

# Seguiment de la biodiversitat marina als espais protegits de Catalunya: Parc Natural de Cap de Creus i Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter

Memòria 2023



UNIVERSITAT DE  
BARCELONA



Generalitat de Catalunya  
Departament de Territori  
i Sostenibilitat



Parc Natural  
de Cap de Creus



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



**SEGUIMENT DE LA BIODIVERSITAT  
MARINA ALS ESPAIS PROTEGITS DE  
CATALUNYA: PARC NATURAL DE CAP  
DE CREUS I PARC NATURAL DEL  
MONTGRÍ, LES ILLES MEDES I EL BAIX  
TER**

MEMÒRIA ANY 2023



UNIVERSITAT DE  
BARCELONA

**Gestió i direcció del projecte:**

Cristina LINARES<sup>1</sup>

Bernat HEREU<sup>1</sup>

**Investigadors involucrats:**

Graciela ROVIRA<sup>1</sup>

Lucas HAYES<sup>1</sup>

Bernat MARTÍ<sup>1</sup>

Núria MARGARIT<sup>1</sup>

Neus SANMARTÍ<sup>1</sup>

Yanis ZENTNER<sup>1</sup>

1. Departament de Biologia Evolutiva, Ecologia i Ciències Ambientals, Universitat de Barcelona.  
Av. Diagonal 643, 08028 Barcelona

**Citar com:**

Linares, C., Rovira, G., Hayes, L., Martí, B., Margarit, N., Sanmartí, N., Zentner, Y., Hereu, B. (2024). Seguiment de la biodiversitat marina als espais protegits de Catalunya: Parc Natural del Cap de Creus i Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. Memòria 2023. Generalitat de Catalunya. Departament de Territori i Sostenibilitat. Direcció General de Polítiques Ambientals i Medi Natural. 174 pp

## Índex

|   |           |
|---|-----------|
| <b>Presentació .....</b>  | <b>6</b>  |
| Introducció .....   | 8         |
| El Parc Natural de Cap de Creus .....   | 8         |
| El Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter .....  | 9         |
| El seguiment del patrimoni natural com a guia per a la seva conservació .....   | 10        |
| Bibliografia .....  | 12        |
| <b>Seguiment de les poblacions de gorgònia vermella al Parc Natural del Cap de Creus i al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter .....</b> | <b>16</b> |
| Introducció .....   | 17        |
| Material i mètodes .....  | 19        |
| Estacions de mostreig .....   | 19        |
| Metodologia .....   | 22        |
| Anàlisi de dades .....  | 23        |
| Resultats .....   | 24        |
| Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter .....   | 24        |
| Parc Natural de Cap de Creus .....  | 34        |
| Discussió .....   | 42        |
| Conclusions .....   | 44        |
| Bibliografia .....  | 45        |
| <b>Seguiment de les poblacions de corall vermell al Parc Natural de Cap de Creus i al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter .....</b>     | <b>50</b> |
| Introducció .....   | 51        |
| Material i mètodes .....  | 53        |
| Disseny del mostreig .....  | 53        |
| Metodologia d'estudi .....  | 55        |
| Anàlisi de dades .....  | 58        |
| Resultats .....   | 59        |
| Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter .....   | 59        |
| Parc Natural de Cap de Creus .....  | 69        |
| Discussió .....   | 77        |
| Conclusions .....   | 80        |






|  |            |
|--|------------|
| Bibliografia .....   | 81         |
| <b>Seguiment de les comunitats algals i les poblacions de garotes al Parc Natural de Cap de Creus i al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter .....</b> | <b>84</b>  |
| Introducció .....  | 85         |
| Material i mètodes.....  | 87         |
| Disseny de mostreig .....  | 87         |
| Metodologia .....  | 90         |
| Anàlisi estadístics.....   | 91         |
| Resultats.....   | 92         |
| Garotes.....   | 92         |
| Algues.....  | 104        |
| Discussió .....  | 106        |
| Poblacions de garotes .....  | 107        |
| Comunitats algals .....  | 109        |
| Conclusions .....  | 111        |
| Bibliografia .....   | 112        |
| <b>Seguiment de les comunitats mediolitorals al Parc Natural de Cap de Creus i al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter.....</b>                       | <b>115</b> |
| Introducció .....  | 116        |
| Material i mètodes.....  | 119        |
| Disseny de mostreig .....  | 119        |
| Metodologia de mostreig.....   | 123        |
| Resultats.....   | 125        |
| <i>Ericaria mediterranea</i> .....   | 125        |
| <i>Lithophyllum byssoides</i> .....  | 129        |
| Discussió .....  | 145        |
| <i>Ericaria mediterranea</i> .....   | 145        |
| <i>Lithophyllum byssoides</i> .....  | 147        |
| Conclusions .....  | 149        |
| Bibliografia .....   | 150        |
| <b>Prospeccions del fons marí als Parcs Naturals del Cap de Creus i del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter.....</b>  | <b>154</b> |
| Introducció .....  | 155        |
| Material i mètodes.....  | 156        |

|  |     |
|--|-----|
| Disseny de mostreig .....  | 156 |
| Prospecció de coves al PN del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter .....   | 158 |
| Prospecció de cala Pelosa al PN del Cap de Creus .....   | 159 |
| Pel que fa a la prospecció de Cap de Creus, s'ha realitzat a la praderia de posidònia de la cala Pelosa, en dos dies diferents (15 de setembre i 6 d'octubre de 2023) i amb dues aproximacions complementàries: observació directa en immersió i cartografia mitjanant un vol de dron..... | 159 |
| Resultats .....  | 160 |
| Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter.....   | 160 |
| Parc Natural de Cap de Creus .....   | 166 |
| Discussió .....  | 169 |
| Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter.....   | 169 |
| Parc Natural de Cap de Creus .....   | 171 |
| Conclusions .....  | 172 |
| Bibliografia .....   | 173 |

## Presentació

Aquesta memòria recull els resultats del grup de treball del Departament d'Ecologia de la Universitat de Barcelona relatiu al seguiment del medi marí al Parc Natural de Cap de Creus i al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter de l'any 2021, tal i com consta al plec de prescripcions amb expedient PTOP-2021-3 en compliment de la llei 19/1990 de 10 de desembre del Parlament de Catalunya, i amb les millores proposades a l'oferta tècnica homònima

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

-  **Poblacions de gorgònia vermella**
-  **Poblacions de corall vermell**
-  **Comunitats algals i poblacions de garotes**
-  **Comunitats mediolitorals**
-  **Prospeccions del fons marí**





## Introducció

Les àrees marines protegides (AMPs) són una eina de gestió fonamental arreu del món per fer front a la degradació creixent dels ecosistemes litorals. A Catalunya, els espais naturals protegits són una peça clau del patrimoni natural del país i tenen un paper preeminent cara a la conservació dels espais marins litorals, on la seva gestió es coordina seguint les figures de protecció establertes a la Llei 12/1985. Els espais marins protegits a Catalunya es basen en una gestió adaptativa, que implica l'avaluació periòdica del patrimoni natural cara a determinar l'efecte de les mesures endegades en la seva evolució i, per tant, es basa en el projecte de seguiment del medi marí al Parc Natural de Cap de Creus i al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter que ha d'aportar tota la informació rellevant per guiar correctament la gestió de les espècies i hàbitats que es troben dins aquests Parcs.

Els Parcs Naturals del Cap de Creus i del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter i, concretament, les corresponents AMPs, representen dues de les reserves marines més importants del litoral mediterrani. Salvant la singularitat, la comparació entre les illes Medes i la major part dels fons marins del cap de Creus amb qualsevol altre espai protegit és complexa, ateses les característiques especials d'aquests dos espais. La relació entre les mides de les àrees protegides, el patrimoni natural present i la intensitat de les visites (sobretot en el cas de les illes Medes) determinen els trets característics de cadascun d'aquests espais. L'augment de la intensitat de usos per part de les diferents activitats humanes que es donen en aquests espais, i un coneixement, en molts casos, encara imprecís sobre el comportament dels ecosistemes marins sobretot aquells que dominen espècies longeves amb dinàmiques poblacionals lentes, representen el principal perill de degradació del patrimoni natural d'aquests espais.

### El Parc Natural de Cap de Creus

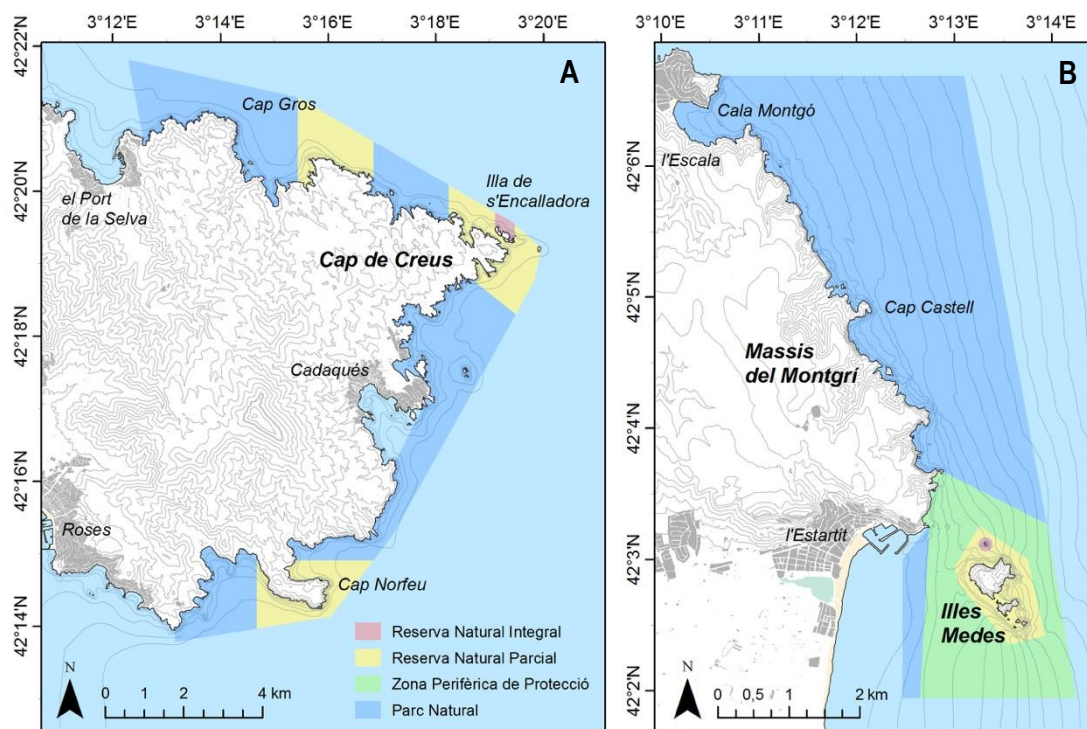
Des d'un punt de vista geomorfològic, el cap de Creus està format per granits i esquists, una estructura força diferent d'aquella que caracteritza la costa del Montgrí, típicament calcària. A nivell climàtic, l'exposició a la tramuntana determina un clima relativament fred (hi trobem les aigües superficials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

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

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

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

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



**Figura 1.** Localització i zonació de la part marina del Parc Natural de Cap de Creus (A) i Parc Natural del Montgrí, Illes Medes i Baix Ter (B). Els colors indiquen els diferents graus de protecció. **PN:** zona de Parc Natural (blau), **RNP:** zona de Reserva Natural Parcial (groc), **ZPP:** Zona Perifèrica de Protecció (verd), **RNI:** zona de Reserva Natural Integral (vermell) i **ZC:** Zona de Control (taronja). Les coordenades estan referides al sistema Fus 31 del datum ETRS89.

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

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

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

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

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

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

La gran quantitat d'informació obtinguda sobre l'evolució de les espècies i comunitats indicadores han permès descriure les dinàmiques de les seves poblacions al llarg de tot aquest temps, pràcticament, d'any en any. Aquesta informació té un valor incalculable, d'una banda permet detectar canvis en les trajectòries poblacionals i estudiar-ne les possibles causes, i d'altra ens ajuda a conèixer com els diferents nivells de protecció influencien la dinàmica de les poblacions de nombroses espècies d'interès. A banda de les aplicacions òbvies cara a la gestió dels espais naturals com ara i per primera vegada a la Mediterrània, l'estudi de l'efecte d'erosió involuntària per part dels visitants subaquàtics de la fauna invertebrada fixada al fons (Sala *et al.* 1996; Garrabou *et al.* 1998; Coma *et al.* 2004; Linares *et al.* 2012; Pagès-Escolà *et al.* 2020; Zentner *et al.* 2023) o l'aportació de criteris quantitius, tant per a la selecció dels llocs més idonis, com per a la delimitació de les intensitats d'ús que aquestes comunitats poden suportar, les recerques paral·leles estimulades pels seguiments han permès entendre millor la biologia i ecologia de les espècies i comunitats estudiades així com fer nombrosos descobriments de gran rellevància científica. A tall d'exemple, podem esmentar la descripció del cicle reproductor de la gorgònia *Paramuricea clavata* (Coma *et al.* 1995; Linares *et al.* 2008), el comportament reproductor i de la fresa del nero *Epinephelus marginatus* (Zabala *et al.* 1997a,b), el període i el microhàbitat d'assentament al fons de la llagosta *Palinurus elephas* (Díaz *et al.* 2001), o el desenvolupament de tècniques de restauració pel corall vermell *Corallium rubrum* (Montero-Serra *et al.* 2018). A més, el seguiment ha estimulat l'elaboració de tesis doctorals, que entre d'altres temes, han abordat

l'estudi dels factors que condicionen el desenvolupament de les poblacions de peixos (Garcia-Rubies, 1997), han permès desenvolupar un model de les interaccions entre algues, garotes i peixos (Sala, 1996; Hereu, 2004; Medrano 2020), el cicle biològic de les llagostes (Díaz, 2010) o descriure la dinàmica poblacional (Coma, 1994; Garrabou, 1997; Linares, 2006; Pages, 2020) i l'alimentació (Coma, 1994; Ribes, 1998) dels organismes dominants a les comunitats del coral·ligen. La informació resumida de tota la recerca realitzada aplicada a la gestió fruit del programa de seguiment va ser revisada el 2012 amb el llibre *El fons marí de les illes Medes i el Montgrí. Quatre dècades de recerca per a la conservació*, editat per la càtedra d'ecosistemes litorals Mediterranis, del Museu de la Mediterrània de Torroella de Montgrí (Hereu i Quintana, 2012).

A la present memòria es presenten els resultats del seguiment de 5 descriptors dels Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter i del Parc Natural de Cap de Creus. Aquests són: les poblacions de gorgònia vermella, les poblacions de corall vermell, les comunitats algals i poblacions de garotes, les comunitats mediolitorals, que recullen dades de *Ericaria mediterranea* i *Lithophyllum byssoïdes*, les prospeccions del fons marí de la costa est del Cap de Creus. L'objectiu final d'aquest informe és avaluar l'estat actual d'aquestes poblacions i comunitats i en la mesura del possible incorporar aquestes dades a la sèrie temporal, per a conèixer la seva evolució, i així poder realitzar una correcta diagnosi de l'estat de conservació del patrimoni natural dins dels Parcs marins de Catalunya. Aquests resultats han de servir de guia per establir les mesures de gestió necessàries a realitzar dins del Parc Natural de Cap de Creus i Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i Baix Ter per realitzar una correcta gestió adaptativa en cadascun d'aquests espais protegits.

## Bibliografia

- Coma, R. (1994). *Evaluación del balance energético de dos especies de cnidarios bentónicos*. Ph.D. Thesis, Universitat de Barcelona.
- Coma, R., Ribes, M., Zabala, M., Gili, J.M. (1995). Reproduction and cycle of gonadal development in the Mediterranean gorgonian *Paramuricea clavata*. *Marine Ecology Progress Series*, 117: 173-183.
- 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.
- Díaz, D. (2010). *Ecologia i dinàmica de la fase juvenil de la langosta Palinurus elephas en el Mediterraneo noroccidental*. Tesis doctoral. Universitat de Barcelona.
- Díaz D., Mari M., Abelló P., Demestre M. (2001) Settlement and juvenile habitat of the European spiny lobster *Palinurus elephas* (Crustacea : Decapoda : Palinuridae) in the western Mediterranean Sea. *Scientia Marina*, 65: 347–356
- Garcia-Rubies, A. (1997). Estudi ecològic de les poblacions de peixos litorals sobre substrat rocós a la Mediterrània Occidental: efectes de la fondària, el substrat, l'estacionalitat i la protecció. Tesis Doctoral. Universitat de Barcelona.

- Garrabou, J. (1997). Structure and dynamics of North-Western Mediterranean rocky benthic communities along a depth gradient: a Geographical Information System (GIS) approach. PhD Thesis, Barcelona, Spain.
- Garrabou, J., Sala, E., Arcas, A., Zabala, M. (1998). The impact of diving on rocky sublittoral communities: a case study of a bryozoan population. *Conservation Biology*, 12(2), 302-312.
- Hereu, B. (2004). The role of trophic interactions between fishes, sea urchins and algae in the northwest Mediterranean rocky infralittoral. PhD Thesis. Universitat de Barcelona.
- Hereu, B., Quintana, X. (2012). El fons marí de les illes Medes i el Montgrí: quatre dècades de recerca per a la conservació. Càtedra d'ecosistemes litorals mediterranis. Museu de la Mediterrània. ISBN: 2013-5939.
- Montero-Serra, I., Garrabou, J., Doak, D., Hereu, B., Ledoux, J.B., Linares, C. (2018). Accounting for life-history strategies and timescales in marine restoration. *Conservation letters*, 11(1), 1-9
- Linares, C. (2006). Population ecology and conservation of a long-lived marine species: the red gorgonian *Paramuricea clavata*. PhD. Departament d'Ecologia. Universitat de Barcelona.
- Linares, C., Coma, R., Mariani, S., Diaz, D., Hereu, B., Zabala, M. (2008). Early life history of the Mediterranean gorgonian *Paramuricea clavata*: implications for population dynamics. *Invertebrate Biology*, 127: 1-11
- Linares, C., Garrabou, J., Hereu, B., Diaz, D., Marschal, C., Sala, E., Zabala, M. (2012). Assessing the effectiveness of marine reserves on unsustainably harvested long-lived sessile invertebrates. *Conservation Biology*, 26(1), 88-96.
- Pagès-Escolà, M., Hereu, B., Medrano, A., Aspillaga, E., Capdevila, P., i Linares, C. (2020). Unravelling the population dynamics of the Mediterranean bryozoan *Pentapora fascialis* to assess its role as an indicator of recreational diving for adaptive management of marine protected areas. *Ecological Indicators*, 109, 105781.
- Ribes, M. (1998). Feeding activity and diet of benthic suspension feeders related to metabolic requirements and seston composition. PhD thesis. Universitat de Barcelona.
- Ros, J.D., Olivella, I., Gili, J.M. (1984). Els sistemes naturals de les illes Medes. Institut d'Estudis Catalans, Arxius de la Secció de Ciències, LXXIII. Barcelona. 828.
- Sala, E. (1996). The role of fishes in the organization of a Mediterranean sublittoral community. Université d'Aix-Marseille 2.
- Sala, E., Garrabou, J., i Zabala, M. (1996). Effects of diver frequentation on Mediterranean sublittoral populations of the bryozoan *Pentapora fascialis*. *Marine Biology*, 126(3), 451-459.
- Zabala, M., Garcia-Rubies, A., Louisy, P., i Sala E. (1997a). Spawning behavior of the Mediterranean dusky grouper *Epinephelus marginatus* (Lowe, 1834) (Pisces, Serranidae) in the Medes Islands Marine Reserve (NW Mediterranean, Spain). *Scientia Marina*, 61: 65-77.
- Zabala, M., Louisy, P., Garcia-Rubies, A., i Gracia, V. (1997b) Sociobehavioral context of the reproduction in the Mediterranean dusky grouper *Epinephelus marginatus* (Lowe, 1834) (Pisces, Serranidae) in the Medes Islands Marine Reserve (NW Mediterranean, Spain). *Scientia Marina*, 61: 79-98.

Zentner, Y., Margarit, N., Ortega, J., Casals, D., Medrano, A., Pagès-Escolà, M., ... i Linares, C. (2023). Marine protected areas in a changing ocean: Adaptive management can mitigate the synergistic effects of local and climate change impacts. *Biological Conservation*, 282, 110048.





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

Graciela Rovira, Yanis Zentner, Lucas Hayes, Núria Margarit, Bernat Martí, Cristina Linares

- Els resultats dels anàlisis de gorgònia vermella mostren diferències entre l'estat de conservació del Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter i el Parc Natural de Cap de Creus, sent el primer el que es troba en un pitjor estat.
- Les onades de calor del 2022 van fer que les poblacions de les Illes Medes i el Montgrí es trobin actualment lluny del que seria un bon estat de conservació, mostrant tant el percentatge de colònies com de superfície mitjana afectada uns valors molt elevats.
- El Parc Natural de Cap de Creus presenta valors de mortalitat inferiors, tot i que les seves poblacions de gorgònia vermella no es troben en un bon estat, ja que totes elles superen el llindar del 10% de mortalitat establert. Destaca el Cap Trencat per la seva biomassa i baixa mortalitat.

- Les onades de calor cada cop més recurrents, intenses i duradores degut al canvi climàtic posen en dubte un futur viable d'aquestes poblacions. Tot i això, és incert i caldrà veure en els propers seguiments com evolucionen aquestes poblacions que es troben en el rang de distribució més soames.
- Per a la conservació d'aquesta espècie, i la seva fauna associada, és necessària una bona gestió dels parcs naturals adaptada al canvi climàtic, amb la màxima reducció dels impactes locals sobre les seves poblacions.

### Aquest capítol ha de ser citat com:

Rovira, G., Zentner, Y., Hayes, L., Margarit, N., Martí, B., Linares, C. (2024). Seguiment de les poblacions de gorgònia vermella al Parc Natural del Cap de Creus i al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. *Seguiment del medi marí al Parc Natural de Cap de Creus i al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter*. Memòria tècnica 2023. Generalitat de Catalunya. Departament de Territori i Sostenibilitat. Direcció General de Polítiques Ambientals i Medi Natural. pp 16-48.

## Introducció

La gorgònia vermella *Paramuricea clavata* és una espècie molt emblemàtica dels fons rocosos de la Mediterrània per la seva bellesa i el seu paper ecològic (Figura 1). La seva forma arborescent genera una estructura tridimensional que serveix de substrat i refugi per a moltes espècies associades, desenvolupant així comunitats molt complexes a nivell estructural amb una elevada biodiversitat, presents sobretot a l'estatge infralitoral i circalitoral (Ballesteros 2006; Casas *et al.* 2015; Gómez-Gras *et al.* 2021). Aquest elevat valor ecològic també ve acompanyat d'un alt valor paisatgístic, que representa un reclam turístic molt important.

Aquesta espècie presenta una dinàmica poblacional molt lenta, la qual ve donada per la longevitat de les colònies (fins a més de cent anys), per les taxes de creixement somàtic baixes (per sota d'un centímetre a l'any), una maduresa reproductiva tardana i taxes de reclutament molt baixes (Coma *et al.* 1995a, b, 1998; Linares *et al.* 2007). Degut a aquesta dinàmica, aquesta espècie pot viure bé en ambients estables, on poden amortir bé petites variacions, però aleshores això els hi confereix una major vulnerabilitat a pertorbacions més fortes, fet que està ocorrent cada vegada més en els ecosistemes marins somers a causa de l'impacte creixent de les activitats humanes.



Figura 1. Imatge de la gorgònia vermella (*Paramuricea clavata*).

Així doncs, en un món cada vegada més canviant degut al canvi climàtic, amb augments de temperatura i onades de calor cada vegada més elevats i recurrents, les gorgònies es troben entre

els organismes més vulnerables en els ecosistemes costaners del Mar Mediterrani, el qual ha registrat màxims històrics de temperatures ens els últims anys (Garrabou *et al.* 2022). Aquestes onades de calor han comportat mortalitats massives des de fa dècades, com les observades al 1999 o 2003 (Cerrano *et al.* 2000; Linares *et al.* 2005; Garrabou *et al.* 2009, 2019), i que s'han tornat més intenses i recurrents entre el 2015 i el 2019, on a part de gorgònies, es van observar mortalitats de moltes altres espècies arreu del Mediterrani (Garrabou *et al.* 2022), lligades a aquestes onades de calor esmentades prèviament.

Una problemàtica afegida a l'increment de la temperatura del mar és la creixent presència d'activitats humanes en els ecosistemes litorals (Halpern *et al.* 2008). En el cas de la gorgònia vermella, la seva sensibilitat a pertorbacions físiques implica que es puguin veure perjudicades per les activitats recreatives que es donen en els Parcs Naturals de Catalunya, com és el cas del busseig (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 de tot el món (Rouphael i Inglis 2001; Lloret *et al.* 2006; Parsóns i Thur 2008). Tanmateix, un elevat nombre de bussejadors han comportat una altra causa de mortalitat que no per involuntària resulta menys preocupant. La mortalitat causada per escafandristes provoca l'arrabassament total o parcial de les colònies degut als cops que pot rebre aquesta. L'erosió involuntària produïda pels bussejadors, tot i causar un augment relativament petit de les taxes de mortalitat anual, pot arribar a comprometre la viabilitat de les poblacions a llarg termini en alguns llocs molt visitats (Linares *et al.* 2007; Linares i Doak 2010; Zentner *et al.* 2023), ja que comporta una mortalitat extra que augmenta la vulnerabilitat d'aquests organismes, actualment molt amenaçats pel canvi climàtic.

Els esdeveniments de mortalitat, lligats a l'augment de la temperatura, conjuntament amb les pertorbacions causades per la pressió de busseig, entre d'altres activitats humanes com la pesca (Bavestrello *et al.* 1997; Betti *et al.* 2020) o l'ancoratge, poden generar efectes sinèrgics que empitjoren els impactes del canvi climàtic i comprometen la conservació de les poblacions de gorgònia vermella (Linares i Doak 2010). En aquesta línia, entre l'any 2017 i 2018 es van produir per primer cop a la costa catalana, fenòmens d'anomalies tèrmiques que al 2017 van coincidir amb una proliferació excessiva d'algues filamentoses, lligada a condicions ambientals particulars com augment de la temperatura, irradiància i manca d'hidrodinamisme (Mistri i Cecchereli 1996; Schiaparelli *et al.* 2007) i que va tenir un efecte molt important en els nostres parcs (Hereu *et al.* 2017). Aquestes algues poden quedar atrapades en les ramificacions de les gorgònies, on poden seguir creixent, generant una pel·lícula que ofega a aquests organismes, amb la conseqüent aparició de teixit necrosat. Tant els efectes directes (augment de la temperatura) com indirectes (proliferació d'algues filamentoses) del canvi global resulten difícils de gestionar a petita escala.

