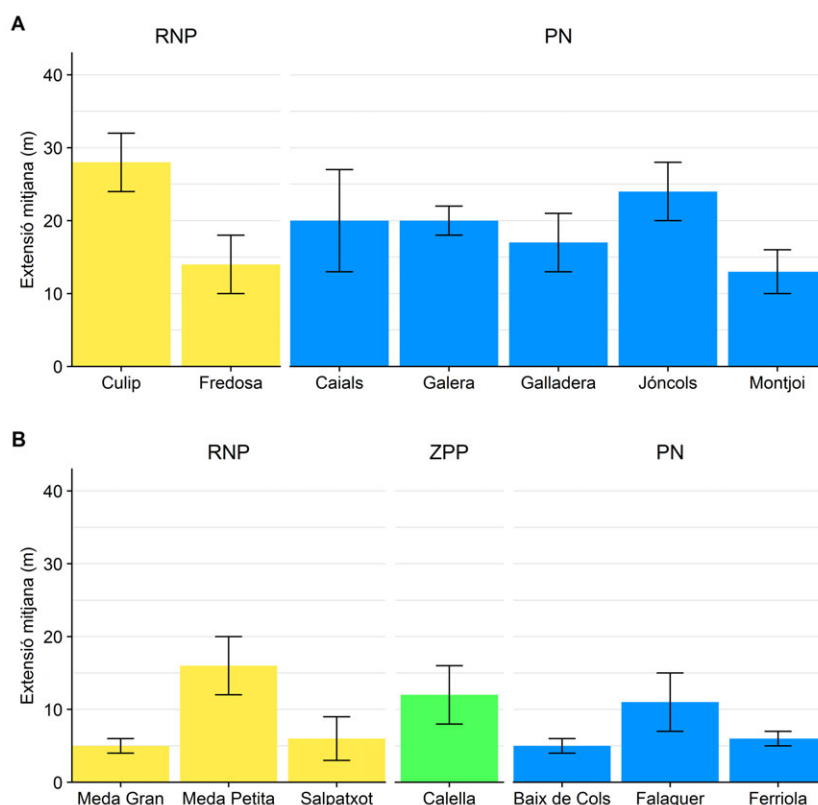


Figura 11. Extensió mitjana \pm error estàndard de *Cystoseira mediterranea* calculada per a cada estació al Parc Natural de Cap de Creus (A) i al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter (B). El marge superior representa el grau de protecció de les estacions, PN: Parc Natural, RNP: Reserva Natural Parcial, ZPP: Zona de Protecció Parcial, RNI: Reserva Natural Integral.

Lithophyllum byssoides

Cap de Creus

Al cap de Creus, *L. byssoides* es distribueix principalment a la mar d'amunt, on és més abundant i arriba a formar cornises, però no de forma contínua. No obstant, aquestes cornises tenen en general una amplada moderada, comparada amb la costa del Montgrí i les Illes Medes, amb una bona cobertura de *L. byssoides*, a més d'altres espècies d'algues calcàries incrustants. La cobertura de *Corallina elongata* és força elevada, i en alguns punts s'ha pogut observar un cert

creixement per sobre de la cornisa. La proporció d'altres algues que creixen sobre les tenasses, així com els musclos mostren unes cobertures força moderades (Figura 12).

S'ha pogut observar una certa proporció d'algues calcàries incrustants i de *L. byssoides* amb blanquejament, que ha variat en les diferents estacions (Figures 13 i 14).

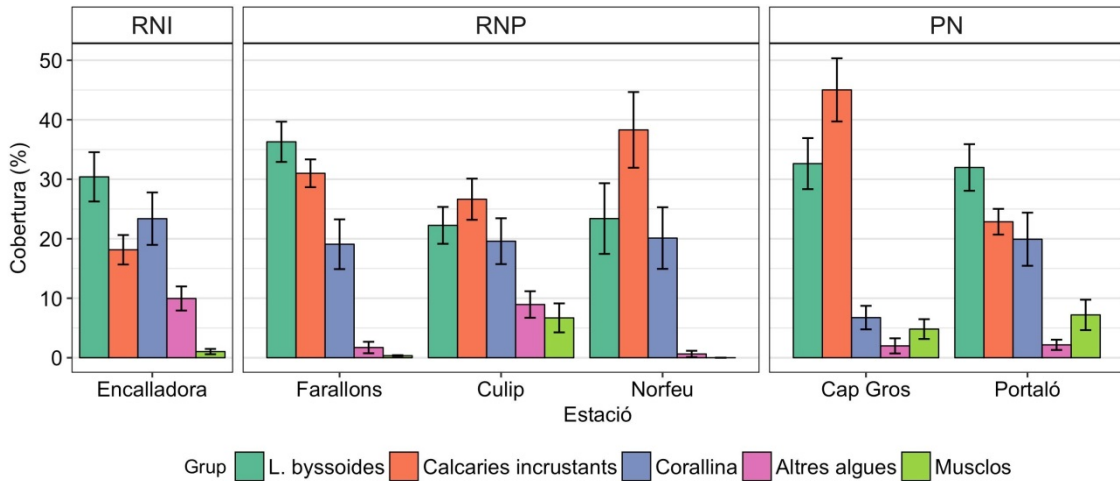


Figura 12. Valors de cobertura mitjana (\pm Error Estandard) de les diferents espècies observades a les estacions estudiades del Parc Natural de Cap de Creus.

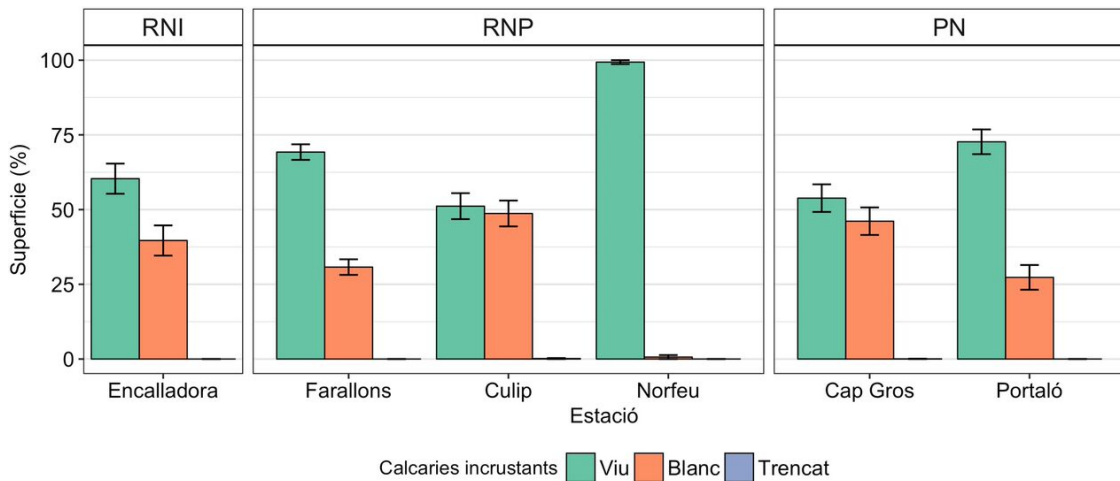


Figura 13. Valors mitjans (\pm Error Estandard) de la superfície sana i blanquejada de les algues calcàries incrustants a les estacions estudiades del Parc Natural de Cap de Creus.

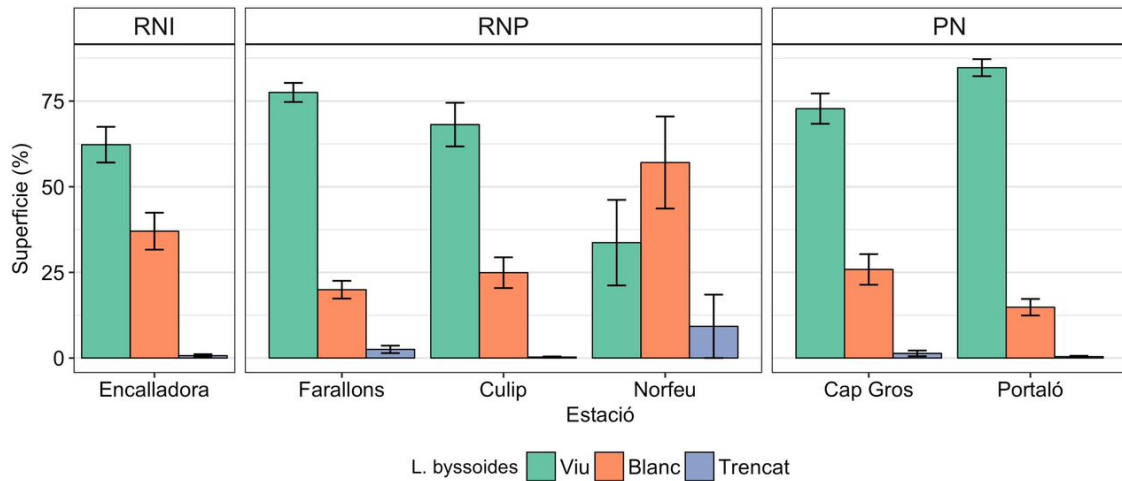


Figura 14. Valors mitjans (\pm Error Estandard) de la superfície sana i blanquejada i trencada de *L. byssoides*, i les algues calcàries incrustants a les estacions estudiades del Parc Natural de Cap de Creus.

L'estació de l'Encalladora mostra unes tenasses ben desenvolupades, però molt determinades pel relleu del substrat, ja que en zones on la paret és més vertical és menys desenvolupada, amb trams en els que, tot i que hi ha presència de *L. byssoides*, no arriba a formar cornisa, i on hi ha un límit ben definit entre la facie de *C. elongata* i la formació de *L. byssoides*, mentre que en les zones on el substrat és més pla i permet el seu creixement (Figura 15a). En les zones més planes, el creixement de *C. elongata* és més important, mostrant creixement per sobre les frondes de *L. byssoides* (Figura 15b).

La cobertura de *L. byssoides* es de 30,4%, amb un 37% blanquejat i un 0,7% trencat, un 18,2% de cobertura d'algues calcàries incrustants, amb un 39,6% blanquejat, i la cobertura de *C. elongata* es del 23,4%.



Figura 15. Imatges de la localitat estudiada de l'Encalladora, Parc Natural de Cap de Creus.

L'estació de Farallons mostra també un creixement força limitat de la cornisa, que es concentra en les infructuositats de la roca, sempre en zones exposades. En aquesta estació la cobertura de *L. byssoides* es bastant elevada, així com la de la resta d'algues calcàries incrustants, i la proporció de blanquejament és baixa. S'han observat algunes frondes de *L. byssoides* trencades probablement degut a causes naturals. En aquesta estació s'ha pogut observar també cert creixement de *C. elongata* sobre la cornisa (Figura 16).

La cobertura de *L. byssoides* es de 36,3%, amb un 20% blanquejat i un 2,5% trencat, un 31% de cobertura d'algues calcàries incrustants, amb un 30,7% blanquejat, i la cobertura de *C. elongata* es del 19%.

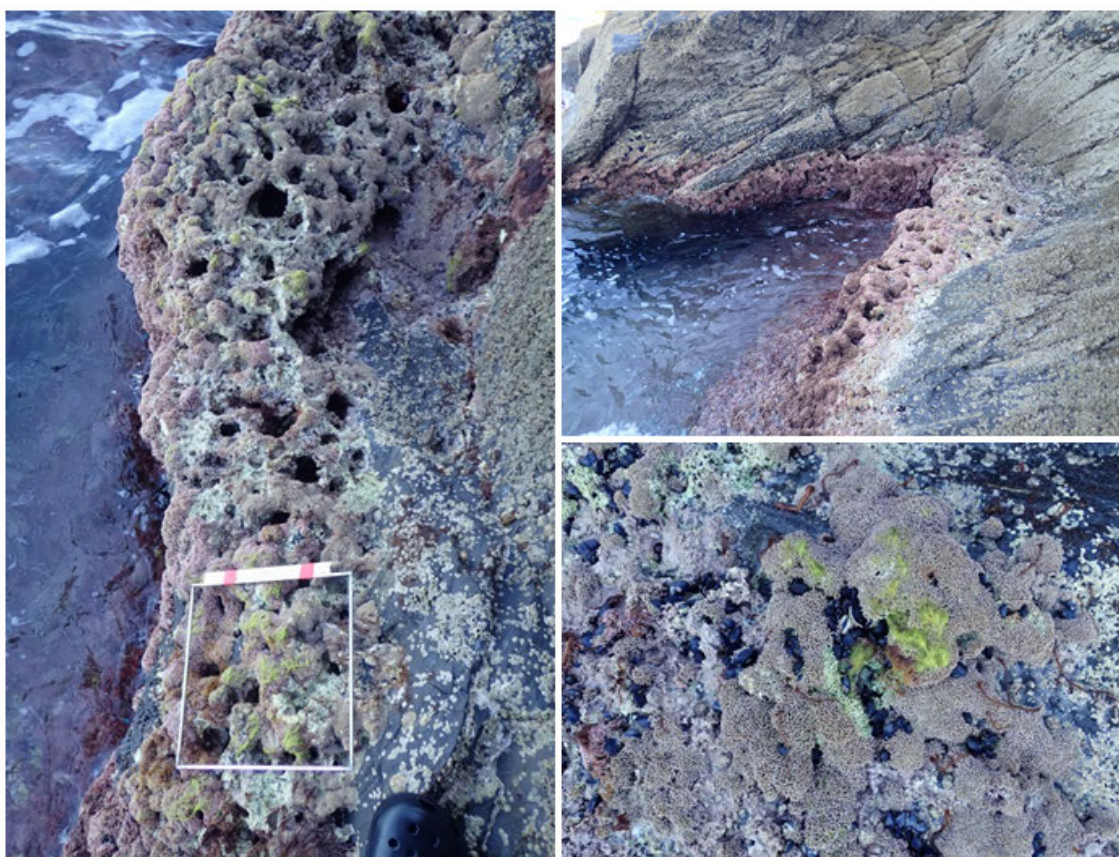


Figura 16. Imatges de la localitat estudiada de Farallons, Parc Natural de Cap de Creus.

L'estació de Culip mostra una tensaas força estreta, i limitada a les zones on la roca es més plana. En aquesta estació la cobertura de *L. byssoides* i d'algues calcàries és una mica menor, i la proporció de *C. elongata* en algunes zones és força important (Figura 17).

La cobertura de *L. byssoides* es de 22,2%, amb un 24,9% blanquejat i un 0,3% trencat, un 26,6% de cobertura d'algues calcàries incrustants, amb un 48,7% blanquejat, i la cobertura de *C. elongata* es del 19,6%.

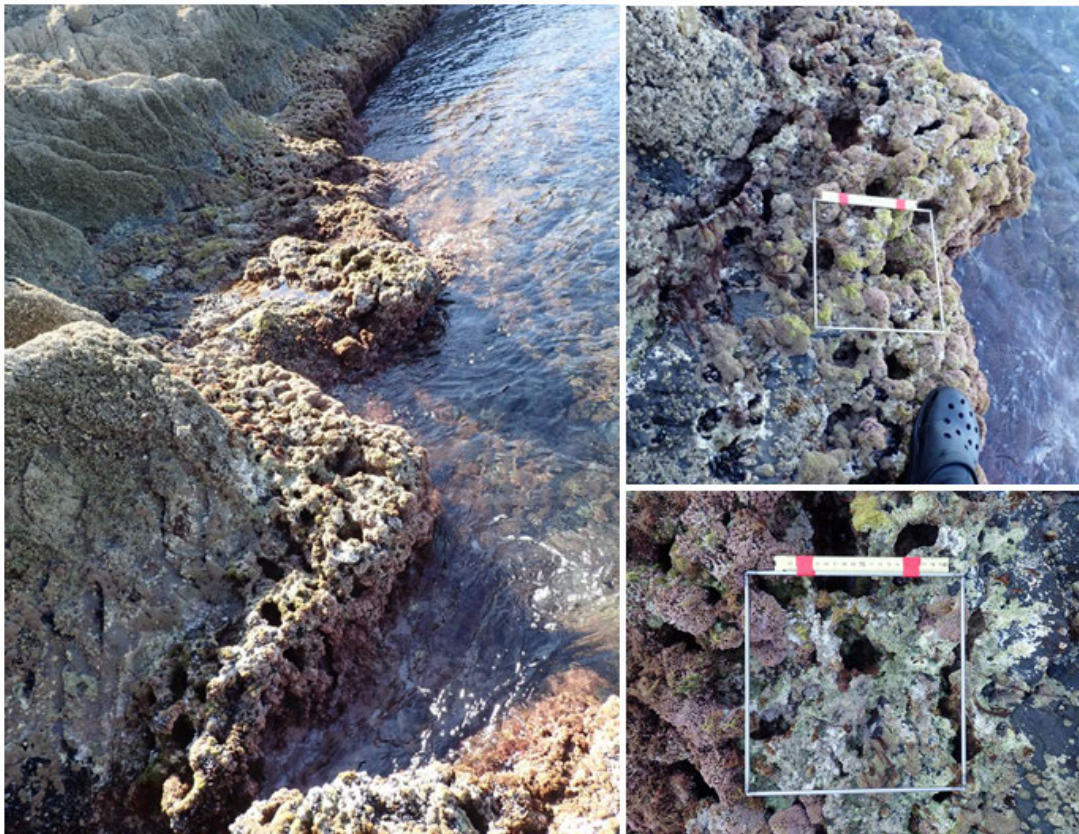


Figura 17. Imatges de la localitat estudiada de Culp, Parc Natural de Cap de Creus.

La cornisa de *L. byssoïdes* a Cap Norfeu és l'estació amb característiques més diferents de la resta, probablement degut a la seva situació geogràfica, tot i que segueix distribuint-se a les zones més exposades. Aquesta estació destaca per l'elevada proporció d'algues calcàries incrustants, sense indicis de mortalitat, mentre que la cobertura de *L. byssoïdes* es proporcionalment menor, i amb un elevat percentatge de blanquejament. També s'ha observat una certa proporció de *L. byssoïdes* trencat, tot i que en valors relativament baixos (Figura 18).

La cobertura de *L. byssoïdes* es de 23,4%, amb un 57,1% blanquejat i un 9,25% trencat, un 38,3% de cobertura d'algues calcàries incrustants, amb un 2% blanquejat, i la cobertura de *C. elongata* es del 20,1%.

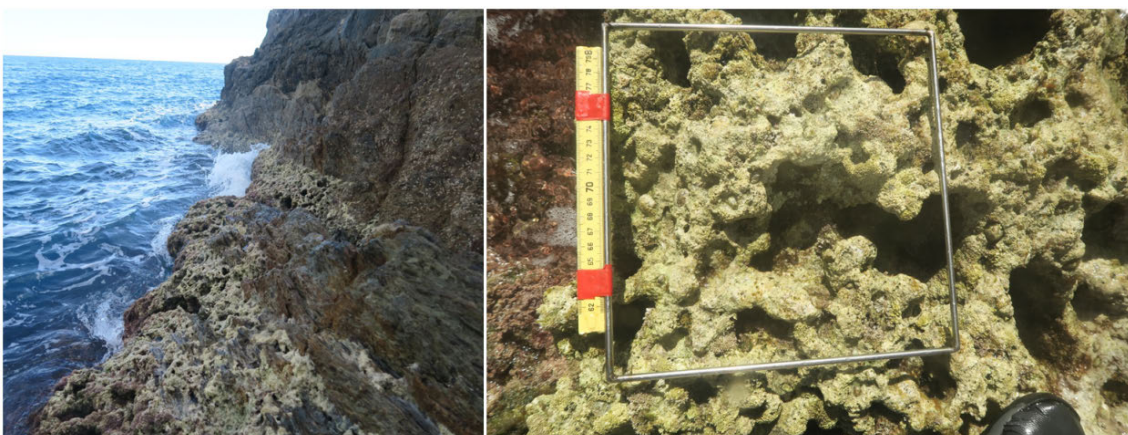


Figura 18. Imatges de la localitat estudiada de Culp, Parc Natural de Cap de Creus.

La cornisa de *L. byssoides* a l'estació de Cap Gros es troba sota una paret força vertical, i adopta una forma molt delimitada i una amplada limitada. En aquesta estació la proporció de *L. byssoides* i altres algues calcàries incrustants és proporcionalment més alt que en les altres estacions, tot i que amb un percentatge de blanquejament semblant (Figura 19).

La cobertura de *L. byssoides* es de 32,6%, amb un 25,8% blanquejat i un 1,4% trencat, un 45,1% de cobertura d'algues calcàries incrustants, amb un 46,1% blanquejat, i la cobertura de *C. elongata* es del 6,8%.



Figura 19. Imatges de la localitat estudiada de Cap Gros, Parc Natural de Cap de Creus.

El Portaló és l'estació que ha mostrat una proporció menor de blanquejament, tot i que la proporció de *L. byssoides* i altres algues calcàries incrustants és similar a la resta d'estacions (Figura 20).

La cobertura de *L. byssoides* es de 32%, amb un 14,8% blanquejat i un 0,5% trencat, un 22,8% de cobertura d'algues calcàries incrustants, amb un 27,3% blanquejat, i la cobertura de *C. elongata* es del 19,9%.



Figura 20. Imatges de la localitat estudiada de Portaló, Parc Natural de Cap de Creus.

Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter

Les tenasses de *L. byssoides* a la costa del Montgrí i les Illes medes està molt més desenvolupades que a cap de Creus, formant en moltes àrees un cinturó continu amb una amplada i potència de les cornises elevada, i en zones molt desenvolupades. Degut a l'important desenvolupament d'aquestes cornises, en aquesta zona ha estat més difícil distingir les diferents espècies d'algues calcàries incrustants, de forma que s'han categoritzat conjuntament. En general, la cobertura d'algues calcàries incrustants en les tenasses ha estat molt elevada, amb valors entre el 60 i el 70% en totes les estacions (Figura 21).

El percentatge de blanquejament en aquesta àrea ha estat major, i no només a la cornisa, sinó també en les zones que queden sota la volta erosionada de roca calcària. Per contra, la cobertura de *C. elongata* ha estat menor (Figura 22).

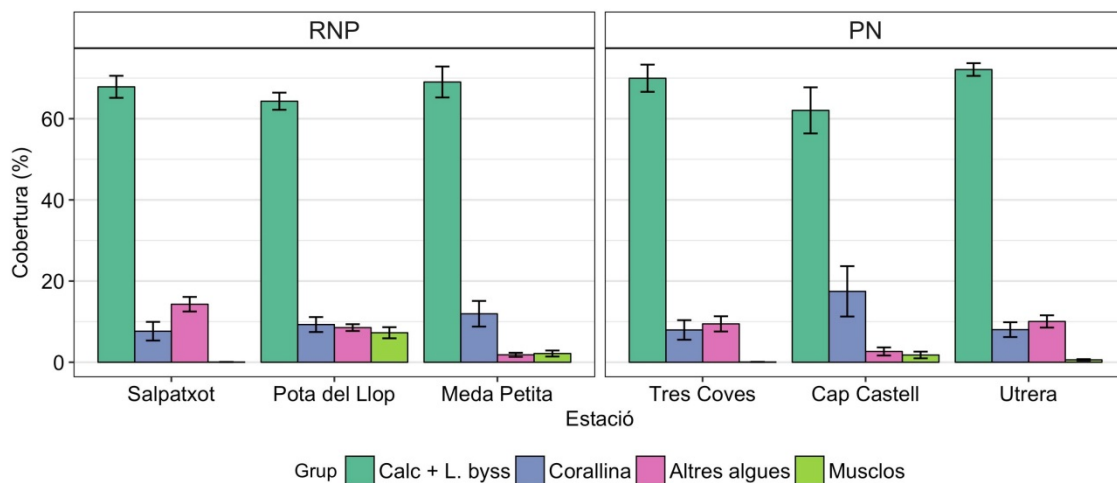


Figura 21. Valors de cobertura mitjana (\pm Error Estandard) de les diferents espècies observades a les estacions estudiades del Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter.

