

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

Memòria 2016 (Volum II)



UNIVERSITAT DE
BARCELONA



Generalitat de Catalunya
Departament de Territori
i Sostenibilitat



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



Parc Natural
de Cap de Creus

Índex

| | |
|--|-----------|
| 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..... | 9 |
| Introducció | 10 |
| Material i mètodes | 12 |
| Disseny de mostreig..... | 12 |
| Metodologia d'estudi | 13 |
| Resultats | 18 |
| Discussió..... | 44 |
| Recomanacions de gestió..... | 46 |
| Conclusions | 47 |
| | |
| Seguiment de les poblacions de gorgònia vermella de la Reserva Marina de les Illes Medes com a indicadores de l'efecte de la freqüentació de submarinistes sobre les comunitats bentòniques | 49 |
| Introducció | 50 |
| Material i mètodes | 53 |
| Disseny de mostreig..... | 53 |
| Metodologia | 53 |
| Anàlisi de dades | 55 |
| Resultats | 55 |
| Densitats de colònies..... | 55 |
| Mortalitats | 56 |
| Discussió..... | 71 |
| Conclusions | 73 |
| | |
| Seguiment de les comunitats de coves submarines de la Reserva Marina de les Illes Medes com a indicadores de l'efecte de la freqüentació de submarinistes sobre les comunitats bentòniques | 75 |
| Introducció | 76 |
| Materials i Mètodes | 78 |

| | |
|---|------------|
| Disseny i estacions de mostreig..... | 78 |
| Anàlisi de les imatges | 79 |
| Detecció d'impactes | 80 |
| Anàlisi numèric..... | 80 |
| Resultats | 81 |
| Discussió..... | 86 |
| Prospeccions del fons marí del Mar d'Amunt del Cap de Creus..... | 89 |
| Introducció | 90 |
| Metodologia | 91 |
| Resultats generals..... | 92 |
| Els recorreguts extensius | 93 |
| Les prospeccions puntuals..... | 99 |
| La Medallera..... | 99 |
| Punta del Boc i la Cabra..... | 101 |
| El Bau de la Punta del Molí..... | 103 |
| Entre la Illa de Cala Sardina i la Illa del Tamariu..... | 106 |
| Illa del Caralló i Cala del Mular | 107 |
| El Portaló | 109 |
| Des de ses Fulloles als Esculls des Pla de Tudela..... | 111 |
| Des de l'Illa del Culleró als Esculls des Pla de Tudela..... | 114 |
| Conclusions generals..... | 117 |
| Descripció i quantificació de l'episodi de mortalitat d'algues coral·lines incrustants al Parc natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter..... | 119 |
| Introducció | 120 |
| Antecedents..... | 122 |
| Objectius | 123 |
| Metodologia | 124 |
| Lloc d'estudi..... | 124 |
| Obtenció de dades | 125 |
| Resultats | 129 |
| Discussió..... | 137 |
| Conclusions | 139 |

| | |
|-------------------------------------|------------|
| Literatura citada | 141 |
| Briozous | 141 |
| Gorgònia vermella | 143 |
| Coves submarines..... | 146 |
| Prospeccions del fons marí..... | 147 |
| Algues coral·lines incrustants..... | 147 |

Aquesta memòria consta de dos volums a més d'un volum Resum. Cada un dels 5 descriptors es troba en un capítol diferent seguint el següent esquema per al volum II:

Seguiment de les poblacions de briozous



Seguiment de les poblacions de gorgònia vermella



Seguiment de les coves submarines



Prospeccions del fons marí



Seguiment de la mortalitat d'algues coral·lines incrustants



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

- Totes les estacions han presentat una mida mostral baixa, degut a que ja estaven impactades, sent poc adequades per estudiar l'impacte del submarinisme, però sí per veure'n la possible recuperació.
- Durant l'estiu del 2016, s'ha donat una reducció de les poblacions de la banya d'ant (*P. fascialis*) de les estacions de La Vaca, Pota del Llop i Tascó Gran, derivada de l'impacte del submarinisme.
- Aquest impacte ha afectat a les colònies més grans i més exposades.

- La disminució de densitats observada per la banya d'ant no s'ha vist entre les colònies del corall bord (*M. Truncata*).
- La metodologia emprada sembla funcionar molt bé i l'anàlisi fotogràfic ha permès tenir un registre gràfic.
- Cal monitoritzar les estacions per determinar la capacitat de recuperació de les colònies afectades.

Aquest capítol ha de ser citat com:

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.

Introducció

Els briozous són un grup d'invertebrats tot sovint abundants als hàbitats de roca de gran part dels mars i oceans del món. Com la majoria d'organismes bentònics sèssils i amb esquelets durs, els briozous contribueixen als equilibris de carbonats del mars temperats i tropicals, representen una font d'aliment per a altres organismes, augmenten la complexitat estructural del fons marí i poden formar hàbitats on els estadis juvenils de diferents espècies troben refugi. Així mateix, com la majoria d'organismes amb esquelets calcaris, les colònies de moltes espècies de briozous de creixement erecte poden trencar-se degut a diferents causes. L'acció dels submarinistes sobre les colònies de vàries espècies de briozous de l'infralitoral, per exemple, pot determinar-ne el trencament d'algunes parts o l'eliminació completa per contacte amb el cos del submarinista o amb l'equip de busseig.

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 disminuït la cobertura de molts animals filtradors (Zakai i Chadwick-Furman, 2002; Luna-Pérez *et al.*, 2011).

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 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 i, per tant molt fràgils a les pertorbacions físiques, i concretament al busseig (Ballesteros 2006, Sala *et al.* 1996; Lloret *et al.* 2006).. Però degut a la impossibilitat d'estudiar la totalitat dels components dels sistemes naturals, la metodologia més adient és seleccionar espècies indicadores que siguin sensibles a l'impacte produït per les pertorbacions que es pretenen avaluar. Així, varis estudis es van centrar 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. Aquestes espècies han de seguir uns criteris per funcionar com a indicadors, han de ser importants a nivell dels sistemes naturals tant a nivell funcional com estructura (Linares *et al.* 2010), han de ser prou abundants, fàcils de reconèixer i de mostrejar. A més, la metodologia d'estudi s'ha de basar en mètodes no destructius degut a l'impacte que es pugui produir sobre les comunitats, especialment si es realitzen en zones protegides. 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).

A diferència de les espècies que s'han utilitzat fins al moment per a determinar els efectes del submarinisme i l'evolució i recuperació de les comunitats al llarg del temps, com ara la gorgònia vermella o el corall vermell, les espècies de briozous considerades en aquest estudi, tenen possiblement una dinàmica de creixement més ràpida i un cicle de vida més curt, de forma 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 recentment al Parc Natural del Montgrí, Illes Medes i Baix Ter (Hereu *et al.* 2014; Hereu *et al.* 2016). Per tal de d'avaluar l'efecte del busseig sobre les poblacions de briozous en diferents zones de busseig del Parc Natural del Montgrí, Illes Medes i 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), per formar colònies ben recognoscibles i diferenciables i per tenir esquelets grans i de certa fragilitat enfront del impactes físics. L'any 2015 el nostre equip de treball va dur a terme per encàrrec del Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter un estudi adreçat a la detecció de la mortalitat de les colònies de briozous. L'estudi va revelar que quan utilitzades conjuntament, la banya d'ant i el corall bord funcionen com a bons indicadors de l'efecte directe del busseig sobre les comunitats d'algues semi esciòfiles entre els 15 i els 25 metres de profunditats.

Amb l'objectiu d'avaluar els efectes de l'escafandrisme s'han dut a terme dos tongades de mostrejos a 12 estacions de les Illes Medes i una estació de Parc Natural de la costa del Montgrí (Taula 1), una al juliol de 2016, abans del pic de la temporada de busseig, i una altra a l'octubre amb la finalitat de detectar possibles canvis en les densitats de les colònies de la banya d'ant i el corall bord. Els detalls sobre la metodologia de treball es descriuen a l'apartat de Materials i Mètodes.

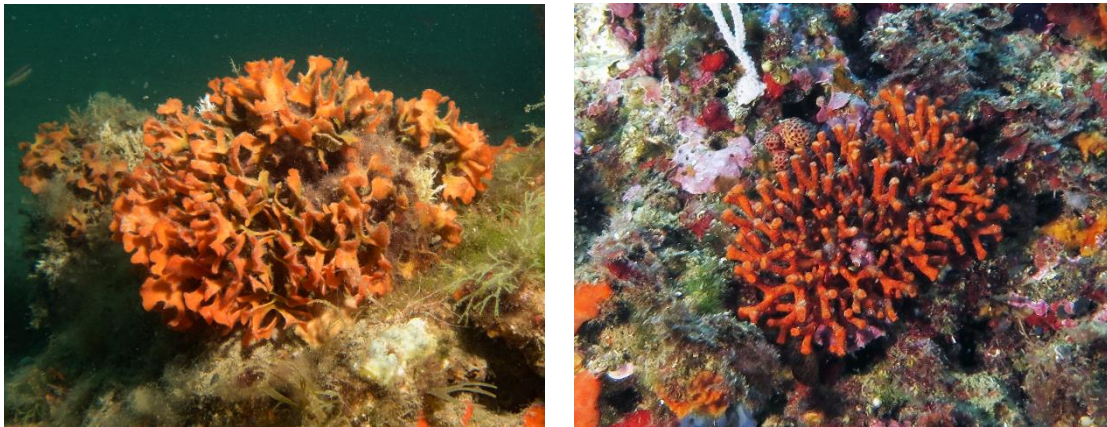


Figura 1. A l'esquerra, una colònia de la banya d'ant (*Pentapora fascialis*) i, a la dreta, una de corall bord (*Myriapora truncata*).

Material i mètodes

Disseny de mostreig

Les estacions escollides es troben a al Parc Natural del Montgrí, Illes Medes i Baix Ter. Onze d'aquestes es van seleccionar dins de la Zona de Reserva Natural Parcial (RNP), una a la Zona de Reserva Integral (RNI) i una a la Zona de Parc Natural de la costa del Montgrí (PN) (Figura 2, Taula 1). La tria de 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 conspicües 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, la Zona de Reserva Integral (Medallot), per poder aïllar i identificar l'efecte del busseig en aquelles estacions que es troben impactades.

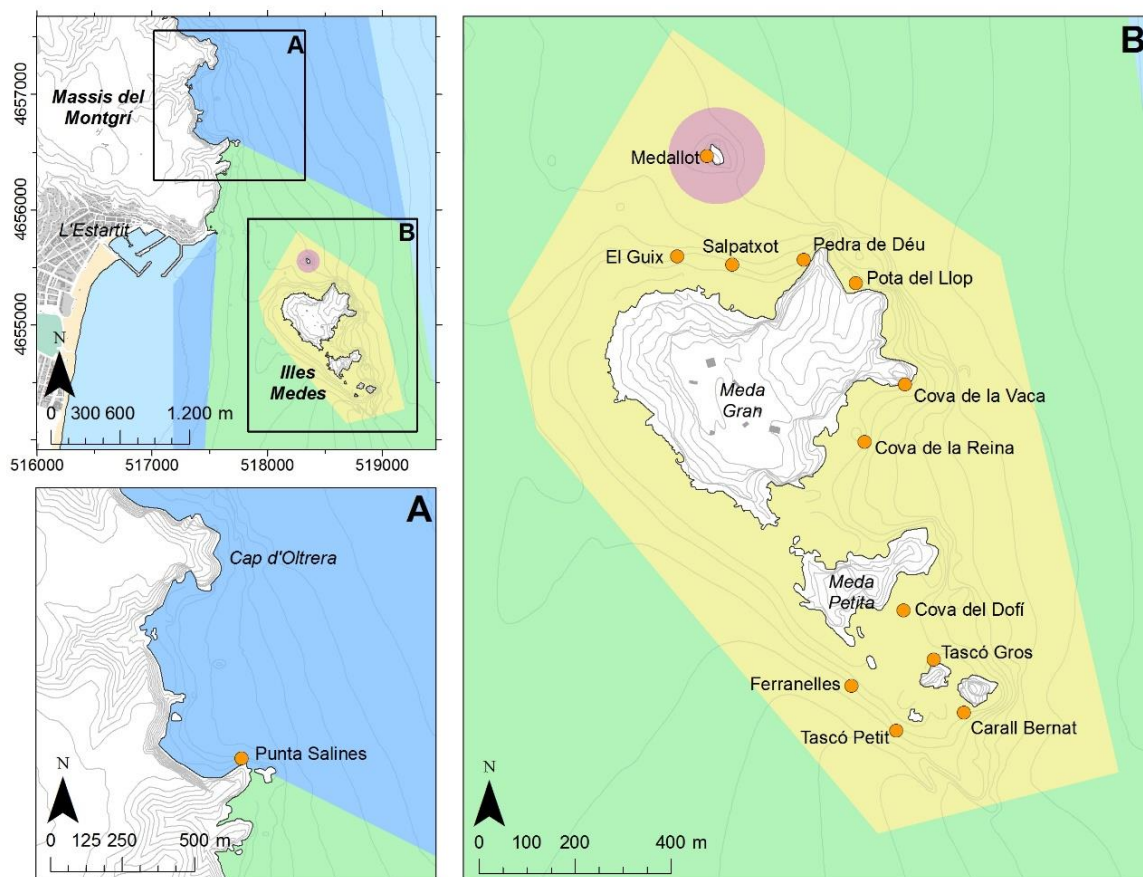


Figura 2 Estacions de mostreig dins la Reserva Marina de les Illes Medes (A) i a la Zona del Parc Natural de la Costa del Montgrí (B).

Taula 1 Estacions de mostreig indicant la respectiva zona, protecció, fondària, fus, coordenades X i Y i el nombre de submarinistes l'any 2016 (proporcionat per Parc Natural del Montgrí, Illes Medes i Baix Ter)

| Zona | Estació | Protecció | Fondària | UTM | X_ETRS89 | Y_ETRS89 | Nombre de submarinistes |
|---------|------------------|-----------|----------|-----|----------|----------|-------------------------|
| Medes | Carall Bernat | RNP | 13 | 31 | 518874 | 4654390 | 6.122 |
| Medes | Cova de la Reina | RNP | 12 | 31 | 518666 | 4654955 | 2.007 |
| Medes | Cova de la Vaca | RNP | 15 | 31 | 518751 | 4655075 | 8.001 |
| Medes | Cova del Dofí | RNP | 12 | 31 | 518748 | 4654603 | 2.644 |
| Medes | El Guix | RNP | 19 | 31 | 518275 | 4655342 | 3.440 |
| Medes | Ferranelles | RNP | 20 | 31 | 518639 | 4654446 | 9.953 |
| Medes | Medallot | RNI | 17 | 31 | 518337 | 4655551 | 0 |
| Medes | Pedra de Déu | RNP | 20 | 31 | 518539 | 4655335 | 5.581 |
| Medes | Pota del Llop | RNP | 20 | 31 | 518648 | 4655286 | 2.089 |
| Montgrí | Punta Salines | ZPP | 18 | 31 | 517643 | 4656635 | - |
| Medes | Salpatxot | RNP | 16 | 31 | 518390 | 4655325 | 4.212 |
| Medes | Tascó Gros | RNP | 18 | 31 | 518811 | 4654501 | 3.322 |
| Medes | Tascó Petit | RNP | 23 | 31 | 518732 | 4654352 | 5.644 |

Metodologia d'estudi

Es van dur a terme dos mostrejos, un el Juliol i el darrer el Octubre de 2016, amb la finalitat de poder comparar les poblacions abans i després de la temporada de busseig, i avaluar, d'aquesta manera, com les poblacions responen davant la freqüentació de submarinistes.

Així doncs, el primer mostreig, a cada estació es va marcar un transsecte de 6 metres amb una cinta mètrica. A cada metre es van posicionar unes marques permanents amb cargols de plàstic fixats amb massilla epoxídica de dos components, per una re-localització posterior exacta de cada transsecte. A més, es va dibuixar un mapa de cada transsecte amb les coordenades, la fondària i la posició respecte als trets orogràfics més característics de la zona.

Al llarg del transsecte, a cada mig metre es va posicionar un rectangle fabricat amb tubs de PVC de 50x100 cm (dividit en dos quadres de 50x50 cm) col·locat perpendicularment a banda i banda de la cinta mètrica, i es va referenciar la posició respecte aquesta, sent la 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 3 i Figura 4). Aquest disseny va permetre situar espacialment a una escala de centímetres tota l'àrea dels transsectes, i d'aquesta forma poder identificar i replicar la mateixa àrea i les colònies de *P. fascialis* individualment.

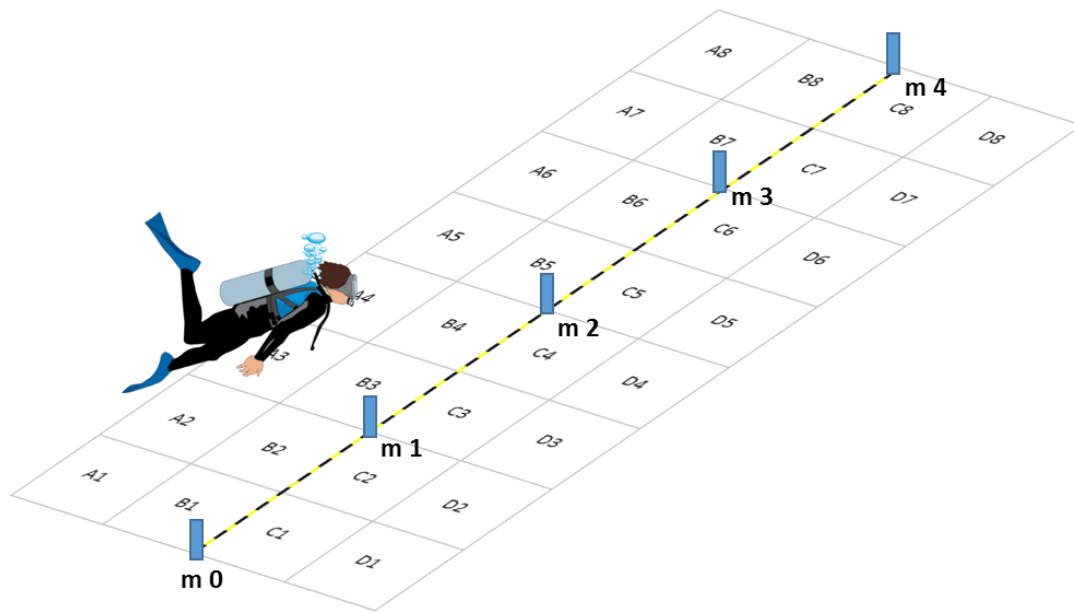


Figura 3. Esquema de un transecte delimitat per marques fixes a cada metre, i units per una cinta mètrica que fa de referència per a delimitar una àrea de 2m d'ample per la longitud del transecte, i subdividida per quadres de 50x50 cm.

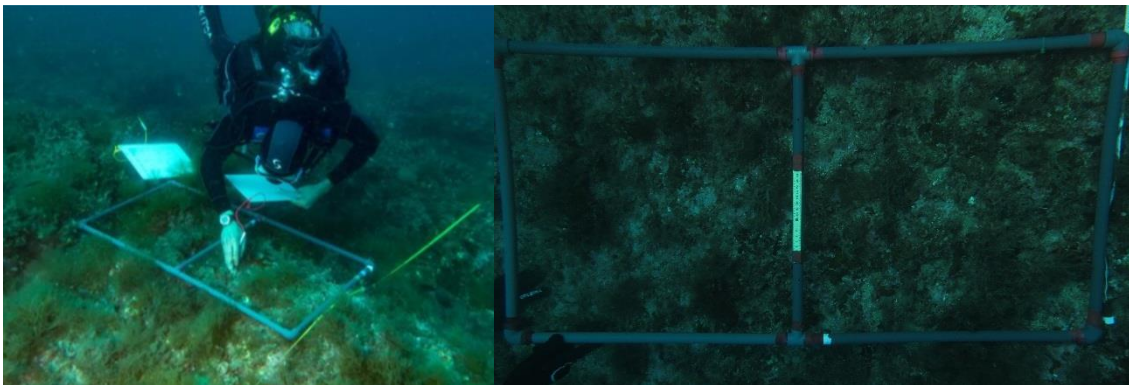


Figura 4. A l'esquerra, mostreig *in situ* realitzat mitjançant escafandre autònom. A la dreta, fotografia d'un rectangle de PVC del transecte de Pota del Llop, col·locat al inici del transecte (s'observa el primer clau) a la banda esquerra del transecte (quadres A i B respectivament).

Un cop referenciat el transecte, la presa de dades va consistir en dues parts. La primera va ser l'obtenció dels paràmetres *in situ*, i l'adquisició de fotografies de cada quadrat. Posteriorment es va realitzar un anàlisi i processament fotogràfic dels transectes a l'ordinador.

Respecte el mostreig *in situ*, un cop col·locada la cinta mètrica, es van elaborar mapes dels transsectes, de cada transsecte (Figura 5), referenciant espacialment cada quadre respecte la cinta mètrica, per a poder-lo relacionar posteriorment amb les fotografies i seguir-lo entre els diferents períodes de mostreig. Dins d'aquests mapes a cada quadre es van identificar i posicionar totes les colònies de *Pentapora fascialis* i *Myriapora truncata*, obtenint les mesures de densitat de cada espècie. També es va mesurar l'alçada màxima de cada colònia i es va anotar el grau de mortalitat (percentatge d'epibiosi o necrosi).

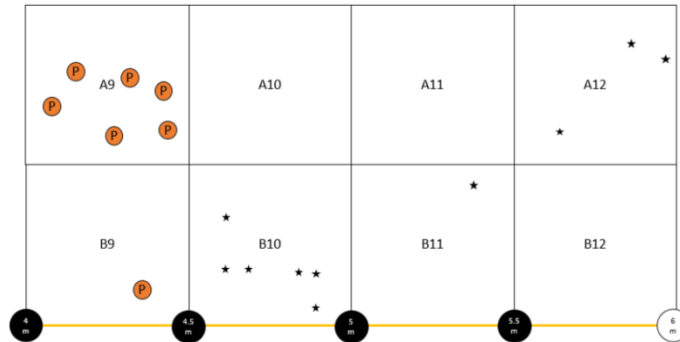


Figura 5. Exemple d'una part del mapa del transsecte de Tascó gros del mostreig del juliol.

A més, es va determinar el grau d'exposició seguint el criteri establert per Sala *et al.* (1996). Tot i així, durant el mostreig es va observar que les colònies epífites sobre gorgònies blanques (*Eunicella singularis*) es trobaven més protegides, degut a l'hàbitat estructural conferit per aquestes, i per la seva flexibilitat que els permet esmorteir els impactes, fet pel qual es van modificar les categories establertes anteriorment, resultant en la següent classificació de major a menor exposició: 1; exposades (en superfícies convexes); 2: sobre plans; 3: protegides (en superfícies còncaves); 4: en extraploms i 5, epífites sobre gorgònies (Figura 6).

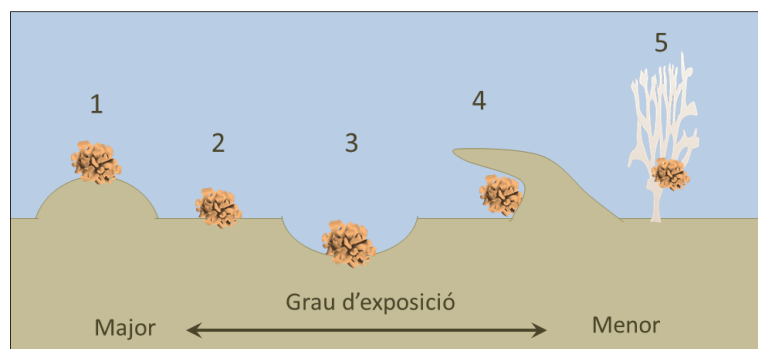


Figura 6. Classificació dels graus d'exposició utilitzats en aquest treball. 1, sobre superfície convexa; 2, sobre superfície plana; 3, sobre superfície còncava; 4, sota extraploms; 5, epibionts de *Eunicella singularis*. Modificat de Sala *et al.* 1996.

Per altra banda, es van realitzar fotografies de cada quadre (Fig.4) amb la càmera Canon PowerShot G16. 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. Les imatges van ser tractades amb els programes informàtics Image J i Photoshop CS6.

A partir dels mapes elaborats in situ, es va poder identificar cada colònia a les fotografies. Un cop localitzades, es va calibrar l'escala de cada fotografia a partir de la mida del quadrat de de PVC utilitzat en el mostreig, i seguidament es va poder mesurar el diàmetre màxim i l'àrea de cada colònia dins de cada quadre.

El mateixos transectes es van tornar a mostrejar a l'octubre de 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.

Anàlisi de dades

Tots els paràmetres es van analitzar diferenciant els dos períodes de mostreig. D'aquesta manera, tots els paràmetres s'han diferenciat entre el mostreig del juliol (pre-estiu) i el de l'octubre (post-estiu). Per cada període de temps i espècie, es van obtenir els següents descriptors per cada estació i espècie: densitat, mida mitjana, estructura de talles, grau d'exposició i percentatge de mortalitat. L'anàlisi de dades es va realitzar de la següent manera:

1. Anàlisi general

Per una banda, i per a cada espècie, es va comptabilitzar el nombre de colònies presents en cada quadre del transecte, i es va calcular el valor mig de la densitat en cada estació per cada període de mostreig. Es va poder comprovar que la mesura de les densitats no variava entre els l'anàlisi *in situ* i els resultats extrets de l'anàlisi fotogràfic. Per analitzar si hi havia diferències significatives entre la densitat entre els diferents períodes de mostreig es va realitzar una anàlisi de permutacions de variància (PERMANOVA; Andersón, 2008), basat en distàncies euclídiades.

Per altra banda, es va estudiar l'alçada i el diàmetre de les colònies de cada estació per cada període de mostreig, i es va comprovar, mitjançant l'ús de correlacions de Pearsón, una gran correlació entre l'alçada i l'àrea i entre l'alçada i el diàmetre en les colònies de *Pentapora fascialis* (Figures 7A i 7C). Aquestes correlacions no eren tan clares en les colònies de *Myriapora truncata* (Figures 7B i 7D) degut a que en les fotografies moltes colònies quedaven només parcialment visibles. Per aquesta raó, tot i que es van analitzar tots els paràmetres, en aquest informe només es presentaran els resultats referents a l'alçada. D'aquesta manera, per analitzar si hi havia diferències significatives entre l'alçada de les colònies entre els dos períodes de mostreig a cada localitat, es va realitzar una anàlisi de permutacions de variància (PERMANOVA; Andersón, 2008), basat en distàncies euclídiades.

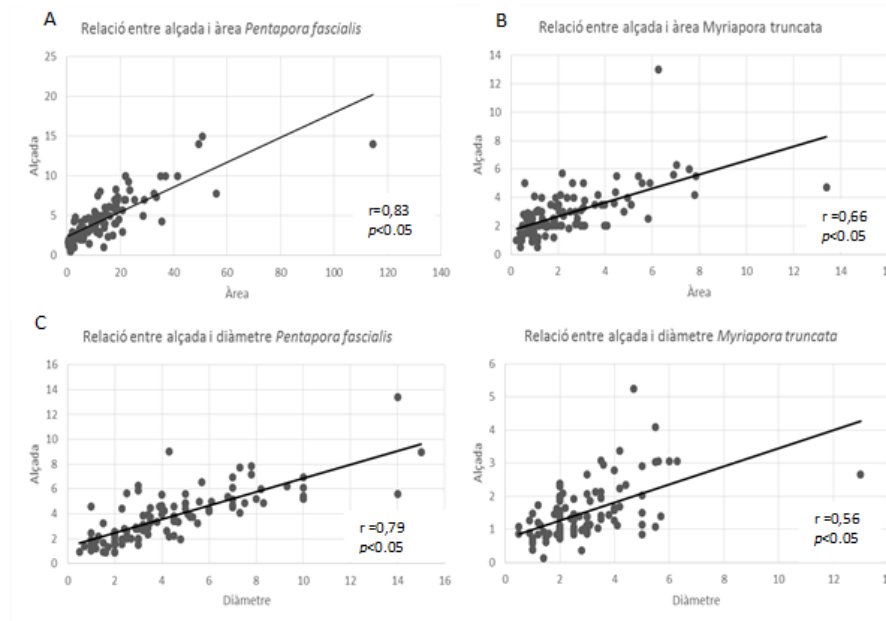


Figura 7. Correlacions entre: alçada i àrea en *Pentapora fascialis* (A) i *Myriapora truncata* i diàmetre i àrea en *Pentapora fascialis* (A) i *Myriapora truncata*, indicant la r i el p -valor de la correlació en cada cas.

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, en classes de talla de 1,5 centímetres per *P. fascialis* i 0,5 centímetres 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.

3. Anàlisi de la mortalitat natural

A cada estació i per cada espècie, es va registrar el percentatge de mortalitat parcial o total de cada colònia a cada període de temps, i si aquesta era recent (necrosi), o antiga (epibiosi).

4. Anàlisi demogràfic

A forma d'entendre millor la dinàmica de les poblacions, es va atribuir a cada colònia una categoria segons el procés demogràfic succeït entre els dos períodes de temps, seguint la següent classificació: creixement (augment de l'alçada de la colònia), mortalitat (desaparició de la colònia), reclutament (nova colònia apareguda), permanència (colònia sense canvi) i trencament (reducció de l'alçada de la colònia). D'aquesta manera es va obtenir el percentatge de cada un dels processos demogràfics succeïts en cada estació.

5. Seguiment temporal a mitjà termini. Tascó Gros i Salpatxot

Es va analitzar la tendència de les poblacions de briozous (*Pentapora fascialis* i *Myriapora truncata*) en els transectes de Tascó gran i Salpatxot, estudiats i seguits pel nostre equip des de l'octubre de 2014 (Hereu *et al.*, 2014; Hereu *et al.*, 2015). Per aquest propòsit, s'han comparat les densitat mitjanes a cada període de mostreig.

6. Relació de la mortalitat amb la freqüentació de submarinisme

En cada espècie, es va analitzar la relació entre la taxa de mortalitat (els individus censats a la primavera i que no han estat trobats passat l'estiu) i el nombre de submarinistes que han freqüentat cada estació. Les dades dels submarinistes s'han obtingut a l'oficina del Parc Natural del Montgri, les Illes Medes i el Baix Ter.

Resultats

1 Anàlisi general

a. *Pentapora fascialis*

La densitat de *P. fascialis* a l'inici de l'estiu era molt baixa, tot i que variava segons les estacions, entre les que destaca l'estació de Tascó Gros, amb densitats més elevades que la resta. La densitat de *Pentapora fascialis* ha disminuït després de l'estiu en tots els transectes, tot i que només s'han detectat diferències estadísticament significatives en els transectes de La Vaca ($t=2,659$, $p=0,012$), Pota del Llop ($t=3,01$, $p=0,005$) i Tascó Gros ($t=3,738$, $p=0,001$) (Figura 8). En altres estacions, com la Cova de la Reina, El Guix, Ferranelles i Tascó Petit, tot i que els anàlisis estadístics no han mostrat significació degut a la limitada mida mostral, han desaparegut totes les colònies que hi havien abans de l'estiu. Tot i així, s'ha de tenir en compte que el nombre inicial de colònies abans de l'estiu era molt baix.

En els altres transectes, com el Medallot, Cova del Dofí, Pedra de Déu i Salpatxot, el nombre de colònies ha disminuït però les diferències no són estadísticament significatives degut a la variabilitat dins del mateix transecte.

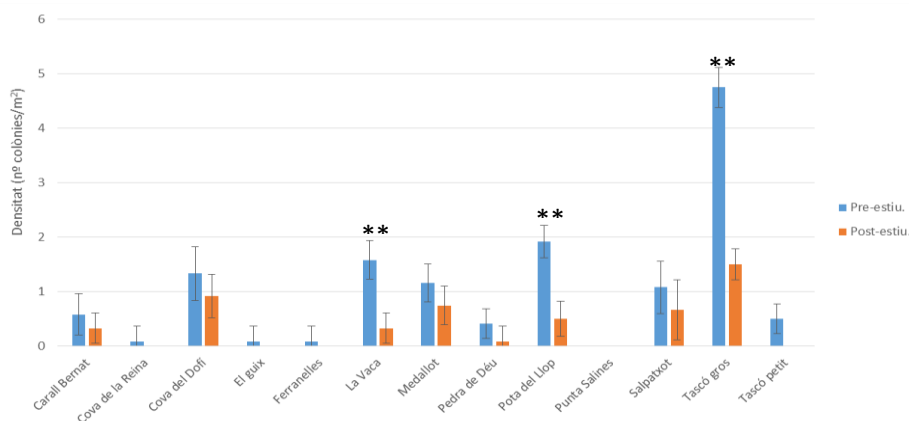


Figura 8. Densitat mitjana (nombre de colònies/m²) de *Pentapora fascialis* en les diferents estacions, diferenciant els períodes de mostreig. Els asteriscs en les estacions indiquen diferències estadísticament significatives entre les densitats abans i després de l'estiu.

L'alçada mitjana de *Pentapora fascialis* no mostra un patró clar respecte els dos períodes de mostreig en cap de les estacions (Figura 9).

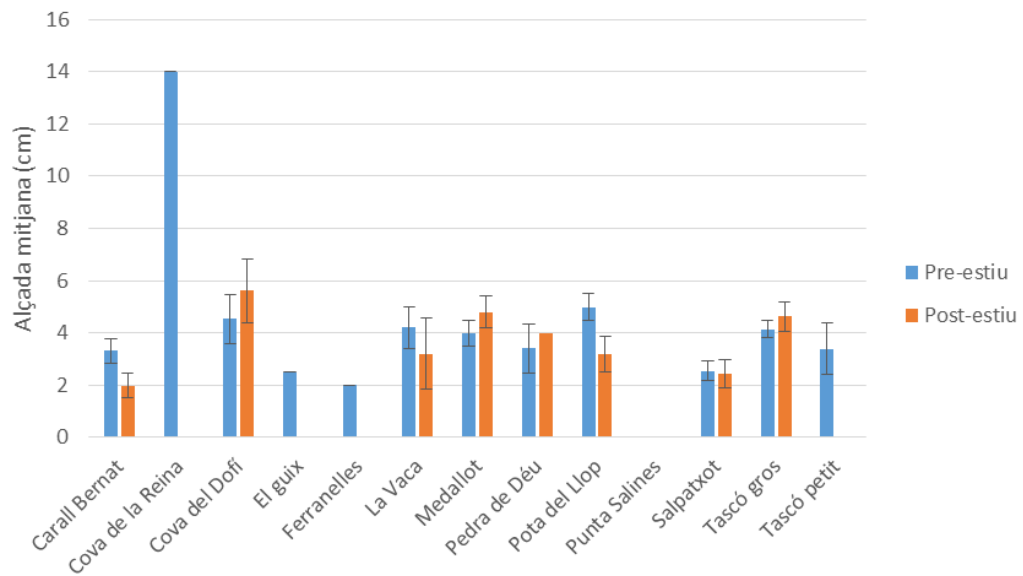


Figura 9. Alçada mitjana (cm) de *Pentapora fascialis* en les diferents estacions, diferenciant els períodes de mostreig.

b. *Myriapora truncata*

Al contrari que *Pentapora fascialis*, la densitat de l'espècie *Myriapora truncata* no ha variat després de l'estiu, ja que no s'observa un patró clar entre estacions, tot i que sí s'han observat diferències entre estacions.

No hi ha hagut diferències significatives en la densitat de *M. truncata* entre els dos períodes de mostreig en cap de les estacions. Per altra banda, hi ha hagut varies estacions, Cova de la Reina, Pedra de Déu i Salpatxot, on s'ha observat una augment del nombre de colònies, és a dir, s'ha produït un episodi de reclutament. Tot i així, les diferències entre els diferents mostrejos no són estadísticament significatives.

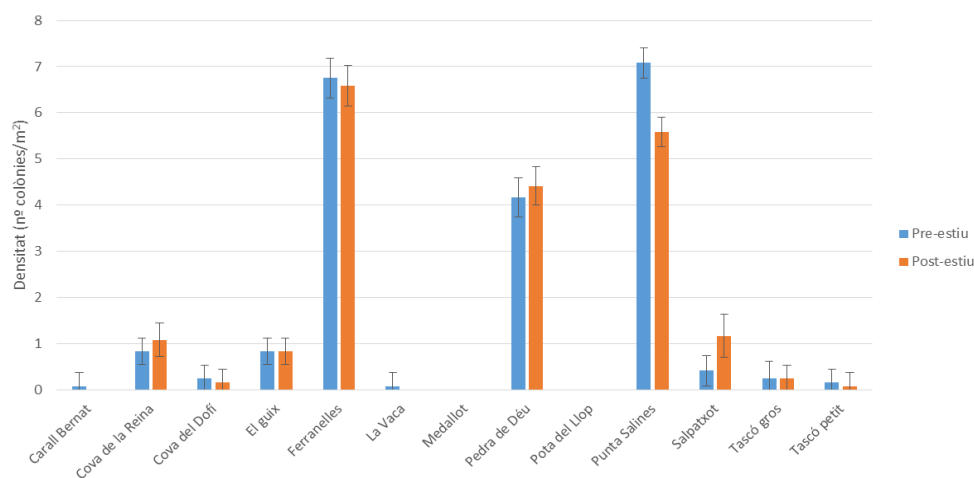


Figura 10. Densitat mitjana (nombre de colònies/m²) de *Myriapora truncata* en les diferents estacions, diferenciant els períodes de mostreig.

En general s'ha observat una reducció de mida mitjana en quasi totes les estacions (Figura 11), sent només estadísticament significativa al Salpatxot ($t=2,181$, $p=0,047$).

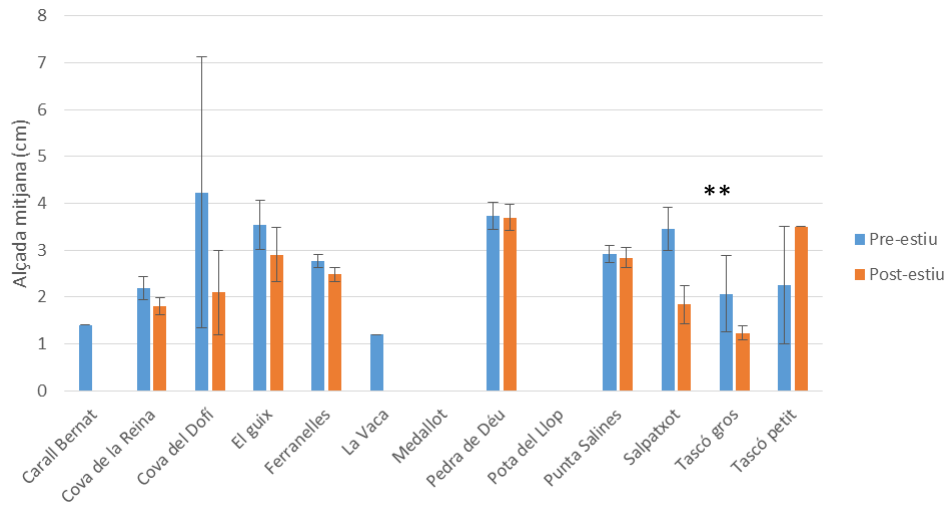


Figura 11. Alçada mitjana (cm) de *Myriapora truncata* en les diferents estacions, diferenciant els períodes de mostreig (blau: pre-estiu; taronja: post-estiu). Els asteriscs en les estacions indiquen diferències estadísticament significatives entre les densitats abans i després de l'estiu.

2 Estructura de les poblacions

Analitzant tots els paràmetres estudiats de les dues espècies en les diferents zones (Taula 2), es poden observar certes tendències en la seva estructura i dinàmica, i evolució durant l'estiu.

Taula 2. Resultats per a cada espècie i estació dels paràmetres mesurats en aquest estudi, abans i després de l'estiu. Es dona la mitjana \pm la desviació estàndard.

| Espècie | Localitat | Densitat | | Alçada | | Exposició | | Mortalitat | |
|---------------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|------------------|------------------|
| | | Pre-estiu | Post-estiu | Pre-estiu | Post-estiu | Pre-estiu | Post-estiu | Pre-estiu | Post-estiu |
| <i>P. fascialis</i> | Carall | 0,58 \pm 0,38 | 0,33 \pm 0,28 | 3,31 \pm 0,46 | 1,98 \pm 0,48 | 1,57 \pm 0,37 | 1 | 25,71 \pm 16,5 | 0 |
| | Reina | 0,08 \pm 0,29 | | 14 | | 1 | | 0 | 0 |
| | Dofi | 1,33 \pm 0,49 | 0,92 \pm 0,39 | 4,53 \pm 0,94 | 5,61 \pm 1,22 | 1,38 \pm 0,20 | 1 | 0 | 0 |
| | Guix | 0,08 \pm 0,29 | | 2,5 | | 5 | | 0 | 0 |
| | Ferran. | 0,08 \pm 0,29 | | 2 | | 4 | | 0 | 0 |
| | Vaca | 1,59 \pm 0,35 | 0,33 \pm 0,28 | 4,21 \pm 0,81 | 3,2 \pm 1,37 | 1,89 \pm 0,23 | 1,5 \pm 0,5 | 2,63 \pm 2,63 | 22,5 \pm 22,5 |
| | Medallot | 1,17 \pm 0,35 | 0,75 \pm 0,35 | 3,97 \pm 0,49 | 4,8 \pm 0,60 | 1,29 \pm 0,19 | 1 | 3,57 \pm 3,57 | 0 |
| | P. de Déu | 0,42 \pm 0,28 | 0,08 \pm 0,28 | 3,4 \pm 0,93 | 4 | 3,4 \pm 0,81 | 2 | 0 | 0 |
| | P. del Llop | 1,91 \pm 0,29 | 0,5 \pm 0,32 | 4,99 \pm 0,53 | 3,18 \pm 0,69 | 2,26 \pm 0,22 | 1,33 \pm 0,33 | 20 \pm 5,26 | 26,67 \pm 16,6 |
| | Salines | | | | | | | | |
| | Salpatxot | 1,08 \pm 0,48 | 0,67 \pm 0,55 | 2,54 \pm 0,38 | 2,45 \pm 0,55 | 3,46 \pm 0,51 | 4 \pm 0,65 | 11,54 \pm 2,31 | 0 |
| | T. Gran | 4,75 \pm 0,37 | 1,5 \pm 0,29 | 4,14 \pm 0,32 | 4,62 \pm 0,58 | 1,59 \pm 0,13 | 1,56 \pm 0,22 | 0 | 0 |
| T. Petit | 0,5 \pm 0,27 | | 3,38 \pm 0,99 | | 2,17 \pm 0,54 | | 0 | | |
| <i>M. truncata</i> | Carall | 0,08 \pm 0,29 | | 1,4 | | 3 | | 0 | |
| | Reina | 0,83 \pm 0,29 | 1,08 \pm 0,36 | 2,19 \pm 0,25 | 1,81 \pm 0,18 | 3,8 \pm 0,29 | 3,46 \pm 0,22 | 5 \pm 5 | 0 |
| | Dofi | 0,25 \pm 0,28 | 0,17 \pm 0,29 | 4,23 \pm 2,88 | 2,1 \pm 0,9 | 3,33 \pm 1,2 | 4,5 \pm 0,5 | 0 | 0 |
| | Guix | 0,83 \pm 0,29 | 0,83 \pm 0,29 | 3,54 \pm 0,53 | 2,9 \pm 0,58 | 3,9 \pm 0,38 | 4,3 \pm 0,26 | 0 | 0 |
| | Ferran. | 6,75 \pm 0,43 | 6,58 \pm 0,44 | 2,77 \pm 0,14 | 2,48 \pm 0,16 | 4,42 \pm 0,11 | 4,39 \pm 0,12 | 3,70 \pm 1,92 | 5,06 \pm 1,92 |
| | Vaca | 0,08 \pm 0,29 | | 1,2 | | 3 | | 0 | |
| | Medallot | | | | | | | | |
| | P. de Déu | 4,25 \pm 0,46 | 4,42 \pm 0,42 | 3,73 \pm 0,28 | 3,69 \pm 0,27 | 1,86 \pm 0,06 | 4,79 \pm 0,09 | 1 \pm 1 | 3,19 \pm 2,36 |
| | P. del Llop | | | | | | | | |
| | Salines | 7,08 \pm 0,33 | 5,58 \pm 0,31 | 2,92 \pm 0,18 | 2,84 \pm 0,22 | 4,46 \pm 0,06 | 4,33 \pm 0,34 | 16,71 \pm 3,57 | 16,12 \pm 3,92 |
| | Salpatxot | 0,42 \pm 0,33 | 1,17 \pm 0,47 | 3,46 \pm 0,46 | 1,84 \pm 0,41 | 5 | 4,5 \pm 0,65 | 0 | 3,57 \pm 3,57 |
| | T. Gran | 0,25 \pm 0,37 | 0,25 \pm 0,28 | 2,07 \pm 0,82 | 1,23 \pm 0,15 | 4,33 \pm 0,67 | 3 | 0 | 0 |
| T. Petit | 0,17 \pm 0,28 | 0,08 \pm 0,29 | 2,25 \pm 1,25 | 3,5 | 4 \pm 1 | 5 | 0 | 0 | |

Carall Bernat

Aquesta estació és una de les més freqüentades amb 6.122 submarinistes l'any 2016, 5.739 corresponents a centres d'immersió i 383 corresponents a particulars.

a. *Pentapora fascialis*

Les poblacions de *P. fascialis* en aquesta estació a la primavera han presentat uns valors de densitat força baixos, i han disminuït en el cens de finals d'estiu, així com la mida mitjana, tot i que els anàlisis estadístics no mostren diferències significatives ($t=0,751$, $p=0,67$, i $t=1,881$, $p=0,1$, respectivament) (Figura 12). Aquest fet es pot explicar per una disminució de les talles més grans a finals de l'estiu. Malgrat tot, hi ha hagut reclutament (augment de les talles petites) que compensa en certa forma aquesta baixada (Figura 13). Per altra banda, la proporció de colònies epífites sobre gorgònies ha augmentat després de l'estiu, ja que les colònies que abans de l'estiu es trobaven més exposades, en fons plans, han desaparegut.

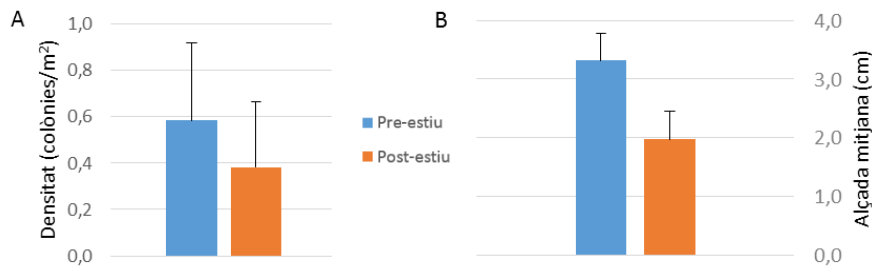


Figura 12. Estació de Carall Bernat. A) Densitat mitjana i B) alçada mitjana de les colònies de *Pentapora fascialis* abans i després de l'estiu.

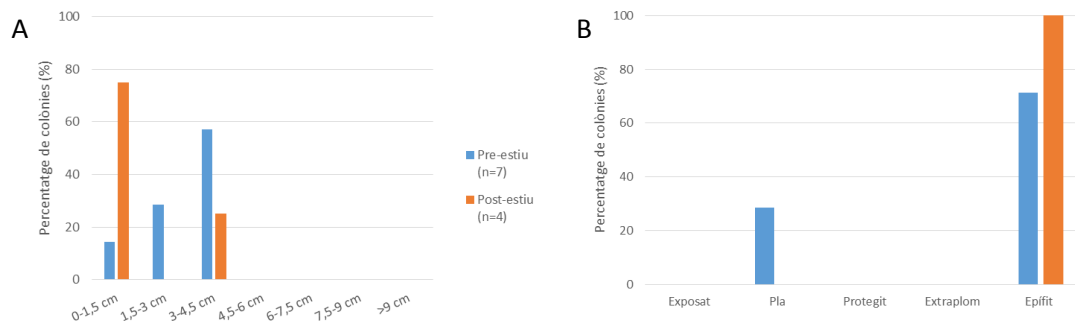


Figura 13. Estació de Carall Bernat: A) Estructura de talles (alçada) i B) grau d'exposició de *Pentapora fascialis*, diferenciant els dos períodes de mostreig amb la mida mostral indicada a cada període. n: nombre de colònies.

b. *Myriapora truncata*

Les densitats de *Myriapora truncata* han sigut molt baixes (només s'ha trobat una colònia abans de l'estiu), de forma que no ha estat possible fer cap anàlisi.

Cova de la Reina

Aquesta estació, durant el 2.016, ha estat visitada per 2.007 submarinistes, tots provinents de centres d'immersió.

a. *Pentapora fascialis*

En aquesta estació, les poblacions de *Pentapora fascialis* han sigut molt baixes a la primavera (només es va trobar una colònia), i tot i que aquesta ha desaparegut després de l'estiu, els valors són tan baixos no permeten fer cap anàlisi.

b. *Myriapora truncata*

Per altra banda, les poblacions de *Myriapora truncata* mostren una densitat més alta, i han augmentat després de l'estiu mentre que l'alçada mitjana ha disminuït (deguda a la desaparició de colònies més grans) tot i que cap dels dos paràmetres no mostren diferències significatives als anàlisis estadístics ($t=0,547$, $p=0,718$, i $t=1,266$, $p=0,243$, respectivament) (Figura 14). Per altra banda, les talles més petites han augmentat després de l'estiu, fet que indica que hi ha hagut reclutament en aquesta estació, fet que la densitat hagi sigut major, i que hagi augmentat la proporció de colònies més exposades (Figura 15).



Figura 14. Estació de Cova de la Reina. A) Densitat mitjana i B) alçada mitjana de les colònies de *Myriapora truncata* abans i després de l'estiu.

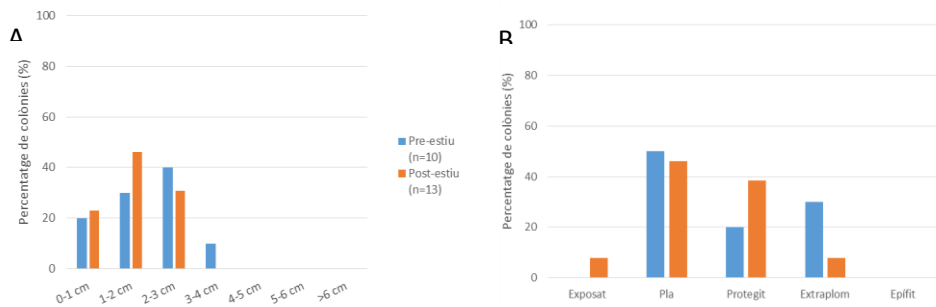


Figura 15. Estació de Cova de la Reina: A) Estructura de talles (alçada) i B) grau d'exposició de *Myriapora truncata*, diferenciant els dos períodes de mostreig amb la mida mostral indicada a cada període (n: nombre de colònies).

El Guix

Aquesta estació ha estat visitada l'any 2.016 per 3.440, tots provinents de centres d'immersió.

a. *Pentapora fascialis*

En aquesta estació, les abundàncies de de *Pentapora fascialis* han estat molt baixes a la primavera (només s'ha trobat una colònia), que ha desaparegut després de l'estiu (Figura 8).

b. *Myriapora truncata*

Per altra banda, la densitat de les poblacions de *Myriapora truncata* ha estat una mica més alta, i ha variat molt poc després de l'estiu (Figura 20). Tot i que la densitat no ha variat, es pot veure que després de l'estiu han augmentat les colònies de la classe de mida més petita, indicant clarament reclutament de noves colònies, que ha compensat la mortalitat de colònies de classes de mida mitjana. En aquest mateix període, les colònies que han desaparegut han sigut les que es trobaven més protegides, epífites sobre gorgònies, i els nous reclutes han adquirit posicions més exposades, protegits en superfícies còncaues (Figura 21).



Figura 20. Estació de Cova de la Reina. A) Densitat mitjana i B) alçada mitjana de les colònies de *Myriapora truncata* abans i després de l'estiu.

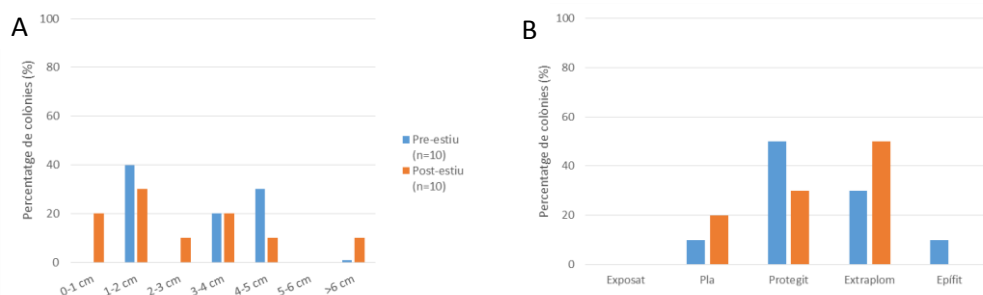


Figura 21. Estació de El Guix: A) Estructura de talles (alçada) i B) grau d'exposició de *Myriapora truncata*, diferenciant els dos períodes de mostreig amb la mida mostral indicada a cada període (n: nombre de colònies).