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

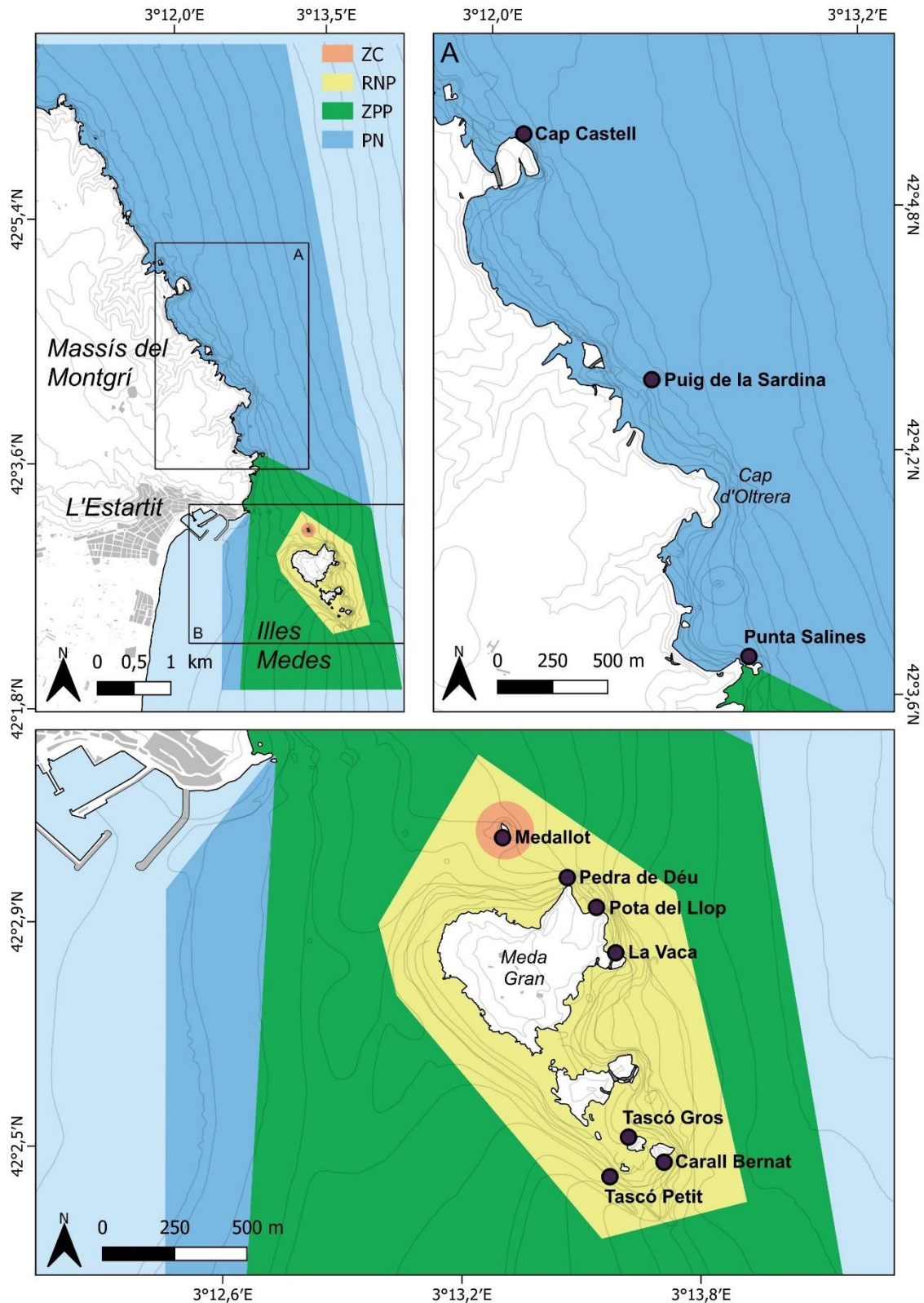
## Material i mètodes

### Estacions de mostreig

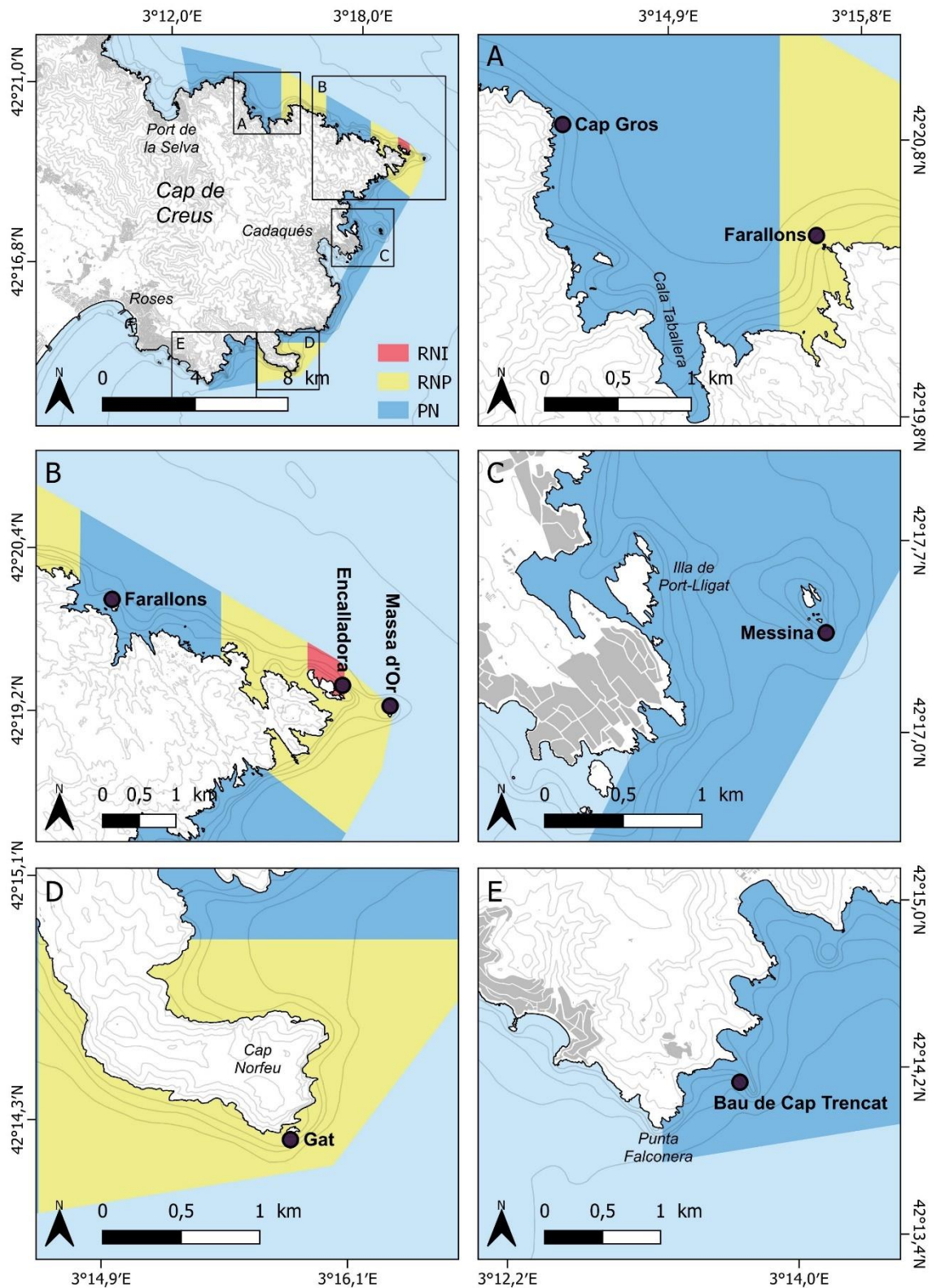
Al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter, es varen monitoritzar 10 estacions amb poblacions de gorgònia vermella: 1 a la Zona de Control (ZC) del Medallot, 6 dins la Reserva Natural Parcial (RNP) i 3 a la zona de Parc Natural (PN); al Parc Natural de Cap de Creus es van mostrejar 8 estacions: 1 a la Reserva Natural Integral (RNI), 3 a la zona de Reserva Natural Parcial (RNP) i 4 al Parc Natural (PN) (Taula 1, Figures 2 i 3).

**Taula 1.** Estacions de mostreig de gorgònia vermella (*Paramuricea clavata*) de l'any 2023. Grau de protecció: Zona de Control (ZC), Reserva Natural Integral (RNI), Reserva Natural Parcial (RNP), Zona Perifèrica a la Protecció (ZPP) i Parc Natural (PN).

| Parc            | Prot. | Estació            | Fondària (m) | Data       |
|-----------------|-------|--------------------|--------------|------------|
| Medes i Montgrí | ZC    | Medallot           | 18           | 2023-10-03 |
|                 | RNP   | Pedra de Déu       | 22           | 2023-10-02 |
|                 |       | Pota del Llop      | 18           | 2023-10-02 |
|                 |       | Vaca               | 15           | 2023-10-02 |
|                 |       | Tascó Gros         | 15           | 2023-10-03 |
|                 |       | Tascó Petit        | 22           | 2023-10-03 |
|                 |       | Carall Bernat      | 21           | 2023-10-02 |
|                 | PN    | Punta Salines      | 22           | 2023-09-28 |
|                 |       | Puig de la Sardina | 19           | 2023-09-28 |
|                 |       | Cap Castell        | 20           | 2023-09-28 |
| Cap de Creus    | RNI   | Encalladora        | 19           | 2023-09-12 |
|                 | RNP   | Farallons          | 18           | 2023-09-14 |
|                 |       | Massa d'Or         | 28           | 2023-09-14 |
|                 | PN    | El Gat             | 19           | 2023-09-13 |
|                 |       | Cap Gros           | 19           | 2023-09-14 |
|                 |       | Portaló            | 24           | 2023-09-14 |
|                 |       | Messina            | 25           | 2023-09-12 |
|                 |       | Bau de Cap Trencat | 21           | 2023-09-13 |



**Figura 2.** Mapa de les estacions de gorgònia vermella (*Paramuricea clavata*) mostrejades al Parc Natural del Montgrí, les illes Medes i Baix Ter l'any 2023. Grau de protecció: Zona de Control (ZC), Reserva Natural Parcial (RNP), Zona Perifèrica de Protecció (ZPP) i Parc Natural (PN).



**Figura 3.** Mapa de les estacions de gorgònia vermella (*Paramuricea clavata*) mostrejades al Parc Natural de Cap de Creus l'any 2023. Grau de protecció: Reserva Natural Integral (RNI); Reserva Natural Parcial (RNP) i Parc Natural (PN).

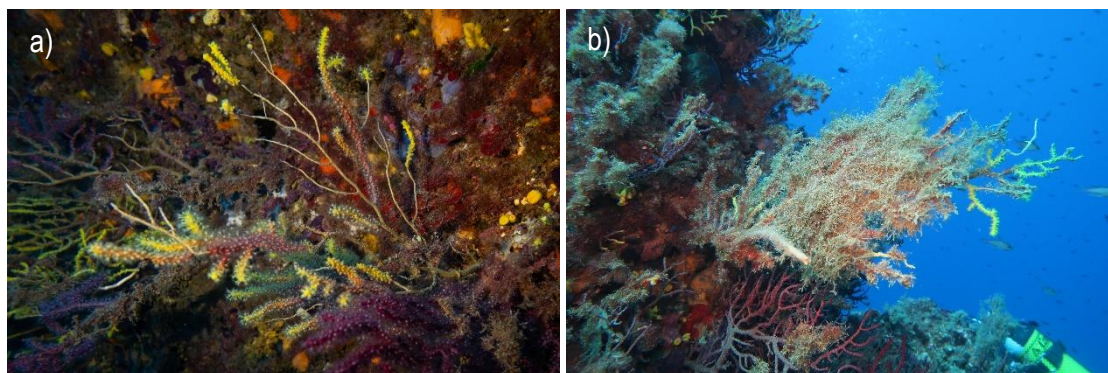
## Metodologia

A cada estació es varen col·locar un mínim de 30 quadrats de 50x50 cm de forma aleatòria dins de cada població (Figura 4).



**Figura 4.** Mètode de mostreig mitjançant quadrats aleatoris.

A cada quadrat es mesurava l'alçada màxima de totes les gorgònies vermelles presents, així com el percentatge i tipus de mortalitat observada (recent o antiga). Entenem per mortalitat recent (anomenada com a necrosi) aquella que es manifesta en forma de teixits ennegrits i que es va desprendre o nus, els quals recentment (prop d'un parell de mesos com a màxim) han perdut el teixit viu de color violaci o groc (Figura 5a). En el cas de la mortalitat antiga (anomenada com a epibiosi), la mort dels teixits s'ha produït temps enrere, i les parts mortes queden cobertes per organismes epibionts que creixen sobre l'esquelet de les gorgònies (Figura 5b).



**Figura 5.** Gorgònia vermella amb a) mortalitat recent (necrosi) i b) mortalitat antiga (epibiosi).

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

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

Resumint, els descriptors estudiats a partir dels quadres aleatoris a cada localitat són:

- **Densitat.**
- **Biomassa:** s'ha utilitzat l'alçada de les colònies per al seu càlcul i s'ha seguit la relació descrita per Coma i companyia al 1998:

$$Biomassa (g) = 0.002 * Alçada (cm)^{2.61}$$

Aquesta biomassa ha estat corregida com a biomassa viva, restant els percentatges de superfície que presenten mortalitat a la biomassa obtinguda anteriorment. A més a més, per a avaluar la reducció d'aquesta, s'ha calculat la variació percentual de la biomassa entre el primer i l'últim any de mostreig.

- **Estructura de talles en alçada (cm)** a partir de les mides individuals de les colònies. Les classes de mida emprades són en intervals de 10 cm, com les descrites per Linares i Doak (2010).
- **Grau de necrosi:** percentatge (%) mitjà de teixit denudat.
- **Grau d'epibiosi:** percentatge (%) mitjà de teixit epibiotat (teixit cobert d'organismes epibionts).
- **Percentatge de colònies afectades** per algun tipus de mortalitat (parcial i total), considerades com afectades aquelles que presenten >10% de superfície afectada per necrosi o epibiosi (segons Linares *et al.* 2008).
- **Tipus d'afectació** (si s'observa necrosi dels teixits o hi ha parts arrencades).
- **Detecció d'impactes.**
- **Presència d'altres espècies vulnerables.**
- **Presències d'espècies exòtiques.**

## Anàlisi de dades

Per determinar si hi havia diferències significatives entre les densitats entre els anys 2019 i 2020 mostrejats al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter, es va utilitzar el test estadístic Kruskal Wallis, el qual ens permet testar diferències sense assumir una distribució normal de les dades (Kruskal i Wallis 1952). Per determinar si existien diferències significatives entre les densitats i graus de mortalitat a les poblacions del Parc Natural del Cap de Creus es va utilitzar una ANOVA amb un test de Tukey (Tukey 1949), per tal d'agrupar aquelles poblacions amb diferències no significatives.

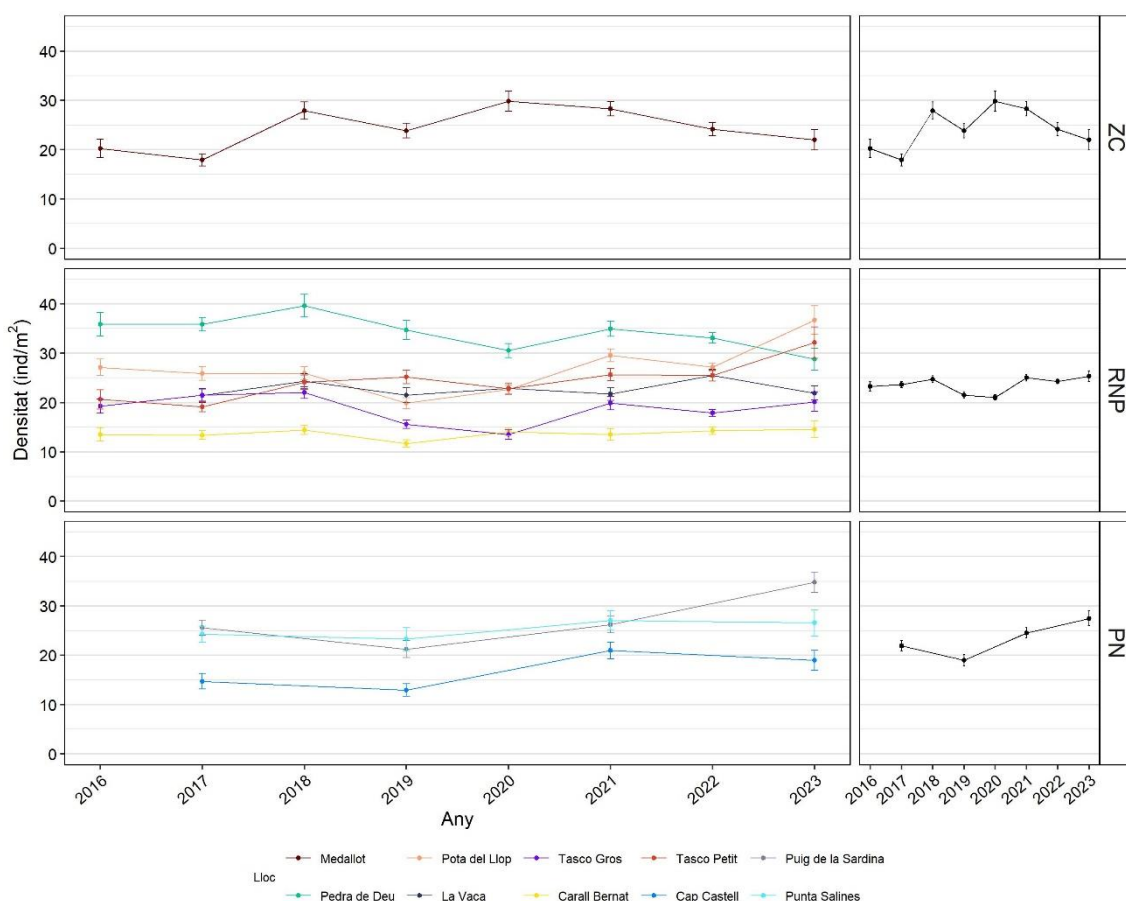


## Resultats

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

## Densitats

La densitat de gorgònia vermella l'any 2023 no ha variat en la majoria de les estacions mostrejades de la reserva Marina de les Illes Medes (ZC i RNP) respecte l'any 2022, excepte en el cas de Pota del Llop, que ha augmentat significativament, passant d'unes 27 colònies/m<sup>2</sup> a 37 colònies/m<sup>2</sup> enguany. Així doncs, aquesta estació passa a ser la que presenta un valor més elevat, per sobre de Pedra de Déu, que és la que històricament presentava valors més elevats. Tot i això, si es comparen els resultats d'enguany amb els del 2021 sí que es pot observar una caiguda significativa en dues estacions: Pedra de Déu, que passa de 35 a 29 colònies/m<sup>2</sup>, i Medallot, que passa de 28 a 22 colònies/m<sup>2</sup>. L'estació de Carall Bernat continua sent la que presenta uns valors més baixos d'aquest paràmetre, amb unes 14 colònies/m<sup>2</sup>. Pel que fa a les estacions de la costa del Montgrí (PN) s'observa un increment a l'estació del Puig de la Sardina, que ha passat de 26 colònies/m<sup>2</sup> el 2021, a 35 colònies/m<sup>2</sup> aquest 2023. Les altres dues estacions, Cap Castell i Punta Salines s'han mantingut respecte el mostreig anterior (Figura 6, Taula 2).



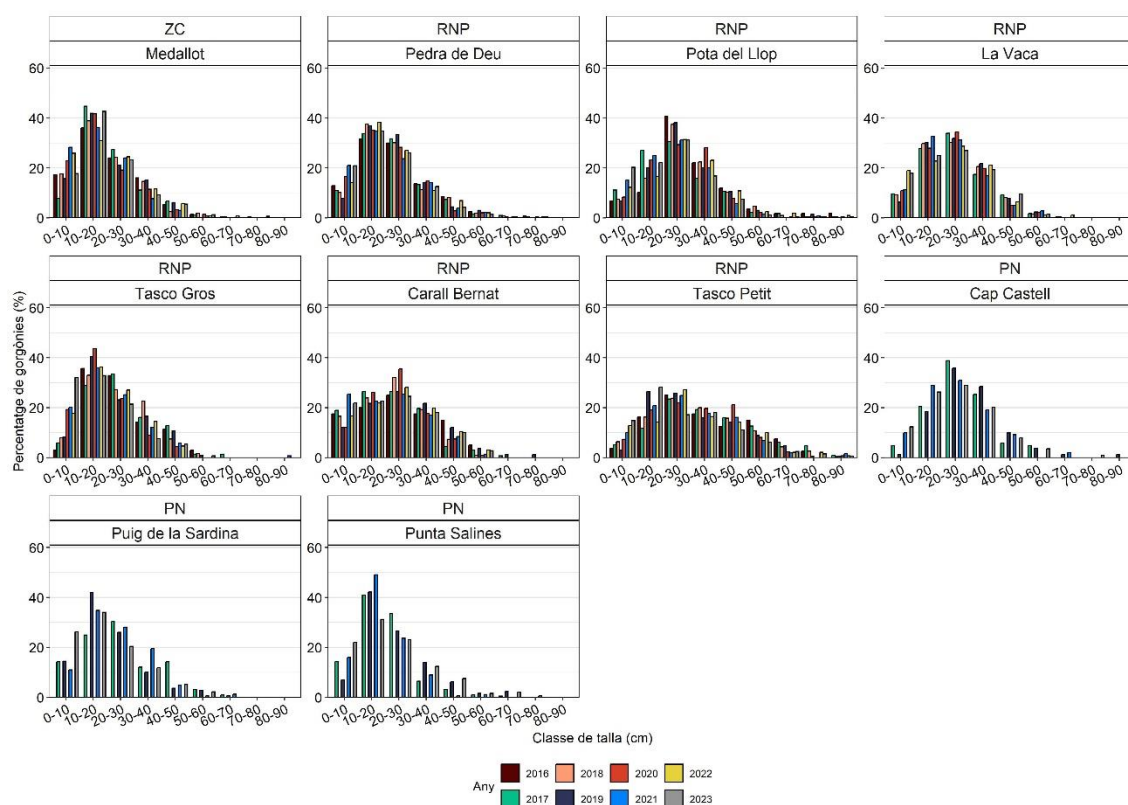
**Figura 6.** Densitat de colònies de *Paramuricea clavata* (mitjanes i error estàndard) a les diferents poblacions estudiades al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter des de l'any 2016 fins el 2023. A la dreta s'indica el grau de protecció de cada lloc de mostreig (ZC: Zona de Control; RNP: Reserva Natural Parcial; PN: Parc Natural).

**Taula 2.** Resultats del test estadístic Kruskal-Wallis comparant les densitats de cada estació entre els anys 2022 i 2023, i entre els anys 2021 i 2023. KS és el valor de l'estadístic; p-valor és la significació del test. Quan el p-valor és inferior a 0,05 indica que les diferències són significatives entre anys; aquests casos s'han destacat posant els valors en negreta.

| Parc                  | Protecció | Estació                   | 2022-2023    |                 | 2021-2023   |                 |
|-----------------------|-----------|---------------------------|--------------|-----------------|-------------|-----------------|
|                       |           |                           | KS           | p-valor         | KS          | p-valor         |
| Medes<br>i<br>Montgrí | ZC        | <b>Medallot</b>           | 0,55         | 0,46            | <b>6,12</b> | <b>&lt;0,05</b> |
|                       |           | <b>Pedra de Déu</b>       | 3,70         | 0,05            | <b>5,56</b> | <b>&lt;0,05</b> |
|                       | RNP       | <b>Pota del Llop</b>      | <b>13,78</b> | <b>&lt;0,05</b> | <b>5,21</b> | <b>&lt;0,05</b> |
|                       |           | <b>Vaca</b>               | 2,08         | 0,15            | 0,13        | 0,72            |
|                       |           | <b>Tascó Gros</b>         | 0,38         | 0,53            | 0,02        | 0,90            |
|                       |           | <b>Tascó Petit</b>        | 2,66         | 0,10            | 2,48        | 0,11            |
|                       |           | <b>Carall Bernat</b>      | 0,09         | 0,77            | 0,02        | 0,88            |
|                       |           | <b>Cap Castell</b>        | -            | -               | 0,87        | 0,35            |
|                       | PN        | <b>Puig de la Sardina</b> | -            | -               | <b>8,47</b> | <b>&lt;0,05</b> |
|                       |           | <b>Punta Salines</b>      | -            | -               | 0,34        | 0,56            |

### Estructura de talles

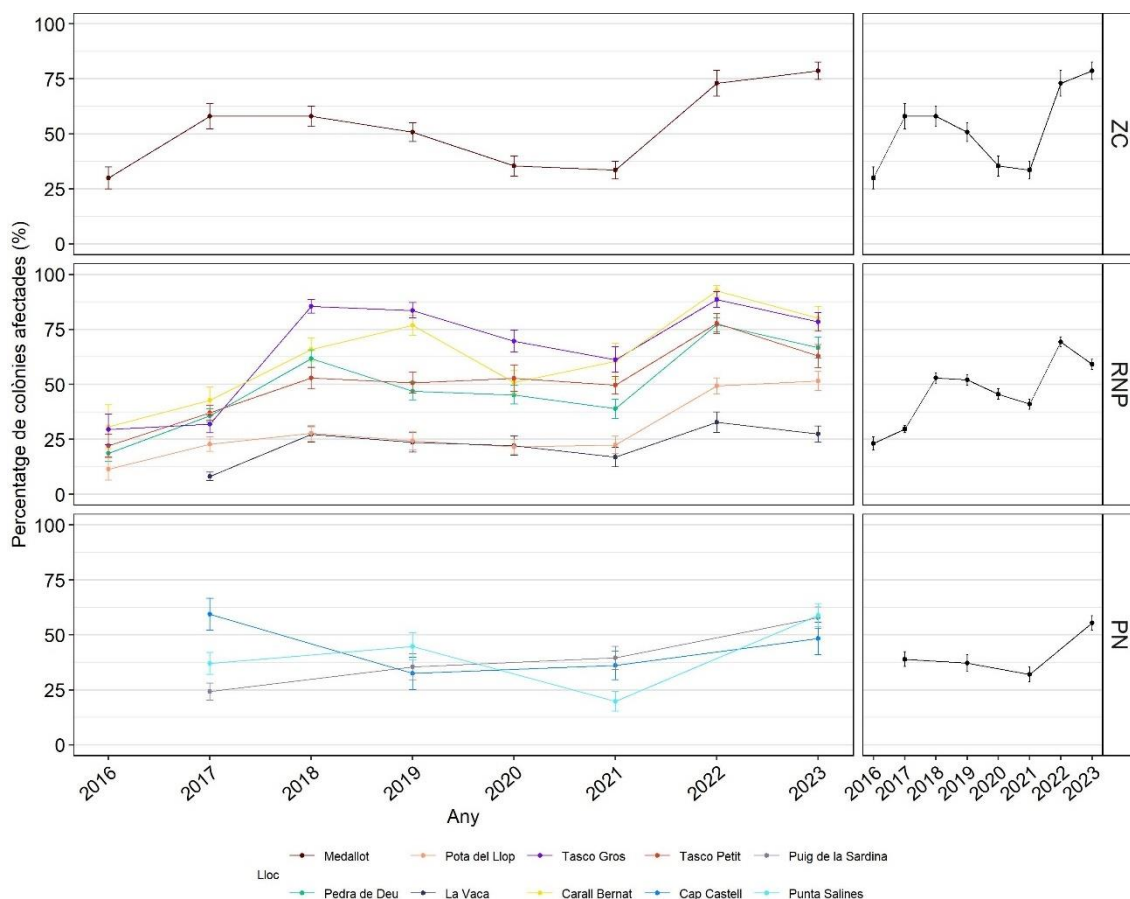
L'estructura de talles de gorgònia vermella és unimodal en totes les estacions de les Illes Medes i de la costa del Montgrí. A les Illes Medes, enguany destaca l'estació de Tascó Gros, amb un augment de colònies de mida petita (0-10 cm), passant del 18% el 2022 al 32% enguany. Altres estacions en les que s'ha observat un elevat nombre de colònies d'aquesta mida han estat: Carall Bernat (17%), Pedra de Déu (21%) i Pota del Llop (20%). Per contra, les úniques estacions que presenten colònies de mida gran (80-90 cm) únicament són Pota del Llop i Tascó Petit, tot i que amb percentatges molt baixos, de tant sols 0,4% i 0,48% respectivament. Pel que fa a la costa del Montgrí, destaca un fort increment de colònies de mida petita (0-10 cm) a l'estació del Puig de la Sardina, que passa de l'11% el 2021 al 26% aquest 2023. A l'estació de Punta Salines també hi ha hagut un petit increment d'aquestes colònies, superant el 20%. L'estació de Cap Castell destaca per ser l'única que presenta colònies de més de 70 cm a la costa del Montgrí, encara que en una proporció molt baixa (0,88%). En general, la major part de les colònies presenten mides d'entre 10 i 30 cm (Figura 7).



**Figura 7.** Estructura de talles de les diferents poblacions de *Paramuricea clavata* estudiades al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter des de l'any 2016 fins el 2023. A la capçalera s'indica el grau de protecció (ZC: Zona de Control; RNP: Reserva Natural Parcial; PN: Parc Natural) i el nom de l'estació, mentre que el codi de colors indica l'any de mostreig.

### Mortalitat parcial

El percentatge de colònies afectades no ha variat respecte l'any anterior (2022) en el cas de la Reserva Marina de les Illes Medes. Tot i això, aquest valor segueix sent molt elevat en la majoria de les estacions. La majoria de les estacions presenten percentatges de colònies afectades de més del 50%, amb excepció de La Vaca que, com cada any, és la que presenta valors més baixos, sent aquest any del 27%. L'estació amb un valor més elevat és Carall Bernat, amb poc més del 80% de colònies afectades, seguida de no gaire lluny de Medallot (79%) i Tascó Gros (78%). Aquests resultats disten molt amb els de l'inici del seguiment l'any 2016, on el percentatge més elevat era del 31% a l'estació de Carall Bernat. En el cas de la costa del Montgrí (PN) sí que hi ha hagut un augment significatiu del percentatge de colònies afectades a les estacions del Puig de la Sardina i Punta Salines. En el primer cas, s'ha passat d'un 39% de colònies afectades a un 58%, mentre que en el segon l'increment ha estat encara més acusat, d'un 20% el 2021 a un 59% aquest 2023 (Figura 8, Taula 3).

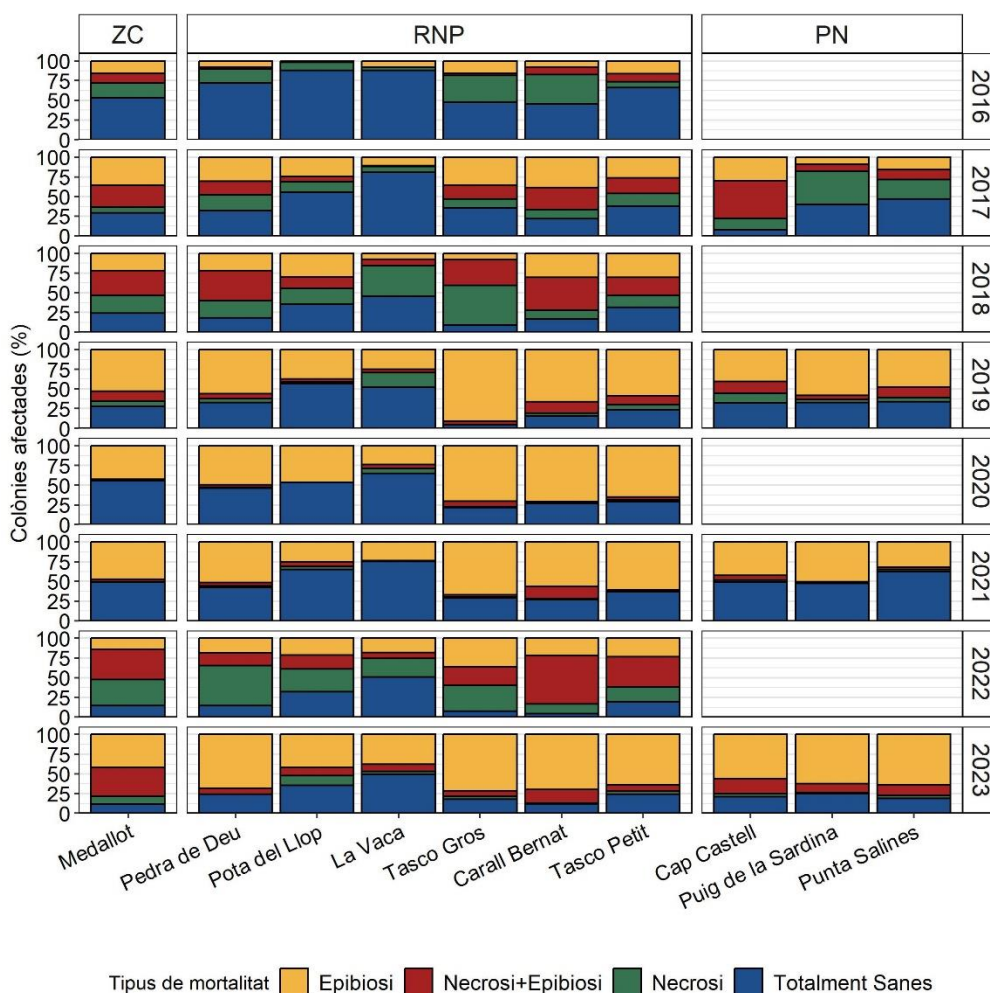


**Figura 8.** Percentatge de colònies amb signes de mortalitat (>10%) en les diferents poblacions estudiades al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter des de l'any 2016 fins el 2023. Els valors dels punts indiquen les mitjanes i la barra d'error és l'error estàndard. A la s'indica el grau de protecció (ZC: Zona de Control; RNP: Reserva Natural Parcial; PN: Parc Natural), mentre que el codi de colors indica l'estació de mostreig.