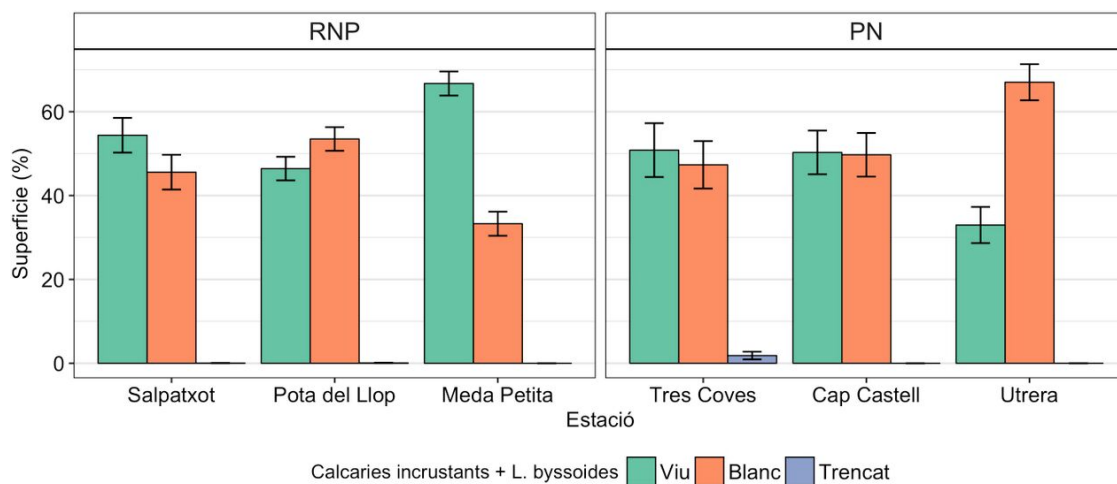


Figura 22. Valors mitjans (\pm Error Estandard) de la superfície sana i blanquejada i trencada de les algues calcàries incrustants a les estacions estudiades del Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter.

Al Salpatxot, la cornisa de *L. byssoides* és contínua a les zones més exposades, i forma un cinturó continu resseguint la orografia en les zones més exposades. Tot i ser una de les zones més freqüentades le de les Medes no hem identificat tal·lus morts o signes de deteriorament. No obstant, sí que hem pogut observar un blanquejament important de less algues calcàries incrustants (Figura 23).

La cobertura d'algues calcàries incrustants es de 67,8%, amb un 45,6% blanquejat i un 0,1% trencat, i la cobertura de *C. elongata* es del 7,7%.



Figura 23. Imatges de la localitat estudiada de Salpatxot, Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter.

L'estació de la Pota del Llop mostra una tenassa molt desenvolupada, que és contínua pràcticament en tota la costa Nord-Est de la Meda gran. En ocasions arriba a tenir més d'un metre d'amplada, amb una complexitat tridimensional molt elevada amb multitud de infractuositats i cubetes (Figura 24).

La cobertura d'algues calcàries incrustants és de 64,3%, amb un 53,5% blanquejat i un 0,1% trencat, i la cobertura de *C. elongata* es del 9,3%.

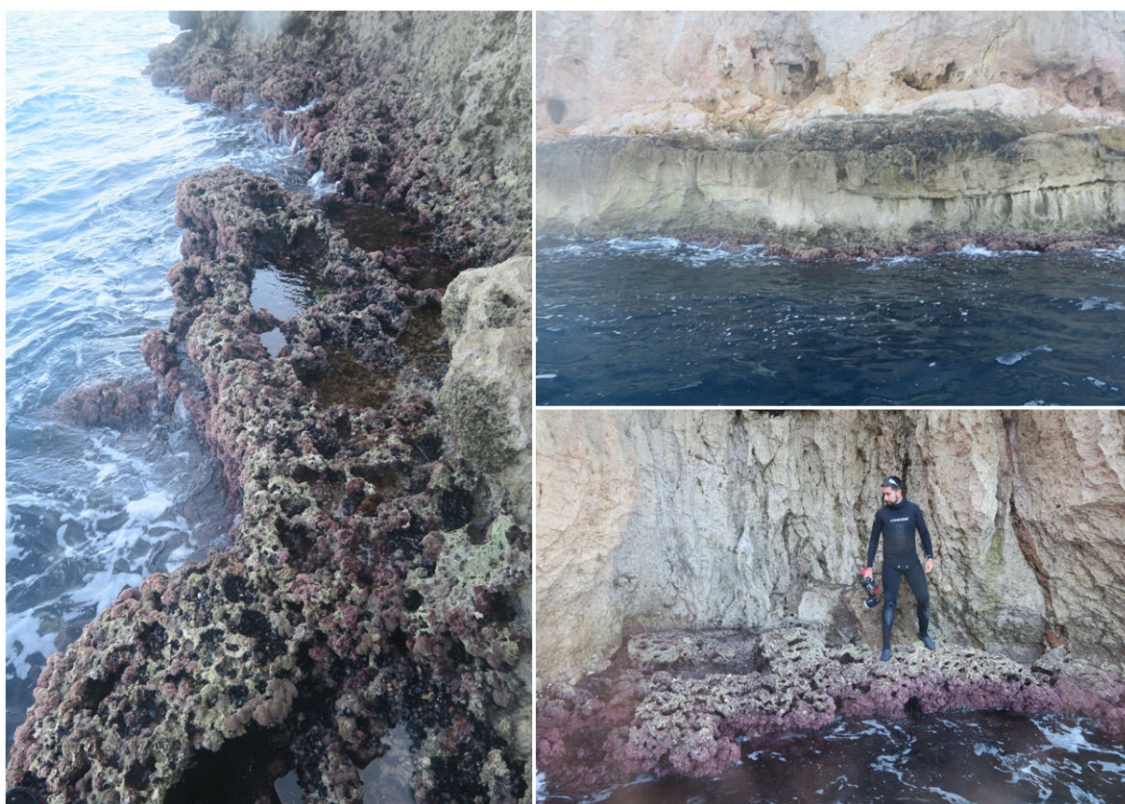


Figura 24. Imatges de la localitat estudiada de Pota del Llop, Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter.

A la Meda Petita, a la zona Nord-Est també es forma una tenassa continua de *L. byssoides*, que en alguns punts, especialment a les raconades, on pot arribar a tenir més d'un metre d'amplada. Aquesta tenassa mostrava un bon estat, amb un percentatge de blanquejament menor que les altres estacions (Figura 25).

En aquesta zona es va poder observar taques grans de blanquejament d'algues calcàries incrustants (*Lithophyllum* spp.) a la part superior de la tenassa, en els extraploms que formen la roca erosionada a ran d'aigua (Figura 26).

La cobertura d'algues calcàries incrustants és de 69%, amb un 33,3% blanquejat i un 0% trencat, i la cobertura de *C. elongata* es del 12%.

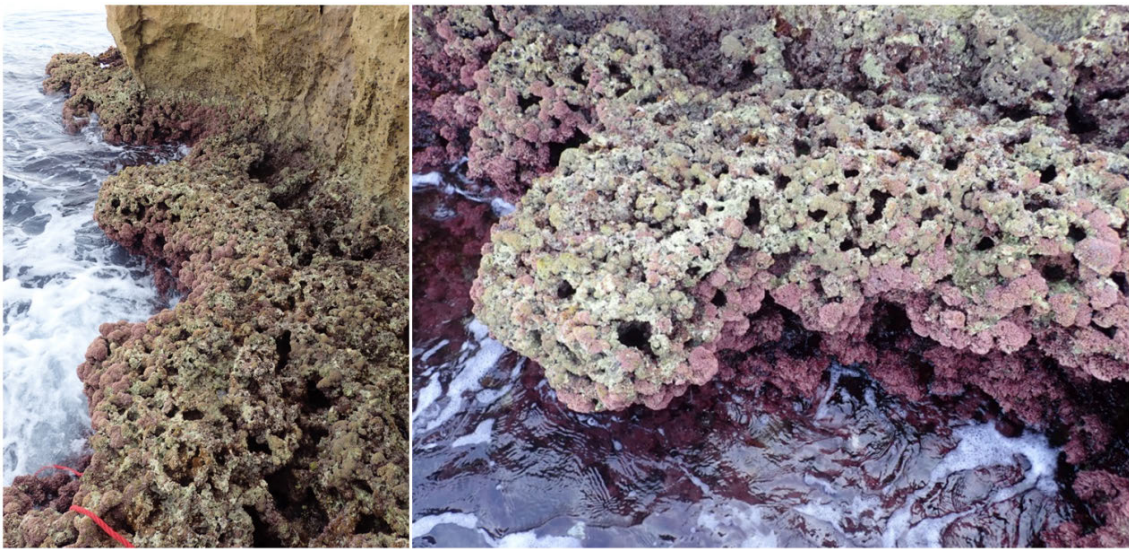


Figura 25. Imatges de la localitat estudiada de la Meda Petita, Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter.

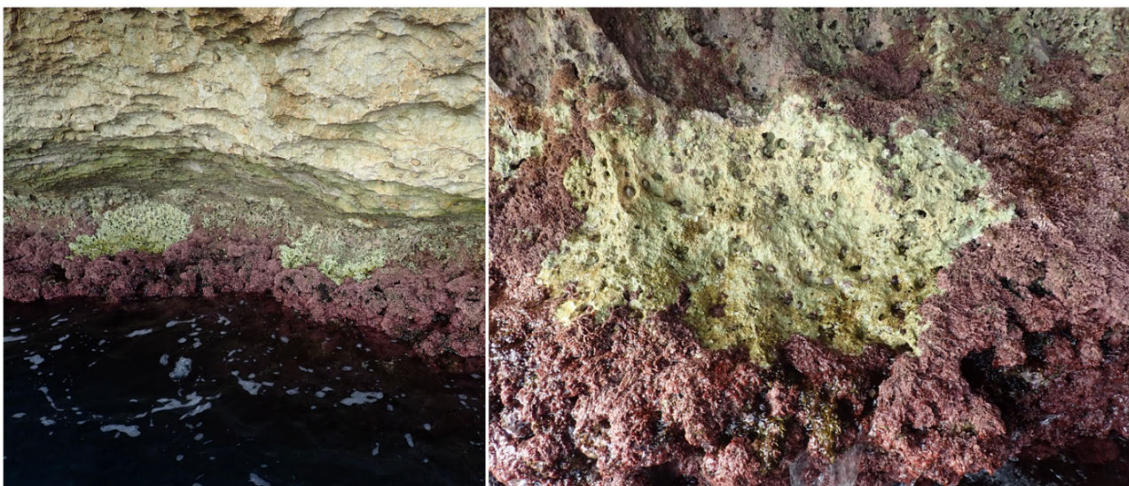


Figura 26. Imatges de la localitat estudiada de la Meda Petita, Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter.

La tenassa de la zona de la punta de les Tres Coves és més irregular, més ample en cantonades, mentre que es fa més estret en les zones més exposades. La cobertura d'algues calcàries incrustants és força elevada, i s'ha pogut observar un important blanquejament, no només a sobre la tenassa sinó també en zones de l'infralitoral superior dominat per algues calcàries incrustants i *Corallina elongata* (Figura 27).

La cobertura d'algues calcàries incrustants és del 70%, amb un 47,3% blanquejat i un 1,8% trencat, i la cobertura de *C. elongata* es del 7,9%.



Figura 27. Imatges de la localitat estudiada de Salpatxot, Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter.

Cap Castell mostra també una tenassa contínua en tota la franja més exposada al mar, amb zones d'una amplada considerable, superiors al metre. En aquesta zona també s'ha pogut observar blanquejament no només de *L. byssoides* sinó també d'altres algues calcàries incrustants (Figura 28).

La cobertura d'algues calcàries incrustants és de 62,1%, amb un 49,7% blanquejat i un 0% trencat, i la cobertura de *C. elongata* es del 17,5%.

Les tenasses de Cap d'Utrera també formen cinturons continus en tota la seva extensió, i en algunes zones, on el pendent de la roca és menor, la seva amplada pot arribar a ser de més de dos metres (Figura 29). En aquesta zona, hem pogut observar un alt percentatge de blanquejament, no només sobre la tenassa sinó també en les algues calcàries de l'infralitoral superior (Figura 29).

La cobertura d'algues calcàries incrustants és de 72,12%, amb un 67,3% blanquejat i un 0,1% trencat, i la cobertura de *C. elongata* es del 8%.



Figura 28. Imatges de la localitat estudiada de Cap Castell, Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter.

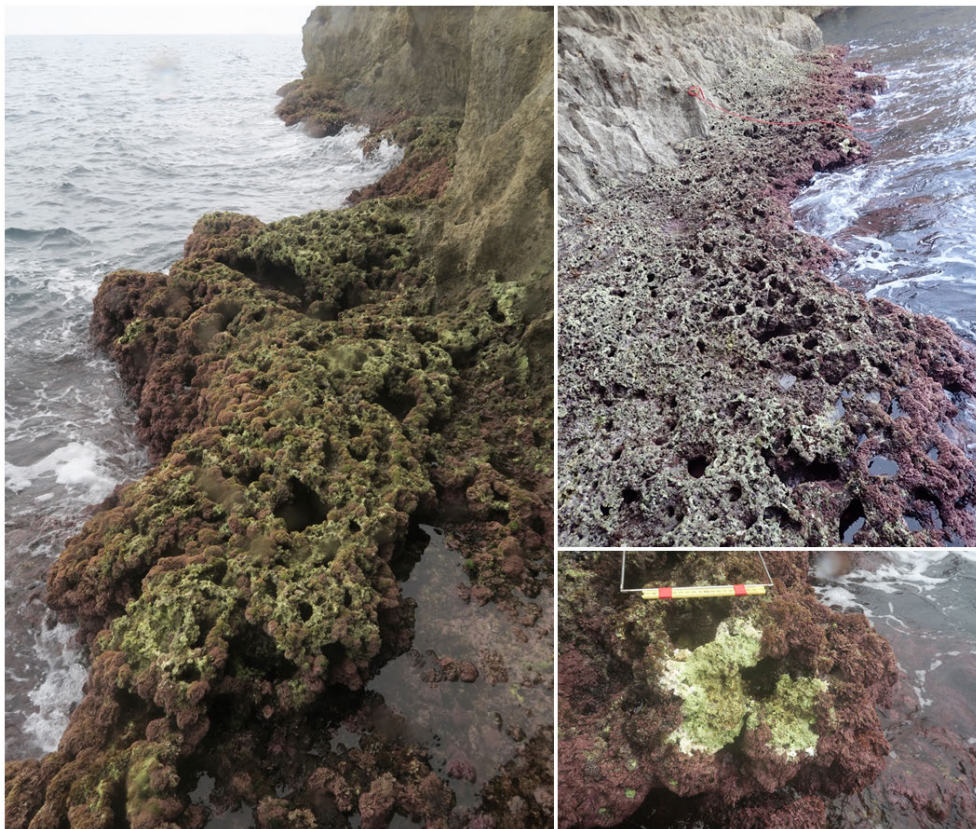


Figura 29. Imatges de la localitat estudiada de Cap d'Utrera, Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter.

Discussió

Cystoseira mediterranea

Les dades de densitat, cobertura i extensió de les poblacions de *Cystoseira mediterranea* ens serveixen per comparar l'estat de conservació entre les estacions analitzades en el seguiment d'enguany. En general, les poblacions de *C. mediterranea* al Parc Natural de Cap de Creus semblen estar en millor estat que les del Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. L'estació mostrejada amb major densitat va ser la de Caials, i en gran mesura, les poblacions Cap de Creus presentaven una major extensió i cobertura.

Els resultats obtinguts de les poblacions de *C. mediterranea* analitzades aquí, en certa manera, són inesperables, mentre que d'altres eren més previsibles, fet que suggereix que les diferències observades es poden deure a múltiples factors. A la zona de Cap de Creus, les poblacions més extenses són en les que s'esperaria un menor valor d'aquest paràmetre (Caials, Cala Culip, Cala Jóncols), donat que són estacions relativament freqüentades tant per turistes com per embarcacions. No obstant, si s'observen les dades de cobertura i densitat, Cala Culip i Cala Jóncols presenten valors molt baixos. D'altra banda, la zona de les illes Medes i, especialment, la costa del Montgrí, és on els boscos de *C. mediterranea* són menys extensos, amb menor densitat i cobertura. Aquest fet es podria explicar per la major quantitat d'activitats turístiques que es donen en aquesta zona, i la facilitat d'accés en comparació amb les de cap de Creus. Aquest fet queda també reflexa amb la major cobertura i densitat de les poblacions situades a dins de les illes Medes, si es comparen amb les poblacions de la costa del Montgrí.

Resulta difícil determinar les causes de les diferències observades en el present apartat. Un dels principals impactes als "boscos" de macroalgues del Mediterrani és la modificació del paisatge costaner degut a la urbanització. De fet, en gradients urbans s'ha observat una disminució progressiva de la biomassa i cobertura d'aquests boscos (Mangialajo *et al.* 2008). A més, la contaminació (Sales *et al.* 2011), l'augment de la terbolesa de l'aigua i de la sedimentació (Airoldi *et al.* 2008; Strain *et al.* 2015), també es consideren dels principals impactes de les poblacions de macroalgues. No obstant, tant la costa del Cap de Creus, com la del Montgrí i les Illes Medes, són zones amb un desenvolupament urbà molt baix, pel que les diferències observades entre les estacions sembla poc probable que siguin degudes a la urbanització. Com ja s'ha esmentat, on sí sembla clar que hi ha un efecte de la freqüentació és en les diferències observades entre les poblacions del Montgrí i les Illes Medes. Donada la prohibició d'accedir a la zona emergida de les Illes Medes, sembla que aquesta mesura serveix, en cert grau, a preservar les poblacions de *C. mediterranea*. No obstant, val a dir que durant el present seguiment s'ha observat amb relativa freqüència la presència de turistes i kayacs a les zones emergides de les illes Medes.

Cal tenir en compte que també hi ha altres factors a/biòtics que poden explicar les diferències observades. Per exemple, la sobrepastura per part d'herbívors, principalment per part de garotes, que proliferen en les zones més pescades poden provocar una declivi dels boscos de *Cystoseira*

(Hereu et al. 2006). Aquest no sembla ser el cas de cap de Creus, on l'extensió i cobertura d'algues no semblen anar lligades a la dominància de les garotes en el paisatge, sobretot a la zona nord. Tanmateix, sí que podria explicar les diferències observades entre la costa del Montgrí, on les garotes són abundants, i les Illes Medes (veure el capítol de comunitats algals i poblacions de garotes d'aquest mateix informe). D'altra banda, la configuració del terreny (pendent, tipus de substrat), així com altres processos històrics de l'espècie (des de quan és present a determinades localitats, antigues pertorbacions, etc.) són molt rellevants a l'hora d'explicar la distribució de les algues en zones someres, pel que poden haver influït als patrons observats aquí. Finalment, l'augment de les temperatures té un efecte negatiu en el desenvolupament d'alguns dels estadis del cicle de vida de les espècies de *Cystoseira* (Olabarria et al. 2013, Strain et al. 2015). Per tant, les diferències entre els règims tèrmics del Parc Natural de Cap de Creus (més fred) i el Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter (més càlid), podrien explicar les diferències en la densitat, cobertura i extensió de *Cystoseira*. Tanmateix, aquestes explicacions són hipòtesis que caldria explorar amb més detall.

Malgrat que les poblacions de *Cystoseira* semblen persistir en determinades zones costaneres del Mediterrani (Thibaut et al. 2014), en els darrers anys s'han observat un gran declivi d'aquests boscos al llarg de la costa Mediterrània (Airoidi and Beck 2007, Thibaut et al. 2015). En el present apartat, mostrem que les poblacions del Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter presenten major densitat i cobertura al del Parc Natural de Cap de Creus. Malgrat tot, a partir del present treball no es pot determinar amb certesa quins d'aquests agents determinen les diferències observades, donat que aquests factors sovint actuen de manera convidada sobre les poblacions d'algues (Strain et al. 2014). A diferència d'altres espècies longeves, com el corall (*Corallium rubrum*, veure el capítol corresponent en aquest informe) o les gorgònies vermelles (*Paramuricea clavata*, veure el capítol corresponent en aquest informe) que presenten taxes de recuperació molt lentes, s'ha demostrat que la mitigació d'impactes locals pot millorar molt la capacitat de recuperació de les poblacions de *Cystoseira* (Strain et al. 2015). Aquest fet és especialment rellevant en el context actual de canvi global, per tant, si es minimitzen els impactes rebuts per aquestes poblacions pot marcar la diferència entre la seva viabilitat o la seva extinció. Caldria doncs aplicar un principi de precaució per gestionar aquestes poblacions, intentant minimitzar els impactes que reben per part de la freqüentació dels turistes, sobretot a les illes Medes, on enguany s'ha observat una preocupant freqüència de kayacs i turistes trepitjant aquestes poblacions.

Lythophilum byssoides

El patró mostrat en l'estudi de les tenasses de *Lythophilum byssoides* també està marcat per una diferència entre els dos Parcs Naturals estudiats, probablement degut a factors ambientals, com l'exposició o el tipus de roca, ja que aquesta espècie i la comunitat que forma es desenvolupa millor sobre substrat calcàri (Ballesteros et al. 2013).

Al Parc Natural de Cap de Creus on, tot i que és present en totes les zones exposades, només forma tenasses a les zones del mar d'Amunt, i cap Norfeu, formant tenasses discontinues, no massa amples, alternades amb zones amb presència de l'espècie però sense desenvolupar tenasses. Contràriament, al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter aquestes

tenasses estan més ben desenvolupades, amb una distribució contínua i una amplada i potència considerable.

Més enllà de la seva distribució, hem pogut observar alguns indicadors que mostren un cert grau de deteriorament d'aquesta comunitat.

Una de les pertorbacions que més directament poden degradar aquesta comunitat és l'erosió física per trepig o pel contacte amb embarcacions o objectes flotants. En aquest sentit, no hem detectat un important efecte d'aquest tipus de pertorbació, ja que el percentatge de frondes trencades ha estat molt baix en totes les estacions. No obstant, hem de dir que amb la metodologia que hem seguit, probablement estem subestimant aquest efecte, ja que no podem comptabilitzar les frondes que han desaparegut.

Les altres amenaces per aquesta comunitat són els efectes del canvi climàtic, ja més difícils de gestionar des dels Parcs Naturals, però no per això menys importants i necessaris de tenir en compte.

Per una part, l'augment del nivell del mar, que es podria observar amb l'augment de l'estatge de l'infralitoral superior com *Corallina elongata* sobre les tenasses de *L. byssoïdes* pot afectar aquesta comunitat. En aquest seguiment hem pogut observar una cobertura de *C. elongata* superior al Parc Natural de Cap de Creus, amb un promig de 18,1% de la cobertura, mentre que al Parc natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter la cobertura ha estat del 10%. Aquesta cobertura no és més alta que l'observada en el darrer mostreig, on es va quantificar en un 18%. No obstant, aquest és un procés lent, i no tenim referències anteriors, de forma que possiblement la colonització de *C. elongata* en aquest hàbitat sigui un fet gradual que hagi començat anteriorment i que probablement anirà en augment. Només mitjançant el seguiment d'aquest hàbitat en els propers anys es podrà observar una tendència sobre aquest fenomen.

Per altra banda, hem observat una important proporció de blanqueig de la superfície d'aquesta espècie, i d'altres algues calcàries incrustants associades a l'hàbitat que formen. Una part d'aquest blanqueig es podria considerar com un procés natural de creixement i decreixement d'aquesta espècie, que està sotmesa a condicions ambientals extremes, ja que en períodes d'altres pressions i alta insolació poden patir certa mortalitat. No obstant, en els últims anys s'ha pogut observar un augment de la mortalitat d'algues calcàries incrustants per factors encara desconeguts però probablement lligats al canvi climàtic (Hereu i Kersting, 2016). En el seguiment d'enguany, hem pogut observar un alt percentatge d'emblanquiment de la superfície de *L. byssoïdes* i altres espècies d'algues calcàries incrustants, amb un valor promig del 32,2% i un 49,4% de la superfície blanquejada a cap de Creus i Montgrí respectivament, notablement superior als anteriors valors observats en el seguiment de l'any 2015, en els que es va observar un valor del 18% (Pozo *et al.* 2015). Aquest augment del blanqueig es corrobora amb observacions anteriors, on es va poder determinar un augment de la mortalitat de diverses espècies d'algues calcàries incrustants a diverses fondàries i hàbitats (Matamalas i Hereu, 2016).

Aquest fet és preocupant, ja que les algues calcàries són espècie enginyeres que amb el seu creixement formen hàbitats allotjant així una gran diversitat d'espècies associades, com és el cas de les tenasses de *L. byssoïdes*. A més, tot i que encara no tenim una relació clara, sembla que

les causes d'aquest deteriorament estan determinades pels efectes del canvi climàtic, una pertorbació que s'escapa de la gestió a nivell local d'aquests ecosistemes. No obstant, tot i que no es pot evitar l'efecte del canvi climàtic, sí que es pot intervenir en altres pertorbacions que poden actuar de forma sinèrgica, com el trepig o la contaminació. Aquesta espècie i els hàbitat que forma té una certa resiliència, ja que aquesta alga té un creixement relativament elevat i una certa capacitat de recuperació, i de recolonització del substrat (Verlaque 2010). No obstant, quan aquestes pertorbacions són molt freqüents, i a més s'alteren les condicions ambientals, aquesta espècie perd probablement la seva capacitat de recuperació i es pot produir una degradació irrecuperable. És per aquest motiu que recomanem prendre especial atenció en evitar l'efecte erosiu sobre aquesta comunitat a través de disminuir en el que sigui possible la interacció de les persones o embarcacions en aquest hàbitat, a més de prendre especial atenció en els episodis puntuals de contaminació, especialment per hidrocarburs de les barques que en les èpoques d'estiu són molt freqüents en aquestes àrees.