Ferranelles

Degut a que el transecte d'aquesta estació es troba entre les dues boies de centres d'immersió corresponents en aquesta zona, els valors de bussejadors d'aquestes s'han sumat. Per aquesta raó, aquesta estació ha estat la més visitada l'any 2.016, amb un valor de 9.953 bussejadors, 9.675 provinents de centres d'immersió i 278 particulars.

a. *Pentapora fascialis*

En aquesta estació, l'abundància de *Pentapora fascialis* ha estat molt baixa a la primavera (només es va trobar una colònia), que ha desaparegut després de l'estiu (Figura 8).

b. *Myriapora truncata*

La densitat de les colònies de *Myriapora truncata* ha estat molt elevada tant abans com després de l'estiu, i no s'han observat canvis ni en la densitat ni en l'alçada mitjana (Figura 22). Tot i així, s'observa una disminució de colònies de mida mitjana i un augment de colònies de mida petita, indicant reclutament (Figura 23). Per altra banda, no hi ha hagut diferències evidents en l'exposició de les colònies, tot i que ha augmentant el percentatge de colònies en plans i en extraploms, posicions adoptades pels nous reclutes.

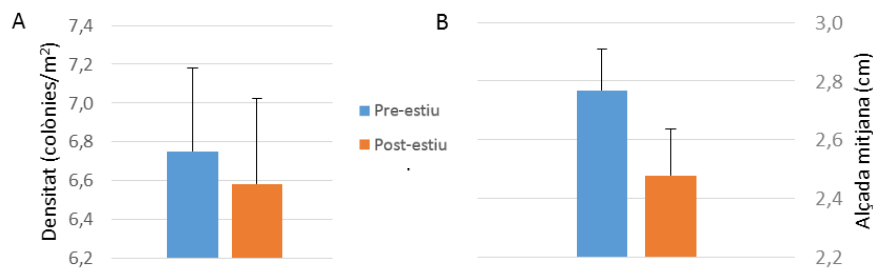


Figura 22. Estació de Cova de la Reina. A) Densitat mitjana i B) alçada mitjana de les colònies de *Myriapora truncata* abans i després de l'estiu.

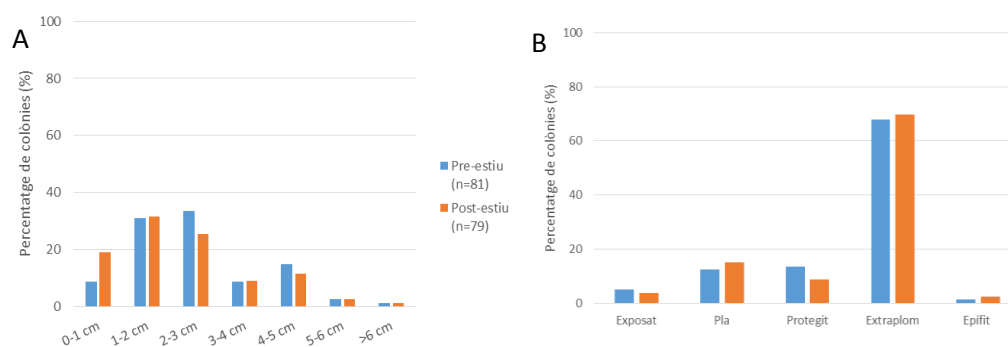


Figura 23. Estació de Ferranelles: A) Estructura de talles (alçada) i B) grau d'exposició de *Myriapora truncata* diferenciant els dos períodes de mostreig amb la mida mostral indicada a cada període. (n: nombre de colònies).

La Vaca

Degut a que el transecte d'aquesta estació es troba entre les dues boies de centres d'immersió corresponents en aquesta zona, els valors de bussejadors d'aquestes s'han sumat. Per aquesta raó, aquesta estació ha estat la segona més visitada del 2016, amb un valor de 8.001 submarinistes, 7.722 provinents de centres d'immersió i 279 particulars. És una de les estacions on hi ha un efecte clar de disminució de colònies de *Pentapora fascialis*.

a. *Pentapora fascialis*

Les densitats de *Pentapora fascialis* en aquesta estació han disminuït després de l'estiu, mostrant diferències significatives en l'anàlisi estadístic ($t=2,659$, $p=0,012$) (Figura 24). L'alçada mitjana de les colònies ha disminuït, tot i que no es mostren diferències estadísticament significatives ($t=0,533$, $p=0,615$) (Figura 9), fet que s'explica analitzant l'estructura de talles (Figura 25), on es pot veure clarament una desaparició de les colònies de mida més gran, i que fa variar la proporció entre les classes de talla. Aquesta mortalitat s'ha produït en les colònies més exposades (Figura 25). Aquesta reducció de colònies s'ha pogut observar clarament a través de les fotografies (Figura 26).



Figura 24. Estació de la Vaca. A) Densitat mitjana i B) alçada mitjana de les colònies de *Pentapora fascialis* abans i després de l'estiu.

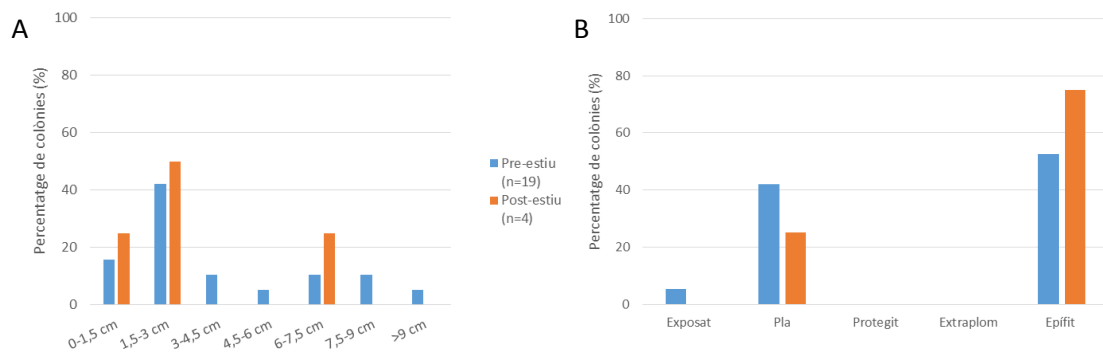


Figura 25. Estació de La Vaca: A) Estructura de talles (alçada) i B) grau d'exposició de *Pentapora fascialis*, diferenciant els dos períodes de mostreig amb la mida mostral indicada a cada període (n: nombre de colònies).

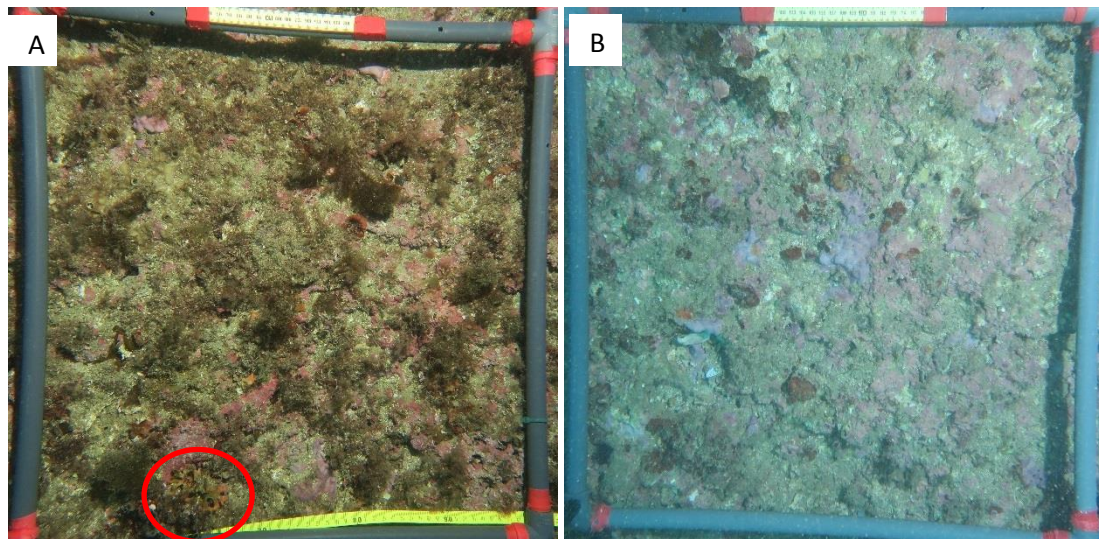


Figura 26. Estació de La Vaca: A) Fotografia del quadrat B6 abans de l'estiu i B) Fotografia del quadrat B6 després de l'estiu. Es pot veure clarament la desaparició de la colònia de *P.fascialis*

b. *Myriapora truncata*

En aquesta estació, les poblacions de *Myriapora truncata* han sigut molt baixes a la primavera (només es va trobar una colònia), i han desaparegut després de l'estiu (Figura 10).

Medallot

Aquesta estació és la única no freqüentada per bussejadors, ja que és Reserva Natural Integral (RNI), i no rep el impacte del busseig.

a. *Pentapora fascialis*

Les poblacions de *Pentapora fascialis* en aquesta estació no han mostrat diferències entre els dos períodes mostrejats, ni en les densitats ni en la talla mitjana ($t=0,858$, $p=0,472$, i $t=1,049$, $p=0,328$, respectivament) (Figura 27). Si s'observa l'estructura de talles (Figura 28), es pot veure que abans de l'estiu hi ha hagut una major percentatge de les classes de mida més petites, desapareixent després de l'estiu. Després de l'estiu s'ha donat un augment de les colònies més grans, tot i que si es té en compte la mida mostral, es pot veure que el nombre de colònies grans és el mateix abans i després de l'estiu. Per altra banda, totes les colònies després de l'estiu s'han trobat en l'exposició més protegida, és a dir, epífites sobre gorgònies, indicant que la mortalitat durant l'estiu ha afectat únicament a les colònies que es trobaven més exposades, sobre fons plans.

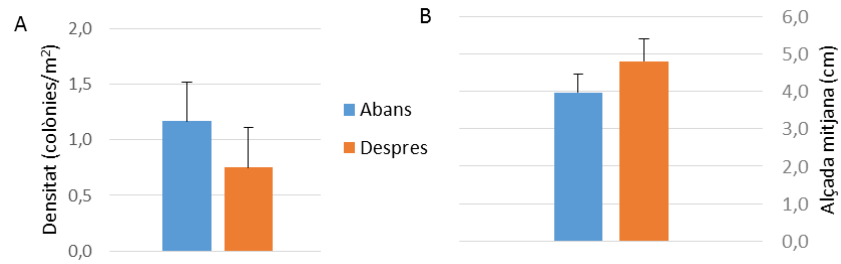


Figura 27. Estació de Medallot. A) Densitat mitjana i B) alçada mitjana de les colònies de *Pentapora fascialis* abans i després de l'estiu.

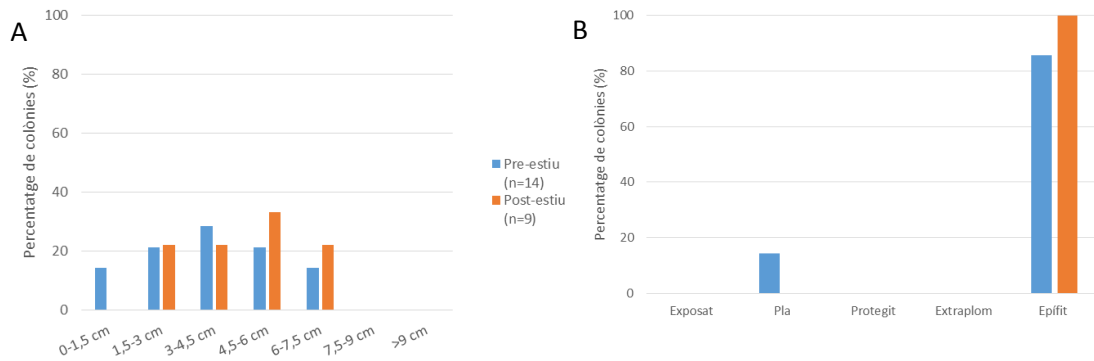


Figura 28. Estació de el Medallot: A) Estructura de talles (alçada) i B) grau d'exposició de *Pentapora fascialis*, diferenciant els dos períodes de mostreig amb la mida mostral indicada a cada període (n: mida mostral).

b. *Myriapora truncata*

En aquesta estació, no s'han trobat cap colònia de *Myriapora truncata*.

Pedra de Déu

Aquesta és una de les estacions que presenta valors més elevats de bussejadors, sent 5.581 l'any 2016, 5.387 provinents de centres i 194 particulars.

a. *Pentapora fascialis*

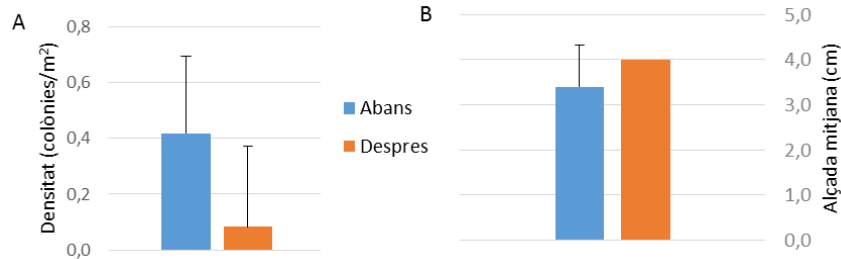


Figura 29. Estació de Pedra de Déu. A) Densitat mitjana i B) alçada mitjana de les colònies de *Pentapora fascialis* abans i després de l'estiu.

La densitat de les poblacions de *Pentapora fascialis* en aquesta estació ha sigut molt baixa en els dos mostrejos, disminuint després de l'estiu, tot i que l'anàlisi estadístic no mostra diferències significatives ($t=1,694$, $p=0,202$) (Figura 29). Tot i que l'alçada mitjana ha augmentat ($t=0,264$, $p=1$) (Figura 29), aquest fet es deu a la reducció de la mida mostral després de l'estiu ($n=1$), ja que hi ha hagut una desaparició tant de les colònies més grans com de les més petites (Figura 30). De la mateixa manera, la única colònia que persisteix després de l'estiu és la que es troba en la posició més protegida, epífita sobre gorgònies, desapareixent totes les altres més exposades.

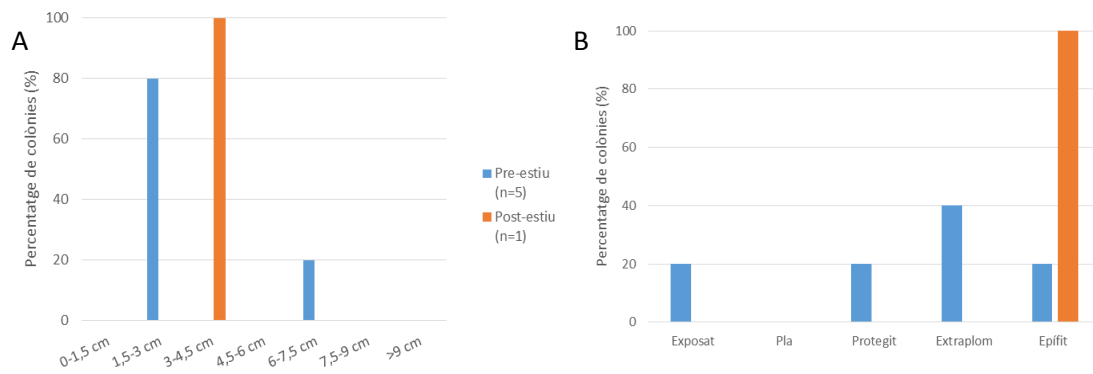


Figura 30. Estació de Pedra de Déu: A) Estructura de talles (alçada) i B) grau d'exposició de *Pentapora fascialis*, diferenciant els dos períodes de mostreig amb la mida mostral indicada a cada període (n : mida mostral).

b. *Myriapora truncata*



Figura 31. Estació de Pedra de Déu. A) Densitat mitjana i B) alçada mitjana de les colònies de *Myriapora truncata* abans i després de l'estiu.

Per altra banda, la densitat de les poblacions de *Myriapora truncata* moltes molt alta en els dos mostrejos, augmentant lleument després de l'estiu, tot i que aquest increment no és significatiu ($t=0,202$, $p=0,887$) (Figura 31). L'alçada mitjana de les colònies no ha variat gaire i no és significatiu ($t=0,007$, $p=0,994$) (Figura 31). Això s'explica si s'observa l'estructura de talles, on es pot veure un debíl augment de colònies de mida petita, indicant reclutament, i una disminució de colònies de mida gran (Figura 32). Per alta banda, el percentatge de colònies més exposades després de l'estiu ha desaparegut, que eren les colònies que estaven sobre fons plans.

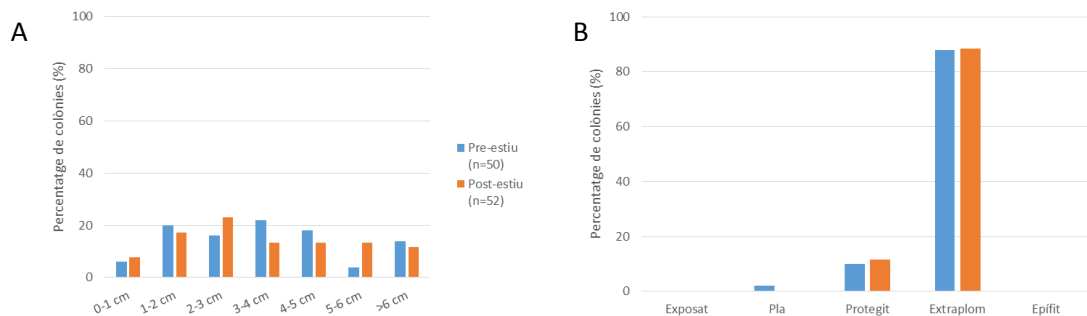


Figura 32. Estació de Pedra de Déu: A) Estructura de talles (alçada) i B) grau d'exposició de *Myriapora truncata*, diferenciant els dos períodes de mostreig amb la mida mostral indicada a cada període (n: mida mostral).

Pota del Llop

Aquesta estació ha estat visitada l'any 2016 per 2.089 submarinistes, 2.038 procedents de centres d'immersió i 51 particulars. Tot i que no és una de les estacions més freqüentades, és una de les estacions on hi ha un efecte clar de disminució de colònies de *Pentapora fascialis*.

a. *Pentapora fascialis*

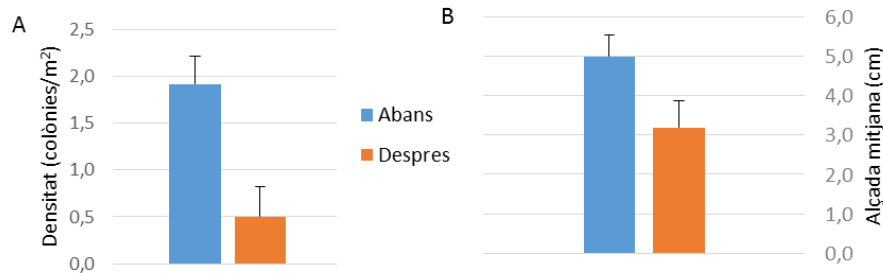


Figura 33. Estació de Pota del Llop. A) Densitat mitjana i B) alçada mitjana de les colònies de *Pentapora fascialis* abans i després de l'estiu.

El nombre de colònies de *Pentapora fascialis* en aquesta estació ha disminuït després de l'estiu, mostrant diferències significatives en l'anàlisi estadístic ($t=3,01$, $p=0,005$) (Figura 33). De la mateixa manera, l'alçada mitjana de les colònies ha disminuït, tot i que l'anàlisi no mostra diferències estadísticament significatives ($t=1,639$, $p=0,11$) (Figura 33), fet que s'explica observant l'estructura de talles, on es pot veure clarament una desaparició de les colònies de mida més gran. Si s'observa la classe de mida més petita (Figura 34), es veu un augment de colònies després de l'estiu, fet que indica un cert reclutament, que és petit si és te en compte la baixa mida mostral ($n=6$). Per altra banda, després de l'estiu hi ha hagut una disminució de les colònies en totes les categories d'exposició (Figura 34), només persistint algunes colònies que estaven més protegides, epífites en gorgònies. Aquesta disminució de colònies s'ha vist molt clara també en l'anàlisi fotogràfic (Figura 35).

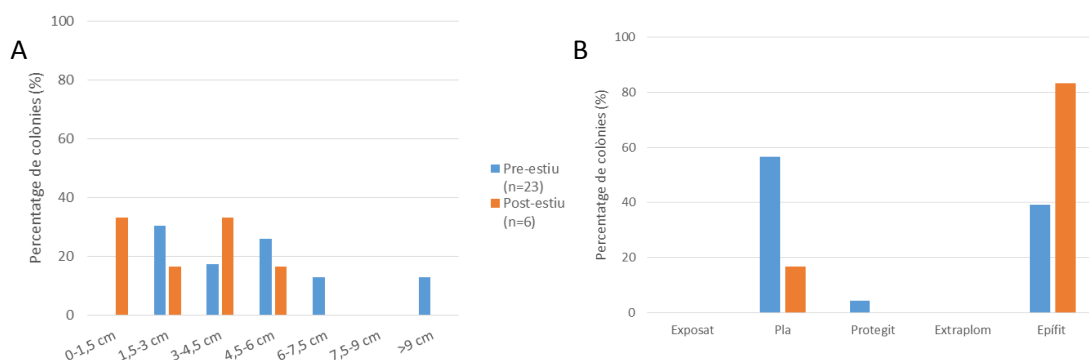


Figura 34. Estació de Pota del Llop: A) Estructura de talles (alçada) i B) grau d'exposició de *Pentapora fascialis*, diferenciant els dos períodes de mostreig amb la mida mostral indicada a cada període (n: mida mostral).

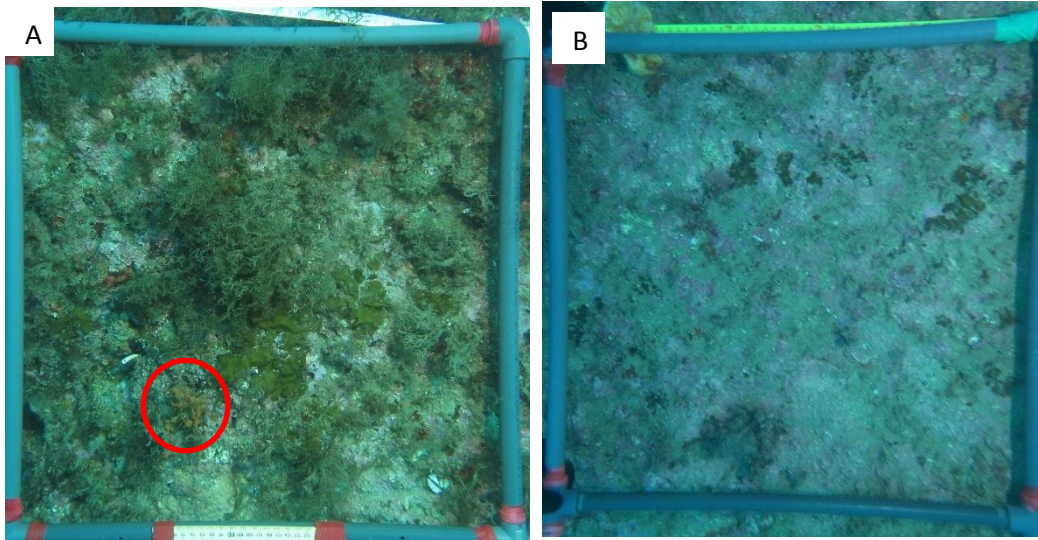


Figura 35. Estació de Pota del Llop: A) Fotografia del quadrat C6 abans de l'estiu i B) Fotografia del quadrat C6 després de l'estiu. Es pot veure clarament la desaparició de la colònia de *P.fascialis*.

b. *Myriapora truncata*

En aquesta estació, no s'han trobat poblacions de *Myriapora truncata*.

Punta Salines

No es tenen valors de nombre de submarinistes de l'any 2016 per aquesta zona.

a. *Pentapora fascialis*

En aquesta estació, no trobem poblacions de *Pentapora fascialis*.

b. *Myriapora truncata*

La densitat de les poblacions de *Myriapora truncata* ha estat molt alta en els dos mostrejos, disminuint després de l'estiu, sent significatiu l'anàlisi estadístic ($t=1,306$, $p=0,231$) (Figura 36). L'alçada mitjana de les colònies ha disminuït més lleument, sense mostrar diferències significatives ($t=0,269$, $p=0,787$) (Figura 36). Analitzant l'estructura de talles, es pot veure una disminució del percentatge de classes de mida mitjana (Figura 37). Per alta banda, el percentatge de colònies més exposades, sobre fons plans, ha desaparegut després de l'estiu. El grau d'exposició de les colònies no ha variat massa, disminuint subtilment el percentatge de colònies més protegides després de l'estiu.

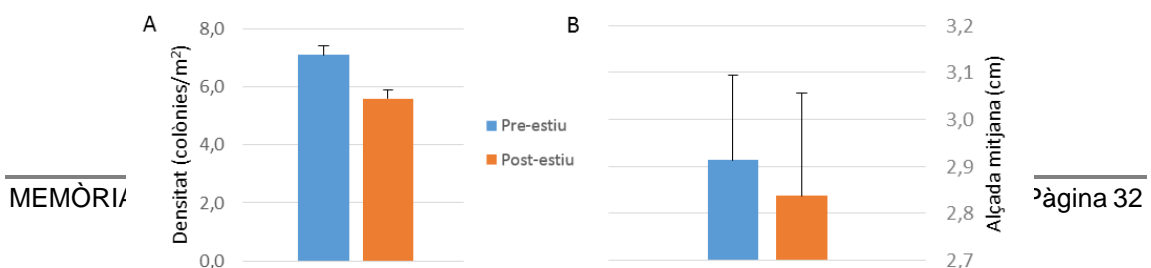


Figura 36. Estació de Punta Salines. A) Densitat mitjana i B) alçada mitjana de les colònies de *Myriapora truncata* abans i després de l'estiu.

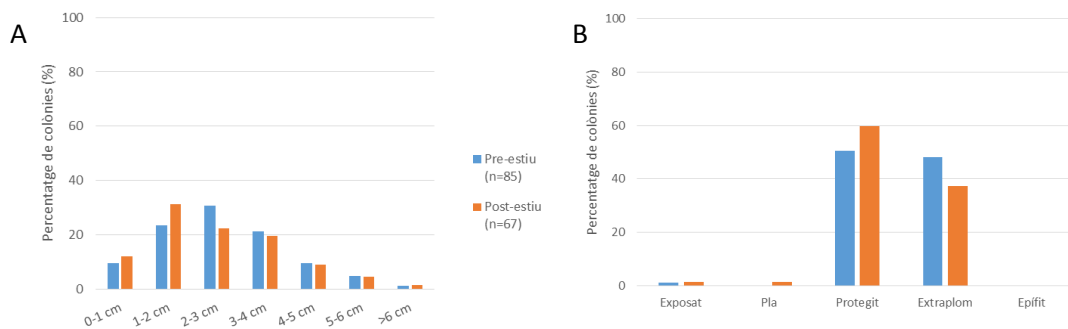


Figura 37. Estació de Punta Salines: A) Estructura de talles (alçada) i B) grau d'exposició de *Myriapora truncata*, diferenciant els dos períodes de mostreig amb la mida mostral indicada a cada període (n: mida mostral).

Salpatxot

Aquesta estació ha estat visitada per 4.212 submarinistes l'any 2.016, 4.196 provinents de centres d'immersió i 43 particulars.

a. *Pentapora fascialis*

La densitat i talla mitjana de les poblacions de *Pentapora fascialis* en aquesta estació han disminuït després de l'estiu, tot i que els anàlisis estadístics no mostren diferències significatives ($t=0,618$, $p=0,638$, i $t=0,136$, $p=0,903$, respectivament) (Figura 38). Si s'observa l'estructura de talles (Figura 39), es pot veure que després de l'estiu hi ha hagut una reducció de quasi totes les classes de talla. Per altra banda, totes les colònies més exposades, les que estaven sobre fons plans, han desaparegut després de l'estiu i les que es trobaven en exposicions més protegides han persistit.

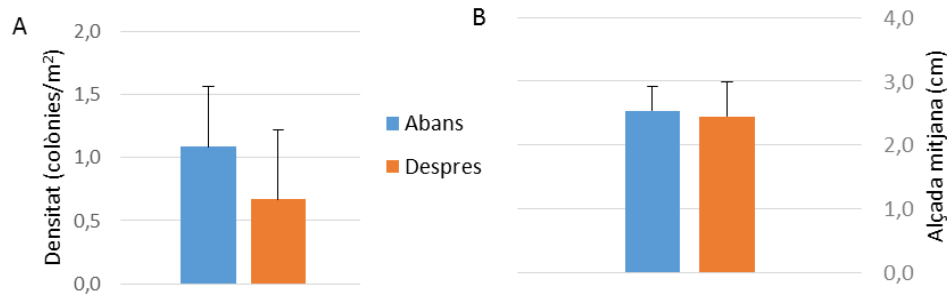


Figura 38. Estació de Pota del Llop. A) Densitat mitjana i B) alçada mitjana de les colònies de *Pentapora fascialis* abans i després de l'estiu.

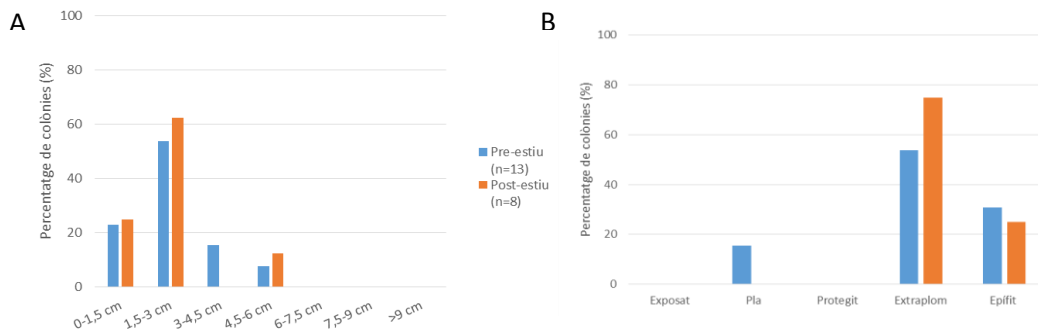


Figura 39. Estació de Salpatxot: A) Estructura de talles (alçada) i B) grau d'exposició de *Pentapora fascialis*, diferenciant els dos períodes de mostreig amb la mida mostral indicada a cada període (n: mida mostral).

b. *Myriapora truncata*

En aquesta estació, el nombre de colònies de *Myriapora truncata* ha estat molt baix tant a la primavera com a l'estiu, i tot i que s'ha donat un augment de colònies després de l'estiu, no és significativament estadístic ($t=1,306$, $p=0,01$) (Figura 40). L'alçada mitjana ha disminuït, sent significatiu el anàlisi estadístic ($t=2,181$, $p=0,047$) (Figura 40), degut a que hi ha hagut un augment de les classes de mica més petites (Figura 41), indicant reclutament, que explica l'augment de densitat després de l'estiu. Per altra banda, ha augmentat el nombre de colònies en posicions intermèdies d'exposició, adquirits pels nous reclutes, sent major la categoria d'exposició.

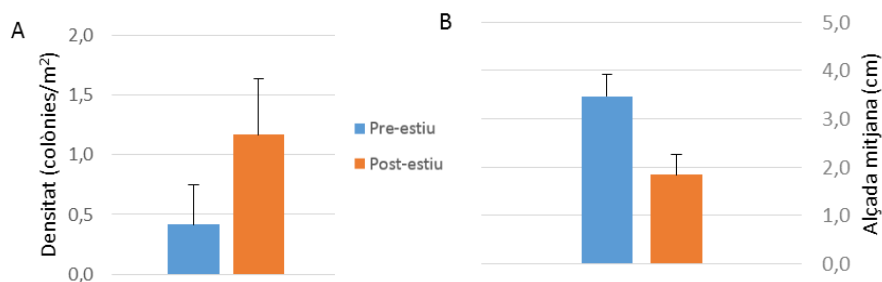


Figura 40. Estació de Salpatxot. A) Densitat mitjana i B) alçada mitjana de les colònies de *Myriapora truncata* abans i després de l'estiu.

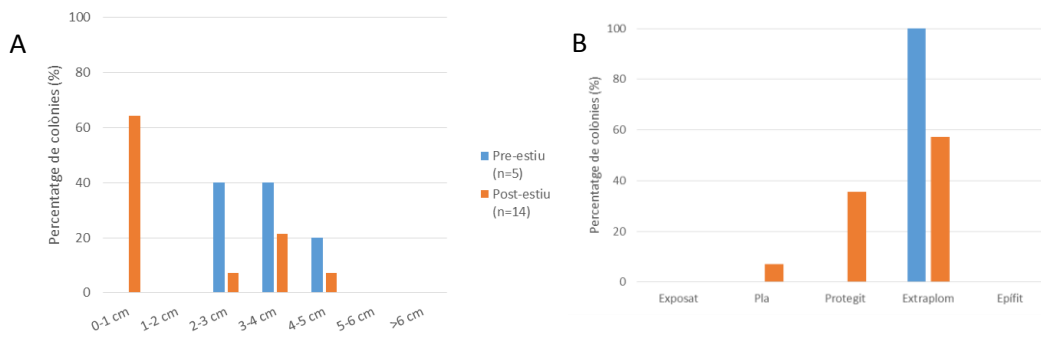


Figura 41. Estació de **Salpatxot**: A) Estructura de talles (alçada) i B) grau d'exposició de *Myriapora truncata*, diferenciant els dos períodes de mostreig amb la mida mostral indicada a cada període (n: mida mostral).

Tascó gros

Aquesta estació ha rebut la visita de 3.332 submarinistes durant el 2016, 3.183 provinents de centres d'immersió i 139 particulars. Tot i que no és una de les estacions amb més freqüentació de bussejadors, és una de les estacions on hi ha un efecte clar de disminució de colònies de *Pentapora fascialis*.

a. *Pentapora fascialis*

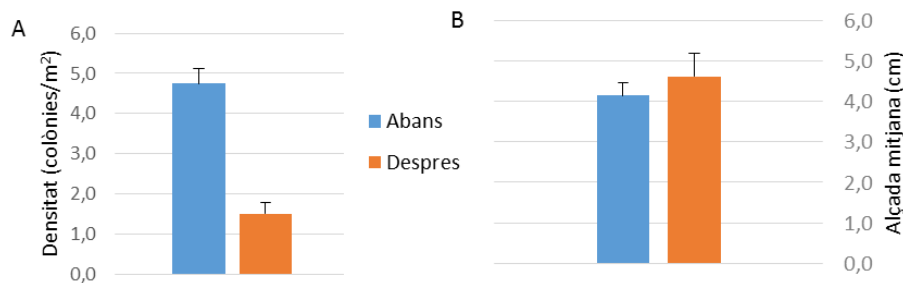


Figura 42. Estació de Tascó Gros. A) Densitat mitjana i B) alçada mitjana de les colònies de *Pentapora fascialis* abans i després de l'estiu.

La densitat de *Pentapora fascialis* en aquesta estació ha disminuït molt després de l'estiu, mostrant diferències significatives en l'anàlisi estadístic ($t=3,738$, $p=0,001$) (Figura 42). De la mateixa manera, l'alçada mitjana de les colònies ha disminuït, però no és significatiu l'anàlisi estadístic ($t=0,723$, $p=0,49$) (Figura 42), que s'explica observant l'estructura de talles (Figura 43), on es pot veure clarament una desaparició de les colònies de mida més gran, i una disminució del percentatge de totes les colònies d'altres mides. Per tant, en aquesta estació, la mortalitat s'ha donat en totes les classes de talla. Per altra banda, després de l'estiu hi ha hagut una disminució de les colònies en les categories més exposades (Figura 43), persistint algunes colònies que estaven més protegides, epífites en gorgònies, i altres que es

trobaven sobre fons plans. La desaparició de colònies també s'ha pogut observar molt clarament en l'anàlisi fotogràfic (Figura 44).

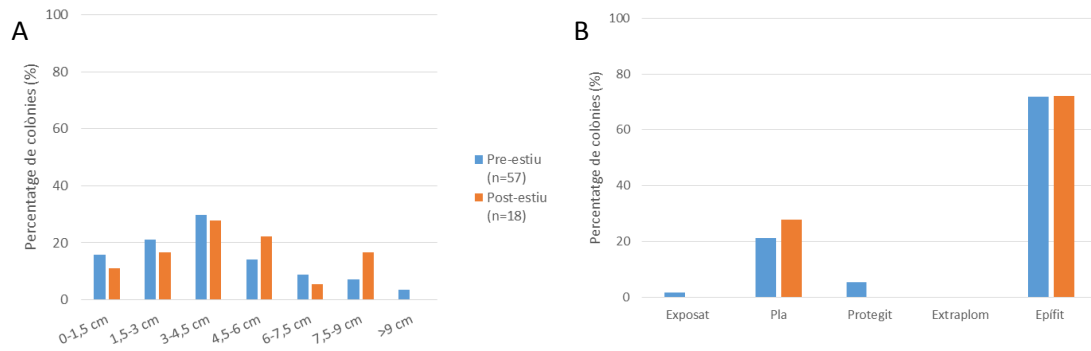


Figura 43. Estació de Tascó gros: A) Estructura de talles (alçada) i B) grau d'exposició de *Pentapora fascialis*, diferenciant els dos períodes de mostreig amb la mida mostral indicada a cada període (n: mida mostral).

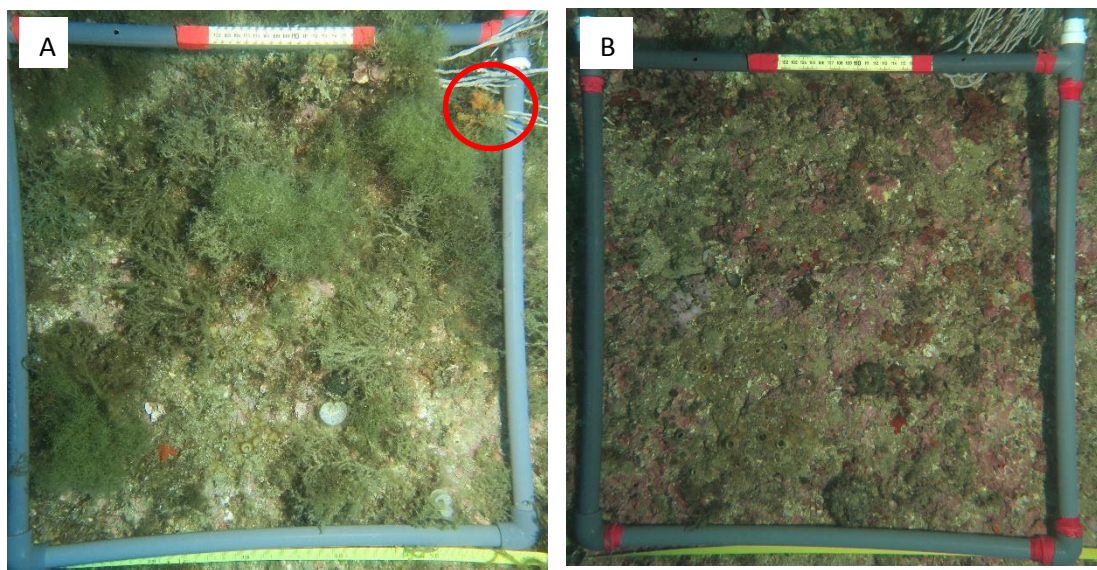


Figura 44 . Estació de Tascó gros: A) Fotografia del quadrat B9 abans de l'estiu i B) Fotografia del quadrat B9 després de l'estiu. Es pot veure clarament la desaparició de la colònia de *P.fascialis*

b. *Myriapora truncata*

En aquesta estació, el nombre de colònies de *Myriapora truncata* ha estat molt baix tant a la primavera com passat l'estiu, i no ha variat d'un mostreig a l'altre. L'alçada mitjana ha disminuït, tot i que no és significativament estadístic ($t=1,004$ $p=0,593$) (Figura 45), degut a que el percentatge de colònies més gran ha desaparegut després de l'estiu i s'ha donat reclutament de noves colònies (Figura 46). Per alta banda, el percentatge de colònies més protegides, en extraploms, han desaparegut i les noves colònies han adquirit posicions en fons plans.

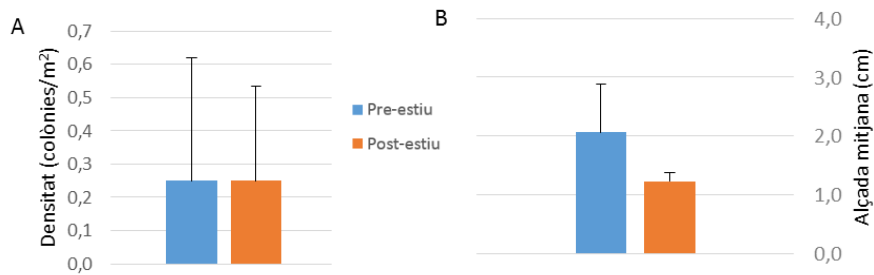


Figura 45. Estació de Salpatxot. A) Densitat mitjana i B) alçada mitjana de les colònies de *Myriapora truncata* abans i després de l'estiu.

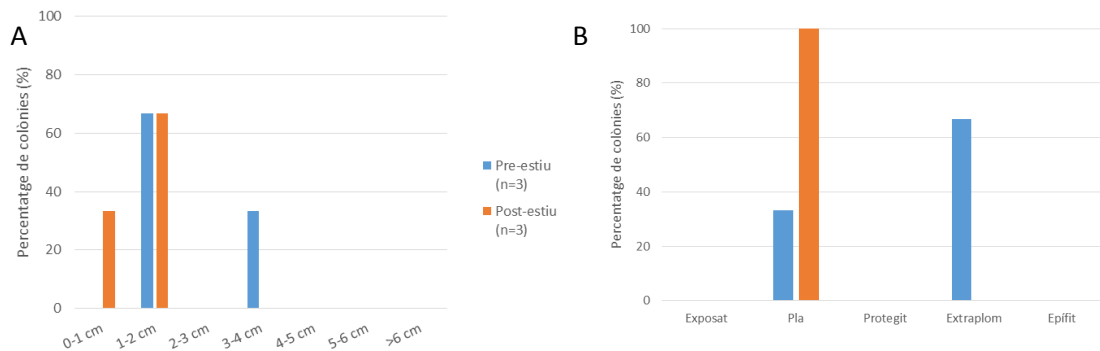


Figura 46. Estació de **Tascó gros**: A) Estructura de talles (alçada) i B) grau d'exposició de *Myriapora truncata*, diferenciant els dos períodes de mostreig amb la mida mostral indicada a cada període (n: mida mostral).

Tascó petit

Aquesta estació ha estat visitada per 5.644 submarinistes l'any 2016, tots provinents de centres d'immersió.

a. *Pentapora fascialis*

Les colònies de *Pentapora fascialis* en aquesta estació han desaparegut totalment després de l'estiu, tot i que la densitat abans de l'estiu ja era molt baixa (Figura 48). Així mateix, s'ha donat mortalitat en totes les classes de talla i per tots els graus d'exposició (Figura 49).

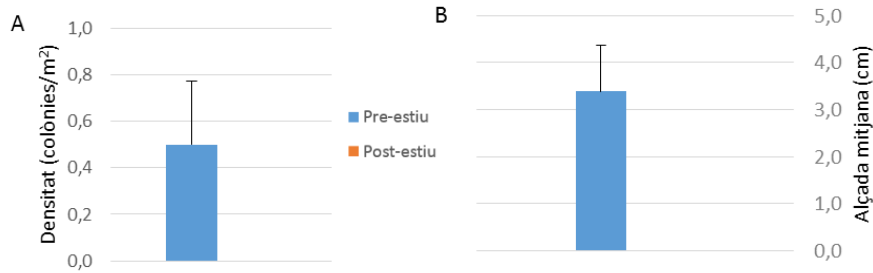


Figura 48. Estació de Tascó Petit. A) Densitat mitjana i B) alçada mitjana de les colònies de *Pentapora fascialis* abans i després de l'estiu.

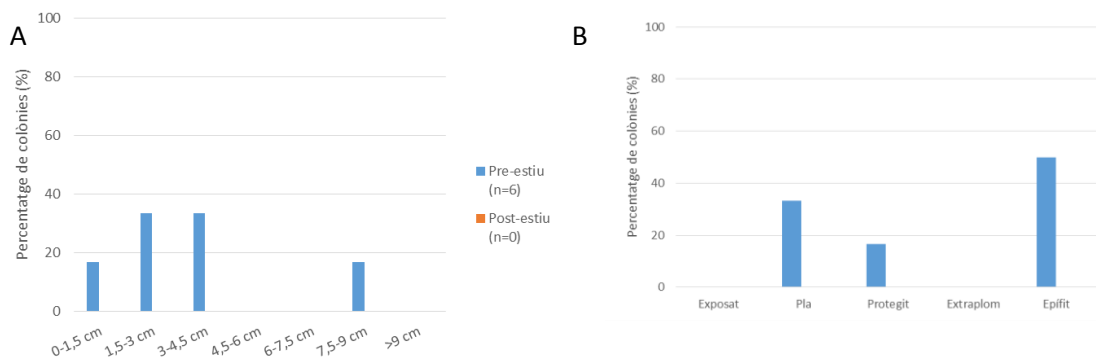


Figura 49. Estació de Tascó petit: A) Estructura de talles (alçada) i B) grau d'exposició de *Pentapora fascialis*, diferenciant els dos períodes de mostreig amb la mida mostral indicada a cada període (n: mida mostral).

b. *Myriapora truncata*

En aquesta estació, les densitat de les poblacions de *Myriapora truncata* ha estat molt baixa tant a la primavera com passat l'estiu, fet que no permet fer cap anàlisi estadística (Figures 10 i 11). La única colònia que ha persistit després de l'estiu ha sigut la que es trobava en la posició més protegida, en extraplòms.

3 Anàlisi de la mortalitat natural

El únic tipus de mortalitat que s'ha observat en les colònies de les dues espècies ha estat la mortalitat antiga o epibiosi. No s'ha trobat necrosi (mortalitat recent) en cap de les colònies.

a. *Pentapora fascialis*

En general, en la major part d'estacions totes les colònies de *Pentapora fascialis* no s'han trobat epifitades. Tot i així, hi ha dos estacions (La Vaca i Pota del Llop), que han presentat un major grau d'epibiosi després de l'estiu (Figura 50).

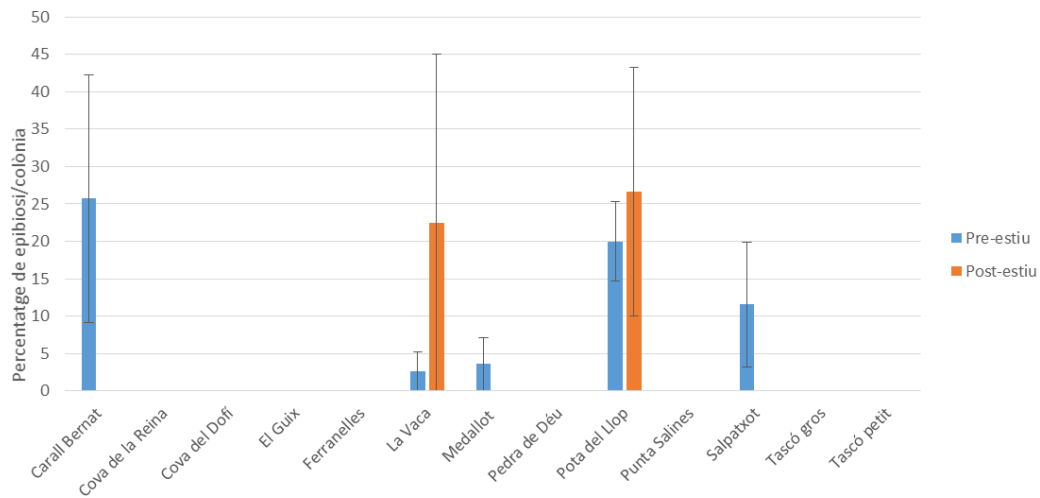


Figura 50. Grau mig d'epibiosi en les colònies de *Pentapora fascialis* en cada estació, diferenciant els dos períodes de mostreig (blau: pre-estiu; taronja: post-estiu).

b. *Myriapora truncata*

Com en el cas de l'espècie *Pentapora fascialis*, en la major part de les estacions no s'han trobat colònies de *Myriapora truncata* epifitades. En les colònies on observem epibiosi, els valors abans i després de l'estiu són molt semblants i no presenten diferències (Figura 51). S'han pogut observar colònies epifitades d'aquesta espècie en l'anàlisi fotogràfic (Figura 52).

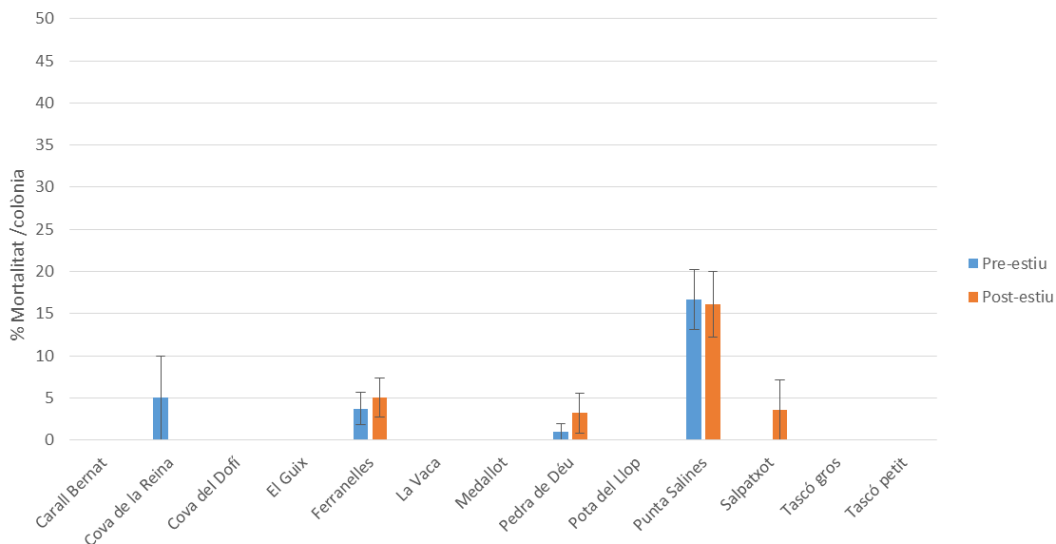


Figura 51. Grau mig d'epibiosi en les colònies de *Myriapora truncata* en cada estació, diferenciant els dos períodes de mostreig (blau: pre-estiu; taronja: post-estiu).



Figura 52. Fotografia de *Myriapora truncata* epifitada per algues coral·lines en l'estació de Ferranelles (després de l'estiu).

4 Anàlisi demogràfic

a. *Pentapora fascialis*

Totes les estacions han mostrat un alt percentatge de mortalitat de colònies de *Pentapora fascialis*. Les estacions més afectades són Cova de la Reina, El Guix, Ferranelles i Tascó Petit, on han mort un 100% de les colònies (Figura 53). La Vaca, Pota del llop i Tascó gros també han patit una gran reducció de les colònies que hi havia abans de l'estiu, com ja s'ha pogut analitzar anteriorment. En aquestes mateixes estacions, s'ha observat un percentatge de colònies que han mostrat una reducció de la mida, que s'han trencat. Per altra banda, el percentatge de colònies que no han sofert canvis és baix (tret a la estació de Cova del Dofí, degut a una baixa mida mostral), així com les colònies que han crescut. Per últim, s'ha observat molt poc reclutament, només evident en 3 de les 12 estacions estudiades.

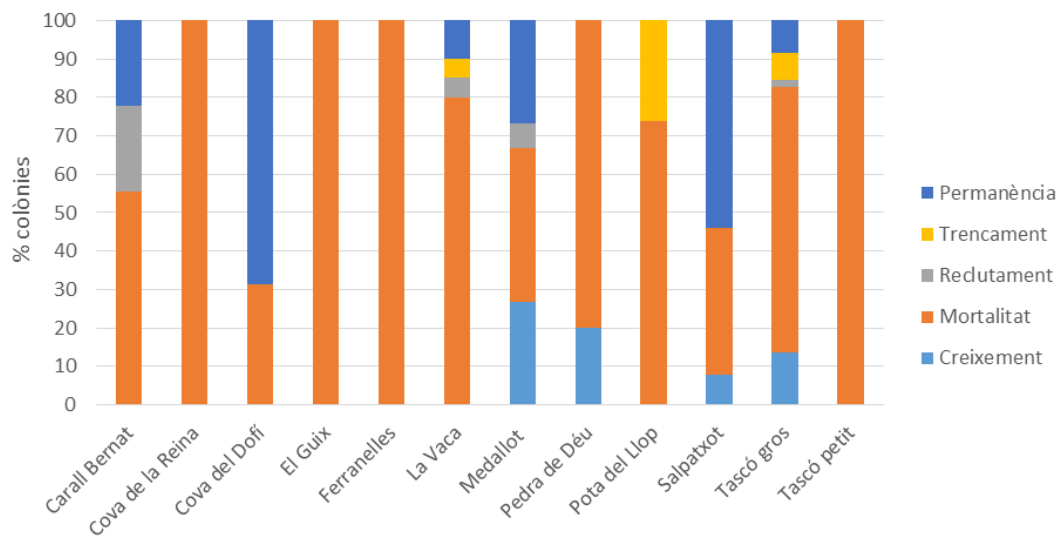


Figura 53. Dinàmica de *Pentapora fascialis* entre els dos períodes de mostreig, indicant el percentatge de colònies afectats per cada procés demogràfic.

b. *Myriapora truncata*

En el cas de l'espècie *Myriapora truncata*, no s'ha vist un percentatge de mortalitat tant alt com en el cas de *Pentapora fascialis* (Figura 54). En totes les estacions s'ha donat mortalitat després de l'estiu (sent només Carall Bernat i la Vacca les estacions on s'han mort el 100% de les colònies, degut a la baixa mida mostral), però en molt menor grau. Així mateix, hi ha hagut moltes més colònies que no mostren canvis després de l'estiu, i també que creixen (sent Pedra de Déu la estació on més s'ha vist aquest creixement). El percentatge de reclutament ha sigut mig-alt en moltes estacions, sent Cova de la Reina, Salpatxot i Tascó gros on ha sigut més gran. El percentatge de colònies que s'han trencat després de l'estiu és baix, i s'ha donat dóna en major grau a les estacions de El Guix i Pedra de Déu.