**Taula 3.** Resultats del test estadístic Kruskal-Wallis comparant les percentatge de colònies afectades per mortalitat de cada lloc entre anys: d'una banda es compara els anys 2021 i 2023, en el cas de les estacions de PN, i de l'altra, es compara els anys 2022 i 2023 en les estacions dins de reserva (ZC i RNP). KS és el valor de l'estadístic; p-valor és la significació del test. Quan el p-valor és inferior a 0,05 indica que les diferències són significatives entre anys; aquests casos s'han destacat posant els valors en negreta.

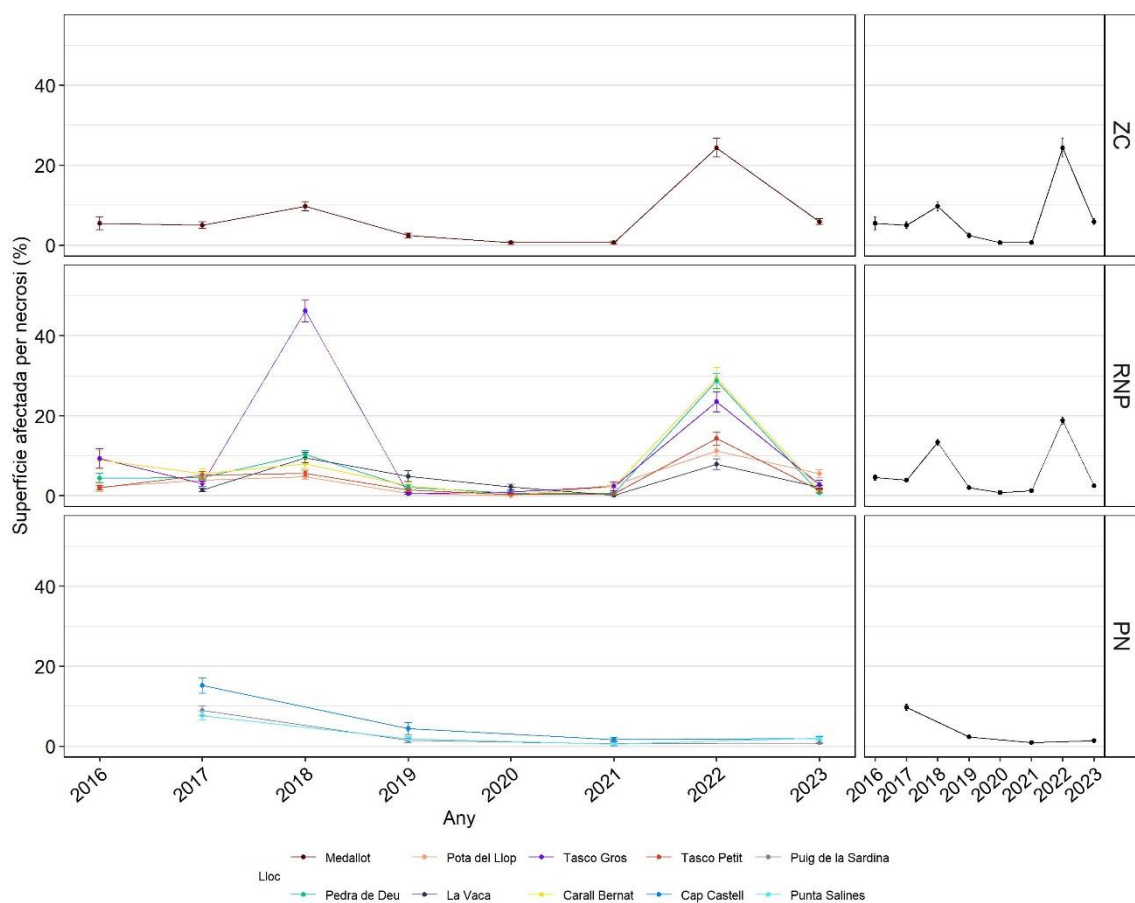
| Parc            | Protecció | Estació            | 2021/22-2023 |                 |
|-----------------|-----------|--------------------|--------------|-----------------|
|                 |           |                    | KS           | p-valor         |
| Medes i Montgrí | ZC        | Medallot           | 0,64         | 0,42            |
|                 |           | Pedra de Déu       | 2,30         | 0,13            |
|                 |           | Pota del Llop      | 1,06         | 0,30            |
|                 | RNP       | Vaca               | 0,63         | 0,43            |
|                 |           | Tascó Gros         | 2,037        | 0,12            |
|                 |           | Tascó Petit        | 0,24         | 0,63            |
|                 |           | Carall Bernat      | 2,77         | 0,10            |
|                 | PN        | Cap Castell        | 1,42         | 0,23            |
|                 |           | Puig de la Sardina | <b>5,15</b>  | <b>&lt;0,05</b> |
|                 |           | Punta Salines      | <b>19,55</b> | <b>&lt;0,05</b> |

S'observa com, amb el temps, el percentatge de colònies totalment sanes, sense cap signe de mortalitat, cada vegada és més petit, fins al punt de que enguany cap de les estacions del Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter arriba al 50% d'aquest valor; l'estació que més s'hi apropa és La Vaca, amb un 49%. Les estacions que presenten percentatges més baixos són Medallot (11%) i Carall Bernat (12%). Aquests resultats contrasten amb l'any d'inici de seguiment, el 2016, on l'estació amb un percentatge més baix de colònies totalment sanes era Carall Bernat, amb un 45%. A diferència de l'any 2022, on un percentatge molt elevat de les colònies presentaven necrosi, enguany la majoria de la mortalitat està representada en forma d'epibiosi (mortalitat antiga), tot i que s'ha detectat mortalitat recent (necrosi) en totes les estacions. L'estació de Medallot és la que presenta un percentatge més elevat de colònies amb signes de necrosi (mortalitat recent). Així doncs, les estacions amb els percentatges més elevats de mortalitat (de qualsevol tipus) són el Medallot (89%) i Carall Bernat (88%). Les estacions de PN es troben en valors entremitjos als anomenats; la població amb una major proporció de colònies sanes és el Puig de la Sardina, tot i que amb un valor molt baix, del 25%. Cap Castell és l'estació amb un percentatge més elevat de colònies amb signes de necrosi (23%) dins aquest grau de protecció (Figura 9).



**Figura 9.** Percentatge de colònies afectades per mortalitat a les diferents poblacions estudiades al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter des de l'any 2016 fins el 2023. S'han comptat les colònies totalment sanes com aquelles que tenen menys d'un 10% de mortalitat. Els valors de les barres indiquen el percentatge de colònies afectades segons el tipus de mortalitat: Epibiosi, Necrosi, Necrosi i Epibiosi, o Totalment Sanes. La capçalera indica el grau de protecció (ZC: Zona de Control; RNP: Reserva Natural Parcial; PN: Parc Natural).

Enguany la mortalitat en forma de necrosi (mortalitat recent) ha disminuït significativament en totes les estacions dins la Reserva Marina de les Illes Medes, respecte a l'any anterior. L'estació amb un percentatge de superfície amb necrosi més elevada ha estat el Medallot, amb un valor del 6%, mentre que la que mostra un percentatge més baix és Pedra de Déu, amb un 0,7%; aquests resultats contrasten amb els de l'any passat, on aquesta estació era la segona amb un percentatge més elevat d'aquest tipus de mortalitat (29%), tant sols per darrere de Carall Bernat. Per contra, a la zona de PN, la necrosi ha augmentat respecte el 2021, tot i que els valors d'aquest paràmetre segueixen sent molt baixos; l'única estació que supera l'1% de mortalitat recent és Punta Salines, amb un 2% (Figura 10, Taula 4).

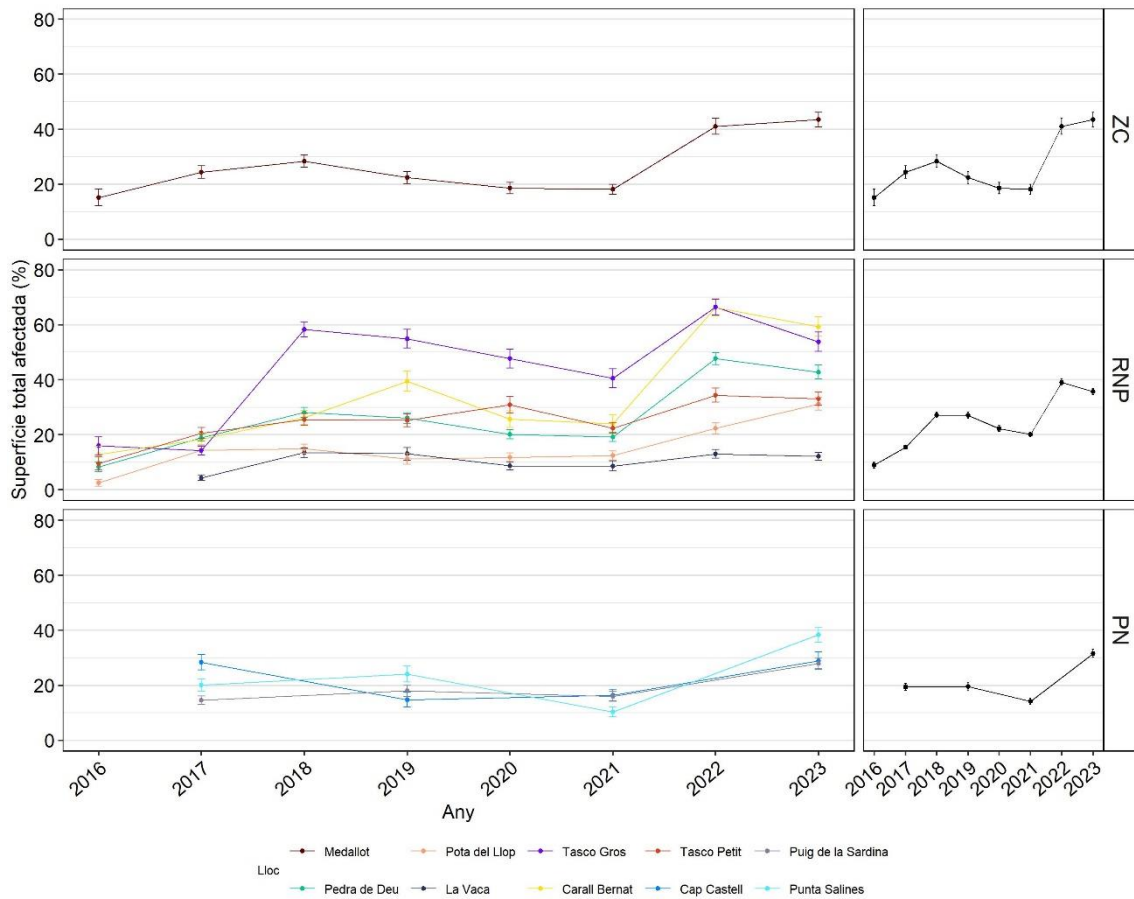


**Figura 10.** Percentatge de superfície afectada per necrosi per colònia al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter des de l'any 2016 fins el 2023. Les poblacions on no hi ha gràfics de barres corresponen a estacions no mostrejades aquells anys. Els valors dels punts representen la superfície d'afectació mitjana de cada colònia i la barra d'error representa l'error estàndard. A la dreta s'indica el grau de protecció (ZC: Zona de Control; RNP: Reserva Natural Parcial; PN: Parc Natural).

**Taula 4.** Resultats del test estadístic Kruskal-Wallis comparant la superfície afectada per necrosi de cada lloc entre anys: d'una banda es compara els anys 2021 i 2023, en el cas de les estacions de PN, i de l'altra, es compara els anys 2022 i 2023 en les estacions dins de reserva (ZC i RNP). KS és el valor de l'estadístic; p-valor és la significació del test. Quan el p-valor és inferior a 0,05 indica que les diferències són significatives entre anys; aquests casos s'han destacat posant els valors en negreta.

| Parc                  | Protecció | Estació            | 2021/22-2023 |         |
|-----------------------|-----------|--------------------|--------------|---------|
|                       |           |                    | KS           | p-valor |
| Medes<br>i<br>Montgrí | ZC        | Medallot           | 46,60        | <0,05   |
|                       |           | Pedra de Déu       | 178,58       | <0,05   |
|                       |           | Pota del Llop      | 28,44        | <0,05   |
|                       | RNP       | Vaca               | 21,20        | <0,05   |
|                       |           | Tascó Gros         | 65,66        | <0,05   |
|                       |           | Tascó Petit        | 93,81        | <0,05   |
|                       |           | Carall Bernat      | 84,99        | <0,05   |
|                       | PN        | Cap Castell        | 8,93         | <0,05   |
|                       |           | Puig de la Sardina | 15,56        | <0,05   |
|                       |           | Punta Salines      | 12,29        | <0,05   |

En contrast als resultats de necrosi, la mortalitat total s'ha mantingut estable però amb valors molt elevats respecte el 2022, dins la Reserva Marina de les Illes Medes. L'única estació que ha presentat una variació significativa ha estat el Tascó Gros, amb una baixada respecte l'any passat, passant d'un 66% a un 54% de colònies amb mortalitat total. Tot i això, és la segona estació amb més mortalitat total, únicament per darrere de Carall Bernat (59%). L'estació amb un percentatge més baix de mortalitat total és, de nou, La Vaca, amb tant sols un 12% de superfície afectada amb el total de la mortalitat. A la zona de PN, però, la mortalitat sí que ha augmentat de forma significativa respecte el 2021. L'increment més acusat ha estat el de l'estació de Punta Salines, la qual presentava un valor del 10% l'any 2021, i enguany ja arriba al 38%. Cap Castell i el Puig de la Sardina han incrementat gairebé el doble, passant del 16% el 2021 al 29% aquest 2023 en el primer cas, i del 16% al 28% en el segon (Figura 11, Taula 5).



**Figura 11.** Percentatge de superfície afectada total per colònia al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter des de l'any 2016 fins el 2023. Les poblacions on no hi ha gràfics de barres corresponen a estacions no mostrejades aquells anys. Els valors dels punts representen la superfície d'afectació mitjana de cada colònia i la barra d'error representa l'error estàndard. A la dreta s'indica el grau de protecció (ZC: Zona de Control; RNP: Reserva Natural Parcial; PN: Parc Natural).

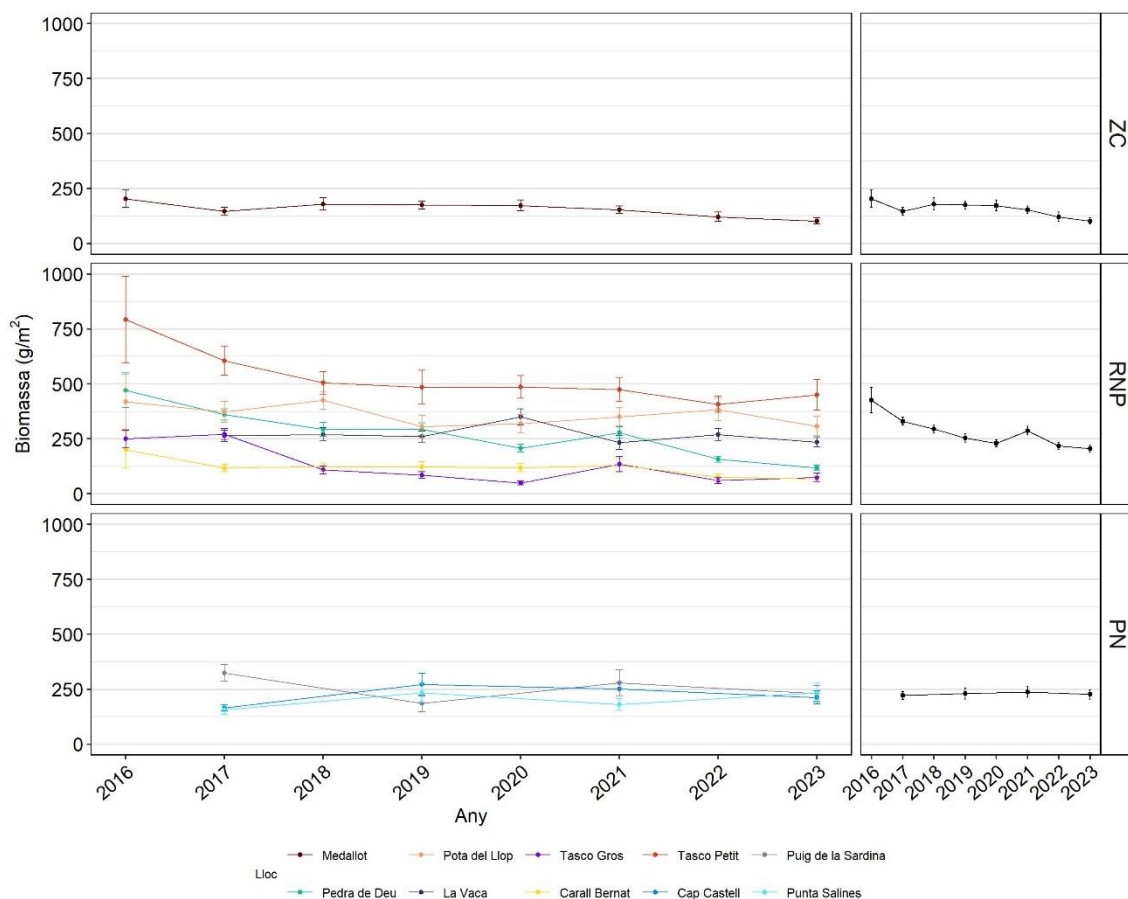


**Taula 5.** Resultats del test estadístic Kruskal-Wallis comparant la superfície total afectada de cada lloc entre anys: d'una banda es compara els anys 2021 i 2023, en el cas de les estacions de PN, i de l'altra, es compara els anys 2022 i 2023 en les estacions dins de reserva (ZC i RNP). KS és el valor de l'estadístic; p-valor és la significació del test. Quan el p-valor és inferior a 0,05 indica que les diferències són significatives entre anys; aquests casos s'han destacat posant els valors en negreta.

|                       |           |                    | 2021/22-2023 |                 |
|-----------------------|-----------|--------------------|--------------|-----------------|
| Parc                  | Protecció | Estació            | KS           | p-valor         |
| Medes<br>i<br>Montgrí | ZC        | Medallot           | 0,44         | 0,51            |
|                       |           | Pedra de Déu       | 2,66         | 0,10            |
|                       |           | Pota del Llop      | 1,90         | 0,17            |
|                       | RNP       | Vaca               | 0,07         | 0,79            |
|                       |           | Tascó Gros         | <b>7,00</b>  | <b>&lt;0,05</b> |
|                       |           | Tascó Petit        | 1,68         | 0,19            |
|                       |           | Carall Bernat      | 1,35         | 0,24            |
|                       | PN        | Cap Castell        | <b>18,28</b> | <b>&lt;0,05</b> |
|                       |           | Puig de la Sardina | <b>18,78</b> | <b>&lt;0,05</b> |
|                       |           | Punta Salines      | <b>79,56</b> | <b>&lt;0,05</b> |

## Biomassa

La biomassa es manté estable en la majoria de les estacions respecte l'any anterior (2022), excepte en el cas de Pota del Llop, que disminueix de forma significativa, passant de 382 g/m<sup>2</sup> a 307 g/m<sup>2</sup> enguany. Tot i això, és la segona estació amb una biomassa més elevada, tant sols per darrere de Tascó Petit, que presenta 450 g/m<sup>2</sup>. Pel contrari, Carall Bernat és l'estació amb una biomassa més baixa, amb només 68 g/m<sup>2</sup>, seguida de Tascó Gros, amb 75 g/m<sup>2</sup>. Tot i això, si es comparen les biomasses respecte el 2021, la majoria d'estacions, amb excepció de La Vaca i el Medallot, han disminuït significativament. Pel que fa a les estacions de PN, el Puig de la Sardina és l'única que presenta una disminució significativa respecte l'anterior mostreig, al 2021, passant de 279 g/m<sub>2</sub> a 231 g/m<sub>2</sub> (Figura 12, Taula 6).



**Figura 12.** Biomassa de colònies de *Paramuricea clavata* (mitjanes i error estàndard) a les diferents poblacions estudiades al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter des de l'any 2016 fins el 2023. Els anys on no hi ha dades corresponen a estacions no mostrejades en aquests anys. A la dreta s'indica el grau de protecció de cada lloc de mostreig (ZC: Zona de Control; RNP: Reserva Natural Parcial; PN: Parc Natural).

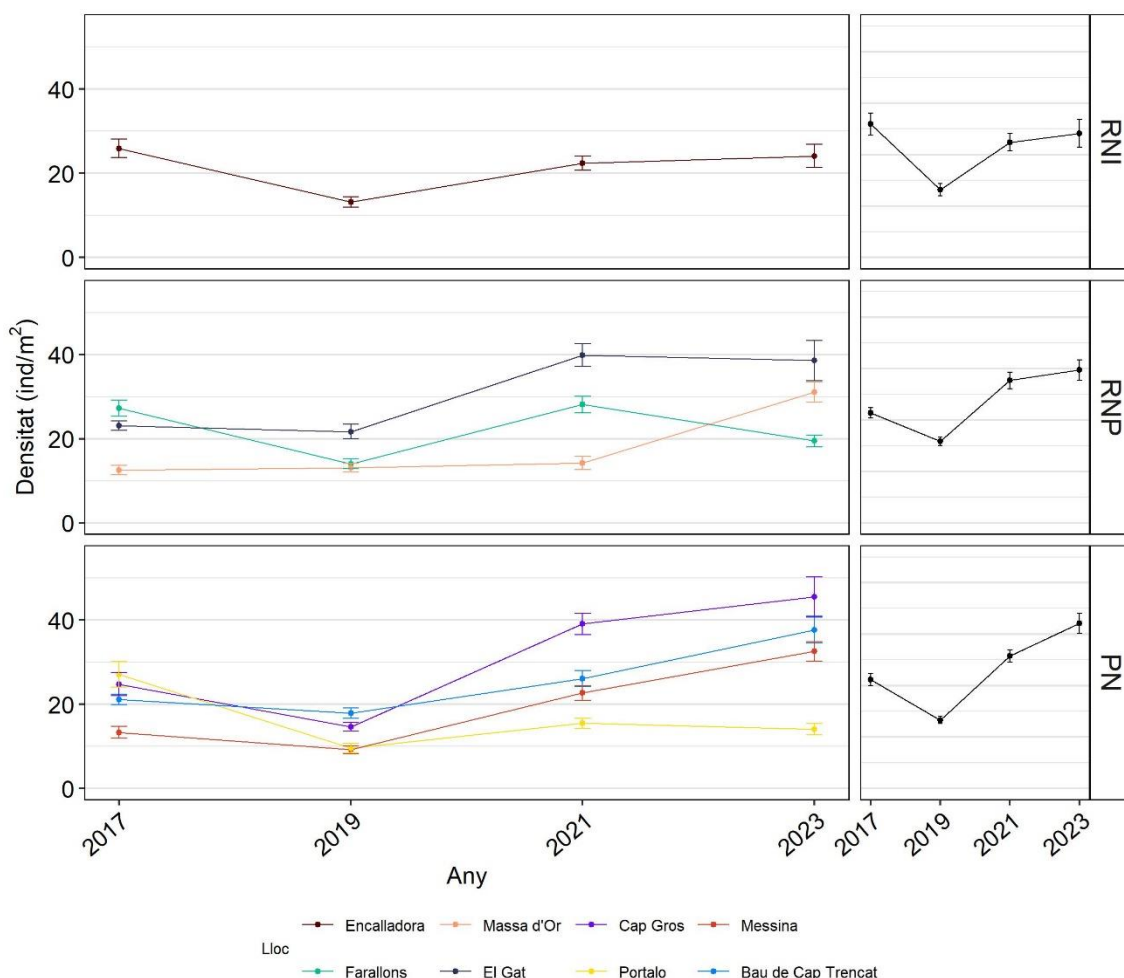
**Taula 6.** Resultats del test estadístic Kruskal-Wallis comparant les biomasses de cada lloc entre anys: d'una banda es compara els anys 2021 i 2023, en el cas de les estacions de PN, i de l'altra, es compara els anys 2022 i 2023 en les estacions dins de reserva (ZC i RNP). KS és el valor de l'estadístic; p-valor és la significació del test. Quan el p-valor és inferior a 0,05 indica que les diferències són significatives entre anys; aquests casos s'han destacat posant els valors en negra.

| Parc            | Protecció | Estació            | 2022-2023   |                 | 2021-2023    |                 |
|-----------------|-----------|--------------------|-------------|-----------------|--------------|-----------------|
|                 |           |                    | KS          | p-valor         | KS           | p-valor         |
| Medes i Montgrí | ZC        | Medallot           | 8,77        | 0,98            | 2,02         | 0,15            |
|                 |           | Pedra de Déu       | 1,27        | 0,26            | <b>17,97</b> | <b>&lt;0,05</b> |
|                 | RNP       | Pota del Llop      | <b>2,84</b> | <b>&lt;0,05</b> | <b>18,64</b> | <b>&lt;0,05</b> |
|                 |           | Vaca               | 7,41        | 0,78            | 0,004        | 0,94            |
|                 |           | Tascó Gros         | 1,10        | 0,97            | <b>8,43</b>  | <b>&lt;0,05</b> |
|                 |           | Tascó Petit        | 5,73        | 0,07            | <b>12,79</b> | <b>&lt;0,05</b> |
|                 |           | Carall Bernat      | 2,46        | 0,62            | <b>11,12</b> | <b>&lt;0,05</b> |
|                 |           | Cap Castell        | -           | -               | 1,15         | 0,28            |
|                 | PN        | Puig de la Sardina | -           | -               | <b>26,93</b> | <b>&lt;0,05</b> |
|                 |           | Punta Salines      | -           | -               | 0,67         | 0,41            |

## Parc Natural de Cap de Creus

### Densitats

Les densitats de gorgònia vermella al Parc Natural de Cap de Creus presenten diferències significatives respecte el 2021 en algunes estacions (Farallons, Massa d'Or, Messina i Bau de Cap Trencat, mentre que en altres es manté (Encalladora, El Gat, Cap Gros, i Portaló). L'única estació que presenta una disminució respecte l'anterior mostreig és Farallons, que ha passat de 28 a 19 colònies/m<sup>2</sup>, tot i que si es mira l'evolució temporal s'ha mantingut força estable amb els anys. La resta d'estacions amb variacions significatives respecte el 2021 ho fan en forma d'increment: la Massa d'Or presenta un increment del doble de colònies/m<sup>2</sup>, passant de 14 a 31, la Messina ha augmentat de 23 a 32 colònies/m<sup>2</sup> i, finalment, el Bau de Cap Trencat ha passat de 26 a 38 colònies/m<sup>2</sup>. L'estació de Cap Gros continua sent la que presenta una major densitat, amb 45 colònies/m<sup>2</sup>, mentre que Portaló és la que menys colònies presenta per unitat de superfície, amb tant sols 14 colònies/m<sup>2</sup>. En general, doncs, i analitzant per grau de protecció, s'observa un increment de la densitat de colònies en les zones de RNP i PN, mentre que a la zona de RNI hi ha una estabilitat temporal (Figura 13, Taula 7).



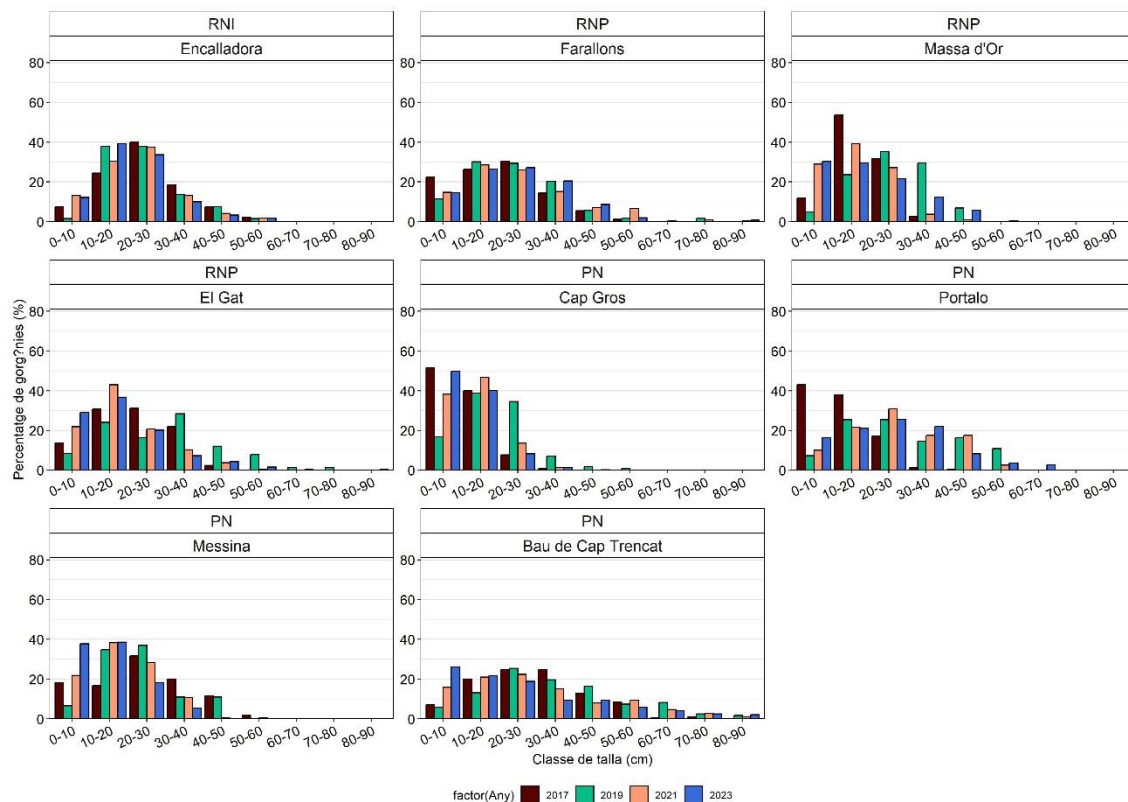
**Figura 13.** Densitat de colònies de *Paramuricea clavata* (mitjanes i error estàndard) a les diferents poblacions estudiades al Parc Natural de Cap de Creus els anys 2017, 2019, 2021 i 2023. Els valors dels punts indiquen les mitjanes i la barra d'error és l'error estàndard. També s'indica la mitjana de la densitat per grau de protecció. A la dreta s'indica el grau de protecció de cada lloc de mostreig (RNI: Reserva Natural Integral; RNP: Reserva Natural Parcial; PN: Parc Natural).