Conclusions

En general, les poblacions de *Cystoseira mediterranea* no mostren problemes de conservació, tot i que les de cap de Creus mostren una major densitat i cobertura que les de la costa del Montgrí.

Les tenasses de *Lithophyllum byssoides* estan més ben desenvolupades a la costa del Montgrí i les illes medes, probablement degut a factors ambientals.

No s'ha detectat un important efecte de pertorbacions físiques que puguin malmetre les tenasses de *L. byssoides* en cap de les localitats estudiades. No obstant, la metodologia emprada podria subestimar aquest efecte.

La cobertura de *Corallina elongata* ha estat relativament important, especialment a cap de Creus, fet que ens indica que pot haver un procés de colonització de les tenasses per aquesta espècie.

S'ha observat un percentatge elevat de blanqueig de les algues calcàries incrustants, major que el descrit en l'anterior informe de 2015. Aquest fet indica que aquest blanqueig pot estar augmentat i pot posar en perill la viabilitat d'aquest hàbitat.

Davant d'aquest fet, es recomana evitar al màxim altres amenaces com erosió o contaminació que poden actuar de forma sinèrgica al blanqueig actual.

Bibliografia

- Airoldi, L., Balata D., Beck, M. W. (2008). The Gray Zone: Relationships between habitat loss and marine diversity and their applications in conservation. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 366:8–15.
- Airoldi, L., Beck, M.W. (2007). Loss, status and trends for coastal marine habitats of Europe. *Oceanography and Marine Biology*, 45:345–405.
- Ballesteros, E. (1984). Els estatges supralitoral i mediolitoral de les illes Medes. In Ros, J., Olivella, I., Gili, J.M. (édits.), *Els sistemes naturals de les illes Medes*. Institut d'Estudis Catalans, Barcelona. pp. 647-658.
- Ballesteros, E. (1988). Estructura y dinámica de la comunidad de *Cystoseira mediterranea* Sauvageau en Mediterraneo noroccidental. *Investigación Pesquera*, 52 (3): 313-334.
- Ballesteros, E. (1992). *Els vegetals i la zonació litoral: espècies, comunitats i factors que influeixen la seva distribució*. Institut d'estudis catalans.
- Ballesteros E., Torras, X., Pinedo, S. García, M., Mangialajo, L., de Torres, M. (2007). A new methodology based on littoral community cartography dominated by macroalgae for the implementation of the European Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin*, 55: 172–180.
- Boudouresque, C.F. (2004). Marine biodiversity in the Mediterranean: status of species, populations and communities. *Travaux scientifiques du Parc national de Port-Cros*, 20, 97-146.
- Coll, M., Piroddi, C., Steenbeek, J., Kaschner, K., Lasram, F.B.R., Aguzzi, J., Ballesteros, B., Bianchi, C.N., Corbera, J., Dailianis, T., Danovaro, R., Estrada, M., Froglià, C., Galil, B.S., Gasol, J.M., Gertwage, R., Gil, J., Guilhaumon, F., Kesner-Reyes, K., Kitsos, M.S., Koukouras, A., Lampadariou, N., Laxamana, E., de la Cuadra, C.M.L.F., Lotze, H.K., Martin, D., Mouillot, D., Oro, D., Raicevich, S., Rius-Barile, J., Saiz-Salinas, J.I., Vicente, C.S., Somot, S., Templado, J., Turon, X., Vafidis, D., Villanueva, R., Voultsiadou, E. (2010). The biodiversity of the Mediterranean Sea: Estimates, patterns, and threats. *PLoS ONE*, 5:e11842.
- Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R.V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P., van den Belt, M. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387:253–260.
- Crain, C., Kroeker, K., Halpern, B. (2008). Interactive and cumulative effects of multiple human stressors in marine systems. *Ecology Letters*, 11:1304–1315.
- Harley, C.D.G., Hughes, A.R., Hultgren, K.M., Miner, B.G., Sorte, C.J.B., Thornber, C.S., Rodriguez, L.F. Tomanek, L., Williams, S.L. (2006). The impacts of climate change in coastal marine systems. *Ecology Letters*, 9:228–241.
- Hereu, B., Kersting, D.K. (2016). Diseases of coralline algae in the Mediterranean Sea. *Coral Reefs*, 35:713.
- Labrel, J. (1987). Marine biogenic constructions in the Mediterranean, a review. *Scientific Reports Port-Cros National Park*, 13:97-126. Dégradation récente des formations construites superficielles à *Lithophyllum lichenoides* Philippi dans la Réserve marine de Scandola. *Trav. sci. Parc nat. rég. Rés. nat. Corse*, Fr., 41:19-23.
- Labrel, J., Morhange, C., Labrel-Deguen, F. (1993). Dégradation récente des formations construites superficielles à *Lithophyllum lichenoides* Philippi dans la Réserve marine de Scandola. *Trav. sci. Parc nat. rég. Rés. nat. Corse*, Fr., 41 : 19-23.

- Laborel J., Laborel-Deguen, F. (1994). Biological indicators of relative sea-level variations and of co-seismic displacements in the Mediterranean region. *Journal of Coastal Research*, 10(2): 395-415.
- Matamalás, N., Hereu, B. (2016). Seguiment de les algues coral·lines incrustants al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. Memòria tècnica. Generalitat de Catalunya. Departament de Territori i Sostenibilitat. Direcció General de Polítiques Ambientals.
- Mangialajo, L., Chiantore, M., Cattaneo-Vietti, R. (2008). Loss of furoid algae along a gradient of urbanisation, and structure of benthic assemblages. *Marine Ecology Progress Series*, 358:63–74.
- Micheli, F., Halpern, B.S., Walbridge, S., Ciriaco, S., Ferretti, F., Frascchetti, S., Lewison, R., Nykjaer, L., Rosenberg, A.A. (2013). Cumulative human impacts on Mediterranean and Black Sea marine ecosystems: Assessing current pressures and opportunities. *PLoS ONE*, 8:e79889.
- Morhange C., Laborel-Deguen, F., Sartoretto, S., Laborel, J. (1992). Recherches sur les bioconstructions à *Lithophyllum lichenoides* en Méditerranée occidentale. *Méditerranée*, Fr., 3-4: 67-71.
- Olabarria, C., Arenas, F., Viejo, R.M., Gestoso, I., Vaz-Pinto, F., Incera, M., Rubal, M., Cacabelos, E., Veiga, P., Sobrino, C. (2013). Response of macroalgal assemblages from rockpools to climate change: Effects of persistent increase in temperature and CO₂. *Oikos*, 122:1065–1079.
- Pozo, M., Verger., X., Viladrich, N., Reviriego, B., Llop, J. (2015). Seguiment de la Biodiversitat Marina al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter i al Parc Natural de Cap de Creus 2015. Memòria de resultats 2015. Expedient nº AG-2015-510 amb la Generalitat de Catalunya. Departament de Medi Ambient i Habitatge. Servei de Parcs. Centre Balear de Biologia Aplicada, Mallorca.
- Rodriguez-Prieto, C., Ballesteros, E., Boisset, F., Alfonso-Carrillo, J. (2013). *Guía de las macroalgas y fanerogamas marinas del Mediterraneo Occidental*. Ed. Omega.
- Sales, M., Cebrian, E., Tomas, F. Ballesteros, E. (2011). Pollution impacts and recovery potential in three species of the genus *Cystoseira* (Fucales, Heterokontophyta). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 92:347–357.
- Strain, E.M.A., Van Belzen, J., Van Dalen, J., Bouma, T.J., Airoidi, L. (2015). Management of local stressors can improve the resilience of marine canopy algae to global stressors. *PLoS ONE*, 10:1–15.
- Strain, E.M.A., Thomson, R.J., Micheli, F., Mancuso, F.P., Airoidi, L. (2014). Identifying the interacting roles of stressors in driving the global loss of canopy-forming to mat-forming algae in marine ecosystems. *Global Change Biology*, 20:3300–3312.
- Thibaut, T., Blanfuné, A., Markovic, L., Verlaque, M., Boudouresque, C.F., Perret-Boudouresque, M., Matic, V., Bottin, L. (2014). Unexpected abundance and long-term relative stability of the brown alga *Cystoseira amentacea*, hitherto regarded as a threatened species, in the north-western Mediterranean Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 89:305–323.
- Thibaut, T., Blanfuné, A., Boudouresque, C.F., Verlaque, M. (2015). Decline and local extinction of Fucales in the French Riviera: The harbinger of future extinctions? *Mediterranean Marine Science*, 16:206–224.
- Verlaque, M. (2010). Field methods to analyse the condition of Mediterranean *Lithophyllum byssoides* (Lamarck) Foslie rims. *Scientific Reports of Port-Cros National Park*, 24, 185-196.

Prospeccions del fons marí de la costa del Montgrí

Eneko Aspillaga, Pol Capdevila, Graciela Rovira, Bernat Hereu

- S'han dut a terme prospeccions del fons marí a la costa del massís del Montgrí.
- Les prospeccions s'han realitzat mitjançant observacions amb escafandre autònom.
- S'han realitzat immersions fins a 35 m A 8 punts de la costa.

- A totes les prospeccions s'han identificat espècies i comunitats de gran interès pel que fa el patrimoni natural marí, incloent poblacions de corall vermell, gorgònies vermelles i llagostes.
- A pràcticament totes les prospeccions s'han detectat arts de pesca abandonats i mortalitat d'algues coral·lines incrustants.

Aquest capítol ha de ser citat com:

Aspillaga, E., Capdevila, P., Rovira, G., Hereu, B. (2018). Prospeccions del fons marí de la costa del Montgrí. *Seguiment del medi marí al Parc Natural de Cap de Creus i al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. Memòria tècnica 2017*. Generalitat de Catalunya. Departament de Territori i Sostenibilitat. Direcció General de Polítiques Ambientals i Medi Natural.

Introducció

Conèixer l'estructura i funcionalitat dels ecosistemes és imprescindible per a la gestió i conservació del medi natural. Les espècies i els hàbitats responen de forma diferent a les pertorbacions, així que tot impacte o ús que l'home exerceix sobre el medi ha de ser analitzat tenint en compte les particularitats de cada sistema natural. En aquest sentit, l'estudi de la distribució d'hàbitats i espècies singulars o d'interès i la detecció d'impactes són una eina essencial per a obtenir informació sobre la qual definir les mesures de gestió i conservació del patrimoni natural.

No obstant això, no n'hi ha prou amb conèixer el patrimoni natural i la seva distribució a l'espai; també cal dur a terme mesures de control i monitorització regulars amb l'objectiu de detectar possibles canvis o per avaluar l'efecte de les mesures de gestió aplicades. Aquests estudis serveixen per a establir característiques ecològiques de referència per a espècies i hàbitats, a partir de les quals poder detectar canvis en l'estructura dels ecosistemes i en la dinàmica de les poblacions, ja siguin derivats de pertorbacions naturals o degudes als diferents usos o accions de gestió i restauració del medi.

Tot i ser molt àmplia en comparació amb altres mars del món, la major part dels coneixements sobre el fons marins mediterranis és fragmentaria i, tot sovint, poc rigorosa. Aquest no és el cas del Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter, on durant les darreres quatre dècades s'ha concentrat un gran esforç d'investigació i monitoratge que ha proporcionat descripcions molt acurades sobre els sistemes biològics que hi trobem i el seu funcionament ecològic (Ros *et al.* 1984; Hereu i Quintana 2012). Per exemple, la distribució de les comunitats i hàbitats bentònics dins del Parc Natural ha estat cartografiada i és ben coneguda (Hereu *et al.* 2012). A més, la gran freqüentació per part de submarinistes fa que aquesta zona, especialment al voltant de les Illes Medes, estigui força controlada, fet que permet una detecció primerenca dels impactes més conspicus, no només a través del programa de seguiment sinó també per part dels bussejadors i altres usuaris de l'espai. Un exemple d'això és la localització d'arts de pesca abandonades (dins del projecte "*Evitem la pesca fantasma*" de la Universitat de Barcelona), o de la proliferació d'algues mucilaginoses durant els mesos de primavera i estiu. No obstant això, hi ha certs impactes que requereixen un ull experimentat per a ser detectats, com els esdeveniments de mortalitat d'algues calcàries, recentment detectats a la mediterrània occidental (Hereu i Kersting 2016). Tanmateix, en algunes àrees menys freqüentades encara és necessari realitzar observacions per part d'experts, sobretot a la Zona Perifèrica de Protecció (ZPP) i a la zona de Parc Natural (PN), que permetin incorporar noves eines de gestió, com realitzar mostres descriptius, definir noves zones pel monitoratge, o la promoció de noves zones per focalitzar els esforços de conservació.

L'objectiu principal de les prospeccions al fons marí de la costa del Montgrí és descriure en detall les comunitats bentòniques en diversos punts d'aquesta zona, amb l'objectiu d'obtenir una diagnosi de l'estat de conservació en que es troba actualment, fent especial èmfasi en la detecció d'espècies o hàbitats d'interès, i caracteritzar els principals impactes que els afecten.

Metodologia

Les prospeccions del fons marí es varen realitzar a la costa del Montgrí durant el mes d'agost de 2017. Es van seleccionar 8 estacions, 7 a la zona de Parc Natural (PN) i 1 a la Zona Perifèrica de Protecció (ZPP) (Figura 1, Taula 1). Les estacions estaven situades en trams característics de la costa, com puntes i caps (Pta. del Milà, Pta. de les Tres Coves, Cap Castell, Cap d'Utrera i Molinet) o promontoris submarins (Puig de la Sardina i la Paieta).

A cada estació, un equip de dos bussejadors va dur a terme una immersió, d'uns 50 minuts de duració, cobrint tot el rang de fondàries, des de la superfície o la fondària mínima fins a les comunitats del circalitoral (30-40 m de fondària). Durant les immersions, es va anotar en cada fondària els tipus de substrat i la distribució de les comunitats principals i les espècies més característiques, així com els possibles signes d'impactes o perturbacions, com acumulacions de deixalles, restes d'arts de pesca, impactes físics, senyals de furtivisme, mortalitats d'algues i invertebrats bentònics o la presència d'espècies introduïdes. A més, també es va obtenir un registre fotogràfic com a referència o per possibles anàlisis futurs.

Taula 1. Relació d'estacions de les prospeccions del fons marí. Es mostren les estacions mostrejades, així com la data i el rang de fondàries prospectat.

Parc	Protecció	Estació	Data mostreig	Fondària (m)
Medes i Montgrí	ZPP	Molinet	01/08/2017	8-24
	PN	Punta del Milà	02/08/2017	8-25
		Tres Coves	02/08/2017	3-25
		Cap Castell	02/08/2017	15-46
		Morisca	01/08/2017	5-24
		Puig de la Sardina	08/08/2017	14-33
		Cap d'Utrera	02/08/2017	10-37
		Paieta	01/08/2017	14-28

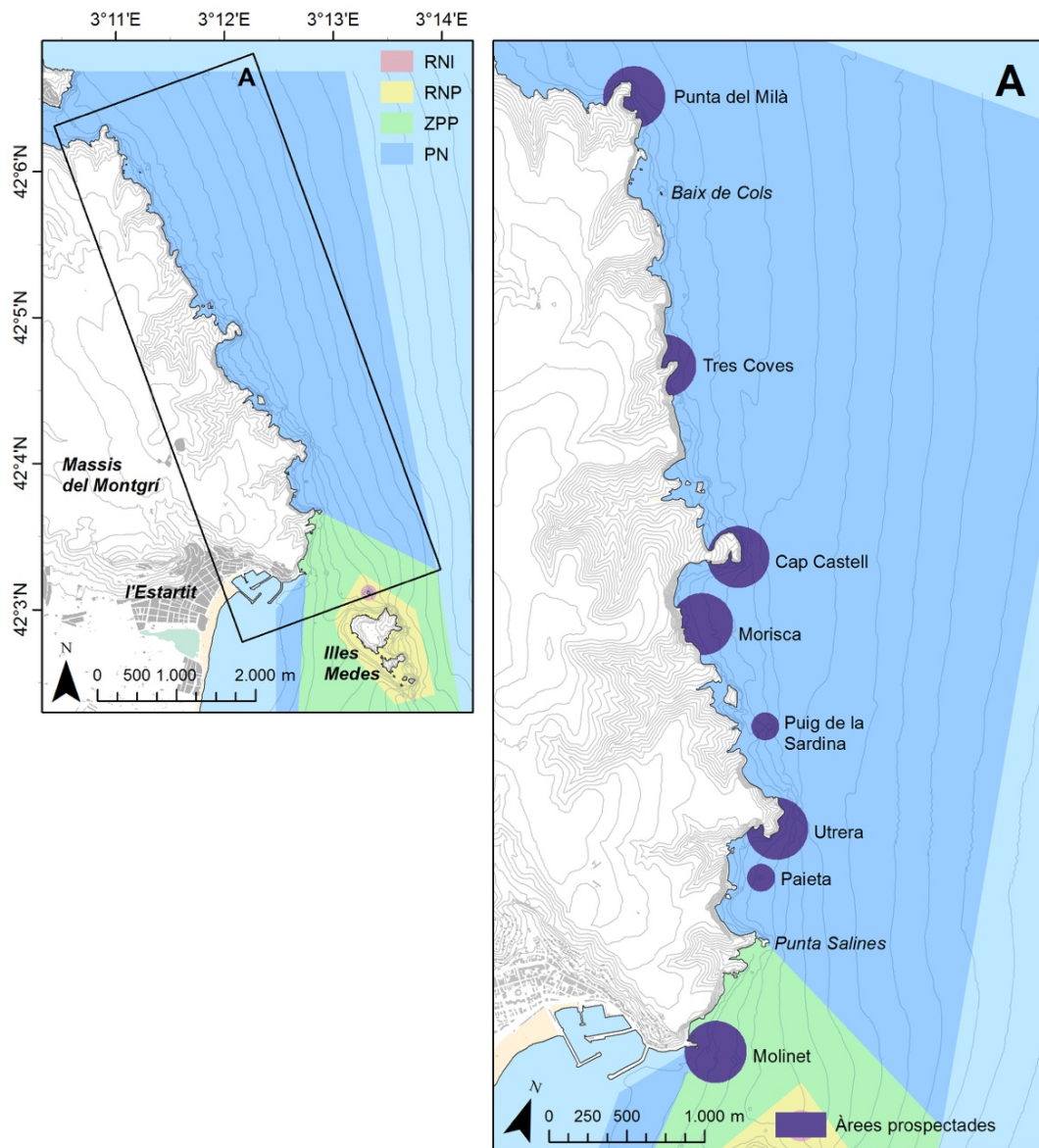


Figura 1. Mapa d'estacions de les prospeccions del fons marí a la costa del Montgrí. Les àrees assenyalades representen aproximadament l'extensió caracteritzada a cada prospecció.

Resultats

A continuació es descriu breument cadascuna de les prospeccions realitzades, resumint els principals hàbitats i comunitats bentòniques trobades, fent especial èmfasi en les espècies més rellevants i en els impactes detectats.

Punta del Milà

La prospecció es va realitzar entre cala Viuda i la punta del Milà, situats a l'extrem nord del massís del Montgrí, a l'extrem sud de cala Montgó (Figures 1, 2 i 3.a). El recorregut va començar explorant l'entrada de la cova que hi ha en una raconada de la cala. Les parets i el sostre mostren un bon estat de conservació, ja que estan dominades per invertebrats bentònics de cert port estructural (esponges i cnidaris; Figura 3.b) i per algues vermelles incrustants típiques d'ambients amb poca llum (dels gèneres *Mesophyllum* i *Peyssonnelia*). Al sortir de la cova, el recorregut va continuar amb direcció nord-est, creuant la cala cap a la punta del Milà, resseguint el fons de cala Viuda. La part central de cala Viuda està caracteritzada per un fons de blocs (roques soltes entre 0,5 i 2 m de diàmetre) i megablocs (roques soltes de més de 2 m de diàmetre) que s'estén des dels 8 fins als 20 m de fondària. Aquests megablocs estan dominats per espècies d'algues fotòfiles a la part més somera (e.g. l'alga bruna *Halopteris scoparia*), que són reemplaçades per espècies hemiesciòfiles i esciòfiles a partir dels 15 m, on l'espècie dominant passa a ser l'alga vermella *Sphaerococcus coronopifolius*, i amb presència de la gorgònia blanca *Eunicella singularis* (Figura 3.c). A prop de la punta del Milà, el recorregut es va enfonsar fins a 23 m de fondària, on comença una comunitat de coral·ligen no gaire desenvolupada. Les raconades naturals formades per les concrecions de coral·ligen estan colonitzades per cnidaris, amb una gran abundància de l'espècie *Parazoanthus axinellae*, amb presència de colònies de corall vermell (*Corallium rubrum*), algunes de una mida relativament gran (fins a 8 cm d'alçada, aproximadament, Figura 3.f). En aquesta zona també es van poder observar nombrosos individus juvenils de llagosta (*Palinurus elephas*) de talla petita (5-8 cm de cefalotòrax, Figura 3.g) i algunes colònies disperses del corall hermatípic *Cladocora caespitosa* (Figura 3.e).

Al llarg de tota la prospecció es va observar certa mortalitat d'algues calcàries, mostrant una major incidència en el rang batimètric entre 8 i 20 m, on es va estimar una mortalitat de fins al 20% de superfície afectada (Figura 3.d). La mortalitat d'algues a partir dels 20 m era més baixa, sense arribar a superar el 5% de superfície afectada. Al transecte també es van trobar varis fils de pesca enrocats al fons (Figura 3.e).

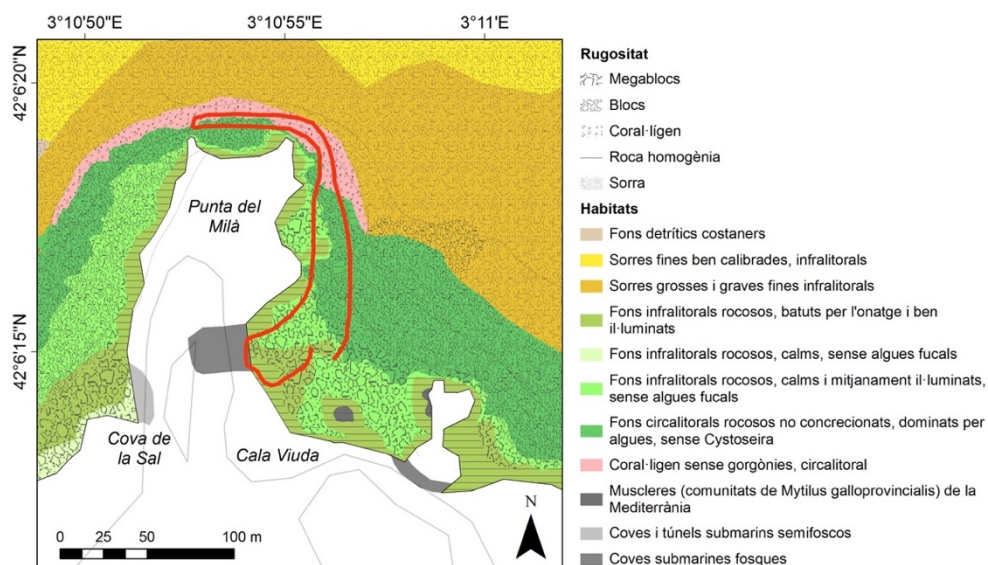


Figura 2. Recorregut aproximat de la prospecció de la punta del Milà, representat sobre la cartografia bionòmica de la zona (Hereu *et al.* 2012).