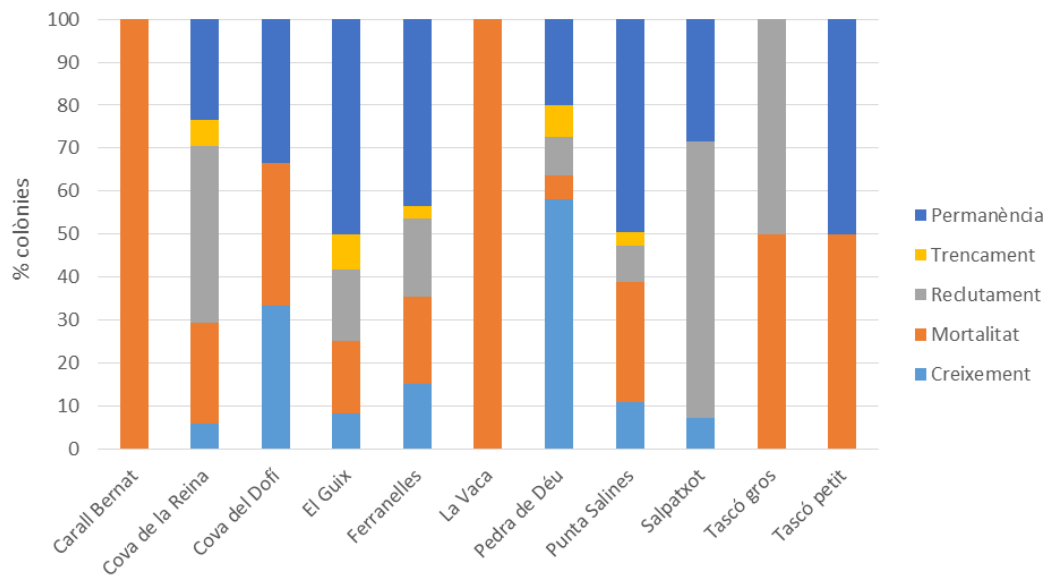


Figura 54. Dinàmica de l'espècie *Myriapora truncata* entre els dos períodes de mostreig, indicant el percentatge de colònies afectats per cada procés demogràfic.

5 Seguiment temporal a mitjà termini. Tascó Gros i Salpatxot

S'han comparat dos transectes que es segueixen des de l'octubre de 2014 per estudiar si les tendències en la densitat de les dues espècies ja s'havien donat abans (Figura 55). *Pentapora fascialis*, en els dos transectes analitzats, va mostrar una disminució de la densitat durant els períodes d'estiu del 2015 i del 2016, mentre que en els períodes d'hivern mostren certa recuperació. Per altra banda, *Myriapora truncata*, mostra un patró diferent, amb una certa disminució al Salpatxot (a la estació del Tascó gros la mida mostral és molt baixa i no es pot determinar cap tipus de tendència).

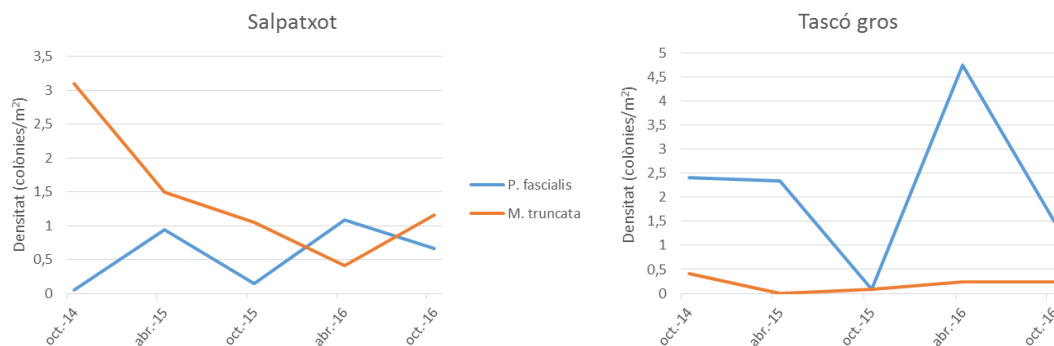


Figura 55. Estudi la tendència de les dues espècies (*P.fascialis* i *M. Truncata*) des de l'octubre de 2014 fins l'octubre del 2016, estudiats mitjançant mostres realitzats abans i després de l'estiu (Hereu *et. al.*, 2014; Hereu *et. al.*, 2016).

6 Relació de la mortalitat amb la freqüentació de submarinisme

S'ha estudiat si hi existeix una relació entre el nombre de submarinistes que freqüenten les estacions i el canvi de densitat produït després de la temporada d'estiu. En cap de les dues espècies trobem una relació estadísticament significativa ($R^2= 0,17$, $F(1,10)=2,0$ $p<0,19$ i $R^2= 0,06$, $F(1,9)=0,63$ $p<0,45$ per a *P. fascialis* i *M. truncata* respectivament).

En *P. fascialis*, es pot observar un cert patró que relaciona una disminució de la densitat amb un augment de submarinistes, tot i així s'observen dues estacions que no segueixen aquesta relació, que són Tascó gros i Pota del Llop (Figura 56), on ja s'ha vist que s'han produït unes de les mortalitats més grans. Per contra, en *M. truncata* tot i que s'observa que en algunes estacions es dona un increment positiu de la densitat (Cova de la Reina, Salpatxot i Tascó petit), en les altres es dona un disminució de la densitat passada la temporada d'estiu, però sense seguir un patró relacionat amb l'augment de submarinistes (Figura 56).

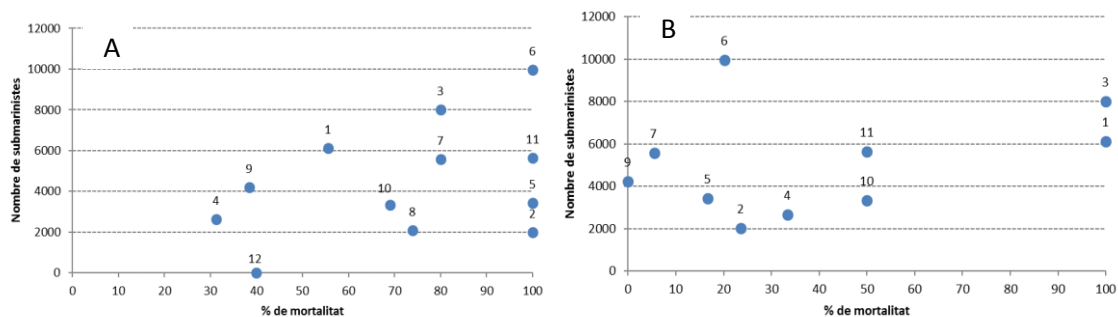


Figura 56. Relació entre el percentatge de mortalitat observat entre el juliol i l'octubre de 2016 i el nombre de submarinistes que han freqüentat cada estació en *P.fascialis* (A) i *M. truncata* (B). Cada punt representa una estació, seguint la següent llegenda: 1: Carall Bernat; 2: Cova de la Reina; 3: La Vaca; 4: Cova del Dofí; 5: El Guix; 6: Ferranelles; 7: Pedra de Déu; 8: Pota del Llop; 9: Salpatxot; 10: Tascó gros; 11: Tascó petit i 12: Tascó Petit.

Discussió

En estudis anteriors realitzats en aquest mateix espai (Hereu *et al.*, 2014) vàrem determinar que la metodologia emprada sembla òptima per a determinar diferències en la presència o absència de submarinistes. Aquest disseny s'ha basat en metodologies testades i emprades amb èxit en l'estudi de comunitats bentòniques en diferents àrees protegides (Coma *et al.*, 2004; Harmelin i Marinopoulos, 1994; Sala *et al.* 1996; Francour i Koukouras, 2000; Cerrano *et al.*, 2005; Cupido *et al.*, 2009). No obstant, hem de matisar que l'espècie i el tipus de comunitat és important a l'hora d'interpretar els resultats. *Pentapora fascialis* sembla ser una espècie amb unes densitats i una estructura de talles que permet, amb un esforç de mostreig moderat, obtenir uns resultats estadísticament robusts per a detectar diferències en comunitats de fons plans freqüentats o no per submarinistes. Altres espècies de briozous tenen densitats menys elevades en fons plans en (inclòs en zones no freqüentades), com es el cas de *Myriapora truncata*, i per tant no permeten un alt nombre d'observacions, fet que fa disminuir la significació de les anàlisis. Malgrat això, *Myriapora truncata* pot ser una molt bona indicadora d'aquest impacte per freqüentació en comunitats de parets verticals (Hereu *et al.* 2014), on apareix de forma més abundant que en fons plans.

La metodologia utilitzada, combinant el mostreig *in situ* amb l'anàlisi fotogràfic sembla també òptima, ja que permet una mesura precisa de diversos paràmetres poblacionals, a més d'obtenir un registre que pot servir per a la comparació de posteriors mostrejors a la mateixa zona. Aquest aspecte és especialment interessant si es poden delimitar transectes fixes que permetin la identificació a nivell individual de cada colònia, ja que posteriors mostreigs poden permetre obtenir dades demogràfiques de la població, com el reclutament, la mortalitat o el creixement. A més, la instal·lació de tancats que eviten l'erosió de submarinistes sobre el fons ha estat un èxit, ja que les estructures instal·lades han resistit el pas del temps i l'embat dels temporals, i el disseny ha permès tancar àrees relativament grans (6 m²) amb un mínim impacte sobre el fons. Per altra banda, s'ha vist que l'anàlisi fotogràfic no ha aportat nova informació en el cas de l'espècie *P. fascialis*, ja que els paràmetres de l'alçada, àrea i diàmetre es troben molt relacionats. D'aquesta manera, en futurs mostrejors la metodologia s'ha de replantejar, fent menys exhaustiu l'anàlisi fotogràfic. En l'espècie *M. truncata*, s'ha vist que l'anàlisi fotogràfic no ha sigut òptim degut a que moltes de les colònies observades a camp no han sigut visibles en les fotografies, degut a que ocupaven posicions amagades. Aquesta metodologia també s'ha de millorar en futurs estudis. No obstant, creiem que es necessari obtenir un registre fotogràfic de les estacions estudiades ja que es una referència excel·lent de l'estat de les poblacions en el moment del mostreig, i que es pot re-analitzar *a posteriori* en qualsevol moment.

Tot i que s'ha demostrat que *P. fascialis* és una bona indicadora de l'efecte de la freqüentació per submarinistes, encara no es coneix quina és la intensitat dels efectes (és a dir, a quina velocitat les poblacions es degraden) o, sobretot, la seva resiliència (quina és la capacitat de les poblacions de recuperar-se després d'una pertorbació), aspectes que poden ser de cabdal importància a l'hora de determinar la intensitat dels usos de les comunitats. Així doncs en aquest estudi hem delimitat transectes fixes i hem identificat individualment cada una de les colònies estudiades, que podran seguir sent estudiats en el futur per a determinar la supervivència i el creixement de les colònies enregistrades en posteriors mostreigs dels mateixos transectes.

Per altra banda, en aquest estudi hem analitzat les poblacions de dues espècies, *Pentapora fascialis* i *Myriapora truncata*. Hem detectat, però, que *P. fascialis* es probablement l'espècie més òptima per a determinar l'efecte de l'erosió causada per submarinistes, ja que les seves colònies poden ser més grans,

i es troben més exposades sobre el fons, mentre que les colònies de *M. truncata* solen ser més petites i més amagades al fons.

En aquest estudi s'ha evidenciat que les densitats de *P. fascialis* de totes les estacions és molt baixa (entre 0 i 2, individus/m², excepte l'estació de Tascons a primavera amb 4,75 individus/m², però que va baixar a 0,36 individus/m² a finals d'estiu) si la comparem amb les mateixes zones estudiades a la dècada dels anys 90 (3,6 individus/m² al Guix; Sala *et al.*, 1996; Garrabou *et al.*, 1998), o en estacions no freqüentades, o en zones on no hi ha hagut impacte, com la zona de cap Castell, o les pedres aïllades del Salpatxot, valors obtinguts ens estudis recents en aquesta mateixa àrea (7,2 i 8,0 individus/m² respectivament, Hereu *et al.*, 2014, 2015). Aquestes baixes densitats són el resultat d'anys de freqüentació recurrent, juntament amb pertorbacions naturals, com la mortalitat causada per l'episodi de proliferació d'algues filamentoses ocorregut a la primavera de 2015 (Hereu *et al.*, 2105).

Per diferenciar la mortalitat natural de la causada per els submarinistes, es important, doncs, tenir zones de referència sense aquesta pertorbació. En aquest sentit, l'estació del Medallot es una situació ideal, que ens ha servit com a control per a comparar la mortalitat ocorreguda enguany. No obstant, les densitats de partida d'aquesta estació ja eren baixes, degut a que es una zona que havia estat freqüentada fins fa un any, i pel que hem comprovat, amb un any les poblacions de briozous no han pogut recuperar-se fins a tenir estructures típiques de zones no pertorbades. Així doncs, creiem que seria interessant incorporar alguna estació no històricament freqüentada com a control en els propers anys.

Tot i així, els resultats de la comparació entre les poblacions de briozous entre la primavera i l'estiu de 2016, han evidenciat una clara disminució de *P. fascialis* després de l'estiu en quasi totes les estacions, molt evident i significativa a les estacions de la Vaca, Pota del Llop i Tascó gros, que sens dubte han estat causades per la freqüentació de submarinistes. Els canvis en aquestes poblacions han estat molt evidents probablement degut a que les densitats abans de l'estiu eren les més elevades que en la resta d'estacions. En aquestes estacions les colònies que han desaparegut després de l'estiu han sigut les més grans i en general, les més exposades, indicant que el submarinisme impacte sobre aquesta mida i exposició, com ja s'havia vist anteriorment (Sala *et al.*, 1996; Garrabou *et al.*, 1998; Linares *et al.*, 2012; De la Nuez-Hernández *et al.*, 2014; Hereu *et al.*, 2014). Això no vol dir que la resta de poblacions no estiguin afectades, ja que l'impacte dels bussejadors es evident en les estacions amb densitats més elevades, i en les estacions on les densitats són més baixes aquests efectes són poc conspicus ja les poblacions que queden ja ha sigut afectades per la sobre-freqüentació de bussejadors (veure comentaris més amunt, i al final).

Per altra banda, el reclutament en aquestes estacions ha estat molt baix o nul, fet que porta a pensar que la viabilitat d'aquestes poblacions a mitjà termini no és possible, ja que la taxa de mortalitat és molt superior al reclutament, per poder arribar a compensar aquesta pèrdua d'individus. No obstant, encara no tenim prou informació per a determinar la dinàmica d'aquest grup d'organismes, que pot ser clau per a la recuperació d'aquestes poblacions. Aquest aspecte el veurem en els propers anys de seguiment.

Pel contrari, les poblacions de *M. truncata* no s'han vist afectades, inclús algunes han augmentat després de l'estiu. Aquest fet es deu que la majoria de colònies d'aquesta espècie es troben en hàbitats formats per blocs, i adquireixen posicions molt amagades en coves o extraploms, fet que fa que tot i que la zona es trobi impactada per submarinistes, no malmetin aquestes colònies. Com en el cas de *P. fascialis*, hi ha hagut força variació entre estacions, amb algunes amb densitats elevades, i amb una estructura de talles molt representativa de poblacions ben desenvolupades, com són el cas de Ferranelles, Pedra de Déu i Punta Salines. Degut a aquestes característiques, les tres estacions resulten ideals per estudiar la dinàmica i tendència d'aquesta espècie davant altres impactes, com temporals o l'augment de la temperatura.

Hi ha dos aspectes claus que s'han de tenir en compte per a interpretar els resultats d'aquest estudi en global.

Primer, la localització de les estacions pot determinar en gran mesura la magnitud dels resultats, però no el sentit. Si bé es cert que s'ha pres aquesta metodologia com una mesura en principi objectiva, també es cert que en els fons marins existeix una gran variabilitat, que fa que els resultats s'hagin d'interpretar tenint-la en compte. Les estacions es varen seleccionar en funció de la proximitat dels punts de busseig, però també seguint un criteri de mantenir el mateix tipus d'hàbitat per a que puguin ser comparables entre ells (fons rocosos exposats sense coral·ligen) i fondària (20 metres). Aquests factors han permès que alguns dels transectes s'hagin instal·lat molt a prop dels punts de busseig, però altres, com la Cova de la Reina, cova del Dofí, Salpatxot o Punta Salines, s'hagin hagut d'instal·lar una mica mes lluny, fet que pot subestimar l'efecte del busseig. No obstant, tot i que la magnitud del resultat no sigui la mateixa, sí que ho és la tendència.

Un altre aspecte clau que hem de tenir en compte per a interpretar els resultats obtinguts, es que hem començat a estudiar l'impacte del submarinisme sobre les poblacions de briozous que ja han estat pertorbades. Com ja s'ha comentat abans, les densitats obtingudes en aquest estudi són més baixes que les obtingudes en altres estudis realitzats en les mateixes zones (Sala *et al.*, 1996; Garrabou *et al.*, 1998; Hereu *et al.*, 2014, 2016), sent evident que en el primer mostreig de primavera s'han obtingut valors de referència molt baixos, típics de poblacions pertorbades. Així, determinant l'impacte del submarinisme sobre comunitats ja pertorbades podem infravalorar l'efecte real d'aquesta activitat. Una comparació seria intentar determinar l'efecte de la tala d'arbres en zones de matolls on els boscos que ja han estat pertorbats.

Per últim, el objectiu d'aquest seguiment era detectar els impactes, però també detectar la capacitat de recuperació de les poblacions. Així, de moment hem pogut avaluar l'impacte de l'any 2016 sobre les poblacions de briozous com a indicadors de l'efecte del submarinisme, però amb les limitacions que hem partit de la base de poblacions ja pertorbades. Per altra banda, la recuperació de les poblacions s'haurà de determinar en els propers anys de seguiment. L'estació del Medallot ens ofereix una situació ideal, ja que es una estació que havia estat freqüentada, i amb la nova regulació ha deixat de ser-ho, de forma que la seva recuperació es la mateixa que hauria de seguir la resta d'estacions, servint-nos de guia en els propers anys. Per altra banda, també es important mantenir controls en poblacions no freqüentades per a determinar com són les poblacions no impactades, a més de poder discernir entre la mortalitat natural deguda als efectes del canvi climàtic o altres causes. En el futur, si les poblacions estudiades no es recuperen i mantenen les densitats i la dinàmica d'aquest any, serà evident que hi ha una sobre-freqüentació que causa un fort impacte sobre les comunitats bentòniques.

Recomanacions de gestió

El nostre treball evidencia la necessitat de gestionar d'una forma més òptima el submarinisme. L'estratègia per regular el nombre d'immersions dins les àrees protegides és fixar una capacitat de càrrega de bussejadors. Aquesta està definida com el màxim nombre de immersions en un lloc i per any que pot suportar una zona sense arribar a ser degradada (Jamesón *et al.*, 1999). Un dels problemes en la gestió de les reserves marines és l'adequació de la capacitat de càrrega a l'ecosistema, ja que sovint no es tenen en compte el tipus de comunitats presents ni els organismes que les formen, així com la seva

sensibilitat a l'impacte del submarinistes (Lloret *et al.*, 2006). A més, aquesta activitat genera elevats guanys econòmics fet que augmenta la pressió que el sector turístic realitza sobre els gestors, sovint desencadenant en conflictes socioeconòmics (Badalamenti, 2000).

Els resultats del nostre estudi evidencien que hi ha un impacte directe dels bussejadors sobre els briozous, que degut a que són un grup d'organismes bentònics susceptibles a l'impacte físic dels submarinistes, són bons indicadors de l'impacte a la resta de les comunitats (Sala *et al.*, 1996; Garrabou *et al.*, 1998; Hereu *et al.*, 2014). En aquest context, juntament amb els resultats a llarg termini d'altres indicadors com les gorgònies (Linares *et al.*, 2012), creiem que el nombre d'immersions anuals s'ha de reduir, al menys en les estacions on s'ha demostrat una reducció significativa de les poblacions de briozous, com són la cova de la Vaca, la Pota del Llop i el Tascó Gros.

La resta de poblacions, i degut a que presenten unes densitats molt baixes, creiem que són zones ja impactades, i que necessitarien una recuperació. En aquest sentit, creiem que s'hauria d'aplicar el criteri de prudència i reduir també el nombre d'immersions fins que es pugui constatar que aquestes poblacions es recuperen.

Conclusions

Durant l'estiu del 2016, s'ha donat una reducció de les poblacions de *P. fascialis* de les estacions de La Vaca, Pota del Llop i Tascó Gran, derivada del impacte del submarinisme. Aquesta reducció no s'ha donat en *M. truncata*.

L'impacte dels submarinistes s'ha donat principalment sobre les colònies de *P. fascialis* que eren més grans i es trobaven més exposades, sent més vulnerables.

La resta d'estacions, tot i que no han mostrat un declivi, tenen característiques de poblacions impactades degut al baix nombre de colònies, en comparació amb zones no freqüentades.

La localització de les estacions en alguns casos no ha permès optimitzar la precisió d'aquest descriptor. No obstant, tot i que la magnitud de l'impacte pot quedar infravalorat en algunes estacions, la tendència general que hi ha un impacte dels submarinistes sobre el fons es clara.

Donat els valors de densitat i abundància de les dues espècies de briozous en les localitats estudiades, cal un replantejament de quines són les localitats on s'ha de seguir el seguiment de cada una de les espècies estudiades.

Les estacions amb molt baixa densitat podrien servir per avaluar la seva capacitat de recuperació, prenent com a referent la zona del Medallot, que ha estat freqüentada i actualment es reserva integral.

Cal incorporar estacions de control no freqüentades històricament per a determinar quin es l'estat de les poblacions no impactades pel submarinisme, a més de determinar l'efecte de la mortalitat natural pels efectes del canvi climàtic o altres causes

Mentre no es pugui determinar la recuperació de les poblacions de briozous, caldria aplicar el principi de prudència, i limitar l'impacte sobre el fons.

El disseny metodològic ha estat òptim, tot i que l'anàlisi de fotografia no ha aportat informació nova. No obstant, s'ha pogut obtenir un registre com a referència pel futur.

Seguiment de les poblacions de gorgònia vermella de la Reserva Marina de les Illes Medes com a indicadores de l'efecte de la freqüentació de submarinistes sobre les comunitats bentòniques

- No hi ha hagut canvis importants degut a mortalitat, tot i que cal tenir sèries de varis anys per a detectar-ho.
- Les poblacions que mereixen un especial atenció són el Guix, la Pedra de Déu i Tascó Petit, per mostrar una caiguda de densitat destacable i uns percentatges d'afectació més elevats.

- El mètode idoni per detectar la mortalitat natural i la produïda per la freqüentació de submarinistes, és seguir les gorgònies individualment, amb un únic cens al final de l'estiu.
- S'ha observat una mortalitat durant l'estiu causada per l'escalfament de l'aigua.

Aquest capítol ha de ser citat com:

Medrano A, Linares C, Aspillaga E, Atienza I, Capdevila P, Mariani S, Pagès M, Rovira G, Hereu B. 2016. Seguiment de les poblacions de gorgònia vermella de la Reserva Marina de les Illes Medes com a indicadores 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.

Introducció

A la Mar Mediterrània la gorgònia vermella, *Paramuricea clavata* (Figura 1), és una espècie molt característica dels hàbitats tant de l'infralitoral profund com del circalitoral, on pot arribar a formar comunitats molt denses en zones de corrents moderades i fortes. Gràcies a l'estructura tridimensional de les seves colònies representa una espècie enginyera (o arquitecta) i contribueix amb gran part a la biomassa i complexitat de les comunitats que domina. La gorgònia vermella és una espècie molt indicada per fer estudis de seguiment, per la relativa facilitat amb la qual es pot censar, per la seva gran mida i tot sovint abundància, i per ser prou sensible a pertorbacions de diferents orígens (Linares *et al.*, 2010). Finalment, i especialment en zones de turisme de busseig, aquest cnidari representa un dels elements que més contribueix a la bellesa dels paisatges submarins; en aquest sentit té un valor patrimonial extraordinari. Gràcies als treballs de recerca duts a terme de forma paral·lela a aquest programa de seguiment, ara sabem que la gorgònia roja és una espècie molt longeva, amb baixa taxa de creixement somàtic, edat de primera reproducció molt tardana, i taxes de reclutament anuals molt baixes (Coma *et al.* 1995a,b, 1998, Linares *et al.* 2007). Aquests treballs, conjuntament amb el seguiment a llarg termini del creixement de l'espècie (en curs), mostren una taxa anual d'increment de l'alçada de les colònies que, de mitjana, és situa per sota de 1 cm, estimant-se que un exemplar de 60 cm d'alçada té una edat superior als 50 anys. Els exemplars de mida més gran (>1m d'alçada) poden arribar a tenir més d'un centenar d'anys (Linares *et al.* 2007), per tant es tracta d'una de les espècies més longeves i de creixement més lent de les comunitats bentòniques de substrat rocós mediterrani. L'objectiu d'aquest apartat del programa de seguiment és avaluar l'estat de conservació d'aquestes poblacions i, més concretament, l'efecte del busseig amb escafandre autònom. Si bé és cert que durant els anteriors seguiments (1991-2003) hom ha observat episodis de mortalitat en massa deguts a temperatures inusualment elevades a finals d'alguns estius, com l'any 1999 i 2003, que causen la necrosi dels teixits que posteriorment són colonitzats per altres organismes (veure informe 2005 i Garrabou *et al.* 2009), aquests esdeveniments han estat fins ara molt moderats en comparació al que s'ha vist en altres indrets de la Mediterrània (Cerrano *et al.* 2000, Linares *et al.* 2005, Garrabou *et al.* 2009). En canvi, la presència repetida i intensiva de bussejadors ha fet progressar una altra causa de mortalitat que no per involuntària resulta menys preocupant. A diferència de la mort per necrosi, en la qual els esquelets morts de les gorgònies romanen llarg temps visibles a la comunitat, la mortalitat induïda pels escafandristes produeix la desaparició immediata de tota (o part de) la colònia que resulta arrabassada per la tracció o per l'excés pes carregat sobre ella. L'erosió involuntària produïda pels bussejadors té l'inconvenient d'actuar constantment quan la freqüència i intensitat del busseig són tan elevades com és el cas de les Illes Medes (Coma *et al.* 2004, Linares i Doak 2010).

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, 2007). Com passa també als espais protegits terrestres, el mateix valor patrimonial d'una àrea que serveix d'atractiu turístic es pot veure impactat i compromès per l'ús que en fan els mateixos turistes. Això determina, de retruc, una degradació i una pèrdua de valor del mateix espai. Els bussejadors poden afectar els 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, com ara el corall i altres 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, Luna *et al.* 2009), comparant l'estat de l'ecosistema entre

zones freqüentades i no freqüentades per aquests en períodes llargs de temps (Hawkins i Roberts 1992, Garrabou *et al.* 1996, Coma *et al.* 2004, Luna-Pérez *et al.* 2010, De la Nuez-Hernández 2014) i, fins i tot, avaluant la viabilitat a llarg termini de les poblacions sotmeses a diferents intensitats de busseig mitjançant tècniques de modelització (Linares i Doak 2010). Però, 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 per funcionar com a indicadors, han de ser importants a nivell dels sistemes naturals tant a nivell funcional com estructural (Linares *et al.* 2010), han de ser prou abundants, fàcils de reconèixer i de mostrejar. A més, la metodologia s'ha de basar en mètodes no destructius degut a l'impacte del propi que la mateixa pot produir sobre les comunitats, especialment si es realitza en zones protegides.

La majoria d'estudis realitzats, sobretot en zones tropicals (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), han utilitzat espècies de coralls ja que són espècies enginyeres amb una estructura calcària fràgil i sensible a les pertorbacions físiques causades pels submarinistes. A la Mediterrània, les comunitats més sensibles a les pertorbacions causades pels submarinistes són les comunitats esciòfiles i del coral·ligen, ja que estan dominades per organismes sèssils amb un alt component estructural i, per tant, molt fràgils a les pertorbacions físiques i, concretament, al busseig (Ballesteros 2006, Sala *et al.* 1996, Lloret *et al.* 2006). Per tot això, la gorgònia vermella (Linares *et al.* 2010), el corall vermell (Linares *et al.* 2012) i els briozous (Sala *et al.* 1996, Garrabou *et al.* 1996) han estat seleccionats com a espècies indicadores de l'estat dels hàbitats rocosos de l'infralitoral profund.

En el context actual de canvi global, les projeccions climàtiques per al Mediterrani prediuen l'increment de la temperatura superficial del mar i la freqüència i persistència de pertorbacions derivades de l'activitat humana, el que representa una amenaça important per als sistemes naturals. Els ecosistemes costaners, altament diversos i productius, són uns dels que es troben més amenaçats (Jacksón *et al.* 2001, Halpern *et al.* 2008) pel canvi climàtic i altres impactes antropogènics. Unes de les conseqüències més clares són els impactes sobre les espècies estructurals i proveïdores d'hàbitat, com les gorgònies i els coralls. Els impactes són particularment severos en les espècies de dinàmica poblacional lenta, vida llarga i creixement lent (Garrabou i Harmelin 2002) ja que s'espera que presentin respostes lentes i, per tant, poca capacitat d'adaptació a canvis ràpids (Lasker i Coffroth 1999). Donat que les espècies longeves-com és el cas de les comunitats del coral·ligen i, més concretament, de les poblacions de gorgònia vermella- tenen un paper fonamental en l'estructuració i el funcionament dels ecosistemes, canvis en la seva abundància podrien influir significativament en l'organització de la comunitat i promoure canvis importants a nivell d'ecosistema (Hughes 1994, Scheffer *et al.* 2001, Folke *et al.* 2004).

Amb l'objectiu de poder avaluar l'efecte dels escafandristes a cadascun dels punts de busseig en funció de la intensitat d'aquesta activitat, els gestors varen sol·licitar deixar a banda el seguiment de les dinàmiques començat l'any 1991 i continuat fins el 2014 i redissenyar el mostreig d'aquest seguiment. Per tal d'avaluar els efectes de l'intensiu escafandriste i l'efecte sobre aquests organismes de les elevades temperatures dels mesos d'estiu, s'ha dut a terme el mateix mostreig en dos períodes de temps a 8 localitats de les Illes Medes, un al juliol de 2016, abans del pic de la temporada de busseig i, l'altra a l'octubre, amb la finalitat de detectar possibles canvis en les densitats de les colònies de gorgònia vermella i la mortalitat produïda per l'escalfament de l'aigua. Els detalls sobre la metodologia de treball es descriuen a l'apartat de Materials i Mètodes.



Figura 1. Imatge d'una colònia de gorgònia vermella (*Paramuricea clavata*) del Tascó Petit abans de l'estiu.

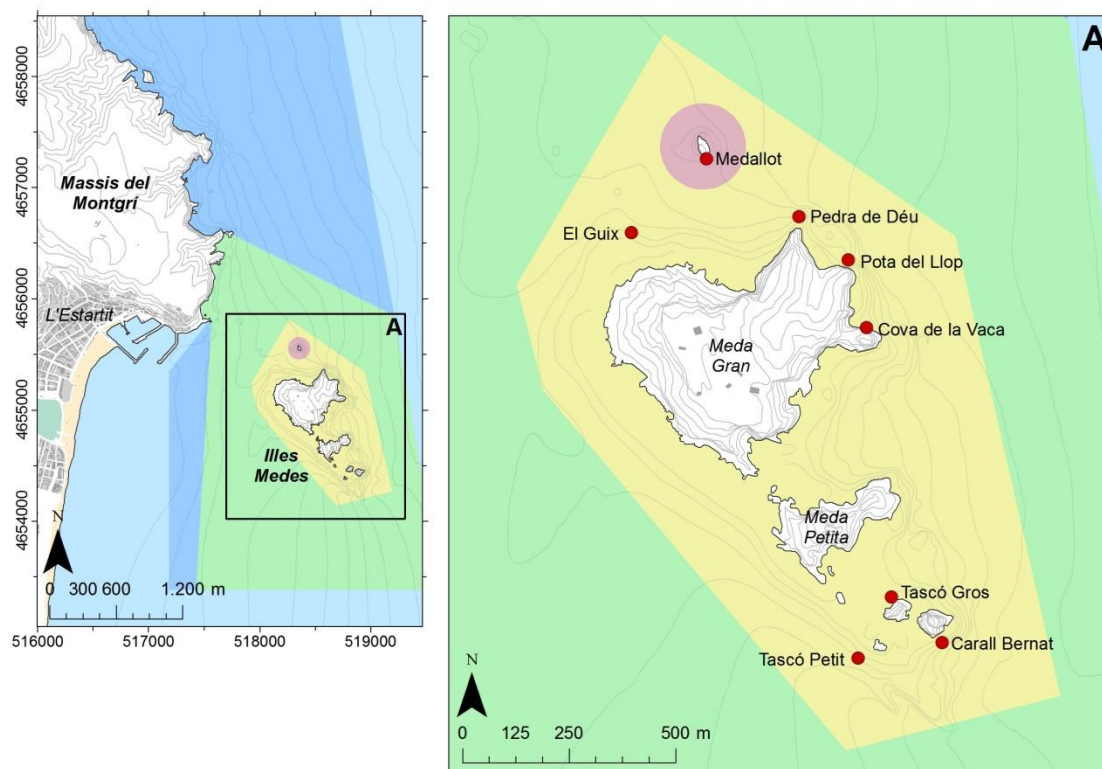


Figura 2: Mapa de les estacions de mostreig de les Illes Medes.

Material i mètodes

Disseny de mostreig

Les estacions escollides per al seguiment es troben al Parc Natural del Montgrí, Illes Medes i Baix Ter. Set d'aquestes es van seleccionar dins de la Zona de Reserva Natural Parcial (RNP) i una, el Medallot, a la Reserva Natural Integral (RNI, vegeu Figura 2). La tria d'estacions es va fer tenint en compte la proximitat de boies d'amarratge de centres d'immersió com a punts d'alta freqüentació de submarinistes i la presència de comunitat dominades per la gorgònia vermella.

Metodologia

A cada estació es va col·locar un transecte de 12 metres amb una cinta mètrica. A cada metre es van posicionar unes marques permanents amb cargols de plàstic fixats amb massilla epoxídica de dos components. Per facilitar la seva localització, de cada transecte es va dibuixar un mapa amb les seves coordenades, fondària i posició respecte als trets orogràfics més característics de la zona. El transecte es va subdividir en dos parts i, a cada part, es van prendre mesures diferents (Figura 4). Als primers tres metres es van anotar les posicions de totes les colònies de gorgònia vermella, així com les respectives alçades i el percentatge i tipus de mortalitat observada (recent o anterior). Entenem per mortalitat recent aquella que es manifesta en forma de teixits nus que recentment (al voltant d'un parell de mesos com a màxim) han perdut els seus pòlips. Aquest tipus de mortalitat s'anomena necrosi. En el cas que la mort dels teixits s'hagi produït temps enrere, les parts mortes ja hauran sigut cobertes per organismes epibionts de l'esquelet de les gorgònies. Aquesta última es anomenada epibiosi (vegeu Figura 3). Cal remarcar que tot sovint, durant la primavera i l'estiu, les colònies presenten macroalgues i algues filamentoses a les branques. Aquest tipus d'epibiosi observada damunt de teixit viu no s'ha tingut en compte ja que no té efecte negatiu dràstic sobre l'estat de salut dels individus (vegeu Figura 3). Als següents nou metres del transecte s'anotava, exclusivament, la densitat de colònies a la parcel·la. Per homogeneïtzar els càlculs de les densitats dels individus de gorgònia vermella al llarg del transecte, les colònies es comptaven i mesuraven dins de quadrats fets de tubs de PVC de 50x50 centímetres. El quadrat es posicionava perpendicularment a la cinta mètrica del transecte així com a la Figura 4.



Figura 3: Exemple d'una colònia amb el tipus d'epibiosi considerada en aquest estudi (a l'esquerra) i amb macroalgues epibionts (dreta).

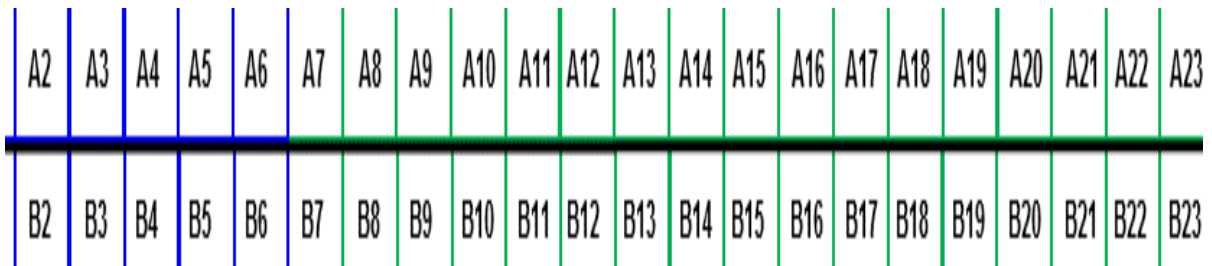


Figura 4. La distribució dels quadrats al llarg dels 12 metres lineals mostrejats. Els quadres en blau representen el mostreig dels primers 3 metres on s'anotaven, a part de la resta de variables esmentades al text, les posicions de cada colònia de *P. clavata*. La línia negra central indica la posició de la cinta mètrica.

Les dades recollides ens permeten mesurar el possible reclutament de nous individus a les diferents poblacions, estudiar l'estructura de les classes de talla a cada estació de mostreig, avaluar el grau de mortalitat total i parcial de les colònies que, conjuntament amb el tipus d'afectació, permet inferir les causes de mortalitat entre aquelles comuns: per efectes 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 la comunitat.

Gràcies a la repetició del mostreig al juliol i a l'octubre (vegeu Introducció), va ser possible també mesurar cada variable abans i després de la temporada més intensa de busseig al Parc. La metodologia emprada es basa en censos visuals *in situ* que, a diferència d'altres metodologies emprades mitjançant l'anàlisi fotogràfic, han estat utilitzades anteriorment amb èxit en el seguiment d'aquesta espècie (Coma et al 2004, Linares et al. 2005, 2007, 2010). L'avantatge d'aquesta tècnica és que la presa de dades *in situ* permet identificar amb claredat totes les colònies individualment, incloent les més petites i les bases de cadascuna, quelcom que tot sovint queda sota la coberta de les colònies grans i que, a les fotografies, no es pot apreciar fàcilment.

Finalment, es van prendre fotografies de les zones d'estudi 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** a partir de les mides individuals de les colònies. Les classes de mida emprades són les descrites per Linares i Doak al 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 totalment) (>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**
- **Possible reclutament de nous individus**
- **Presència d'altres espècies vulnerables**
- **Presències d'espècies alienes**

Anàlisi de dades

L'anàlisi de les dades obtingudes es va centrar en una primera aproximació quantitativa. Les dades es van analitzar mitjançant el càlcul de les mitjanes, desviacions i errors estàndards de les freqüències del les colònies per unitat de superfície als transectes de cada localitat. Tots els resultats sobre les classes de talla i la mortalitat de les colònies es van convertir en percentatges respecte al total per tal de poder comparar-los més fàcilment entre els diferents llocs mostrejats.

Resultats

Densitats de colònies

Totes els llocs estudiats presenten més de 10 colònies de *Paramuricea clavata* per metre quadrat (Figura 5). A les localitats de la Pedra de Déu i la Pota del Llop s'assoleixen les densitats més elevades, vora les 30 colònies per metre quadrat, mentre que la Vaca i el Carall Bernat són els llocs amb densitats més baixes (Figura 5). Les diferències entre les dades observades al juliol (pre-estiu) i aquelles de la tardor (post-estiu) són petites, i la variabilitat observada és més aviat atribuïble a errors de mostreig que a pèrdues o guanys en el nombre total de colònies (vegeu Discussió). Únicament, es detecten disminucions destacables al Guix i Tascó Petit quan mirem tota l'àrea estudiada (Figura 5).

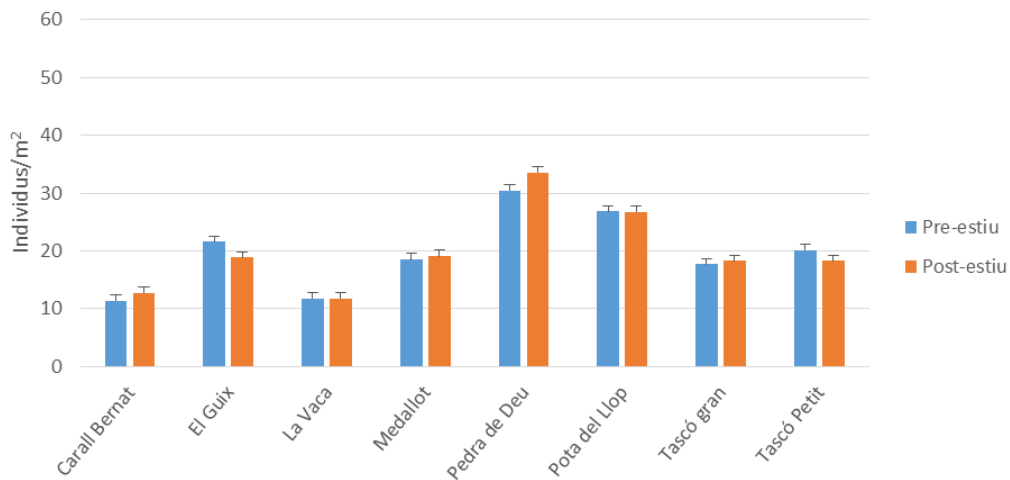


Figura 5: Les densitats, en individus per m², als 8 llocs analitzats abans i després de la temporada de busseig.

Quan tenim en compte les colònies al llarg dels transectes de 12 m² en la seva totalitat, les densitats representen el resultat de la fusió entre les dues metodologies a la Figura 4 (veure apartat anterior). Més concretament, es comptabilitzen les densitats de les colònies mesurades marcant la seva posició en un mapa (primers 3m²) i aquelles mesurades com a total de cada quadrat de 50×50 cm (següents 9m²). Com es veu a la Figura 6, aquestes dues aproximacions proporcionen nivells de detall molt diferents, essent la primera (Figura 6 dalt) molt més acurada. Mirant les densitats als quadrats de 3 m², de fet, podem apreciar com, a la Pedra de Déu, es poden assolir densitats de fins a 60 individus per metre quadrat.

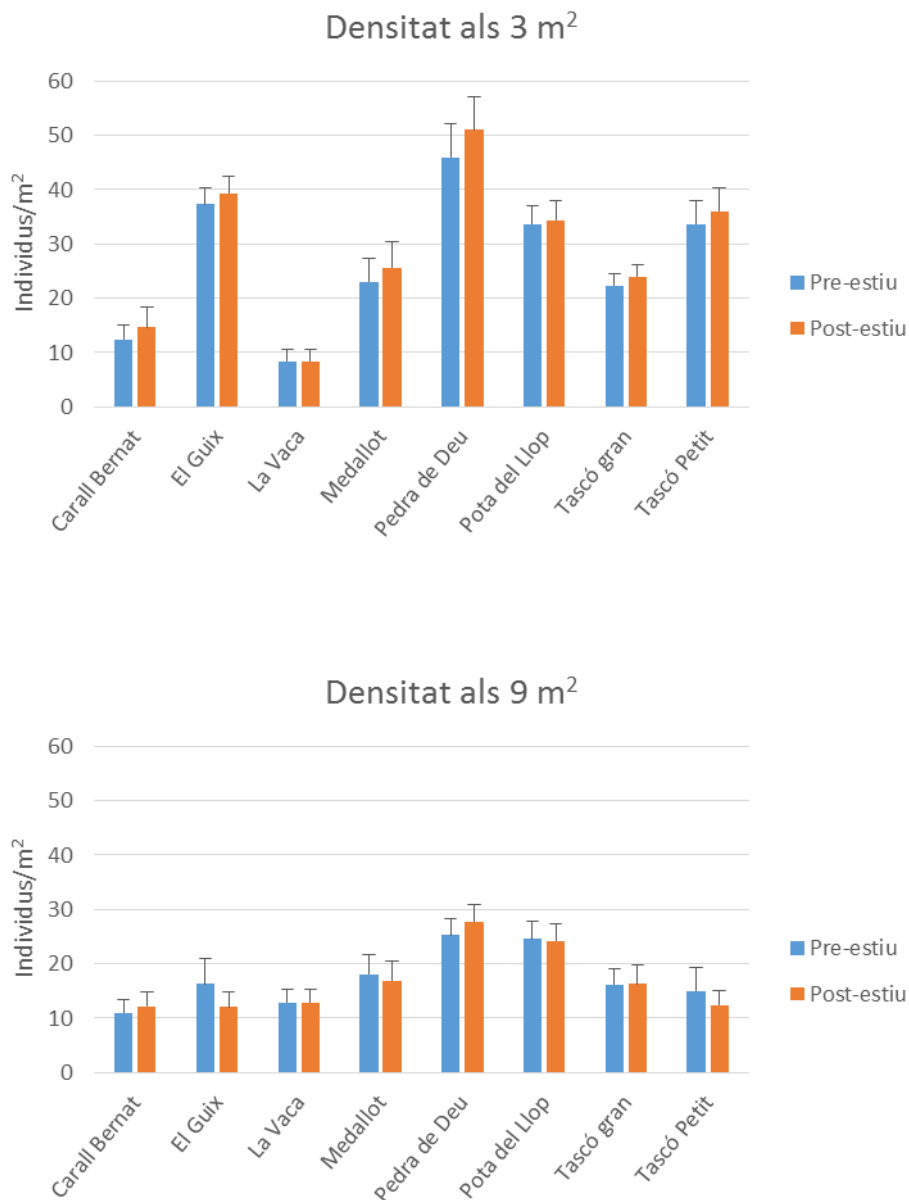


Figura 6. Les densitats en individus per m² als 3m² inicials de cada transecte (**dalt**) i als 9m² finals (**baix**).

Mortalitats

La mortalitat de les colònies s'ha representat tenint en compte el percentatge de colònies afectades (aquelles amb més del 10% de teixit afectat) i la mitjana del percentatge de teixit afectat. A la Figura 7, es pot veure la mortalitat a les 8 localitats estudiades, representada com a percentatge de les colònies afectades tenint en compte la necrosi i l'epibiosi abans i després del pic de la temporada de busseig. Si bé l'epibiosi s'ha mantingut constant, el percentatge de colònies amb necrosi va incrementar a gairebé totes les localitats, excepte a la Cova de la Vaca i augmentant fins a un 40% al Carall Bernat.

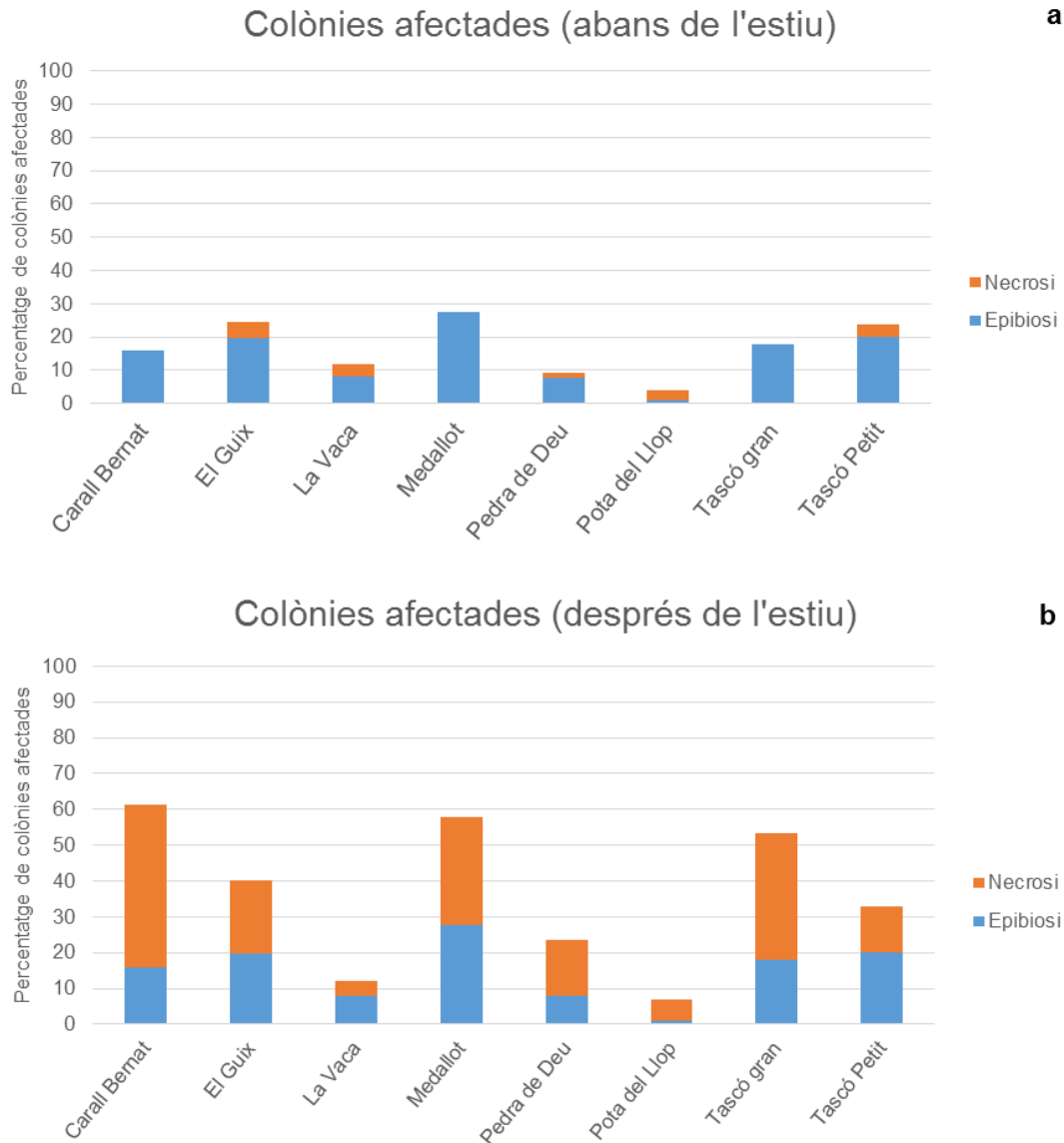


Figura 7. La mortalitat de colònies als 8 llocs estudiats segons es tracti de necrosi o d'epibiosi, abans (a) i després del pic de la temporada de busseig (b).

Quan tenim en compte la mortalitat com a superfície afectada de cada colònia (Figura 8), encara que el patró general no canviï gaire, s'observa que, després de l'estiu, les colònies d'algunes localitats com ara la Cova de la Vaca, arriben a presentar fins a quasi un 50% més de necrosi que abans de l'estiu (Figura 8).