**Taula 7.** Resultats del test estadístic Kruskal-Wallis comparant les densitats de cada lloc entre els anys 2021 i 2023 al Parc Natural de Cap de Creus. KS és el valor de l'estadístic; p-valor és la significació del test. Quan el p-valor és inferior a 0,05 indica que les diferències són significatives entre anys; aquests casos s'han destacat posant els valors en negreta.

|                       |           |                    | 2021-2023    |                 |
|-----------------------|-----------|--------------------|--------------|-----------------|
| Parc                  | Protecció | Estació            | KS           | p-valor         |
| Medes<br>i<br>Montgrí | RNI       | Encalladora        | 0,13         | 0,72            |
|                       |           | Farallons          | <b>11,56</b> | <b>&lt;0,05</b> |
|                       | RNP       | Massa d'Or         | <b>28,16</b> | <b>&lt;0,05</b> |
|                       |           | El Gat             | 1,49         | 0,22            |
|                       | PN        | Cap Gros           | 0,46         | 0,49            |
|                       |           | Portaló            | 0,82         | 0,36            |
|                       |           | Messina            | <b>8,79</b>  | <b>&lt;0,05</b> |
|                       |           | Bau de Cap Trencat | <b>13,29</b> | <b>&lt;0,05</b> |

### Estructura de talles

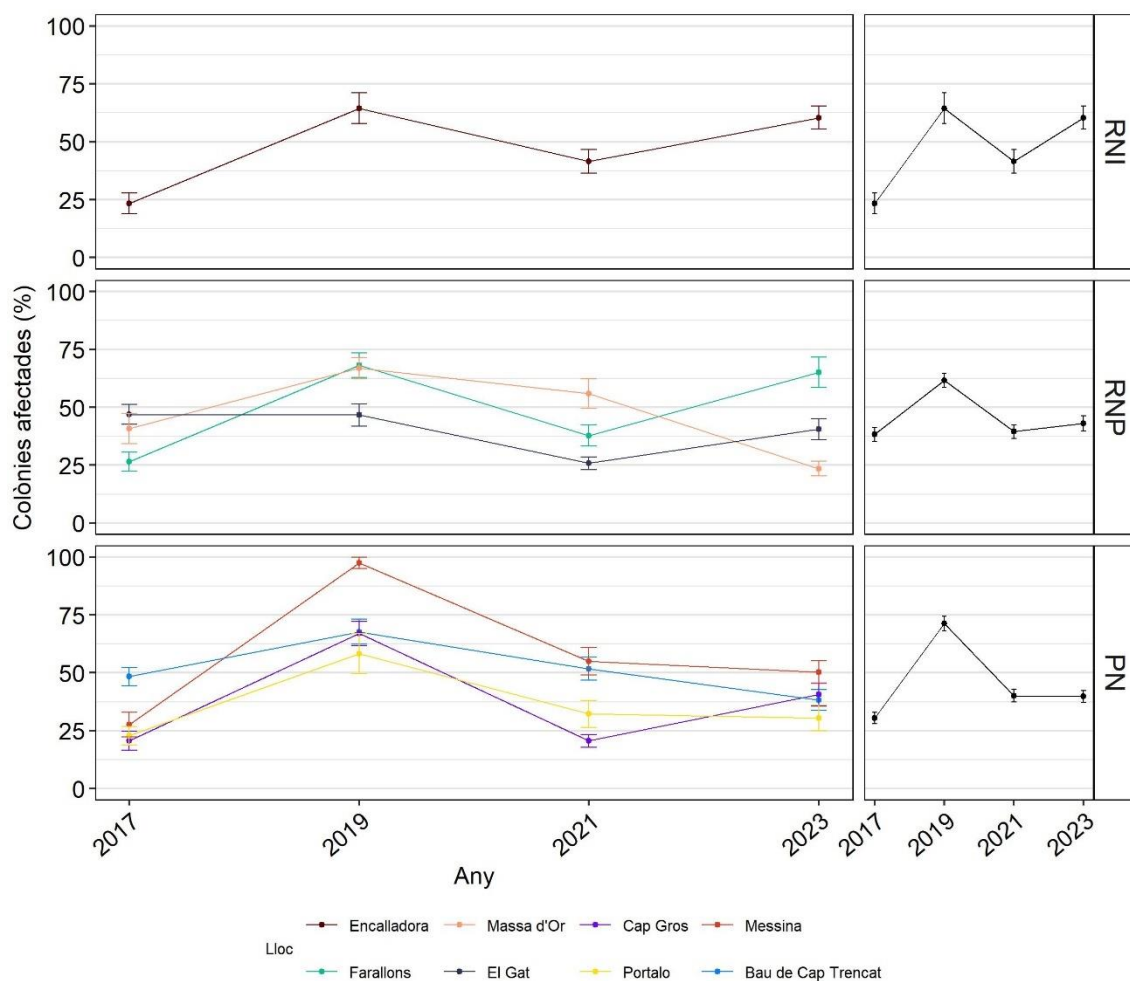
La distribució de talles de les poblacions del Parc Natural de Cap de Creus mostren, en general, una distribució unimodal, amb una màxima concentració de gorgònies entre les talles de 10 i 30 cm. Tot i això, hi ha poblacions que es diferencien d'altres en aquest aspecte; per exemple, la Massa d'Or o Cap Gros presenten una major concentració de colònies de mida petita, mentre que en el cas de Bau de Cap Trencat passa el contrari, hi ha una concentració força elevada de colònies grans, i és de les poques estacions amb colònies de mida més gran (80-90 cm). A més, trobem 4 poblacions on enguany hi ha hagut un increment de colònies de la mida més petita (0-10 cm): El Gat, Bau de Cap Trencat, Cap Gros i Messina, tot i que destaquen aquestes dues últimes, amb valors del 50 i 40% respectivament de colònies petites (Figura 14).



**Figura 14.** Estructura de talles de les diferents poblacions de *Paramuricea clavata* estudiades al Parc Natural de Cap de Creus els anys 2017, 2019, 2021 i 2023. A la capçalera s'indica el grau de protecció (RNI: Reserva Natural Integral; RNP: Reserva Natural Parcial; PN: Parc Natural) i el nom de l'estació, mentre que el codi de colors indica l'any de mostreig.

## Mortalitat

El percentatge de colònies afectades ha variat en la majoria de les estacions mostrejades, respecte el 2021, any de l'anterior mostreig, amb excepció de Portaló, la Messina i el Bau de Cap Trencat, que s'han mantingut estables. La majoria d'elles han patit un increment en aquest paràmetre, excepte la Massa d'Or, que ha disminuït del 56 al 23% de colònies afectades. Així doncs, la majoria d'estacions presenten un grau d'afectació elevat, amb la majoria d'elles superant el 40% de colònies afectades, i superant el 60% en el cas de l'Encalladora i Farallons. Malgrat aquests resultats, la mortalitat general ha disminuït respecte la forta mortalitat produïda per la temperatura de l'any 2019, tant a la zona de RNP com a la de RNI. Tot i això, en el cas de la zona de RNI, aquesta elevada mortalitat hi segueix present (Figura 15, Taula 8).

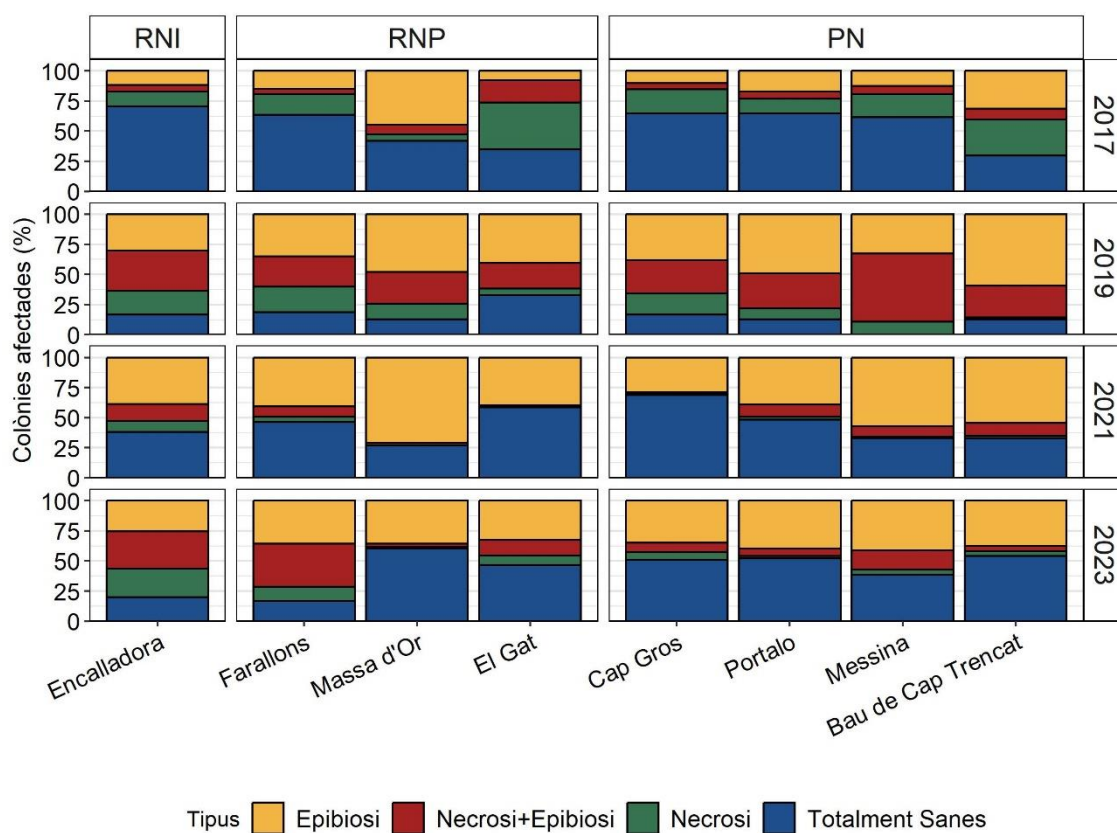


**Figura 15.** Percentatge de colònies amb signes de mortalitat (>10%) en les diferents poblacions estudiades al Parc Natural del Cap de Creus els anys 2017, 2019, 2021 i 2023. Els valors dels punts indiquen les mitjanes i la barra d'error és l'error estàndard. A la s'indica el grau de protecció (RNI: Reserva Natural Integral; RNP: Reserva Natural Parcial; PN: Parc Natural), mentre que el codi de colors indica l'estació de mostreig.

**Taula 8.** Resultats del test estadístic Kruskal-Wallis comparant les el percentatge de colònies afectades per més del 10% de cada lloc entre els anys 2021 i 2023 al Parc Natural del Cap de Creus. KS és el valor de l'estadístic; p-valor és la significació del test. Quan el p-valor és inferior a 0,05 indica que les diferències són significatives entre anys; aquests casos s'han destacat posant els valors en negreta.

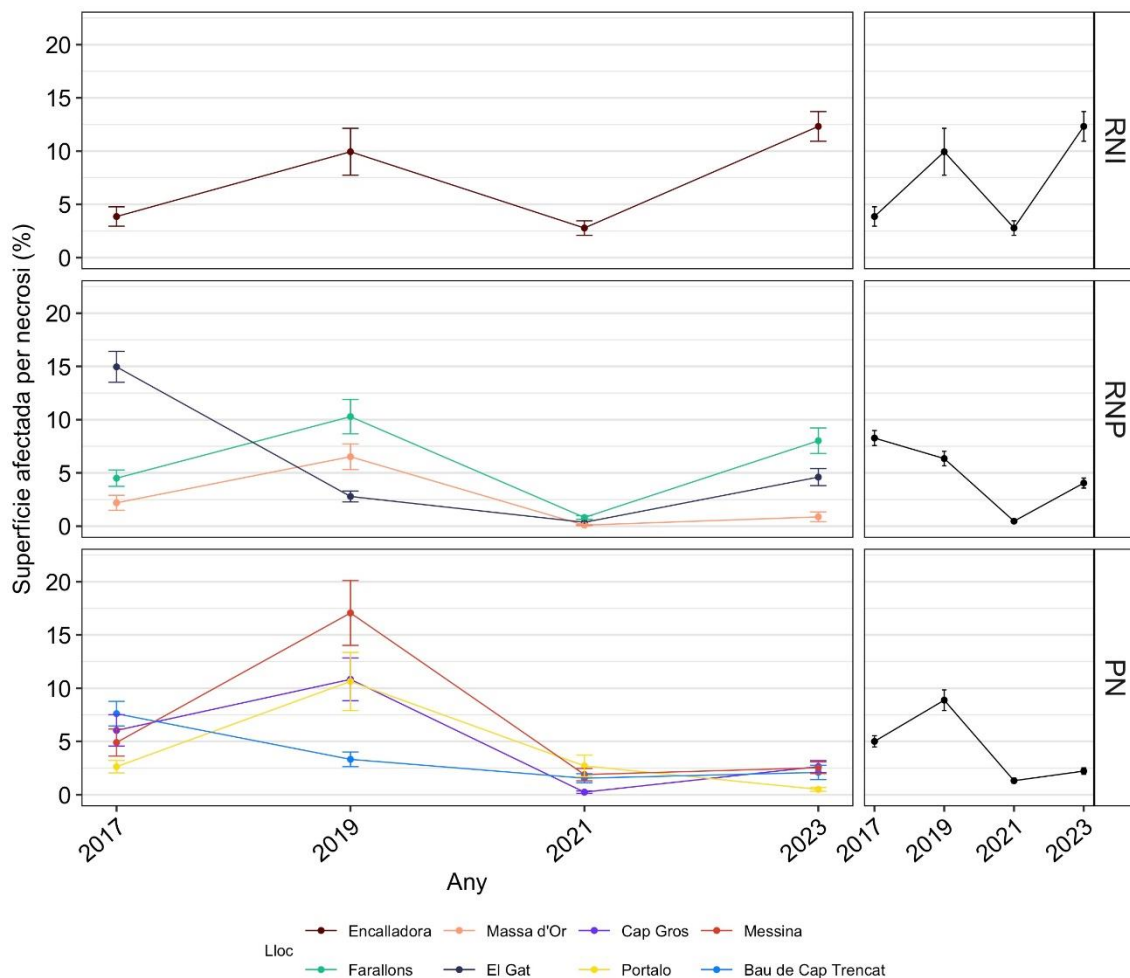
| Parc                  | Protecció | Estació           | 2021-2023 |         |
|-----------------------|-----------|-------------------|-----------|---------|
|                       |           |                   | KS        | p-valor |
| Medes<br>i<br>Montgrí | RNI       | Encalladora       | 4,50      | <0,05   |
|                       |           | Farallons         | 9,61      | <0,05   |
|                       | RNP       | Massa d'Or        | 13,83     | <0,05   |
|                       |           | El Gat            | 5,19      | <0,05   |
|                       | PN        | Cap Gros          | 9,52      | <0,05   |
|                       |           | Portaló           | 0,006     | 0,94    |
|                       |           | Messina           | 0,40      | 0,53    |
|                       |           | Bau de Cap Trecat | 2,91      | 0,09    |

Enguany la majoria de les estacions s'han mantingut força estables pel que fa al percentatge de colònies estables segons cada tipus de mortalitat, amb excepció de l'Encalladora i Farallons, que han tornat a valors elevats de mortalitats, similars als de 2019, i la Massa d'Or, que ha recuperat colònies totalment sanes. En el cas de l'Encalladora, s'observa una caiguda de les colònies totalment sanes, del 38% del 2021 al 20% aquest 2023; a més, el percentatge de colònies amb necrosi és del 24% i amb necrosi i epibiosi del 31%, mentre que el 2021 eren del 9 i 14% respectivament. En el cas de Farallons, les colònies sanes el 2021 arribaven al 46%, mentre que el 2023 han disminuït al 16%; les colònies amb necrosi han augmentat del 4 a l'11%, i amb necrosi i epibiosi del 8 al 36%. En el cas de la Massa d'Or s'ha vist una millora, ja que les colònies sanes han passat de ser el 27% a un 60% (Figura 16).



**Figura 16.** Percentatge de colònies afectades per mortalitat a les diferents poblacions estudiades al Parc Natural del Cap de Creus els anys 2017, 2019, 2021 i 2023. Els valors de les barres indiquen el percentatge de colònies afectades segons el tipus de mortalitat: Epibiosi, Necrosi, Necrosi i Epibiosi, o Totalment Sanes. La capçalera indica el grau de protecció (RNI: Reserva Natural Integral; RNP: Reserva Natural Parcial; PN: Parc Natural).

En general, la mortalitat recent (necrosi) és força baixa en totes les estacions. Malgrat això, hi ha hagut un augment en algunes d'elles respecte el 2021: l'Encalladora, que ha passat d'un 3 a un 12% de necrosi és la que presenta un valor més elevat aquest any, però també han patit un increment, tot i que menys notori, les estacions de Farallons, El Gat, Cap Gros i Messina. L'estació amb un valor més baix de necrosi ha estat Portaló, amb un 0,5% (Figura 17, Taula 9).



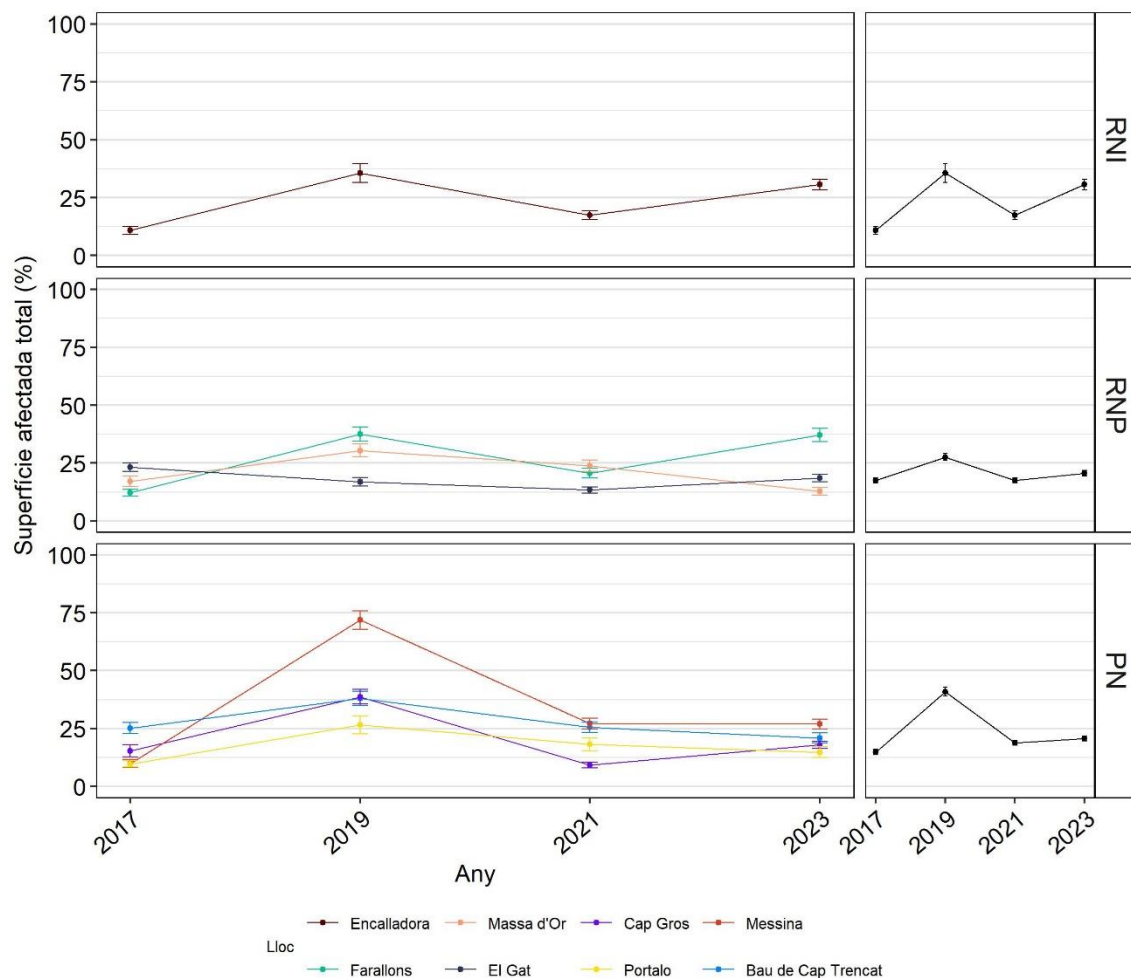
**Figura 17.** Percentatge de superfície afectada per necrosi per colònia al Parc Natural del Cap de Creus els anys 2017, 2019, 2021 i 2023. Els valors dels punts representen la superfície d'afectació mitjana de cada colònia i la barra d'error representa l'error estàndard. A la dreta s'indica el grau de protecció (RNI: Reserva Natural Integral; RNP: Reserva Natural Parcial; PN: Parc Natural).

**Taula 9.** Resultats del test estadístic Kruskal-Wallis comparant les el percentatge de superfície afectada per necrosi de cada lloc entre els anys 2021 i 2023 al Parc Natural del Cap de Creus. KS és el valor de l'estadístic; p-valor és la significació del test. Quan el p-valor és inferior a 0,05 indica que les diferències són significatives entre anys; aquests casos s'han destacat posant els valors en negreta.

| Parc            | Protecció | Estació            | 2021-2023    |                 |
|-----------------|-----------|--------------------|--------------|-----------------|
|                 |           |                    | KS           | p-valor         |
| Medes i Montgrí | RNI       | Encalladora        | <b>45,72</b> | <b>&lt;0,05</b> |
|                 |           | Farallons          | <b>60,19</b> | <b>&lt;0,05</b> |
|                 | RNP       | Massa d'Or         | 0,86         | 0,35            |
|                 |           | El Gat             | <b>59,91</b> | <b>&lt;0,05</b> |
|                 | PN        | Cap Gros           | <b>25,66</b> | <b>&lt;0,05</b> |
|                 |           | Portaló            | 1,35         | 0,24            |
|                 |           | Messina            | <b>6,88</b>  | <b>&lt;0,05</b> |
|                 |           | Bau de Cap Trençat | 2,22         | 0,14            |



En el cas de la mortalitat total, aquesta ha augmentat significativament a totes les estacions, excepte a la Massa d'Or, que ha disminuït i ha passat a ser la que presenta un valor més baix (13%), i a Portaló i Messina, que s'ha mantingut. Així doncs, els valors de mortalitat total són força elevats, ja que la meitat de les estacions es troben en valors superiors al 20%. Malgrat això, des del pic de mortalitat del 2019, la majoria de les localitats han disminuït i no han arribat a presentar valors tant elevats de mortalitat (Figura 18, Taula 10).



**Figura 18.** Percentatge de superfície afectada total per colònia al Parc Natural del Cap de Creus els anys 2017, 2019, 2021 i 2023. Els valors dels punts representen la superfície d'afectació mitjana de cada colònia i la barra d'error representa l'error estàndard. A la dreta s'indica el grau de protecció (RNI: Reserva Natural Integral; RNP: Reserva Natural Parcial; PN: Parc Natural).

**Taula 10.** Resultats del test estadístic Kruskal-Wallis comparant les el percentatge de superfície total afectada de cada lloc entre els anys 2021 i 2023 al Parc Natural del Cap de Creus. KS és el valor de l'estadístic; p-valor és la significació del test. Quan el p-valor és inferior a 0,05 indica que les diferències són significatives entre anys; aquests casos s'han destacat posant els valors en negreta.

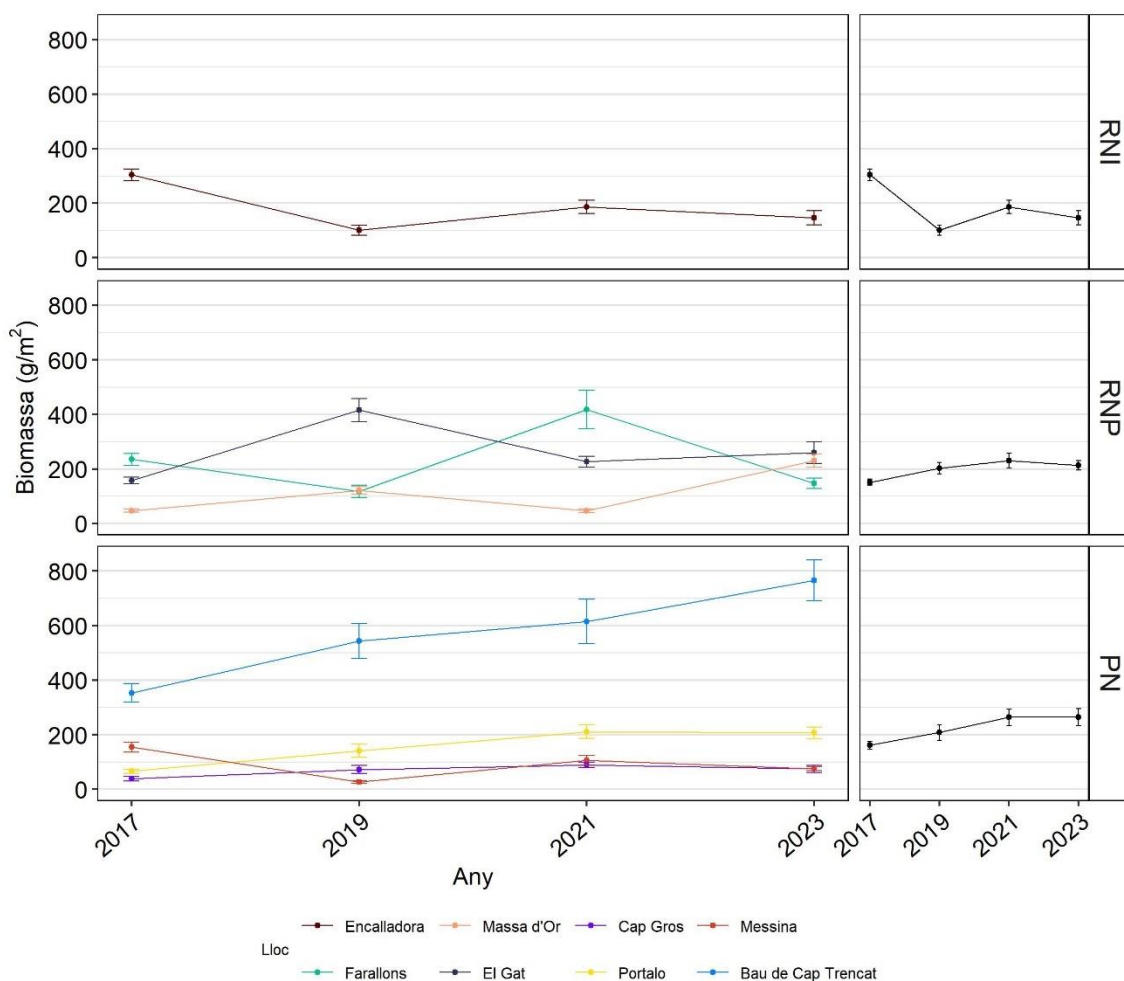
|                       |           |                    | 2021-20213   |                 |
|-----------------------|-----------|--------------------|--------------|-----------------|
| Parc                  | Protecció | Estació            | KS           | p-valor         |
| Medes<br>i<br>Montgrí | RNI       | Encalladora        | <b>18,20</b> | <b>&lt;0,05</b> |
|                       |           | Farallons          | <b>31,34</b> | <b>&lt;0,05</b> |
|                       | RNP       | Massa d'Or         | <b>36,39</b> | <b>&lt;0,05</b> |
|                       |           | El Gat             | <b>8,22</b>  | <b>&lt;0,05</b> |
|                       | PN        | Cap Gros           | <b>23,01</b> | <b>&lt;0,05</b> |
|                       |           | Portaló            | 0,47         | 0,49            |
|                       |           | Messina            | 0,58         | 0,45            |
|                       |           | Bau de Cap Trencat | <b>11,54</b> | <b>&lt;0,05</b> |

### Biomassa

En el cas de la biomassa, s'observen diferents resultats depenent de les estacions. En el cas de Massa d'Or, El Gat i Portaló es mantenen respecte l'any anterior, mentre que la resta han variat significativament. El Bau de Cap Trencat és la única que ha augmentat, passant de 615 g/m<sup>2</sup> el 2021 a 765 g/m<sup>2</sup> aquest 2023, sent la que presenta una biomassa més elevada. La resta que han variat ho han fet disminuint. Les estacions amb una biomassa més baixa són Cap Gros (74 g/m<sup>2</sup>) i Messina (75 g/m<sup>2</sup>) (Figura 19, Taula 11).

**Taula 11.** Resultats del test estadístic Kruskal-Wallis comparant les biomasses de cada lloc entre els anys 2021 i 2023 al Parc Natural del Cap de Creus. KS és el valor de l'estadístic; p-valor és la significació del test. Quan el p-valor és inferior a 0,05 indica que les diferències són significatives entre anys; aquests casos s'han destacat posant els valors en negreta.

|                       |           |                    | 2021-2023    |                 |
|-----------------------|-----------|--------------------|--------------|-----------------|
| Parc                  | Protecció | Estació            | KS           | p-valor         |
| Medes<br>i<br>Montgrí | RNI       | Encalladora        | <b>6,66</b>  | <b>&lt;0,05</b> |
|                       |           | Farallons          | <b>5,38</b>  | <b>&lt;0,05</b> |
|                       | RNP       | Massa d'Or         | 3,66         | 0,06            |
|                       |           | El Gat             | 3,25         | 0,07            |
|                       | PN        | Cap Gros           | <b>20,04</b> | <b>&lt;0,05</b> |
|                       |           | Portaló            | 0,08         | 0,77            |
|                       |           | Messina            | <b>23,05</b> | <b>&lt;0,05</b> |
|                       |           | Bau de Cap Trencat | <b>6,00</b>  | <b>&lt;0,05</b> |



**Figura 19.** Biomassa de colònies de *Paramuricea clavata* (mitjanes i error estàndard) a les diferents poblacions estudiades al Parc Natural del Cap de Creus els anys 2017, 2019, 2021 i 2023. A la dreta s'indica el grau de protecció de cada lloc de mostreig (RNI: Reserva Natural Integral; RNP: Reserva Natural Parcial; PN: Parc Natural).