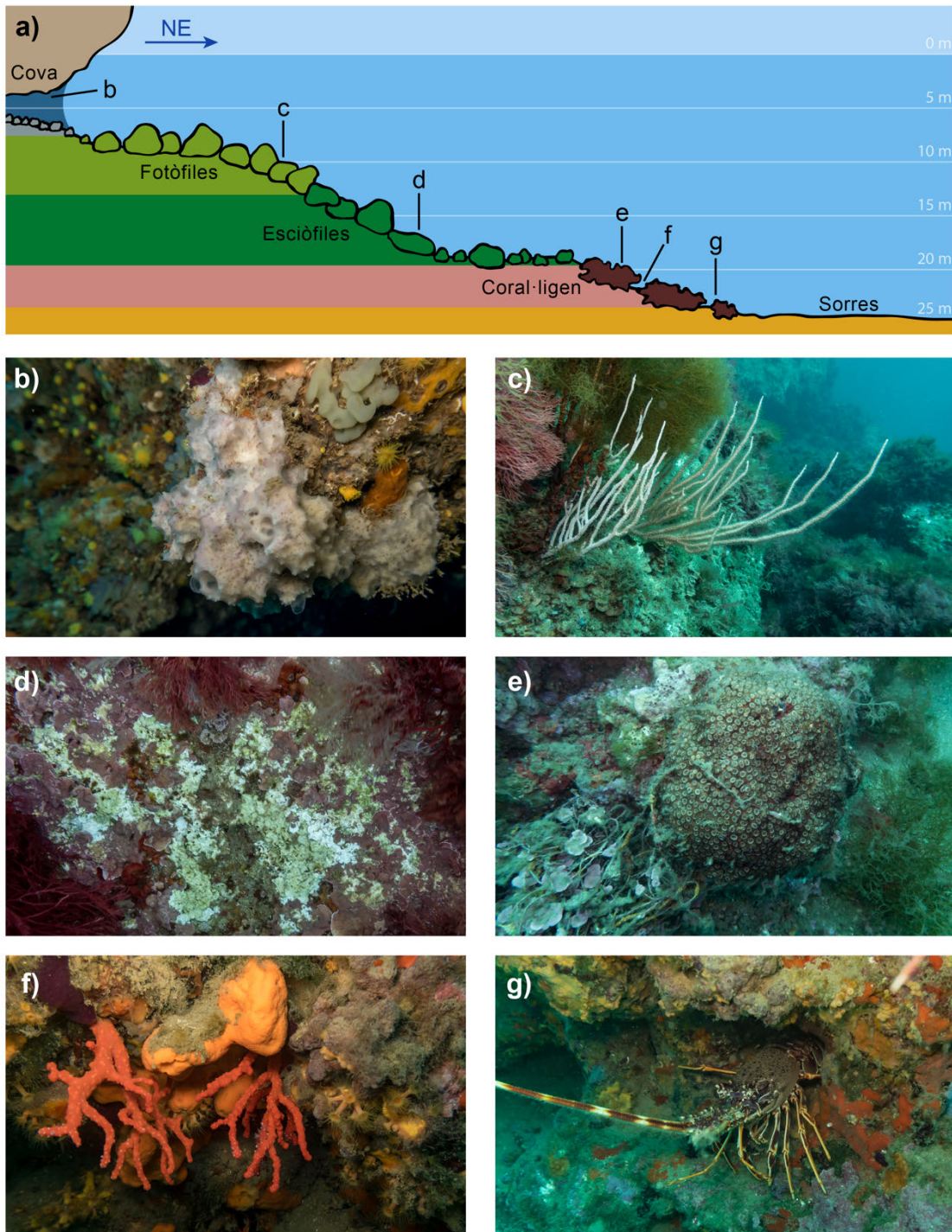


Figura 3. Esquema i fotografies corresponents la prospecció de la Punta del Milà. a) Perfil general del recorregut, mostrant les principals comunitats i tipus de fons trobats; b) comunitat d'esponges i altres organismes bentònics a l'entrada de la cova de Cala Viuda; c) aspecte general del fons de megablocs dominat per espècies esciòfiles, a on es poden observar colònies de la gorgònia blanca *Eunicella singularis*; d) mortalitat de algues calcàries a 18 m de fondària; e) colònia de *Cladocora caespitosa* i fill de pesca enganxat al fons; f) colònies de corall vermell; g) individu juvenil de llagosta.

Punta de les Tres Coves

La immersió es va realitzar entre la punta de les Tres Coves i la cala situada al nord d'aquesta punta (Figures 1, 4 i 5.a-b). El recorregut va començar explorant les tres coves que es troben a la cala, que arriben des de la superfície fins a un fons màxim de 4 m de fondària. Les parets i el fons de les coves estan dominats per cnidaris (principalment, el corall solitari groc *Leptosapmmia pruvoti*), però sense generar estructures molt desenvolupades. Davant de les coves, al centre de la cala, s'estén un fons de blocs i megablocs (Figura 5.c), amb algues fotòfiles a la part més somera (>10 m), i algues hemiesciòfiles i esciòfiles a la part més profunda, amb algues vermelles com *Sphaerococcus coronopifolius* i algues coral·linàcies dels gèneres *Mesophyllum* i *Lithophyllum*. A continuació, el recorregut va agafar direcció nord-est fins arribar a la punta de les Tres Coves. El fons a la punta consisteix en una paret vertical que arriba des de la superfície fins a un fons de sorra a 22 m de fondària, creuada per un petit túnel paral·lel a la costa a uns 10-14 m de fondària. A les parets de la sortida d'aquest túnel per la banda sud vam trobar poblacions de reduïda extensió de corall vermell (*Corallium rubrum*), amb colònies de entre 5 i 8 cm d'alçada (Figura 5.e). Als peus de la paret vertical, després de un tram de sorra, comença un fons de pedres amb una població de l'alga bruna *Cystoseira zosteroides* (Figura 5.g), que és substituït per un fons de concrecions de coral·ligen a partir dels 24 m de fondària. Al llarg de tot el recorregut vam trobar un nombre elevat d'individus juvenils de llagosta (*Palinurus elephas*), sobretot a les coves de la cala, al túnel i al fons de coral·ligen (Figura 5.h).

En aquesta zona també vam observar certa mortalitat d'algues calcàries, arribant al 25% de superfície afectada en algunes zones de la cala davant de les coves (12 m de fondària) (Figura 5.d). En el fons de coral·ligen també es va observar aquest tipus de mortalitat, però arribant al 5-10% de superfície afectada. A la zona de la punta es van trobar dues xarxes de pesca abandonades enrocades, una al peu de la paret i un altre enganxada al coral·ligen (Figura 5.f). Aquestes xarxes es varen enretirar posteriorment dins del projecte "Evitem la pesca fantasma" (Hereu *et al.* 2017).

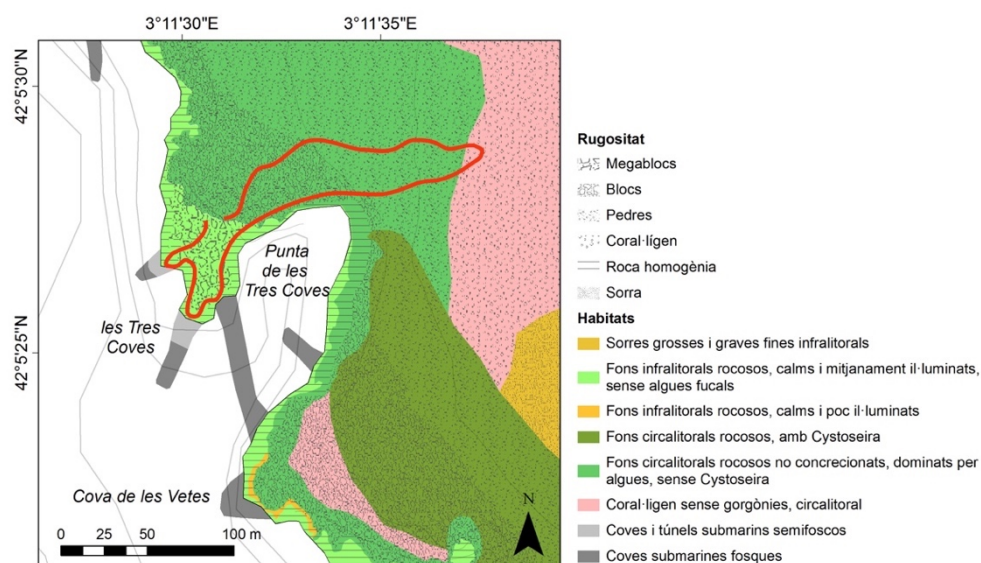


Figura 4. Recorregut aproximat de la prospecció de la punta de les Tres Coves, representat sobre la cartografia bionòmica de la zona (Hereu *et al.* 2012).

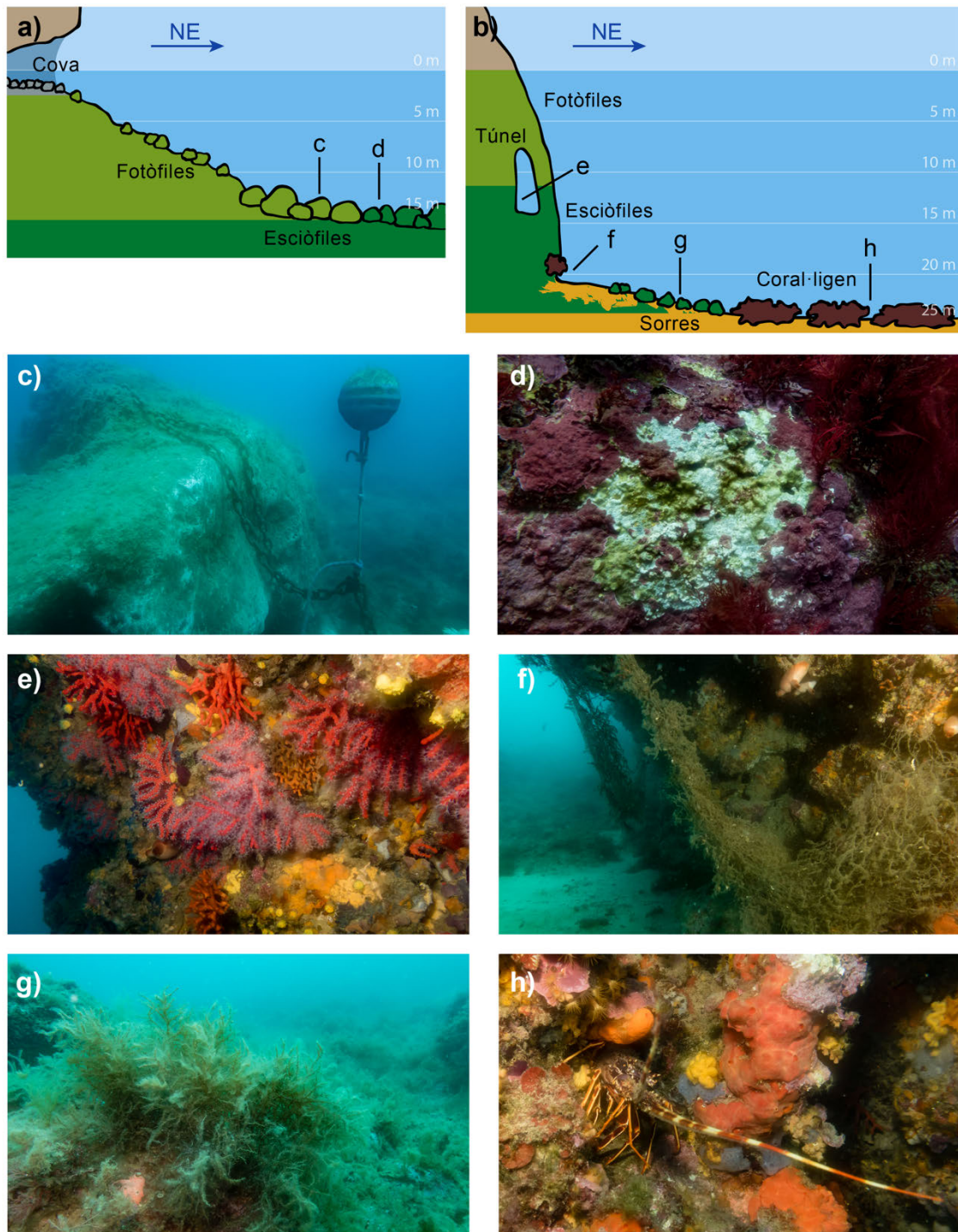


Figura 5. Esquema i fotografies corresponents la prospecció de la punta de les Tres Coves. a) Perfil general de la costa a la cala de les Tres Coves, al nord de la punta; b) perfil general a la Punta de les Tres Coves; c) fons de megablocs a la raonada de les Tres Coves, amb un fondeig d'embarcacions lligat a un gran bloc; d) mortalitat d'algues coral·linàcies a 12 m de fondària; e) població de coral vermell (*Corallium rubrum*) a l'entrada del túnel; f) xarxa de pesca enganxada al coral·ligen; g) fons de pedres amb l'alga bruna *Cystoseira zosteroides*; h) juvenil de llagosta (*Palinurus elephas*).

Cap Castell

La prospecció es va realitzar a la paret est del cap Castell (Figures 1, 6 i 7.a), començant des de la superfície fins arribar als 40 m, fondària a on comença el fons de sorra (Figura 7.a). La primera part del recorregut consistia en una paret vertical, amb algues fotòfiles en la part superior (fins als 10 m de fondària; Figura 7.b) i una abundant població de la gorgònia blanca *Eunicella singularis* i algues hemiesciòfiles i esciòfiles a la part inferior (10-18 m). Sota aquesta paret, entre els 18 i 25 m de fondària, es troba un fons de megablocs amb algues esciòfiles, sobre tot calcàries (*Mesophyllum sp.* i *Lithophyllum sp.*). En una part del recorregut, el fons genera una altra paret vertical en aquest rang de fondàries, on hi ha una població de la gorgònia vermella *Paramuricea clavata* (Figura 7.c). En les zones més extraplomades d'aquesta paret també hi ha petites poblacions de corall vermell (*Corallium rubrum*) (Figura 7.d). A partir dels 25 m de fondària, el fons comença a estar format per grans concrecions de coral-ligen, que s'estenen fins arribar a un fons de sorra cap als 40 m de fondària. En aquest coral-ligen, vam trobar nombroses colònies del briozou *Pentapora fascialis* en bon estat (Figura 7.f), i algun individu recent assentat de llagosta (Figura 7.g).

All llarg de recorregut es va observar mortalitat d'algues calcàries, arribant fins a un màxim del 15% de superfície afectada en algunes zones (Figura 7.e). Cal destacar que en durant aquesta immersió no vam trobar cap resta d'arts de pesca perduts al fons.

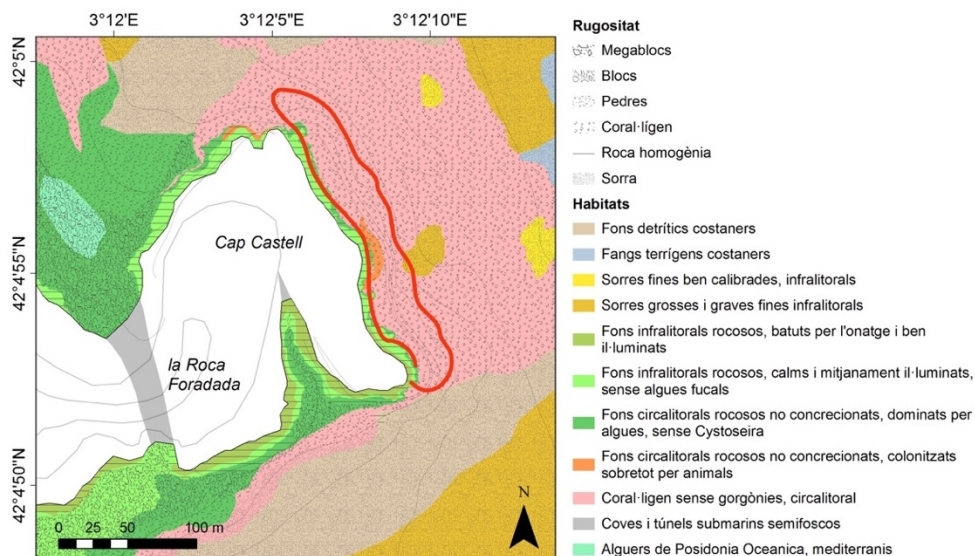


Figura 6. Recorregut aproximat de la prospecció de Cap Castell, representat sobre la cartografia bionòmica de la zona (Hereu *et al.* 2012).

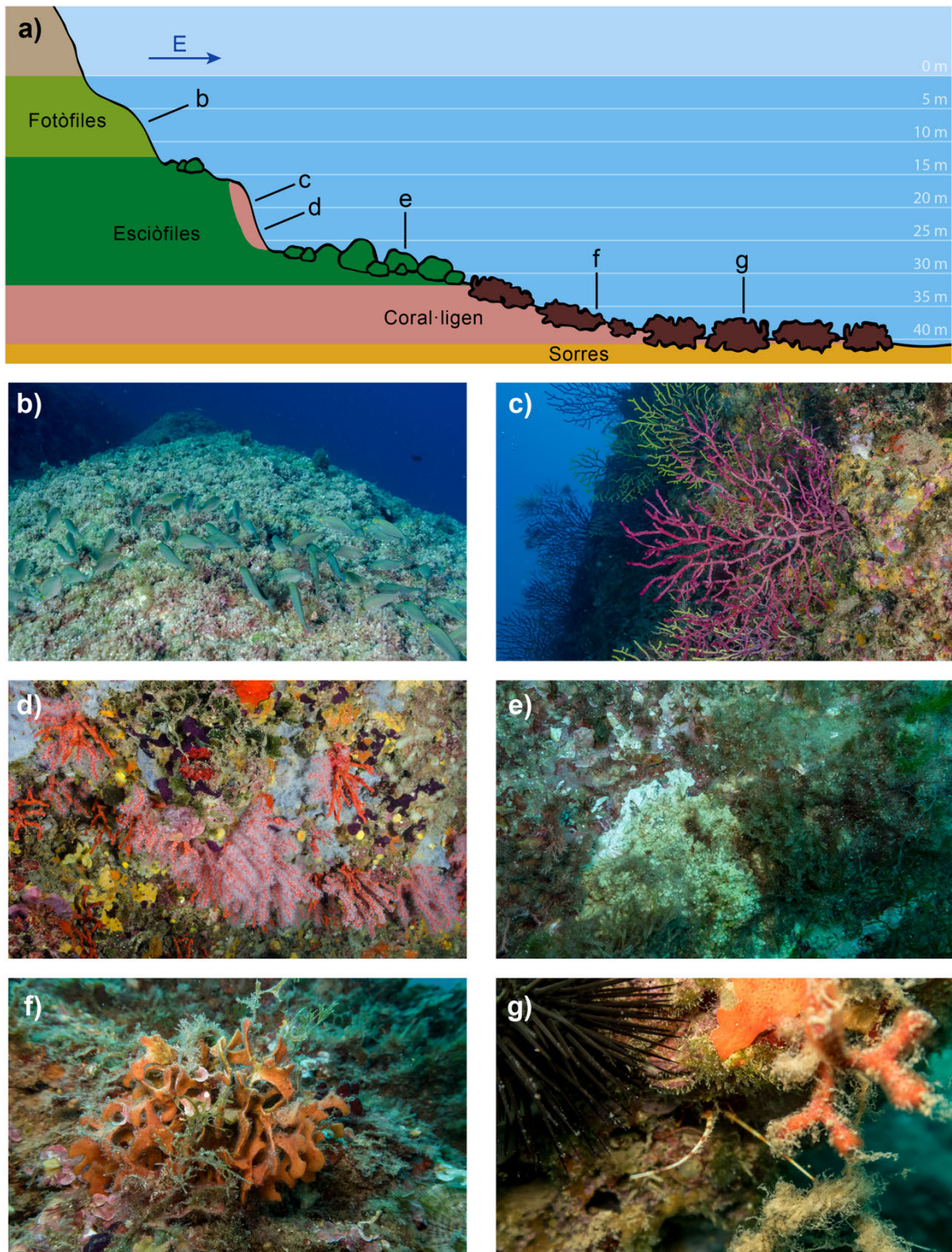


Figura 7. Esquema i fotografies corresponents la prospecció de cap Castell. a) Perfil general del recorregut, mostrant les principals comunitats i tipus de fons trobats; b) fons d'algues fotòfiles a la part superior de la paret; c) població de gorgònia vermella (*Paramuricea clavata*); d) població de corall vermell (*Corallium rubrum*); e) mortalitat d'algues calcàries a 25 m de fondària; f) colònia del briozou *Pentapora fascialis*; g) individu recent assentat de llagosta (*Palinurus elephas*).

Golf de la morisca

La prospecció es va realitzar al golf de la Morisca, a mig camí entre cap Castell i cala Pedrosa (Figures 1 i 8), començant des de la costa i agafant direcció est seguint el perfil de màxima pendent (Figura 9.a). L'inici del recorregut va transcorre per una paret vertical que arriba des de la superfície fins a 17 m de fondària, dominada per algues fotòfiles als primers metres i hemiesciòfiles i esciòfiles a partir dels 13 m, on es desenvolupa una densa població de gorgònia blanca *Eunicella singularis* (Figura 9.b). Després de la primera baixada, el fons mostra molt poca pendent i hàbitats força homogenis durant la resta del recorregut. Entre els 18 i els 20 m de fondària es barregen fons de sorra, còdols i petits blocs, amb algues esciòfiles (Figura 9.c). A partir dels 20 m, vam trobar una gran extensió de concrecions de coral·ligen (Figura 9.f), creuats per solcs de sorra, que arriben fins als 24 m de fondària. En aquest coral·ligen hi ha poblacions de corall vermell (*Corallium rubrum*) cobrint una extensió reduïda amb colònies de mida petita (Figura 9.e).

Al llarg de recorregut vam observar certes zones amb mortalitat d'algues calcàries, que arribava a afectar fins a un 10% de la superfície (Figura 9.d). També es va localitzar una xarxa de pesca abandonada, d'uns 20 m de llarg, enganxada al coral·ligen i afectant a colònies de corall vermell (Figura 9.g). Aquesta xarxa es va enretirar posteriorment dins del projecte "Evitem la pesca fantasma" (Hereu *et al.* 2017).

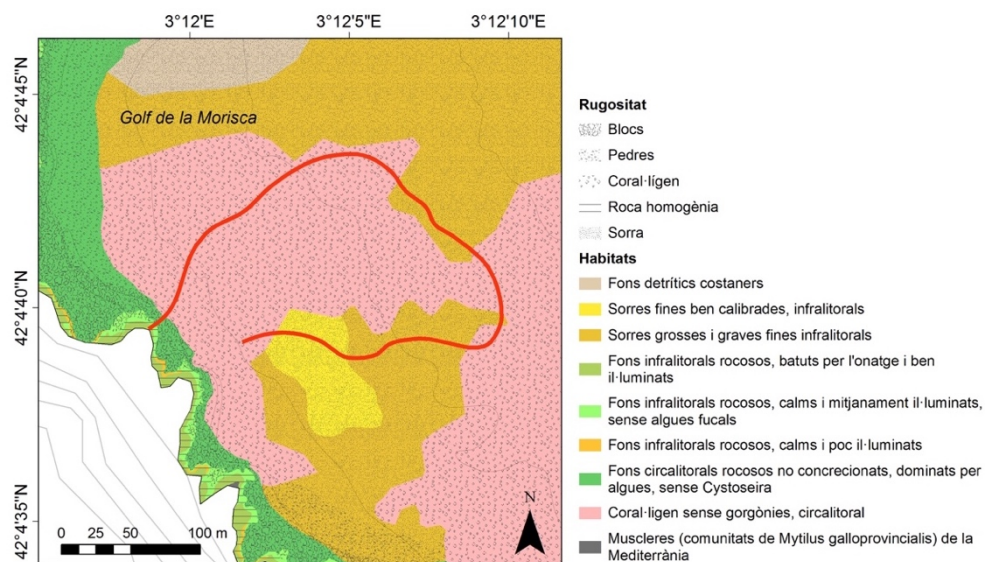


Figura 8. Recorregut aproximat de la prospecció del golf de la Morisca, representat sobre la cartografia bionòmica de la zona (Hereu *et al.* 2012).