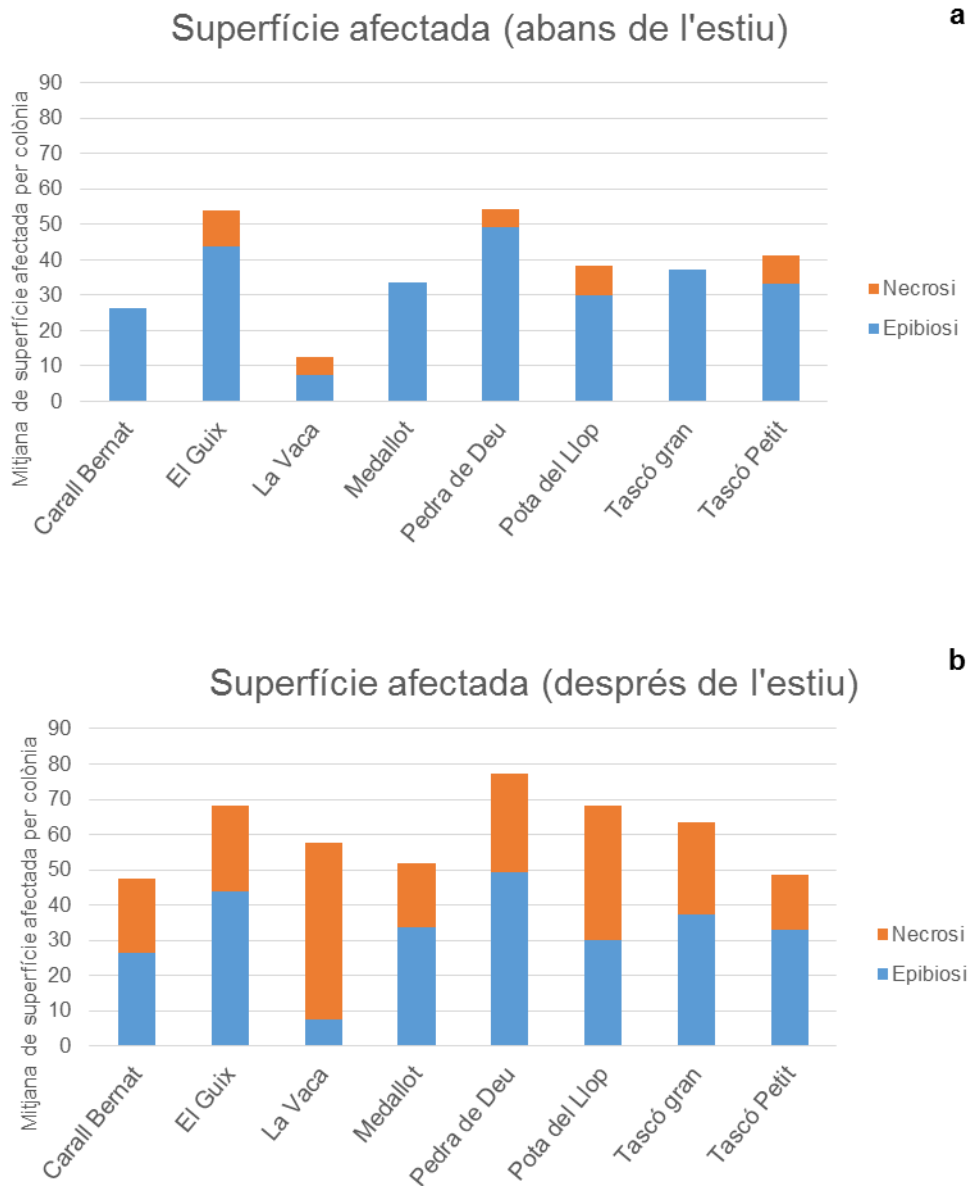


Figura 8: La superfície de les colònies afectada per necrosi o d'epibiosi als 8 llocs estudiats, abans (a) i després del pic de la temporada de busseig (b).

L'anàlisi detallat d'aquests resultats a cada zona d'immersió ens permet identificar diferents patrons mostrats a continuació.

Carall Bernat

En aquesta zona s'ha registrat un total de 6.122 immersions a l'estiu del present any.

La densitat de gorgònies vermelles d'aquesta estació és de 12 ind/m², i no ha variat entre estiu i tardor (Figura 5 i 6).

L'estructura de talles d'aquesta estació és la representada a la Figura 9. No hi ha canvis significatius entre abans i després de l'estiu i totes les classes de talla, excepte els reclutes, estan ben representades.



Figura 9. Carall Bernat. Estructura de talles (en categories de 10 cm) en els diferents períodes mostrejats.

Aquesta estació abans de l'estiu presentava un 15% de colònies amb zones mortes i epifitades, derivada d'episodis anteriors de mortalitat, que representa una mitjana del 25% de la superfície de les colònies afectada (Figura 10). Després de l'estiu, es va detectar que el 45% de les colònies, amb una mitjana d'un 21% de la seva superfície, presentaven necrosi recent derivada de la mortalitat causada per l'elevada temperatura de l'aigua d'aquest estiu (Figura 10).

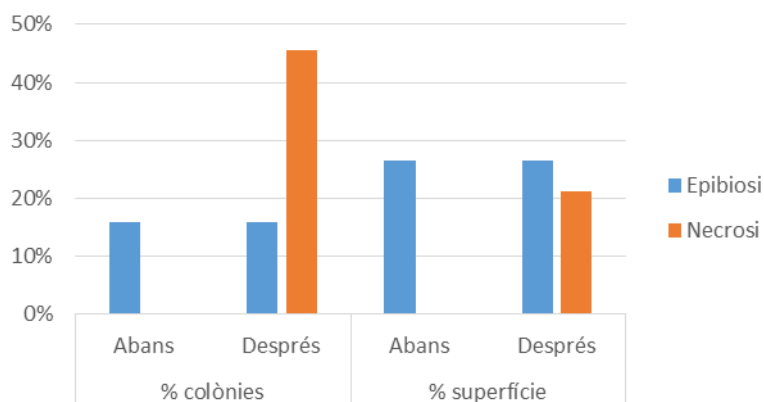


Figura 10. Carall Bernat. Percentatge de colònies i superfície mitja afectada per epibiosi i necrosi abans i després de l'estiu.

L'epibiosi recent ocorreguda a finals d'estiu ha afectat a totes les classes de talla a la localitat de Carall Bernat (Figura 11). Pel que fa a la necrosi, les colònies de mida més petita s'han vist més afectades que les d'altres mides (Figura 11).

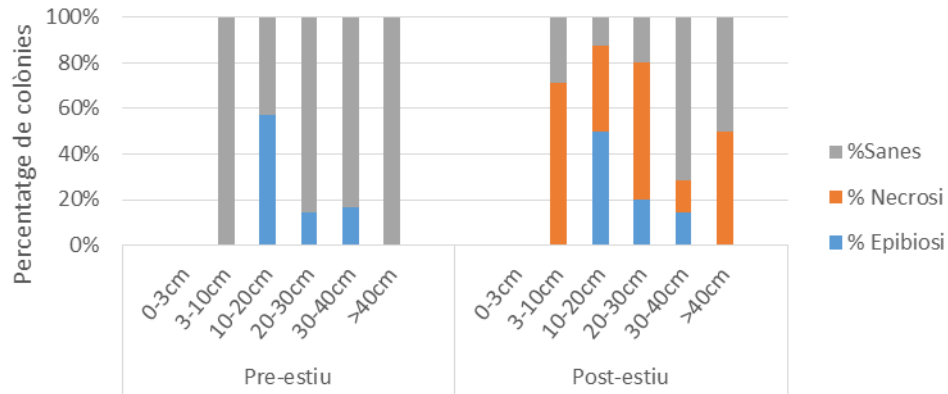


Figura 11. Carall Bernat. Percentatge de colònies sanes, amb teixit necrosat i amb epibiosi per cada període mostrejat.

El Guix

En aquesta zona s'ha registrat un total de 3440 immersions a l'estiu del present any.

La densitat de gorgònies vermelles d'aquesta estació és de 22 ind/m² abans de l'estiu i 19 ind/m² a la tardor (Figura 5 i 6).

L'estructura de talles d'aquesta estació és la representada a la Figura 12, sense canvis significatius abans i després de l'estiu i amb una major dominància de la classe 20-30 cm.

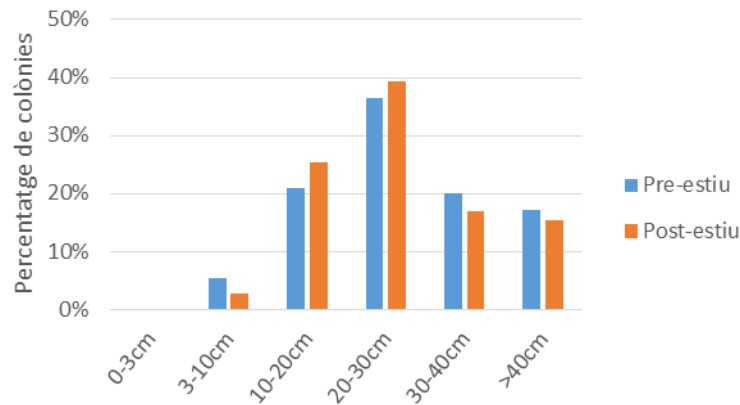


Figura 12. El Guix. Estructura de talles (en categories de 10 cm) en els diferents períodes mostrejats.

Aquesta estació abans de l'estiu presentava un 25% de colònies amb zones mortes i epifitades, derivada d'episodis anteriors de mortalitat, que representa una mitjana del 55% de la superfície de les colònies afectada (Figura 13). Després de l'estiu, es va detectar que el 30% de les colònies, amb una mitjana d'un 70% de la seva superfície, presentaven necrosi recent derivada de la mortalitat causada per l'elevada temperatura de l'aigua d'aquest estiu (Figura 13).

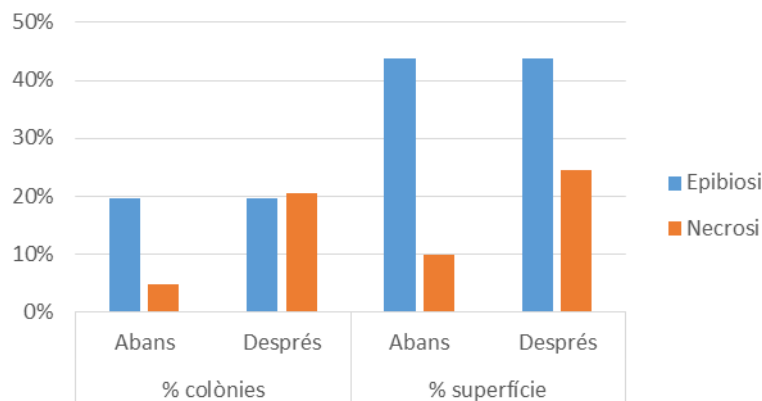


Figura 13. El Guix. Percentatge de colònies i superfície mitja afectada per epibiosi i necrosi abans i després de l'estiu.

Tant la necrosi com l'epibiosi recent ocorreguda a finals d'estiu, han afectat de la mateixa forma gairebé a totes les classes de talla a la localitat del Guix, excepte a les colònies de mida més gran, que s'han vist més afectades per necrosi a finals d'estiu respecte les colònies de mides més petites (Figura 14).

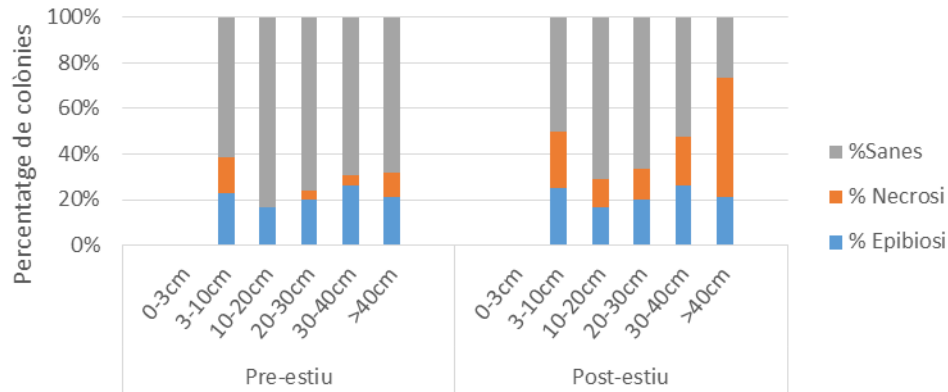


Figura 14. El Guix. Percentatge de colònies sanes, amb teixit necrosat i amb epibiosi per cada període mostrejat.

La Vaca

En aquesta zona s'ha registrat un total de 8.001 immersions a l'estiu del present any.

La densitat de gorgònies vermelles d'aquesta estació és de 12 ind/m², i no ha variat entre estiu i tardor (Figura 5 i 6).

L'estructura de talles d'aquesta estació és la representada a la Figura 15. En aquesta es veu una disminució de les classes més grans i una manca de reclutes. No es veuen diferències entre els censos realitzats abans i després de l'estiu.

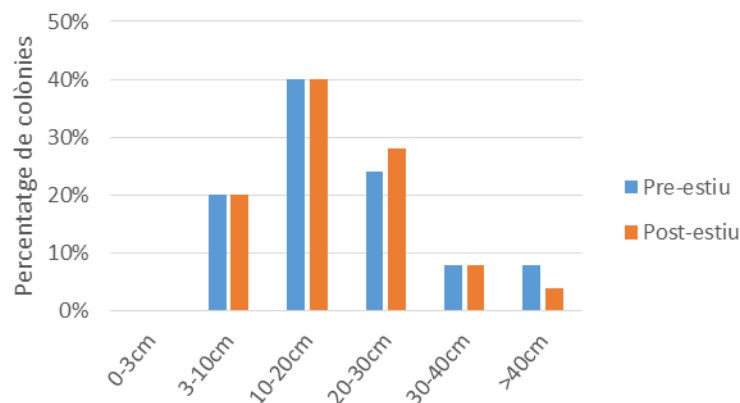


Figura 15. La Vaca. Estructura de talles (en categories de 10 cm) en els diferents períodes mostrejats.

Aquesta estació abans de l'estiu presentava un 12% de colònies amb zones mortes i epifitades, derivada d'episodis anteriors de mortalitat, que representa una mitjana del 12.5% de la superfície de les colònies afectada (Figura 16). Després de l'estiu, es va detectar que el 12% de les colònies, amb una mitjana d'un 57.5% de la seva superfície, presentaven necrosi recent derivada de la mortalitat causada per l'elevada temperatura de l'aigua d'aquest estiu (Figura 16).

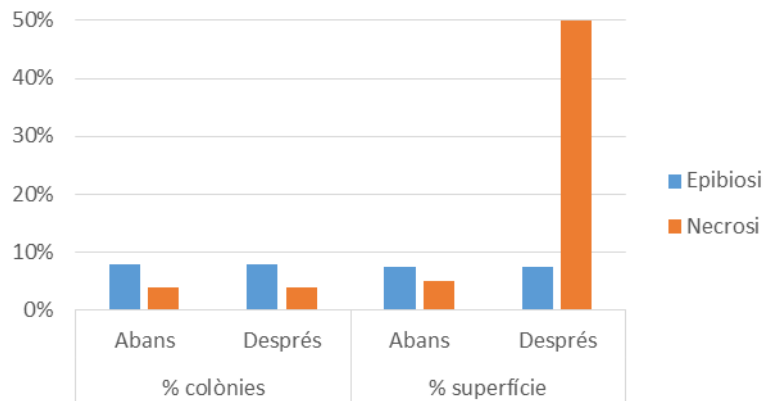


Figura 16- La Vaca. Percentatge de colònies i superfície mitja afectada per epibiosi i necrosi abans i després de l'estiu.

L'epibiosi i la necrosi recent ocorreguda a finals d'estiu gairebé no ha afectat a les colònies de la localitat de La Vaca (Figura 17). No obstant, en el cas de la necrosi, aquesta només s'ha manifestat en les colònies de mida mitjana (Figura 17).

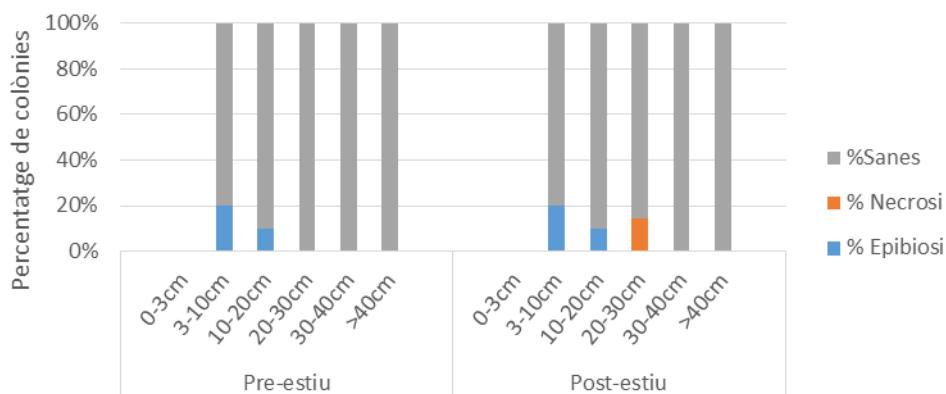


Figura 17. La Vaca. Percentatge de colònies sanes, amb teixit necrosat i amb epibiosi per cada període mostrejat.

Medallot

En aquesta zona per primer cop aquest any no està permès el busseig, per tant podrà servir a partir d'ara com a zona de control que ha deixat de ser visitada.

La densitat de gorgònies vermelles d'aquesta estació és de 19 ind/m², i no ha variat entre estiu i tardor (Figura 5 i 6).

L'estructura de talles d'aquesta estació és la representada a la Figura 18, amb una major representació de les classes mitjanes, entre 10 i 30 cm d'alçada.

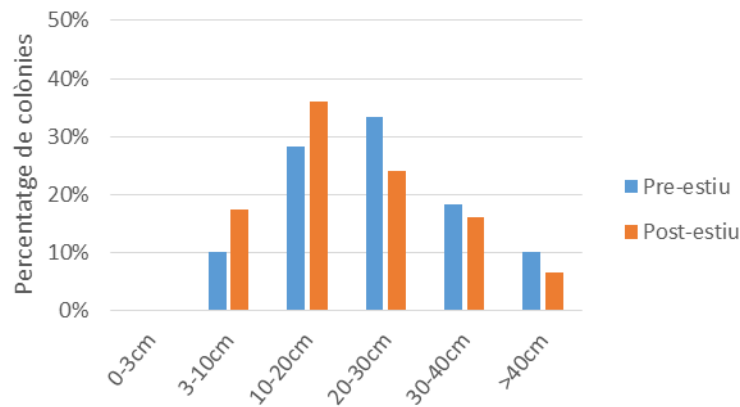


Figura 18. Medallot. Estructura de talles (en categories de 10 cm) en els diferents períodes mostrejats.

Aquesta estació abans de l'estiu presentava un 28% de colònies amb zones mortes i epifitades, derivada d'episodis anteriors de mortalitat, que representa una mitjana del 34% de la superfície de les colònies afectada (Figura 19). Després de l'estiu, es va detectar que el 58% de les colònies, amb una mitjana d'un 50% de la seva superfície, presentaven necrosi recent derivada de la mortalitat causada per l'elevada temperatura de l'aigua d'aquest estiu (Figura 19).

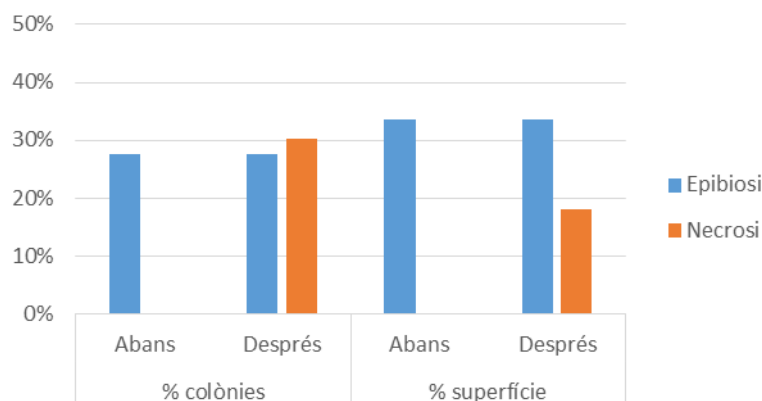


Figura 19. Medallot. Percentatge de colònies i superfície mitja afectada per epibiosi i necrosi abans i després de l'estiu.

Tant la necrosi com l'epibiosi recent ocorreguda a finals d'estiu, han afectat de la mateixa forma gairebé a totes les classes de talla a la localitat del Medallot, excepte a les colònies d'entre 30 i 40 centímetres, que s'han vist més afectades que les de la resta de mides (Figura 20).

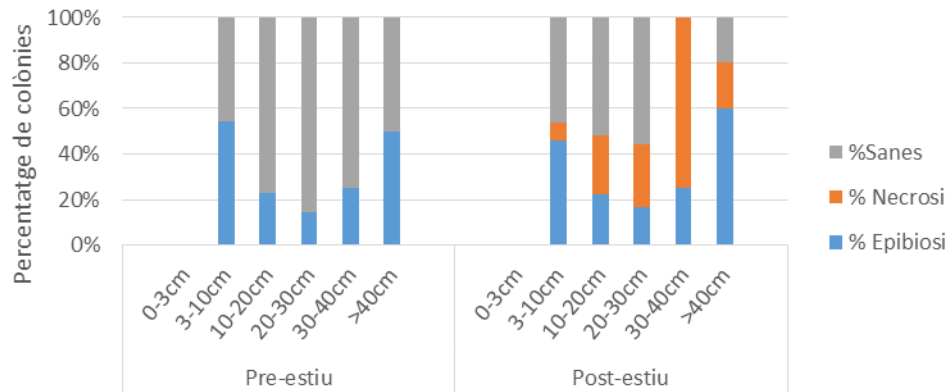


Figura 20. Medallot. Percentatge de colònies sanes, amb teixit necrosat i amb epibiosi per cada període mostrejat.

Pedra de Déu

En aquesta zona s'han registrat un total de 5.581 immersions a l'estiu del present any.

La densitat de gorgònies vermelles d'aquesta estació és de 32 ind/m², i no ha variat entre estiu i tardor (Figura 5 i 6).

L'estructura de talles d'aquesta estació és la representada a la Figura 21, amb una dominància de les classes mitjanes i molt poc reclutament (únicament detectat després de l'estiu).

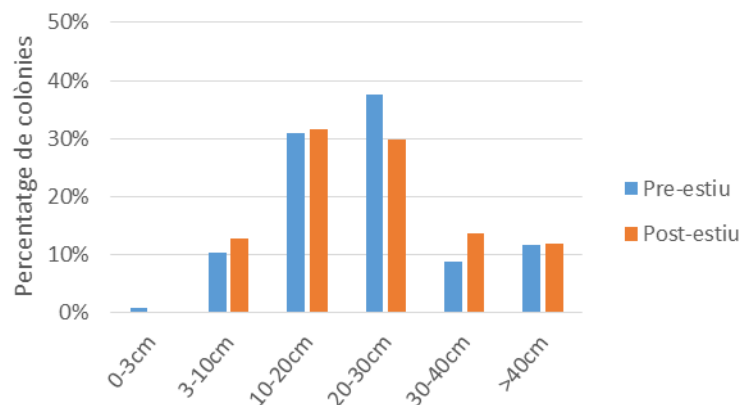


Figura 21. Pedra de Déu. Estructura de talles (en categories de 10 cm) en els diferents períodes mostrejats.

Aquesta estació abans de l'estiu presentava un 10% de colònies amb zones mortes i epifitades, derivada d'episodis anteriors de mortalitat, que representa una mitjana del 55% de la superfície de les colònies afectada (Figura 22). Després de l'estiu, es va detectar que el 23% de les colònies, amb una mitjana d'un 80% de la seva superfície, presentaven necrosi recent derivada de la mortalitat causada per l'elevada temperatura de l'aigua d'aquest estiu (Figura 22).

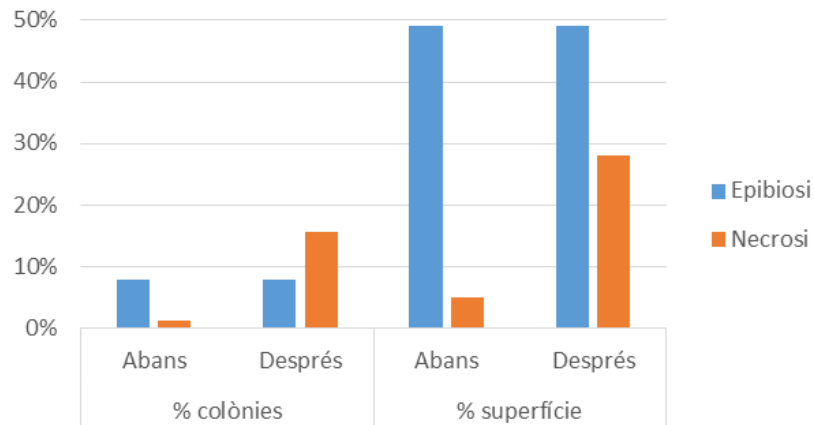


Figura 22. Pedra de Déu. Percentatge de colònies i superfície mitja afectada per epibiosi i necrosi abans i després de l'estiu.

Tant la necrosi com l'epibiosi recent ocorreguda a finals d'estiu, han afectat de la mateixa forma a totes les classes de talla a la localitat del Pedra de Déu (Figura 23).

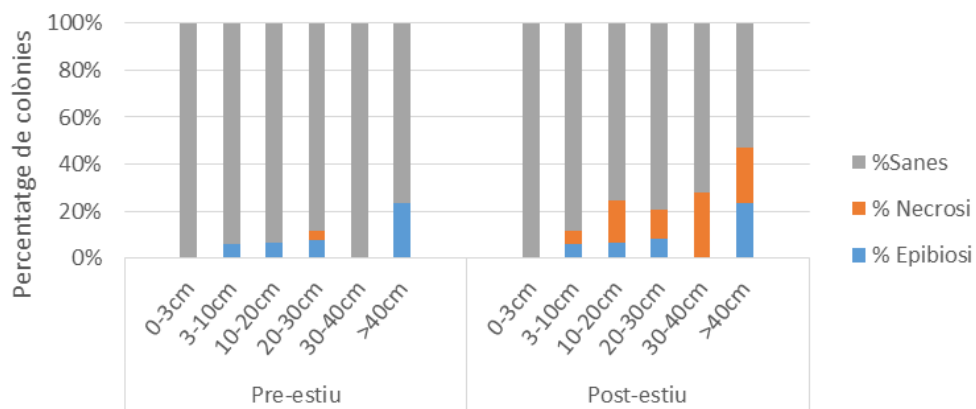


Figura 23. Pedra de Déu. Percentatge de colònies sanes, amb teixit necrosat i amb epibiosi per cada període mostrejat.

Pota del Llop

En aquesta zona s'han registrat un total de 2.089 immersions a l'estiu del present any.

La densitat de gorgònies vermelles d'aquesta estació es de 27 ind/m², i no ha variat entre estiu i tardor (Figura 5 i 6).

L'estructura de talles d'aquesta estació és la representada a la Figura 24, amb una dominància de la classe 20-30 cm, seguida de les classes de talla més grans.

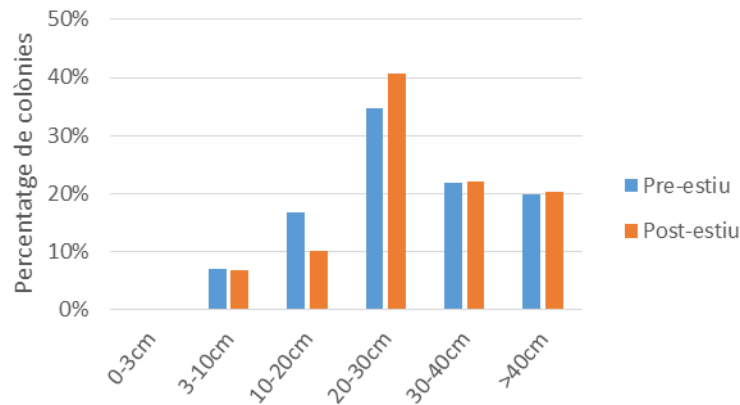


Figura 24- Pota del Llop. Estructura de talles (en categories de 10 cm) en els diferents períodes mostrejats.

Aquesta estació abans de l'estiu presentava un 4% de colònies amb zones mortes i epifitades, derivada d'episodis anteriors de mortalitat, que representa una mitjana del 38% de la superfície de les colònies afectada (Figura 25). Després de l'estiu, es va detectar que el 6% de les colònies, amb una mitjana d'un 68% de la seva superfície, presentaven necrosi recent derivada de la mortalitat causada per l'elevada temperatura de l'aigua d'aquest estiu (Figura 25).

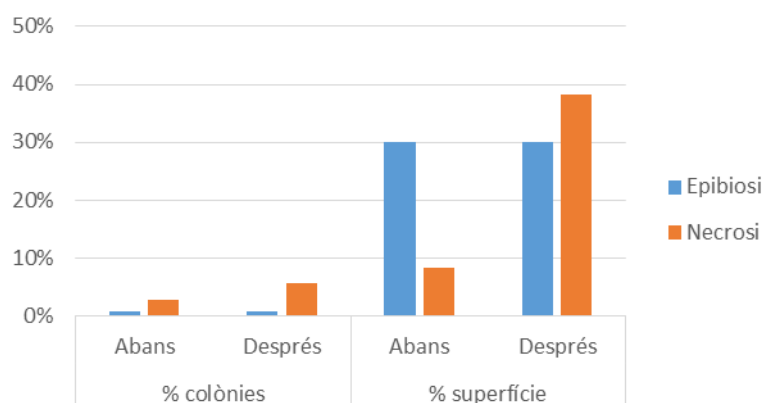


Figura 25. Pota del Llop. Percentatge de colònies i superfície mitja afectada per epibiosi i necrosi abans i després de l'estiu.

L'epibiosi i la necrosi recent ocorreguda a finals d'estiu gairebé no ha afectat a les colònies de la localitat de Pota del Llop. No obstant, en el cas de la necrosi, es destaca major necrosi en les gorgònies de mida més gran (Figura 26).

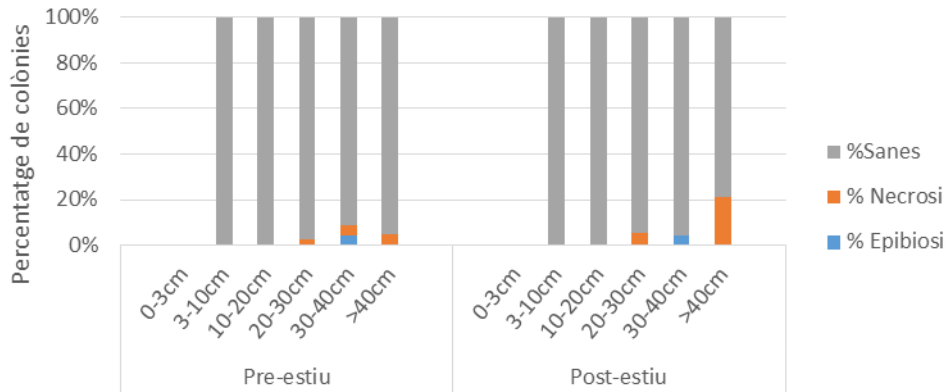


Figura 26- Pota del Llop. Percentatge de colònies sanes, amb teixit necrosat i amb epibiosi per cada període mostrejat.

Tascó gran

En aquesta zona s'han registrat un total de 3.322 immersions a l'estiu del present any.

La densitat de gorgònies vermelles d'aquesta estació és de 18 ind/m², i no ha variat entre estiu i tardor (Figura 5 i 6).

L'estructura de talles d'aquesta estació és la representada a la Figura 27. En aquesta, tot i dominar les classes mitjanes, seguides de les classes de mida més gran, es veu un cert reclutament tant abans com després de l'estiu.

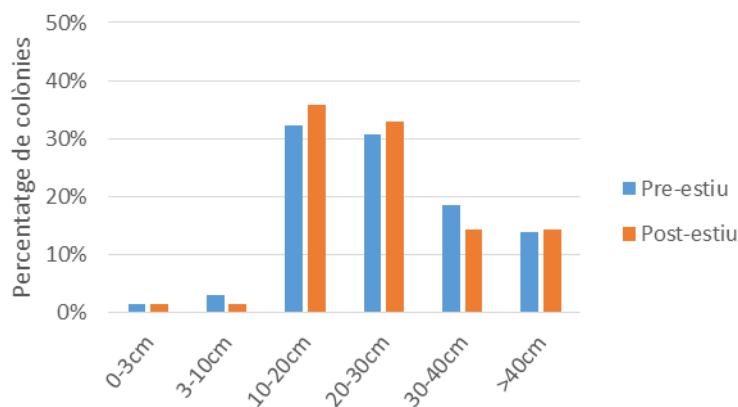


Figura 27. Tascó Gran. Estructura de talles (en categories de 10 cm) en els diferents períodes mostrejats.

Aquesta estació abans de l'estiu presentava un 18% de colònies amb zones mortes i epifitades, derivada d'episodis anteriors de mortalitat, que representa una mitjana del 37% de la superfície de les colònies afectada (Figura 28). Després de l'estiu, es va detectar que el 74% de les colònies, amb una mitjana d'un 63% de la seva superfície, presentaven necrosi recent derivada de la mortalitat causada per l'elevada temperatura de l'aigua d'aquest estiu (Figura 28).

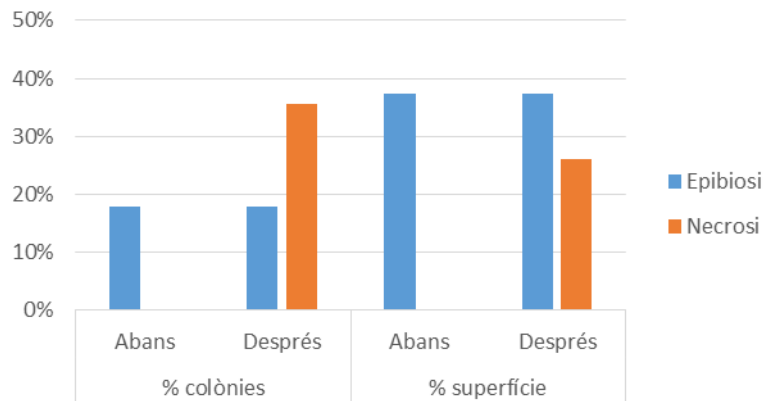


Figura 28. Tascó Gran. Percentatge de colònies i superfície mitja afectada per epibiosi i necrosi abans i després de l'estiu.

Tant la necrosi com l'epibiosi recent ocorreguda a finals d'estiu, han afectat de la mateixa forma a totes les classes de talla a la localitat de Tascó Gran (Figura 29). Trobem poca afectació en les colònies de mida més petita ja que, la població de gorgònies vermelles de la localitat de Tascó Gran, no està gaire representada per aquestes colònies (Figura 29).

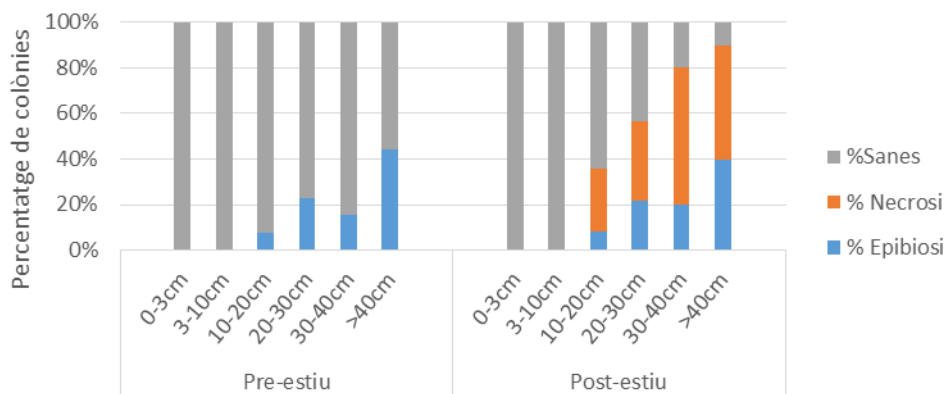


Figura 29. Tascó Gran. Percentatge de colònies sanes, amb teixit necrosat i amb epibiosi per cada període mostrejat.

Tascó Petit

En aquesta zona s'han registrat un total 5.644 immersions a l'estiu del present any.

La densitat de gorgònies vermelles d'aquesta estació abans de l'estiu és de 20 ind/m² i, a la tardor, de 18 ind/m² (Figura 5 i 6).

L'estructura de talles d'aquesta estació és la representada a la Figura 30, on destaca la dominància de les classes més grans (>40 cm).

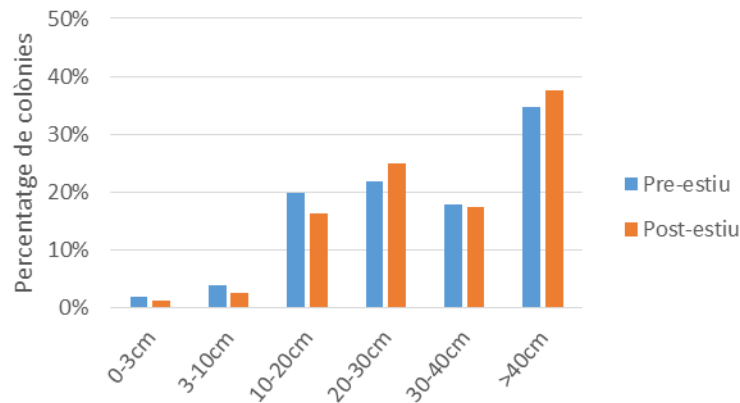


Figura 30. Tascó Petit. Estructura de talles (en categories de 10 cm) en els diferents períodes mostrejats.

Aquesta estació abans de l'estiu presentava un 24% de colònies amb zones mortes i epifitades, derivada d'episodis anteriors de mortalitat, que representa una mitjana del 40% de la superfície de les colònies afectada (Figura 31). Després de l'estiu, es va detectar que el 33% de les colònies, amb una mitjana d'un 48% de la seva superfície, presentaven necrosi recent derivada de la mortalitat causada per l'elevada temperatura de l'aigua d'aquest estiu (Figura 31).

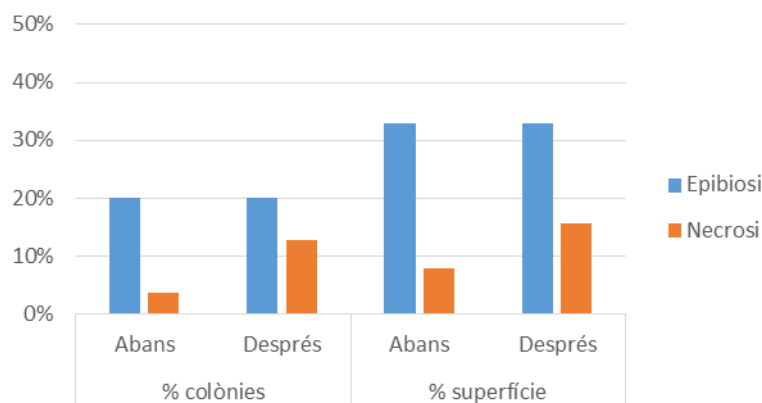


Figura 31. Tascó Petit. Percentatge de colònies i superfície mitja afectada per epibiosi i necrosi abans i després de l'estiu.

L'epibiosi ha afectat de la mateixa forma a totes les classes de talla a la localitat de Tascó Petit (Figura 32). La necrosi recent ocorreguda a finals d'estiu gairebé no ha afectat a les colònies de la localitat de Tascó Petit (Figura 32).

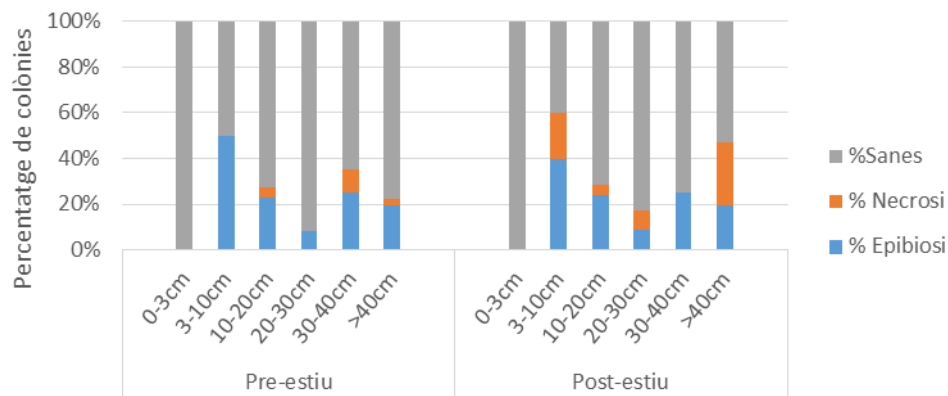


Figura 32. Tascó Petit. Percentatge de colònies sanes, amb teixit necrosat i amb epibiosi per cada període mostrejat.

Discussió

Els resultats del seguiment de les poblacions de gorgònies abans i després de l'estiu ens han permès constatar en primer lloc, l'impacte de les elevades temperatures d'aquest estiu 2016 sobre les gorgònies vermelles de les Illes Medes, així com avaluar la metodologia utilitzada en aquest estudi, tant a nivell de mètodes emprats com el fet de repetir aquests censos dues vegades abans i després de l'estiu. A continuació es discuteix la informació aportada per cadascun dels paràmetres avaluats així com les dades concretes obtingudes en cadascuna de les localitats per veure l'impacte directe del busseig sobre les poblacions de gorgònies en cada localitat.

Respecte a les densitats, el que podem comprovar, en primer lloc, és la gran diferència entre les localitats estudiades. Aquestes densitats, entre 10 i 30 colònies/m², no difereixen molt de les que es troben en altres localitats de la Mediterrània (Linares et al 2005, Linares et al 2008, Gori et al 2011). Quan comparem les densitats abans i després de l'estiu, gairebé no s'observen diferències i, les petites diferències que veiem, són principalment degudes a petits errors de mostreig. Destaquen significativament les diferències observades entre els dos mètodes que s'han combinat, el del seguiment de colònies identificades individualment en els tres primers metres quadrats i el del nombre de colònies totals comptabilitzats en la resta de quadrats. Les diferències de densitat són més del doble i això es deu a que és, únicament, en el seguiment acurat de les colònies, quan detectem totes les colònies presents. Les dues poblacions que han mostrat una disminució detectable de la densitat són El Guix i Tascó Petit, tot i que s'haurà de verificar aquesta caiguda de la densitat en els propers anys mitjançant el seguiment de les colònies identificades individualment.

L'estudi d'estructura de talles proporciona important informació sobre les condicions de les poblacions als diferents llocs estudiats. Si bé la talla central a les diferents distribucions es troba entre els 10-20 ó 20-30 centímetres aproximadament i la major part dels patrons és unimodal amb forma de campana, alguns

llocs presenten estructures poblacionals diferents. La població de Tascó Petit destaca per l'elevada abundància de colònies de més de 40 centímetres, mentre que aquestes mides grans són pràcticament absents en la majoria de localitats. En general, també es pot veure un reclutament molt limitat, pràcticament nul en la majoria de localitats o molt petit en las poblacions de Tascó Petit, Tascó Gran i Pedra de Déu. Aquestes estructures de talles són similars a les que s'observen en general a totes les poblacions de la gorgònia vermella *P. clavata* (Linares et al 2008, Gori et al 2011). Com era esperable no hi ha diferències notables entre les estructures observades abans i després de l'estiu, i les diferències que s'observen són atribuïbles a colònies que són de mida molt propera al canvi de classe i, per tant, s'han comptabilitzat en una talla o un altre segons s'hagin mesurat en el cens. En aquest sentit és important tenir en compte que, les mesures tal com es fan, amb un regle i un error de ± 0.5 cm, no serveixen per estimar el creixement exacte de les colònies ja que l'error de mesura està dins de la taxa de creixement anual d'aquestes gorgònies (al voltant de 0.8 cm/any; Coma et al. 1998). Per tant, aquesta metodologia únicament ens permet detectar creixements després de períodes més llargs de temps.

La mortalitat per necrosi és el paràmetre que ha mostrat una diferència més important entre els censos realitzats abans i després de l'estiu en totes les poblacions estudiades. En canvi, la mortalitat per epibiosi s'ha mantingut bastant estable entre els dos censos. Aquesta mortalitat per necrosi, es a dir provocada per un augment molt important del teixit totalment denudat (sense teixit ni organismes epibionts), indica que es tracta d'una mortalitat molt recent, atribuïble a les elevades temperatures d'aquest estiu de 2016. Aquesta mortalitat recent és la que s'observa els primers mesos després de l'afectació com s'ha demostrat en el seguiment a llarg termini d'altres poblacions afectades per anomalies tèrmiques positives (Cerrano et al 1999, Perez et al. 2000, Linares et al. 2005). El percentatge de superfície afectada recentment es situa al voltant del 20 i el 50%, observant-se els valors menors a Tascó Petit i Medallot i els valors més elevats a La Vaca seguit de Pota del Llop. Les localitats que van mostrar un percentatge més gran de teixit afectat, bàsicament per epibiosi (es a dir mortalitat de l'estiu passat o, fins i tot, mortalitat anterior) mostren uns valors més elevats, al voltant del 40-50%. Les estacions que presenten un major grau de afectació resultant després de l'estiu (amb l'augment del percentatge de teixit denudat) són l'estació del Guix i de Pedra de Déu.

El percentatge de colònies afectades ens permet veure com, tot i que hi ha afectacions molt importants en algunes estacions anteriorment mencionades, el percentatge de colònies afectades es situa, com a màxim, al voltant del 20% i, després de l'estiu, aquest percentatge arriba al voltant del 50% o superior a les estacions de Carall Bernat, Medallot i Tascó Gran.

La combinació dels dos paràmetres ens permet veure que, malgrat que el percentatge de teixit afectat mig és molt elevat, tant el recent després de l'estiu a la majoria d'estacions com el corresponent a mortalitat antiga a estacions com el Guix o Pedra de Déu, el percentatge de colònies sanes (<10% de teixit afectat) era relativament elevat abans de l'estiu (més del 80 % de les colònies no presentaven afectacions importants). Per tant, la principal mortalitat que s'ha observat en aquestes estacions ha estat atribuïda a elevades temperatures de l'aigua de mar que provoquen un estrès fisiològic molt important després de l'estiu, moment en que les gorgònies són més vulnerables (Coma et al. 2009). La mortalitat observada en funció de la mida de les colònies no mostra un patró clar i, tant les colònies petites com les de mida gran, resulten afectades per mortalitat per epibiosi i per necrosi. Estudis anteriors han demostrat com l'efecte erosiu dels esclafandristes afecta principalment a les colònies de mida gran (Coma et al. 2004), mentre que la mortalitat atribuïble al canvi climàtic afecta tant a les colònies de mida petita com a les grans (Linares et al 2005, Coma et al 2006).

A nivell de submarinistes, no s'ha detectat una mortalitat important de colònies si comparem les densitats i l'estructura de talles en cap de les localitats estudiades. En canvi, si que pel percentatge de teixit afectat mig podem veure com el Guix i Pedra de Déu són les poblacions que mostren un estat de conservació menor, tot i que no el podem atribuir directament a l'efecte dels escafandristes. A l'estació del Guix també cal destacar una petita disminució de la densitat observada entre els censos realitzats abans i després de l'estiu. Les estacions de Tascó Petit, principalment, i després Carall Bernat, Tascó Gran i Pota del Llop presenten una gran abundància de colònies de talla gran el que indica que es tracta de poblacions on les fonts de mortalitat no han estat molt importants. Cal destacar que Tascó Petit ha patit una pèrdua de densitat destacable que podria ser atribuïda a la nova posició de la boia per escafandristes.

Tot i que per ara no s'ha observat una disminució destacable en cap de les localitats estudiades, és important tenir en compte que les gorgònies amb percentatges de afectació majors als 50% probablement acabaran morint després d'uns anys, com s'ha vist en el seguiment a llarg termini de les poblacions al Parc Nacional de Port-Cros (França) afectades greument a l'estiu del 1999 per un augment inusual de les temperatures (Linares *et al.* 2005). Per tant, és esperable una disminució important en la densitat d'aquestes poblacions, sobretot si es veuen afectades per altres pertorbacions o, de nou, per temperatures inusualment elevades.

Conclusions

La diferencia de resultats observats en funció dels dos mètodes, on es segueixen individualment les colònies i on únicament es comptabilitzen, ens demostra que únicament un cens acurat de les gorgònies ens permet obtenir valors totalment fiables de densitat i, per tant, es recomana seguir una menor àrea però de manera intensiva.

El fet de no haver observat diferències entre les densitats i estructures de talles abans i després de l'estiu i únicament haver detectat la mortalitat recent de les colònies per les elevades temperatures, ens indica que un cens al final de l'estiu es suficient per detectar les mortalitats atribuïbles tant per canvi climàtic com per escafandristes.

El percentatge de colònies afectades així com el percentatge de teixit afectat són bons indicadors de l'estat de conservació de les poblacions i es poden utilitzar com un dels paràmetres a avaluar a escales espacials més grans i en transectes a l'atzar. La realització d'aquests censos després de l'estiu ens permet detectar si les mortalitats han estat causades durant aquest mateix estiu o provenen d'anys anteriors.

La lenta dinàmica poblacional d'aquesta espècie únicament permet considerar canvis significatius a partir de 4 ó 5 anys i, per tant, no es aconsellable aquest tipus de seguiment abans i després de l'estiu.

Es recomana, per tant, fer el seguiment intensiu d'una àrea petita i un nombre factible de colònies (que permet una avaluació més acurada de la densitat) i combinar-ho amb transectes a l'atzar on s'estimi el percentatge de colònies i teixit afectat a escales espacials més grans.

Les poblacions que mereixen un especial atenció són el Guix, la Pedra de Déu i Tascó Petit, per mostrar una caiguda de densitat destacable i uns percentatges d'afectació més elevats.

Seguiment de les comunitats de coves submarines de la Reserva Marina de les Illes Medes com a indicadores de l'efecte de la freqüentació de submarinistes sobre les comunitats bentòniques

- Per primera vegada s'ha fet un seguiment de les comunitats de 5 coves submarines a les Illes Medes per avaluar-hi l'efecte de la freqüentació de submarinistes.
- S'ha estudiat l'impacte de les càmeres d'aire derivades de la respiració dels bussejadors al sostre de les coves.
- S'han comparat els resultats d'enguany amb imatges de 1978 dels sostre i del fons del túnel del Dofí.

- Els efectes negatius derivats del busseig són evidents als sostres de les 5 coves i al fons del túnel del Dofí.
- S'observa mortalitat entre els organismes al centre de la majoria de les càmeres d'aire.
- Es recomana continuar el seguiment dels impactes a les coves com a indicadors de l'efecte dels submarinistes sobre les comunitats.

Aquest capítol ha de ser citat com:

Burgués I., Capdevila P., Mariani S., Medrano A., Hereu B. 2016. Seguiment de les coves submergides al Parc Natural de Cap de Creus i 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.

Introducció

Les coves i els túnels submergits de l'infralitoral i del circalitoral presenten algunes entre les comunitats més diverses i fràgils de la Mediterrània (Gerovasileiou i Voultziadou 2012). De fet representen indrets especials des del punt de vista faunístic i ecològic ja que es tracta d'espais més o menys tancats i amb règims de llum d'intensitat diferents, però sempre baixos quan els comparem amb els de les comunitats externes a la mateixa profunditat. Les característiques de les comunitats i dels patrons de distribució dels organismes de les coves són semblants per les coves submarines de tot el món (Martí *et al.* 2004). Tot sovint, a l'interior trobem organismes més semblants als que habiten les comunitats de coral·ligen que als que viuen a les entrades de les coves. El conjunt d'espècies és molt característic i especialitzat i la seva distribució al llarg de la cova pot ser força homogeni (Pérès i Picard 1964, Gili *et al.* 1986). Tot i així, les distribucions espacials i temporals dels organismes de les coves submergides han estat poc estudiats (Bussotti *et al.*, 2006).

La fauna que trobem a les coves submergides està prou especialitzada a la baixa intensitat lumínica, a les condicions d'hidrodinamisme, a la sedimentació i a les possibles variacions de salinitat que poden derivar de la presència de diferents entrades d'aigua dolça. La temperatura de l'aigua pot variar també a causa de la baixa radiació o del règim especial de corrents a les coves (Gili *et al.* 1986; Ros *et al.* 1984). La presència de més o menys sediment, determina finalment la presència dels organismes tot i que la major part són filtradors.

Diversos treballs han estudiat les comunitats de coves de la Mediterrània (Alongi *et al.* 2012; Bibiloni i Gili 1982; Gerovasileiou *et al.* 2015; Martí *et al.* 2004; Pérès i Picard 1964; Ros *et al.* 1984). La fauna de les coves submergides del Mediterrani comparteix molts elements amb la fauna de les comunitats del circalitoral i del coral·ligen, si exceptuem, òbviament, la major part de les algues coral·lines incrustants que caracteritzen i creen les estructures pròpies d'aquestes comunitats profundes. A part, la fauna de les coves submergides compta amb espècies relictas cavernícoles, adaptades als ambients estables i aïllats característics d'aquests sistemes. Totes aquestes condicions permeten el desenvolupament de comunitats molt peculiars, dominades per invertebrats (majoritàriament esponges i cnidaris) amb dinàmiques demogràfiques molt lentes (baix creixement, alta longevitat) i molt sensibles a les pertorbacions. És d'esperar doncs, que les espècies, els grups taxonòmics i funcionals vagin canviant a mesura que ens endinsem a les coves. A la part més externa, de fet, trobarem encara moltes de les algues típiques d'ambients poc il·luminats, coma ara l'alga verda *Flabellia petiolata* (Figura 1), les algues brunes *Taonia atomaria* i *Dictyota dicothoma* var. *intricata* i els rodòfits *Falkenbergia rufolanosa* i *Mesophyllum alternans*.

Més endins, quan la llum es redueix a una fracció molt petita respecte a la intensitat fora de la cova, els organismes animals són els protagonistes. Cnidaris com el corall vermell (*Corallium rubrum*) i el corall *Leptosammia pruvoti* poden ser força abundants (Figura 2, intentar trobar una imatge que hi siguin els dos!), així com les esponges *Clathrina clathrus*, *Dendroxea lenis*, *Diplastrella bistellata*, *Petrosia ficiformis* i *Haliclona mucosa*, els briozous del gènere *Scrupocellaria*, molts mol·luscs, tunicats i poliquets més o menys específics de les comunitats poc il·luminades. Quant més a dins de la cova anem, la fauna es fa més especialitzada..