## Discussió

Els resultats obtinguts derivats dels mostrejors de gorgònia vermella als Parcs Naturals de Catalunya mostren diferències entre les poblacions del Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter i les del Parc Natural de Cap de Creus. En termes generals, el primer mostra un pitjor estat de conservació, degut a la mortalitat que ha anat augmentant any rere any a causa de les fortes onades de calor que han ocorregut en certs anys. El segon, malgrat mostrar una mortalitat inferior, els valors segueixen sent preocupants per a una espècie formadora d'hàbitat com és la gorgònia vermella. A continuació es discutiran els resultats obtinguts amb més detall.

L'estat de conservació de les poblacions de gorgònia vermella al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter té una evolució temporal molt marcada, directament lligada a les onades de calor que han anat ocorrent al llarg dels anys de seguiment. Aquestes poblacions van patir un fort episodi de mortalitat l'any 2018, amb valors de colònies afectades superiors al 50% i de superfície amb mortalitat de gairebé el 30% (Linares *et al.* 2018). Els anys següents (2019, 2020 i 2021),

malgrat que també hi va haver onades de calor, aquestes no van ser d'una durada i intensitat suficients com per afectar greument a les colònies, i semblava que les seves poblacions resistien i, fins i tot, començaven a millorar el seu estat (Rovira *et al.* 2021). Però el 2022 ho va capgirar tot, amb onades de calor persistents i intenses durant 50 dies ([www.t-mednet.org](http://www.t-mednet.org)), i va tornar a produir un fort episodi de mortalitat massiva, pitjor que el del 2018 (Rovira *et al.* 2022). Enguany, malgrat no hi ha hagut un augment de colònies afectades ni la seva superfície, les poblacions arrossegueu els elevats valors de mortalitat del 2022. En el cas de les estacions de la zona de PN, malgrat no ser mostrejades el 2022, enguany s'observa la mortalitat produïda fa un any, passant de valors del 32% de colònies afectades el 2021, al 55%, i de superfície afectada del 14% al 31%, el doble que des de fa dos anys.

Així doncs, aquests valors s'allunyen molt del que es considerarien poblacions en bon estat de conservació, on la proporció de colònies afectades no superaria el 10% (Linares *et al.* 2008; Garrabou *et al.* 2009). Per tant, aquests resultats mostren unes poblacions realment afectades en aquesta regió, la qual s'havia considerat un refugi climàtic fa uns anys, quan episodis d'onades de calor havien afectat altres regions del Mediterrani, però no aquesta (Garrabou *et al.* 2009). A més, que aquestes poblacions quedin afectades pot repercutir en la seva biodiversitat associada, doncs es tracta d'una espècie formadora d'hàbitat (Gómez-Gras *et al.* 2019; Verdura *et al.* 2019).

Malgrat aquests resultats, s'ha observat que no en totes les estacions hi ha el mateix grau d'afectació, i que n'hi ha que presenten uns valors de mortalitat inferiors a les altres i, per tant, que es troben en millor estat de conservació, com és el cas de La Vaca. Aquesta estació presenta un 25% de colònies afectades (en contraposició hi trobem Medallot, Carall Bernat i Tascó Gros amb més del 75%) i poc més del 10% de superfície mitjana afectada. Aquestes diferències es poden donar, a petita escala, tant per factors abiòtics, com ara les corrents o sedimentació en els diferents llocs (Lenihan *et al.* 2008), com per factors biòtics, com ara la genètica de poblacions (Pilczynska *et al.* 2016; Crisci *et al.* 2017), competència inter o intraespecífica (Linares *et al.* 2008; Ponti *et al.* 2014) i la disponibilitat d'aliment (Coma *et al.* 2009). Tot i això, l'estat de les poblacions del PNMIMBT mostra un declivi general i, tot i que el seu futur per ara és incert i caldrà veure la seva evolució els propers anys, aquest no sembla ser gaire prometedor.

D'altra banda, el Parc Natural de Cap de Creus mostra un millor estat de conservació, tot i que no es pot considerar òptim. La majoria de les estacions presenten valors de colònies afectades per sota del 50% (però superiors al 20% en tots els casos) i, en general, la mortalitat no arriba als valors del 2019, any en que es va arrossegar la mortalitat per elevades temperatures del 2018 (Linares *et al.* 2020). Tot i això, el percentatge de colònies afectades és superior al 20% en totes les poblacions i, al superar el llindar del 10%, suposa un mal estat de conservació (Linares *et al.* 2008; Garrabou *et al.* 2009). El mateix patró queda reflectit en la superfície mitjana afectada, on la majoria de poblacions queden per sota del 25%, però superen el 10%.

Les dues estacions que han quedat més afectades han estat Encalladora i Farallons, les quals sí que han arribat als valors registrats el 2019. A més, també és on més mortalitat recent s'hi ha observat. Això probablement sigui degut a ser les que es troben a una fondària més soma i les elevades temperatures hi són més presents que no a les poblacions més fondes, amb una temperatura més estable i freda. Un exemple d'aquest últim cas n'és la Massa d'Or, la població amb menys mortalitat del Cap de Creus i amb una major proporció de colònies sanes. Aquesta

població es troba a aproximadament 28 metres de fondària on la temperatura està més freda i és més estable al llarg de l'any. La població que destaca pel seus valors de biomassa es la del Bau del Cap Trencat que mostra una evolució positiva que contrasta amb la resta de poblacions. Per tant, s'hauria de prioritzar la seva conservació i evitar possibles impactes que puguin malmetre el seu estat actual.

Finalment, si és ben cert que les poblacions de Cap de Creus es troben en millor estat, aquestes estan per sobre dels llindars de bona conservació. A més, el Cap de Creus es troba més al nord que el Montgrí i les Illes Medes, fet que fa que les condicions siguin més favorables, de moment, per aquesta espècie (l'aigua generalment és més freda ([www.t-mednet.org](http://www.t-mednet.org))). Tot i això, en l'actual context de canvi climàtic, on les onades de calor es preveuen més freqüents, intenses i duradores (Frölicher *et al.* 2018; Darmaraki *et al.* 2019), és probable que s'acabi observant a llarg termini un declivi similar al de les poblacions de les Illes Medes i el Montgrí. A més, el Cap de Creus és un parc on altres pertorbacions, tals com l'ancoratge i la pesca, hi són molt presents, i aquestes també produeixen un fort impacte físic sobre aquesta espècie (Bavestrello *et al.* 1997; Betti *et al.* 2020).

Aquests resultats, malgrat les diferències entre els dos parcs, mostren un estat de conservació general preocupant per a les poblacions de gorgònia vermella al nord de Catalunya. Els diferents impactes que reben, però en especial les elevades temperatures, han produït un important declivi de les poblacions més somes d'aquesta espècie. Això pot tenir greus conseqüències degut al seu paper estructural i com a espècie formadora d'hàbitat, afectant també a tota la seva fauna associada dins la comunitat del coral·ligen (Gómez-Gras *et al.* 2021). A més, al tractar-se d'una espècie amb un baix reclutament (Coma *et al.* 2004; Linares *et al.* 2007, 2008) i una baixa taxa de creixement (Coma *et al.* 1998), juntament amb la seva elevada longevitat (Linares *et al.* 2007), la converteixen en una espècie molt sensible a qualsevol impacte. És per això que és essencial una bona gestió dels espais naturals protegits adaptada als impactes del canvi climàtic, reduint tot tipus de pertorbació sobre aquesta espècie.

## Conclusions

Els resultats dels anàlisis de gorgònia vermella mostren diferències entre l'estat de conservació del Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter i el Parc Natural de Cap de Creus, sent el primer el que es troba en un pitjor estat.

Les onades de calor del 2022 van fer que les poblacions del PNMIMBT es trobin actualment lluny del que seria un bon estat de conservació, amb valors de colònies i superfície mitjana afectada molt elevades.

El Parc Natural de Cap de Creus presenta valors de mortalitat inferiors, però les seves poblacions de gorgònia vermella no es troben en un bon estat, ja que totes elles superen el llindar del 10% de mortalitat establert.

Les onades de calor cada cop més recurrents, intenses i duradores degut al canvi climàtic posen en dubte un futur viable d'aquestes poblacions. Tot i això, és incert i caldrà veure en els propers seguiments com evolucionen aquestes poblacions.

Per a la conservació d'aquesta espècie, i la seva fauna associada, és necessària una bona gestió dels parcs naturals adaptada al canvi climàtic, amb la màxima reducció dels impactes sobre les seves poblacions.

## Bibliografia

- Ballesteros, E. (2006). Mediterranean coralligenous assemblages: a synthesis of present knowledge. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, 44, 123-195.
- Bavestrello, G., Cerrano, C., Zanzi, D., i Cattaneo-Vietti, R. (1997). Damage by fishing activities to the Gorgonian coral *Paramuricea clavata* in the Ligurian Sea. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 7(3), 253-262.
- Betti, F., Bavestrello, G., Bo, M., Ravanetti, G., Enrichetti, F., Coppari, M., i Cattaneo-Vietti, R. (2020). Evidences of fishing impact on the coastal gorgonian forests inside the Portofino MPA (NW Mediterranean Sea). *Ocean & Coastal Management*, 187, 105105.
- Casas, E., Teixidó, N., Garrabou, J., Cebrian, E. (2015). Structure and biodiversity of coralligenous assemblages over broad spatial and temporal scales. *Marine Biology*, 162, 901–912.
- Cerrano, C., Bavestrello, G., Bianchi, C. N., Bava, S., Morganti, C., Morri, C., Picco, P., Sara, G., Schiaparelli, S., Siccardi, A., Sponga, F. (2000). A catastrophic mass-mortality episode of gorgonians and other organisms in the Ligurian Sea (North-western Mediterranean), summer 1999. *Ecology Letters*, 3(4), 284-293.
- Coma, R., Ribes, M., Zabala, M., Gili, J. M. (1995a). Reproduction and cycle of gonadal development in the Mediterranean gorgonian *Paramuricea clavata*. *Marine Ecology Progress Series*, 117, 173-183.
- Coma, R., Zabala, M., Gili, J. M. (1995b). Sexual reproductive effort in the Mediterranean gorgonian *Paramuricea clavata*. *Marine Ecology Progress Series*, 117(1), 185-192.
- Coma, R., Ribes, M., Zabala, M., i Gili, J. M. (1998). Growth in a modular colonial marine invertebrate. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 47(4), 459-470.
- 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., Ribes, M., Serrano, E., Jiménez, E., Salat, J., Pascual, J. (2009). Global warming-enhanced stratification and mass mortality events in the Mediterranean. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 106(15), 6176-6181.
- Crisci, C., Ledoux, J.-B., Mokhtar-Jamäi, K., Bally, M., Bensoussan, N., Aurelle, D., Cebrian, E., Coma, R., Féral, J.-P., i La Riviere, M. (2017). Regional and local environmental conditions do not shape the response to warming of a marine habitat-forming species. *Scientific Reports*, 7(1), 5069. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-05220-4>.

- Darmaraki, S., Somot, S., Sevault, F., Nabat, P., Cabos Narvaez, W. D., Cavicchia, L., Djurdjevic, V., Li, L., Sannino, G., i Sein, D. V. (2019). Future evolution of Marine Heatwaves in the Mediterranean Sea. *Climate Dynamics*, 53(3–4), 1371–1392. <https://doi.org/10.1007/s00382-019-04661-z>.
- Frölicher, T. L., Fischer, E. M., i Gruber, N. (2018). Marine heatwaves under global warming. *Nature*, 560(7718), 360–364. <https://doi.org/10.1038/s41586-018-0383-9>.
- Garrabou, J., Coma, R., Bensoussan, N., Bally, M., Chevaldonné, P., Cigliano, M., Cerrano, C. (2009). Mass mortality in Northwestern Mediterranean rocky benthic communities: effects of the 2003 heat wave. *Global Change Biology*, 15(5), 1090-1103.
- Garrabou, J., Gómez-Gras, D., Ledoux, J.B., Linares, C., Bensoussan, N., López-Sendino, P., Bazairi, H., Espinosa, F., Ramdani, M., Grimes, S., Benabdi, M., Souiss, J.B., Soufi, E., Khamassi, F., Ghanem, R., Ocaña, O., Ramos-Esplà, A., Izquierdo, A., Anton, I., ..., Harmelin, J.G (2019). Collaborative Database to Track Mass Mortality Events in the Mediterranean Sea. *Frontiers in Marine Science* 6,707. Impact factor: 3,070.
- Garrabou, J., Gómez-Gras, D., Medrano, A., Cerrano, C., Ponti, M., Schlegel, R., Bensoussan, N., Turicchia, E., Sini, M., Gerovasileiou, V., Teixidó, N., Mirasole, A., Tamburello, L., Cebrian, E., Rilov, G., Ledoux, JB., Ben Souissi, J., Khamassi, F., Ghanem, R., ..., Harmelin, J. G. (2022). Marine heatwaves drive recurrent mass mortalities in the Mediterranean Sea. *Global change biology*, 28(19), 5708-5725.
- Gómez-Gras, D., Linares, C., de Caralt, S., Cebrian, E., Frleta-Valić, M., Montero-Serra, I., Pagès-Escola, M., López-Sendino, P., i Garrabou, J. (2019). Response diversity in Mediterranean coralligenous assemblages facing climate change: Insights from a multispecific thermotolerance experiment. *Ecology and Evolution*, 9(7), 4168–4180. <https://doi.org/10.1002/ece3.5045>.
- Gómez-Gras D, Linares C, Dornelas M, Madin J.S, Brambilla V, Ledoux JB, López-Sendino P. Bensoussan N, Garrabou J (2021). Climate change transforms the functional identity of Mediterranean coralligenous assemblages. *Ecology Letters* 24: 1038–1051.
- Halpern, B. S., Walbridge, S., Selkoe, K. A., Kappel, C. V., Micheli, F., D'Agrosa, C., Bruno, J. F., Casey, K. S., Ebert, C., Fox, H. E., Fujita, R., Heinemann, D., Lenihan, H. S., Madin, E. M. P., Perry, M. T., Selig, E. R., Spalding, M., Steneck, R., Watson, R. (2008). A global map of human impact on marine ecosystems. *Science*, 319(5865), 948-952.
- Hereu, B., Aspillaga, E., Capdevila, P., Linares, C., Medrano, A., Montero-Serra, I., Pagès, M., Rovira, G. (2017). Seguiment anual de Briozous, Gorgònia vermella i Coves a la Reserva Natural Parcial Marina de les Medes del Parc Natural del Montgrí, les illes Medes i el Baix Ter. Any 2017. Generalitat de Catalunya. Departament de Territori i Sostenibilitat. Direcció General de Polítiques Ambientals.
- Kruskal, W.H., Wallis, W.A. (1952) Use of Ranks in One-Criterion Variance Analysis. *Journal of American Statistical Association*, 47, 583–621.

- Lenihan, H. S., Adjeroud, M., Kotchen, M. J., Hench, J. L., i Nakamura, T. (2008). Reef structure regulates small-scale spatial variation in coral bleaching. *Marine Ecology Progress Series*, 370, 127–141. <https://doi.org/10.3354/meps07622>.
- Linares, C., Coma, R., Díaz, D., Zabala, M., Hereu, B., Dantart, L. (2005). Immediate and delayed effects of a mass mortality event on gorgonian population dynamics and benthic community structure in the NW Mediterranean Sea. *Marine Ecology Progress Series*, 305, 127-137.
- Linares, C., Doak, D. F., Coma, R., Díaz, D., Zabala, M. (2007). Life history and viability of a long-lived marine invertebrate: the octocoral *Paramuricea clavata*. *Ecology*, 88(4), 918- 928.
- Linares, C., Coma, R., Zabala, M. (2008). Effects of a mass mortality event on gorgonian reproduction. *Coral reefs* 27:27–34.
- Linares, C., Doak, D. F. (2010). Forecasting the combined effects of disparate disturbances on the persistence of long-lived gorgonians: a case study of *Paramuricea clavata*. *Marine Ecology Progress Series*, 402, 59-68.
- Linares, C., Zabala, M., Garrabou, J., Coma, R., Díaz, D., Hereu, B., Dantart, L. (2010). Assessing the impact of diving in coralligenous communities: the usefulness of demographic studies of red gorgonian populations. *Scientific Reports Port-Cros National Park*, 24, 161-184.
- Linares, C., Rovira, G., Aspillaga, E., Medrano, A., Pagès, M., Capdevila, P., Hereu, B. (2018). Seguiment de les poblacions de gorgònia vermella de la Reserva Marina de les Illes Medes com a indicadors de l'efecte de la freqüentació de submarinistes sobre les comunitats bentòniques. Seguiment anual de briozous, gorgònia vermella i coves a la Reserva Natural Parcial Marina de les Medes del Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. Memòria tècnica 2018. Generalitat de Catalunya. Departament de Territori i Sostenibilitat. Direcció General de Polítiques Ambientals. pp. 33–50.
- Linares, C., Rovira, G., Casals, D., Margarit, N., Ortega, J. (2020). Seguiment de les poblacions de gorgònia vermella al Parc Natural de Cap de Creus i al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. Seguiment del medi marí al Parc Natural de Cap de Creus i al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. Memòria tècnica 2019. Generalitat de Catalunya. Departament de Territori i Sostenibilitat. Direcció General de Polítiques Ambientals i Medi Natural. pp 15-40.
- Lloret, J., Marin, A., Marin-Guirao, L., Carreño, M. F. (2006). An alternative approach for managing scuba diving in small marine protected areas. *Aquatic conservation*, 16(6), 579-592.
- Mistri, M., Ceccherelli, V. U. (1996). Effects of a mucilage event on the Mediterranean gorgonian *Paramuricea clavata*. Short term impacts at the population and colony levels. *Italian Journal of Zoology*, 63, 221–230.
- Parsóns, G. R., Thur, S. M. (2008). Valuing changes in the quality of coral reef ecosystems: a stated preference study of SCUBA diving in the Bonaire National Marine Park. *Environmental and Resource Economics*, 40(4), 593-608.



- Pilczynska, J., Cocito, S., Boavida, J., Serrão, E., i Queiroga, H. (2016). Genetic diversity and local connectivity in the Mediterranean red gorgonian coral after mass mortality events. *PLoS One*, 11(3), e0150590. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0150590>.
- Ponti, M., Perlini, R. A., Ventra, V., Grech, D., Abbiati, M., i Cerrano, C. (2014). Ecological shifts in Mediterranean coralligenous assemblages related to gorgonian forest loss. *PloS One*, 9(7), e102782. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0102782>.
- Rouphael, A. B., Inglis, G. J. (2001). Take only photographs and leave only footprints: An experimental study on the impacts of underwater photographers on coral reef dive sites. *Biological Conservation*, 100, 281–287.
- Rovira, G., Zentner, Y., Margarit, N., Ortega, J., Vilanova, M., Linares, C. (2021). Seguiment de les poblacions de gorgònia vermella de la Reserva Marina de les Illes Medes com a indicadors de l'efecte de la freqüentació de submarinistes sobre les comunitats bentòniques. Seguiment anual de briozous, gorgònia vermella, coves i corall vermell a la Reserva Natural Parcial Marina de les Medes del Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. Memòria tècnica 2021. Generalitat de Catalunya. Departament de Territori i Sostenibilitat. Direcció General de Polítiques Ambientals. pp 31-68.
- Rovira, G., Zentner, Y., Casals, D., Margarit, N., Figuerola-Ferrando, L., Ortega, J., Linares, C. (2022). Seguiment de les poblacions de gorgònia vermella de la Reserva Marina de les Illes Medes com a indicadors de l'efecte de la freqüentació de submarinistes sobre les comunitats bentòniques. *Seguiment anual de briozous, gorgònia vermella, coves i corall vermell a la Reserva Natural Parcial Marina de les Medes del Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter*. Memòria tècnica 2022. Generalitat de Catalunya. Departament de Territori i Sostenibilitat. Direcció General de Polítiques Ambientals. pp 29-54.
- Schiaparelli, S., Castellano, M., Povero, P., Sartoni, G., Cattaneo-Vietti, R. (2007). A benthic mucilage event in North-Western Mediterranean Sea and its possible relationships with the summer 2003 European heatwave: short term effects on littoral rocky assemblages. *Marine Ecology an Evolutionary Perspective*, 28, 341–353.
- Tukey, J. (1949). Comparing Individual Means in the Analysis of Variance. *Biometrics*, 5(2), 99-114.
- Verdura, J., Linares, C., Ballesteros, E., Coma, R., Uriz, M. J., Bensoussan, N., i Cebrian, E. (2019). Biodiversity loss in a Mediterranean ecosystem due to an extreme warming event unveils the role of an engineering gorgonian species. *Scientific Reports*, 9(1), Article 1. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-41929-0>.
- Zentner, Y., Rovira, G., Margarit, N., Ortega, J., Casals, D., Medrano, A., Pagès-Escolà, M., Aspillaga, E., Capdevila, P., Figuerola-Ferrando, L., Riera, J.L., Hereu, B., Garrabou, J., Linares, C. (2023). Marine protected areas in a changing ocean: Adaptive management can mitigate the synergistic effects of local and climate change impacts. *Biological Conservation*, 282, 110048.



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

Graciela Rovira, Núria Margarit, Lucas Hayes, Bernat Martí, Cristina Linares

- Les estacions del PN del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter mostren uns valors mitjans de mida, biomassa i densitats més elevades que les estacions dins del PN de Cap de Creus, tot i que amb valors molt llunyans del que es podria esperar d'una població en bon estat de conservació.
- Els valors de biomassa, que ens integren la densitat i la mida de les colònies, són molt baixos en totes les estacions, principalment les del PN de Cap de Creus, inclosa la Reserva Integral de l'Encalladora per la seva baixa densitat, reflectint la pressió antròpica que ha patit aquesta zona al llarg dels anys.
- Tot i que, en general, els valors observats mostren una elevada estabilitat al llarg dels anys i els percentatges de mortalitat estan dins els rangs naturals esperables, no es pot concloure que no hi hagi impactes, ja que disten del que esperaríem en poblacions sanes vistes en altres indrets del Mediterrani.
- La seva lenta dinàmica poblacional fa que la seva recuperació a impactes grans sigui molt lenta i difícilment observable a curt-mig termini.
- Com s'ha detectat anteriorment, la mortalitat observada per les onades de calor en aquesta espècie és molt baixa, però no s'ha de perdre de vista aquest indicador, ja que el canvi climàtic fa que cada vegada hi hagi fenòmens climàtics més extrems i més freqüents, que fa més vulnerables les colònies a altres impactes, com podria estar ocorrent a la Reina. Per aquest motiu, s'haurà de seguir l'evolució d'aquest impacte sobre aquesta espècie al llarg del temps.
- Per tant, s'ha de seguir observant si els valors milloren o no amb el pas del temps i si s'han d'implementar noves mesures de conservació per aquesta espècie.

### Aquest capítol ha de ser citat com:

Rovira, G., Margarit, N., Hayes, L., Martí, B., Linares, C. (2024). Seguiment de les poblacions de corall vermell al Parc Natural de Cap de Creus i al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. *Seguiment del medi marí al Parc Natural de Cap de Creus i al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. Memòria tècnica 2023*. Generalitat de Catalunya. Departament de Territori i Sostenibilitat. Direcció General de Polítiques Ambientals i Medi Natural. pp 50-83.

## Introducció

El corall vermell (*Corallium rubrum*) és un cnidari del grup dels Antozous endèmic del Mar Mediterrani. Aquesta espècie presenta una distribució batimètrica molt àmplia, podent-se trobar des de pocs metres (en ambients esciòfils -de poca llum-) fins a 800 metres de fondària (Costantini *et al.* 2010; Taviani *et al.* 2010), principalment al llarg del litoral rocós mediterrani i a les costes atlàntiques adjacents (Marchetti 1965; Zibrowius *et al.* 1984). Es tracta d'un organisme colonial, format per diferents unitats funcionals anomenades pòlips, connectades entre elles per un esquelet calcari que els recobreixen formant formes arborescent d'un color vermell intens, molt apreciat en joieria (Garrabou i Harmelin 2002; Rossi *et al.* 2008) (Figura 1). Aquests organismes tenen un creixement molt lent, una elevada supervivència (natural), taxes de reclutament escasses i una edat de reproducció tardana (7-10 anys) (Garrabou i Harmelin 2002; Linares *et al.* 2012; Montero-Serra *et al.* 2018), per tant amb una dinàmica poblacional molt parsimoniosa que fa que la seva recuperació després d'una pertorbació sigui molt lenta, de varies dècades (Montero-Serra *et al.* 2015). La forma arborescent d'aquests individus els dona un paper estructural molt rellevant en les comunitats del coral·ligen del Mediterrani (Jones *et al.* 1994; Gomez-Gras *et al.* 2021). A més, la presència de poblacions de corall a profunditats accessibles pels bussejadors recreatius, ha comportat que el corall vermell tingüés un valor patrimonial, afegit al valor econòmic de l'espècie. Per tant, juga un paper important tant a nivell ecològic com estètic i comercial (Santangelo i Abbiati 2001).



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

Com ja s'ha esmentat, l'esquelet calcari del corall vermell és molt preuat en joieria, fet que hagi estat sotmès a una pressió de pesca molt intensa des de l'antiguitat. Els mètodes de pesca emprats en els segles passats com la barra italiana o la Creu de Sant Andreu varen tenir un impacte molt negatiu en les seves poblacions (Andaloro i Cicogna 1993; Bruckner 2009), fet que va promoure la seva prohibició al Mediterrani l'any 1994 (Bruckner 2014). Tanmateix, des de la dècada de 1950,

la pesca de corall es fa principalment mitjançant escafandre autònoma, el que permet arribar a poblacions de difícil accés, maximitzant l'eficàcia de la pesca i, per tant, el seu impacte.

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

Malgrat que la pesca continua essent la principal causa de mortalitat en poblacions de corall vermell, aquestes també es veuen afectades per les conseqüències del canvi global i l'augment de les activitats humanes (Garrabou *et al.* 2022). L'augment de temperatura i les onades de calor enregistrades durant les darreres dècades al mar Mediterrani han elevat les taxes de mortalitat natural unes 10 vegades els valors normals, com és el cas dels episodis que es varen detectar durant l'estiu de 1999 o 2003 (Garrabou *et al.* 2009; Gómez-Gras *et al.* 2021) i que es va observar en altres espècies de suspensívors (Cerrano *et al.* 2000, 2001, 2009). Les onades de calor marines es caracteritzen per ser períodes prolongats de temperatures a la superfície del mar anormalment altes, i han augmentat en intensitat i freqüència en les últimes dècades (Oliver *et al.* 2018). L'any 2022, totes les aigües superficials de la regió de la Mediterrània occidental van estar exposades a almenys una onada de calor durant el període de maig a agost de 2022 provocant fortes mortalitats en organismes bentònics (Garrabou *et al.* 2022; Grenier *et al.* 2023). D'altra banda, l'excessiva freqüentació dels submarinistes pot provocar nombrosos trencaments accidentals, degut a la fragilitat de l'esquelet calci del corall, fet que pot comportar una disminució de les talles i de la densitat de les poblacions (Linares *et al.* 2012) com també s'ha vist amb la gorgònia vermella (Zentner *et al.* 2023). Finalment, la pesca furtiva del corall sembla ser un problema no gens menyspreable, ja que en alguns casos té lloc en les zones protegides i sovint s'extreuen les colònies de mida il·legal, com ha sigut recurrentment observat en diverses ocasions en els dos parcs (Linares *et al.* 2012; Garrabou *et al.* 2017b; Linares *et al.* 2020).

La orografia submarina dels parcs naturals del Cap de Creus i Montgrí, Illes Medes i Baix Ter, amb una nombrosa presència de coves i túnels, i la gran quantitat de matèria orgànica que hi ha a les seves aigües (procedents principalment del riu Ter), proporcionen unes condicions úniques per al

desenvolupament de poblacions de corall vermell a poca fondària, fet poc freqüent a la Mediterrània (Linares *et al.* 2018). L'interès per l'observació de les poblacions del coral·ligen per part dels escafandristes, a més de les múltiples pertorbacions a les que està sotmès el corall vermell (mencionades anteriorment), posen de relleu la importància del seguiment de les seves poblacions, tant per seguir el seu estat de conservació, com per detectar casos de furtivisme en els nostres parcs naturals.