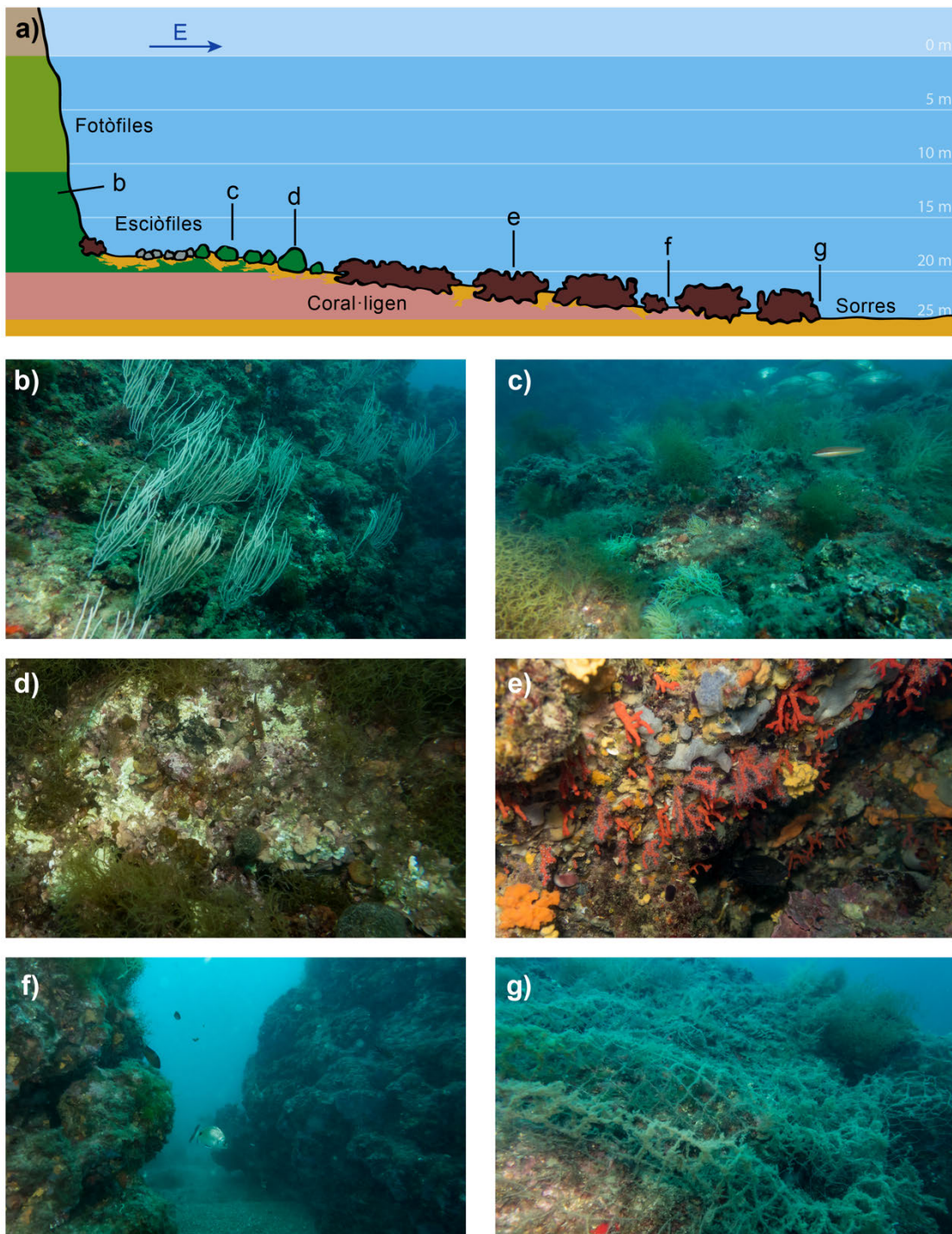


Figura 9. Esquema i fotografies corresponents a la prospecció del golf de la Morisca. a) Perfil general del recorregut, mostrant les principals comunitats i tipus de fons trobats; b) comunitats d'algues hemiescleròfiles a la paret de l'inici del recorregut, amb una població de gorgònia blanca *Eunicella singularis*; c) aspecte general del fons entre els 17 i els 20 m de fondària, amb comunitats d'algues escleròfiles; d) mortalitat d'algues calcàries a 20 m de fondària; e) població de corall vermell (*Corallium rubrum*) amb colònies de talla petita; f) aspecte general de les concrecions de coral·ligen a 24 m de fondària; g) xarxa abandonada enganxada al coral·ligen.

Puig de la Sardina

El Puig de la Sardina és un promontori submarí situat entre cala Pedrosa i el cap d'Utrera (Figures 1, 10 i 11.a). El recorregut va començar per la part superior del puig, a uns 14 m de fondària, que està coronat per una comunitat d'algues fotòfiles i una densa població d'anemones de l'espècie *Anemonia viridis* (Figura 11.b). La immersió va continuar baixant per la banda nord-est del promontori, a on hi ha una gran paret de coral·ligen entre els 15 i els 25 m de fondària, amb una abundant població de gorgònia vermella *Paramuricea clavata* (Figura 11.c), la més extensa i millor desenvolupada que hem observat enguany a la costa del Montgrí, i que és una de les localitats incloses en el seguiment d'aquesta espècie. Per sota de la paret (25 m), el pendent es redueix considerablement i s'estén un fons de concrecions de coral·ligen que gradualment baixa fins a un fons de sorres que comença a uns 33 m de fondària. En aquests fons de coral·ligen, hi ha un gran nombre de colònies del briozou *Pentapora fascialis* de gran mida, així com colònies disperses de la gorgònia blanca *Eunicella singularis* (Figura 11.e). La banda sud-oest del puig, per la que el recorregut va ascendir, presenta una pendent menor que la banda oposada. En la part superior, entre els 15 i els 25 m de fondària, hi ha una gran esplanada de roca amb abundants algues brunes de l'espècie *Cystoseira zosteroides* (Figura 11.f). Per sota d'aquesta esplanada, a partir dels 25 m, trobem parets verticals i extraplomades de coral·ligen, on hi ha una important població de corall vermell (*Corallium rubrum*) de mida mitjana, amb colònies d'entre 5 i 10 cm d'alçada (Figura 11.g).

Al llarg de tota la prospecció vàrem observar una gran abundància d'algues filamentoses (sobretot de l'espècie *Acinetospora crinita*), recobrint gairebé per complet les colònies de *P. clavata* (Figura 11.c) i tot el fons amb *C. zosteroides* de la banda sud-oest del puig. També vam poder observar certs episodis de mortalitat d'algues calcàries, sobretot a la banda sud-oest i a 20 m de fondària, a on la incidència de la mortalitat va arribar fins a un 20% de superfície afectada. El coral·ligen per sota dels 25 m va mostrar una mortalitat de menys del 5% de la superfície, encara que vam trobar taques de mida considerable d'algues afectades disperses pel fons. Al llarg de tota la immersió també vam detectar un gran nombre d'estris provinents d'arts de pesca abandonats enganxats al fons, com ara fils, un palangre i restes d'una xarxa (Figura 11.d).

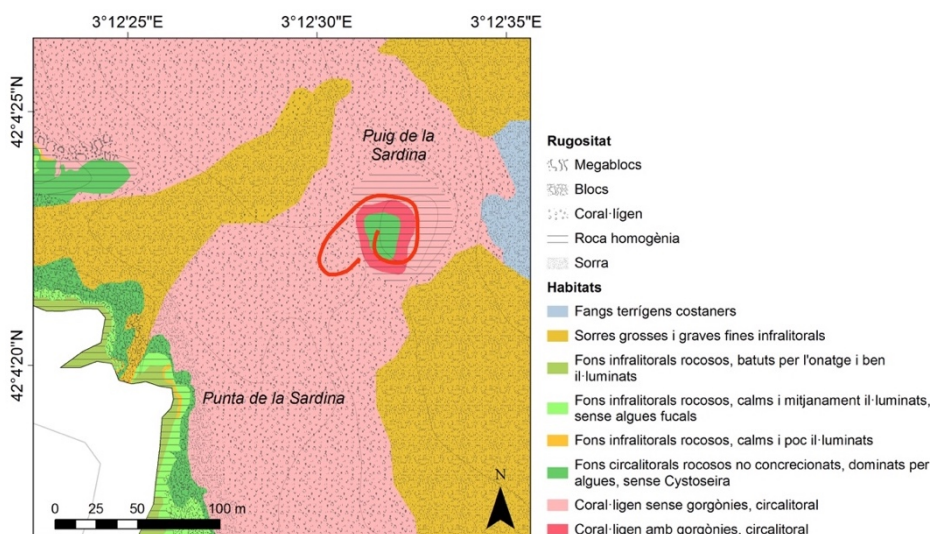


Figura 10. Recorregut aproximat de la prospecció del puig de la Sardina, representat sobre la cartografia bionòmica de la zona (Hereu *et al.* 2012).

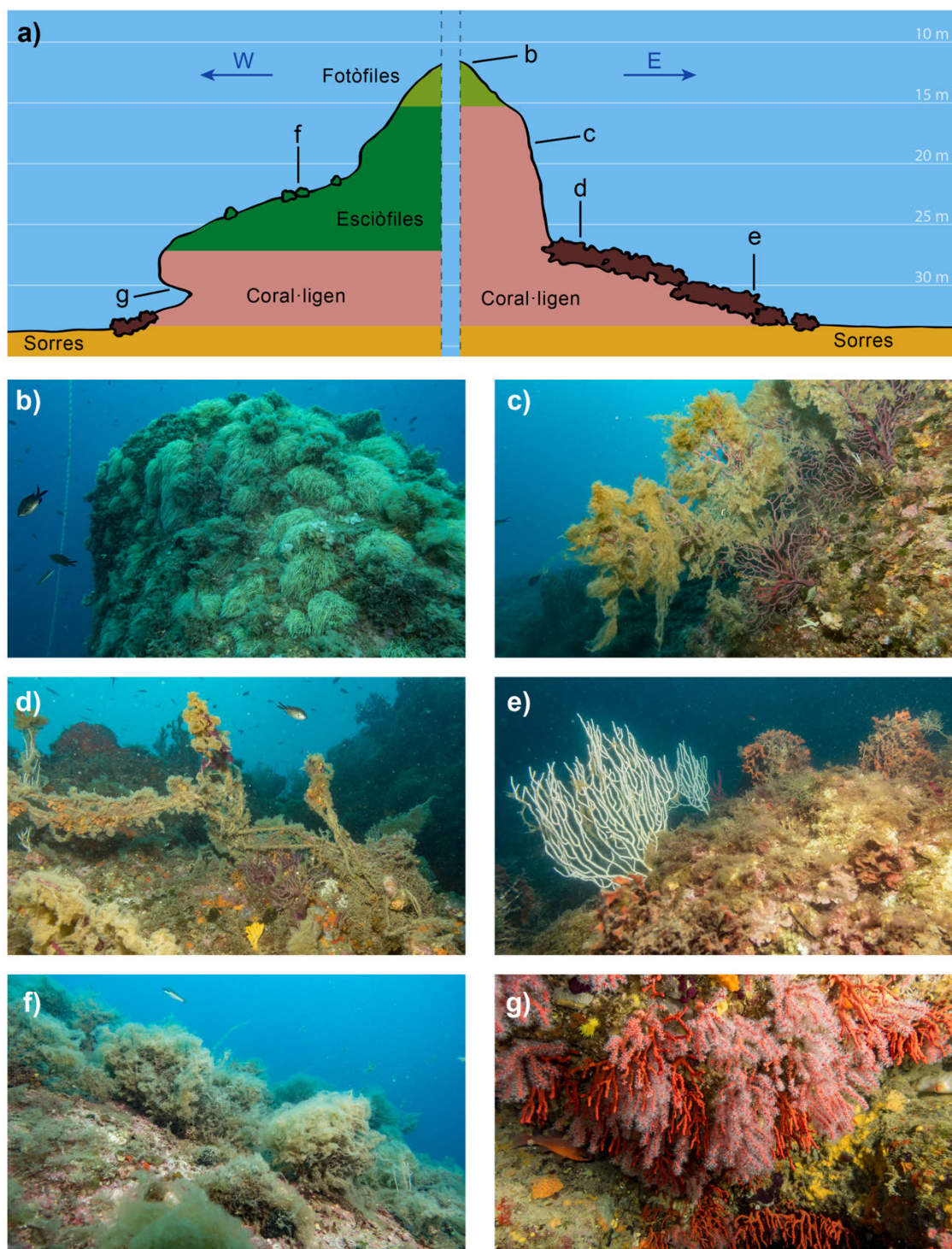


Figura 11. Esquema i fotografies corresponents la prospecció del puig de la Sardina. a) Perfil general del recorregut, mostrant les principals comunitats i tipus de fons trobats; b) comunitat d'algues fotòfiles i anemones a la part superior del puig; c) població de gorgònia vermella (*Paramuricea clavata*) amb colònies cobertes per algues filamentosos; d) art de pesca abandonat enrocat al fons de coral·ligen; e) comunitat de coral·ligen amb briozous (*Pentapora fascialis*) i gorgònia blanca (*Eunicella singularis*); f) comunitat de algues esciòfiles dominada per *Cystoseira zosteroides*; g) població de corall vermell (*Corallium rubrum*).

Cap d'Utrera

La prospecció es va realitzar a la punta sud-est del cap d'Utrera, començant des de la costa i anant direcció est buscant el major gradient batimètric (Figures 1, 12 i 13.a). La primera part del recorregut va transcorre per una paret vertical dominada per algues fotòfiles (sobretot dictiotals), que arriba des de la superfície fins a 12 m de fondària. Després d'aquesta paret, el pendent disminueix donant lloc a un fons de blocs amb algues hemiesciòfiles com l'alga vermella *Sphaerococcus coronopifolius*. Cap als 20 m de fondària, comença una zona de grans megablocs barrejats amb blocs més petits, amb alguna gorgònia de l'espècie *Leptogorgia sarmentosa* (Figura 13.g), i a la zona més profunda, colònies de gran mida del briozou *Pentapora fascialis* (Figura 13.d). A partir dels 30 m, el fons donava lloc a concrecions de coral·ligen ben desenvolupades (Figura 13.e), que arribaven fins a 37 m de fondària. En les raconades generades pel coral·ligen hi ha colònies de corall vermell (*Corallium rubrum*) de mida petita (< 6 cm d'alçada) i vàrem observar nombrosos juvenils de llagosta (*Palinurus elephas*, 6-8 cm de cefalotòrax).

Al llarg de tota la prospecció vam trobar una gran incidència de mortalitat d'algues calcàries, sobretot cap als 25 m de fondària, a on vam trobar mortalitats de fins al 20% de la superfície generant grans i vistoses taques blanques (Figura 13.b). Les algues incrustants del coral·ligen van mostrar menys signes de mortalitat, amb una superfície afectada d'entre l'1% i el 5%. Al llarg del transecte es van detectar algues filamentoses (*Acinetospora crinita*), sobretot sobre gorgònies (Figura 13.c), però sense recobrir grans extensions. També es varen observar estris de pesca abandonats com palangres i fils de pesca enrocats (Figura 13.f).

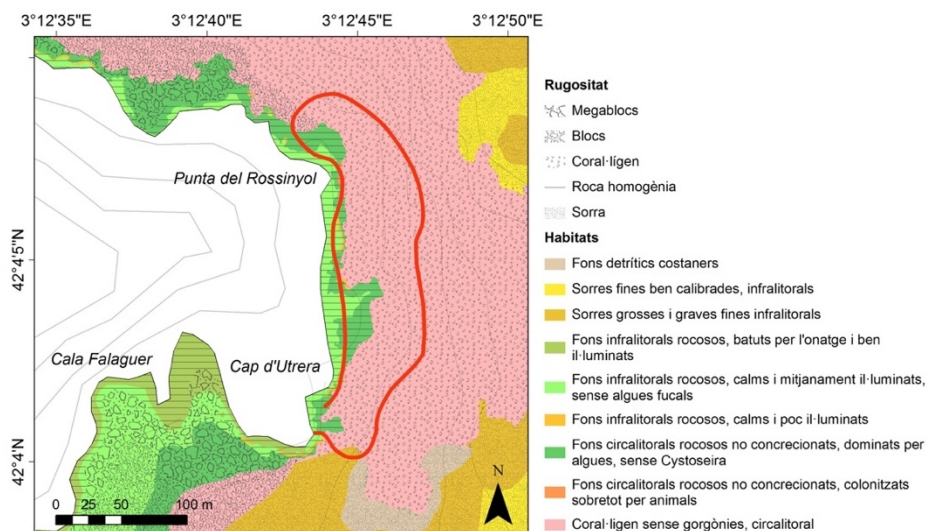


Figura 12. Recorregut aproximat de la prospecció del cap d'Utrera, representat sobre la cartografia bionòmica de la zona (Hereu *et al.* 2012).

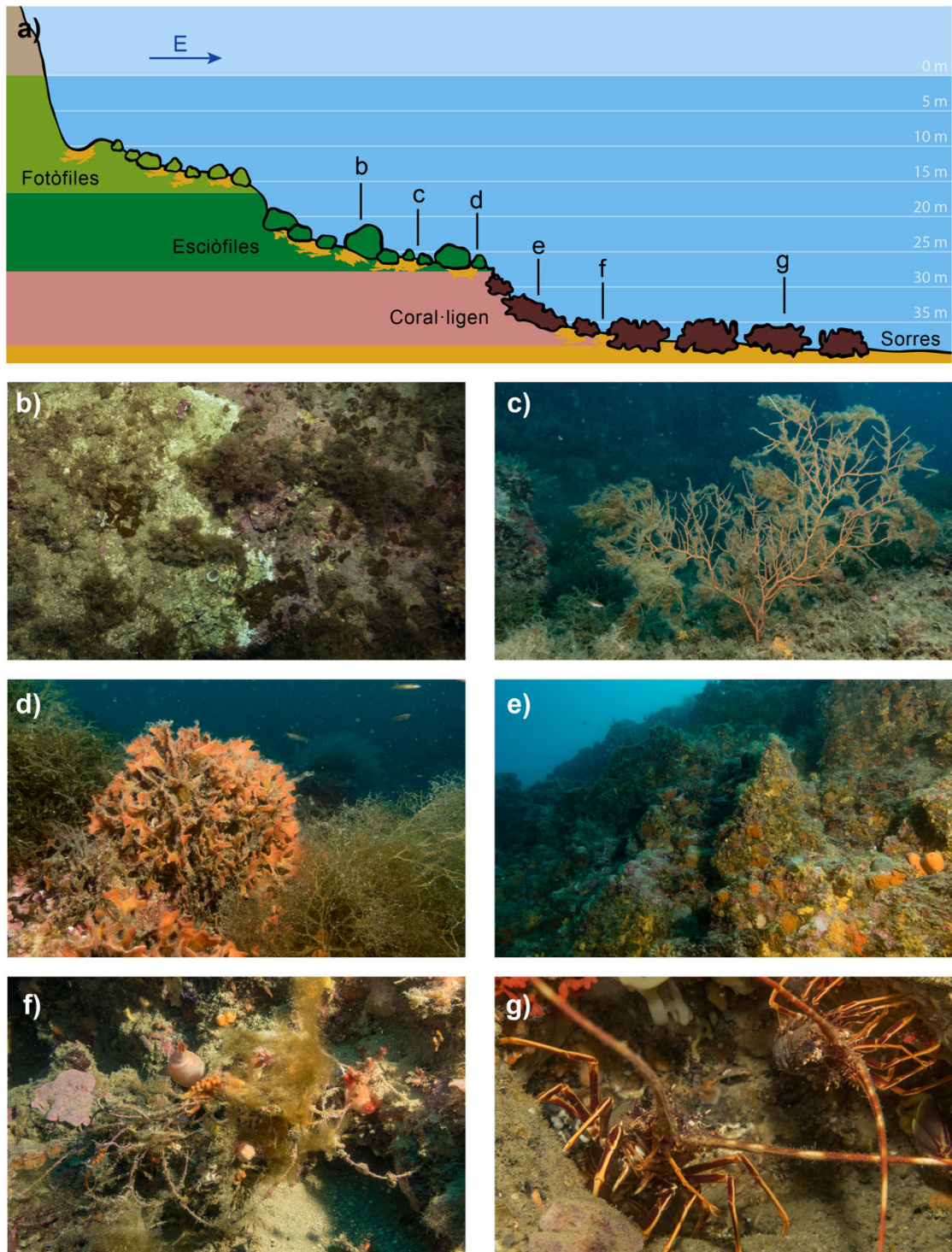


Figura 13. Esquema i fotografies corresponents la prospecció del cap d'Utrera. a) Perfil general del recorregut, mostrant les principals comunitats i tipus de fons trobats; b) mortalitat d'algues calcàries a 20 m de fondària; c) gorgònia de l'espècie *Leptogorgia sarmentosa* parcialment coberta d'algues filamentoses; d) colònia de gran mida del briozou *Pentapora fascialis*; e) concrecions de coral·ligen entre 25 i 30 m de fondària; f) palangre enrocat al fons; g) dos juvenils de llagosta (*Palinurus elephas*).

La Paieta

La Paieta és un promontori submarí situat al golf del Falaguer, entre el cap d'Utrera i punta Salines (Figures 1 i 14). La immersió va començar al punt més elevat del promontori, a 14 m de fondària, i va baixar, descrivint una espiral, donant-li la volta fins arribar al seu punt més profund, a uns 30 m de fondària (Figura 15.a). El vessant nord del promontori mostra un pendent poc pronunciat, formant una gran esplanada amb algues circalitorals on l'espècie *Cystoseira zosteroides* és molt abundant (Figura 15.b). A l'arribar als 20 m de fondària, hi ha un precoral·ligen amb algues calcàries i alguna colònia de la gorgònia *Leptogorgia sarmentosa* (Figura 15.c), que després dona lloc a un coral·ligen ben desenvolupat que arriba fins a més de 30 m de fondària. En aquestes formacions de coral·ligen, s'ha de destacar la presència de colònies de l'espècie *Cladocora caespitosa*. El vessant sud del promontori, en canvi, està format per una paret vertical de coral·ligen amb multitud d'extraploms i forats, on hi ha importants poblacions de corall vermell (*Corallium rubrum*), amb colònies de fins a 8 cm d'alçada (Figura 15.f), i amb una gran abundància de juvenils de llagosta (*Palinurus elephas*) (Figura 15.g).

Al llarg de la prospecció vam observar episodis significants de mortalitat d'algues calcàries, que arribaven fins al 25% de superfície afectada als 20 m de fondària (Figura 15.d). També cal destacar l'elevada quantitat de fils i altres estris de pesca que vam trobar al fons, incloent restes d'una xarxa abandonada (Figura 15.e). Aquesta xarxa es va enretirar posteriorment dins del projecte "Evitem la pesca fantasma" (Hereu *et al.* 2017).

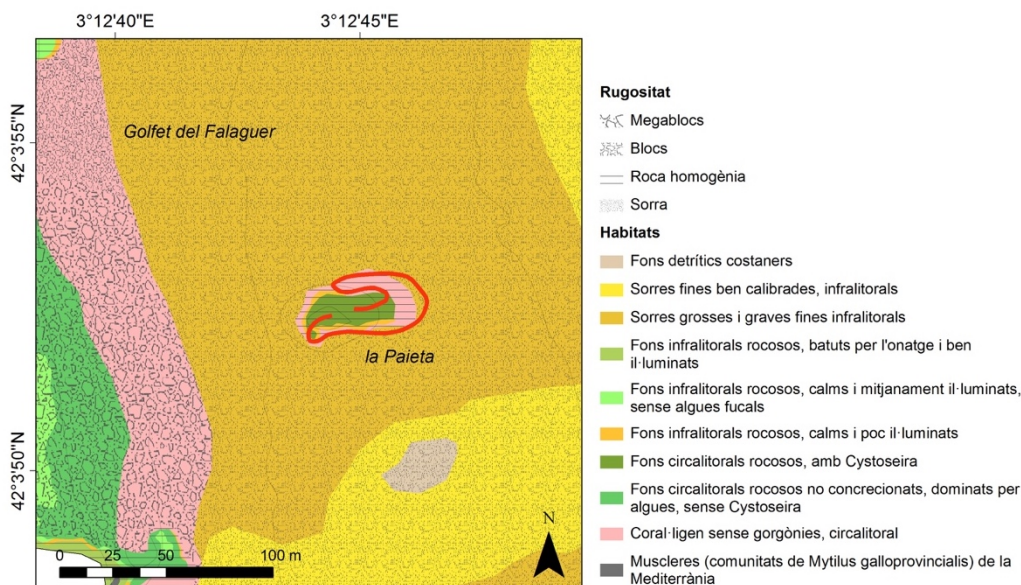


Figura 14. Recorregut aproximat de la prospecció de la Paieta, representat sobre la cartografia bionòmica de la zona (Hereu *et al.* 2012).