Les comunitats de les coves estan protegides per la Directiva Europea d'Hàbitat (92/43 / EEC), però, les distribucions espacials i temporals de conjunts faunístics a les coves submergides han estat poc estudiades (Bussotti *et al.* 2006; Di Franco *et al.* 2010), així com els impactes que aquestes comunitats poden patir per part de bussejadors recreatius (Garrabou i Harmelin 2002, Di Franco *et al.* 2013) i que

poden afectar la distribució de les espècies a l'interior de la cova i, per tant, a la conservació d'aquest hàbitats tan fràgils.

Degut al seu atractiu, les coves submarines són ambients molt freqüentats per submarinistes, que per la seva activitat poden causar perturbacions a les comunitats bentòniques de seu interior (Lloret *et al.*, 2006; Di Franco *et al.* 2009).

No obstant, les coves són hàbitats vulnerables a la presència de bussejadors recreatius (Lloret *et al.* 2006) que tenen preferència per aquest tipus d'enclavaments i on a més tenen un major contacte amb els organismes (Di Franco *et al.* 2009). Un efecte observat en la biocenosi de les coves per la presència de bussejadors és l'augment de l'heterogeneïtat espacial i disminució d'estructures tridimensionals (Guarnieri *et al.* 2012). Els escafandristes poden causar perturbacions a través de diferents efectes tant directes com indirectes, a través de diferents mecanismes: per contacte i destrucció directa dels organismes, a través de la resuspensió de sediments (Di Franco *et al.* 2010), la seva presència pot afectar el comportament de certes espècies (Hawkins *et al.* 1999) i també els efectes de les bombolles d'aire que queden atrapades en els sostres (Milazzo *et al.* 2002). La presència d'espais amb aire impossibilita l'assentament o desenvolupament d'organismes allà on l'aire queda atrapat, i això pot contribuir al deteriorament de les comunitats.

Tot i que els efectes del busseig han estat una part fonamental del programa de seguiment, i s'ha quantificat en diverses comunitats fràgils, paradoxalment a les coves, un dels espais més fràgils i freqüentats per submarinistes no han estat mai quantificats a la Reserva Natural de les Illes Medes. Degut a la gran representativitat que les coves tenen al massís del Montgrí i les illes Medes degut a la seva naturalesa calcària, aquestes formen un atractiu característic per als submarinistes, i són un dels ambients més freqüentats alhora que més fràgils de la reserva.

A més, per poder quantificar els efectes directes i indirectes de la creació de l'àrea protegida com de l'augment de les visites de bussejadors cal tenir un estat o situació de referència. Designar un punt de referència es pot fer o bé a través de l'estudi de zones no impactades, o bé a través de documentació que testimoniï l'estat abans de la perturbació. Degut a que a les illes Medes els submarinistes poden visitar totes les coves, no n'hi ha cap que serveixi com a referència de zona no freqüentada per a la comparació amb les coves que sí ho estan en diferent grau. Per a aquesta finalitat, en aquest informe es va incorporar les fotografies realitzades l'any 1978 al Túnel Dofí, en la mateixa zona, dins el programa "Estudi ecològic de les comunitats terrestres i marines de les illes Medes" realitzats per investigadors de la Universitat de Barcelona sota la direcció de Ramon Margalef (Gili i Ros, 1984).

Amb aquest estudi es pretén descriure l'estat de la fauna bentònica de sis coves freqüentment visitades per bussejadors a la Reserva Natural de les Illes Medes i, més concretament: 1) detallar els efectes directes de la presència de bussejadors seguint els efectes de les càmeres d'aire presents als sostres de les coves, 2) Comparar l'estat actual amb l'estat de les mateixes fa 38 anys, a través de l'anàlisi de dades i documents gràfics històrics realitzats l'any 1978, i 3), obtenir un catàleg d'imatges fotogràfiques dels sostres, parets i els fons de les sis coves estudiades per tal de tenir una referència per a poder avaluar els efectes del busseig en el futur.

Materials i Mètodes

Disseny i estacions de mostreig

El mostreig es va dur a terme en 5 coves de la Reserva Marina de les Illes Medes: Cova del Dofí, túnel del Dofí, cova dels Misidacis, cova del Malpàs, cova de la Vaca en les seves dues entrades, Sud-Est i Nord-Oest entre el 7 i el 15 de setembre de 2016. La localització exacta de les coves es mostra a la Figura 1.

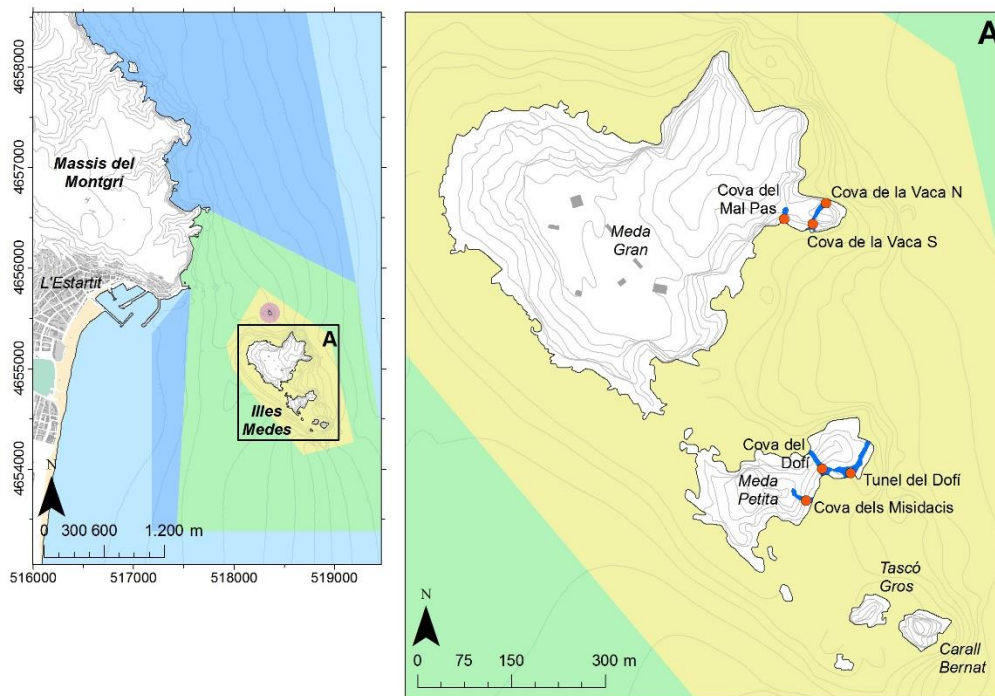


Figura 1. Mapa de la situació dels transectes a les diferents coves estudiades.

A cada cova es va instal·lar un transecte de 10 metres de llargada al sostre mitjançant la fixació de cargols de plàstic assegurats amb massilla epoxídica de dos components col·locats a cada metre del transecte. Per a fer el mostreig, es va instal·lar una cinta mètrica resseguint els cargols de plàstic com a referència, i es varen fer fotografies cada 50 cm a cada costat de la cinta a través de tot el transecte, de forma que en cada fotografia enquadrava 0,25 m² de superfície del fons, i obtenint un total de 10m² de superfície analitzada en cada cova. Les fotografies es varen realitzar mitjançant una Càmera Canon G7X amb caixa estanca i llum acoblada per a vídeo i un flash. Durant la presa de cada imatge el submarinista col·locava dins del quadre de la fotografia un regle de 50 cm que serviria com a mesura per les successives anàlisis de les fotografies (Figura 2). A més, es va realitzar un vídeo mitjançant una càmera Go-Pro resseguint cada transecte.

Per a l'anàlisi d'un punt de referència, i manca d'una cova sense submarinisme com a control, es va incorporar les fotografies realitzades l'any 1978 al Túnel Dofí, en la mateixa zona, dins el programa "Estudi ecològic de les comunitats terrestres i marines de de les illes Medes" realitzats per investigadors de la Universitat de Barcelona sota la direcció de Ramon Margalef (Gili i Ros, 1984), i que es guarden al Departament de Biologia Evolutiva, Ecologia i Ciències Ambientals de la Universitat de Barcelona.

Aquestes fotografies, en format de diapositiva, es van passar a format digital amb un escàner Cànon 9000F Mark II per a realitzar els mateixos anàlisis que les fotografies fetes el 2016.

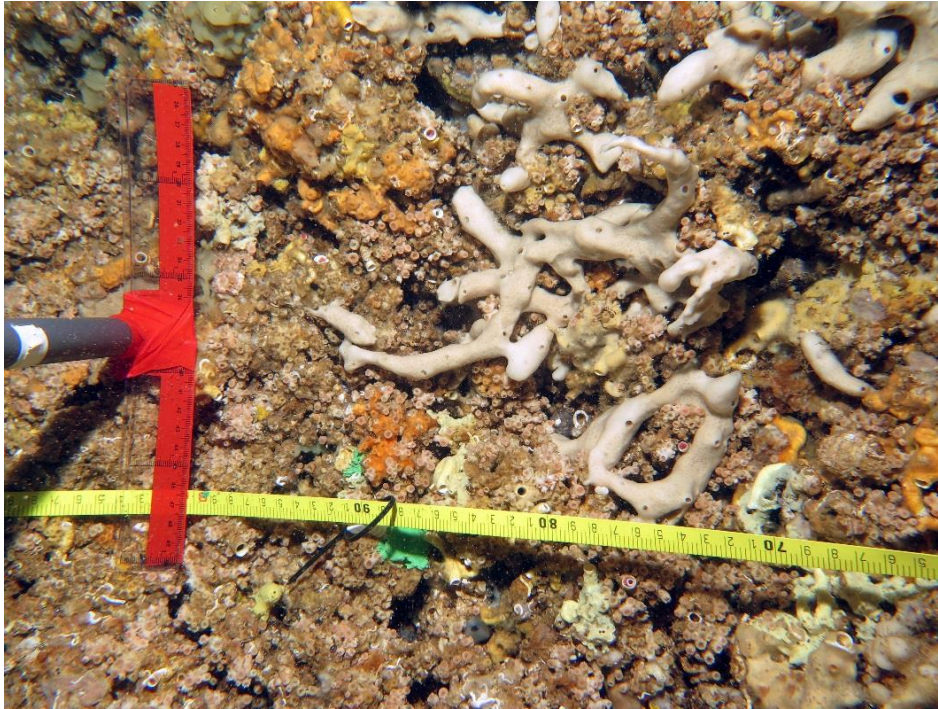


Figura 2: Imatge del sostre de la cova de la Vaca (Nord) amb el sistema utilitzat per mesurar l'espai ocupat per les càmeres d'aire.

Anàlisi de les imatges

Les imatges es van analitzar mitjançant el programa Photoshop (CS4) d'Adobe calculant les àrees afectades per l'aire exhalat pels submarinistes (Figura 5). Degut a la impossibilitat de identificar totes les espècies a través de fotografia, es va optar per a utilitzar tres mesures que indiquen diferent grau de pertorbació degut a l'acumulació d'aire:

- 1- Àrea ocupada per organismes vius, sense càmeres d'aire acumulat.
- 2- Àrea ocupada per càmeres d'aire i amb presència d'organismes vius. Aquesta categoria indica la formació de càmeres d'aire que pot ser alliberat en certa mesura, i que representa un cert grau de pertorbació dels organismes, tot i que no letal a curt termini.
- 3- Àrea ocupada per càmeres d'aire, amb organismes morts per necrosi. Aquesta categoria indica un impacte irreversible, ja que la capacitat de recuperació dels organismes es nul·la a curt i a mitja termini.

Per a la identificació dels espais amb aire a les fotografies ens ajudem de vídeos presos en el mateix transecte abans de fer les fotos, en els quals les bombolles es poden apreciar millor (Figura 3).



Figura 3: Imatge d'una càmera d'aire observada en les gravacions al transecte del Túnel del Dofí.

Detecció d'impactes

A més de l'anàlisi de les fotografies, en cada cova es va fer una inspecció visual, tant en els sostres com en les parts i els fons, amb la finalitat de detectar indicis de perturbacions, com les càmeres d'aire als sostres, trencament d'organismes bentònics, restes d'organismes trencats al fons, restes de plàstics, etc.

Anàlisi numèric

Per a cada fotografia realitzada, es va calcular el percentatge de superfície de cada categoria en relació a la superfície total analitzada. Per a cada transecte es va calcular la superfície mitjana, i error i desviació estàndard de cada categoria prenent cada fotografia com a unitat.

Resultats

La totalitat dels sostres de les coves presenten càmeres d'aire atrapat, derivades de la respiració dels submarinistes (Figura 4).

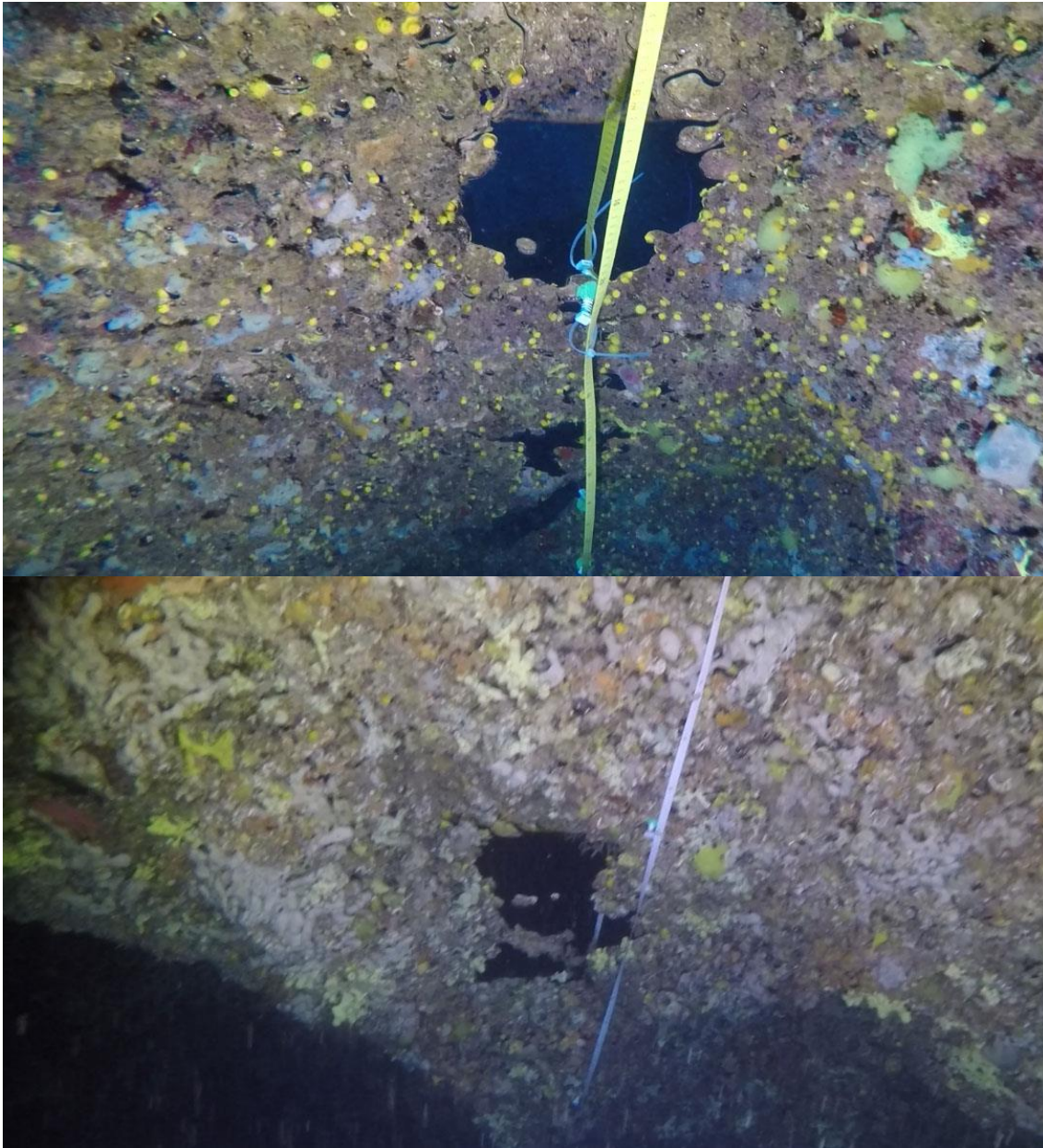


Figura 4. Trams de diversos transectes on es mostra les càmeres d'aire emmagatzemat al sostre. Cova del Malpàs (dalt) y Túnel de Dofí (sota).

Tot i que encara no s'ha dut a terme una anàlisi detallada de les espècies presents als sostres, sí s'ha pogut calcular el percentatge d'afectació per les càmeres d'aire a les sis coves estudiades. A la Figura 5 es pot apreciar l'efecte d'aquestes càmeres sobre la fauna bentònica dels sostres de les coves, ja que les zones afectades estan completament denudades.

El percentatge d'espais amb aire varia entre les coves estudiades. La Taula 1 resumeix els percentatges d'espais amb aire trobats en els sostres de les coves a la present campanya.

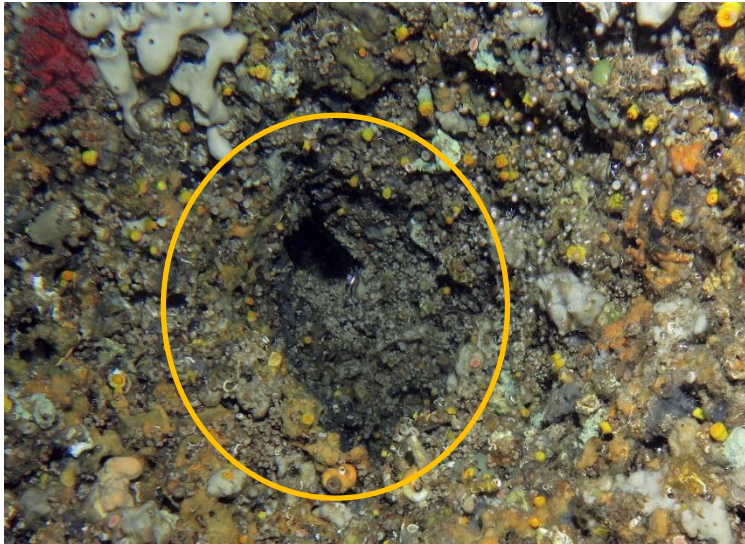


Figura 5: Una càmera d'aire (encerclada) al sostre del Túnel del Dofí.

Taula 1. Mitjana (\pm Error estàndard) del percentatge d'espais amb aire, i amb la fauna viva o morta sobre els sostres de les coves estudiades l'any 2016, amb el nombre de fotografies analitzades (N) i la superfície total analitzada (Sup).

| | N | Sup (m ²) | % Total Aire | % Aire mort | % Aire viu |
|----------------------------|----|-----------------------|--------------------|--------------------|--------------------|
| Cova dels Misidacis | 40 | 10 | 0,43 (\pm 0,11) | 0,09 (\pm 0,03) | 0,34 (\pm 0,08) |
| Cova Vaca NO | 39 | 9,75 | 2,14 (\pm 0,37) | 1,33 (\pm 0,25) | 0,81 (\pm 0,13) |
| CovaVacaSE | 40 | 10 | 2,82 (\pm 0,33) | 0,72 (\pm 0,18) | 2,10 (\pm 0,15) |
| Cova Dofí | 36 | 9 | 2,57 (\pm 0,73) | 0,52 (\pm 0,20) | 2,05 (\pm 0,54) |
| Malpas | 40 | 10 | 6,03 (\pm 1,12) | 3,81 (\pm 0,80) | 2,22 (\pm 0,32) |
| Tunel Dofí | 38 | 9,5 | 9,07 (\pm 1,64) | 5,69 (\pm 0,76) | 3,37 (\pm 0,89) |

Tant el Túnel Dofí com la Cova del Malpàs tenen un gran percentatge superior d'espais amb aire, (9,07% i 6,03% respectivament) que, al seu torn, corresponen amb els majors percentatges d'aire mort (5,69% i 3,81%, respectivament). La cova de la Vaca presenta diferències en les seves dues entrades, sent en l'entrada Sud-Est on hi ha una major quantitat d'espais amb aire (2,82%) respecte l'entrada Nord-Oest (2,14%). No obstant, és a l'entrada de la Vaca NO on es va trobar major percentatge d'espais amb aire mort (1,33%) que espais amb aire en els que encara es troba fauna bentònica viva (0,81%). La cova del Dofí presenta una proporció similar de bombolles d'aire atrapades en els sostres, amb un 2,57%. La cova dels Misidacis és la que té menys percentatge d'espais amb aire (0,43%) i en la qual, en general, es va trobar menys espai d'aire mort (0,09%) (Figura 6).

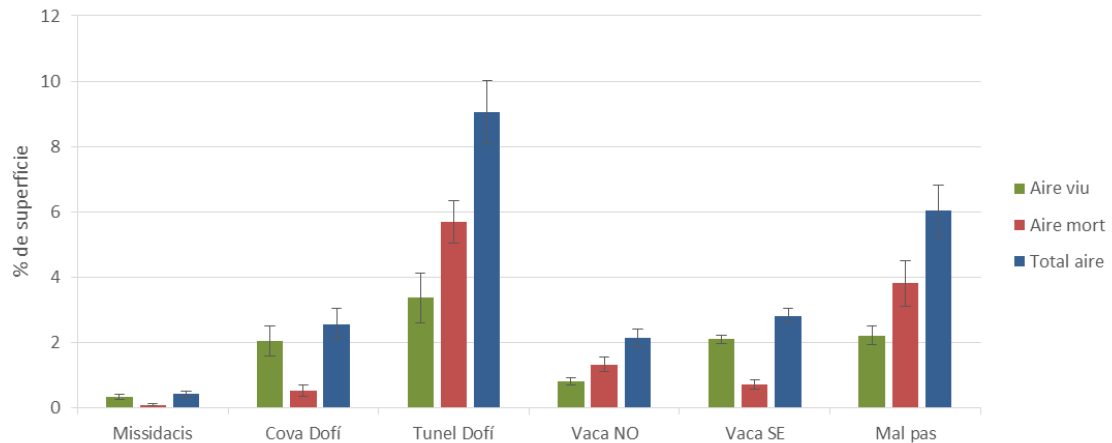


Figura 6. Mitjanes ± error estàndard dels percentatges dels sostres de les 6 coves estudiades ocupats per les càmeres d'aire (segons s'hi hagi o no observat mortalitat d'organismes) o lliures de bombolles.

La comparació entre l'estat dels sostres analitzats de les fotografies de l'any 1978 enfront de la present campanya al túnel del Dofí mostren un clar augment en la presència d'espais amb aire d'un 0,7% el 1978 a un 9,07% en 2016 (Taula 2). Tot i haver espais d'aire mort presents a la cova fa més de 30 anys (0,27%) el percentatge d'aquests ha augmentat considerablement fins 5,69% enfront dels espais d'aire viu que no han augmentat en la mateixa mesura (Figura 7).

Taula 2. Mitjanes (± error estàndard) del percentatge d'espais amb aire al sostre del Túnel del Dofí els anys 1978 y 2016, amb el nombre de fotografies analitzades (N) i la superfície total analitzada (Sup).

| | N | Sup (m ²) | % Total aire | % Aire mort | % Aire viu |
|-------------|----|-----------------------|---------------|---------------|---------------|
| 1978 | 70 | 17,5 | 0,70 (± 0,12) | 0,27 (± 0,01) | 0,44 (± 0,03) |
| 2016 | 38 | 9,5 | 9,07 (± 1,57) | 5,69 (± 0,19) | 3,37 (± 0,10) |

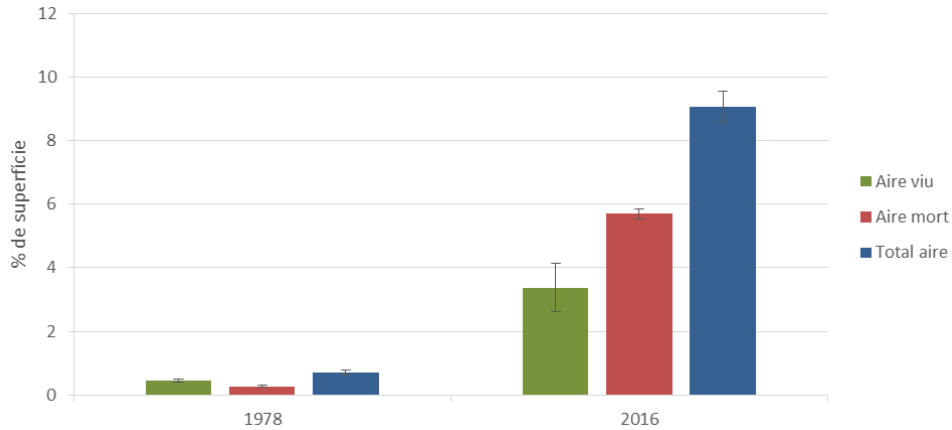


Figura 7. Mitjanes \pm error estàndard dels percentatges de zones ocupades amb aire (amb la fauna viva o morta i el total) dels sostres del Túnel del Doí el 1978 i el 2016.

La comparació entre la comunitat dels sostres de les coves entre 1978 i 2016 mostra un canvi notable en la composició dels diferents grups d'espècies.

Entre les principals diferències de les espècies que s'observen entre els 2 anys destaca la major abundància el 1978 de les cobertures de corall vermell (*Corallium rubrum*), els briozous *Scrupocellaria* sp. i *Reteporella grimaldii*, i la presència de poliquets respecte el 2016, mentre que el 2016 s'observa una dominància de les esponges incrustants amb una disminució de la cobertura de Cnidaris i Briozous (Figura 8).

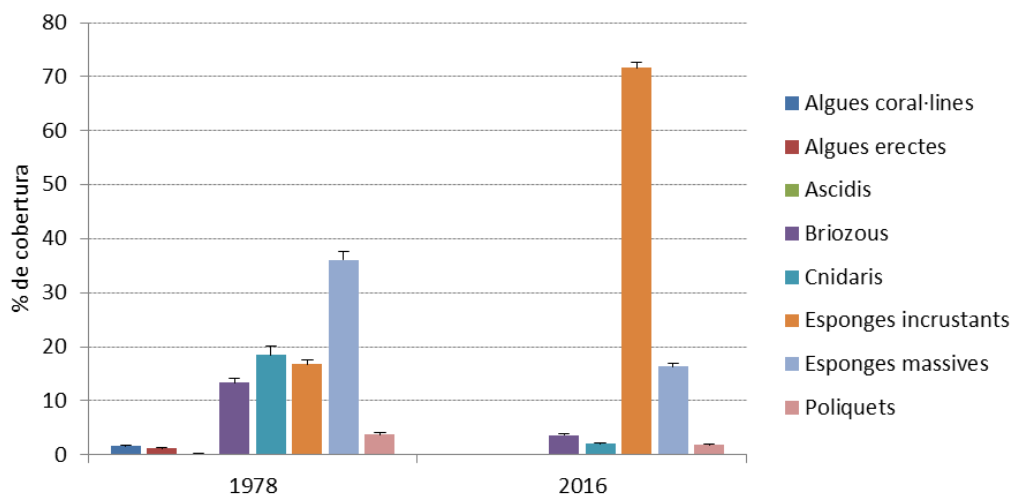


Figura 8. Mitjanes \pm error estàndard dels percentatges cobertura per grups taxonòmics dels sostres del Túnel del Doí el 1978 i el 2016.

Un altre paràmetre que ens ha permès estudiar les fotografies del 1978 és l'estat dels fons de les coves. En general, els fons de les coves han mostrat un aspecte molt denudat, sense organismes que formin estructures tridimensionals sobre el fons, tal com hauria de correspondre en aquests ambients. Tot i que no hem quantificat la cobertura d'organismes i la seva estructura tridimensional, la comparació entre fotografies realitzades el 1978 i el 2016 sobre el mateix transecte en el fons del túnel del Dofi, mostra que el 1978 el fons de la cova presentava una major cobertura, majoritàriament esponges i tunicats, mentre que en les fotografies actuals, aquests mateixos fons estan molt més denudats (Figura 9).

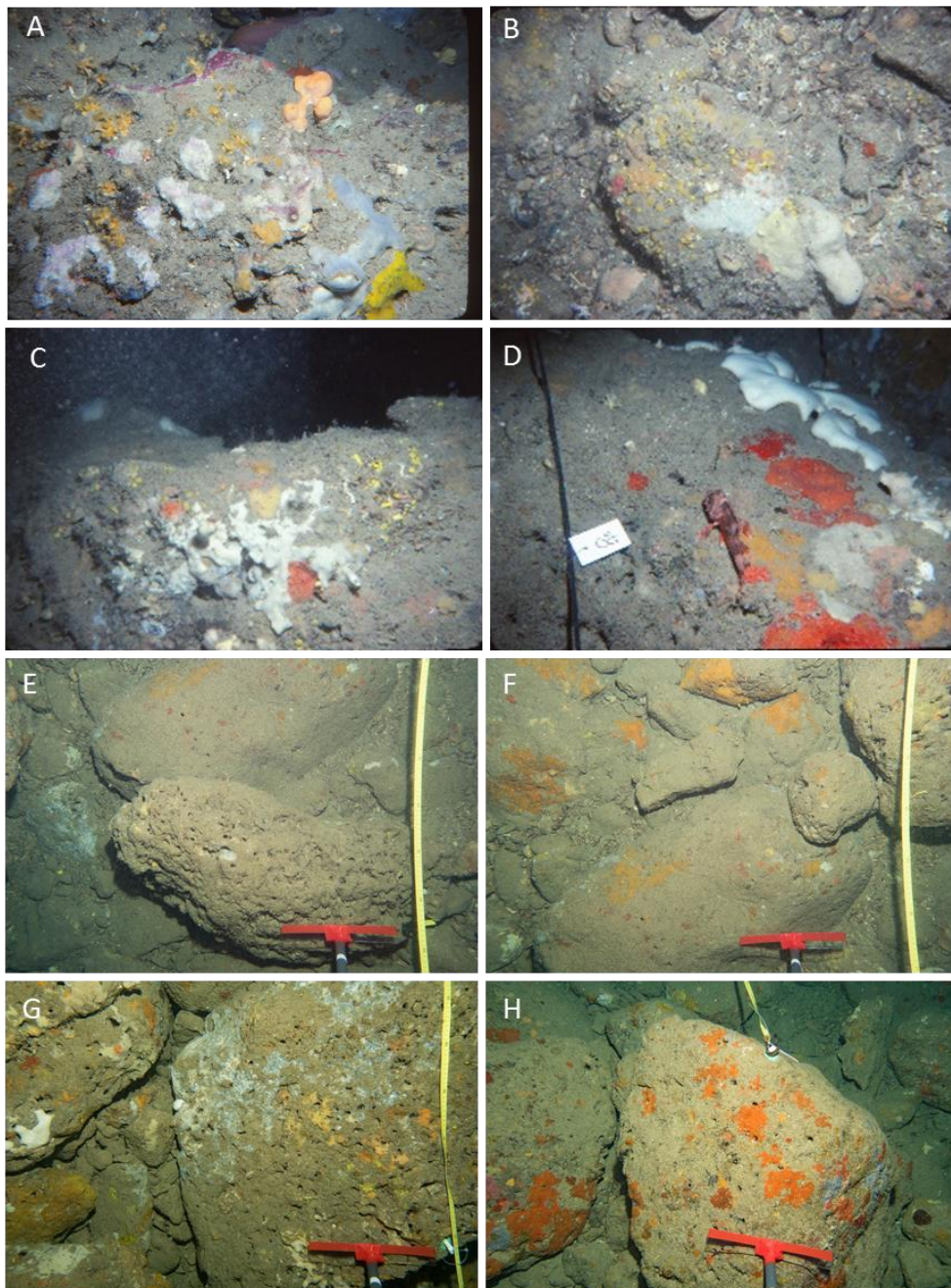


Figura 9. Fotografies del transecte del fons del túnel del dofi realitzades el 1978 (A-D) i el 2016 (E-H) on es mostra el canvi en la fauna bentònica sobre el fons.

Discussió

L'objectiu d'aquest estudi es avaluar l'efecte dels submarinistes sobre les comunitats de coves, per a poder aplicar una gestió adaptativa i poder regular aquesta activitat per a preservar la diversitat del Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. Tot i la seva fragilitat, i ser una de les comunitats més freqüentades, les coves de les Illes Medes no havien estat mai monitoritzades per a avaluar l'impacte dels submarinistes.

Els resultat obtinguts mostren un clar efecte de les bombolles exhalades dels submarinistes sobre els sostres de les coves. Aquestes bombolles s'acumulen al sostre, on es queden atrapades, deixant els organismes que hi viuen enganxats exposats a l'aire. Hem pogut detectar que en algunes de les zones, tot i haver càmeres d'aire, i que els organismes estaven exposats a l'aire, encara vivien, fet que ens fa pensar que els organismes tenen certa resistència a aquesta pertorbació, tot i que al centre d'aquestes càmeres d'aire, els organismes moren. De totes formes, encara que els organismes bentònics tinguin certa resistència, les zones amb aire de ben segur que afecten als organismes, tot i que puguin sobreviure.

En general, la superfície afectada per aquest impacte ha estat variable segons les coves, ja sigui per la orografia dels sostres, que permeten més o menys l'evacuació de l'aire, o pel grau de freqüentació per part dels submarinistes. Tot i que les superfícies afectades no puguin semblar importants, sí que ho són si tenim en compte la fragilitat d'aquestes comunitats i la lenta capacitat de recuperació d'aquestes espècies, caracteritzades per una dinàmica molt lenta (de fet, a mitjà termini la recuperació d'aquestes zones mortes molt poc probable). A més, encara que les càmeres d'aire es formen en llocs específics on les característiques morfològiques dels sostres (per ex. petits caus i voltes) permeten l'acumulació de bombolles d'aire, efectes destructius subletals deguts al pas dels submarinistes es poden observar també a altres punts de les coves.

Hom podria pensar que l'efecte de les càmeres d'aire es un procés natural derivat de l'entrada de bombolles pels temporals o alguna altra causa natural. Aquest no sembla probable per la disposició i fondària d'aquestes coves. Per altra banda, la comparació de les fotografies realitzades en el mateix transecte l'any 1978, ens mostren una superfície afectada pràcticament insignificant, fet que demostra que hi ha hagut un augment d'aquestes acumulacions d'aire i una mortalitat dels organismes causat per la freqüentació dels submarinistes.

Un altre indicatiu de sobre freqüentació per part dels submarinistes és l'estat de la fauna del fons. La comparació de les fotografies fetes l'any 1978 al fons del túnel del Dofí amb les fotografies realitzades el 2016, indiquen que hi ha hagut un canvi significatiu de la composició i abundància de la fauna bentònica. Aquest canvi ha estat produït, sens dubte, per la erosió causada pel contacte dels submarinistes amb el fons que, en aquests ambients tancats i més estrets, pot ser més important que en altres zones.

Així doncs, prenent en consideració els objectius d'aquest estudi, les conclusions són que, efectivament, hi ha un impacte dels submarinistes sobre els sostres de les coves, especialment al túnel del Dofí i la cova del Malpàs, que són les coves que presenten una major presència i extensió de càmeres d'aire.

Un altre efecte, que no ha estat quantificat, tot i que és evident en la majoria de coves, és el causat sobre els fons. La comparació amb les fotografies de 1978 ens donen una idea dels canvis produïts en aquestes comunitats.

Com a conclusions doncs, en aquest estudi hem detectat un impacte significatiu per part dels submarinistes, tant en els sostres com en els fons de les coves. Es recomana, per tant, prendre mesures de gestió oportunes per a minimitzar els impactes de la freqüentació sobre aquestes comunitats.

Un aspecte que s'ha de considerar sobre aquest descriptor és el metodològic. Degut a que aquesta és la primera vegada que es mesurava aquest descriptor, es va posar a punt la metodologia utilitzada, que creiem ha donat un bon resultat. No obstant, i en base als indicis trobats durant les campanyes i a les fotografies de 1978, es recomanaria també fer un seguiment dels fons de les coves, ja que probablement estan patint un efecte major que als sostres.

El fet de tenir un registre fotogràfic antic ens ha permès tenir una bona referència de base per a poder determinar els canvis produïts. Sol passar que, per a avaluar els impactes de perturbacions, no tenim estats de referència de zones sense aquests impactes, fet que ens obliga sovint a prendre zones que ja han estat perturbades, i d'aquesta forma no podem avaluar els danys ocasionats. El fet de disposar d'aquestes fotografies ens permet obtenir aquestes bases. Aquest és un altre benefici de tenir un programa de recerca i seguiment continu i a llarg termini en aquesta àrea protegida.

Finalment, creiem que és interessant incorporar aquest descriptor en el programa de seguiment de la reserva, ja que ens permet detectar els impactes produïts en aquestes comunitats, que són fràgils a les perturbacions i tenen una lenta capacitat de recuperació. El seguiment d'aquest descriptor ens permetrà, no només detectar impactes, sinó també determinar la recuperació d'aquestes comunitats impactades en el cas que es prenguin mesures de gestió per a minimitzar-los.

Prospeccions del fons marí del Mar d'Amunt del Cap de Creus

- S'ha dut a terme prospeccions del fons marí a la Mar d'Amunt al Cap de Creus, entre la Cala Tamariua i l'Illa del Culleró.
- Les prospeccions s'han realitzat mitjançant tant observacions des de la superfície com amb escafandre autònom.
- A 8 punts dins de l'àrea prospectada s'han realitzat immersions fins a 45 metres.

- A la Medallera, la Punta del Boc i la Cabra, al Bau de la Punta del Molí, a la Cala Sardina i l'Illa del Tamariu, al Caralló i al Portaló, s'han identificat espècies i comunitats de gran interès pel que fa el patrimoni natural marí, amb gorgònies vermelles, corall vermell i llagostes. Des de les Fulloles a l'Illa del Culleró els fons són més pobres i mostren més signes d'impactes d'origen humà.
- A totes les prospeccions s'han detectat arts de pesca abandonats, mortalitat d'algues coral·lines incrustants i grans extensions de sobrepastura de garotes.

Aquest capítol ha de ser citat com:

Mariani S., Aspillaga E., Capdevila P., Hereu B. 2016. Prospeccions del fons marí al Parc Natural de Cap de Creus. Memòria tècnica. Generalitat de Catalunya. Departament de Territori i Sostenibilitat. Direcció General de Polítiques Ambientals.

Introducció

El coneixement de l'estructura i funcionalitat dels ecosistemes és una eina imprescindible per a la gestió i conservació del medi natural. La caracterització dels ecosistemes és un requisit per a la seva gestió i per a les decisions sobre els diferents graus de protecció. Hom sap que espècies i hàbitats responen de forma diferent a les perturbacions, així que tot impacta o ús que l'home imposa sobre el medi necessita ser analitzat tenint en compte les particularitats dels sistemes naturals. En aquest sentit, l'estudi de la distribució a l'espai d'hàbitats i espècies singulars o d'interès, representa una eina imprescindible per a la gestió i conservació del patrimoni natural.

En aquest sentit no n'hi ha prou simplement amb conèixer el patrimoni natural i de la seva distribució a l'espai, sinó que cal la dur a terme mesures de control i monitorització amb l'objectiu de detectar possibles canvis o, també, d'avaluar l'eficiència de les mesures de gestió. Tota aquesta informació és bàsica cara a aplicar mesures de conservació i a establir característiques ecològiques de referència d'espècies i hàbitats per tal de detectar possibles canvis en la estructura i les dinàmiques poblacionals.

Tot i ser molt àmplia en comparacions amb altres mars del món, la major part del coneixement sobre els fons marins mediterranis és fragmentària i, tot sovint, poc rigorosa. Al Parc Natural del Cap de Creus, per exemple, malgrat les publicacions de diferents grups de recerca sobre les comunitats i els hàbitats més freqüents i el coneixement dels submarinistes d'esbarjo, encara existeixen força zones poc descrites i per les quals fa falta realitzar observacions generals que permetin donar prioritat a tota mena d'accions, des de les més bàsiques, com ara realitzar mostres descriptives de les espècies i els hàbitats, fins a la promoció de zones amb diferents graus de protecció. A més, conèixer a fons una zona ens permet determinar de forma precisa canvis i perturbacions que es poden produir al patrimoni natural, ja sigui detectant aquests impactes, o establint estacions de control en les zones més adients o sensibles.

La idea general darrere de les prospeccions del fons marí del Cap de Creus va ser de descriure amb diferents nivells de detall els fons de la zona anomenada "Mar d'Amunt", una zona que va des de la Cala Tamariua cap a est, fins a la Illa de Culleró i al llarg d'uns 2' quilòmetres (vegeu Figura 1). Es varen utilitzar diferents aproximacions cara als mostres tal i com es detalla a la metodologia, buscant el compromís entre proporcionar informació detallada i descriure una tram de costa força llarg en el breu temps comprès dins dels terminis establerts pel contracte de seguiment 2016.

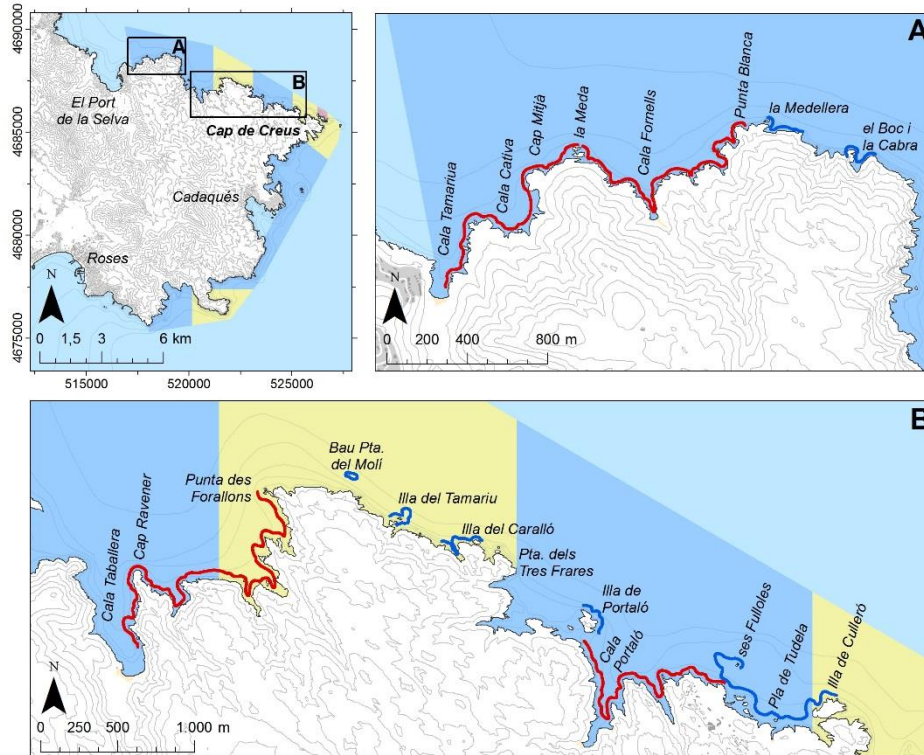


Figura 1. Els recorreguts dins de l'àrea prospectada. En vermell, es mostren els recorreguts extensius que es van dur a terme amb escafandre autònom i amb barca. Els punts d'immersió es representen en blau.

Metodologia

Les prospeccions es van dur a terme durant al mes d'agost de 2016, utilitzant tres tipus d'aproximacions.

Per una part, es varen realitzar recorreguts extensius (de fins a 1 km) en immersió amb escafandre autònom resseguint la línia de costa mantenint el mateix rang batimètric (entre 0 i 20 metres de fondària), on s'anotaven en una pissarra les comunitats animals i vegetals predominants i les espècies principals o singulars, així com les fondàries en les que es distribuïen.

Una segona aproximació va ser realitzar recorreguts extensius encara més llargs (fins a uns dos quilòmetres) en les zones més somes tot resseguint la línia de costa, mentre s'observava el fons directament des de la superfície. Aquesta aproximació consistia en recórrer trams de costa amb una embarcació pneumàtica a una velocitat molt reduïda (màxim 2 nusos) per tal de permetre a un observador amb un visor submarí de plàstic observar les comunitats bentòniques dominants al llarg del tram de costa mostrejat, i a profunditats de menys de 10 metres.

Finalment, en 8 punts del tram estudiat (vegeu més endavant) es van dur a terme immersions cobrint tot el rang de fondàries, entre la superfície i les comunitats del circalitoral fins als 45 metres de fondària, on s'annotava el tipus de substrat i la distribució de les diferents comunitats i espècies característiques o singulars segons la profunditat, així com els possibles signes d'impactes o perturbacions, com acumulacions de deixalles, restes d'arts de pesca abandonats, impactes físics a les comunitats, senyals de furtivisme, o la presència d'espècies introduïdes. A més, es van realitzar vídeos i es van prendre imatges fotogràfiques, per a obtenir un registre gràfic cara a anàlisis posteriors, i com a referència.

A la taula de baix es fa una llista del material necessari per dur a terme les prospeccions.

| | |
|---|------------------------------------|
| Embarcació pneumàtica | Càmera fotogràfica submarina |
| Equip d'immersió amb escafandre autònom | Càmera GoPro |
| GPS | Pissarres subaquàtiques amb llapis |
| Sóna | Visor submarí (batiscopi) |

Resultats generals

En total es van prospectar vora els vuit quilòmetres de costa, dels quals més de set es van recórrer amb una embarcació pneumàtica. A la Figura 1 es veuen els recorreguts duts a terme dins de l'àrea prospectada. La línia vermella indica l'espai prospectat mitjançant tant les immersions amb escafandre autònom com amb la barca i el visor submarí. Les línies verdes indiquen els recorreguts duts a terme amb escafandre autònom a punts específics de la zona. El rang batimètric prospectat mitjançant els primers dos tipus de metodologies (línies vermelles) anava d'uns pocs metres de profunditat (entre 4 i 6) fins a fons que en rars casos superaven els 20 metres. Gràcies a les immersions als 8 punts (vegeu Taula 1) es van poder prospectar rangs més amplis que arribaven als fons detrítics i de coral·ligen entre els 35 i els 40 metres de profunditats.

Taula 1. Les coordenades relatives als punts d'inici i final de cada prospecció puntual (ETRS 1989 UTM Zona 31N).

| Zona | Zona | Nom_est | Tipus | Fus_UTM_89 | Inici_X | Inici_Y | Fi_X | Fi_Y |
|--------------|--------------|----------------------|----------|------------|---------|---------|--------|---------|
| Cap de Creus | Cap de Creus | Cala Tamariua- | Barca | 31 | 517299 | 4688023 | 517957 | 4688729 |
| Cap de Creus | Cap de Creus | Illa la Meda- | Barca | 31 | 517982 | 4688724 | 518791 | 4688826 |
| Cap de Creus | Cap de Creus | Cala Taballera- | Barca | 31 | 520659 | 4686599 | 521438 | 4687607 |
| Cap de Creus | Cap de Creus | Illa del Portaló-Pla | Barca | 31 | 523561 | 4686638 | 524473 | 4686367 |
| Cap de Creus | Cap de Creus | La Medellera | Immersió | 31 | 518900 | 4688864 | 519076 | 4688796 |
| Cap de Creus | Cap de Creus | El Boc i la Cabra | Immersió | 31 | 519437 | 4688683 | 519296 | 4688672 |
| Cap de Creus | Cap de Creus | Bau Pta. Molí | Immersió | 31 | 522023 | 4687708 | 522018 | 4687709 |
| Cap de Creus | Cap de Creus | Illa Tamariu | Immersió | 31 | 522298 | 4687449 | 522343 | 4687391 |

Els recorreguts extensius

Prospecció 1: Cala Tamariua-La Meda

Entre la Cala Tamariua i el La Meda, es varen realitzar recorreguts extensius en escafandre, on els submarinistes varen recórrer uns 1100 metres a profunditats entre els 3 i els 25 metres (vegeu Figura 2).



Figura 2. El primer recorregut dut a terme amb escafandre autònom entre la Cala Tamariua i La Meda.

Des de la banda oriental (est) de la Cala Tamariua cap a la Cala Cativa, la roca soma presenta comunitats fotòfiles amb un recobriment algal molt modest. Més cap al centre de la cala, són freqüents els blocs de pedra amb comunitats similars i més avall còdols, sorres i praderes més o menys contínues de posidònia. Més mar endins es poden observar grans blocs i carenes amb algues dictiotals i zones amb coral·ligen. Cal destacar per una banda l'elevada mortalitat d'algues trobades a les comunitats de coral·ligen (fins a un 30%, vegeu Figura 3), i de l'altra la presència de superfícies força conspicües amb presència de blancalls, comunitats d'algues coral·linàcies incrustants dominades per garotes (vegeu Figura 4). La Cala Cativa presenta a les profunditats més somes de l'infralitoral, roca i blocs amb comunitats fotòfiles dominades per l'orella (*Padina pavonica*) i per la presència característica de esponja *Aplysina aerophoba*. Els blancalls de sobrepastura de garotes són també abundants. Així com es veu a la Figura 5, les comunitats de roca deixen el pas a una praderia de posidònia que es troba tant a fons sorrenc com en fons rocós. Cap al nord la pradera esdevé menys densa, augmenten els grans blocs i cap a la part externa de La Meda es poden finalment observar comunitats amb gorgònies blanques (*Eunicella singularis*) i, mes fons, comunitats esciòfiles amb la presència d'esponges metxa (*Axinella polipoides*). A major profunditat, a partir de 26 metres, es poden observar fons sorrencs amb roques disperses ocupades per comunitats de precoral·ligen. En aquesta zona, val la pena destacar la presència de la gorgònia groga (*Eunicella cavolinii*) a més de la detecció d'una llagosta (*Palinurus elephas*) d'uns 5 centímetres. En aquest fons també cal remarcar la presència de diverses nanses de pesca, presents al fons sorrenc (Figura 6).



Figura 3. Fotografia de l'alga coral·lina incrustant *Lithophyllum* sp., on es veuen, la part de l'alga morta de color blanc (al centre de la imatge), i la part, ja epifitada i de color verd, que es correspon a la part morta més antiga.

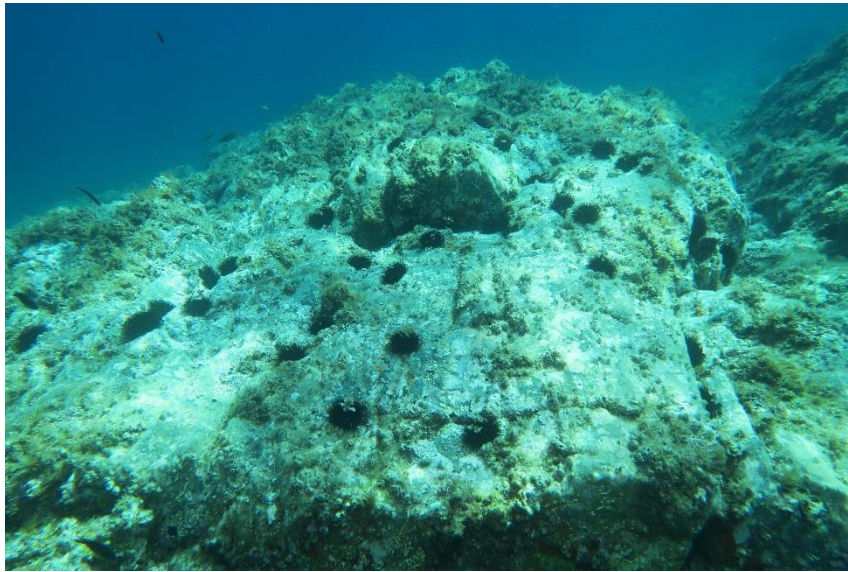


Figura 4. Una comunitat dominada per algues incrustants i garotes.

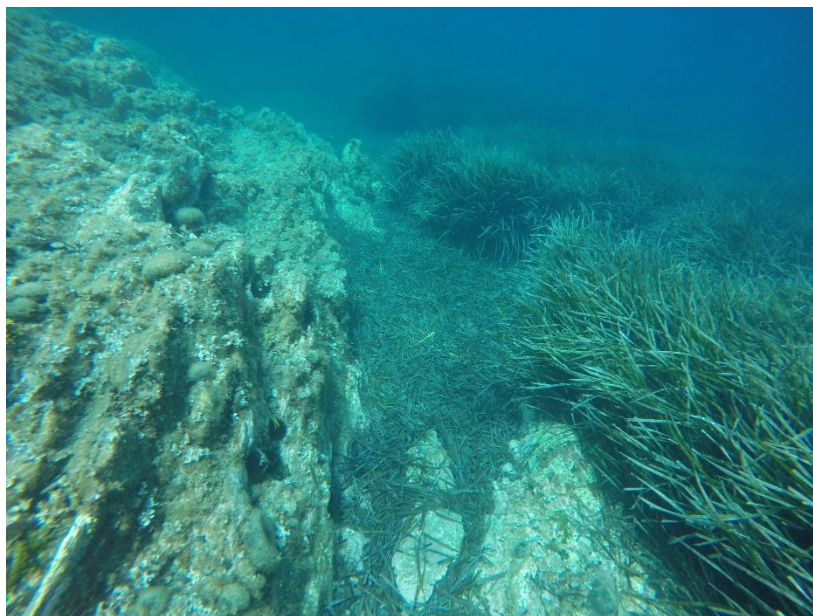


Figura 5. Tot sovint a la roca del litoral deixa succeïen praderies de posidònia de mida diferent.



Figura 6. Una nansa de pesca abandonada.