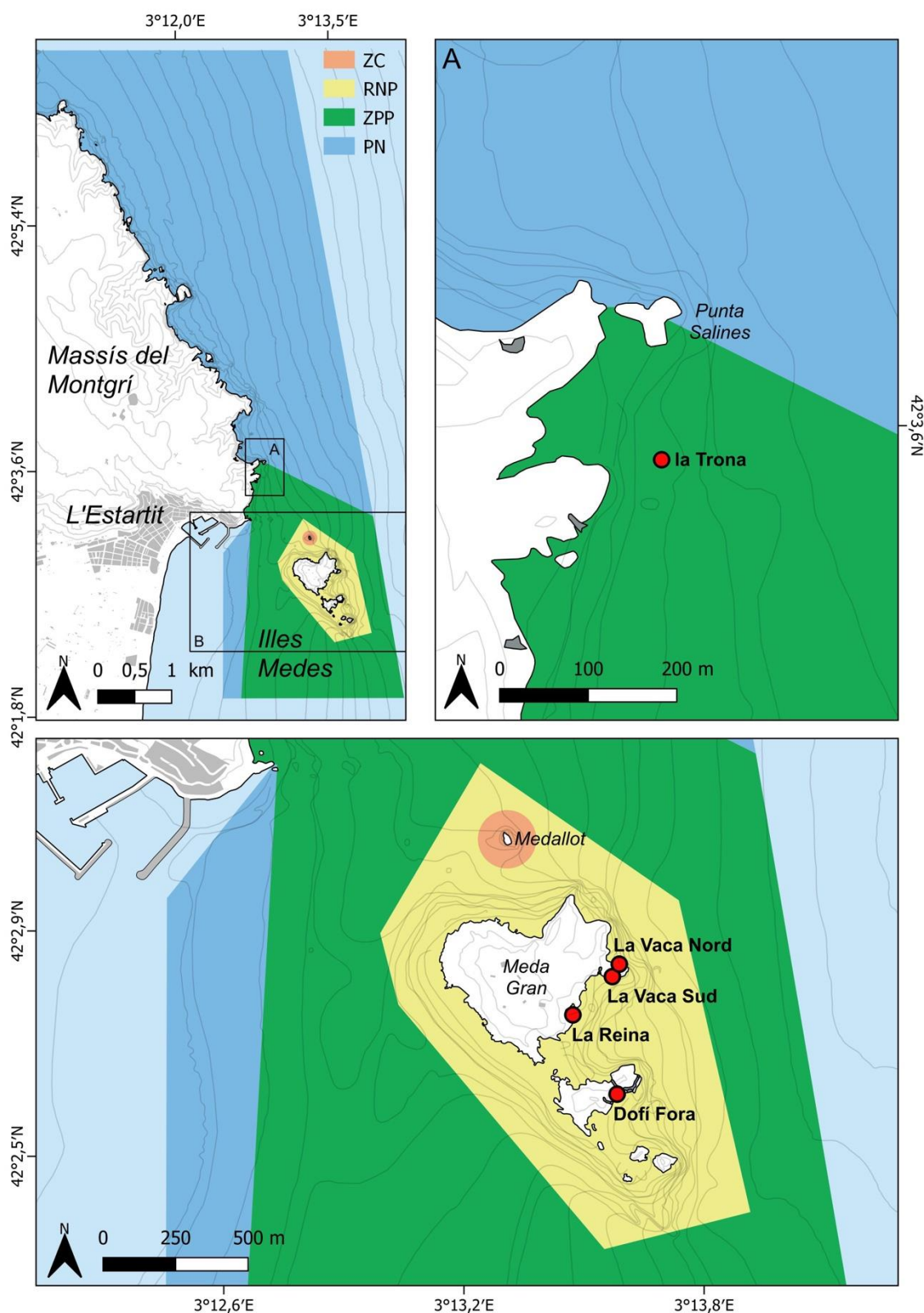
## Material i mètodes

### Disseny del mostreig

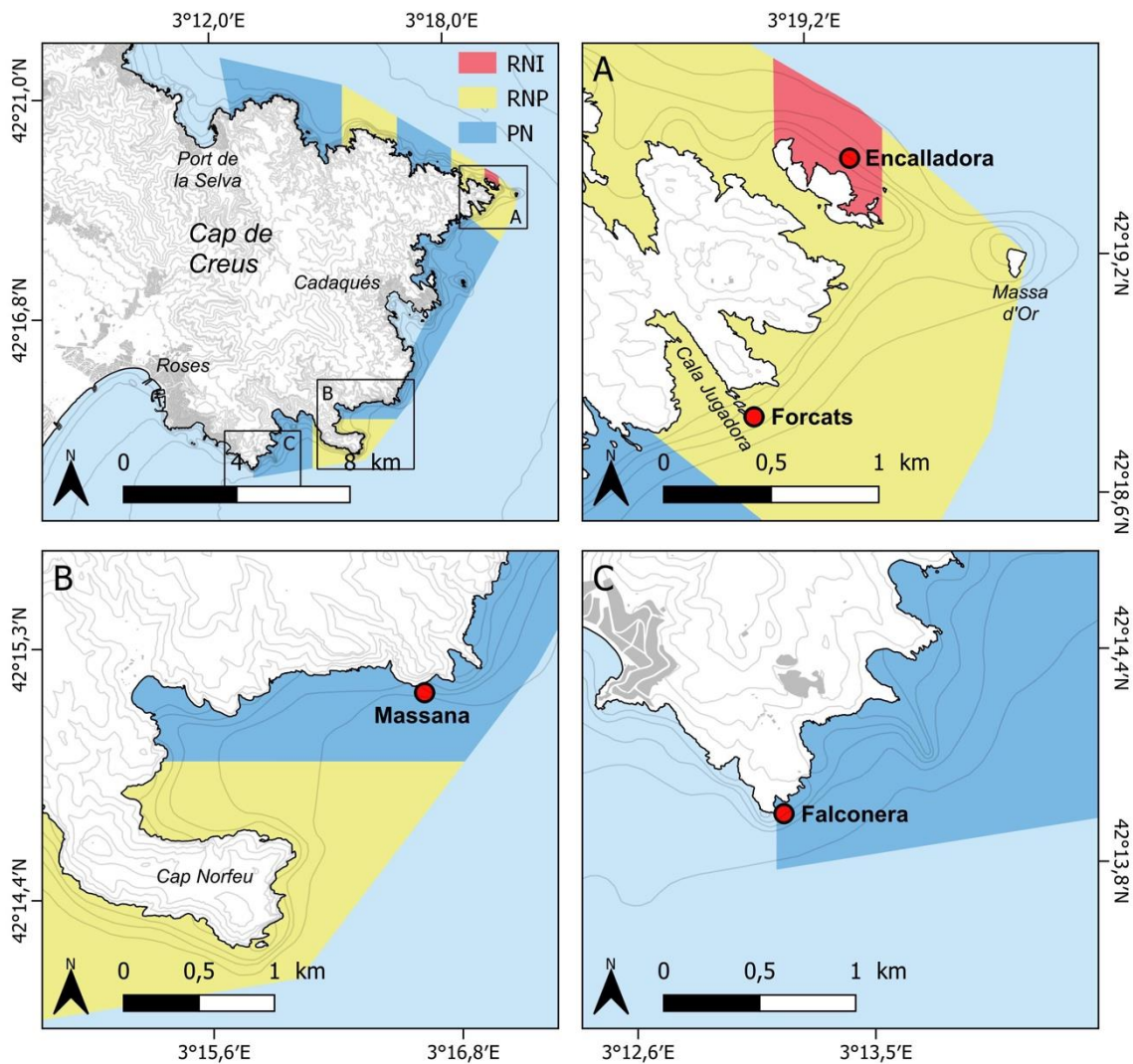
El mostreig de corall vermell (*C. rubrum*) es va dur a terme al mes de juliol del 2023. D'una banda, al Parc Natural del Montgrí, Illes Medes i el Baix Ter es van fer mostrejors a cinc estacions; quatre estacions dins de la Reserva Natural Parcial (RNP) i una estació a la Zona Perifèrica de la Protecció (ZPP) (Figura 2, Taula 1). D'altra banda, al Parc Natural de Cap de Creus es van fer a quatre estacions; Una estació a la Reserva Natural Integral (RNI), una a la Reserva Natural Parcial i dues dins al Parc Natural (PN) (Figura 3, Taula1).

**Taula 1.** Estacions de mostreig de corall vermell (*Corallium rubrum*) de l'any 2023. Grau de protecció: Reserva Natural Integral (RNI), Reserva Natural Parcial (RNP) i Parc Natural (PN).

| Parc            | Prot. | Estació      | Fondària (m) | Data       |
|-----------------|-------|--------------|--------------|------------|
| Medes i Montgrí | RNP   | La Reina     | 18           | 2023-07-18 |
|                 |       | Dofí Fora    | 15           | 2023-07-18 |
|                 |       | La Vaca Nord | 18           | 2023-07-19 |
|                 |       | La Vaca Sud  | 15           | 2023-07-19 |
|                 | ZPP   | La Trona     | 25           | 2023-07-20 |
| Cap de Creus    | RNI   | Encalladora  | 37           | 2023-07-29 |
|                 | RNP   | Forcats      | 29           | 2023-07-29 |
|                 | PN    | Massana      | 36           | 2023-07-27 |
|                 |       | Falconera    | 34           | 2023-07-27 |



**Figura 2.** Mapa de les estacions de mostreig de corall vermell (*Corallium rubrum*) al Parc Natural Montgrí, Illes Medes i Baix Ter l'any 2023. Grau de protecció: Zona Control (ZC), Reserva Natural Parcial (RNP), Zona Perifèrica a la Protecció (ZPP) i Parc Natural (PN).



**Figura 3.** Mapa de les estacions de mostreig de corall vermell (*Corallium rubrum*) al Parc Natural de Cap de Creus l'any 2023. Grau de protecció: Reserva Natural Integral (RNI), Reserva Natural Parcial (RNP) i Parc Natural (PN).

### Metodologia d'estudi

Amb el coneixement de la nostra experiència en aquesta espècie així com amb la informació de les prospeccions, i tenint la cartografia dels hàbitats de la zona, es van seleccionar les zones més adequades per trobar corall vermell. En el cas d'aquesta espècie i tenint en compte la seva dinàmica, el seguiment de cada estació es farà 1 vegada cada 4 anys durant tot el contracte del seguiment, tot i que cada 2 anys es farà el seguiment de la meitat de les estacions establertes per aquests indicadors. Per tant, aquest any s'han seguit les estacions estudiades al seguiment de l'any 2019 (Linares *et al.* 2020). En el cas del Parc Natural de Cap de Creus es trobaven entre 30 i 40 metres de fondària, i al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i Baix Ter entre 15 i 30 metres, donat que en aquest últim les poblacions estaven a fondàries més somes.

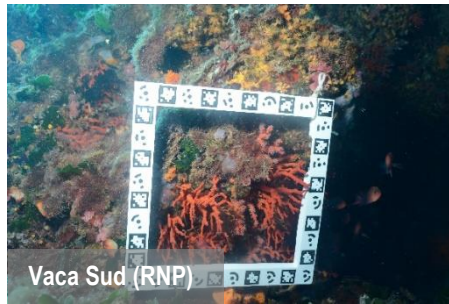
Es va realitzar el mostreig fotogràficament degut a la fragilitat del seu esquelet calcari. Es van fotografiar amb una càmera Nikon D7000 entre 20-30 quadrats de 20 x 20 cm (Figures 4 i 5). Es van utilitzar tècniques de fotogrametria, és a dir, es va fotografiar cada quadrat des de dues



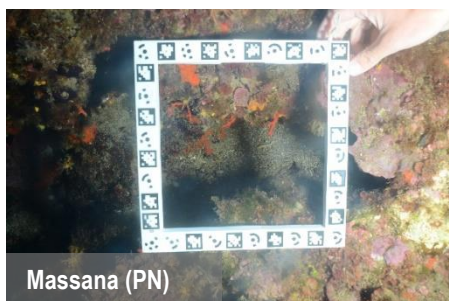
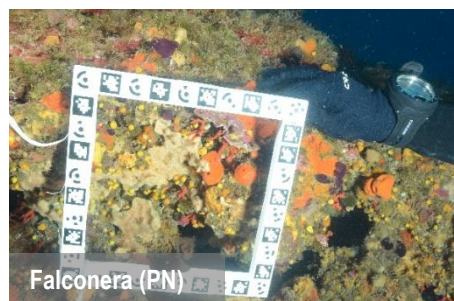
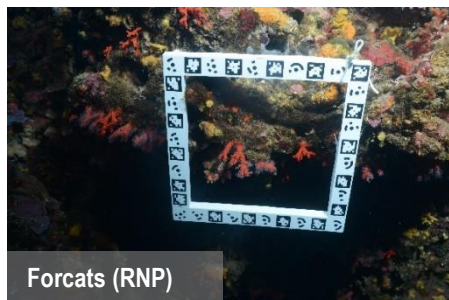
orientacions contrastades. A més a més, es feia una fotografia centrada de manera preventiva, obtenint finalment entre 60 i 90 fotografies per cada estació de mostreig. Aquesta tècnica ens permet obtenir mesures tridimensionals de les colònies, més realistes que les que tindriem fent servir fotografies fetes en una sola dimensió. En quant a la presa de les fotografies, segons l'estació, es van realitzar mitjançant dues metodologies: a l'atzar (col·locant el quadre de forma aleatòria) o a partir de transectes permanents mitjançant claus fixes. En aquest cas, totes les estacions del PN de Cap de Creus es va fer el seguiment a l'atzar mentre que al PN del Montgrí, les Illes Medes i Baix Ter es van fer a l'atzar totes les fotografies menys a les estacions de La Reina i Dofí Dins, que són transectes permanents delimitats per uns claus col·locats al 2017.

Amb aquesta tècnica, i mitjançant el programari Agisoft Metashape (Photogrammetric Processing of Digital Images (Versión 2.1.0)) que és una eina per processar imatges, es va dur a terme el càlcul de les mesures de l'alçada màxima de les diferents colònies de corall vermell que trobem a cada recuadre, juntament amb l'aproximació del percentatge de mortalitat de cadascuna d'elles. Posteriorment es van calcular els següents paràmetres:

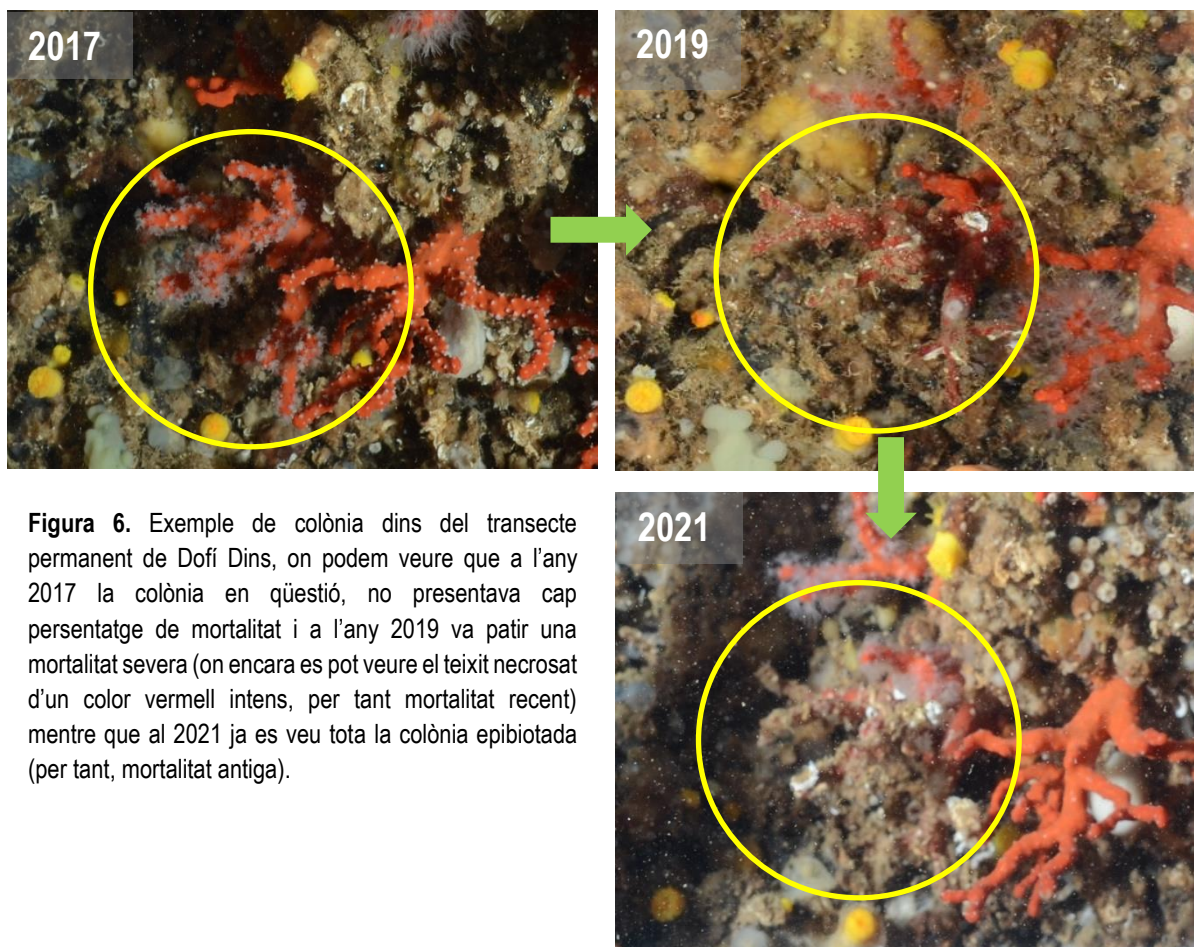
- **Densitat:** colònies/400 cm<sup>2</sup>.
- **Estructura de talles en alçada (mm)** a partir de les mides individuals de les colònies. Les classes de mida emprades són en intervals de 10 mm.
- **Alçada mitjana de les colònies (mm)** de cada estació.
  - A més a més, es va calcular el % de colònies amb una alçada de 100 mm. Aquest és un dels indicadors de l'estat de conservació de les poblacions de corall vermell que s'ha proposat juntament amb el percentatge de colònies superiors a 7 mm de diàmetre basal (Linares *et al.* 2010). El valor de referència de l'indicador per determinar un bon estat de conservació de les poblacions és d'un 30 % de colònies de més de 10 cm d'alçada (Linares *et al.* 2010; Garrabou *et al.* 2017b).
- **Colònies pescades:** es van considerar les colònies amb bases molt amples com a colònies pescades recents, i una base molt ampla amb digitacions, com a picades antigament, on la colònia ha crescut de nou a partir de la base.
- **Biomassa (g/m<sup>2</sup>).** Per fer la conversió d'alçada màxima a biomassa es va utilitzar la fórmula: Biomassa (g) = 0.1535\*(Talla (cm))<sup>1.9732</sup> tretra de Garrabou *et al.* 2017a.
- **Necrosi i Epibiosi:** s'ha mesurat el percentatge (%) mitjà de teixit denudat i el percentatge (%) mitjà de teixit epibiotat (teixit cobert d'organismes epibionts). Únicament es mostren els valors de mortalitat (necrosi+epibiosi), doncs els valors de necrosi que indica mortalitat més recent ha estat pràcticament zero aquest any i, per poder dur una comparació amb anys anteriors, s'ha pres la mesura de mortalitat com a grau d'afectació general en totes les estacions (Figura 6).



**Figura 4.** Exemple de colònies de corall vermell (*Corallium rubrum*) amb el quadre de mostreig a cadascuna de les estacions mostrejades al Parc Natural del Montgrí, Illes Medes i el Baix Ter. Juntament al nom de l'estació s'indica el grau de protecció (RNP: Reserva Natural Parcial, ZPP: Zona Perifèrica de la Protecció).



**Figura 5.** Exemple de colònies de corall vermell (*Corallium rubrum*) amb el quadre de mostreig a cadascuna de les estacions mostrejades al Parc Natural de Cap de Creus. Juntament al nom de l'estació s'indica el grau de protecció (RNI: Reserva Natural Integral, RNP: Reserva Natural Parcial, PN: Parc Natural).



**Figura 6.** Exemple de colònia dins del transecte permanent de Dofí Dins, on podem veure que a l'any 2017 la colònia en qüestió, no presentava cap percentatge de mortalitat i a l'any 2019 va patir una mortalitat severa (on encara es pot veure el teixit necrosat d'un color vermell intens, per tant mortalitat recent) mentre que al 2021 ja es veu tota la colònia epibiotada (per tant, mortalitat antiga).

## Anàlisi de dades

Per realitzar els corresponents anàlisis de les dades obtingudes de les fotografies, s'ha utilitzat el programa estadístic de computació de codi obert versió 1.1.463 (RStudio Team 2009-2018).

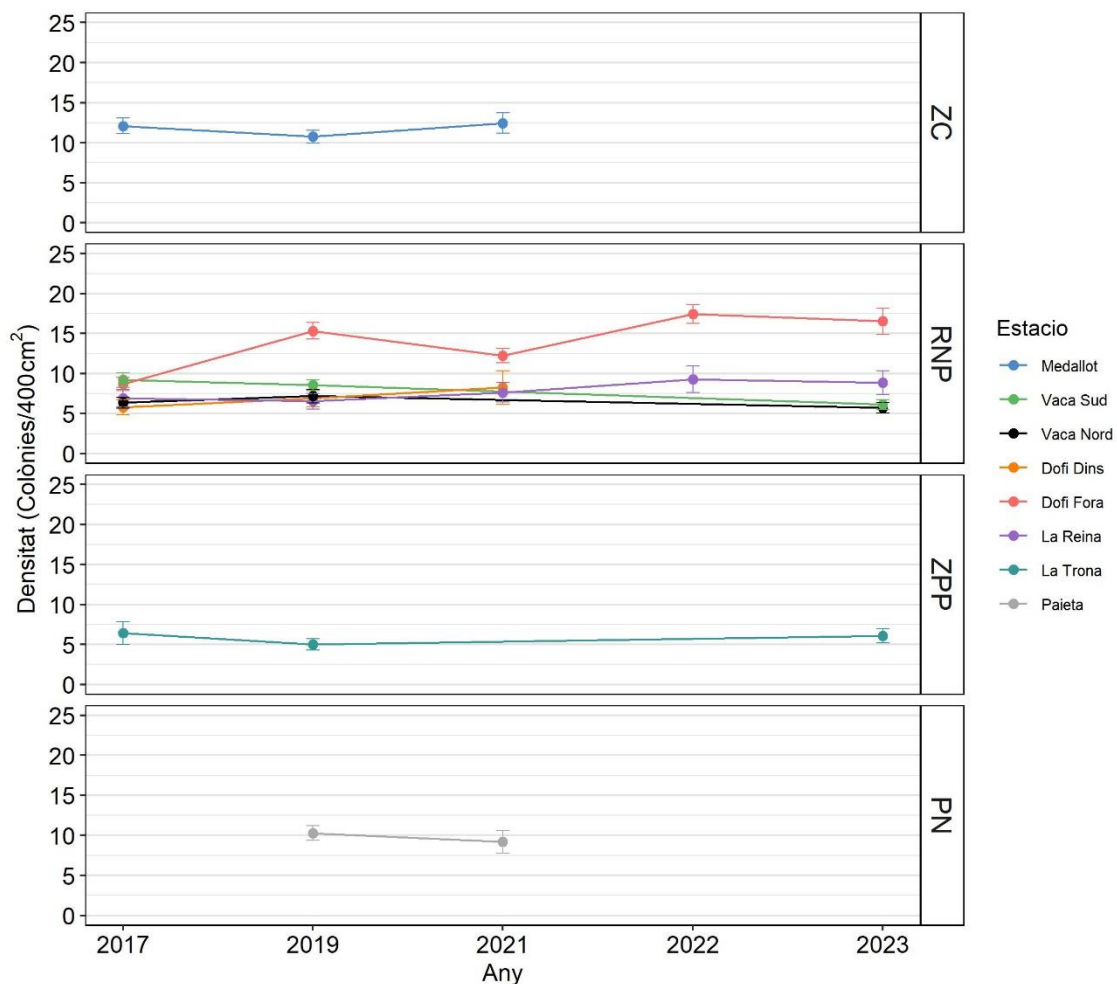
Per determinar si hi ha diferències significatives entre els anys s'ha utilitzat un test de Kruskal-Wallis (Kruskal i Wallis 1952), aplicant un valor de significació de 0.05. S'ha utilitzat un Kruskal-Wallis, ja que és un test no paramètric que per tan no assumeix normalitat entre les dades.

Tot i que s'han representat gràficament tots els anys als quals hi ha dades, s'han analitzat més al detall, amb els tests estadístics corresponents, únicament les estacions mostrejades aquest any 2023 que s'han comparat amb els valors obtinguts durant el darrer any que es va realitzar el seu seguiment, en tots els casos 2019, excepte Reina i Dofí dins que va ser el 2022 perquè es segueixen anualment dins del seguiment de gestió adaptativa del Parc del Montgrí, Illes Medes i Baix Ter.

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

### Densitats

Els valors de densitat de corall vermell al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter no han variat significativament respecte l'any de l'anterior mostreig, amb excepció de la Vaca Sud, la qual ha decaïgut respecte el 2019, passant de tenir 8,6 colònies/400 cm<sup>2</sup> a 6,1 colònies/400 cm<sup>2</sup>. L'estació amb un valor més baix d'aquest paràmetre, però, és la Vaca Nord, amb 5,7 colònies/colònies/400 cm<sup>2</sup>, mentre que la que presenta una major densitat és Dofí Fora, amb 16,5 colònies/colònies/400 cm<sup>2</sup> (Figura 7, Taula 2).



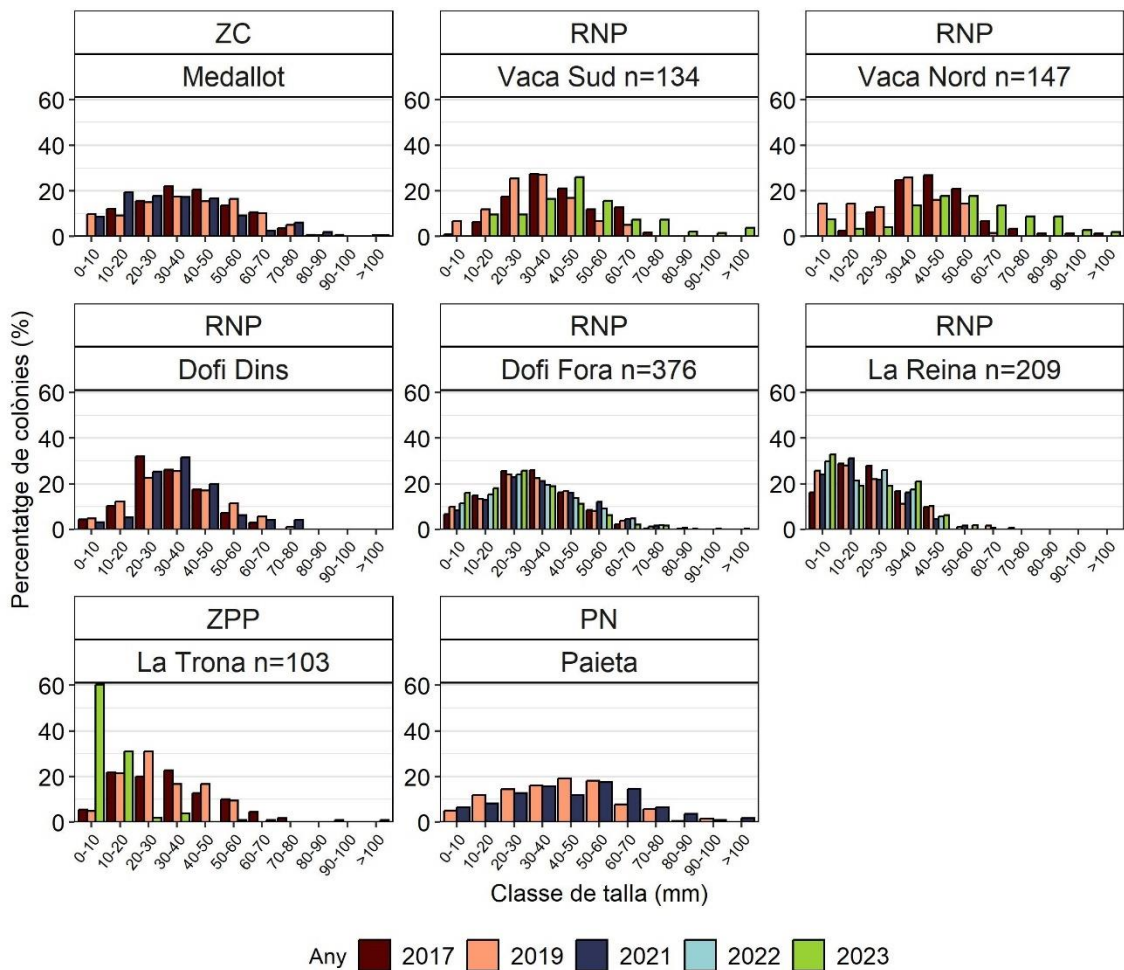
**Figura 7.** Densitat (colònies/400 cm<sup>2</sup>) de corall vermell a les diferents poblacions estudiades al Parc Natural de del Montgrí, les Illes Medes i Baix Ter els anys 2017, 2019, 2021, 2022 i 2023. Les barres d'error mostren l'error estàndard. A la dreta s'indica el grau de protecció de cada lloc de mostreig (ZC: Zona Control, RNP: Reserva Natural Parcial, ZPP: Zona Perifèrica de la Protecció, PN: Parc Natural). On no hi ha gràfic significa que aquell any no es va dur a terme mostreig.