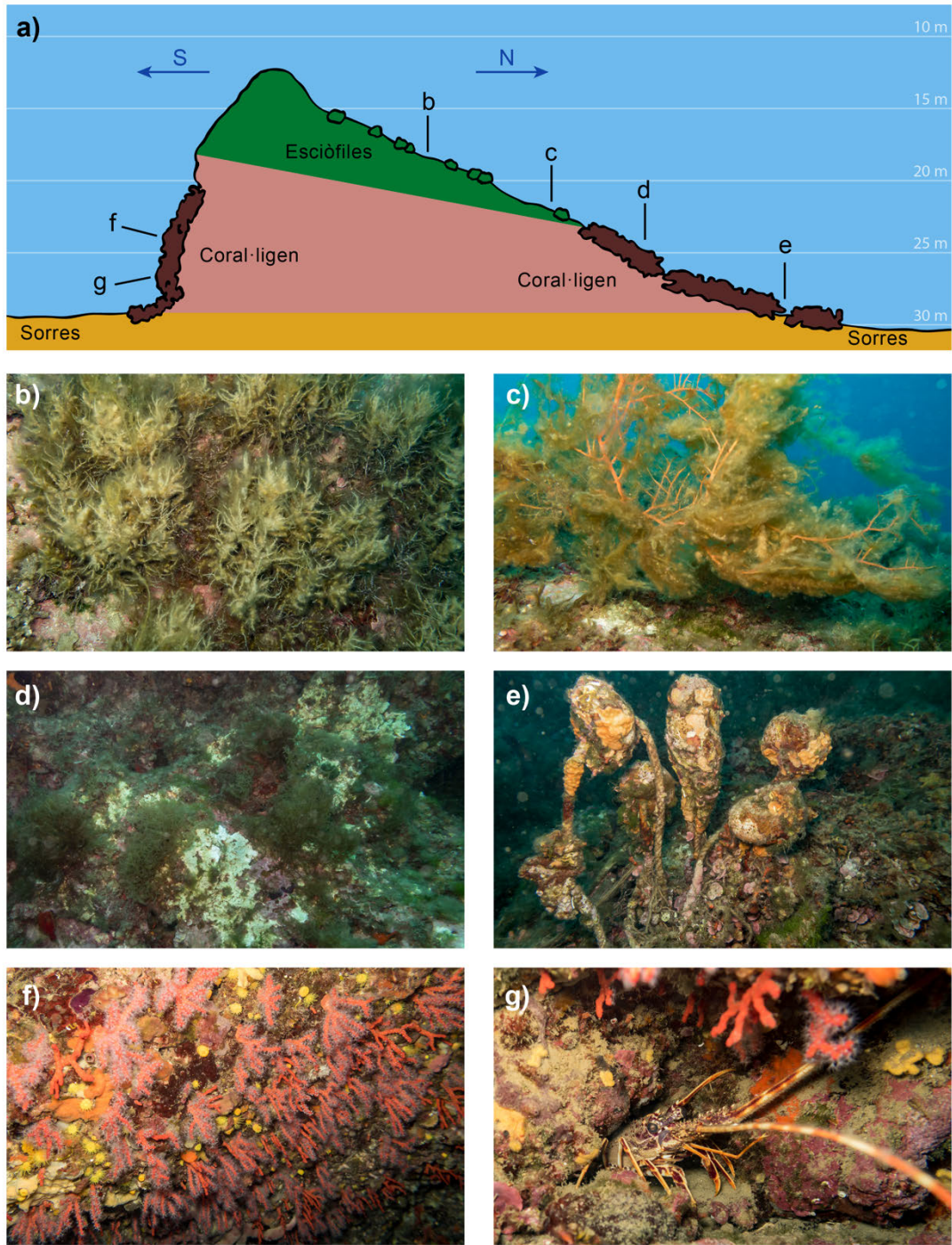


Figura 15. Esquema i fotografies corresponents la prospecció de la Paieta. a) Perfil general del recorregut, mostrant les principals comunitats i tipus de fons trobats; b) comunitat d'algues circalitoral dominada per *Cystoseira zosteroides*, i parcialment recoberta per algues filamentoses; c) gorgònia de l'espècie *Leptogorgia sarmentosa* parcialment coberta d'algues filamentoses; d) mortalitat d'algues calcàries a 20 m de fondària; e) restes d'una xarxa de pesca abandonada enrocada al fons; f) població de corall vermell (*Corallium rubrum*); g) juvenil de llagosta (*Palinurus elephas*).

El Molinet

La zona del Molinet es troba en el límit entre la Zona Perifèrica de Protecció (ZPP) i la zona de Parc Natural (PN) (Figures 1 i 16). La immersió va començar a prop de la punta del cap de la Barra, agafant direcció est (Figura 17.a). En els primers metres (fins a 10 m de fondària) hi ha un fons de blocs i megablocs amb algues fotòfiles en la part superior, i comunitats hemiesciòfiles dominades per l'alga vermella *Sphaerococcus coronopifolius* en els espais entre els blocs (Figura 17.b). Entre els 10 i els 18 m de fondària, el fons es caracteritza per una barreja de grans blocs, megablocs, i sorra, dominats per comunitats d'algues calcàries típiques de fons poc il·luminats, amb presència de la espècie d'alga bruna *Cystoseira zosteroides* (Figura 17.c) i algunes colònies de la gorgònia *Eunicella verrucosa* i del corall hermatípic *Cladocora caespitosa*. A partir dels 20 m de fondària, el fons dona lloc a plataformes de concrecions de coral·ligen que abasten una gran extensió (Figura 17.g), arribant fins a 26 m de fondària. Als extraploms formats pels megablocs i les concrecions de coral·ligen hi ha comunitats d'espècies esciòfiles dominades per esponges, cnidaris i ascidis (Figura 17.e).

En aquesta prospecció cal destacar la gran mortalitat d'algues calcàries observada als blocs de coral·ligen (24 m de fondària), arribant fins al 70% de superfície afectada en zones concretes (Figura 17.d). A més, també vam trobar nombroses restes d'arts de pesca, com fils de pesca, restes d'una xarxa i una nansa abandonada (Figura 17.f). Aquests arts de pesca abandonats es varen enretirar posteriorment dins del projecte "Evitem la pesca fantasma" (Hereu et al. 2017).

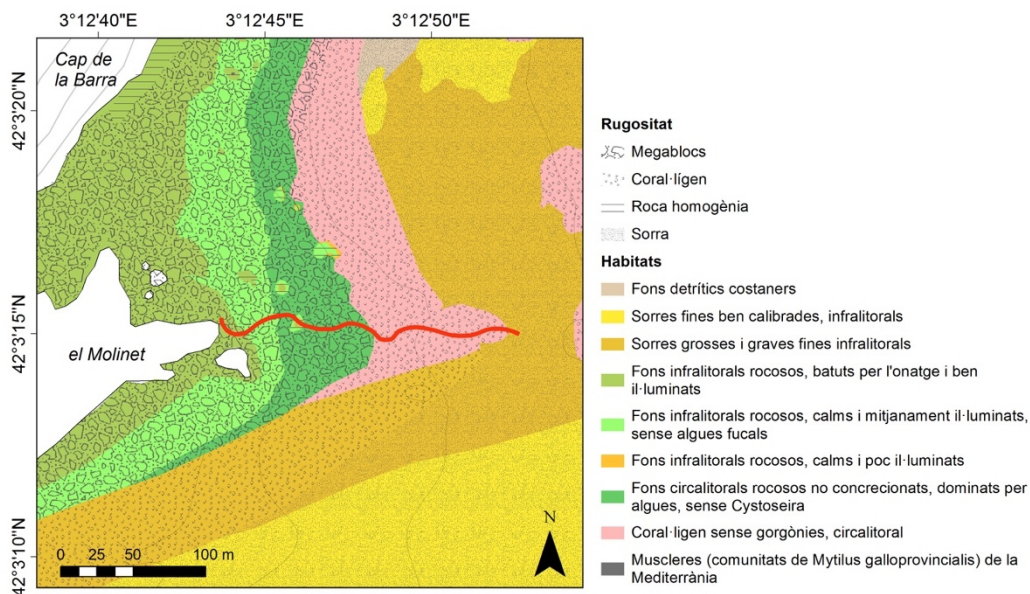


Figura 16. Recorregut aproximat de la prospecció del Molinet, representat sobre la cartografia bionòmica de la zona (Hereu et al. 2012).

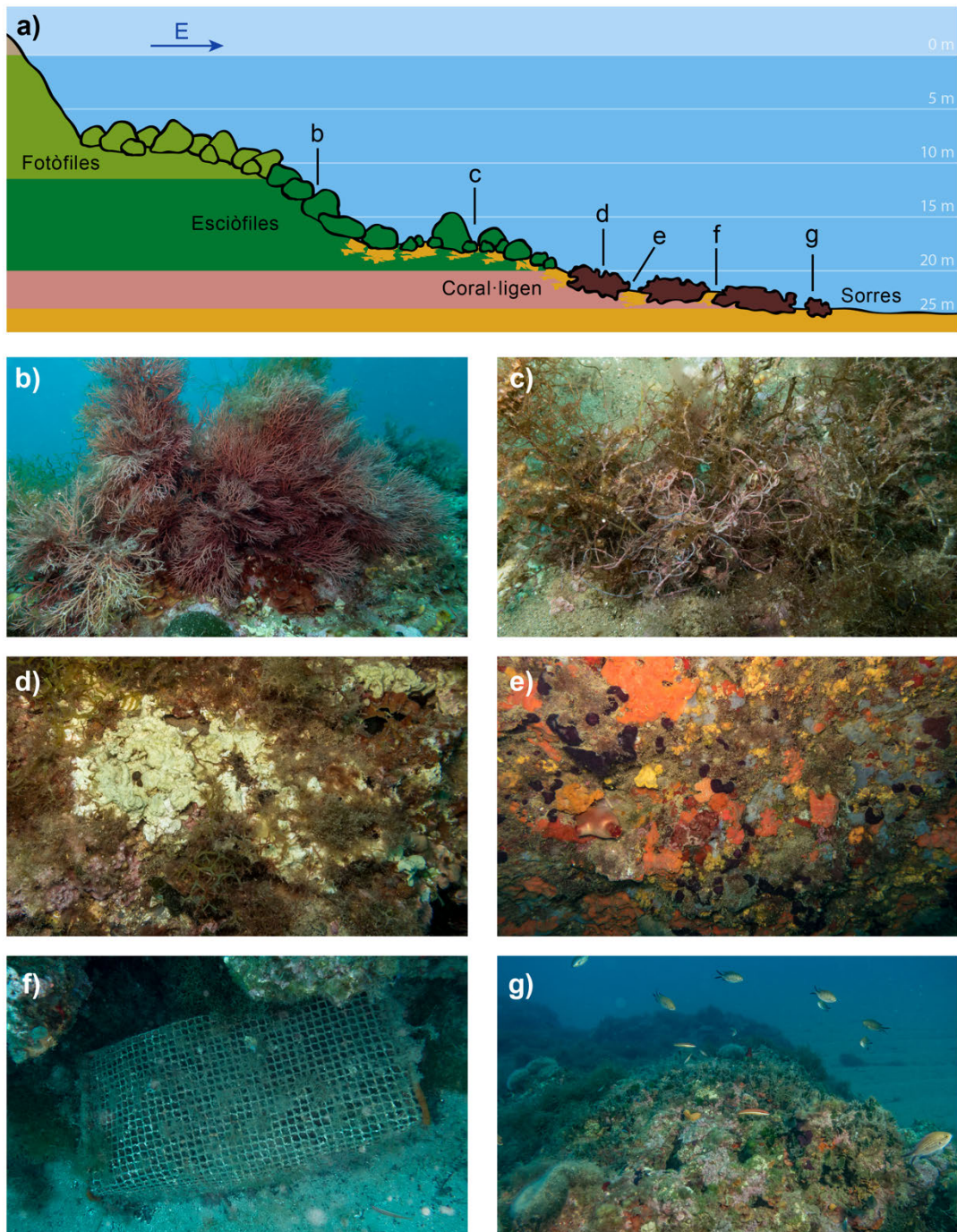


Figura 17. Esquema i fotografies corresponents la prospecció del Molinet. a) Perfil general del recorregut, mostrant les principals comunitats i tipus de fons trobats; b) comunitat d'algues hemiesciòfiles dominada per *Sphaerococcus coronopifolius*; c) alga de l'espècie *Cystoseira zosteroides* amb un fill de pesca enganxat; d) mortalitat d'algues calcàries a 24 m de fondària; e) comunitat esciòfila d'extraploms dominada per esponges, cnidaris i ascidis; f) nansa de pesca abandonada; g) concrecions de coral·ligen a 24 m de fondària.

Conclusions generals

Les prospeccions del fons marí de la costa del Montgrí ens han proporcionat un millor coneixement dels hàbitats i comunitats que es troben a aquesta zona, dins la franja batimètrica compresa entre la superfície i els fons circalitorals, així com una visió general del seu estat de conservació.

La costa del Montgrí, tot i la seva reduïda extensió, presenta una gran diversitat d'hàbitats, ja que hi trobem representades un gran nombre de les comunitats bentòniques mediterrànies. Totes les estacions van mostrar una tipologia d'hàbitats diversa i força semblant. Als paisatges submarins del massís del Montgrí dominen fons durs de roca, generalment amb pedres, blocs o megablocs, que són ràpidament reemplaçats per fons sedimentaris sorrencs (aproximadament als 30 m de fondària). Les comunitats que creixen sobre aquests fons estan dominades per algues fotòfiles als primers metres, formant un recobriment modest, i comunitats dominades per algues hemiesciòfiles o esciòfiles a més fondària. La comunitat de coral·ligen també es troba molt ben representada a la costa del Montgrí. Aquesta comunitat forma un hàbitat que alberga una gran diversitat d'algues i animals, incloent espècies de gran importància econòmica o turística com el corall vermell (*Corallium rubrum*) i la gorgònia vermella (*Paramuricea clavata*), i és una zona important pel reclutament de la llagosta (*Palinurus elephas*).

Una informació importat obtinguda d'aquestes prospeccions és la detecció d'impactes a les comunitats explorades. Els impactes principals que s'han observat aquest any han estat la mortalitat d'algues calcàries, la presència d'algues filamentoses sobre organismes sèssils i els causats per arts de pesca abandonats. Cal remarcar que no es van observar espècies exòtiques en cap de les prospeccions.

La mortalitat d'algues coral·linàcies ha sigut ubiqüa, arribant a afectar el 20-25% de la superfície en llocs puntuals de totes les estacions, però amb un màxim del 70% a l'estació del Molinet. La mortalitat observada enguany, però, sembla tenir una menor incidència que la d'anys passats, com el 2016, a on es van detectar mortalitats de fins al 75% de la superfície en diverses zones (veure Matamalas i Hereu 2016; Hereu i Kersting 2016). Les causes, l'extensió, i sobretot, les conseqüències a curt i llarg termini d'aquest fenomen són encara desconegudes, pel que és de vital importància fer un monitoratge continu mitjançant aquest tipus de prospeccions extensives. Aquest any també vam observar una important proliferació d'algues filamentoses (majorment de l'espècie *Acinetospora crinita*), que van recobrir per complet els fons algals i les poblacions de gorgònies, amb un màxim de biomassa cap al mes de maig i juny. Aquestes prospeccions varen ser realitzades al mes d'agost, al final del cicle biològic d'aquest tipus d'algues, motiu pel qual només vam detectar algunes restes d'aquesta proliferació a les estacions de la Paieta, el puig de la Sardina i el cap d'Utrera. No obstant, durant el més de maig es varen realitzar immersions addicionals per tal de determinar la distribució d'algues filamentoses al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter i al Parc Natural de Cap de Creus. Els resultats d'aquestes immersions

es discuteixen a l'apartat corresponent a “nous indicadors” d'aquest informe. Malauradament, poc es pot fer per a nivell local per tal d'evitar la mortalitat d'algues calcàries i la proliferació d'algues filamentosos. No obstant, el coneixement d'aquests esdeveniments i les seves conseqüències ens pot donar informació de com afecten a altres espècies o a la comunitat, i en aquest cas sí que es podrien prendre mesures de gestió per a reduir altres impactes, de forma que es puguin evitar efectes sinèrgics.

A part d'això, també cal esmentar la gran abundància d'estris derivats d'arts de pesca trobats a pràcticament totes les prospeccions, amb especial èmfasi a les nanses i xarxes de pesca abandonades. Aquests estris generen un gran impacte sobre el fons marí, primer, perquè poden seguir causant una mortalitat directa de peixos per enganxament (especialment en el cas de xarxes i nanses), i segon, per l'efecte erosiu que poden exercir sobre organismes sèssils, que són especialment sensibles a pertorbacions mecàniques, com certes algues, briozous i coralls. Aquestes prospeccions van servir per a localitzar un gran nombre de xarxes de gran mida, que van ser retirades del fons durant unes campanyes posteriors dins del projecte “*Evitem la pesca fantasma*”. Aquesta iniciativa ha tingut molt d'èxit dins del Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter, on s'han pogut retirar al voltant d'una vintena de xarxes (Hereu *et al.* 2017). Les prospeccions del fons marí del tipus extensiu, com les realitzades aquí, són una eina molt eficient per a trobar i localitzar un gran nombre de xarxes i altres estris, afavorint la seva ràpida retirada per a evitar un impacte major sobre la biodiversitat marina dels Parcs Naturals.

Les prospeccions realitzades han millorat el nostre coneixements sobre poblacions d'espècies d'interès ecològic o econòmic a la costa del Montgrí. Moltes d'aquestes espècies, com ara el corall vermell (*C. rubrum*), la gorgònia vermella (*P. clavata*), la llagosta (*Palinurus elephas*), el briozou de l'espècie *Pentapora fascialis*, formen part dels indicadors objectiu del projecte de seguiment, pel que aquest coneixement general sobre la seva distribució i el seu estat de conservació actual és molt enriquidor de cara a dissenyar nous plantejaments o decidir noves estacions de mostreig. Per exemple, aquestes prospeccions han permès la localització de les poblacions de gorgònies de Cap Castell i de corall vermell de la Paieta, que han estat incloses en els mostrejos d'aquest any. A més, tota aquesta informació també podrà ser utilitzada en el futur per a establir nous objectius de gestió. Les prospeccions també han estat molt útils per a determinar quins són els principals impactes que afecten a les comunitats del Montgrí, informació que ens pot servir per a establir criteris i dissenyar eines de gestió per a la conservació.

Bibliografia

- Hereu, B., Aspillaga, E., Capdevila, P., Medrano, A., Pagès, M. (2017). Evitem la pesca fantasma. Protocol per a la retirada de xarxes i altres arts de pesca abandonats al Parc Natural del Montgrí, les illes Medes i el Baix Ter. Any 2016. Parc Natural del Montgrí, les illes Medes i el Baix Ter i Universitat de Barcelona, 16 pp.
- Hereu, B., Kersting, D.K. (2016). Diseases of coralline algae in the Mediterranean Sea. *Coral Reefs*, 35(2): 713.
- Hereu, B., Quintana, X., (2012). *El fons marí de les illes Medes i el Montgrí: quatre dècades de recerca per a la conservació*. Càtedra d'ecosistemes litorals mediterranis. Museu de la Mediterrània. ISBN: 2013-5939.
- Matamalas, N., Hereu, B. (2016). Seguiment de les algues coral·lines incrustants al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. Memòria tècnica. Generalitat de Catalunya. Departament de Territori i Sostenibilitat. Direcció General de Polítiques Ambientals
- Ros, J.D., Olivella, I., Gili, J.M. (1984). *Els sistemes naturals de les illes Medes*. Institut d'Estudis Catalans, Arxius de la Secció de Ciències, LXXIII. Barcelona. 828.



Nous indicadors: Descripció de l'episodi de proliferació d'algues filamentoses ocorregut al Parc Natural de Cap de Creus i al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter

Bernat Hereu, Eneko Aspillaga, Pol Capdevila, Cristina Linares, Alba Medrano, Marta Pagès, Graciela Rovira

- L'any 2017 s'ha produït un llarg episodi de proliferació d'algues filamentoses mucilaginoses, entre maig i setembre, que ha afectat la major part dels Parcs Naturals de Catalunya.
- El creixement màxim s'ha produït en les zones més assolellades i encalmades, entre 10 i més de 30 metres de fondària.
- Aquest fenomen ha tingut uns efectes importants sobre les espècies i hàbitats bentònics, especialment sobre els organismes filtradors com gorgònies i coralls.
- Els efectes sobre altres organismes com peixos bentònics o algues no s'ha pogut quantificar, tot i que es probable que sigui important

- Totes les tècniques assajades per a eliminar localment aquestes algues han estat infructuosos, inclús perjudicials pels organismes bentònics.
- Les causes d'aquesta proliferació està probablement lligada a les altes temperatures, juntament amb l'elevada concentració de nutrients a l'aigua.
- Tot i que no es pot actuar directament sobre aquestes algues, sí que es podria atenuar el seu creixement evitant l'abocament de nutrients i l'eutrofització de l'aigua del mar.
- Recomanem que en els anys que es detecti aquestes proliferacions s'augmenti el criteri de prudència per a minimitzar els efectes d'altres pertorbacions que poden actuar sinèrgicament.

Aquest capítol ha de ser citat com:

Hereu, B., Aspillaga, E., Capdevila, P., Linares, C., Medrano, A., Pagès, M., Rovira, G. (2018). Descripció de l'episodi de proliferació d'algues filamentoses ocorregut al Parc Natural del Cap de Creus i al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. *Seguiment del medi marí al Parc Natural de Cap de Creus i al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. Memòria tècnica 2017*. Generalitat de Catalunya. Departament de Territori i Sostenibilitat. Direcció General de Polítiques Ambientals i Medi Natural.

Introducció

En aquest capítol es fa una descripció de l'episodi de proliferació d'algues filamentoses ocorregut als Parcs Naturals de Catalunya i a gran part de la costa Catalana durant la primavera i estiu de 2017.

Les proliferacions d'algues filamentoses i substàncies mucilaginoses formant agregats mucosos massius no és un fenomen nou a la Mediterrània (Molin *et al.* 1992), on s'han descrit episodis en diferents localitats i anys en les darreres dècades (Calvo *et al.* 1991; 1995; Innamorati 1991, 1995; Rinaldi *et al.* 1995; Giuliani *et al.* 2005; Schiaparelli *et al.* 2007; Giani *et al.* 2016). Tot i que aquestes agregacions d'algues filamentoses al bentos són relativament freqüents, solen estar limitades a àrees petites, i durant períodes de temps relativament curts, normalment al final del període d'estiu (Lorenti *et al.* 2005).

Aquestes proliferacions massives d'agregats mucilaginosos poden tenir orígens diferents. Per una part, la producció excessiva de fitoplàncton, majoritàriament per diatomees i dinoflagel·lats, a la columna d'aigua produeix una excreció de polisacàrids que acaben cohesionant i caient al fons (Herndl & Peduzzi 1988; Rinaldi *et al.* 1995; Pompei *et al.* 2003). Per altra banda, la proliferació d'algues filamentoses bentòniques pot també acumular gran quantitat de mucíl·lag sobre els fons marins, inclús per sota de la termoclina (Calvo *et al.* 1991; Innamorati 1991, 1995; Rinaldi *et al.* 1995; Giuliani *et al.* 2005), fenomen que també pot estar acompanyat per la proliferació de mucíl·lags pelàgics (e.g. Lorenti *et al.* 2005). Aquesta acumulació d'algues filamentoses està típicament composta per diverses espècies del grup de les crisofícies (*Nematochryopsis marina*, *Chrysonephos lewisii*) i les ectocarpàcies (*Acinetospora crinita*) (Giuliani *et al.* 2005). En general, les dues primeres constitueixen el principal component d'aquests agregats, i dominen en els primers 20 metres de fondària, mentre que *A. crinita*, tot i que està descrita en ambients fotòfils i calms, pot ser l'alga més abundant a més fondària (Giuliani *et al.* 2005). Aquestes proliferacions típicament apareixen a mitjans o finals d'estiu, tot i que en anys en que constitueixen grans acumulacions el seu desenvolupament és anterior.

Independentment del seu origen, les agregacions de mucíl·lags poden causar greus perturbacions als ecosistemes marins. L'aparició d'agregats mucilaginosos pelàgics pot interrompre el cicle d'alimentació i reproducció d'espècies pelàgiques, afectant així les pesqueries locals (Rinaldi *et al.* 1995; Lorenti *et al.* 2005). No obstant, quan s'acumulen al fons poden causar greus perturbacions a les espècies i hàbitats bentònics (Calvo *et al.* 1995). Per una part, l'acumulació sobre la superfície dels organismes impedeix el contacte amb la columna d'aigua ja sigui per alimentar-se o respirar, o creant condicions anòxiques causant la mort d'organismes per ofegament (Rinaldi *et al.* 1995; Pellegrini *et al.* 2003). Per altra banda, l'acumulació de mucíl·lag sobre organismes amb una estructura tridimensional, com gorgònies o algues arborescents, pot augmentar el pes que suporten i la seva resistència a les corrents, de forma que aquests organismes són més fàcilment descalçats (Rinaldi *et al.* 1995; Giuliani *et al.* 2005). Altres organismes mòbils, com crustacis o peixos, especialment bentònics i que interaccionen amb el fons per alimentació o reproducció,

també poden ser afectats per aquest fenomen (Rinaldi *et al.* 1995). Quan aquestes acumulacions són molt denses, també poden cobrir els organismes fotosintètics, podent causar alteracions en el seu creixement o supervivència.