Prospecció 2: Illa la Meda-Punta Blanca

Entre la Illa Meda i la Punta Blanca es van recórrer prop 1500 metres mitjançant recorreguts extensius amb embarcació pneumàtica (vegeu Figura 7) mentre s'observava el fons amb un visor submarí.



Figura 7. El segon recorregut dut a terme des de la barca, entre l'illa la Meda i la Punta Blanca.

Els fons de tota aquesta zona són força homogenis (Figura 8). Les algues erectes, quan presents, són típicament fotòfiles amb una gran abundància de l'orella (*Padina pavonica*) i elevada presència de l'esponja *Aplysina aerophoba*. Tot sovint, les garotes *Paracentrotus lividus* i *Arbacia lixula* són molt abundants i creen abundants blancalls de sobre pastura amb absència d'algues erectes. També són molt freqüents petites praderies de posidònia. A la franja mediolitoral és comú el "trottoir", la coneguda tenassa formada per les concrecions de l'alga *Lithophyllum bysoides*.



Figura 8. El típic fons soms de la Mar d'Amunt.

Prospecció 3: Cala Taballera-Punta dels Forallons

Entre la Cala Taballera i la Punta dels Forallons es van prospectar vora els tres quilòmetres mitjançant recorreguts extensius amb embarcació (Figura 9). A fondàries vora els 10 metres la *Posidonia oceanica* domina completament el fons de la banda dreta (est) de la Cala Taballera. Sobre la roca, dominen les típiques comunitat d'algues fotòfiles trobades arreu en aquesta zona del Cap de Creus.



Figura 9. El tercer recorregut dut a terme des de la barca, entre la Cala Tavallera i la Punta dels Forallons.

El recobriment és escàs i les comunitats estan dominades per l'orella (*Padina pavonica*) i *Laurencia obtusa*, tot i ser presents el pèl (*Halopteris scoparia*) i l'alga bruna *Cladostephus spongiosus*. Les esponges *Crambe crambe* i *Aplysina aerofoba* són també abundants. Els blancalls de sobrepastura de garotes, dominats per *Paracentrotus lividus* i *Arbacia lixula*, són també abundants en aquesta zona. Aquesta alternança de comunitats d'algues fotòfiles i blancalls sobre blocs i roca base, i praderes de

posidònia de diferents mides, representaria la major part del conjunt d'hàbitats i comunitats de fons fins als 15 metres al llarg tota aquesta línia de costa fins a la Punta dels Forallons.

Prospecció 4: Illa del Portaló-Punta Pau Perris

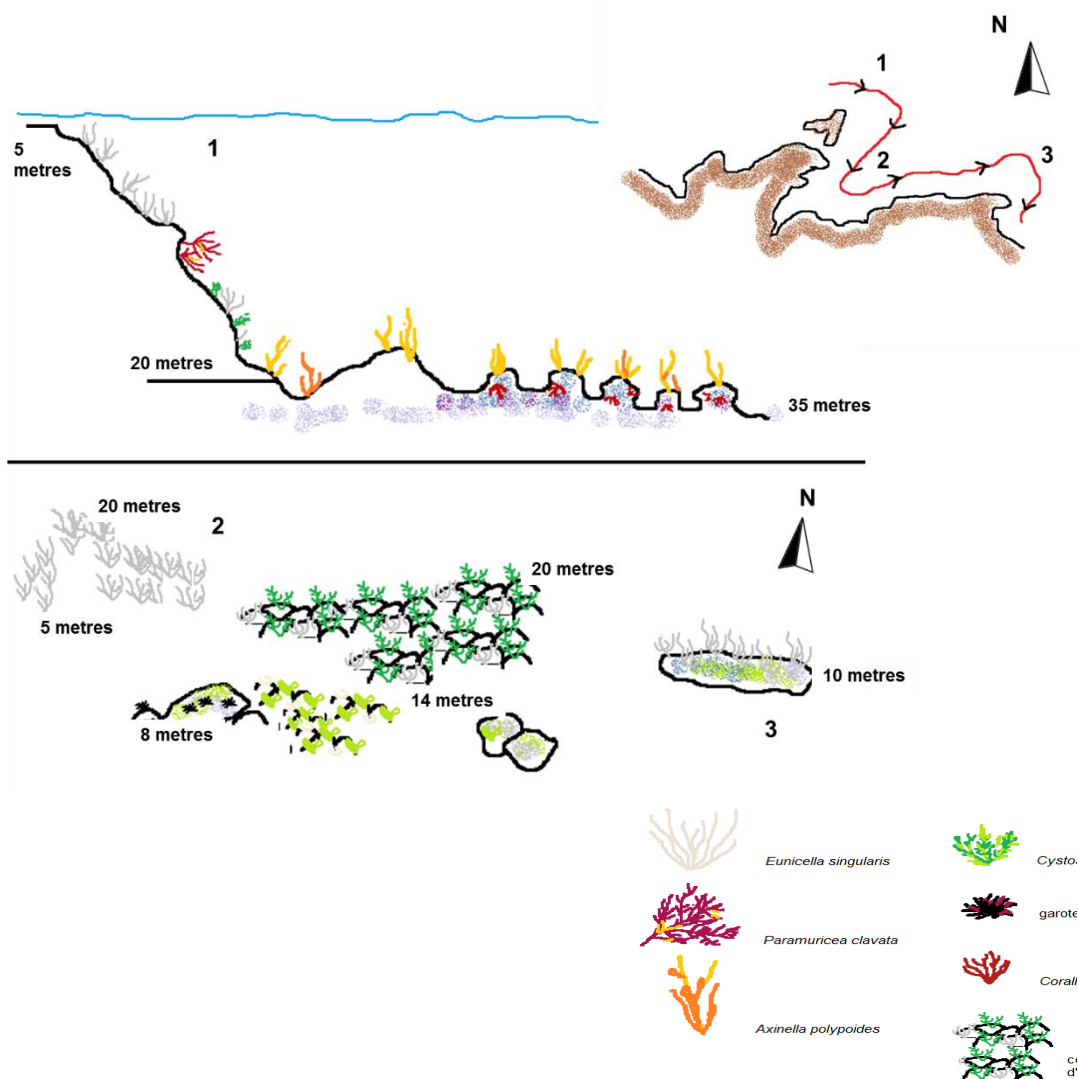
Des de l'Illa del Portaló a la Punta de Pau Perris es varen realitzar recorreguts extensius amb embarcació (Figura 9). Les comunitats s'assemblen molt a aquelles trobades als trams anteriors. Són abundants les algues *Padina pavonica*, *Haliptilon virgatum* i *Corallina elongata*, les esponges *Crambe crambe* i *Aplysina aerophoba*, així com les garotes *Paracentrotus lividus* i *Arbacia lixula*. El fons de la Cala Portaló presenta una pradera de *Posidonia oceanica* i algunes taques són visibles al voltant de la Punta d'en Pau Perris. Al mediolitoral, és remarcable la presència de "trottoir" que presenta indicis de mortalitat a varis punts.



Figura 10. El quart recorregut dut a terme des de la barca, entre l'Illa de Portaló al Pla de Tudela.

Les prospeccions puntuals

La Medallera



Descripció del lloc

Es va començar la prospecció al punt 1 de la Figura, on es va resseguir tota la roca Medallera (punt 1) des de les comunitats més somes d'algues fotòfiles (entre 5 i 15 metres) a aquelles més esciòfiles (més avall dels 20 metres), amb dominància de la gorgònia blanca *E. singularis* a les primeres. Als extraploms

trobem la gorgònia vermella *Paramuricea clavata*, i a partir dels 20 metres són abundants les metxes, esponges de l'espècie *Axinella polypoides*. A uns 35 metres de profunditats arribem al fons de coral·ligen i finalment el detrític. Al coral·ligen de més fondària podem trobar abundant corall vermell (*Corallium rubrum*). Cal destacar una certa mortalitat (un 20%) d'algues coral·lines incrustants a partir dels 30 metres de profunditat. Entre els blocs es van poder veure dues petites llagostes (*Palinurus elephas*) d'uns 5 centímetres de llargària.

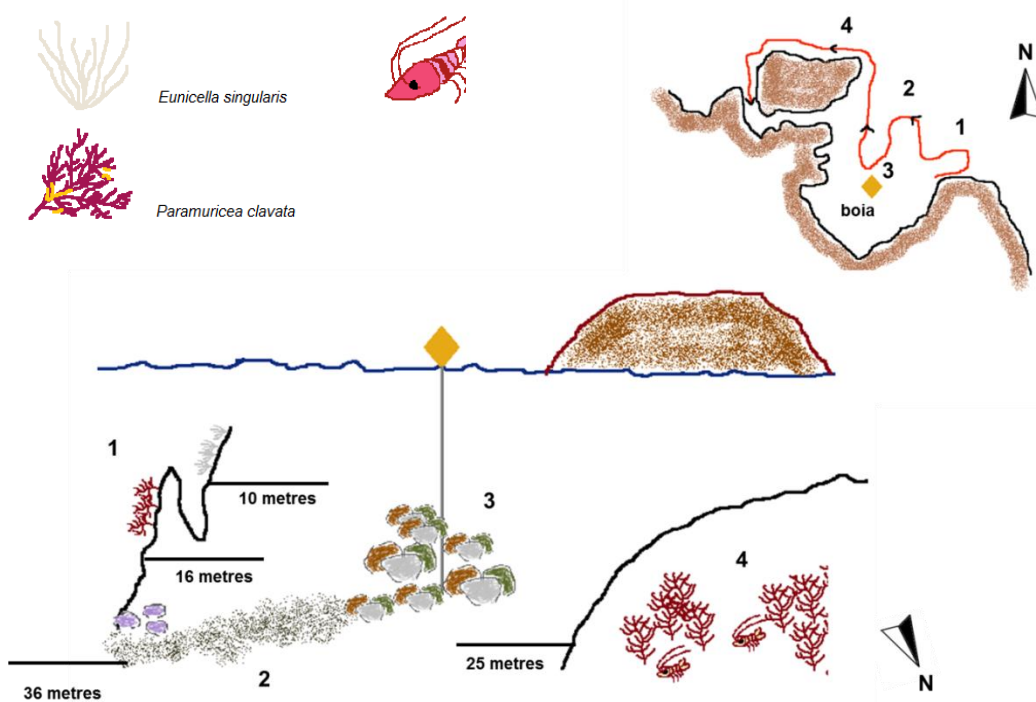
La immersió continua cap al punt 2 a uns 10 metres de profunditat. Aquí podem trobar un baix de roca base amb gorgònies blanques (*Eunicella singularis*). Resseguint el litoral cap a oest trobem les típiques comunitats fotòfiles d'aquesta zona, on s'alternen les algues fotòfiles amb els blancalls de sobrepastura de garotes. Més mar endins, i fins a uns 20 metres de fondària, hi ha un fons de blocs amb comunitats dominades per algues esciòfiles, amb abundància de abundant l'alga bruna *Cystoseira zoosteroides* (punt 3).

Consideracions derivades de la prospecció

La paret nord de la roca Medallera es troba en un estat força bo de conservació. Cal destacar la presència de nanses abandonades sobre el fons de coral·ligen (unes sis en el recorregut prospectat).

Degut a la diversitat d'hàbitats, amb abundància d'espècies d'interès, com gorgònies, esponges i corall vermell o llagostes, i la seva orografia, molt heterogènia amb diferents tipus de fons, i amb fondàries considerables, i al seu relativament bon estat de conservació, aquesta zona segurament té un elevat interès des de el punt de vista de la conservació i la gestió per a la seva conservació. i consegüentment per a per a estudiar l'evolució de les seves comunitats i el possible impacte dels diferents usos o pertorbacions, com el submarinisme o la pesca Una mesura de gestió urgent seria assegurar un control sobre la pesca amb nanses de forma que s'eviti l'abandonament d'aquest art en aquestes zones, així com la recuperació d'aquestes arts del fons.

Punta del Boc i la Cabra



Descripció del lloc

La prospecció es va començar al punt 1 de la Figura, baixant per una paret escarpada. Fins a uns 10 metres de profunditat trobem comunitats d'algues fotòfiles i la presència de la gorgònia blanca *Eunicella singularis*. Més avall, trobem una comunitat més esciòfila amb gorgònies vermelles (*Paramuricea clavata*) en un bon estat de conservació i sense la presència de necrosi derivada de l'escalfament de l'aigua, corall vermell (*Corallium rubrum*), el cnidaris *Parazoanthus axinellae* i *Leptosammia pruvoti*, les esponges *Axinella* spp. A uns 23 metres, els hàbitats esciòfils dominats per gorgònies i esponges deixen pas al coral·ligen sobre roca, just al nivell on vam trobar la termoclina al mes d'agost.

El fons, sobre uns 36 metres de profunditat (2), és detrític i ressegueix tota la paret mentre ens movem cap a la petita caleta on es troba la boia de fondeig (3). Abans d'arribar-hi nedem al costat d'una paret amb comunitats força simplificades malgrat la profunditat (uns 22 metres), entre blocs grans i petits i abundància d'algues fotòfiles però sense gorgònies o grans esponges erectes.

El mort de la boia de fondeig es troba a uns 16 metres i està envoltat per grans blocs amb comunitats d'algues fotòfiles, *E. singularis*, esponges incrustants (principalment *Crambe crambe*) i gran abundància de l'alga *Sphaerococcus coronopifolius* fortament epifitada.

La prospecció continua i a uns 30-40 metres de la boia. Nedant cap a nord, arribem a una altra paret. A una profunditat d'uns 25 metres (4), aquesta presenta una comunitat esciòfila en molt bon estat de conservació, dominada per gorgònies vermelles. Es van poder localitzar dues llagostes (*Palinurus elephas*) (Figura 11) d'uns 7 centímetres (cefalotòrax).



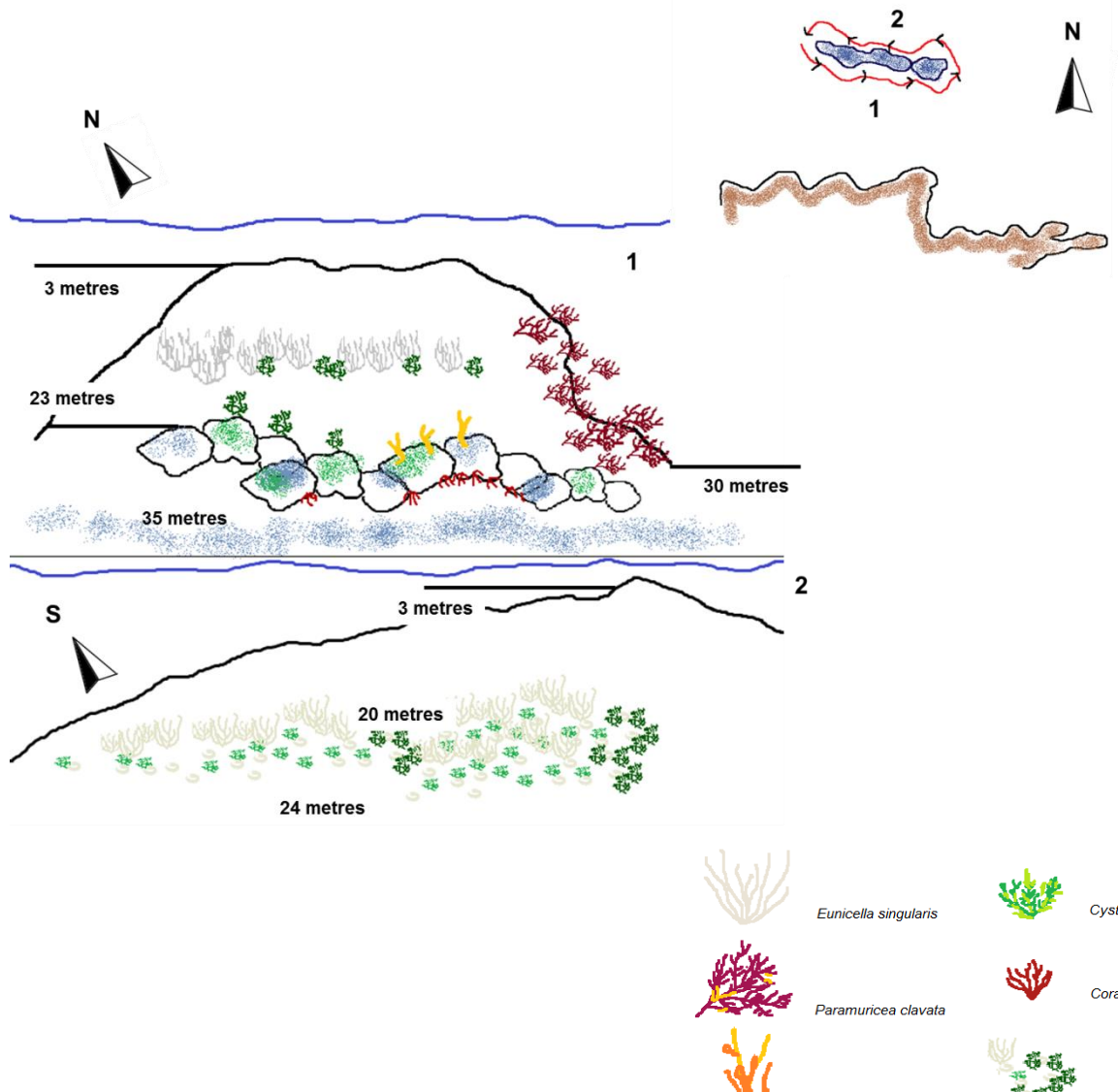
Figura 11. Una llagosta en un cau.

La immersió finalitzà en una petita caleta darrere de l'illot del Boc i la Cabra, amb comunitats típiques de fons somers de roca tant esciòfils com més fotòfils.

Consideracions derivades de la prospecció

Aquesta prospecció ens ha permès de trobar una paret amb una comunitat molt rica en gorgònies vermelles en bon estat de conservació i amb presència de llagostes. Per aquestes raons seria interessant estudiar l'evolució de les comunitats i, paral·lelament, el possible impacte dels submarinistes i de la pesca. Per la presència de llagostes, la paret en qüestió podria representar un nou punt de mostreig d'aquesta espècies en el futur.

El Bau de la Punta del Molí



Descripció del lloc

Es va començar la prospecció a la cara sud del bau a uns 3 metres de profunditat (punt 1 al mapa de dalt). Entre aquesta fondària i els 23 metres ens anem trobant primer comunitats d'algues fotòfiles amb la presència de *Cystoseira compressa* i *Sargassum vulgare* que deixen lloc, a uns 10 metres, a comunitats dominades per la gorgònia blanca *Eunicella singularis* amb algues brunes de l'espècie *Dictyopteris membranacea*. A aquestes comunitats segueixen, a més profunditat, d'altres on es destacaria la presència de l'alga marró *Cystoseira zosteroides* (Figura 12). Més avall, trobem grans blocs amb algues coral·linàcies incrustants i hàbitats típics del coral·ligen. Són presents esponges del gènere *Axinella* (probablement *Axinella polyoides*) i corall vermell (*Corallium rubrum*). A la part més en fora del baix (a partir de 35 metres de profunditat), en direcció sud, la formació de coral·linàcies es veu substituïda per fons detrític. Reprenent el baix per la cara sud, just a la vessant més oriental trobem parets verticals i extraploms, dominades per una població densa de gorgònia vermella (*Paramuricea clavata*), en un bon estat de conservació i sense la presència de necrosi derivades de l'escalfament de l'aigua, que domina el

paisatge dels 30 fins a uns 15 metres de profunditat (Figura 13). Cal destacar l'abundància d'ictiofauna, amb la presència de grans bancs de peixos filtradors, a més de bancs de depredadors com els déntols (*Dentex dentex*) i, fins i tot, es varen observar alguns individus adults de neros (*Epinephelus marginatus*).

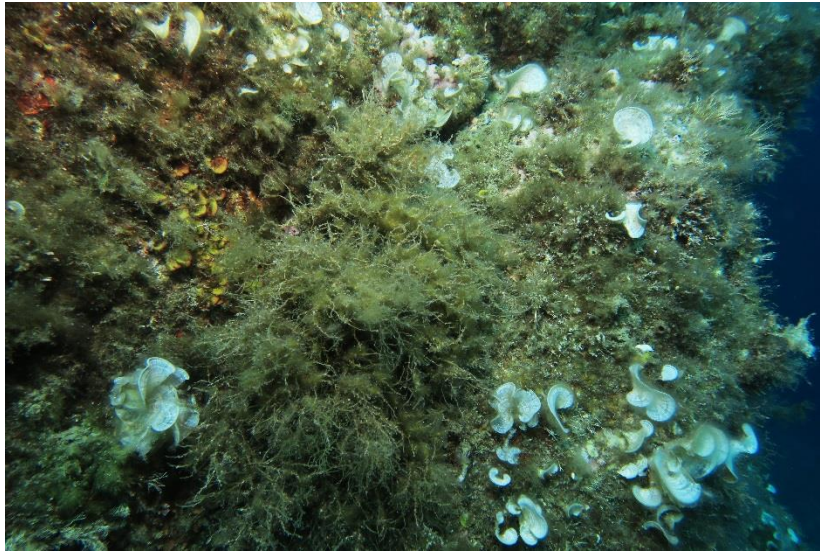


Figura 12. L'alga bruna *Cystoseira zosterooides*.

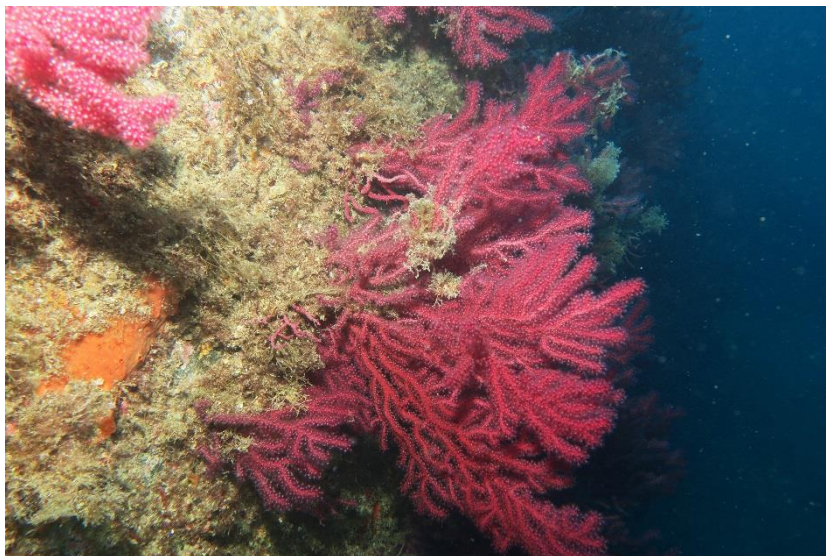


Figura 13. Una paret amb gorgònies vermelles.

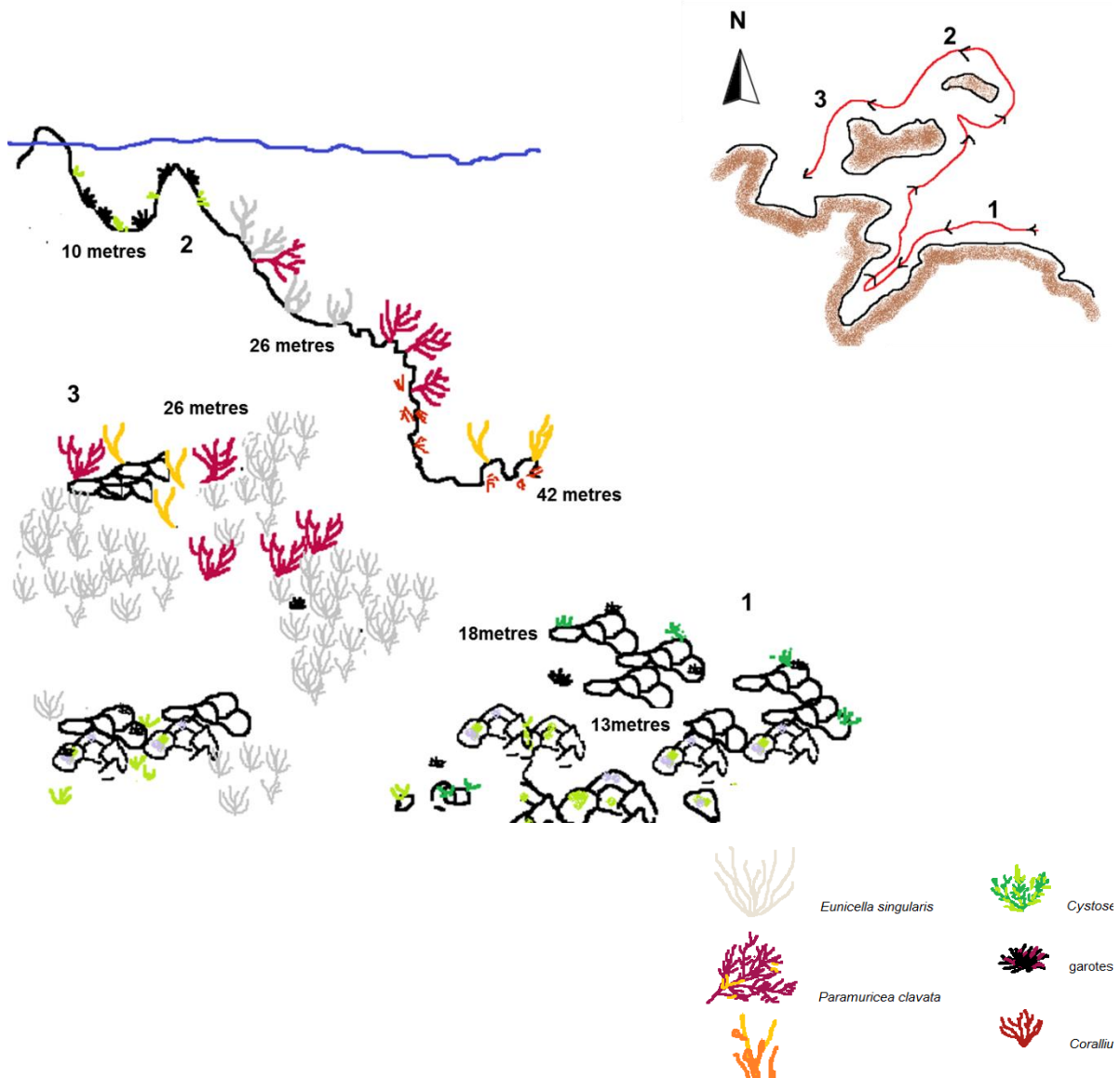
Una vegada doblat l'extrem sud del bau (punt 2) la orografia del fons canvia, amb pendents molt menys pronunciats. Les comunitats dominades per espècies més pròpies del coral·ligen aquí es veuen substituïdes principalment per algues semi-escliòfiles (principalment *Dictyopteris*), alternades amb gorgònies blanques i amb presència de *Cystoseira zosteroides* (la qual era més abundant a més profunditat). El fons d'aquesta zona es troba a uns 24 metres.

La substitució vertical de comunitats a la cara Nord del baix va ser força similar a la del vessant Sud. Cal destacar la presència de petites taques de la gorgònia vermella *Paramuricea clavata* a la punta occidental del baix. S'observà també una gran quantitat de peix pelàgic (mencionat anteriorment), a més de bancs d'espàrids (per exemple *Diplodus vulgaris*) i d'espets (*Sphyræna viridensis*). Per últim, mencionar que la zona superior del baix (a partir de 3 m de profunditat) tot i ser una zona dominada per comunitats fotòfiles, dominades per algues brunes, cal destacar la presència de cirrípedes que indiquen que la zona és força batuda.

Consideracions derivades de la prospecció

El Bau és un punt de gran interès per la presència d'una paret amb una comunitat escliòfila amb gorgònies vermelles en excel·lent estat de conservació a més de la presència de corall vermell i altres elements del coral·ligen. D'altra banda, cal destacar l'abundància d'espècies de peixos d'alt interès com el nero (*Epinephelus marginatus*) o els déntols (*Dentex dentex*), que no es van veure a les prospeccions fora de Reserva Natural Parcial. Tots aquests elements fan del Bau de la Punta del Molí un punt força recomanable per a futures zones de seguiment, tant de peixos com de gorgònies.

Entre la Illa de Cala Sardina i la Illa del Tamarí



Descripció del lloc

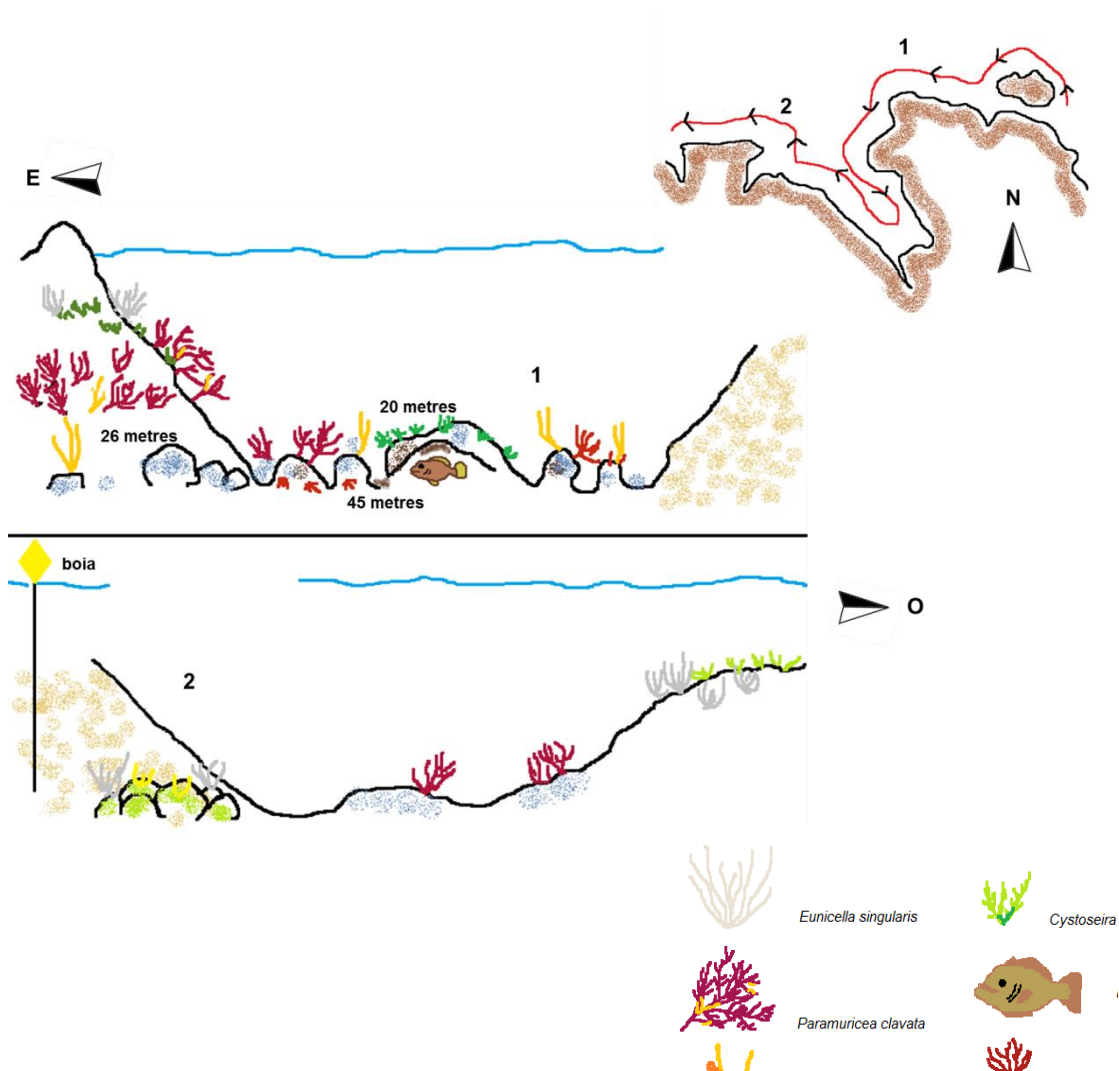
La prospecció comença a la punta just davant de l'Illa de Cala Sardina, sobre un fons de grans blocs recoberts per algues fotòfiles i grans densitats de garotes. Resseguint la costa entrem en una caleta estreta primer i després continuem cap a l'Illa del Tamarí sobre un fons que passa d'uns 13 metres fins als 18 metres entre aquesta illa i l'Illa de Cala Sardina. Aquí trobem unes baixades amb forma de carenes tot al voltant de l'illa, amb comunitats d'algues fotòfiles que s'alternen amb blancalls de sobrepastura de garotes i grans extensions ocupades per gorgònies blanques (*Eunicella singularis*). Baixant cap a nord est, vora els 20 metres de profunditat, observem comunitats més esciòfiles, amb algues brunes com *Dictyopteria membranacea* o *Cystoseira zosteroides*. Més avall, trobem grans extensions amb abundants gorgònies vermelles (*Paramuricea clavata*) en un bon estat de conservació i sense la presència de necrosi derivades de l'escalfament de l'aigua, esponges metxes (*Axinella polypoides*) i corall vermell

(*Corallium rubrum*). El límit del fons rocós, amb blocs de coral·ligen, amb el fons detrític es troba a uns 42 metres.

Consideracions derivades de la prospecció

Els fons observats en aquesta prospecció, que com l'anterior es troben dins de la Reserva Natural Parcial, es troben en molt bon estat de conservació, per la presència de parets amb gorgònies vermelles i corall vermell la presència de peixos vulnerables de grans dimensions com els neros (*Epinephelus marginatus*).

Illa del Caralló i Cala del Mular



Descripció del lloc

Es va començar la prospecció a l'est de l'Illa del Caralló (1). Resseguint el perfil escarpat de l'illa es passa de les típiques comunitats d'algues fotòfiles (amb les orelles, *Padina pavonica*, *Dictyopteris membranacea* i *Eunicella singularis*) entre els 5 i els 20 metres. En aquesta zona dominen gran blancalls causats per la gran abundància de garotes. El fons està constituït per barres rocoses que van des de superfície fins el fons. Un cop passats els 24-26 metres destaquen comunitats d'algues esciòfiles, que donen lloc a blocs de coral·ligen amb corall vermell (*Corallium rubrum*). Als 45 metres hi destaca la presència de gorgònia vermella (*Paramuricea clavata*), així com grans individus de l'esponja *Axinella polypoides*. Cal remarcar la presència d'una cova amb neros (*Epinephelus marginatus*). La seqüència de barres es veu interrompuda quan ens desplaçem cap al oest i pugem fins a uns 20 metres on entrem en una zona de fons sorrenc i de blocs de la Cala del Mullar (2). Avançant cap a la zona occidental, trobem més barres rocoses dominades per algues fotòfiles amb presència de gorgònia blanca (*Eunicella singularis*) alternades amb grans blancalls (comunitats sense algues i amb molta abundància de garotes).

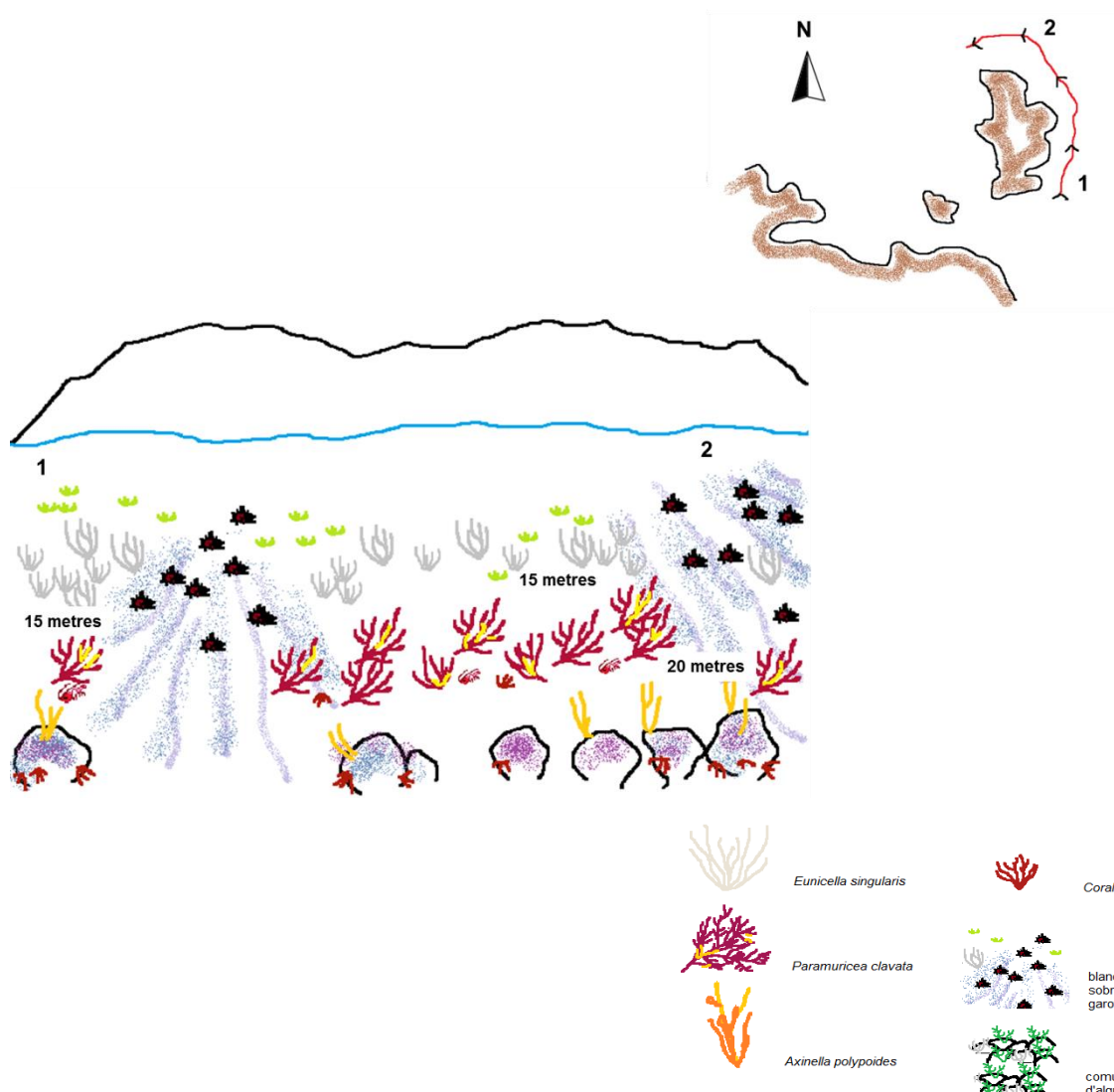
En aquesta zona es molt destacable la gran quantitat de fils de pesca enredats amb diferents signes d'impactar negativament la vida del fons.

Finalment en disminuir de profunditat trobem algues fotòfiles, on hi destaca *Cystoseira compressa* alternades amb zones de blancall (punt 3). Destaca també la presència de cirrípedes a 3 metres de profunditat, indicant que la zona és molt batuda.

Consideracions derivades de la prospecció

L'Illa del Caralló és una zona que podria resultar d'interès per l'estudi de comunitats del coral·ligen, donat el seu gran desenvolupament a partir dels 30 metres de profunditat. Les zones fotòfiles semblen força degradades amb abundància d'arts de pesca abandonades (principalment fils de pescar), a més de moltes zones amb presència de blancalls.

El Portaló



Descripció del lloc

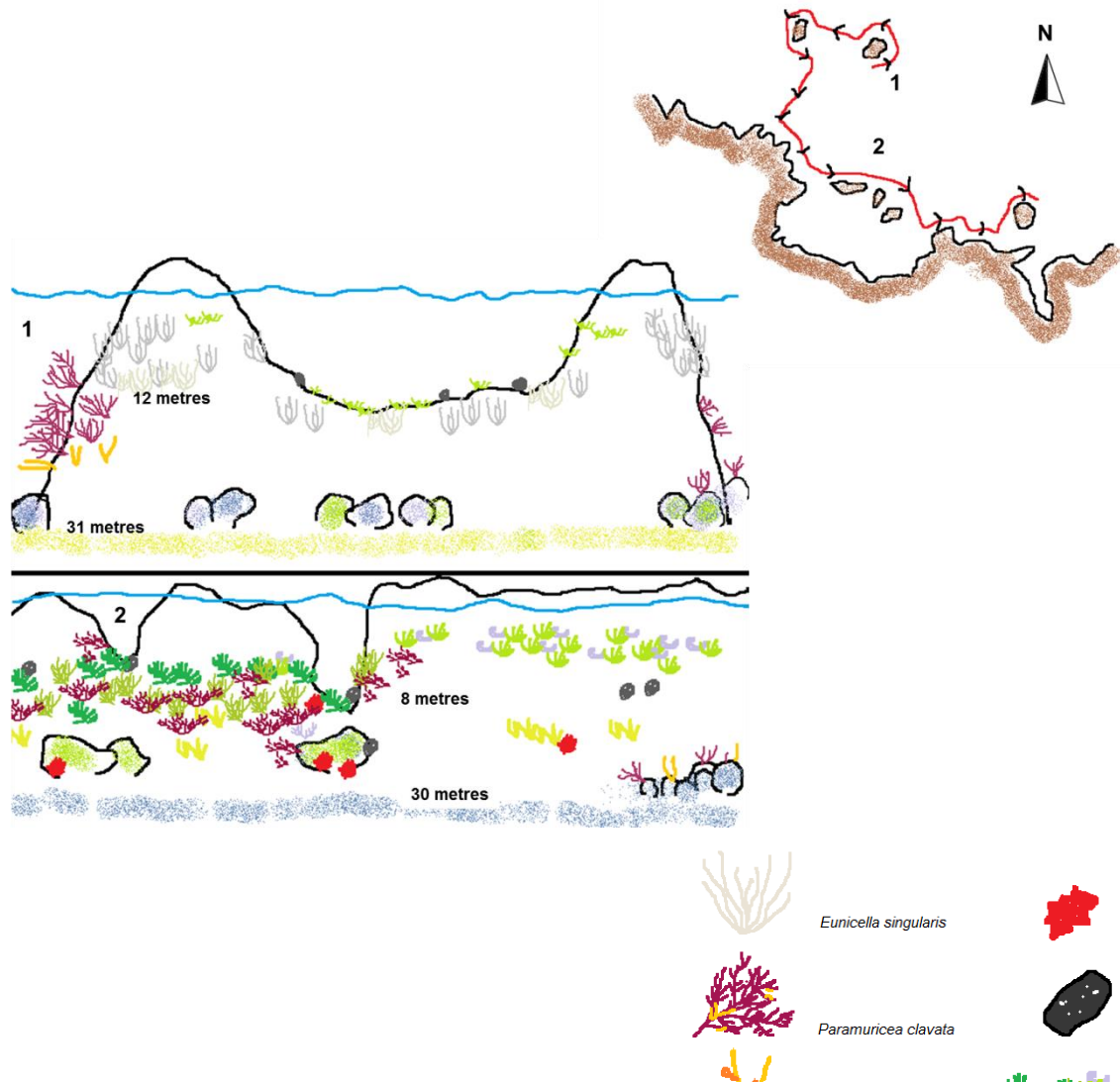
Aquesta prospecció es va dur a terme a l'Illa del Portaló i es correspon a un dels censos de grans decàpodes presentats al Volum I d'aquesta memòria (capítol 3). El recorregut de la immersió es mou tot al llarg de la banda est de l'Illa, concretament des de la vessant més al sud (punt 1 al mapa) fins a l'extrem nord (punt 2). Es va recórrer el perfil de la costa des de els pocs metres fins al fons que baixa a més de 50 metres. Les comunitats més somes són les típiques de l'àrea, dominades per algues fotòfiles. Cal remarcar la presència recurrent a aquestes profunditats de blancalls de sobrepastura de garotes, caracteritzats per la falta quasi completa d'algues erectes i la gran abundància d'algues coral·linals incrustants. A més profunditat trobem les comunitats dominades per la gorgònia blanca (*Eunicella singularis*), més abundants a la banda sud i, més avall, vora els 20 metres trobem comunitats esciòfiles dominades per la gorgònia vermella *Paramuricea clavata* en bon estat de conservació, sense necrosis

aparents. Cal esmentar la presència de dues llagostes (vegeu detall al Capítol 3, Volum I) i de corall vermell (*Corallium rubrum*) entre 35 i 40 metres de profunditat.

Consideracions derivades de la prospecció

Tant la presència de corall vermell com de gorgònies fan d'aquests fons un paratge de gran interès des del punt de vista ecològic i paisatgístic. El tipus de fons i la orografia, i la presència de llagostes indiquen un alt potencial per a la presència d'espècies d'interès pesquer, pel que una gestió de la pesca podria recuperar les comunitats, sobretot considerant que aquest punt es troba dins d'una zona on la pesca està permesa.

Des de ses Fulloles als Esculls des Pla de Tudela



Descripció del lloc

Els recorreguts d'aquesta com de la següent prospecció són els més llargs (entre els 600 i els 900 metres) de tots els que s'han dut a terme a punts específics i amb escafandre autònom. La zona entre La Punta d'en Pau Ferris i l'Illa del Culleró representa el tram final del tram de costa de les prospeccions i es va creure oportú prospectar-la tota amb cert detall per diverses raons, entre les quals, avaluar els possibles impactes de les instal·lacions del Club Mediterranée, tancat com a centre de vacances l'any 2004 i per la presència dels esculls de ses Fulloles i l'Illa del Culleró, dos indrets amb diferents graus de protecció: el primer dins del Parc Natural però obert a la pesca i el segon dins de la Reserva Natural Parcial on la pesca no es permet.

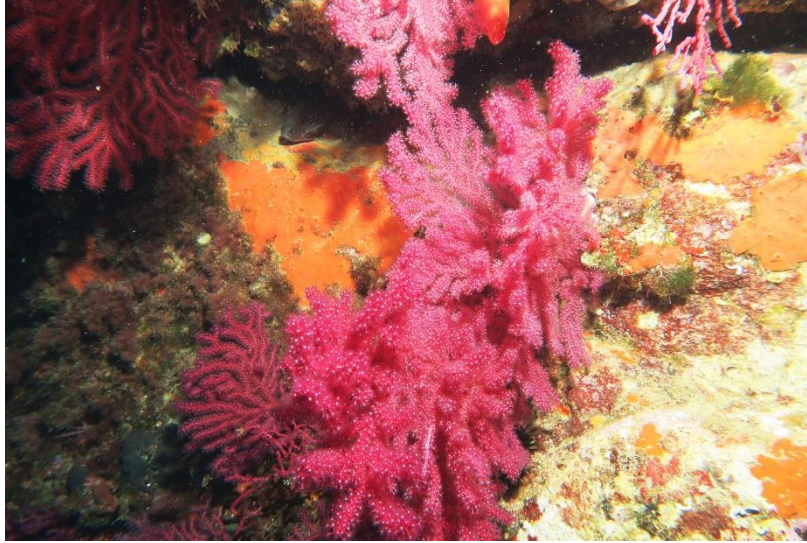


Figura 14. Gorgònies vermelles a la paret sud de les Fulloles.

El recorregut comença a la cara sud est de la Fullola Gran (punt 1 a la imatge de dalt). La roca és molt rica en organismes suspensívors, amb la gorgònia blanca (*Eunicella singularis*) dels 7 als 12 metres de profunditat i grans gorgònies vermelles (*Paramuricea clavata*, Figura 14) fins al fons. Contràriament a la majoria de fons de la zona, aquí el coral·ligen, que es troba a uns 31 metres de profunditat, està envoltat per sorres gruixudes i graves. La immersió continua al llarg de la cara nord de la gran carena que constitueix les Fulloles. Resseguint-la a menys profunditat es poden observar comunitats d'algues fotòfiles amb abundants dictiotals, orelles (*Padina pavonica*), el pèl (*Halopteris scoparia*), i les esponges *Sarcotragus spinosulus* i *Aplysina aerofoba*. En tota aquesta zona, el corrent és molt fort. Arribem a la cara nord oest de la carena on emergeix l'altra Fullola. Aquí la roca està envoltada de grans blocs amb comunitats molt menys riques que aquelles de l'altra banda de les Fulloles. Les gorgònies vermelles són molt més petites i escasses. El recorregut continua en el canal que separa les Fulloles de la costa. El fons aquí és detrític i baixa fins als 30 metres. Arribats a la costa, s'aprecien les típiques comunitats que hem trobat al llarg de pràcticament tot el recorregut de les prospeccions fetes amb barca: un coral·ligen molt pobre al fons més som, i comunitats d'algues fotòfiles més a dalt, amb preponderància de coral·linàcies incrustants i la característica presència de l'esponja d'or (*Aplysina aerofoba*). Aquest paisatge, resultat molt probablement, de la baixa concentració de nutrients, de les baixes temperatures i de l'efecte de l'onatge deixa lloc, ja abans d'arribar als esculls del Pas de Tudela, a un sistema aparentment més ric en espècies (punt 2 a la imatge de la pàgina anterior i Figura 15), amb gran abundància d'algues característiques d'aigües menys ologotròfiques com ara les dictiotals, l'orella (*Padina pavonica*), *Sphareococcus coronopifolius*, *Laurencia obtusa*, *Cladostephus spongiosus*, *Corallina elongata* i certa abundància de *Wrangelia penicillata*. També són abundants les esponges *Crambe crambe*, *Ircinia variabilis*, i *Sarcotragus spinosula*. El recorregut s'acaba a l'escull més oriental del Pla de Tudela.

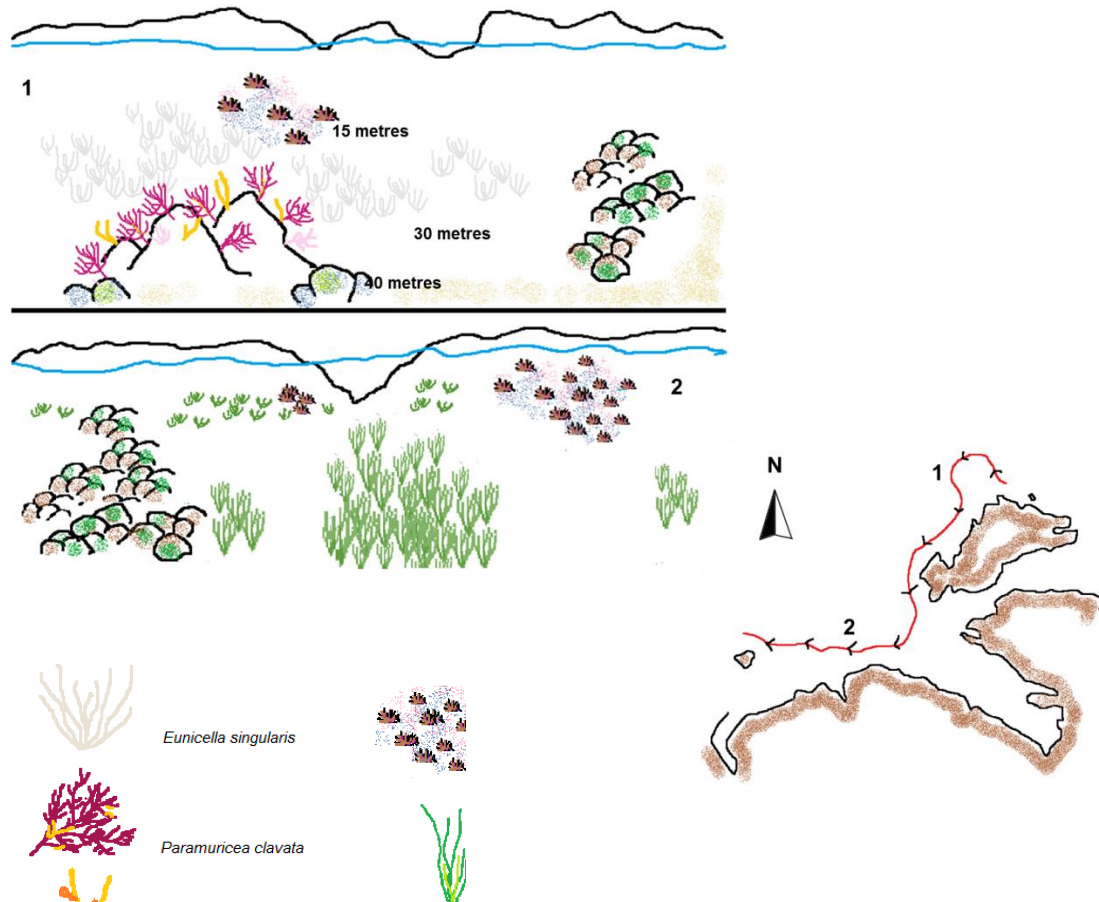


Figura 15. Comunitats d'algues erectes.

Consideracions derivades de la prospecció

Les dues característiques principals de la zona podrien ser la baixa concentració d'espècies íctiques vulnerables i de mitjanes i grans dimensions i la presència de comunitats algals més típiques d'indrets amb més alta concentració de nutrients en correspondència del Pla de Tudela, on durant varies dècades es va mantenir una àrea amb edificacions i instal·lacions turístiques. A part de la més grans de les roques emergides de ses Fulloles, on es va poder apreciar una comunitat de gorgònies vermelles en molt bon estat, el primer i els segon tret característic esmentat a dalt defineixen aquest espai com un indret de no gaire interès des del punt de vista de la conservació o fins i tot del turisme de busseig, sobretot perquè possiblement pateix els efectes de la pesca submarina i, encara avui en dia, els de la presència de les instal·lacions del Club Mediterranée.