**Taula 2.** Resultats del test estadístic Kruskal-Wallis comparant les densitats de cada lloc entre l'any 2023 i el de l'anterior mostreig al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter; en el cas de Dofí Fora i La Reina, es compara entre el 2022 i el 2023, i en la resta d'estacions entre el 2019 i el 2023. KS és el valor de l'estadístic; p-valor és la significació del test. Quan el p-valor és inferior a 0,05 indica que les diferències són significatives; aquests casos s'han destacat posant els valors en negreta.

| Parc                  | Protecció | Estació   | KS          | p-valor         |
|-----------------------|-----------|-----------|-------------|-----------------|
| Medes<br>i<br>Montgrí | RNP       | Vaca Nord | 1,91        | 0,17            |
|                       |           | Vaca Sud  | <b>6,39</b> | <b>&lt;0,05</b> |
|                       |           | La Reina  | 0,01        | 0,93            |
|                       |           | Dofí Fora | 0,81        | 0,37            |
|                       | ZPP       | La Trona  | 0,54        | 0,46            |

### Estructura de talles

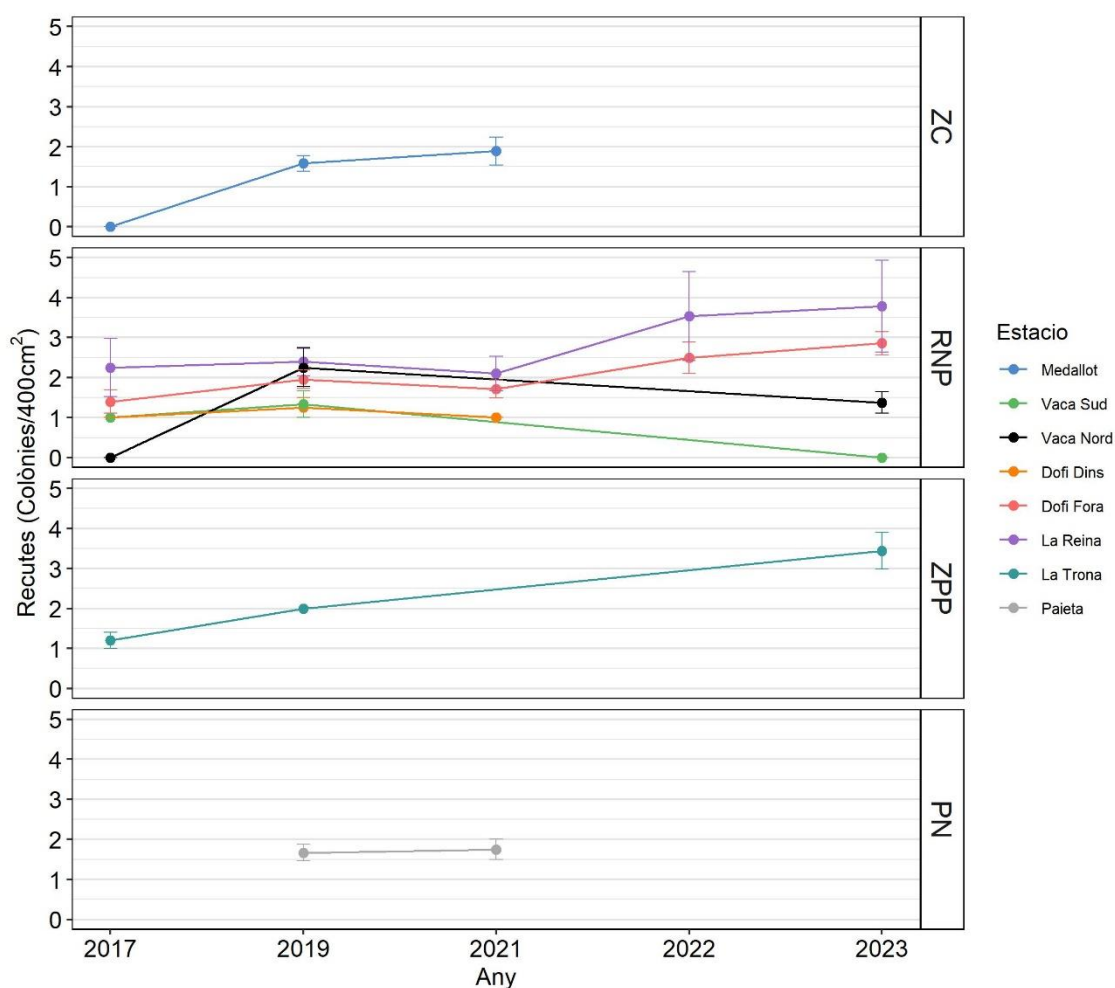
L'estructura de talles de les poblacions de corall del Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter mostra, en general, una distribució unimodal, amb una màxima proporció de colònies en talles diferents a cada estació. Pel que fa a l'any 2023, actual mostreig, destaquen les estacions de La Reina i La Trona per l'elevada proporció de colònies de mida petita (0-10 mm). En el primer cas, aquest valor era similar l'any 2022, però en el segon, l'estació de La Trona, el valor s'ha disparat i ha passat de tenir-ne un 5% el 2019 a un 60% el 2023. Quant a colònies de mida superior a 100 mm, en trobem a 3 estacions, però en percentatges molt baixos: Vaca Sud, Vaca Nord i La Trona. La major proporció la trobem a Vaca Sud, amb un 3,73%.



**Figura 8.** Estructura de talles de les diferents poblacions de corall vermell al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter els anys 2017, 2019, 2021, 2022 i 2023. La capçalera indica el nom de l'estació i el grau de protecció (ZC: Zona Control, RNP: Reserva Natural Parcial, ZPP: Zona Perifèrica de la Protecció, PN: Parc Natural).

## Reclutament

Pel que fa als valors de reclutament, aquests s'han mantingut estables respecte el seu anterior mostreig, però sempre amb valors baixos. D'una banda, La Reina i Dofi Fora, estacions que es van mostrejar el 2022, no presenten diferències significatives respecte aquell any. D'altra banda, l'estació de Vaca Nord també es manté estable respecte el 2019; a les estacions de Vaca Sud i La Trona no s'hi ha pogut dur a terme tests estadístics degut a les poques dades de reclutament obtingudes en algun dels anys. L'estació amb un major reclutament aquest 2023 és La Reina, amb 3,78 reclutes/400 cm<sup>2</sup>; l'estació amb menys reclutes és Vaca Sud, on enguany no se n'han trobat (Figura 9, Taula 3).



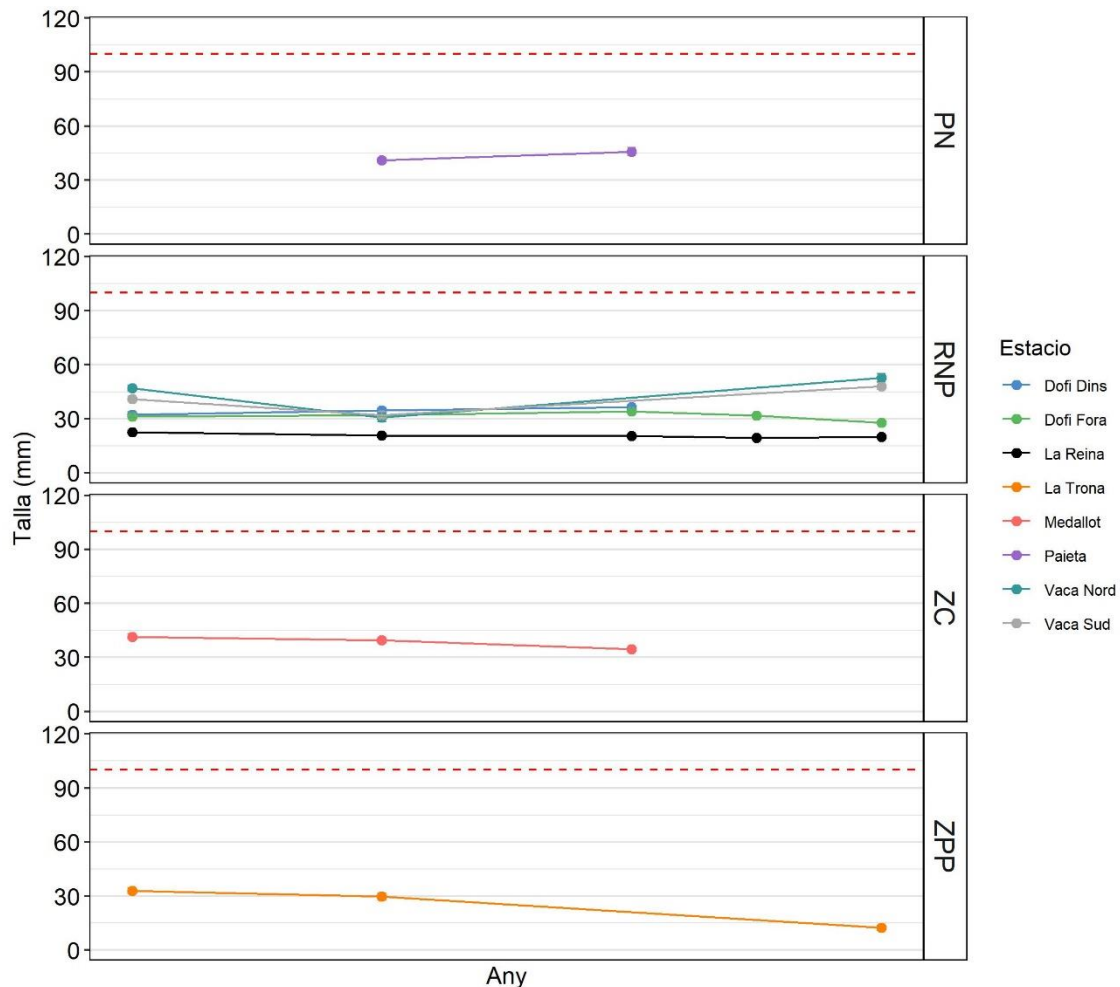
**Figura 9.** Mitjana de reclutes per quadrat (400cm<sup>2</sup>) a les diferents estacions al Parc Natural de del Montgrí, les Illes Medes i Baix Ter els anys 2017, 2019, 2021, 2022 i 2023. Les barres d'error mostren l'error estàndard. A la dreta s'indica el grau de protecció de cada lloc de mostreig (ZC: Zona Control, RNP: Reserva Natural Parcial, ZPP: Zona Perifèrica de la Protecció, PN: Parc Natural). On no hi ha gràfic significa que aquell any no es va dur a terme mostreig.

**Taula 3.** Resultats del test estadístic Kruskal-Wallis comparant les densitats de reclutes de cada lloc entre l'any 2023 i el de l'anterior mostreig al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter; en el cas de Dofí Fora i La Reina, es compara entre el 2022 i el 2023, i en la resta d'estacions entre el 2019 i el 2023. KS és el valor de l'estadístic; p-valor és la significació del test. Quan el p-valor és inferior a 0,05 indica que les diferències són significatives; aquests casos s'han destacat posant els valors en negreta.

| Parc                  | Protecció | Estació          | KS   | p-valor |
|-----------------------|-----------|------------------|------|---------|
| Medes<br>i<br>Montgrí | RNP       | <b>Vaca Nord</b> | 2,65 | 0,10    |
|                       |           | <b>Vaca Sud</b>  | -    | -       |
|                       |           | <b>La Reina</b>  | 0,02 | 0,87    |
|                       |           | <b>Dofí Fora</b> | 1,21 | 0,27    |
|                       | ZPP       | <b>La Trona</b>  | -    | -       |

## Alçada mitjana

Els valors de talla mitjana de l'any 2023 mostren diferències significatives respecte el seu anterior mostreig en gairebé totes les estacions, amb excepció de La Reina, que es manté estable respecte el 2022. En el cas de les estacions de Vaca Nord i Vaca Sud, l'alçada mitjana de les colònies de corall vermell ha augmentat significativament; a la primera estació s'ha passat de tenir un valor mig d'uns 30 mm el 2019 a gairebé 60 mm enguany, i a la segona, de 32 a 48 mm. Per contra, les estacions de Dofi Fora i La Trona han patit una davallada d'aquest paràmetre, passant d'uns 32 a uns 28 mm en el primer cas (entre 2022 i 2023), i d'uns 30 a uns 12 mm en el segon (entre 2019 i 2023) (Figura 10, Taula 4).



**Figura 10.** Alçada mitjana (mm) de corall vermell a les diferents poblacions estudiades al Parc Natural de del Montgrí, les Illes Medes i Baix Ter els anys 2017, 2019, 2021, 2022 i 2023. Les barres d'error mostren l'error estàndard. A la part esquerra s'indica el grau de protecció de cada lloc de mostreig (ZC: Zona Control, RNP: Reserva Natural Parcial, ZPP: Zona Perifèrica de la Protecció, PN: Parc Natural). On no hi ha gràfic significa que aquell any no es va dur a terme mostreig. La línia discontinua es troba situada a la talla 100 mm, talla que ens indica el bon estat de conservació de les colònies de corall.

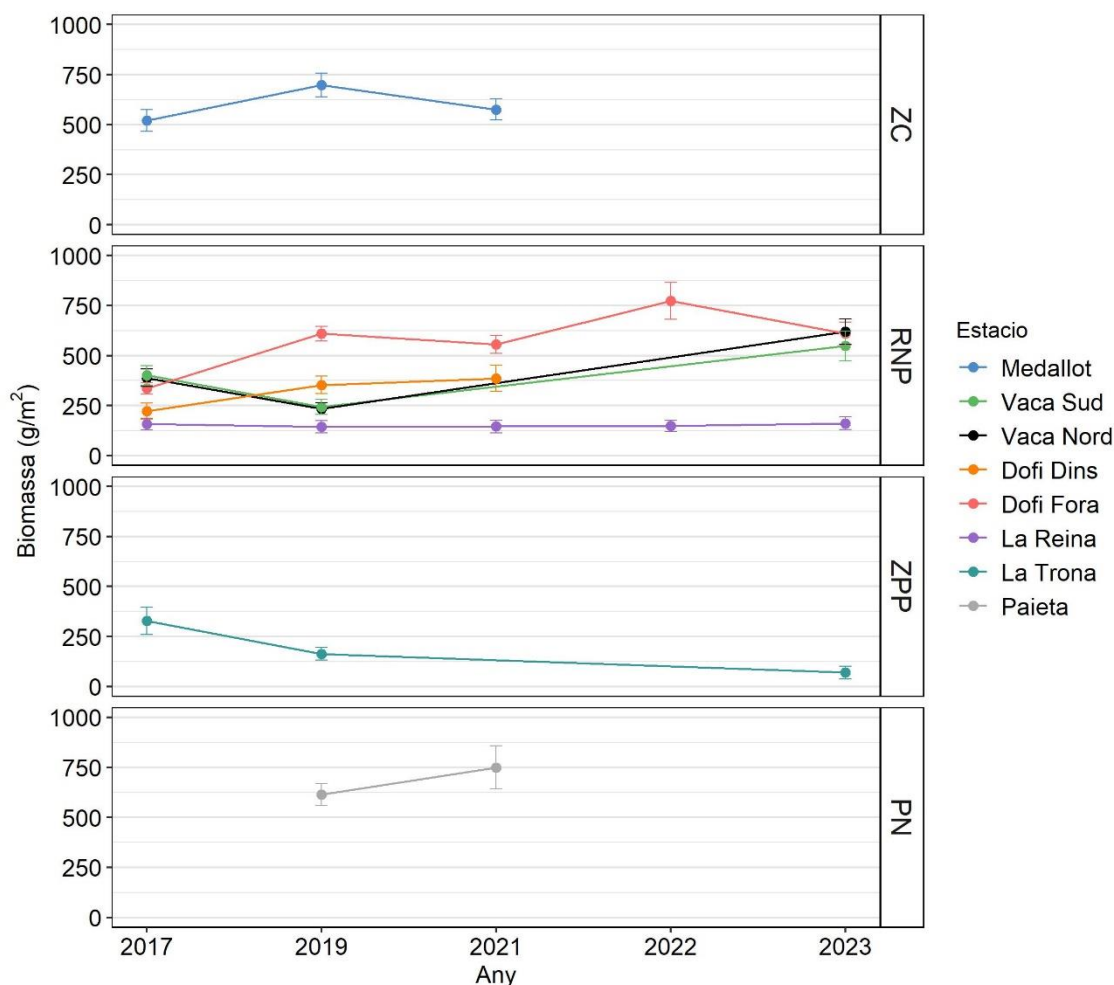


**Taula 4.** Resultats del test estadístic Kruskal-Wallis comparant la talla mitjana de cada lloc entre l'any 2023 i el de l'anterior mostreig al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter; en el cas de Dofí Fora i La Reina, es compara entre el 2022 i el 2023, i en la resta d'estacions entre el 2019 i el 2023. KS és el valor de l'estadístic; p-valor és la significació del test. Quan el p-valor és inferior a 0,05 indica que les diferències són significatives; aquests casos s'han destacat posant els valors en negreta.

| Parc                  | Protecció | Estació   | KS           | p-valor         |
|-----------------------|-----------|-----------|--------------|-----------------|
| Medes<br>i<br>Montgrí | RNP       | Vaca Nord | <b>37,91</b> | <b>&lt;0,05</b> |
|                       |           | Vaca Sud  | <b>24,84</b> | <b>&lt;0,05</b> |
|                       |           | La Reina  | 2,11         | 0,14            |
|                       |           | Dofí Fora | <b>8,66</b>  | <b>&lt;0,05</b> |
|                       | ZPP       | La Trona  | <b>54,01</b> | <b>&lt;0,05</b> |

## Biomassa

Pel que fa als valors de biomassa, s'observa que totes les estacions que es van mostrejar per últim cop l'any 2019 (Vaca Sud, Vaca Nord i La Trona) han variat significativament enguany. Vaca Sud i Vaca Nord han augmentat significativament, passant de 244 g/m<sup>2</sup> el 2019 a 548 g/m<sup>2</sup> aquest 2023 en el primer cas, i de 235 a 620 g/m<sup>2</sup> en el segon. Per contra, l'estació de La Trona ha patit una disminució d'aquest paràmetre des del 2019, passant d'uns 164 g/m<sup>2</sup> a uns 70 g/m<sup>2</sup> enguany. Les dues estacions que es van mostrejar l'any passat (Dofí Fora i La Reina) s'han mantingut estables; malgrat això, l'estació de Dofí Fora sí que ha variat al llarg del temps i s'observa un augment respecte el primer any de mostreig (2017), passant del 337 a 610 g/m<sup>2</sup> (Figura 11, Taula 5).



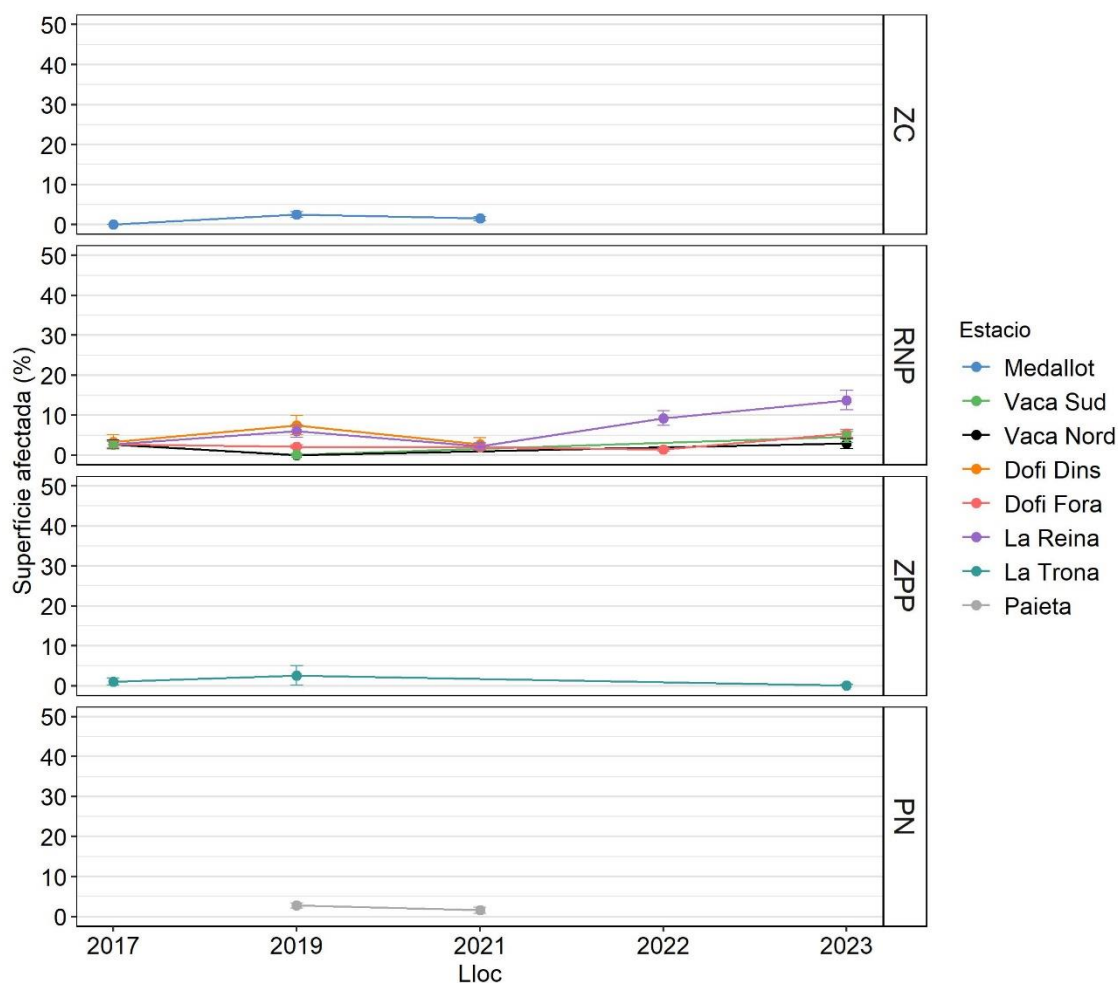
**Figura 11.** Biomassa ( $\text{g/m}^2$ ) de corall vermell a les diferents poblacions estudiades al Parc Natural de del Montgrí, les Illes Medes i Baix Ter els anys 2017, 2019, 2021, 2022 i 2023. Les barres d'error mostren l'error estàndard. A la part esquerra s'indica el grau de protecció de cada lloc de mostreig (ZC: Zona Control, RNP: Reserva Natural Parcial, ZPP: Zona Perifèrica de la Protecció, PN: Parc Natural). On no hi ha gràfic significa que aquell any no es va dur a terme mostreig.

**Taula 5.** Resultats del test estadístic Kruskal-Wallis comparant la biomassa de cada lloc entre l'any 2023 i el de l'anterior mostreig al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter; en el cas de Dofi Fora i La Reina, es compara entre el 2022 i el 2023, i en la resta d'estacions entre el 2019 i el 2023. KS és el valor de l'estadístic; p-valor és la significació del test. Quan el p-valor és inferior a 0,05 indica que les diferències són significatives; aquests casos s'han destacat posant els valors en negra.

| Parc            | Protecció | Estació   | KS    | p-valor |
|-----------------|-----------|-----------|-------|---------|
| Medes i Montgrí | RNP       | Vaca Nord | 16,75 | <0,05   |
|                 |           | Vaca Sud  | 8,03  | <0,05   |
|                 |           | La Reina  | 0,01  | 0,96    |
|                 |           | Dofi Fora | 1,44  | 0,23    |
|                 | ZPP       | La Trona  | 8,43  | <0,05   |

## Mortalitat

El percentatge mig de superfície afectada és, en termes generals, baix en totes les estacions; només hi ha una estació que superi el 10%, i aquesta és La Reina amb un 14%. Les estacions que es van mostrejar per últim cop el 2019, Vaca Sud, Vaca Nord i La Trona, s'han mantingut estables respecte llavors, i amb percentatges molt baixos (La Trona és la que presenta un valor de superfície afectada més baix, amb tant sols un 0,14%). Al contrari passa amb les estacions que es van mostrejar el 2022, Dofi Fora i La Reina, els valors de les quals han variat en un any: en el primer cas ha passat d'un 1,4% a un 5,5%, mentre que en el segon ha passat d'un 9% al 14% anteriorment comentat (Figura 12, Taula 6).

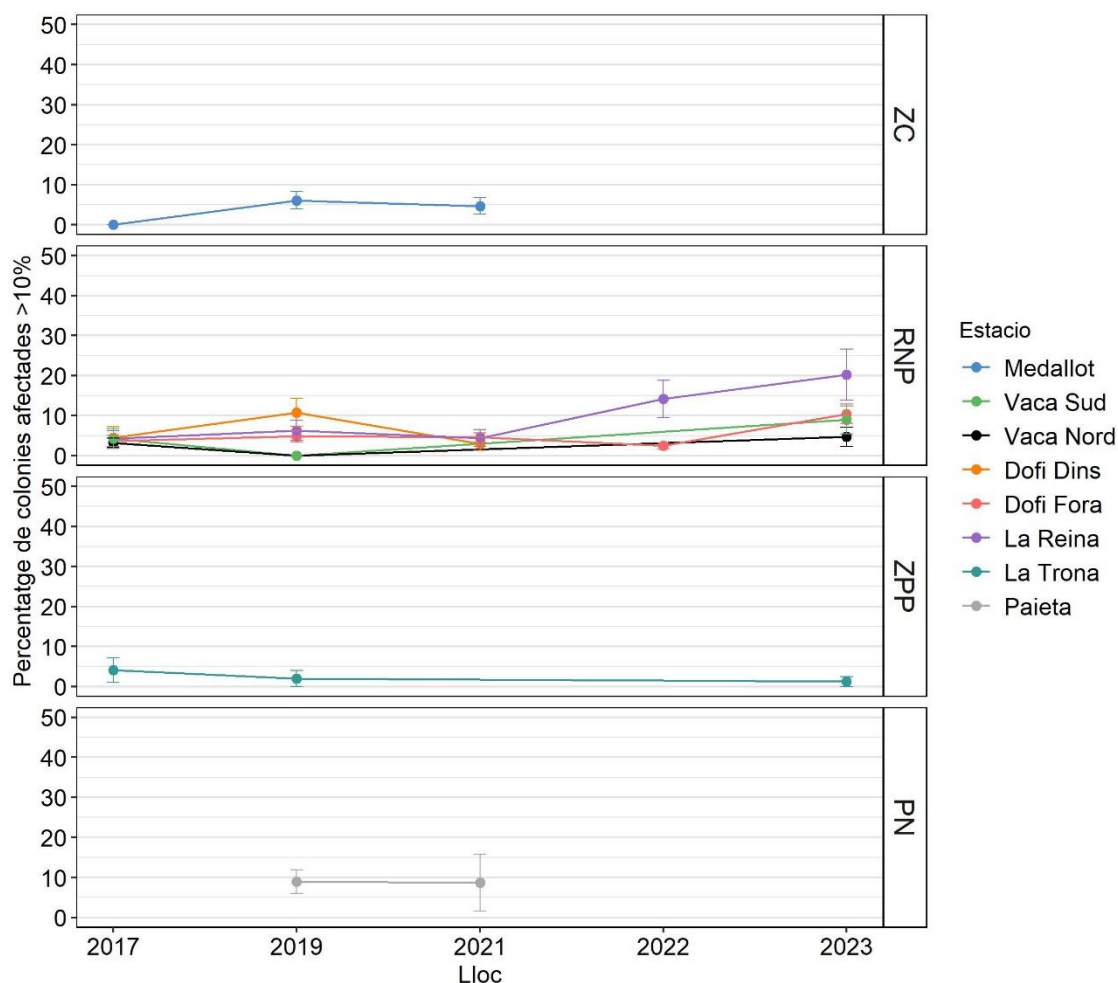


**Figura 12.** Percentatge de teixit afectat (%) de corall vermell a les diferents poblacions estudiades al Parc Natural de del Montgrí, les Illes Medes i Baix Ter l'any 2017, 2019, 2021, 2022 i 2023. Les barres d'error mostren l'error estàndard. A la part esquerra s'indica el grau de protecció de cada lloc de mostreig (ZC: Zona Control, RNP: Reserva Natural Parcial, ZPP: Zona Perifèrica de la Protecció, PN: Parc Natural). On no hi ha gràfic significa que aquell any no es va dur a terme mostreig.

**Taula 6.** Resultats del test estadístic Kruskal-Wallis comparant la superfície afectada per mortalitat de cada lloc entre l'any 2023 i el de l'anterior mostreig al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter; en el cas de Dofí Fora i La Reina, es compara entre el 2022 i el 2023, i en la resta d'estacions entre el 2019 i el 2023. KS és el valor de l'estadístic; p-valor és la significació del test. Quan el p-valor és inferior a 0,05 indica que les diferències són significatives; aquests casos s'han destacat posant els valors en negreta.

| Parc                  | Protecció | Estació   | KS           | p-valor         |
|-----------------------|-----------|-----------|--------------|-----------------|
| Medes<br>i<br>Montgrí | RNP       | Vaca Nord | 5,30         | 0,07            |
|                       |           | Vaca Sud  | 5,95         | 0,05            |
|                       |           | La Reina  | <b>27,86</b> | <b>&lt;0,05</b> |
|                       |           | Dofí Fora | <b>23,85</b> | <b>&lt;0,05</b> |
|                       | ZPP       | La Trona  | 1,99         | 0,37            |

El percentatge de colònies afectades és força baix en la majoria de les estacions mostrejades aquest 2023. Tot i això hi ha dues estacions que en superen el 10%: d'una banda, Dofí Fora presenta un valor de 10,4% de colònies afectades i, de l'altra, La Reina arriba al 20,2%. En el cas de la Reina no hi ha hagut un augment significatiu respecte el 2022, on s'havia detectat un 14% de mortalitat, però sí que hi ha sigut a Dofí Fora, el valor de la qual era del 2,4% l'any anterior. Pel que fa a les estacions les quals l'anterior mostreig era el 2019, només s'ha pogut testar estadísticament La Trona, que s'ha mantingut estable, amb un 1,25% aquest 2023. A les altres dues estacions no s'ha pogut dur a terme un test estadístic degut a que el 2019 el percentatge de mortalitat era de 0, però els valors d'engunay són del 9% en el cas de la Vaca Sud, i del 5% a la Vaca Nord (Figura 13, Taula 7).



**Figura 13.** Percentatge de colònies afectades amb més de 10% d'afectació de corall vermell a les diferents poblacions estudiades al Parc Natural de del Montgrí, les Illes Medes i Baix Ter els anys 2017, 2019, 2021, 2022 i 2023. A la part esquerra s'indica el grau de protecció de cada lloc de mostreig (ZC: Zona Control, RNP: Reserva Natural Parcial, ZPP: Zona Perifèrica de la Protecció, PN: Parc Natural). On no hi ha gràfic significa que aquell any no es va dur a terme mostreig.