Aquestes proliferacions mucilaginoses s'han associat a períodes extraordinaris en que la temperatura de l'aigua ha estat més elevada, i en períodes d'estabilitat atmosfèrica, com ha estat el cas de les onades de calor dels anys 1993 (Mistri i Ceccerelly 1996), o l'estiu de 2003 (Giani *et al.* 2016) (Mistri & Ceccherelli 1996; Schiaparelli *et al.* 2007). A més, s'ha hipotetitzat que aquests fenòmens poden estar potenciats per un augment de la concentració de nutrients a l'aigua (Calvo *et al.* 1995), tot i que en altres ocasions, no s'ha pogut observar un augment de l'eutrofització associada a aquestes proliferacions (Innamorati *et al.* 2001, Misic *et al.* 2011).

Descripció de l'episodi de proliferació de l'any 2017

L'aparició i creixement d'aquest mucilag es va produir de forma sobtada, en un període de creixement de unes dues setmanes, entre mitjans de maig i principis de juny, i va assolir una cobertura màxima entre juny i juliol de 2017 cobrint grans extensions.

Un cop detectat aquest fenomen, es va procedir a determinar la seva extensió dins dels Parcs Naturals de Catalunya, mitjançant una sèrie d'immersions de prospecció a diferents punts del Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter, i el Parc Natural de Cap de Creus, amb l'objectiu de determinar la presència d'algues mucilaginoses, la seva extensió batimètrica i el grau de cobertura sobre el fons. A més, es va aprofitar la visita a diverses localitats dins el seguiment d'altres descriptors en les que també es va observar i descriure aquest fenomen (Taula 1, Figura 1 i 2).

En general, la presència d'algues mucilaginoses va ser molt extensa, presents en tota l'extensió dels Parcs Naturals, i ocupant un rang batimètric de entre 10-15 metres en el seu límit superior, probablement limitat per la hidrodinàmica, que amb onades i corrents impedeix el seu assentament, i un límit inferior entre 25 i més de 30 metres de fondària, on la disponibilitat de llum limitaria el seu creixement (Taula 1, Figura 1 i 2). No obstant, la cobertura no va ser regular, i es va poder observar una major abundància en les zones més assolellades i encalmades, orientades al S, mentre que en les zones orientades al Nord i sota penya-segats, especialment a les illes Medes i al costa del Montgrí, on aquest tipus d'orografia és més comú, la cobertura d'aquestes algues era molt limitada o inclús absent (Taula 1, Figura 1 i 2). En les zones on aquesta proliferació era abundant va arribar a cobrir el 100% de la superfície, incloent organismes estructurals com gorgònies o algues arborescents (Figura 3).

En dues de les zones de màxim creixement i cobertura (roques del Freu de la Meda, i Dofí Sud, Figura 2), es va procedir a quantificar la biomassa d'aquest mucíl·lag mitjançant recollida manual en un quadre de 50x50 cm a una fondària constant de 20 metres, i separant el mucíl·lag d'altres algues i organismes. En cada una de les estacions es varen recollir quatre rèpliques, i es va mesurar el pes fresc (escorregut) i el pes sec mitjançant el previ assecat de les mostres en una estufa a 110° durant 24 hores. En les dues estacions, la cobertura era del 100%, tot i que en termes de biomassa el valor va diferir, havent un valor màxim a la zona del Dofí Sud (Taula 2).

Taula 1. Estacions de control sobre la proliferació d'algues filamentosos de l'any 2017. Grau de protecció: Reserva Natural Integral (RNI), Reserva Natural Parcial (RNP) i Parc Natural (PN).

Parc	Protecció	Estació	Data observació	Recobriments	Fond. obs. (m)	Limit sup. (m)	Limit inf.(m)
Cap de Creus	RNI	Encalladora	28/09/2017	25-75 %			
	RNP	Farallons	27/09/2017	25-75 %	18		
		Cala Culip	11/07/2017	>75 %		16	20
		El Gat	11/07/2017	>75 %		16	28
		Cala Cativa	10/07/2017	>75 %			
	PN	Cap Gros	27/09/2017	25-75 %	19		
		Portaló	10/07/2017	>75 %		15	30
		Cala Cudera	11/07/2017	>75 %		18	28
		Messina	29/09/2017	25-75 %	25		
		Pta. Figuera	11/07/2017	<25 %		18	28
		Bau del Cap Trencat	28/09/2017	<25 %	21		
Medes i Montgrí	RNI	Medallot	15/07/2017	>75 %		10	30
	ZPP	Freu	26/06/2017	>75 %		20	20
	RNP	Salpatxot	06/07/2017	>75 %		10	26
		Pedra de Déu	16/07/2017	<25 %			
		Pota del Llop	05/08/2017	No observat			
		Dofí Sud	06/07/2017	>75 %	20		
		Ferranelles i Tascons	06/07/2017	>75 %		15	30
		Tascó Gros	07/08/2017	>75 %		12	32
		Tascó Petit	07/08/2017	>75 %			
	PN	Punta del Milà	02/08/2017	No observat			
		Baix de Cols	16/04/2017	<25 %			
		Tres Coves	02/08/2017	No observat			
		Cap Castell	02/08/2017	No observat			
		Morisca	01/08/2017	No observat			
Puig Sardina		08/08/2017	>75 %		15	30	
Utrera		02/08/2017	25-75 %				
Paieta		01/08/2017	>75 %		15	25	
Punta Salines	03/08/2017	<25 %					

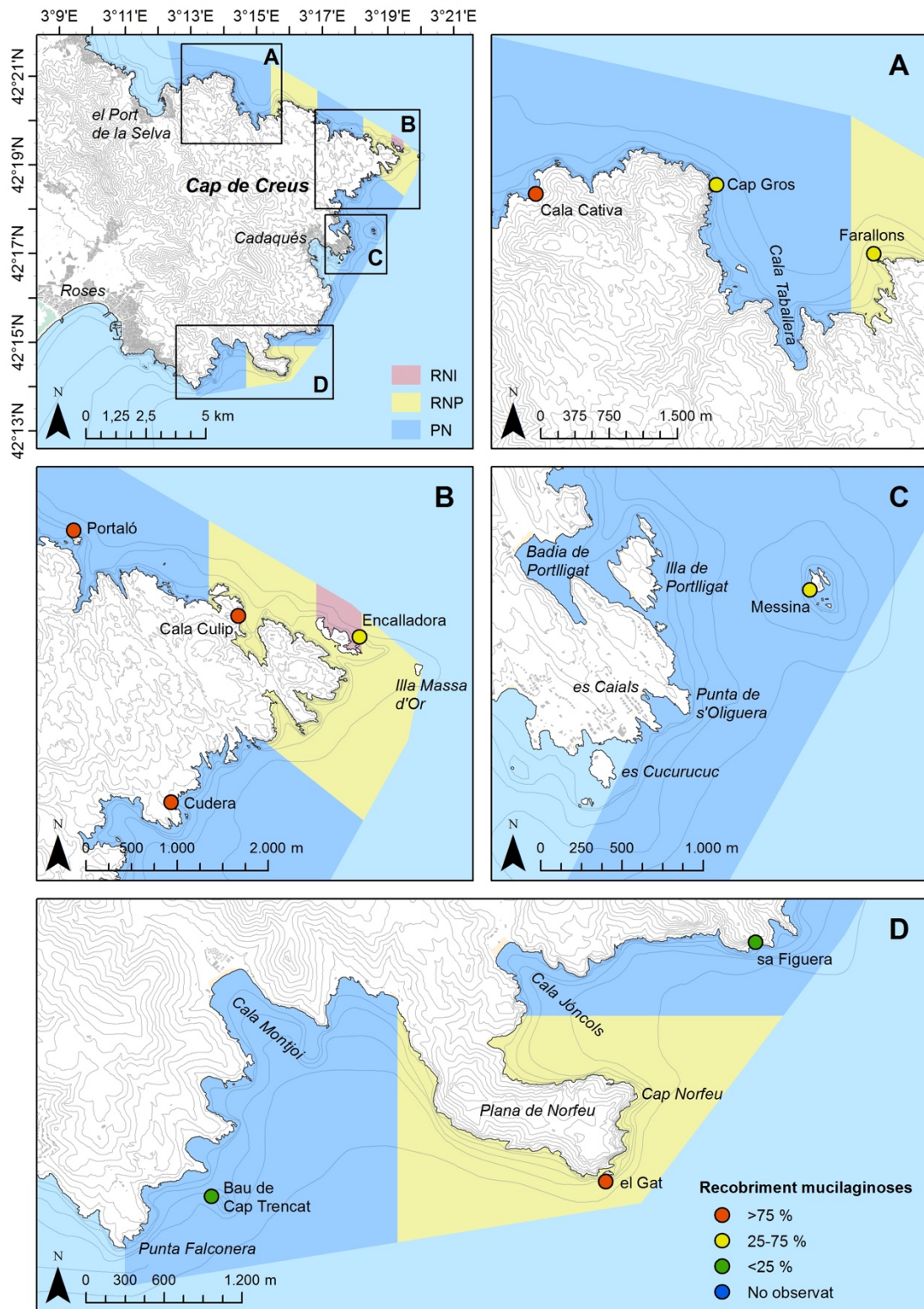


Figura 1. Mapa de les estacions de mostreig d'algues filamentososes al Parc Natural de Cap de Creus de l'any 2017. Grau de protecció: Reserva Natural Integral (RNI), Reserva Natural Parcial (RNP) i Parc Natural (PN).

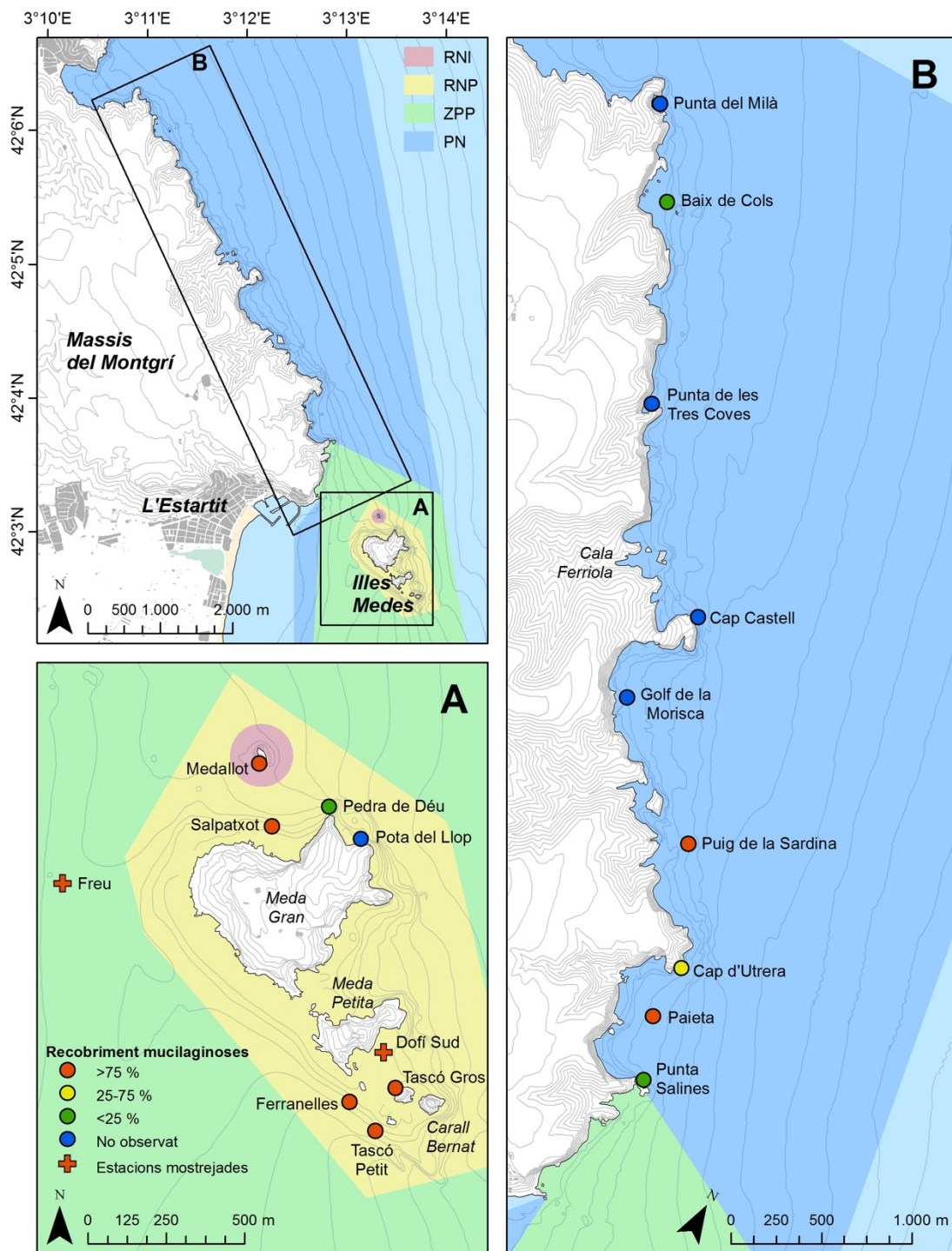


Figura 2. Mapa de les estacions de mostreig d'algues filamentosos del Parc Natural del Montgrí, Illes Medes i Baix Ter, de l'any 2017. Grau de protecció: Reserva Natural Integral (RNI), Reserva Natural Parcial (RNP), Zona Perifèrica a la Protecció (ZPP) i Parc Natural (PN).

Taula 2. Mesures de biomassa d'algues mucilaginoses en quadrats de 50x50 cm a dues estacions del Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter.

Lloc	Data	Quadrat	Pes fresc (g)	Pes sec (g)
El Freu	13/06/2017	1	18,72	2,24
		2	15,42	2,79
		3	32,35	5,94
		4	18,22	2,73
		Mitjana ± SD	21,18 ± 7,59	3,43 ± 1,69
Dofi Sud	14/06/2017	1	62,62	9,61
		2	54,84	8,72
		3	57,88	8,17
		4	35,29	5,12
		Mitjana ± SD	52,66 ± 12,01	7,91 ± 1,95

La duració d'aquest fenomen, comparat amb altres descrits i/o observats ha estat extraordinàriament llarga, ja que va començar a mitjans de maig i principis de juny, i es va estendre fins a finals de setembre, quan encara hi havia restes d'aquest mucílag sobre els organismes arborescents com gorgònies i algues. Altres fenòmens similars solen finalitzar quan hi ha algun temporal de mar que remou la columna d'aigua i resuspèn aquest mucílag, o quan corrents marines l'alliberen del fons i de la superfície dels organismes. La primavera i estiu de 2107 va ser especialment tranquil·la, fet que probablement va afavorir el creixement i duració d'aquestes algues mucilaginoses. No obstant, es va poder observar que el període de creixement d'aquestes algues es va allargar fins a mitjans de juliol, a partir del moment en que varen començar a degradar-se lentament, agafant un aspecte més marronós i a disgregar-se, tot i que es varen mantenir sobre el fons i organismes fins a finals de setembre i principis d'octubre.

Recurrència del fenomen

Un fenomen similar es va poder observar a la primavera i estiu de 2015, quan es va produir una proliferació de macroalgues filamentoses que varen cobrir pràcticament el 100% de la major part dels fons entre 10 i 25 metres de fondària, epifitant les espècies sèssils com els briozous, gorgònies i altres organismes (Hereu *et al.* 2016). Aquesta proliferació de macroalgues filamentoses va ser un esdeveniment generalitzat a tota la conca del Mediterrani Occidental, ja que també es va poder observar en zones més septentrionals, com el Parc Nacional de Port-Cros (França) i la Reserva Marina de Scandola (Còrcega) (Hereu *et al.* 2016). Aquestes macroalgues varen estar un període de temps perllongat, pel que varen afectar a diversos organismes, incloent els briozous, i ja es varen poder observar els primers signes de mortalitat durant la primavera de 2015 (Hereu *et al.* 2016). Creiem que aquesta proliferació d'algues filamentoses va tenir un important efecte sobre la important mortalitat de briozous, entre el 64 i el 96 % de les poblacions estudiades, detectada l'octubre de 2015 (Hereu *et al.* 2016).

Proves d'extracció i minimització

Aquest fenomen va ser motiu de preocupació, especialment pels centres de busseig, pescadors i altres usuaris del litoral marí, fet que es va reflectir inclòs en diversos mitjans de comunicació.

Amb l'objectiu de desenvolupar metodologies per a poder mitigar aquest fenomen, especialment en els hàbitats més sensibles, com les poblacions de gorgònia vermella o els boscos d'algues estructurals, es va dur a terme una sèrie d'iniciatives per a eradicar o netejar els mucílags del fons o de sobre els organismes. Aquestes proves varen consistir en l'eradicació manual, l'ús de mecanismes de succió mitjançant aire comprimit o l'ús de propulsors ("torpedes") submarins per a generar corrent i resuspendre el mucílago.

Cap d'aquestes tècniques va mostrar ser eficient, ja que la gran quantitat de mucílago i la seva fixació al fons, especialment sobre alguns organismes com la gorgònia vermella, que tenen la superfície rugosa i impedeix el seu alliberament, no va permetre la neteja d'aquestes algues. A més, algun d'aquests mètodes, especialment l'ús de torpedes, tenen el risc de malmetre el fons i els organismes, de forma que es podria causar un impacte major intentant atenuar el causat pel mucílago.

Efecte sobre les espècies i hàbitats bentònics

Aquest fenomen ha produït probablement un greu impacte sobre els ecosistemes bentònics.

Per una part, la cobertura dels organismes filtradors, ja sigui gorgònies, esponges o altres, s'han vist fortament afectats. De fet, les elevades mortalitats de gorgònies observades en alguns punts corroboren aquesta observació. Malgrat que no podem determinar si la causa de la mortalitat de les gorgònies ha sigut només per temperatura, només la proliferació d'algues filamentoses o una acció combinada d'ambdues (el més probable), els valors de mortalitat d'enguany són els més elevats que s'han registrat fins ara en tots els anys de seguiment. No obstant, les estacions que enguany han mostrat menys mortalitat de gorgònia vermella, com la Vaca o Pota del Llop, eren estacions que no varen mostrar una cobertura important d'algues filamentoses, fet que fa pensar que aquestes són les responsables de gran part de la mortalitat en la resta d'estacions.

Una altre evidència de mortalitat d'organismes la tenim en l'espècie de corall hermatípic *Cladocora caespitosa*, ja que moltes de les colònies observades a finals d'estiu mostraven signes de mortalitat o d'emblanquiment (veure panell de fotografies). Un altre cop, es difícil diferenciar l'efecte de la temperatura de l'efecte de les algues filamentoses, però el cert és que probablement sí que aquestes hagin contribuït en gran manera a aquesta mortalitat.

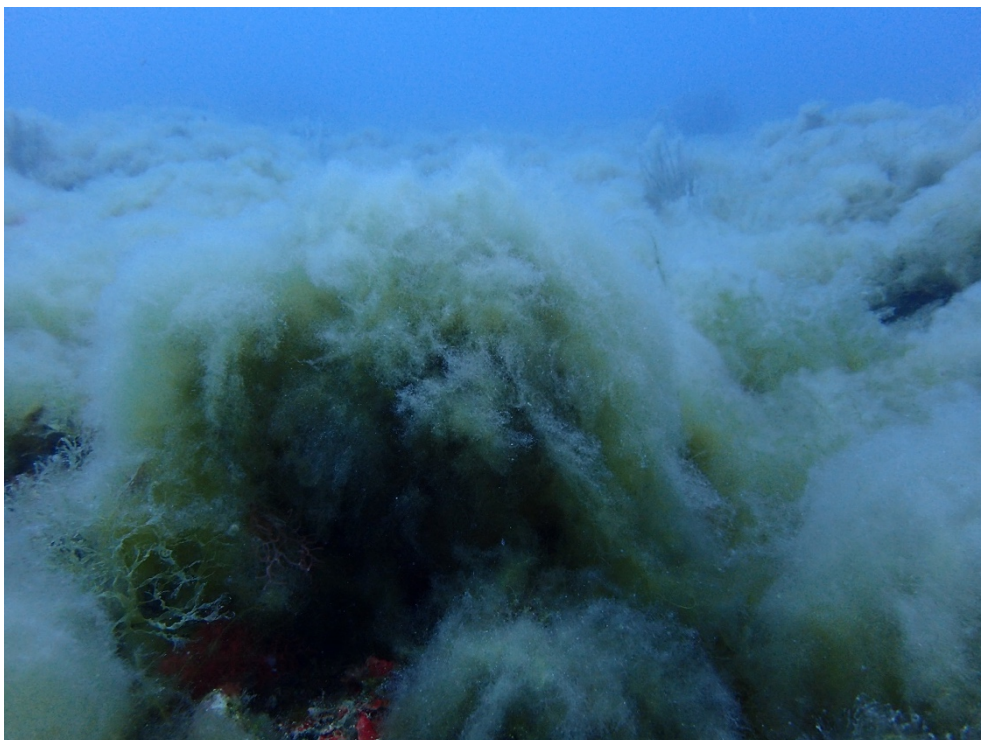


Figura 3. El recobriment d'algues filamentoses va ser del 100% en les zones assolellades i encalmades, cobrint la totalitat dels organismes bentònics (Ferranelles, Maig de 2017).



Figura 3 (cont). Peus de *Cystoseira zosteroides* (a dalt) i colònies de la gorgònia blanca *Eunicella singularis*, esponges, algues calcàries i organismes vàgils, com l'estrella de mar *Echinaster sepositus* varen quedar totalment coberts per les algues filamentoses.

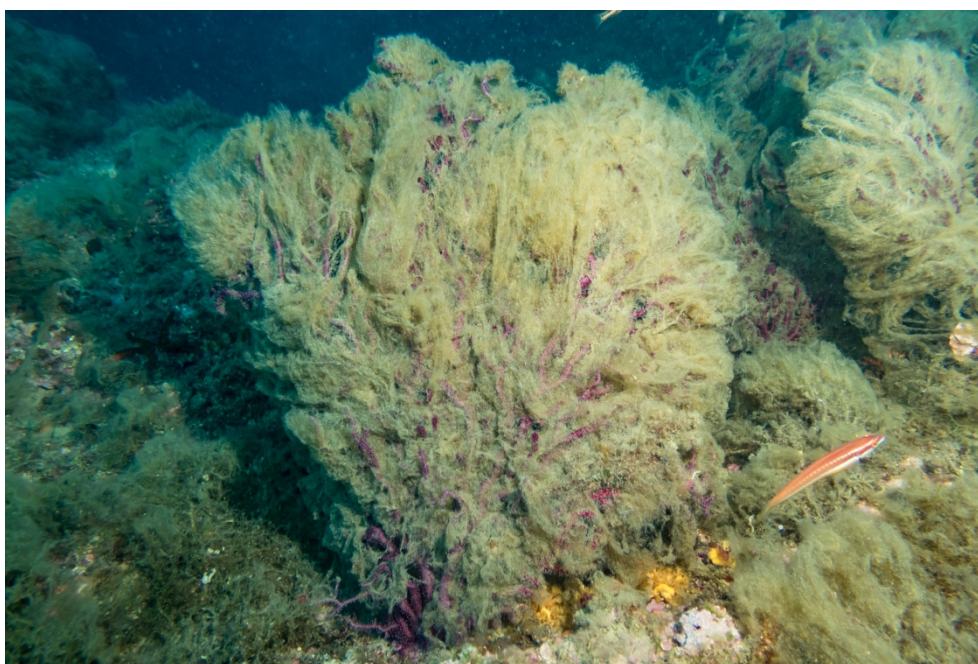


Figura 3 (cont). Les colònies de la gorgònia vermella *Paramuricea clavata* de les zones afectades es varen cobrir totalment per algues filamentoses (Puig de la Sardina, Agost de 2017), i hi varen estar enganxades fins a mitjans d'octubre (a baix, Medallot).