Des de l'Illa del Culleró als Esculls des Pla de Tudela



Descripció del lloc

Com s'esmentava a la descripció de la prospecció anterior, aquesta representa la darrera i la més oriental. Inclou els fons de la zona nord de l'Illa de Culleró i prossegueix fins a l'escull més a est del Pla de Tudela (vegeu imatge a dalt). Els fons de les dues zones són molt diferents, sent a l'illa molt més profunds que a la costa, tot i que no difereixen massa dels fons observats fins ara (Figura 16).

A la part més sòma de l'illa hi trobem comunitats d'algues fotòfiles i blancalls de sobrepastura de garotes. Al voltant dels 15 metres de profunditat comença una comunitat dominada per la gorgònia blanca (*Eunicella singularis*) i, més a vall, fins als 30 metres són més freqüents les gorgònies vermelles (*Paramuricea clavata*). Juntament amb aquesta espècie que en aquest lloc creix sobretot a les parets d'unes roques profundes, trobem espècies típiques del coral·ligen com ara la gorgònia taronja (*Leptogorgia sarmentosa*), les metxes (*Axinella polypoides*, Figura 17), la banya d'ant (*Pentapora fascialis*) i l'esponja *Axinella polypoides*. Encara més al fons, vora els 40 metres, trobem sediment

sorrenc. La banda occidental de l'Illa presenta grans blocs que segueixen cap a la part externa de la Cala Culleró.

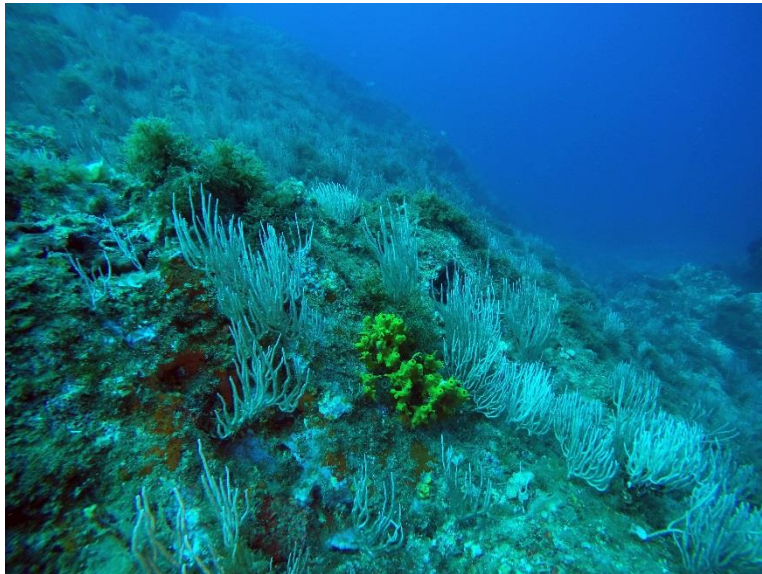


Figura 16. Les típiques comunitats fotòfiles de la zona al voltant dels 10 metres de profunditat.

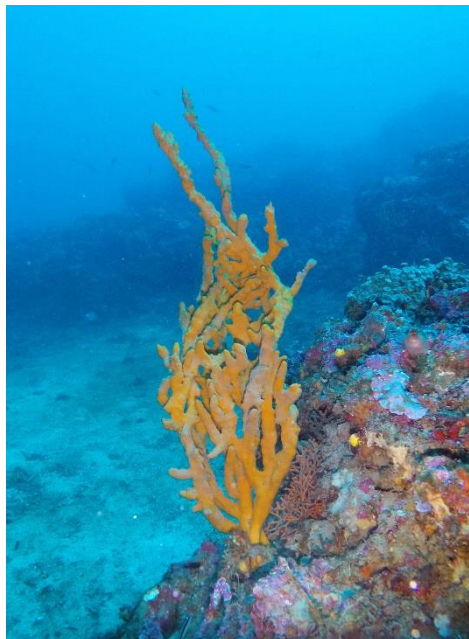


Figura 17. Una metxa, *Axinella polypoides*.

A la costa i cap al Pla de Tudela el fons és el típic dels primers 20 metres de la vessant nord exposada del Cap de Creus. Algues fotòfiles alternant-se amb blancalls dominats per garotes i algues coral·linàcies incrustats vora la superfície, i més avall sediments mòbils de diferent tipus amb petites praderes de posidònia. Des de la meitat i cap enfora de la Cala Culleró, trobem una gran praderia de posidònia.

Consideracions derivades de la prospecció

Les comunitats al voltant de l'illa són molt diverses, i si per una banda destaquen els fons amb gorgònies en bon estat de conservació de l'altra són freqüents els blancalls amb comunitats empobrides dominades per algues coral·lines incrustants i petites gesses d'algues brunes, verdes i vermelles amb grans nombres de garotes (vegeu Figura 18). Cal destacar també la baixa concentració d'espècies íctiques vulnerables i la presència de diferents arts de pesca com ara nanses (vegeu Figura 19a,b) i caps abandonats que voregen les roques a les profunditats mitjanes (Figura 19c).



Figura 18: Extenses comunitats dominades per garotes.



Figura 19. a i b, nanses de pesca, c, cap enrocat.

Conclusions generals

Tot plegat les prospeccions realitzades des de la Cala Tamariua fins a l'Illa del Culleró ens han servit per aprofundir el nostre coneixement, tot sovint força fragmentari, sobre els fons litorals d'un àmplia franja batimètrica de la zona nord del Cap de Creus.

En general, les zones més somes de l'àrea prospectada, sobretot les zones més arrecerades i cales, mostren una tipologia semblant. Els fons rocosos estan formats majoritàriament per roca base principalment constituïda d'esquists tot i que en algunes cales més arrecerades poden dominar fons de blocs o còdols. Els fons rocosos en general no són molt profunds, i de seguida arriben a fons sedimentaris, a unes fondàries entre 5 i 15-20 metres depenent de la zona i el grau d'exposició. Les comunitats dels fons rocosos són força homogènies. Les c més somes, fins a uns 10-15 metres, estan dominades per algues fotòfiles, amb un recobriment molt modest. Les espècies més abundants són les típicament fotòfiles, dominades per dictiotals i amb una gran abundància de l'orella (*Padina pavonica*) i una i elevada presència de l'esponja *Aplysina aerophoba*. No s'han trobat comunitats algals dominades per espècies del gènere *Cystoseira*.

Es de destacar la gran abundància de garotes, de les dues espècies *Paracentrotus lividus* i *Arbacia lixula*, que en moltes zones formen blancalls, comunitats dominades per aquests herbívors, que denuden la vegetació erecta deixant únicament una facie d'algues calcàries incrustants, en el cas dels blancalls dominats per *P. lividus*, i roca pelada en el cas dels blancalls dominats per *A. lixula*, tot i que la majoria de blancalls eren mixtes, amb presència abundant de les dues espècies. La presència de blancalls es molt elevada, tant en la zona de Parc Natural (PN) com en la zona de Reserva Natural Parcial (RNP).

La gran abundància de blancalls, i la tipologia de les comunitats algals, dominades per algues estacionals sense presència d'algues perennes del gènere *Cystoseira* i d'altres, ens indica que l'estat de conservació d'aquestes comunitats no es òptim, i presenta problemes de sobrepastura per part de les poblacions de garotes. Aquesta problemàtica té tot sovint el seu origen en la sobrepesca, ja que la falta de depredadors elimina el control sobre les poblacions de garotes. Altres problemàtiques, com la contaminació orgànica, també poden tenir un efecte en aquesta superpoblació de garotes, tot i que creiem que no es el cas en aquesta zona. El domini de comunitats sobre pasturades o simplificades i la falta de comunitats algals ben desenvolupades representa un problema de conservació, ja que les comunitats algals són hàbitats essencials que generen una gran diversitat associada i permeten multitud de processos ecològics, com l'alimentació i reclutament de moltes espècies de peixos.

Creiem necessari, doncs, fer un seguiment de les poblacions de garotes i de l'estat de les comunitats algals, així com l'extensió dels blancalls en aquesta i altres zones del Cap de Creus. Un coneixement de extensiu de les comunitats algals permetria tenir un coneixement actualitzat de l'estat de la qüestió, i permetria poder planejar eines de gestió i restauració.

És de destacar també la zona del Pla de Tudela, davant de les antigues instal·lacions del Club Mediterrànee, que durant més de 40 anys va estar rebent milers de turistes anualment, que generaven un impacte sobre els fons marins degut a la freqüentació i sobretot per l'eutrofització derivada de les aigües residuals generades per aquestes instal·lacions. Tot i que aquesta zona ha estat completament restaurada i l'activitat turística aturada, les comunitats algals encara mostren els signes d'eutrofització.

En les zones més somes, en el límit dels fons rocosos i en els fons sedimentaris, dominen les praderies de *Posidonia oceanica*, que són extenses, i presenten un bon estat de conservació (veure el Volum I d'aquesta Memòria).

Les comunitats de més fondària de les zones prospectades tenen un gran interès per diversos motius. Per una banda, hi ha una gran abundància de comunitats de suspensívors dominades per gorgònies, com *Eunicella singularis* i la presència de *E. cavolini* en zones de entre 10 i 25 metres, i de comunitats extenses de *Paramuricea clavata* a més fondària, a més de la presència de *Leptogorgia sarmentosa*. Cal esmentar que aquestes comunitats són molt poc freqüents a la major part del Cap de Creus, només presents en les puntes més exposades, com la Massa d'Or, el Cap Norfeu i la Punta Falconera. A més, les gorgònies de la zona prospectada estan en molt bon estat de conservació, ja que no mostren signes de mortalitat degut a l'escalfament de l'aigua, com ara parts sense teixit o amb el teixit necrosat – un clar senyal de mortalitat recent – o parts mortes i epifitades per algues i altres organismes, signe de mortalitats passades. Aquest fet es molt destacable, ja que en altres zones del cap de Creus, i especialment de les Illes Medes (vegeu Capítol de la gorgònia vermella), aquest tipus de mortalitat està afectant en gran mesura aquestes poblacions.

Per altra banda, la presència de comunitats del coral·ligen també estan molt ben representades, amb espècies d'interès, com el corall vermell, que és abundant. Cal destacar la gran presència de l'esponja *Axinella polypoides*, que en alguns llocs és molt abundant, i forma comunitats, que són molt poc freqüents en altres zones del Parc de cap de Creus i del litoral català en general. No obstant això, a la zona prospectada s'ha detectat un cert grau de mortalitat d'algues coral·lines incrustants (en algunes zones estimat en un 20-30%), tot i que aquesta mortalitat no sembla tant important com en altres zones com ara les illes Medes o la costa del Montgrí. Aquí, la mortalitat d'aquestes algues pot arribar fins a un 75% de la superfície algal en algunes zones i fondàries (vegeu el Capítol de la mortalitat d'algues coral·lines incrustants).

Algunes de les zones que queden fora de les àrees de major protecció, com el Portaló, mostren una orografia molt heterogènia, amb fons de blocs i una gran fondària, que indica un potencial molt elevat per a la recolonització per comunitats de peixos.

Finalment i tot i el bon estat de conservació general de la zona prospectada, cal esmentar la gran abundància d'arts de pesca abandonats, especialment nanses i fils de pesca. Aquests estris, poden causar greus danys als organismes bentònics, ja que poden seguir pescant contínuament, i durant molt de temps, i el seu moviment sobre el fons, pot erosionar les comunitats d'organismes bentònics tot sovint de grans dimensions, molts dels quals són especialment sensibles a les pertorbacions de tipus mecànic. A més moltes espècies de llarga vida i gran mida presenten una dinàmica de creixement molt lenta i una capacitat de recuperació a les pertorbacions molt limitada. Per totes aquestes consideracions, creiem que la retirada dels arts de pesca abandonats del fons és indispensable, així com un programa de sensibilització tant cara al públic com als pescadors. Aquest tipus d'iniciatives han tingut un gran èxit al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter en els darrers anys (Hereu *et al.*, 2015, 2016). No es van observar espècies exòtiques en cap de les prospeccions.

Descripció i quantificació de l'episodi de mortalitat d'algues coral·lines incrustants al Parc natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter.

- Des de la tardor de 2015 s'ha enregistrat un fenomen de mortalitat d'algues coral·lines incrustants molt difós a les aigües de les Illes Medes.

- Aquesta mortalitat ha afectat a la majoria d'espècies a totes les fondàries, i entre un 10 i 80% de la seva superfície.

- Aquest fenomen sembla tenir relació amb l'augment de temperatura dels llargs estius de 2014 i 2015

Tot i que no es possible mitigar les causes, pensem que es necessari un seguiment del fenomen al llarg del temps per a avaluar el seu abast i els efectes sobre les comunitats afectades

Aquest capítol ha de ser citat com:

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.

Introducció

Les algues coral·lines incrustants (CCA, de crustose coralline algae, en anglès) (F. Rhodophyta, O. Corallinales) són un dels principals agents constructors de les comunitats bentòniques, gràcies a la seva capacitat d'ocupar el substrat disponible en la zona fòtica (Steneck, 1986). Reben el nom de rodòfits calcaris degut a la particularitat de precipitar carbonat càlcic en forma de cristalls de calcita, dipositant-se a sobre o en la paret cel·lular, fet que els dona una consistència sòlida. Aquesta propietat els fa adquirir una important funció ecològica dins els ecosistemes bentònics, ja sigui formant una base consolidant el substrat, o bé generant nous hàbitats a través de la seva estructura. La distribució de les algues calcàries està determinada pels factors ambientals, podent-se trobar des del mediolitoral (zona d'alternança immersió/emersió) fins al circalitoral (part més profunda de la zona fòtica). Aquestes algues són molt abundants en mars temperats, com el Mediterrani, on són importants components dels ecosistemes bentònics des de la superfície fins a més de 200 metres de fondària. La calcificació és la característica principal de les algues roges calcàries. Aquesta pot ser més moderada en algunes espècies que conserven certa flexibilitat, o ser molt important, donant-li un aspecte mineral. Aquest últim, és el cas de les algues roges o rodòfits de l'Ordre *Corallinales* en el que es poden distingir dos grans grups. Per una banda, hi ha el grup de les algues articulades amb segments calcificats i segments lliures que generen una estructura robusta però flexible, i que a la Mediterrània està representat amb gèneres com *Corallina* o *Jania*. Aquests rodòfits articulats, tot i no constituir la base sobre la que es forma la comunitat, poden ser abundants, i tenir importància com a espècies estructurals i formadores d'hàbitat. L'altre grup està format per algues no articulades i amb aspecte més rocallós, les incrustants, on trobem espècies dels gèneres *Mesophyllum*, *Lithophyllum* i *Neogoniolithon*, i són les principals espècies bioconstructores de les comunitats fotòfiles i del coral·ligen a la Mediterrània (Ballesteros, 2006; Rodríguez-Prieto *et al.*, 2013).

La gran diversitat associada a les CCA, - s'han arribat a enregistrar fins a 600 espècies d'invertebrats entre les seves bioconcrecions, entre les quals es troben espècies emblemàtiques com el corall vermell (*Corallium rubrum*), o gorgònies com *Paramunicea clavata* i *Eunicella* sp. (Sartoretto, 1996) - fa que aquesta comunitat aportï molts serveis ecosistèmics. Per una part, per l'economia pesquera, ja que moltes espècies comercials viuen als hàbitats que forma. Però també actuen com a atractiu pel sector turístic, ja que les activitats subaquàtiques relacionades amb l'observació d'aquests i altres hàbitats han experimentat en tot el món un important desenvolupament en els últims anys, especialment en el Mediterrani (Cagua *et al.*, 2014). No obstant, aquestes comunitats són molt fràgils, sovint formades per espècies molt longeves i amb una dinàmica poblacional lenta (amb taxes de creixement i reclutament lentes), que la fan molt vulnerables davant certes pertorbacions (Ballesteros, 2006).

El canvi climàtic produït per l'augment de CO₂ atmosfèric derivat de les activitats humanes està provocant importants alteracions en mars i oceans, des de l'increment de la temperatura de l'aigua, l'estratificació i acidificació, fins a canvis en la circulació de les masses d'aigua que porten associades un ampli espectre d'efectes i desequilibris a nivell biològic (Doney *et al.*, 2012).

L'increment mitjà de la temperatura global superficial ha augmentat 0.9 °C des de l'època preindustrial, i es preveu que augmenti entre 0,3°C i 4,8°C a finals del segle XXI, segons els escenaris considerats (IPCC, 2014). A la Mediterrània, aquest augment de la temperatura s'ha vist traduït en episodis de mortalitat massiva d'invertebrats bentònics, sobretot en gorgònies i esponges (e.g. Linares *et al.*, 2005; Cebrian *et al.*, 2011). Les elevades temperatures poden produir diversos efectes sobre les CCA, des d'estrès fisiològic, disfuncions metabòliques (si es supera el nivell de tolerància tèrmic), així com l'increment de la virulència dels microorganismes i/o disminució de l'eficiència de l'espècie per la defensa contra aquests (Anthony *et al.*, 2008; Martin i Gattuso, 2009).

Els mars i els oceans regulen i mantenen nombrosos equilibris fisicoquímics al nostre planeta. Degut a la inèrcia intrínseca de l'aigua als canvis de temperatura, les grans masses d'aigua ajuden a equilibrar la temperatura mitjana de l'atmosfera que cada any va incrementant. A més, són grans captadores de CO₂, que al dissoldre's a l'aigua produeix àcid carbònic (a part de bicarbonats i carbonats) amb alliberació de protons, que abaixen el pH. Actualment, degut a la l'augment d'emissions de CO₂ a l'atmosfera, els equilibris iònics de mars i oceans s'han vist alterats cap a una acidificació general, sobretot en ecosistemes polars i esculls de corall (IPCC, 2014). Una disminució sostinguda del pH de l'aigua de mar pot provocar la dissolució de les diferents formes de CaCO₃ que constitueixen les estructures de sostén de molts organismes marins, inclosos els tal·lus calcaris de les CCA. Una vegada debilitada l'estructura dels teixits d'aquestes algues, és més fàcil que apareguin infeccions que poden provocar-ne la mort (Williams *et al.*, 2014). De fet, en un recent estudi (Williams *et al.* 2014), es va demostrar que existia una relació positiva entre la temperatura i l'acidificació i la presència d'una malaltia fúngica en les CCA. Per una part, la temperatura augmenta la virulència dels patògens, per l'altra l'acidificació rebaixa la resistència estructural de l'hoste (CCA). Altres estudis han demostrat que l'acidificació, a més del seu efecte sobre la calcificació, té un major impacte sobre la productivitat de les CCA, ja que redueix els seus límits tèrmics de tolerància (Anthony *et al.* 2008). L'augment de CO₂ juntament amb un augment d'irradiació solar, actuen generant un impacte sobre els mecanismes fotoprotectors dels fotosistemes de les algues.

Tot i que hi ha evidències de un augment de la freqüència de malalties en espècies marines, es coneix poc sobre com les malalties afecten a les CCA (Williams *et al.*, 2014), i menys sobre la distribució i importància de les malalties o de les seves potencials implicacions en el desenvolupament de les CCA i les comunitats que formen (Littler i Littler, 1995, 1998; Ballantine *et al.*, 2005; Aeby, 2007). Tot i així, es coneix que les malalties poden causar una reducció dràstica en les poblacions de CCA en ecosistemes formats per esculls de corall tropicals, provocant canvis en tot l'ecosistema provocant la pèrdua de resiliència funcional (Williams *et al.*, 2014).

El primer cas de malaltia en CCA es va descriure en el Pacífic el 1990, on es va detectar una significativa mortalitat en l'espècie *Porolithon onkodes* causada per la anomenada *Coralline Lethal Orange Disease* (CLOD) (Littler i Littler, 1995). Posteriorment es varen descriure altres casos en estudis basats en les característiques morfològiques de les lesions, i es varen establir cinc tipus de malaltia (Vargas-Ángel; 2010).

1. Malaltia taronja letal o *Coralline lethal orange disease* (CLOD)
2. Malaltia fúngica o *Coralline fungal disease* (CFD)
3. Síndrome de banda blanca o *Coralline white band syndrome* (CWBS)
4. Fenomen "blanc/blanqueig" o *Coralline target phenomena* (CTP)
5. Malaltia per cianofícies o *Coralline cyanophyte disease* (CCD)
Estudis més recents (Quéré *et al.*, 2015) han descrit una altra categoria,
6. Malaltia de taca blanca o *Coralline white patch disease* (CWPD)

Tot i la descripció de varies malalties, encara es coneix molt poc sobre la seva etiologia, dinàmica espaciotemporal o de les relacions amb els factors ambientals extrínsecs que les regeixen (Williams *et al.*, 2014). De les malalties presentades anteriorment, únicament s'han identificat els microorganismes patògens associats al CFD (Littler i Littler, 1998) i al CLOD (Cervino *et al.*, 2005). Cervino *et al.* (2005), a

més, suggereixen que les temperatures més càlides podrien relacionar-se amb la virulència i taxa de propagació dels patògens.

Antecedents

Durant el seguiment d'algues dins del programa de seguiment de la Reserva Marina de les Illes Medes (Hereu i Quintana, 2012), dut a terme per investigadors del departament d'Ecologia de la Universitat de Barcelona, i durant els mesos de setembre i octubre de 2015, es va detectar un fenomen nou de mortalitat en algues calcàries incrustants que no s'havia detectat fins el moment dins la reserva (Figura 1). Aquesta mortalitat es va comparar i identificar com a les malalties CWBS i CWPD descrites anteriorment en mars tropicals, però mai descrites anteriorment a la Mediterrània ni a un mar temperat (Hereu i Kersting, 2016). Degut a l'important paper ecològic que desenvolupen les algues calcàries, aquest tipus de mortalitat, que podria estar associat a l'augment de les temperatures, podria afectar de forma molt significativa els ecosistemes marins mediterranis, fet que ens va impulsar a proposar aquest estudi per a incorporar-lo al programa de seguiment de les Reserves Marines de Catalunya.

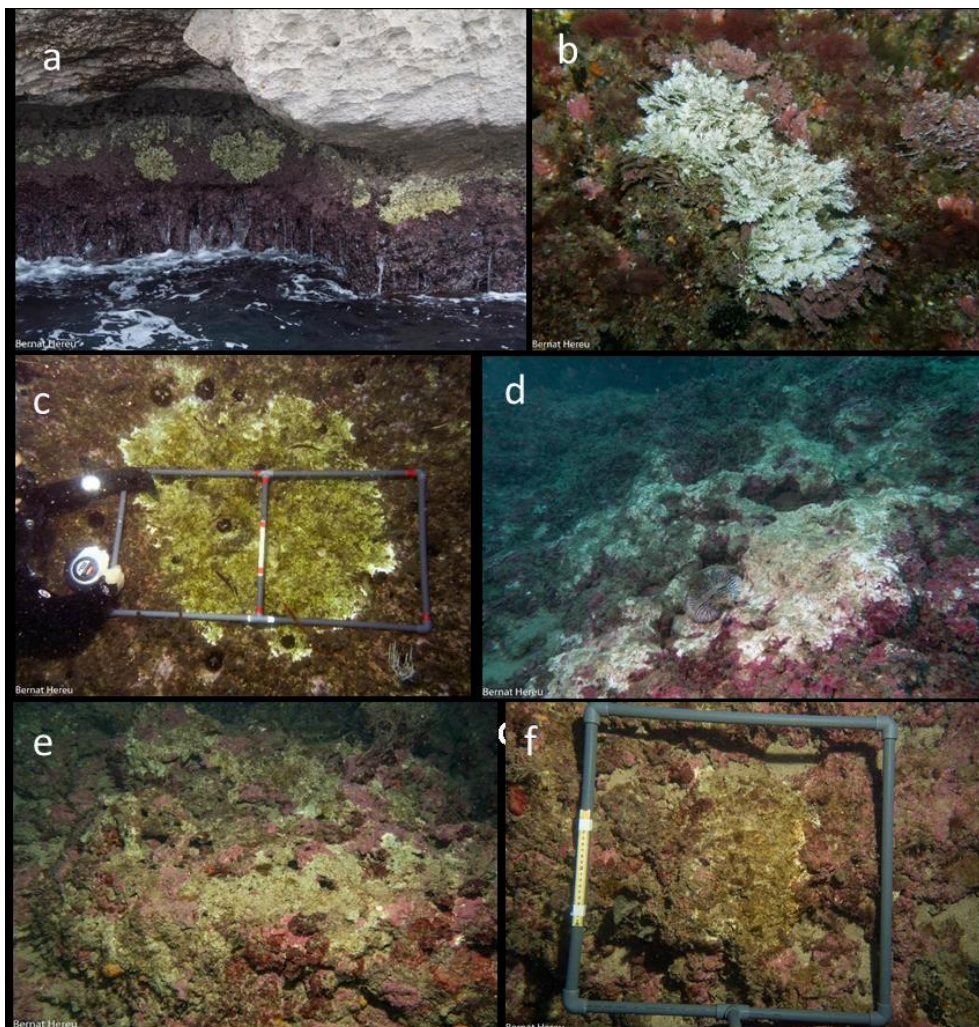


Figura 1. Espècies afectades per la mortalitat d'algues calcàrees: a) *Lithophyllum* incrustans (Meda Petita, 0m); b) *Corallina* elongata (Cap d'Utrera, -5m); c) *Mesophyllum* alternans (Tasco petit, -8m); d) *Mesophyllum* alternans (Punta salines, -20m); e) *Mesophyllum* alternans (Medallot, -35m); f) proposta de mètode de mostreig per a quantificar la cobertura afectada.

Objectius

Amb aquest treball es pretén descriure el fenomen de mortalitat observat (A), intentant a la vegada, determinar-ne les causes (B), i en la mesura del possible, desenvolupar una metodologia i establir un protocol per a la seva monitorització dins la reserva marina (C). Per poder-ho dur a terme, es van desenvolupar una sèrie d'objectius més específics, que corresponen amb:

A1. Determinar quines són les espècies que estan essent afectades, fent una descripció detallada del fenomen en cada espècie.

A3. Quantificar l'extensió i afectació de la mortalitat i determinar possibles patrons espacials, o algun altres possibles factors.

A4. Determinar els efectes sobre la comunitat afectada i quins canvis en les interaccions entre les espècies es poden produir.

Després de valorar gran part de la informació que hi havia sobre la temàtica que aquí es presenta, es va partir de la hipòtesis inicial de que les principals causes d'aquesta mortalitat eren l'augment de la temperatura, la infecció bacteriana, o la interacció d'aquests dos factors. Així es va plantejar:

B1. Fer un anàlisi del règim tèrmic de les illes Medes en els darrers anys partint de la hipòtesi de que la temperatura és la causant del fenomen.

Finalment, amb tot aquest estudi es va pretendre:

C1. Desenvolupar una metodologia estandarditzada per a l'estudi d'aquesta pertorbació.

C2. Establir un punt zero sobre la composició i cobertura d'algues calcàries incrustants, i establir un protocol de monitorització per a seguir el fenomen en vistes a les previsions de l'augment de la temperatura de l'aigua degut als efectes del canvi climàtic.

Metodologia

Lloc d'estudi

Aquest treball es va dur a terme dins la Reserva Marina de les Illes Medes, Àrea Marina Protegida (AMP) pertanyent al Parc Natural del Montgrí, Illes Medes i Baix Ter (Figura 2).

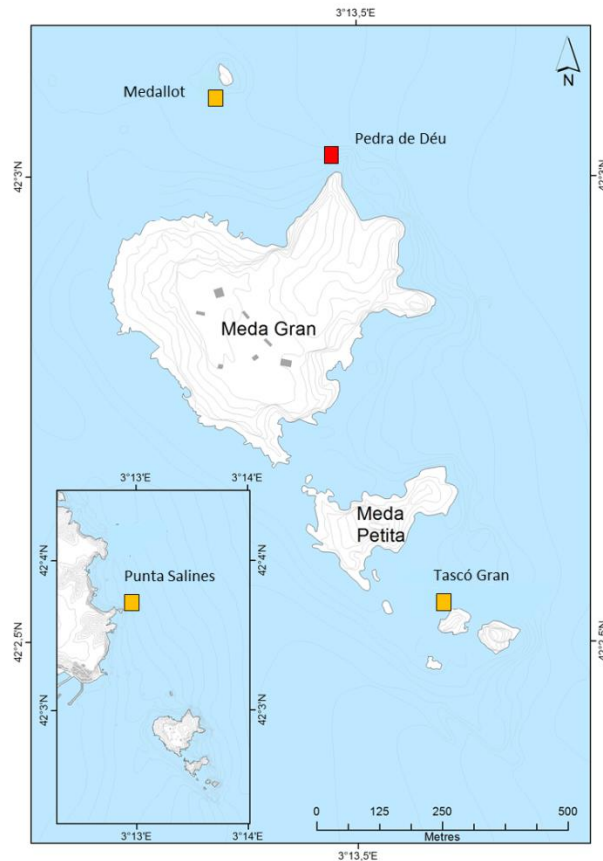


Figura 2. Estacions de mostreig al Parc Natural del Montgrí, les Illes medes i el Baix Ter. Els quadres taronja mostren els punts on es varen fer els controls per a determinar l'extensió i afectació de la mortalitat, i el quadre vermell el punt on es va instal·lar un transecte permanent per al seguiment del fenomen.

Com a resultat de la cartografia bionòmica realitzada al llarg de la costa del Montgrí, les illes Medes i el golf de Pals el 2011, es varen identificar 27 hàbitats diferents (basant-se en la nomenclatura del CORINE, Manual de Biòtops de la Unió Europea) tant del mediolitoral, de l'infralitoral com del circalitoral, en els que en la majoria les algues calcàries incrustants en són un component principal (Hereu *et al.*, 2012). Molts dels hàbitats que es troben en la Reserva Marina de les Illes Medes són comuns al litoral català, però la presència de forma consolidada d'alguns hàbitats com el coral·ligen o les tenasses de *Lithophyllum byssoides* (on les CCA en tenen un paper clau) és quasi exclusiva de l'àrea (Hereu *et al.*, 2012).

Obtenció de dades

Per tal de poder fer un anàlisi descriptiva del fenomen de mortalitat descobert, es va dur a terme primerament una observació *in situ*, amb presa de imatges fotogràfiques per a un anàlisi detallat de les imatges obtingudes *a posteriori*. Per a quantificar l'abast de la mortalitat, es va seleccionar tres zones dins de la Reserva Marina, Tascons, Medallot i Punta Salines (Figura 2), per a integrar la possible variabilitat espacial de la mortalitat. A més, per a determinar l'efecte de la mortalitat en funció de la fondària, en cada una de les estacions es varen seleccionar tres profunditats: 5, 15 i 25 metres.

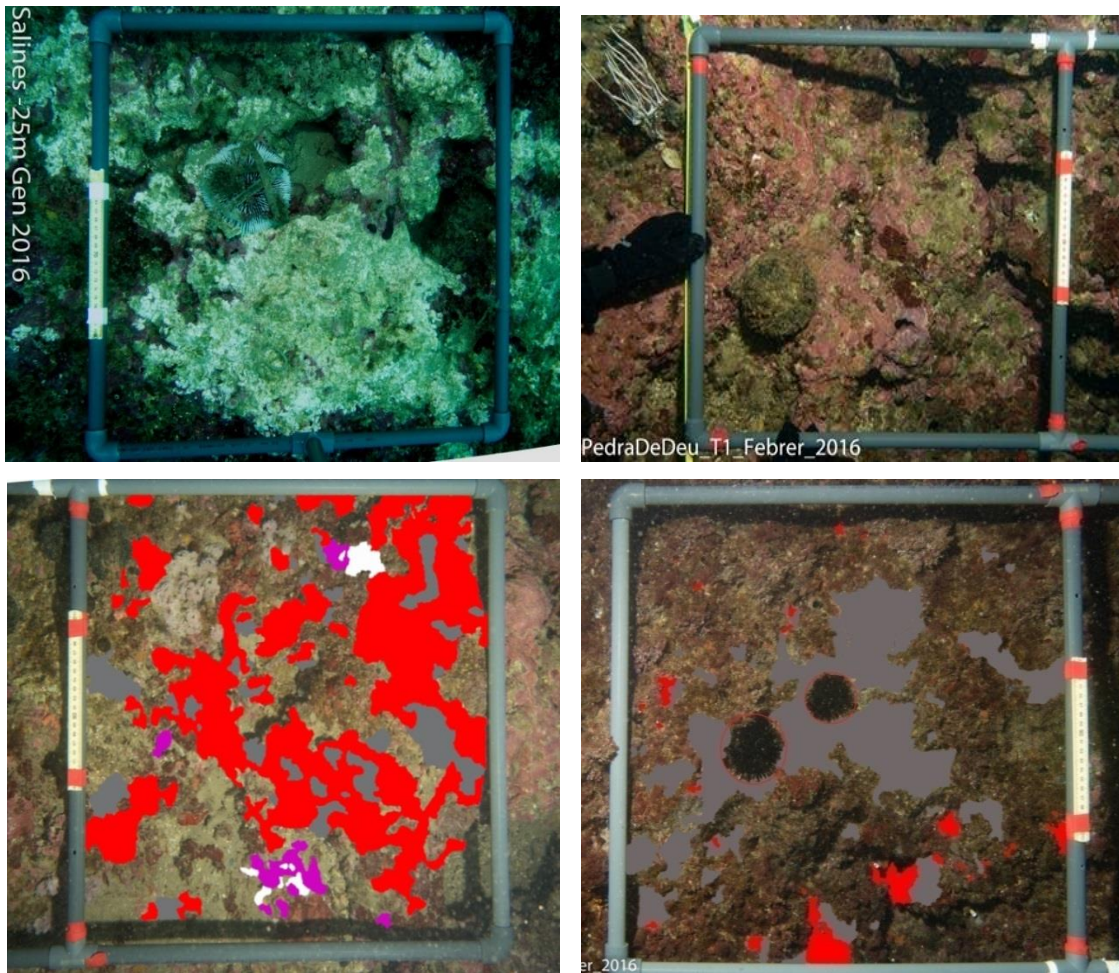


Figura 3. Quadrat de PVC de 50 x 50 cm utilitzats per als mostrejos aleatoris dels diferents punts estudiats (dalt a la dreta), i utilitzats per als mostrejos del transsecte de Pedra de Déu, també es pot apreciar la cinta mètrica i els cargols que marquen el transsecte (dalt esquerra). A baix, exemples de la metodologia utilitzada per a delimitar el recobriments de la cobertura de cada espècie a partir de diferents capes, amb l'Adobe Photoshop cs5. Vermell (*M.alternans* viu), gris (*M.alternans* mort), violeta (*L.stictaeforme* viu), blanc (*L.stictaeforme* mort).

Dins un mateix lloc (profunditat i zona determinada) es varen realitzar entre 15-25 fotografies amb quadrats de PVC de 50 x 50 cm (Figura 2, Annex III) col·locats de forma aleatòria dins l'àrea i a la mateixa fondària, abastant una superfície mínima de 4 m². D'aquesta manera es pretenia incloure la variabilitat

espacial a petita escala existent dins cada zona i fondària. A més, a cada fotografia es mostrava un regla com a referència per al posterior anàlisi de la cobertura de les espècies estudiades.

Per a fer un seguiment a petita escala dels individus i àrees afectades pel fenomen de mortalitat al llarg del temps, a la zona de Pedra de Déu (Figura 1), es va delimitar un transecte fix de 8 m, per 2 m d'amplada (sent un total de 16 m²), per a poder ser reproduït en el futur. Per poder-ho fer, primerament es va elegir la zona i es va col·locar una cinta mètrica, marcant l'inici i final del transecte i cada metre d'aquest, amb uns cargols de plàstic, units al substrat amb massilla epoxi. Així, es van prendre fotografies a banda i banda de la cinta mètrica amb una amplada d' un metre per banda, utilitzant quadrats de PVC de 100 x 50 cm, subdividits en dos quadrats de 50 x 50 cm (Figura 3, Annex III). D'aquesta manera, aquesta àrea queda perfectament delimitada i referenciada, de forma que és possible fer exactament les mateixes fotografies d'un any per l'altre i comparar els mateixos individus i àrees afectades en diferents intervals de temps. Les imatges es van realitzar amb una càmera digital CANON G7x protegida per una carcassa submergible, amb el suport d'un flaix.

Anàlisi de la cobertura

Es va seleccionar les següents espècies per ser les més abundants a les diferents fondàries de mostreig, i les més fàcilment identificables a través de fotografia:

- *Mesophyllum alternans* (Foslie) [*Lithothamnion philippi* f. *alternans* (Fosli)]: de la família *Hapalidiaceae*, presenta un tal·lus constituït per làmines postrades rígides i calcificades, generalment adherides al substrat, tot i que en alguns casos pot presentar els marges lliures. Les làmines són de color vermellós amb un remarge blanc i poden arribar a superar 1 mm de gruix. És molt comú en el Mediterrani occidental i en les costes atlàntiques pròximes (golf de Vizcaya i Marroc). És un alga perenne, habitant d'ambients parcialment protegits de la llum en els pisos infralitoral i circalitoral. És una de les principals espècies bioconstructores del coral·ligen (Ballesteros, 2006; Rodríguez-Prieto *et al.*, 2013).

- *Lithophyllum stictaeforme* (Areschoug) [*Lithophyllum expansum* f. *stictaeformis* (Areschoug) i *Lithophyllum frondosum* (Dufour)]: presenta un tal·lus constituït per làmines postrades rígides i calcificades, parcialment adherides al substrat i habitualment superposades. Les làmines són ondulades podent arribar als 1,5 mm de gruix i de color violaci, amb estries concèntriques a la cara inferior de la làmina. És molt comú en el Mediterrani i illes atlàntiques pròximes fins a Senegal. Alga perenne, habita ambients protegits de la llum en els pisos de l'infralitoral i circalitoral. És una de les principals espècies bioconstructores del coral·ligen (Ballesteros, 2006; Rodríguez-Prieto *et al.*, 2013).

- *Neogoniolithon* sp. (Hauck) [*Lithothamnion mamillosum* (Hauck)], presenta un tal·lus crostós, rígid, calcificat i adherit fermament al substrat. De coloració grisenca o rosada si són lleugerament berrugosos, o més vermellós quan presenten protuberàncies que poden arribar al 1 cm d'alçada. És molt comú en el Mediterrani i costes atlàntiques de Marroc, Mauritania, Senegal i illes del Cap Verd. És una de les principals espècies bioconstructores del coral·ligen (Ballesteros, 2006; Rodríguez-Prieto *et al.*, 2013).

- *Lithophyllum incrustans*: Presenta un tal·lus crostós, rígid, calcificat i fortament adherit al substrat. Amb làmines de colors des de grisós a violaci, d'unes 800 µm de gruix, ondulades o llises i amb els marges sovint elevats en forma de cresta. Comú en el Mediterrani (molt comú en la part més septentrional), Atlàntic oriental (des de Noruega a Mauritania) i arxipèlags de la Macaronesia. Alga perenne, habita ambients ben il·luminats del pis infralitoral. És molt resistent a les pertorbacions, tant mecàniques com

químiques. A més, un intens pasturatge d'ericons afavoreix el seu desenvolupament (Rodríguez-Prieto *et al.*, 2013).

- *Lithophyllum byssoides* (Lamarck): També anomenat *Lithophyllum lichenoides* (Philippi) i *Lithophyllum tortuosum* (Lemoine). Presenta un tal·lus crostós, rígid, calcificat i fortament adherit al substrat, agrupats formant grups subsfèrics o irregulars d'uns 20 mm d'alçada. De color malva blanquinós, el tal·lus està recobert per unes laminetes erectes d'uns 10 mm d'alçada, donant-li un aspecte de panell. Perenne, habita ambients exposats a l'onatge del nivell inferior del pis mediolitoral, formant estructures bioconcreixents, les *Tenasses* o *Trottoir*. Ha estat inclòs en l'apèndix I del *Conveni de Berna sobre la conservació de la fauna europea i Hàbitats naturals* (Consell d'Europa, 1979), com una espècie de flora estrictament protegida. Les tenasses que arriba a formar aquesta espècie estan incloses dins el tipus d'hàbitat d'interès comunitari *Fons marins rocosos i concrecions biogèniques sublitorals* (1770) en l'Annex 1 de la Directiva 97/62/EU i amb el nº CORINE (11.252+).

Per al tractament *a posteriori* de les imatges, es va utilitzar primerament un programa d'edició d'imatges, Adobe Photoshop Lightroom cs5 ja que sota l'aigua molts cops queden deformades o poc il·luminades, etc. A continuació es va analitzar la cobertura (cm²) de les diferents espècies d'algues calcàries incrustants i algunes erectes (en el cas que hi hagués mortalitat) que es trobaven presents en els quadrats. Això es va realitzar amb el programa informàtic Adobe Photoshop CC 2015.5 que permet mesurar la cobertura desitjada a partir de diferents capes (Annex I). Per a cada espècie es mesurava la cobertura total, la cobertura del teixit sa i la cobertura del teixit malalt o mort (indistintament). Per establir la superfície real de cobertura de cada categoria, es va utilitzar la regla de cada fotografia com a referència per a fer una equivalència de cm a píxels, i es va calcular l'àrea en cm² en funció dels píxels que ocupa cada taca.

De cada imatge, es va obtenir els valors de la cobertura en cm² de cada espècie i estat (viu o afectat) del teixit dins el quadrat. El percentatge de cobertura de cada espècie, es va calcular comparant l'àrea ocupada a cada fotografia respecte a l'àrea total del quadrat de 50 x 50 cm (2500 cm²). El percentatge de teixit afectat per la mortalitat a cada espècie, es va calcular comparant la cobertura de teixit afectat respecte la cobertura total (teixit afectat i sa) de cada espècie en cada fotografia (Figura 3). Seguidament es van recopilar totes les dades de les imatges d'un mateix lloc (zona i profunditat) en una sola matriu, per tal de poder obtenir la mitjana de cobertura de cada espècie i estat del seu teixit.

Per tal de determinar l'àrea mostral mínima a analitzar per tal de cobrir el màxim de la variabilitat mostral d'un mateix lloc, es van agafar els valors de cobertura total de mortalitat (teixit mort respecte teixit viu) d'unes 25 imatges de tres dels llocs mostrejats. Seguidament, es va generar una sèrie de llistes amb els valors de cobertura col·locats de manera aleatòria, i es varen fer corbes amb la mitjana d'aquests valors, per tal de veure on els valors de mortalitat s'estabilitzaven (Figura 4). Es va comprovar que la variabilitat disminuïa dràsticament entre les 11-14 imatges, pel que es va considerar un nombre de 13 (15) imatges com a suficient per a processar la resta de llocs sense temor a perdre variabilitat ambiental del lloc en el mostreig. Tot i així, en algunes localitzacions no es va poder arribar al nombre, a causa de problemes tècnics a l'hora de realitzar les fotografies, mentre que en altres es va superar el requerit.

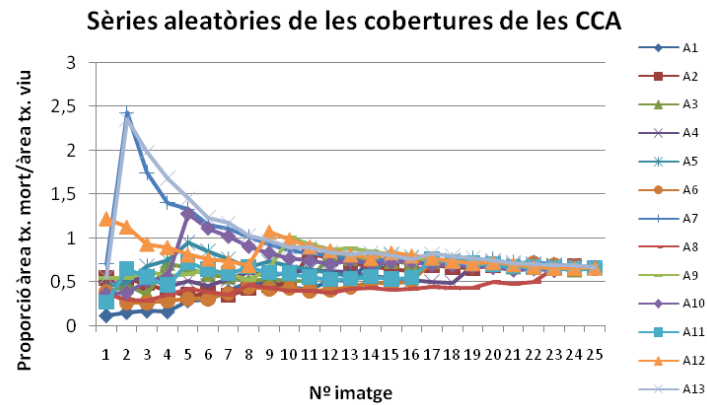


Figura 4. Proporció de la cobertura del teixit mort respecte el teixit viu de cada una de les imatges al llarg de 13 sèries aleatòries de la zona de Pta. Salines 25 m per veure el punt de convergència d'aquestes. Punt de referència per determinar el nombre de imatges a processar en la resta de llocs. El mateix exercici es va repetir en dos llocs més (N=3). Resultat: amb 11-14 imatges s'assoleix una variabilitat ~ 0.5.

Per a veure si hi havia diferències en la distribució espacial de la cobertura i la mortalitat de cada espècie, es varen fer ANOVA 2 factors (Lloc, aleatori, i fondària, fix). Mentre que per veure si hi havia diferències entre espècies, es varen fer ANOVA 2 factors (Espècie i fondària, tots dos fixes). A més a més, es varen fer tests *post-hoc* de Tukey per veure diferències entre cada valor dels factors en cas que hi hagués diferències, i tests de Cochran per a determinar la homogeneïtat de variància (els resultats de les anàlisis es mostren en l'Annex II).

Règim tèrmic

Per poder analitzar la possible relació entre de la temperatura i el fenomen de mortalitat, es va analitzar les dades de temperatura de l'aigua enregistrades al llarg dels anys a la nostra àrea d'estudi, l'Estartit-Illes Medes. Malgrat que els registres de dades de temperatura de les aigües costaneres són incomplets, el litoral de l'Estartit és una excepció, doncs va ser iniciat i desenvolupat ara fa 47 anys per el Sr. Josep Pascual, amb el suport de la Generalitat de Catalunya, la Diputació de Girona i l'Institut de Ciències del Mar CSIC (<http://meteolestartit.cat>). Aquestes dades ens han servit per veure com ha variat la temperatura superficial i als 20 m, al llarg de les dècades.

Resultats

Desenvolupament de la metodologia

Un dels objectius del treball era desenvolupar una metodologia per a l'estudi del fenomen de mortalitat descobert durant el seguiment anual de la Reserva Marina de les Illes Medes, en el 2015. Amb un total de 8 immersions es van poder recollir totes les dades necessàries per a l'estudi del fenomen de mortalitat. A més de la realització de mostrejos temporals (quadrats aleatoris) i mostrejos de seguiment (transsectes) en el cas que es vulgui fer un seguiment del fenomen com a pertorbació existent dins la reserva marina.

Descripció del fenomen de mortalitat

A partir del seguiment realitzat des de la primera observació del fenomen de mortalitat en CCA, i gràcies al seguiment fotogràfic, es va poder determinar que es tractava de l'afectació a algues coral·lines de tipus CWBS juntament amb la del tipus CWPD. L'afectació principal es donà en *Mesophyllum alternans*, en totes les zones i profunditats, seguida de *Litophyllum stictaeforme* i *Litophyllum incrustans*, aquesta última en les àrees més someres (5 m). També s'ha trobat algun cas de mortalitat en *Neogoniolthon* sp. i *Peysónnelia* sp. en alguna de les localitzacions, tot i que de baixa extensió. En aquestes dues, el tipus d'afectació observat, únicament va ser del tipus CWPD, mentre que en la resta es podien tractar les dues tipologies. Tot i així, per a la quantificació de la mortalitat, es van tractar com a una mateixa simptomatologia. Una última espècie *Corallina elongata* es va observar presentant en alguns casos aquest fenomen de blanqueig, però al tractar-se d'una calcària erecta no es corresponia amb la tipologia de la resta, tot i així es va enregistrar l'observació. A continuació es presenten algunes imatges de com es podia presentar aquesta mortalitat en les diferents espècies, podent-se observar diferents fases de la simptomatologia.

En el cas de *Mesophyllum alternans* es va poder observar com a l'inici de la malaltia es canvia la coloració del teixit, tornant-se més marró (Figura 5.A). En avançar la malaltia, s'ha vist que en molts casos aquest teixit malalt pren una coloració amb tonalitats grises o verdes, donant un aspecte de necrosi del teixit (Figura 5.B). En altres casos, però, apareix directament una coloració blanca, ja sigui en forma de taques concèntriques que es van estenent cap a l'exterior (Figura 5.E), com en forma de bandes (Figura 5.D) que marquen l'avanç de la mortalitat del teixit. Un cop el teixit és mort, aquest pot ser epifitat per altres algues, donant-li una coloració verdosa. A mesura que passa el temps, aquest teixit mort, en molts casos es desenganxa del substrat degut a l'erosió provocada pels organismes de la pròpia comunitat, especialment les garotes a fondàries més somes, i pel moviment de l'aigua, deixant un substrat nu (Figura 5.C).

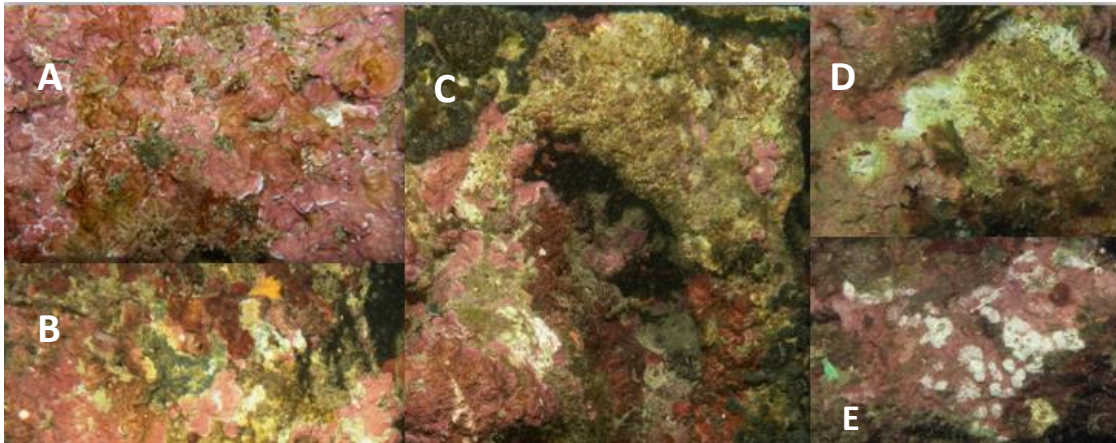


Figura 5. *Mesophyllum alternans* afectat per la malaltia. A) inici de la malaltia, B) procés de degradació del teixit i mortalitat del teixit (blanqueig), C) extensió de la mortalitat, D) CWBS, E) CWPD.

Lithophyllum incrustans (Figura 6) és una espècie més somera, més resistent a les pertorbacions mecàniques i químiques i a la irradiació solar. Tot i així també es va observar aquest fenomen de mortalitat. En el seu cas, directament s'inicia la mortalitat del teixit en aparèixer unes taques blanques amb forma estrellada (Figura 6.A), i a partir d'aquí es va estenent per la làmina de l'alga (Figura 6.B). Aquest teixit mort i blanc, comença a epifitar-se com podem veure a la fotografia (Figura 6.C) fins que es desenganxa del substrat a causa de l'erosió.

Tot i que és una espècie resistent a les pertorbacions, i especialment a la pressió d'herbivoria de les garotes de l'espècie *Paracentrotus lividus* (però no de *Arbacia lixula*), vàrem poder observar que en zones on aquestes garotes eren molt abundants, aquestes havien denudat completament aquesta alga, deixant la roca nua.



Figura 6. *Lithophyllum incrustans* afectat per la malaltia. A) inici de la malaltia B) inici de la mortalitat C) extensió de la mortalitat i epibiosi.

El fenomen de mortalitat en *Neogoniolithon* sp. (Figura 7) va ser de menor importància, però també es tracta d'una espècie poc abundant en les àrees d'aquest estudi. Tot i així, les observacions realitzades van mostrar generalment l'aparició de la mortalitat a partir de la formació de taques blanques (Figura 7.B) que s'anaven estenent al llarg del teixit de l'alga. No obstant, en alguns dels casos es van veure com l'expansió de la mortalitat es produïa en forma de bandes blanques (Figura 7.A).

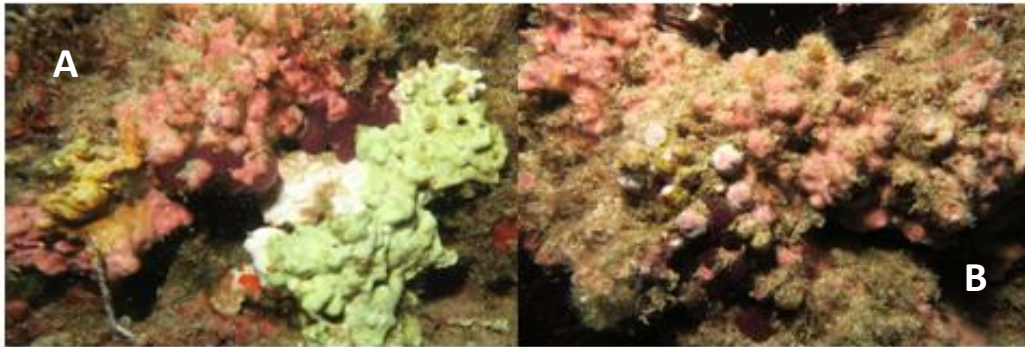


Figura 7. *Neogoniolithon* sp. afectat per la malaltia. A) extensió de la malaltia CWBS B) CWPD

En el cas de *Lithophyllum stictaeforme* (Figura 8) podem trobar un patró similar, tot i que varia una mica. En alguns casos pot semblar que s'inicia amb una coloració més marronenca (Figura 8.A), però generalment s'inicia directament amb l'aparició de taques blanques (Figura 8.B), teixit mort, que es va estenent per la làmina de l'alga (Figura 8.C). Aquestes taques s'inicien amb una forma estrellada que es podria confondre amb les rossegades d'alguns herbívors, com les garotes i es va expandint cap a fora. El patró d'expansió pot ser en forma de banda (Figura 8.E) o en forma circular (Figura 8.D). De la mateixa manera que el *Mesophyllum*, un cop el teixit és mort, aquest pot ser epifitat per altres algues, donant-li una coloració verdosa i amb el temps, l'erosió provoca el desenganxament del teixit deixant el substrat nu i disponible a la nova colonització per altres organismes (Figura 8.C).

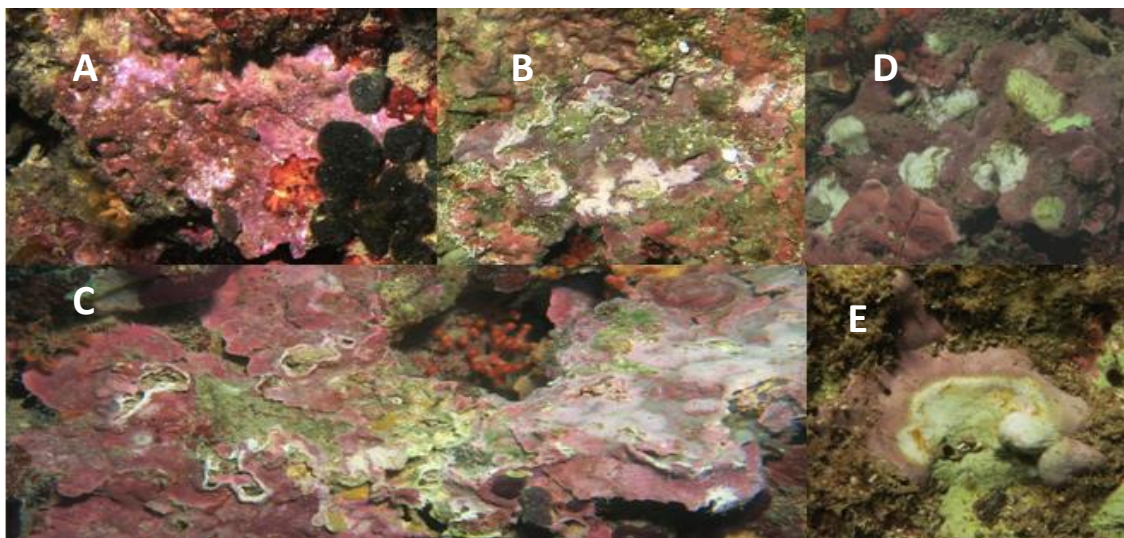


Figura 8. *Lithophyllum stictaeforme* afectat per la malaltia. A) inici de la malaltia, B) inici de la mortalitat (estrelles), C) extensió de la mortalitat, D) CWPD, E) CWBS.

La mortalitat en *Peyssonnelia* sp. (Figura 9.B) tot i la seva abundància en totes les zones, va ser molt baixa, i únicament es van observar clapes de roca base o sediment erosionat envoltades de teixit viu, tractant-se d'una mortalitat antiga. En *Corallina elongata* (Figura 9.A) es van observar més indicis de mortalitat tot i que no va ser molt abundant, caracteritzada per clapes blanques d'individus (branques) morts envoltada d'individus vius. En aquest cas no es va observar erosió del teixit.

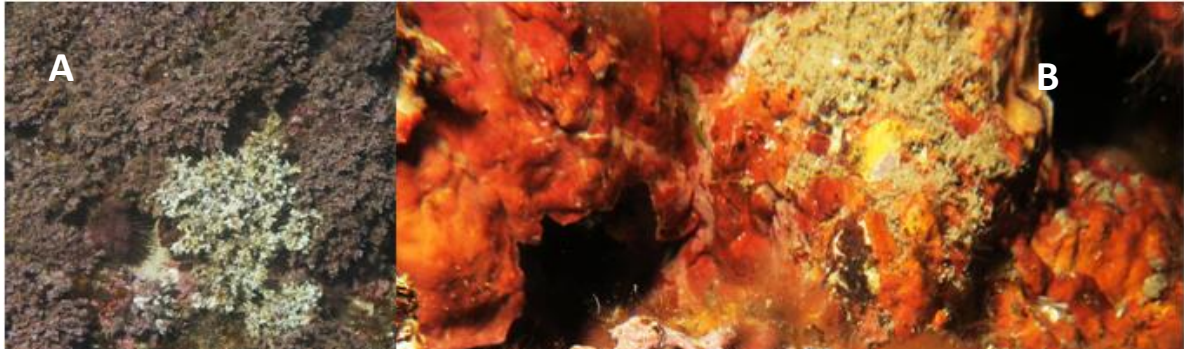


Figura 9. A) *Corallina elongata*. amb mortalitat B) *Peyssonnelia* sp. amb mortalitat.

Quantificació de la mortalitat

La Taula 1 mostra els valors obtinguts del percentatge de cobertura i superfície afectada per la mortalitat de les principals espècies d'algues coral·lines a les diferents localitats i fondàries estudiades.

Taula 1. Resultats del % de cobertura i % de mortalitat de les diferents espècies a les diferents localitats i fondàries del mostreig de l'estudi.

| Localitat | Fond. | <i>Mesophyllum alternans</i> | | <i>Litophyllum stictaeforme</i> | | <i>Litophyllum incrustans</i> | | <i>Neogoniolithon sp.</i> | | <i>Corallina elongata</i> | |
|--------------|-------|------------------------------|------|---------------------------------|-------|-------------------------------|------|---------------------------|------|---------------------------|-------|
| | | Cov | Mort | Cov | Mort | Cov | Mort | Cov | Mort | Cov | Mort |
| Medallot | 5 | 7 % | 79 % | | | 0,5 % | 69 % | | | | 6,7 % |
| | 15 | 26 % | 54 % | 0,8 % | 31 % | 2,1 % | 19 % | | | | |
| | 25 | 37 % | 33% | 1,7 % | 14 % | | | 0,1 % | 13 % | | |
| Pta salines | 5 | 21 % | 75 % | 1,4 % | 16 % | 1,2 % | 58 % | | | | 2,8 % |
| | 15 | 41 % | 54 % | 2,4 % | 29 % | 2,8 % | 32 % | | | | |
| | 25 | 35 % | 34 % | | | 0,5 % | 0 % | | | | |
| Tascons | 5 | 4,3 % | 50 % | | | 0,6 % | 27 % | 0,1 % | 48 % | | 2,8 % |
| | 15 | 17 % | 55 % | 0,9 % | 5,6 % | 7 % | 26 % | 3,1 % | 37 % | | |
| | 25 | 28 % | 42 % | 0,8 % | 20 % | 0,1 % | 27 % | | | | |
| Pedra de Deu | 25 | 28 % | 47 % | 0,8 % | 13 % | | | 0,1 % | 76 % | | |

La cobertura de les CCA varia segons les espècies i fondàries. *M. alternans* es l'espècie més abundant, i amb cobertures més elevades a 15 i 25 metres de fondària, i no s'observen diferències significatives entre les diferents zones de mostreig, excepte a la zona de Tascons, on la cobertura a 5 metres es menor respecte les altres localitats (Figura 10, Annex). En general, el percentatge de superfície afectada per la mortalitat en aquesta espècie és molt elevat (entre el 33 i el 79%) (Figura 10), i les anàlisis estadístiques mostren que la mortalitat es més elevada en les fondàries més superficials, excepte a la zona de Tascons (interacció localitat x fondària, Annex).

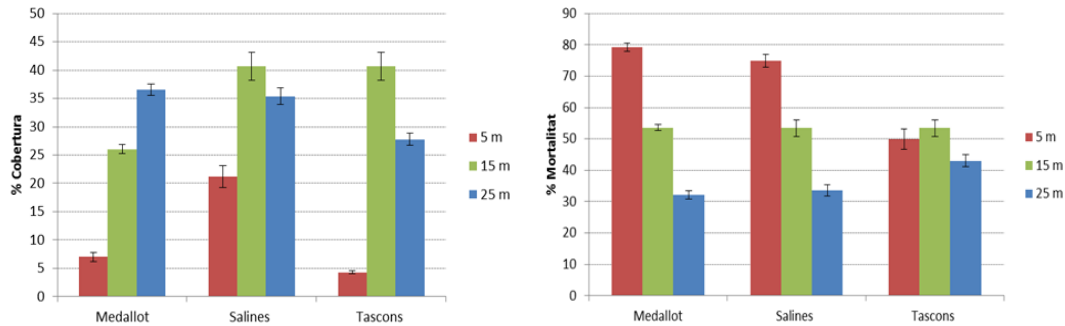


Figura 10. % de cobertura (dreta) i mortalitat (l'esquerra) de *M. alternans* en les diferents estacions i fondàries estudiades.

Les altres espècies són molt menys abundants, tot i que el percentatge de superfície afectada es igualment important.

L. incrustans es molt menys abundant i es troba principalment als 15 m de fondària, amb una significativament menor cobertura a la zona del Medallot (Annex). Pel que fa a la mortalitat, també presenta valors molt elevats (tot i la seva baixa cobertura), principalment a les zones més somes, a salines i Medallot (Figura 11, Annex).

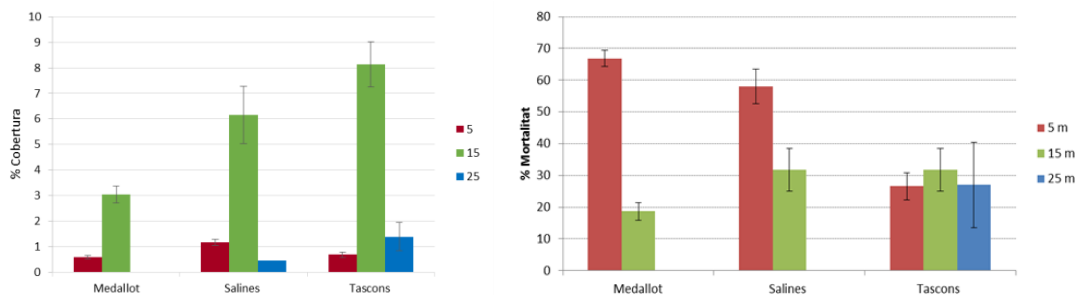


Figura 11. % de cobertura (dreta) i mortalitat (l'esquerra) de *L. incrustans* en les diferents estacions estudiades.

L. stictaeforme mostra un patró molt similar a *L. incrustans*, tot i que no es va trobar mai per sobre de 15 metres de fondària, i no hi ha diferències significatives entre zones (Figura 12). La mortalitat segueix sent elevada, tot i que no tant com en les espècies anteriors, i no es mostren diferències estadísticament significatives ni entre les diferents zones ni entre a mortalitat, probablement degut al baix volum mostral i la forta variabilitat que presenta (Figura 12).

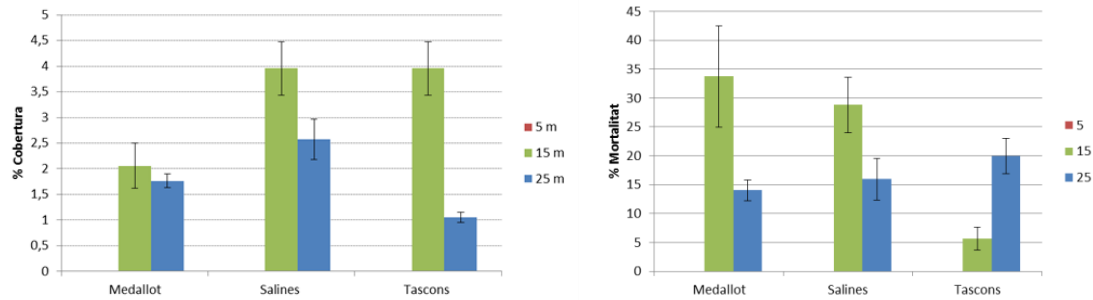


Figura 12. Percentatge (%) de cobertura (dreta) i mortalitat (l'esquerra) de *L. stictaeforme* en les diferents estacions estudiades.

Corallina elongata únicament va aparèixer de manera representativa a 5 metres de fondària, tot i que es podien trobar alguns exemplars als 15 m. En el cas de *Corallina elongata* al no tractar-se d'una alga coral·lina incrustant i al no haver una mortalitat molt elevada, únicament es va enregistrar el % de mortalitat en les fondàries de 5 metres, on era present. Altres espècies de CCA, com diferents espècies del gènere *Peyssonnelia* van ser presents en totes les fondàries, tot i que no es va considerar la cobertura ja que la mortalitat va ser pràcticament nul·la, únicament es van observar taques blanques en dos o tres imatges als 25 m (Medallot i Pedra de Déu).

En general, es va poder observar un cert patró tant en la distribució de les espècies d'algues coral·lines incrustants, com en la l'extensió i l'afectació de la malaltia. Els valors de cobertura varen presentar diferències significatives entre les diferents espècies de CCA. *M. alternans* va ser l'espècie més abundant en cada una de les profunditats mostrejades, especialment als 15 i 25 m, amb més d'un 35% de cobertura de mitjana, amb una menor abundància als 5 m de fondària (Figura 13, Annex). La resta d'espècies mostraven una cobertura molt menor. *L. incrustans* es més abundant als 15 m amb un 4% de cobertura de mitjana, presència major que la de *L. stictaeforme* o *Neogoniolithon* sp. tot i ser considerades dues de les espècies bioconstructores del coral·ligen. Els resultats obtinguts, mostraven també diferències estadísticament significatives entre les cobertures d'una mateixa espècie per les diferents profunditats (Figura 13, Annex).

Pel que fa a la mortalitat, es va observar un patró similar per a totes les espècies. Per una part, els percentatges de mortalitat varen oscil·lar entre el 10 i el 70% de mitjana en totes les espècies, sense que hi hagi diferències estadísticament significatives entre elles, excepte per *L. stictaeforme*, que presenta una mortalitat menor (Figura 13, Annex). Per altra banda, els percentatges de mortalitat més elevats van correspondre a profunditats més superficials (5 m o 15 m en el cas de *L. stictaeforme*) (Figura 13, Annex).

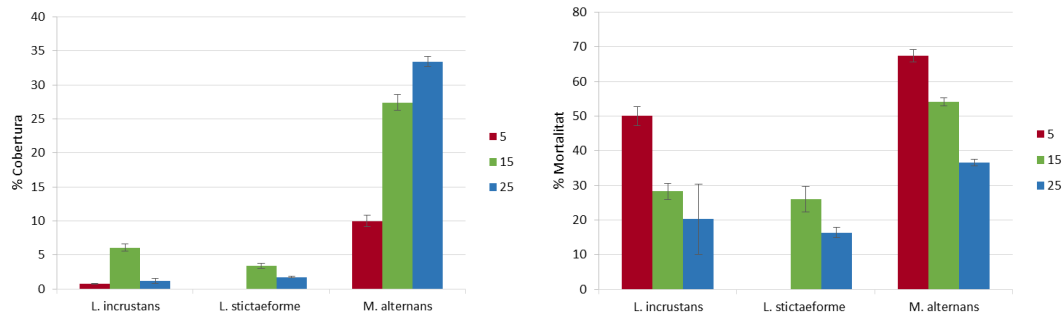


Figura 13. A) Percentatge (%) de cobertura mitjana de *L. incrustans*, *L. stictaeforme*, *M. alternans* i *Neogonolito* sp. per a les diferents fondàries (5, 15 i 25 m), N=3, error ST. B) Gràfica del % de Mortalitat promig de *L. incrustans*, *L. stictaeforme*, *M. alternans* i *Neogonolito* sp. per a les diferents fondàries (5, 15 i 25 m), N=3, error ST.

Règim tèrmic

Per a valorar si la temperatura podia ser un dels factors causants del fenomen de mortalitat tal i com havíem hipotetitzat, es van analitzar la sèrie temporal de temperatures enregistrades a l'Estartit-Illes Medes, des de l'any 1969 fins al 2015 de T^a màxima superficial, T^a mitjana superficial i T^a mitjana a 20 m.

La Figura 14 mostra la diferència entre la temperatura mitjana mensual de l'aigua superficial a les Illes Medes respecte a la mitjana històrica. Es pot observar que en els darrers anys, especialment el 2015, el nombre de mesos amb la temperatura superior ha augmentat.

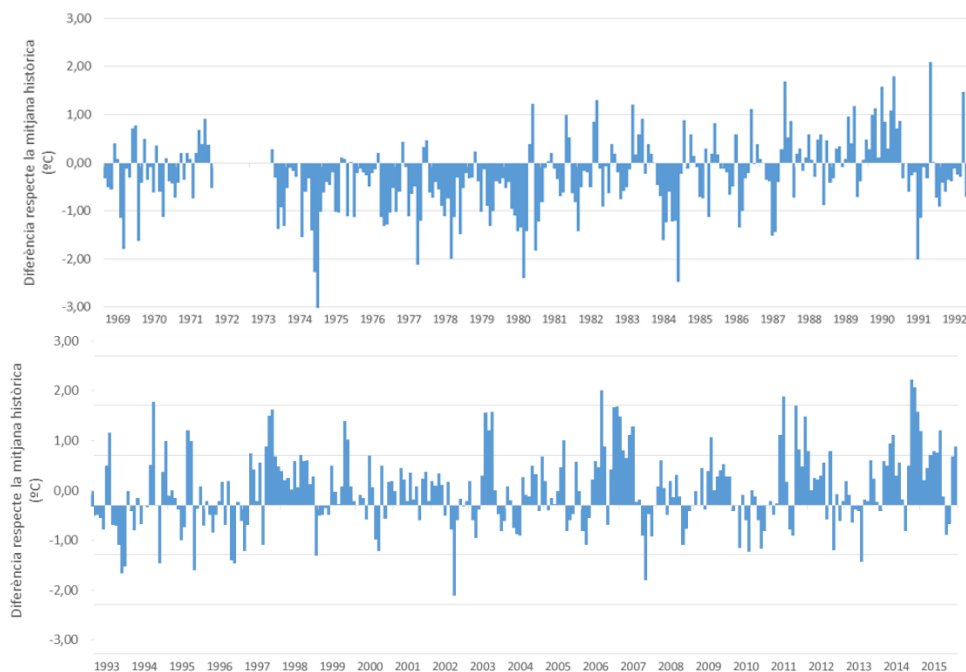


Figura 14. Diferència entre la temperatura mitjana mensual de l'aigua superficial a les Illes Medes respecte a la mitjana històrica.

Comparant les temperatures mitjanes i màxima superficial i mitjanes a 20 metres de fondària, entre la mitjana històrica i els darrers tres anys (Figura 15), es pot observar que durant els tres darrers anys no s'havia superat la temperatura màxima històrica, però que el 2015 va ser l'any en que es van assolir màximes més altes, seguit del 2013. El 2014 va presentar T^a màximes més baixes tot i que es van mantenir més temps, des de juliol a octubre quasi no van variar. Si ho comparem amb la temperatura mitjana superficial, en aquest cas les temperatures són superiors a la mitjana històrica, i únicament el 2013 es troba fins al mes d'agost per sota. És en aquest punt on al 2015 s'inicia una disminució de la T^a fins a situar-se sota la mitjana històrica.

Els valors de T^a a 20 m també es trobaren per sobre la mitjana històrica, tret del 2013 que fins al mes d'agost no la sobrepassà. Per altra banda, tant al 2013 com al 2015 els punts de T^a màxima s'assoliren entre el juliol i agost, mentre que en el 2014 es va produir a l'octubre. Es podria dir, que a causa de l'allargament de l'estiu que es va produir al 2014, tant en aigües superficials com a més profundes (20 m) no va ser possible al 2015 un refredament de les aigües com era habitual en altres anys, mantenint-se un acumulament de T^a en les aigües des de els primers mesos de l'any.

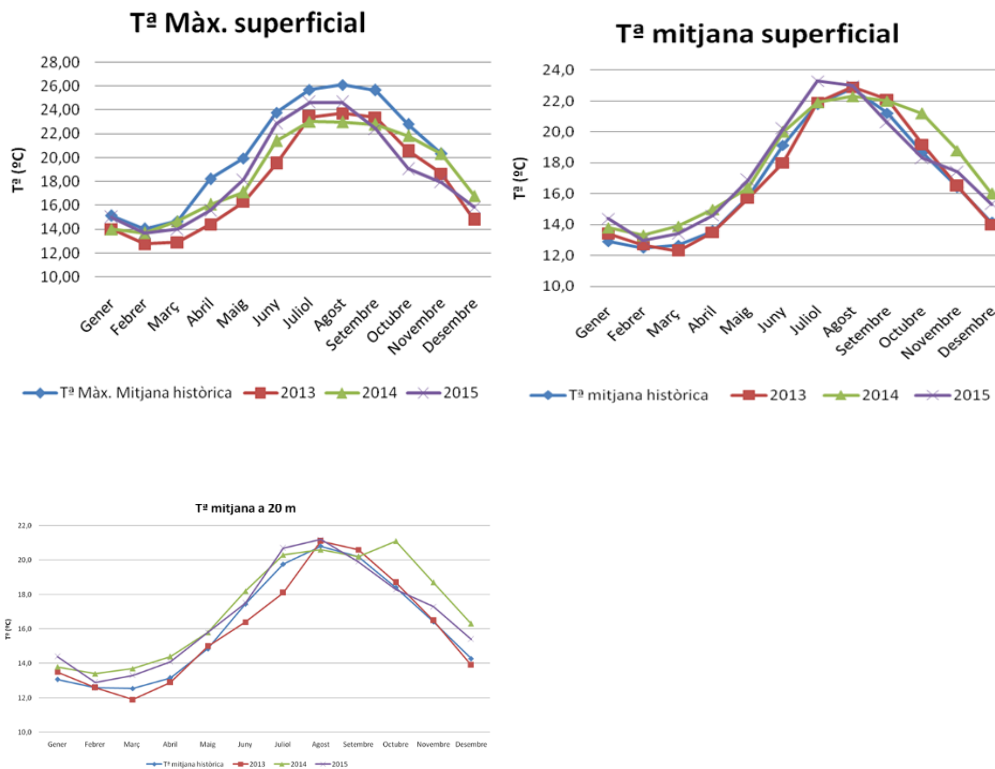


Figura 15. Gràfiques de la T^a mitjana superficial i T^a màxima superficial i T^a mitjana a 20 metres de fondària al llarg de tot l'any a les Illes Medes de la mitjana de la sèrie històrica i dels anys 2013, 2014 i 2015.

Discussió

Descripció del fenomen de mortalitat

A partir de l'observació de les fotografies i de les observacions *in situ* respecte la tipologia de la malaltia, hem trobat una gran similitud amb les malalties descrites com síndrome de banda blanca (CWBS) i de la malaltia de taques blanques (CWPD). No obstant, ens hem hagut de basa en observacions visuals, i per a determinar amb exactitud el tipus de malaltia i l'agent causant, caldria realitzar estudis histològics més detallats i genètics.

La CWBS va ser descrita per primera vegada per Ballantine *et al.* (2005), tot i que, ja havia estat descrita al Carib, al 1996 per Goreau *et al.* (1998) sota el nom de *Coralline Lethal Disease*. En canvi, fins al 2010 no es va descriure la CWPD en el sud del Carib (Curaçao) (Quéré *et al.*, 2015a). El síndrome de banda blanca (CWBS) correspon a una malaltia caracteritzada per lesions en el teixit algal que consisteixen en la pèrdua de teixit, deixant una marcada banda blanca d'uns 1-3 cm de gruix i on el tal·lus mort queda exposat. En alguns casos l'extensió de la lesió pot deixar una banda de coloració més groguenca, verdosa o rosàcia en el teixit (Vargas-Ángel, 2010). Es poden diferenciar les dues tipologies a partir de la forma de les lesions (Quéré *et al.* 2015a). Les lesions CWBS es poden diferenciar de les CWPD perquè presenten aquesta banda blanca que apareix central o perifèricament i va avançant lenta i constantment pels teixits sans, mentre que la CWPD es manifesta en forma de taques blanques en els teixits sans, provocant pèrdues sobtades de teixit (Quéré *et al.*, 2015a).

Estudis histopatològics varen demostrar que tant el teixit sa com el malalt d'ambdues malalties era colonitzat per microorganismes, tot i que el paper d'aquests organismes en la patogènesi no està clar, tot i que sembla que la malaltia incrementa la susceptibilitat a patir del teixit erosionat (Quéré *et al.* 2015b). A nivell histològic, les cèl·lules afectades per ambdues malalties no presentaven danys a les parets cel·lulars però sí que s'observa una reducció del contingut protoplasmàtic. La diferència entre les dues tipologies de malaltia es que en tots els casos de CWBS s'observava una zona de transició entre les cèl·lules sanes i mortes, mentre que els casos de CWPD, aquesta zona de transició no existeix, i les cèl·lules sanes es troben adjacents a les cèl·lules mortes buides.

Amb un estudi histològic de les diferents espècies que es van veure afectades pel fenomen de mortalitat en la Reserva Marina de les Illes Medes, combinat amb la descripció morfològica del fenomen que s'ha realitzat en aquest estudi, es podria obtenir un coneixement més complet de la dinàmica i desenvolupament les dues malalties per a cada una de les espècies. D'aquesta manera es podria analitzar si dins les CCA, hi ha espècies més susceptibles o pel contrari responen igual front aquesta pertorbació.

Estudis genètics, a més, permetrien identificar la flora bacteriana associada a les algues afectades per la malaltia.

Quantificació de la mortalitat

L'abundància i cobertura d'algues coral·lines incrustants a les illes Medes i la costa del Montgrí es molt alta, ja sigui en les tenalles de "trottoir" format per *Lithophyllum byssoides*, en les comunitats algals formant un estrat basal o a fondària formant el coral·ligen, molt abundant tant sobre els fons rocosos, com formant plataformes sobre substrat sedimentari a la costa del Montgrí (Hereu *et al.*, 2012).

Els resultats de la distribució i abundància de les diferents espècies, mostren que les diferents espècies es distribueixen uniformement en tots els llocs estudiats, tot i que les seves abundàncies varien regularment amb la fondària.

Mesophyllum alternans es l'espècie més abundant, especialment a més fondària, on assoleix unes cobertures de fins al 41%. *M. alternans*, *L. stictaeforme* i *Neogoniolithon* sp. són espècies bioconstructores, ja que amb el seu creixement creen habitat per altres espècies associades, i són les principals responsables de la formació del coral·ligen, que a la zona del Montgrí es troba a partir dels 20 metres de fondària. Per altra banda, *L. incrustans* es distribueix sobretot ambients ben il·luminats del pis infralitoral, essent més abundant a una fondària mitjana de 15 metres. Altres espècies, com *Neogoniolithon* sp. són menys abundants, tot i que també han presentat mortalitat.

El percentatge de mortalitat observat per a totes les espècies va ser molt elevat, de fins al 75 % en alguna zona, i es va produir en totes les espècies amb la mateixa freqüència. No obstant, sí que es va poder observar un cert patró pel que fa a la fondària, ja que els valors més elevats es varen observar en les zones més superficials.

A nivell geogràfic, aquesta mortalitat no ha estat un fet aïllat, sinó que també s'ha observat a diferents indrets de la Mediterrània. A través de observacions pròpies en diverses campanyes de recerca, i a través de una consulta a col·legues de diversos centres de recerca internacional, hem pogut determinar que aquesta mortalitat també ha tingut lloc a cap de Creus, a les illes Medes i Balears (Matamalas, Hereu, obs. personal), a les illes Columbretes (Hereu i Kersting, 2016), a França, a Banyuls (M. Verlaque, com. Personal), la costa de Marsella (M. Verlaque, S. Sartoretto, com. Pers.), Port-Cros (Hereu obs. pers.), Niça (Mangialajo, obs. personal), a Croàcia (Petar Kružić, com. Personal).

Aquestes observacions ens indiquen que ha estat un fenomen general a la Mediterrània, similar a l'ocorregut anteriorment amb altres espècies com gorgònies, coralls o esponges (e.g. Garrabou *et al.*, 2009).

Règim tèrmic

Durant el 2015, la temperatura mitja dels oceans va ser de 0.74°C per damunt la mitja del segle XX (i fins a l'actualitat) (Global Analysis NOAA, 2015). En el cas de l'Estartit-Illes Medes, es va veure com també s'havia superat la pròpia mitjana històrica, tant en aigües superficials com als 20 m.

Les elevades temperatures observades el 2015 podrien ser un detonant de la malaltia, ja que poden causar un estrès fisiològic a les espècies de CCA o en alguns casos, arribar a superar els límits de tolerància d'aquestes, provocant-ne la mort i la possible infecció per bacteris. No obstant, la causalitat de la mortalitat encara està per determinar, fet pel qual s'hauria de desenvolupar recerca bàsica per a determinar-ne exactament les causes, els límits de tolerància en el cas que es produeixi per la temperatura, i els canvis a nivell fisiològic i a nivell de la flora bacteriana associada.

Perspectives de futur

Degut a que les algues coral·lines incrustants són un component fonamental per als ecosistemes bentònics, degut al seu important paper estructural, aquest fenomen de mortalitat és preocupant. Aquesta mortalitat pot generar la pèrdua del substrat que formen les algues coral·lines incrustants, de forma que

pot haver una substitució en les espècies basals, que poden tenir conseqüències a nivell de tota la comunitat i l'ecosistema. Tot i això, encara es 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 comte l'evolució del règim tèrmic i les projeccions d'augment de la temperatura del mar, temem que aquests episodis es tornin recurrents, com ja ha ocorregut amb altres espècies com gorgònies, coralls sponges o mol·luscs, i la capacitat de recuperació d'aquestes espècies pel seu propi creixement no sigui suficient com per a recuperar aquestes pèrdues.

De totes maneres tant si la causa es l'augment de la temperatura, com una infecció per un patògen, les causes d'aquesta mortalitat queden fora de l'abast de la capacitat de gestió del Parc Natural. No obstant, es podrien produir efectes sinèrgics amb altres perturbacions que sí que es podrien mitigar. Per exemple, hem observat que l'efecte de les garotes de l'espècie *Paracentrotus lividus* es molt important, ja que la seva acció de pasturatge arrenca les algues afectades del substrat, mentre que les algues sanes poden resistir perfectament el seu efecte, inclús se'n veuen beneficiades. Així, si podem evitar que es produeixin proliferacions de garotes, mitigarem el seu efecte sobre les CC afectades per aquest mortalitat.

Es per això que creiem que es important seguir l'evolució d'aquest fenomen en un futur, juntament amb episodis de mortalitat d'altres espècies. Per això es recomana incloure en el seguiment dels parcs Naturals de Catalunya un descriptor que permeti detectar aquest i altres fenòmens de mortalitat de forma ràpida, i poder-ne quantificar la seva extensió i afectació.

Conclusions

Les algues coral·lines incrustants són un component fonamental dels ecosistemes bentònics del Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter.

Durant la tardor de 2015 es va detectar un episodi de mortalitat que va afectar diverses espècies d'algues coral·lines incrustants, dels gèneres *Mesophyllum*, *Lithophyllum* i *Neogoniolithon* i a altres espècies coral·lines erectes com *Corallina elongata*.

M. alternans va ser l'espècie més abundant en l'àrea d'estudi i la que va patir major mortalitat, juntament amb *L. incrustans*. Les taxes de mortalitat poden arribar fins al 75% de la superfície de les algues en algunes zones.

Sembla que el fenomen de mortalitat es troba homogeneïtzat per tota l'àrea d'estudi, essent les fondàries mes superficials les més susceptibles a la perturbació.

Encara que no existeix un patró clar del fenomen de mortalitat entre les espècies, aquest fenomen coincideix amb les malalties CWBS i CWPD, associades a patògens i a l'augment de la temperatura de l'aigua del mar.

La metodologia desenvolupada per a l'estudi del fenomen de mortalitat sembla adequada i pot servir per a futurs estudis i per al seguiment d'aquest fenomen.

Literatura citada

Briozous

Andersón, M.J., Gorley, R.N., i Clarck, K.R. (2008) PERMANOVA+ for PRIMER: Guide to software and statistical methods. PRIMER-E: Plymouth, UK.

Badalamenti, F., Ramos, A. A., Voultziadou, E., Sánchez Lizaso, J. L., D'Anna, G., Pipitone, C., Mas, J., Ruiz Fernández, J. A., Whitmarsh, D., i Riggio, S. (2000). Cultural and socio-economic impacts of Mediterranean marine protected areas. *Environmental conservation*, 27(02), 110-125.

Ballesteros E. (2006). Mediterranean coralligenous assemblages: a synthesis of present knowledge. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, 44, 123-195.

Barker, N. H., i Roberts, C. M. (2004). Scuba diver behaviour and the management of diving impacts on coral reefs. *Biological Conservation*, 120(4), 481-489.

Cerrano, C., Arillo, A., Azzini, F., Calcinai, B., Castellano, L., Muti, C., Valisano, L., Zega, G., i Bavestrello, G. (2005). Gorgonian population recovery after a mass mortality event. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 15(2), 147-157.

Coma, R., Pola, E., Ribes, M., i Zabala, M. (2004). Long-term assessment of temperate octocoral mortality patterns, protected vs. unprotected areas. *Ecological Applications*, 14(5), 1466-1478.

Cupido, R., Cocito, S., Barsanti, M., Sgorbini, S., Peirano, A., i Santangelo, G. (2009). Unexpected long-term population dynamics in a canopy-forming gorgonian coral following mass mortality. *Mar Ecol Prog Ser*, 394, 195-200.

Davis, D., i Tisdell, C. (1995). Recreational scuba-diving and carrying capacity in marine protected areas. *Ocean i Coastal Management*, 26(1), 19-40.

De la Nuez-Hernández, D., Valle, C., Forcada, A., Correa, J. M. G., i 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., i 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.

Dixon J.A., Fallon Scura L., i Van't Hof T. (1993). Meeting ecological and economic goals: marine parks in the Caribbean. *Ambio* 22: 117-125.

Francour, P., i Koukouras, A. (2000). Methods for studying the impact of diver frequentation and mooring on coralligenous communities. Introductory guide to methods for selected ecological studies in marine reserves. GIS Posidonie Publications, Paris, 69-74.

García-Charton, J. A., Herrero- Pérez, A., Esparza -Alaminos, O., Espejo -Cayuela, C., Pérez -Ruzafa, A., i 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., i Zabala, M. (1996). Impacte de la freqüentació dels escafandristes sobre les poblacions del briozou *Pentapora fascialis* 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.

Garrabou, J., Sala, E., Arcas, A., i Zabala, M. (1998). The impact of diving on rocky sublittoral communities: a case study of a bryozoan population. *Conservation Biology*, 12(2), 302-312.

Guidetti, P., i Sala, E. (2007). Community-wide effects of marine reserves in the Mediterranean Sea. *Marine Ecology Progress Series*, 335, 43-56.

Harmelin J.G., i Marinopoulos J. (1994). Population structure and partial mortality of the gorgonian *Paramuricea clavata* (Risso) in the north-western Mediterranean (France, Port-Cros Island). *Marine Life*, 4(1): 5-13.

Harriott, V.J., Davis, D., i Banks, S.A. (1997). Recreational diving and its impact in marine protected areas in eastern Australia. *Ambio*, 173-179.

Hawkins, J. P., Roberts, C. M., Van'T Hof, T., De Meyer, K., Tratalos, J., i 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. i 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., i 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.

Hughes, T. P., Baird, A. H., Bellwood, D. R., Card, M., Connolly, S. R., Folke, C., Grosberg, R., Hoegh-Guldberg, O., Jackson, J. B. C., Kleypas, J., Lough, J. M., Marshall, P., Nyström, M., Palumbi, S. R., Pandolfi, J. M., Rosen, B., i Roughgarden, J. (2003). Climate change, human impacts, and the resilience of coral reefs. *Science*, 301(5635), 929-933.

Jamesón, S. C., Ammar, M. S. A., Saadalla, E., Mostafa, H. M., i Riegl, B. (1999). A coral damage index and its application to diving sites in the Egyptian Red Sea. *Coral Reefs*, 18(4), 333-339.

Linares, C., Zabala, M., Garrabou, J., Coma, R., Díaz, D., Hereu, B., i Dantart, L. (2010). Assessing the impact of diving in coralligenous communities: the usefulness of demographic studies of red gorgonian populations. *Sci. Rep. Port-Cros Natl Park*, 24, 161-184.

Linares, C., Garrabou, J., Hereu, B., Diaz, D., Marschal, C., Sala, E., i Zabala, M. (2012). Assessing the effectiveness of marine reserves on unsustainably harvested long-lived sessile invertebrates. *Conservation Biology*, 26(1), 88-96.

Lloret, J., Marín, A., Marín-Guirao, L., i 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., i 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.

Medio, D., Ormond, R. F. G., i Pearsón, M. (1997). Effect of briefings on rates of damage to corals by scuba divers. *Biological Conservation*, 79(1), 91-95.

Mora, C. (2006). ECOLOGY: Enhanced: Coral Reefs and the Global. *Science*, 1125295(1750), 312.

- Medio, D., Ormond, R. F. G., i Pearsón, M. (1997). Effect of briefings on rates of damage to corals by scuba divers. *Biological Conservation*, 79(1), 91-95.
- Mora, C. (2006). ECOLOGY: Enhanced: Coral Reefs and the Global. *Science*, 1125295(1750), 312.
- Parsóns, G. R., i 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., i 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., i Zabala, M. (1996). Effects of diver frequentation on Mediterranean sublittoral populations of the bryozoan *Pentapora fascialis*. *Marine Biology*, 126(3), 451-459.
- Sala, E., Costello, C., Dougherty, D., Heal, G., Kelleher, K., Murray, J. H., Rosenberg, A. A, i Sumaila, R. (2013). A general business model for marine reserves. *PloS one*, 8(4), e58799.
- Tratalos, J.A., i 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.
- Zakai, D., i Chadwick-Furman, N. E. (2002). Impacts of intensive recreational diving on reef corals at Eilat, northern Red Sea. *Biological Conservation*, 105(2), 179-187.

Gorgònia vermella

- Ballesteros, E. (2006). Mediterranean coralligenous assemblages: a synthesis of present knowledge. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, 44, 123-195.
- Barker, N. H., i Roberts, C. M. (2004). Scuba diver behaviour and the management of diving impacts on coral reefs. *Biological Conservation*, 120(4), 481-489.
- Cerrano, C., Bavestrello, G., Bianchi, C. N., *et al.* (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., i Gilil, J. M. (1995a). Reproduction and cycle of gonadal development in the Mediterranean gorgonian *Paramuricea clavata*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 117, 173-183.
- Coma, R., Zabala, M., i Gili, J. M. (1995b). Sexual reproductive effort in the Mediterranean gorgonian *Paramuricea clavata*. *Marine ecology progress series. Oldendorf*, 117(1), 185-192.
- Coma, R., Pola, E., Ribes, M., i Zabala, M. (2004). Long-term assessment of temperate octocoral mortality patterns, protected vs. unprotected areas. *Ecological Applications*, 14(5), 1466-1478.
- Coma, R., Linares, C., Ribes, M., Diaz, D., Garrabou, J., i Ballesteros, E. (2006). Consequences of a mass mortality in populations of *Eunicella singularis* (Cnidaria: Octocorallia) in Menorca (NW Mediterranean). *Marine Ecology Progress Series*, 327, 51-60.

Coma, R., Ribes, M., Serrano, E., Jiménez, E., Salat, J., i 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.

De la Nuez-Hernández, D., Valle, C., Forcada, A., Correa, J. M. G., i 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., i 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., Milazzo, M., Baiata, P., Tomasello, A., i Chemello, R. (2009). Scuba diver behaviour and its effects on the biota of a Mediterranean marine protected area. *Environmental Conservation*, 36(01), 32-40.

Dixon, J. A., Fallon Scura, L., i van't Hof, T. (1993). Meeting ecological and economic goals: marine parks in the Caribbean. *Ambio (Sweden)*.

Folke, C., Carpenter, S., Walker, B., et al. (2004). Regime shifts, resilience, and biodiversity in ecosystem management. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 557-581.

Garrabou, J., i 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., Coma, R., Bensoussan, N., Bally, M., Chevaldonné, P., Cigliano, M., i 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., i 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, et al. (2008). A global map of human impact on marine ecosystems. *Science*, 319(5865), 948-952.

Harriott, V. J., Davis, D., i Banks, S. A. (1997). Recreational diving and its impact in marine protected areas in eastern Australia. *Ambio*, 173-179.

Hawkins, J. P., i Roberts, C. M. (1992). Effects of recreational SCUBA diving on fore-reef slope communities of coral reefs. *Biological Conservation*, 62(3), 171-178.

Hawkins, J. P., Roberts, C. M., Van'T Hof, T., De Meyer, K., Tratalos, J., i Aldam, C. (1999). Effects of recreational scuba diving on Caribbean coral and fish communities. *Conservation Biology*, 13(4), 888-897.

Hughes, T. P. (1994). Catastrophes, phase shifts, and large-scale degradation of a Caribbean coral reef. *Science-AAAS-Weekly Paper Edition*, 265(5178), 1547-1551.

Jacksón, J. B., Kirby, M. X., Berger, W. H., et al. (2001). Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems. *science*, 293(5530), 629-637.

- Lasker, H. R., i Coffroth, M. A. (1999). Responses of clonal reef taxa to environmental change. *American Zoologist*, 39(1), 92-103.
- Linares, C., Coma, R., Diaz, D., Zabala, M., Hereu, B., i 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., Diaz, D., i 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., i 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., i 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., i Dantart, L. (2010). Assessing the impact of diving in coralligenous communities: the usefulness of demographic studies of red gorgonian populations. *Sci Rep Port-Cros Natl Park*, 24, 161-184.
- Linares, C., Garrabou, J., Hereu, B., Diaz, D., Marschal, C., Sala, E., i Zabala, M. (2012). Assessing the effectiveness of marine reserves on unsustainably harvested long-lived sessile invertebrates. *Conservation Biology*, 26(1), 88-96.
- Lloret, J., Marin, A., Marin-Guirao, L., i Francisca Carreño, M. (2006). An alternative approach for managing scuba diving in small marine protected areas. *Aquatic conservation*, 16(6), 579-592.
- Luna, B., Pérez, C. V., i Sánchez-Lizaso, J. L. (2009). Benthic impacts of recreational divers in a Mediterranean Marine Protected Area. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*, 66(3), 517-523.
- Luna-Pérez, B., Valle, C., Fernández, T. V., Sanchez-Lizaso, J. L., i Ramos-Espla, A. A. (2010). *Halocynthia papillosa* (Linnaeus, 1767) as an indicator of SCUBA diving impact. *Ecological Indicators*, 10(5), 1017-1024.
- Luna-Pérez, B., Valle-Pérez, C., i 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.
- Parsóns, G. R., i 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., i 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., and G. J. Inglis 2001. Take only photographs and leave only footprints?: An experimental study on the impacts of underwater photographers on coral reef dive sites. *Biol. Conserv.* 100:281-287.

Sala, E., Garrabou, J., i Zabala, M. (1996). Effects of diver frequentation on Mediterranean sublittoral populations of the bryozoan *Pentapora fascialis*. *Marine Biology*, 126(3), 451-459.

Scheffer, M., Carpenter, S., Foley, J. A., Folke, C., i Walker, B. (2001). Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature*, 413(6856), 591-596.

Tratalos, J. A., i 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.

Zakai, D., i Chadwick-Furman, N. E. (2002). Impacts of intensive recreational diving on reef corals at Eilat, northern Red Sea. *Biological Conservation*, 105(2), 179-187.

Coves submarines

Alongi, G. *et al.*, 2012. Floristic macroalgal diversity in selected submarine caves located within two marine protected areas off Lampedusa Island and Sicily (Italy). *Botanica Marina*, 55(4), pp.387–397.

Ballesteros, E. (2006). Mediterranean coralligenous assemblages: A synthesis of present knowledge. *Oceanography and marine biology: An annual review*-Vol. 48, pp. 123-195.

Bibiloni, M.A. i Gili, J.M., 1982. Primera aportación al conocimiento de las cuevas submarinas de la isla de Mallorca. *Oecologia Aquatica*, 6, pp.227–234.

Borja, Á., Dauer, D.M. i Grémare, A., 2012. The importance of setting targets and reference conditions in assessing marine ecosystem quality. *Ecological Indicators*, 12(1), pp.1–7.

Bussotti, S. *et al.*, 2006. Spatial and temporal variability of sessile benthos in shallow Mediterranean marine caves. *Marine Ecology Progress Series*, 325(1966), pp.109–119.

Departament de Medi Ambient i Habitatge, G. de C., 2008. Pla rector d'ús i gestió de l'àrea protegida de les Illes Medes.

Di Franco, A. *et al.*, 2010. Can recreational scuba divers alter natural gross sedimentation rate? A case study from a Mediterranean deep cave. *ICES Journal of Marine Science*, 67(5), pp.871–874.

Di Franco, A. *et al.*, 2009. Scuba diver behaviour and its effects on the biota of a Mediterranean marine protected area. *Environmental Conservation*, 36(1), p.32.

Garrabou, J. i 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), pp.966–978.

Gerovasileiou V, Voultziadou E (2012) Marine Caves of the Mediterranean Sea: A Sponge Biodiversity Reservoir within a Biodiversity Hotspot. *PLoS ONE* 7(7): e39873.

Gerovasileiou, V. *et al.*, 2015. Census of biodiversity in marine caves of the eastern Mediterranean Sea. *Mediterranean Marine Science*, 16(1), pp.245–265.

Gili, J.M., Riera, T. i Zabala, M., 1986. Physical and biological gradients in a submarine cave on the Western Mediterranean coast (north-east Spain). *Marine Biology*, 90(2), pp.291–297.

- Guarnieri, G. *et al.*, 2012. Increasing heterogeneity of sensitive assemblages as a consequence of human impact in submarine caves. *Marine Biology*, 159(5), pp.1155–1164.
- Hawkins, J.P. *et al.*, 1999. Effects of Recreational Scuba Diving on Caribbean Coral and Fish Communities\rEfectos del Buceo Recreacional en Comunidades de Coral y Peces del Caribe. *Conservation Biology*, 13(4), pp.888–897.
- Lloret, J. *et al.*, 2006. An alternative approach for managing scuba diving in small marine protected areas. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 16(6), pp.579–591.
- Martí, R. *et al.*, 2004. Benthic assemblages in two Mediterranean caves: species diversity and coverage as a function of abiotic parameters and geographic distance. *Journal of the Marine Biological Association of the UK*, 84(3), pp.557–572.
- Milazzo, M., Chemello, R. i Badalamenti, F., 2002. The impact of human recreational activities in marine protected areas: what lessons should be learnt in the Mediterranean sea? *Marine*, 1, pp.280–290.
- Parsóns, G.R. i 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), pp.593–608.
- Pèrès JM, Picard J (1964) Nouveau manuel de bionomie benthique de la Mer Méditerranée. *Recl Trav Stn Mar Endoume Fac Sci Mars* 47:5–137Ros, J., Prats, I. i Sardà, J., 1984. Els sistemes naturals de les Illes Medes. , p.828 pp.
- Zabala Limousin, M., 1995. Efectos biológicos de la creación de una reserva marina: el caso de las Islas Medes. *La gestión de los espacios marinos en el Mediterráneo Occidental: actas de la VII Aula de Ecología: Almería, 9-20 de diciembre*, pp.55–103.

Prospeccions del fons marí

- Hereu, B., Aspillaga, E., Capdevila, P., Pagès, M. 2015. 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. Parc Natural del Montgrí, les illes Medes i el Baix Ter i Universitat de Barcelona, 16 pp.
- Hereu, B., Aspillaga, E., Capdevila, P., Medrano, A., Pagès, M. 2016. 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, 21 pp.

Algues coral·lines incrustants

- Aeby, G. (2007) Spatial and temporal patterns of *Porites trematodiasis* on the reef of Kaneohe Bay, Oahy, Hawaii. *Coral Reef*. 80:209-218.
- Anthony, K. R.; Kline, D. I.; Diaz-Pulido, G.; Dove, S., i Hoegh-Guldberg, O. (2008) Ocean acidification causes bleaching and productivity loss in coral reef builders. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105(45), 17442-17446.

- Ballantine, D.; Weil, E. i Ruiz, H. (2005). Coralline white band syndrome, a coralline algal affliction in the tropical Atlantic. *Coral Reef* 24, 117.
- Ballesteros, E. (2006). Mediterranean coralligenous assemblages: a synthesis of present knowledge. *Oceanography and Marine Biology* 44:123–195.
- Cagua, E.F.; Collins, N.; Hancock, J. i Rees, R. (2014) Whale shark economics: a valuation of wildlife tourism in South Ari Atoll, Maldives. *PeerJ* 2:e515.
- Cebrian, E.; Uriz, M. J.; Garrabou, J. i Ballesteros, E. (2011). Sponge mass mortalities in a warming Mediterranean Sea: are cyanobacteria-harboring species worse off. *PLoS One* 6 (6).
- Cervino, J. M.; Littler, M.; Littler, D.; Polsón, S.; Goreau, T. J.; Brooks, B. i Smith G.W. (2005). Identification of microbes associated with coralline lethal algal disease and its relationship to glacial ice melt (global warming). *Phytopathology* 95, 120-121.
- Doney, S. C.; Ruckelshaus, M.; Duffy, J. E.; Barry, J.P.; Chan, F.; English C.A.; Galindo, H. M.; Grebmeier, J. M.; Hollowed, A.B.; Knowlton, N.; Polovina, J.; Rabalais, N. N.; Sydeman, W. J. i Talley, L. D. (2012) Climate change impacts on marine ecosystems, *Annual Review of Marine Science* 4: 11 37.
- Garrabou, J., Coma, R., Bensoussan, N., Bally, M., Chevaldonné, P., Cigliano, M., Díaz, D., Harmelin, J.G., Gambi, M.C., Kersting, D.K. and Ledoux, J.B., 2009. Mass mortality in Northwestern Mediterranean rocky benthic communities: effects of the 2003 heat wave. *Global change biology*, 15(5), pp.1090-1103.
- Goreau, T. J.; Cervino, J.; Goreau, M.; Hayes, R.; Hayes, M.; Richardsón, L.; Smith, G.; DeMeyer, K.; Nagelkerken, I.; Garzon-Ferrera, J.; ... i Porter, K. (1998) Rapid spread of diseases in Caribbean coral reefs. *Rev Biol Trop*, 46(Suppl 5), 157-171.
- Hereu, B. i Quintana, X (2012) El Fons Marí de les Illes Medes i el Montgrí: Quatre Dècades de Recerca per a la Conservació. Ed. Càtedra d'Ecosistemes Litorals Mediterranis Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter Museu de la Mediterrània.
- Hereu, B.; Martínez, A.; Linares, C.; Díaz, D. i Riera JL (2012) Cartografia bionòmica del litoral submergit de les Illes Medes. en: Hereu, B. i Quintana, X (2012) En Fons Marí de les Illes Medes i el Montgrí: Quatre Dècades de Recerca per a la Conservació. Ed. Càtedra d'Ecosistemes Litorals Mediterranis Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter Museu de la Mediterrània.
- Hereu, B. i Kersting, D. K. (2016). Diseases of coralline algae in the Mediterranean Sea. *Coral Reefs*, 35(2), 713-713.
- IPCC, 2014: Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, R.K. Pachauri and L.A. Meyer (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, 151 pp.
- Linares, C.; Coma, R.; Díaz, D.; Zabala, M.; Hereu, B. i 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. *Mar Ecol Prog Ser* 305: 127-137.
- Littler, M. M. i Littler, D. S. (1995) Impact of CLOD pathogen on Pacific coral reefs. *Science* 267: 1356-1360.
- Littler, M. M. i Littler, D. S. (1998) An undescribed fungal pathogen of reef-forming crustose coralline algae discovered in American Samoa. *Coral Reefs* 17, 144.
- Martin, S. i Gattuso, J. P. (2009). Response of Mediterranean coralline algae to ocean acidification and elevated temperature. *Global Change Biology*, 15(8), 2089-2100.
- Quéré, G.; Steneck, R. S. i Nugues, M. M. (2015a) Spatiotemporal and species-specific patterns of diseases affecting crustose coralline algae in Curaçao. *Coral Reefs*, 34(1), 259–273.
- Quéré, G.; Meistertzheim, A.L.; Steneck, R. S. i Nagues, M. M. (2015b) Histopathology of crustose coralline algae affected by white band and white patch diseases. *PeerJ* 3:e1034.

Rodríguez-Prieto, C.; Ballesteros, E.; Boisset, F. i Alfonso-Carrillo, J. (2013) Guía de las Macroalgas y Fanerógamas marinas del Mediterráneo occidental. Ediciones Omega. Barcelona

Sartoretto, S. (1996) Vitesses de croissance et de bioérosion des concrétionnements "Coralligènes" de Méditerranée nord-occidentale. Rapport avec les variations holocènes du niveau marin. PhD thesis, Université Aix-Marseille, II. France.

Steneck, R. S. (1986). The ecology of coralline algal crusts: convergent patterns and adaptive strategies. Annual review of ecology and systematics, 273-303.

Vargas-Ángel, B. (2010). Crustose coralline algal diseases in the U . S . -Affiliated Pacific Islands. Coral Reefs 29: 943–956.

Williams, G. J.; Price, N. N.; Ushijima, B.; Aeby, G. S.; Callahan, S.; Davy, S. K.; Gove, J. M.; Johnsón, M. D.; Knapp, I. S.; Shore-Maggio, A.; Smith, J. E.; Videau, P. i Work, T. M. (2014). Ocean warming and acidification have complex interactive effects on the dynamics of a marine fungal disease. Proc. R. Soc. B 281: 20133069.