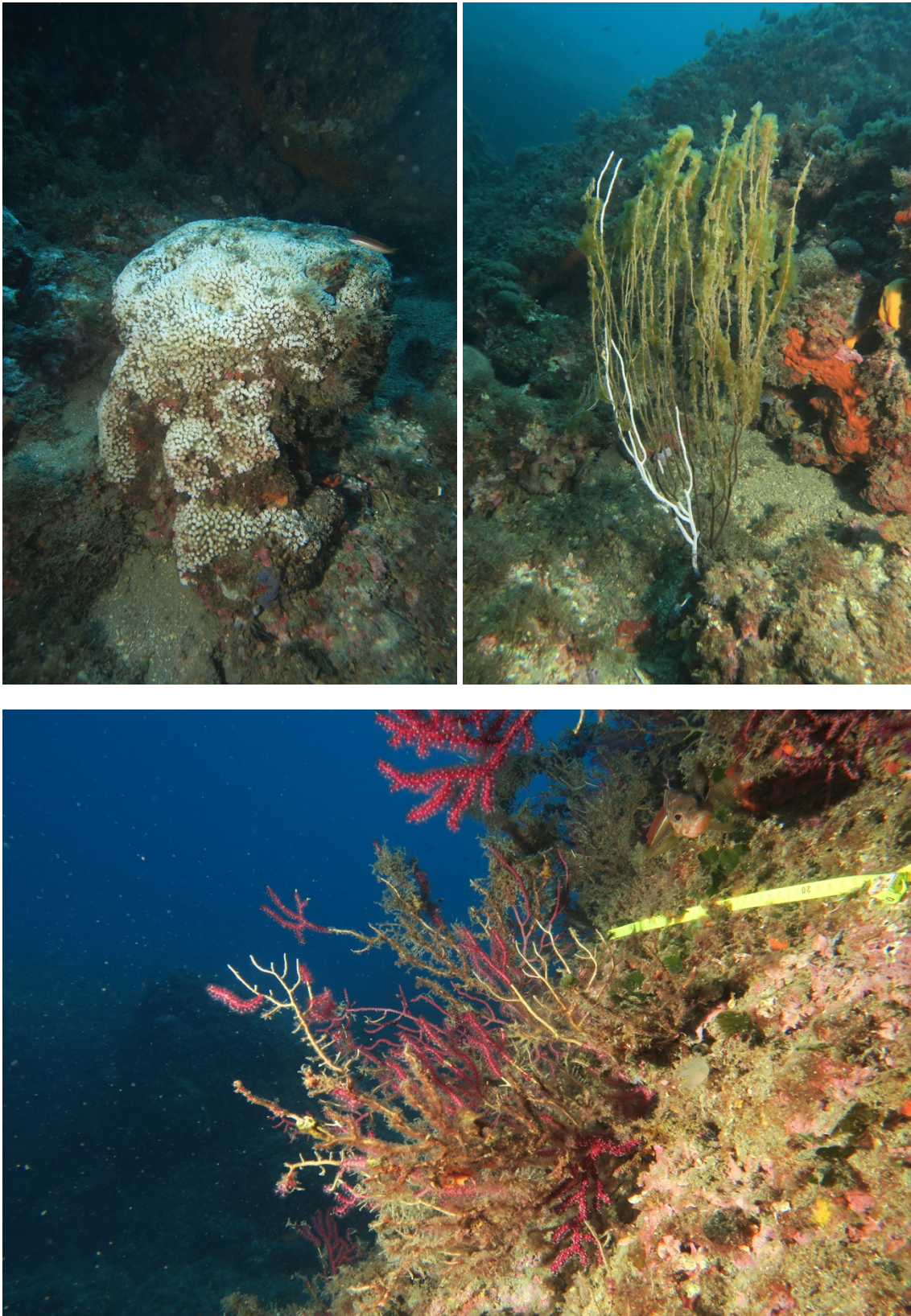


Figura 3 (cont). La proliferació d'algues filamentoses probablement ha contribuït a l'elevada mortalitat d'organismes sèssils detectada a finals d'estiu. A dalt, gran colònia de *Cladocora caespitosa* amb un elevat percentatge de superfície emblanquinada i morta (esquerra), i colònia de gorgònia blanca *Eunicella singularis* amb una gran superfície morta (dreta). A baix, colònies de gorgònia vermella *Paramuricea clavata* amb un alt percentatge de superfície morta i epifitada. El Guix, Octubre de 2017.

De la mateixa forma, aquest any també hem pogut observar mortalitat d'algues calcàries incrustants, fenomen ja observat en anys anteriors, i que possiblement també hagi estat magnificat per l'efecte de cobriment d'aquestes algues filamentoses. No obstant això no deixa de ser una hipòtesis que haurem de seguir investigant en un futur.

Aquesta proliferació probablement també haurà tingut altres efectes sobre organismes mòbils com peixos. Cal recordar que, per una part, molts dels peixos bentònics que poblen els fons marins litorals són omnívors que s'alimenten d'organismes del fons, i que el fet que gran part dels fons estiguin coberts per aquest mucíl·lag de ben segur que els haurà limitat la seva alimentació. Per altra banda, moltes espècies de peixos bentònics, com la majoria de làbrids, es reproduïen fent niu i/o posant els ous sobre el fons, precisament dels ambients on aquestes algues filamentoses han proliferat, de forma que probablement també haurà afectat la reproducció d'aquests organismes. No obstant, una vegada més no tenim prou evidències per a determinar aquest hipotètic efecte, de forma que només es podrà determinar amb una recerca futura.

Relació del fenomen amb les condicions ambientals

El registre de temperatures realitzat per Josep Pascual (Estació Meteorològica de l'Estartit) indica que l'any 2017 va ser un any en que la temperatura de l'aigua va estar per sobre de la mitjana històrica durant pràcticament tot l'any fins a finals d'octubre, especialment durant el mesos de primavera i principis d'estiu (Figura 4).

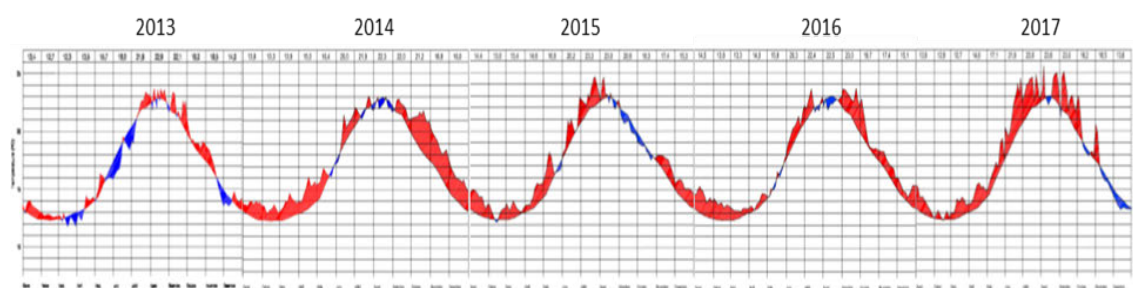
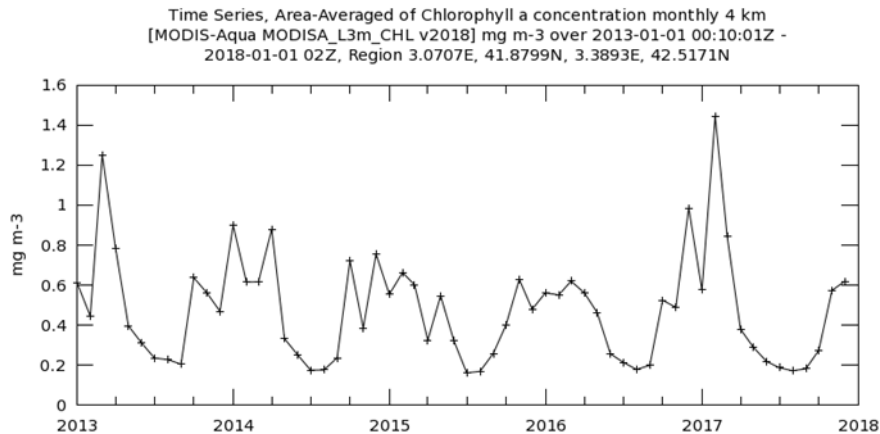


Figura 4. Temperatura de l'aigua de mar (°C) en superfície a l'Estartit (lat. 42°03' N, long. 3° 15' 15'' E), en els anys 2013-2017. Es representa la temperatura mitjana mensual de cada any, comparada amb la mitjana climàtica (1973-2012), on el color vermell indica els valors per sobre la mitjana climàtica, i el color blau els valors per sota.

Per a obtenir una estima de la disponibilitat de nutrients, hem utilitzat les dades de concentració de clorofil·la a través de les mesures del satèl·lit MODIS-Aqua que ens indica que l'any 2017 es va produir un pic important de productivitat a la zona costanera entre el Nord de cap de Creus i el gols de Pals (Figura 5).



- Selected date range was 2013-01-31 - 2017-12-31. Title reflects the date range of the granules that went into making this result.

Figura 5. Valors mensuals mitjans de concentració de Clorofil·la a (mg/m³) a la zona costanera compresa entre el N de Cap de Creus i el golf de Pals i 10 milles mar enfora, segons les observacions del satèl·lit i models Modis-Aqua (<https://giovanni.gsfc.nasa.gov/giovanni/>).

Comparant els diferents anys de la sèrie, veiem que els anys 2015 i 2017, la temperatura mitjana va ser més elevada durant els mesos de proliferació d'algues filamentoses. L'any 2015 la temperatura es va normalitzar a partir de l'agost, mentre que l'any 2017 es va mantenir molt per sobre la mitjana fins a finals d'estiu. Aquest perfil tèrmic podria explicar el fet que la proliferació d'algues del 2015 va ser menys important i va durar menys que l'observat el 2017. A més, si tenim en compte els valors de producció (Figura 5), observem que l'any 2017 hi ha un pic de producció. Així doncs, durant l'any 2017 va coincidir una alta temperatura durant la primavera i estiu i un elevat pic de productivitat (associat a una major concentració de nutrients), fet que sembla corroborar que la combinació d'aquests dos factors pot explicar la magnitud del fenomen de creixement d'algues filamentoses d'aquest any.

Conclusions

L'any 2017 s'ha produït un llarg episodi de proliferació d'algues filamentoses mucilaginoses, que ha durat entre mitjans de maig i finals de setembre i que ha afectat una gran extensió, ocupant pràcticament la totalitat dels Parcs Naturals de Catalunya i moltes parts de la mediterrània occidental.

Aquestes algues filamentoses s'han distribuït principalment en les zones més assolellades i més encalmades, ocupant un ample rang batimètric, des de 10 metres fins a fondàries màximes de 32 metres.

Tot i que la proliferació d'algues filamentoses és un fenomen comú a la Mediterrània, i ja es va detectar un episodi semblant el 2015, l'episodi detectat el 2017 ha estat el més important en aquesta zona en els anys de seguiment.

Aquesta proliferació d'algues filamentoses ha tingut uns efectes importants sobre les espècies i hàbitats bentònics, especialment sobre els organismes filtradors com gorgònies i coralls, als que ha causat necrosis importants degut a l'efecte d'ofegament.

Aquest efecte ha estat probablement simultani, o sinèrgic, a l'efecte propi de l'elevada temperatura sobre els organismes. Els efectes sobre altres organismes com peixos bentònics o algues no s'ha pogut quantificar, tot i que es probable que sigui important.

Les causes d'aquesta proliferació està probablement lligada a les altes temperatures, juntament amb l'elevada concentració de nutrients a l'aigua.

Totes les tècniques assajades per a eliminar localment aquestes algues han estat infructuosos, inclús perjudicials pels organismes bentònics. Tot i que no es pot actuar directament sobre aquestes algues, sí que es podria atenuar el seu creixement evitant l'abocament de nutrients i l'eutrofització de l'aigua del mar, que sembla un dels detonants d'aquestes proliferacions.

Pel que fa a les espècies bentòniques afectades, tot i que no es recomana fer cap actuació, sí que es recomana disminuir qualsevol altre impacte que, associat a la proliferació d'aquestes algues, podria actuar de forma sinèrgica causant impactes més greus sobre els organismes. Així doncs, recomanem que en els anys que es detecti aquestes proliferacions es segueixi un criteri de prudència més elevat per a minimitzar els seus efectes sobre les espècies i hàbitats bentònics.

Bibliografia

- Calvo, S., Barone, R., Naselli Flores, L. (1991) Prime osservazioni sulla presenza di aggregati mucosi lungo le coste siciliane. *Ambiente 2000*, 5, 18–19.
- Calvo, S., Barone, R., Naselli Flores, L. (1995). Observations on mucus aggregates along Sicilian coasts during 1991-1992. *Science of The Total Environment*, 165: 23-31.
- Giani, M., Sartoni, G., Nuccio, C., Berto, D., Ferrari, C.R., Najdek, M., Sist, P., Urbani, R. (2016). Organic aggregates formed by benthopleustophyte brown alga *Acinetospora crinita* (Acinetosporaceae, Ectocarpales). *Journal of Phycology*, 52(4), 550-563.
- Giuliani, S., Virno Lamberti, C., Sonni, C., Pellegrini, D. (2005) Mucilage impact on gorgonians in the Tyrrhenian sea. *Science of the Total Environment*, 353, 340–349.
- Herndl, G.J., Peduzzi, P. (1988) The ecology of amorphous aggregations (marine snow) in the northern Adriatic Sea. *Marine Ecology*, 9, 79–90.
- Hereu, B., Pagès, M., Aienza, I., Aspillaga, E., Capdevila, P., Montero, I. (2016). Estudi de la dinàmica de la població de l'espècie de briozou *Pentapora fascialis* de la Reserva Marina de les Illes Medes. Informe tècnic per al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter.
- Innamorati, M. (1991) Primi risultati ottenuti dai sopralluoghi in mare per il rilevamento della presenza della cosiddetta mucillagine nell'alto Tirreno Toscano. Relazione alla Regione Toscana, Università di Firenze, 1–37.

- Innamorati, M. (1995) Hyperproduction of mucilages by micro and macro algae in the Tyrrhenian Sea. *Science of The Total Environment*, 165, 65–81.
- Innamorati, M., Nuccio, C., Massi, L., Mori, G., Melley, A. (2001). Mucilages and climatic changes in the Tyrrhenian Sea. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 11(4), pp. 289-298.
- Kersting, D.K., Linares, C. (2006). Mortandad de *Paramuricea clavata* asociada a un evento de macroagregados mucilaginosos (“Ilepó”) durante el verano de 2004 en las Islas Columbretes. XIV SIEBM.
- Lorenti, M., Buia, M.C., Di Martino, V., Modigh, M. (2005). Occurrence of mucous aggregates and their impact on *Posidonia oceanica* beds. *Science of the Total Environment*, 353, 369-379.
- Misic, C., Schiaparelli, S., Harriague, A.C. (2011). Organic matter recycling during a mucilage event and its influence on the surrounding environment (Ligurian Sea, NW Mediterranean). *Continental Shelf Research*, 31(6), 631-643.
- Mistri, M., Ceccherelli, V.U. (1996). Effects of a mucilage event on the Mediterranean gorgonian *Paramuricea clavata*. I-Short term impacts at the population and colony levels. *Italian Journal of Zoology*, 63(3), 221-230.
- Molin, D., Guidoboni, E., Lodovisi, A. (1992). Mucilage and the phenomena of algae in the history of the Adriatic: Periodization and the anthropic context (17th-20th centuries). In: R.A. Vollenweider, R. Marchetti & R. Viviani (eds), *Marine coastal eutrophication*. Elsevier, Amsterdam, pp. 511-524.
- Rinaldi, A., Vollenweider, R.A., Montanari, G., Ferrari, C.R., Ghetti, A. (1995). Mucilages in Italian seas: the Adriatic and Tyrrhenian Seas, 1988–1991. *Science of the Total Environment*, 165, 165-183.
- Schiaparelli, S., Castellano, M., Povero, P., Sartoni, G., Cattaneo-Vietti, R. (2007). A benthic mucilage event in North-Western Mediterranean Sea and its possible relationships with the summer 2003 European heatwave: short term effects on littoral rocky assemblages. *Marine Ecology*, 28(3), 341-353.

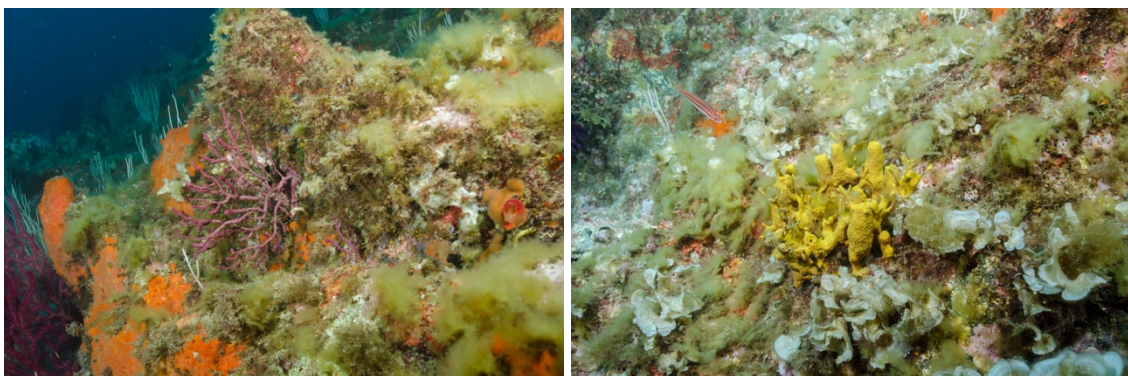
Annex



Parc Natural de Cap de Creus- Cala Cativa, juliol de 2017



Parc Natural de Cap de Creus- Cap Gros, setembre de 2017



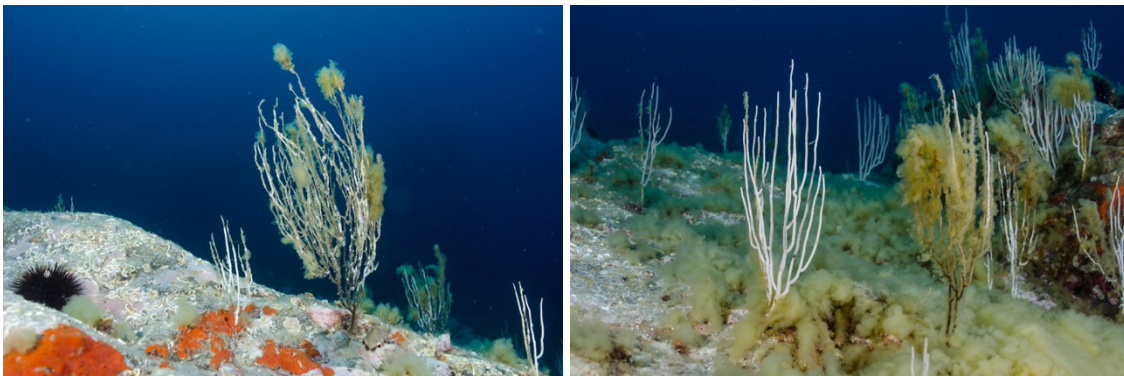
Parc Natural de Cap de Creus- Farallons, setembre de 2017



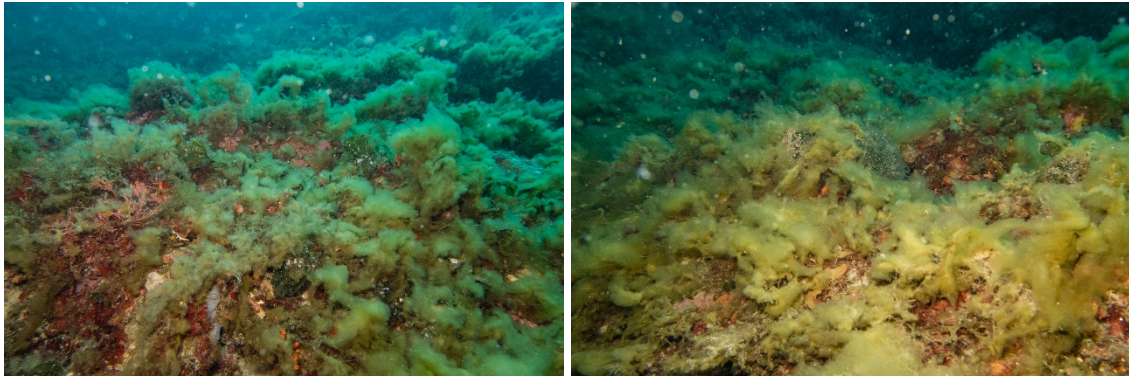
Parc Natural de Cap de Creus- Portaló, Setembre de 2017



Parc Natural de Cap de Creus- Cala Culip, Juliol de 2017



Parc Natural de Cap de Creus- Encalladora, Setembre de 2017



Parc Natural de Cap de Creus- Cudera, setembre de 2017



Parc Natural de Cap de Creus- Punta figuera, setembre de 2017



Parc Natural de Cap de Creus- El Gat, Cap Norfeu, juliol de 2017



Parc Natural del Montgrí, les Illes medes i el Baix Ter- Baix de Cols, Juliol de 2017



Parc Natural del Montgrí, les Illes medes i el Baix Ter- Paieta, Setembre de 2017



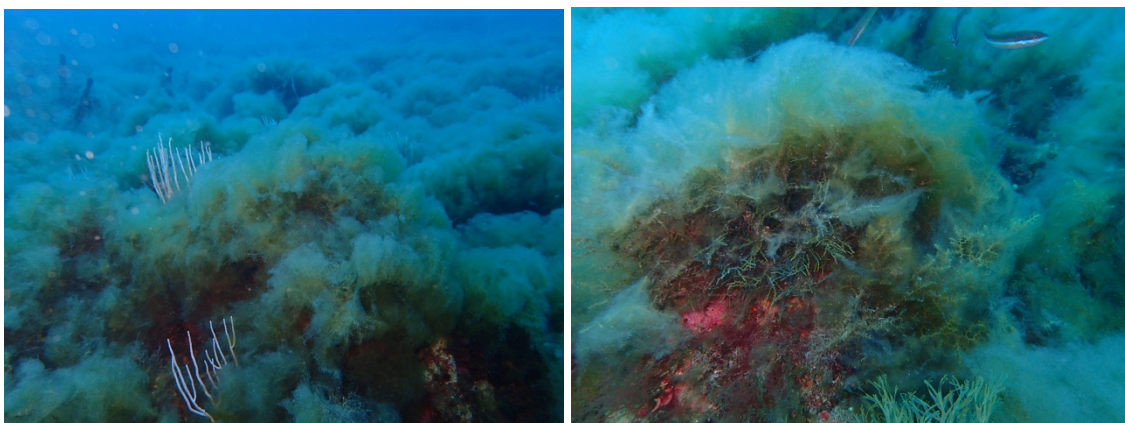
Parc Natural del Montgrí, les Illes medes i el Baix Ter- Puig de la Sardina, Agost de 2017



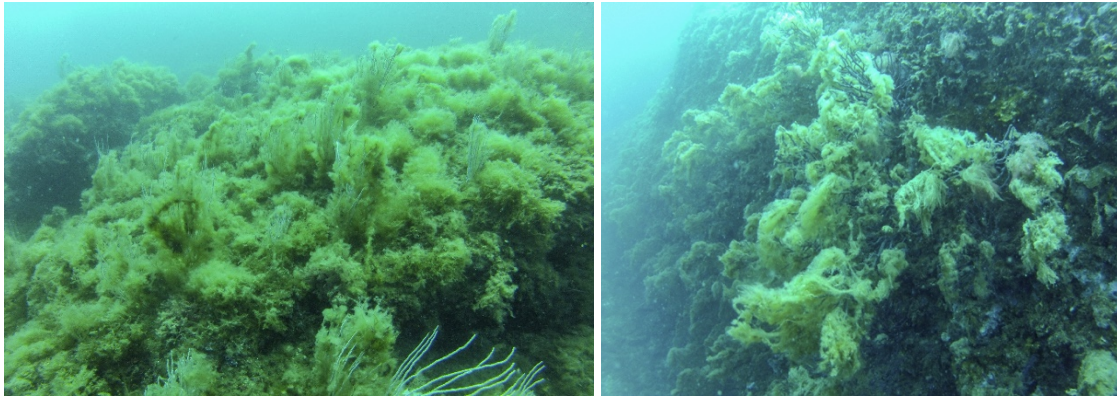
Parc Natural del Montgrí, les Illes medes i el Baix Ter- Cap d'Utrera, Agost de 2017



Parc Natural del Montgrí, les Illes medes i el Baix Ter- Medallot, Setembre de 2017



Parc Natural del Montgrí, les Illes medes i el Baix Ter- Ferranelles, Maig de 2017.



Parc Natural del Montgrí, les Illes medes i el Baix Ter- Tascons, Maig de 2017.