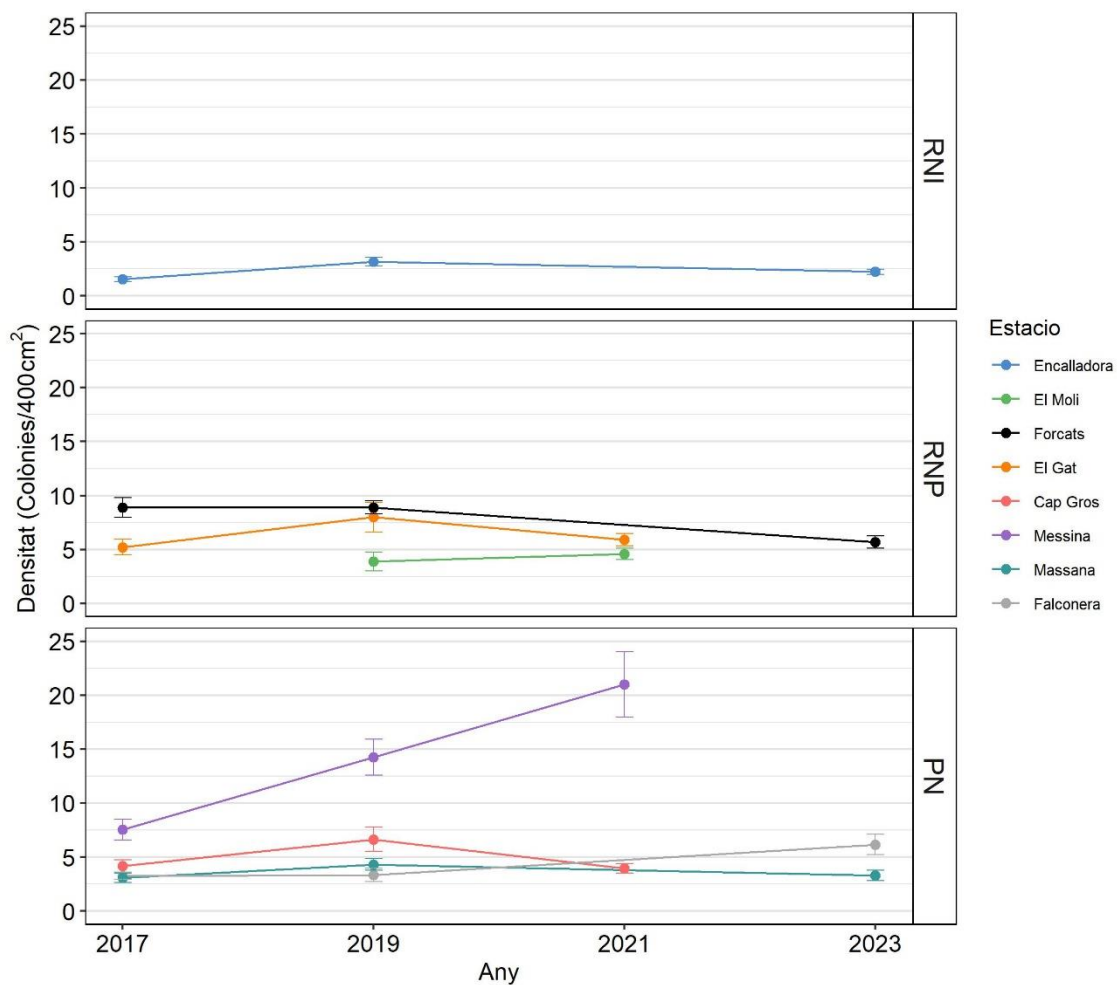
**Taula 7.** Resultats del test estadístic Kruskal-Wallis comparant el percentatge de colònies afectades per mortalitat de cada lloc entre l'any 2023 i el de l'anterior mostreig al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter; en el cas de Dofi Fora i La Reina, es compara entre el 2022 i el 2023, i en la resta d'estacions entre el 2019 i el 2023. KS és el valor de l'estadístic; p-valor és la significació del test. Quan el p-valor és inferior a 0,05 indica que les diferències són significatives; aquests casos s'han destacat posant els valors en negreta.

| Parc            | Protecció | Estació   | KS          | p-valor         |
|-----------------|-----------|-----------|-------------|-----------------|
| Medes i Montgrí | RNP       | Vaca Nord | -           | -               |
|                 |           | Vaca Sud  | -           | -               |
|                 |           | La Reina  | 0,17        | 0,68            |
|                 |           | Dofi Fora | <b>8,22</b> | <b>&lt;0,05</b> |
|                 | ZPP       | La Trona  | 0,21        | 0,65            |

## Parc Natural de Cap de Creus

### Densitats

Els valors de densitat de corall vermell al Parc Natural de Cap de Creus varien segons l'estació. D'una banda, els valors de Encalladora i Massana s'han mantingut estables respecte el 2019; aquestes estacions, però, són les que presenten uns valors més baixos, amb 2,2 i 3,3 colònies/400 cm<sup>2</sup> respectivament. Pel que fa a les altres dues estacions, han tingut una variació en aquest paràmetre respecte l'anterior mostreig, al 2019; en el cas de Forcats ha disminuït, passant d'unes 9 a unes 6 colònies/400 cm<sup>2</sup>, i en el cas de Falconera ha passat el contrari, que ha augmentat de 3 a 6 colònies/400 cm<sup>2</sup> (Figura 15, Taula 8).



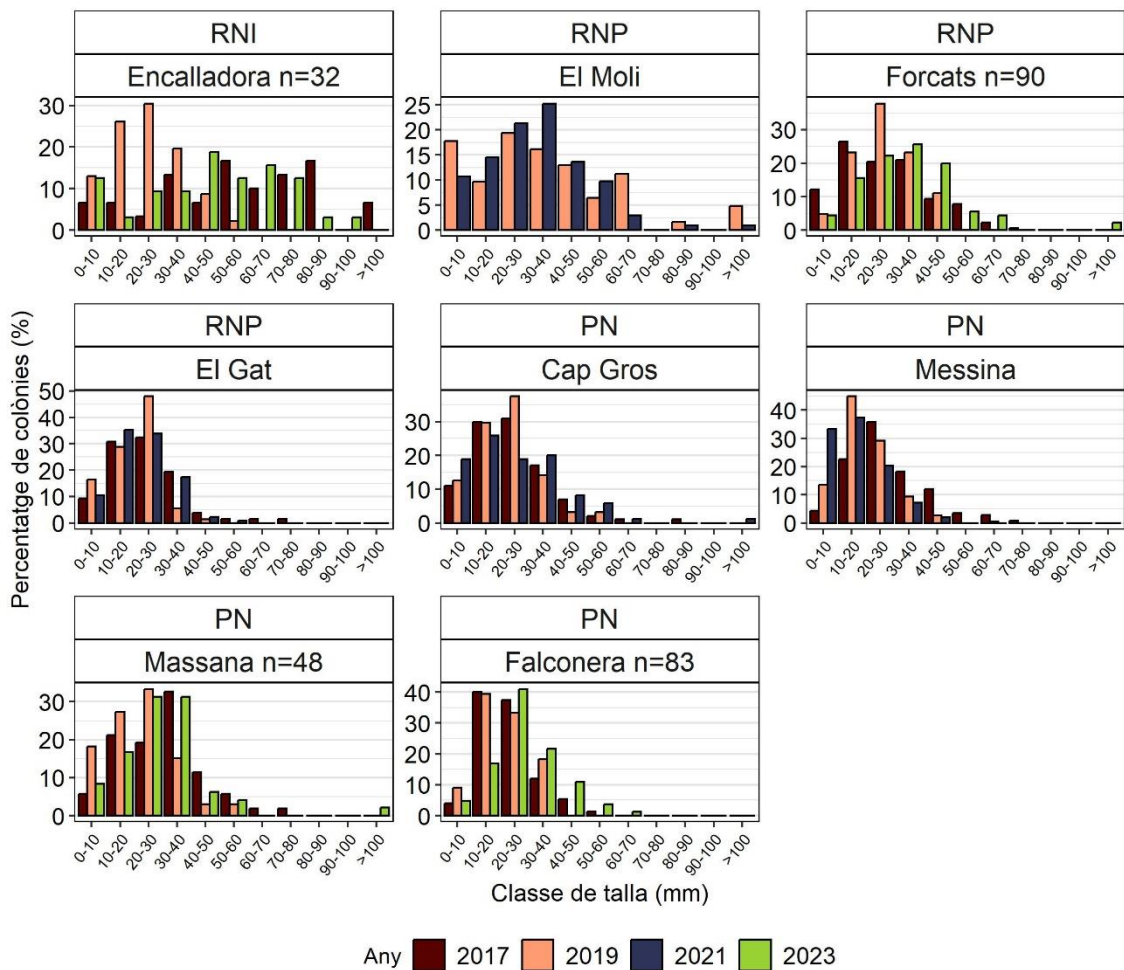
**Figura 15.** Densitat (colònies/400 cm<sup>2</sup>) de corall vermell a les diferents poblacions estudiades al Parc Natural de Cap de Creus els anys 2017, 2019, 2021 i 2023. Les barres d'error mostren l'error estàndard. A la dreta s'indica el grau de protecció de cada lloc de mostreig (RNI: Reserva Natural Integral, RNP: Reserva Natural Parcial, PN: Parc Natural). On no hi ha gràfic significa que aquell any no es va dur a terme mostreig.

**Taula 8.** Resultats del test estadístic Kruskal-Wallis comparant les densitats de cada lloc entre els anys 2019 i 2023 al Parc Natural de Cap de Creus. KS és el valor de l'estadístic; p-valor és la significació del test. Quan el p-valor és inferior a 0,05 indica que les diferències són; aquests casos s'han destacat posant els valors en negreta.

| Parc         | Protecció | Estació            | KS           | p-valor         |
|--------------|-----------|--------------------|--------------|-----------------|
| Cap de Creus | RNI       | <b>Encalladora</b> | 3,18         | 0,07            |
|              | RNP       | <b>Forcats</b>     | <b>11,59</b> | <b>&lt;0,05</b> |
|              | PN        | <b>Massana</b>     | 2,40         | 0,12            |
|              |           | <b>Falconera</b>   | <b>6,35</b>  | <b>&lt;0,05</b> |

### Estructura de talles

En general, les estructures de talles de corall vermell de les diferents estacions del Parc Natural de Cap de Creus mostren una distribució unimodal, amb una proporció més elevada de colònies en cert rang de talles, diferent entre estacions. Destaca l'estructura de talles de l'Encalladora, ja que és la que presenta un percentatge de colònies de mida petita (0-10) més elevat, del 12,5%, valor molt semblant al del 2019. Aquesta estació presenta una estructura de talles no tant marcada per la unimodalitat, sinó que les mides de les colònies estan més distribuïdes en els diferents rangs (probablement per la baixa densitat de la població) i, tot i que no trobem colònies de més de 100 mm, en trobem forces de més de 70 mm. Al contrari passa amb la resta d'estacions mostrejades aquest 2023, on es mostra un pic marcat en totes elles: en el cas de Forcats el trobem entre 30 i 40 mm, a la Massana entre 20 i 40 mm i a Falconera entre 20 i 30 mm. Forcats i Massana destaquen per tenir colònies de més de 100 mm, tot i que en percentatges molt baixos (2,2% i 2,1% respectivament); a més, les mides més grans a part d'aquestes són tant sols de 60-70 mm en el primer cas i de 50-60 mm en el segon (Figura 16).

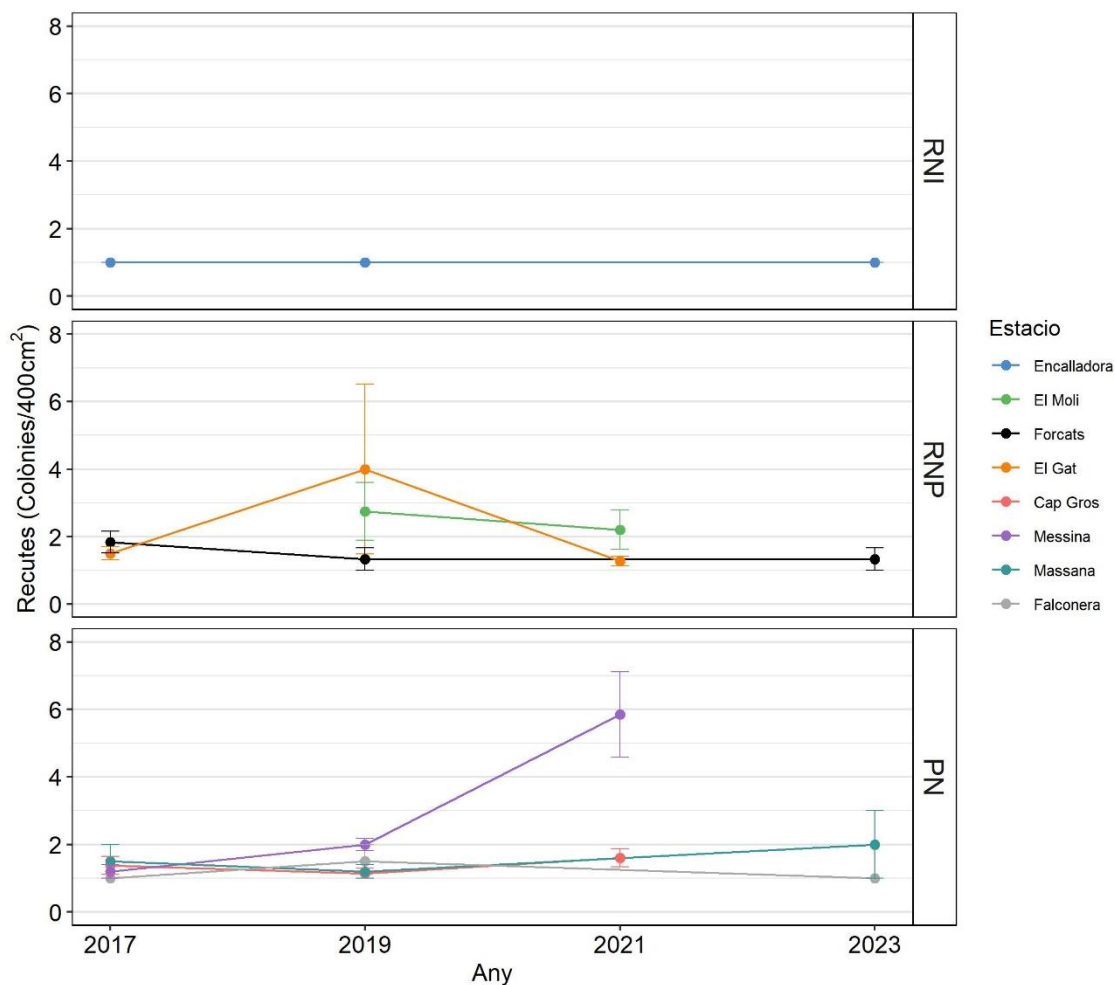


**Figura 16.** Estructura de talls (%) de les diferents poblacions de corall vermell al Parc Natural de Cap de Creus al 2017, 2019, 2021 i 2023. La capçalera indica el nom de l'estació i el grau de protecció (RNI: Reserva Natural Integral, RNP: Reserva Natural Parcial, PN: Parc Natural).

### Reclutament

Enguany no s'ha vist una variació significativa en el nombre de reclutes respecte el 2019 en cap de les estacions mostrejades. Els valors es mantenen relativament baixos; l'estació amb una mitjana més elevada és Massana, amb 2 reclutes/400 cm<sup>2</sup>. La segueix Forcats, amb 1,3 reclutes/400 cm<sup>2</sup>, i Falconera i Encalladora presenten 1 recluta/400 cm<sup>2</sup> cadascuna (Figura 17, Taula 9).





**Figura 17.** Mitjana de reclutes per 400cm<sup>2</sup> a les diferents estacions i als diferents anys al Parc Natural de Cap de Creus l'any 2017, 2019, 2021 i 2023. Les barres d'error mostren l'error estàndard. A la dreta s'indica el grau de protecció de cada lloc de mostreig (RNI: Reserva Natural Integral, RNP: Reserva Natural Parcial, PN: Parc Natural). On no hi ha gràfic significa que aquell any no es va dur a terme mostreig.

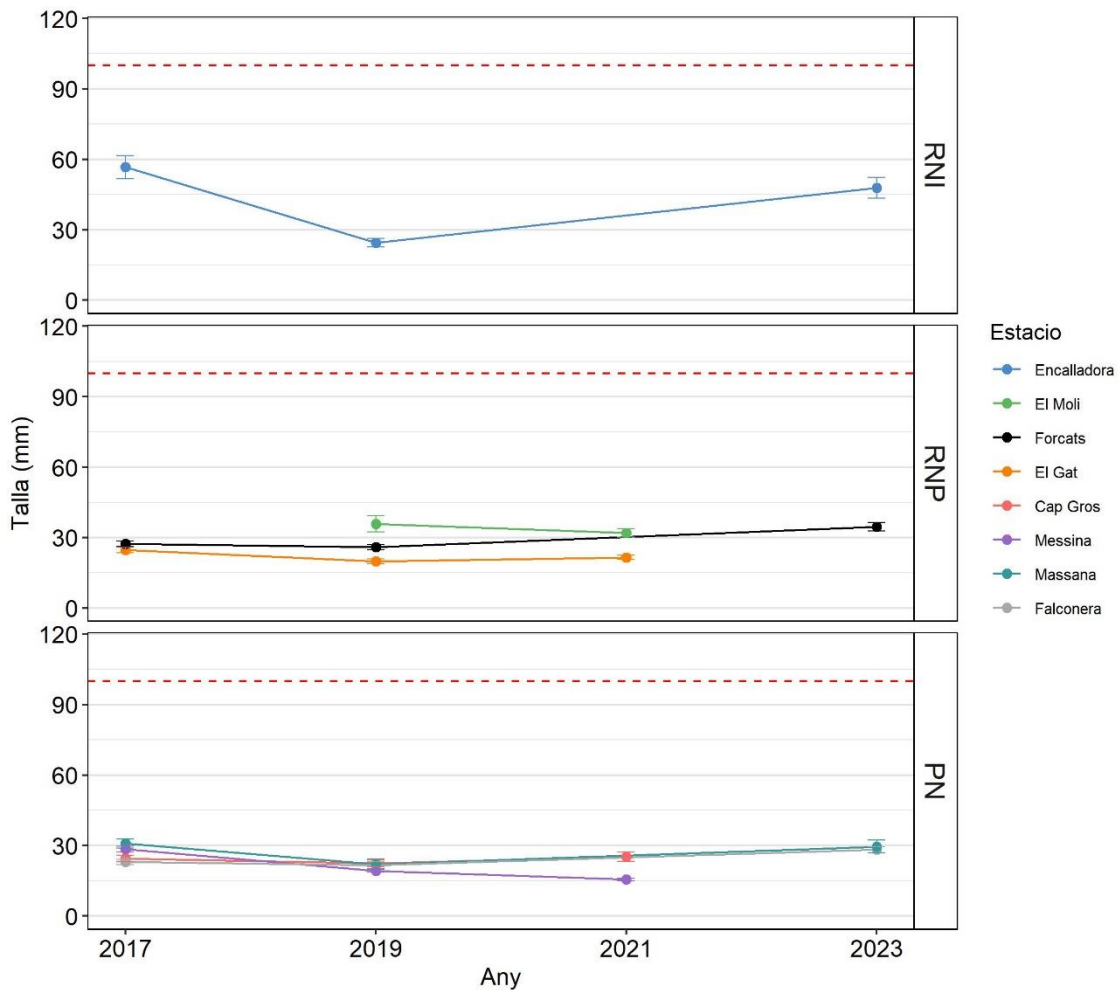
**Taula 9.** Resultats del test estadístic Kruskal-Wallis comparant les densitats de reclutes de cada lloc entre els anys 2019 i 2023 al Parc Natural de Cap de Creus. KS és el valor de l'estadístic; p-valor és la significació del test. Quan el p-valor és inferior a 0,05 indica que les diferències són; aquests casos s'han destacat posant els valors en negreta.

| Parc         | Protecció | Estació            | KS   | p-valor |
|--------------|-----------|--------------------|------|---------|
| Cap de Creus | RNI       | <b>Encalladora</b> | -    | -       |
|              | RNP       | <b>Forcats</b>     | -    | -       |
|              | PN        | <b>Massana</b>     | 0,93 | 0,33    |
|              |           | <b>Falconera</b>   | 2,00 | 0,34    |

### Alçada mitjana

Pel que fa a l'alçada mitjana de les colònies, en tots els casos ha variat significativament des de l'anterior mostreig, al 2019, i en tots els casos ha augmentat. L'Encalladora és l'estació amb una talla mitjana més gran, amb uns 48 cm (el 2019 la mitjana era de 24 cm). Forcats ha passat de

tenir una mitjana de 26 cm el 2019 a uns 35 cm enguany, mentre que Massana ha passat de 22 cm a 29 cm. Finalment, Falconera és l'estació amb una talla mitjana més baixa, no gaire lluny de Massana, amb 28 cm (el 2019 era de 22 cm) (Figura 18, Taula 10).



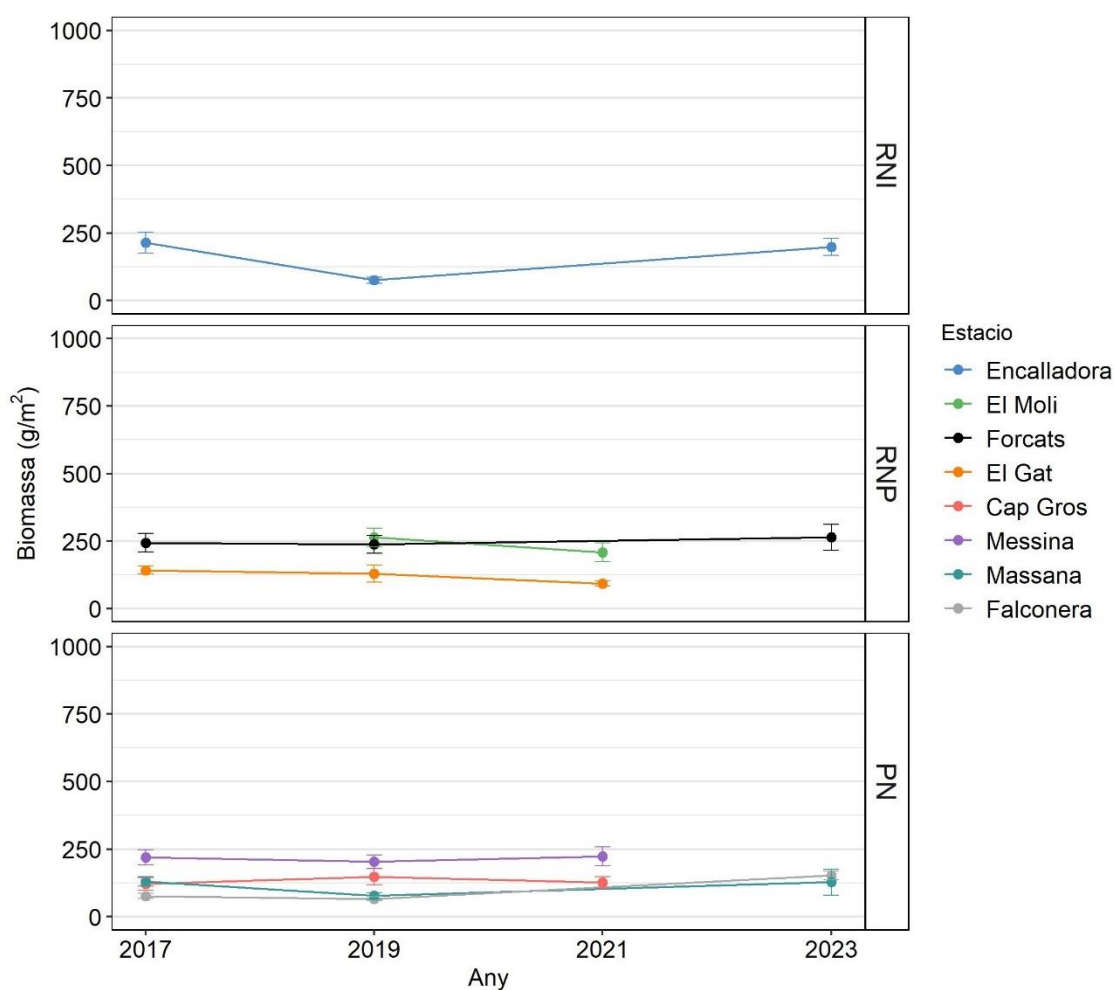
**Figura 18.** Alçada mitjana (mm) de corall vermell a les diferents poblacions estudiades al Parc Natural de Cap de Creus al 2017, al 2019, 2021 i 2023. Les barres d'error mostren l'error estàndard. A la dreta s'indica el grau de protecció de cada lloc de mostreig (RNI: Reserva Natural Integral, RNP: Reserva Natural Parcial, PN: Parc Natural). On no hi ha gràfic significa que aquell any no es va dur a terme mostreig. La línia discontinua es troba situada a la talla 100 mm, talla que ens indica el bon estat de conservació de les colònies de corall.

**Taula 10.** Resultats del test estadístic Kruskal-Wallis comparant la talla mitjana de cada lloc entre els anys 2019 i 2023 al Parc Natural de Cap de Creus. KS és el valor de l'estadístic; p-valor és la significació del test. Quan el p-valor és inferior a 0,05 indica que les diferències són; aquests casos s'han destacat posant els valors en negreta.

| Parc         | Protecció | Estació            | KS           | p-valor         |
|--------------|-----------|--------------------|--------------|-----------------|
| Cap de Creus | RNI       | <b>Encalladora</b> | <b>18,29</b> | <b>&lt;0,05</b> |
|              | RNP       | <b>Forcats</b>     | <b>12,69</b> | <b>&lt;0,05</b> |
|              | PN        | <b>Massana</b>     | <b>5,19</b>  | <b>&lt;0,05</b> |
|              |           | <b>Falconera</b>   | <b>7,70</b>  | <b>&lt;0,05</b> |

## Biomassa

En general, els valors de biomassa de corall vermell al Parc Natural de Cap de Creus són força baixos. L'estació amb un valor més elevat és Forcats, amb 263 g/m<sup>2</sup>, i no ha variat significativament respecte l'anterior mostreig, el 2019. L'estació amb un valor més baix de biomassa és Massana, amb 128 g/m<sup>2</sup>, la qual tampoc ha variat significativament des del 2019. Les altres dues estacions, les quals presenten valors entremitjos, sí que han variat respecte el 2019, augmentant en els dos casos. Pel que fa a l'Encalladora, ha passat de 75 a 198 g/m<sup>2</sup>, sent molt similars als que es van obtenir al 2017 i en el cas de Falconera, el 2019 mostrava un valor de 66 g/m<sup>2</sup>, mentre que aquest 2023 aquest és de 153 g/m<sup>2</sup>, amb una tendència progressiva a l'alça (Figura 19, Taula 11).



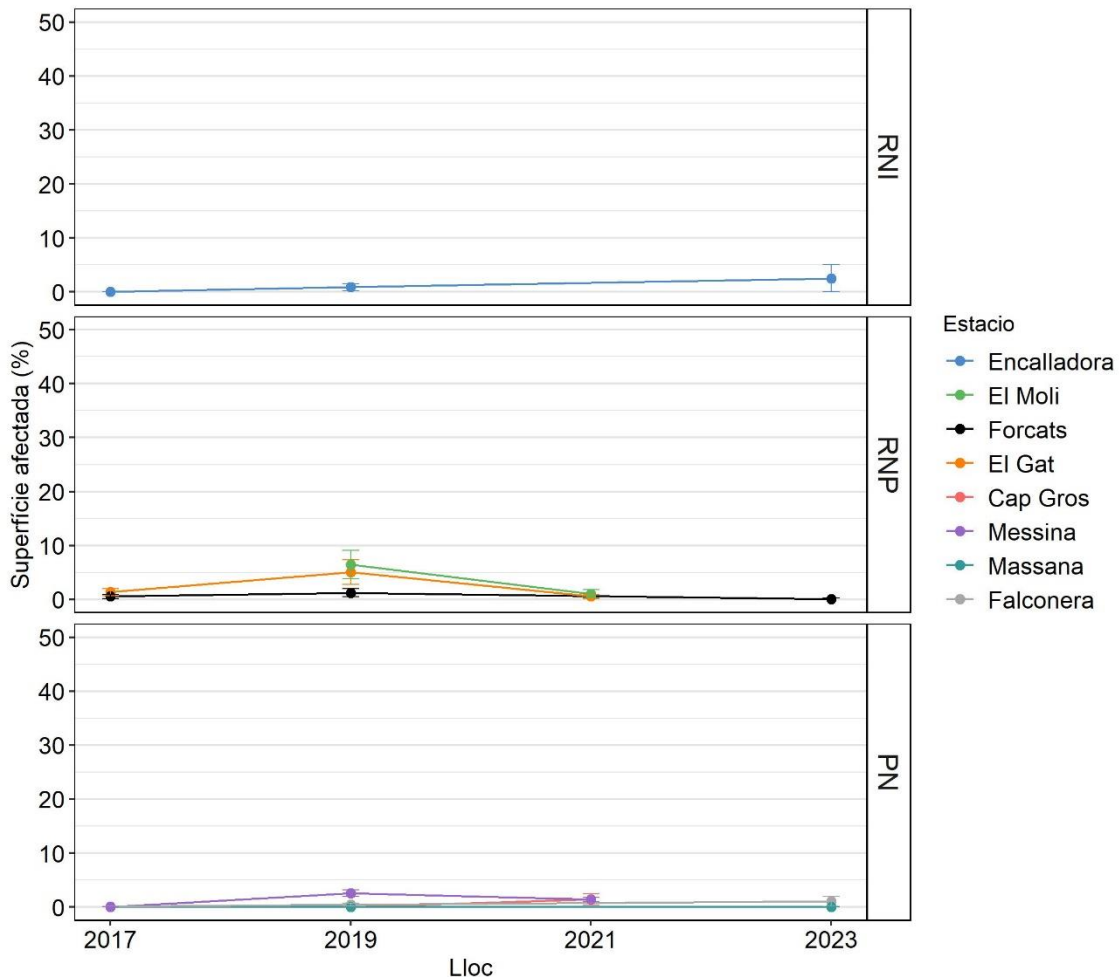
**Figura 19.** Biomassa (g/m<sup>2</sup>) de corall vermell a les diferents poblacions estudiades al Parc Natural de Cap de Creus l'any 2017, 2019, 2021 i 2023. Les barres d'error mostren l'error estàndard. A la dreta s'indica el grau de protecció de cada lloc de mostreig (RNI: Reserva Natural Integral, RNP: Reserva Natural Parcial, PN: Parc Natural). On no hi ha gràfic significa que aquell any no es va dur a terme mostreig.

**Taula 11.** Resultats del test estadístic Kruskal-Wallis comparant la biomassa de cada lloc entre els anys 2019 i 2023 al Parc Natural de Cap de Creus. KS és el valor de l'estadístic; p-valor és la significació del test. Quan el p-valor és inferior a 0,05 indica que les diferències són; aquests casos s'han destacat posant els valors en negreta.

| Parc         | Protecció | Estació            | KS           | p-valor         |
|--------------|-----------|--------------------|--------------|-----------------|
| Cap de Creus | RNI       | <b>Encalladora</b> | <b>10,15</b> | <b>&lt;0,05</b> |
|              | RNP       | <b>Forcats</b>     | 0,41         | 0,52            |
|              | PN        | <b>Massana</b>     | 0,09         | 0,76            |
|              |           | <b>Falconera</b>   | <b>12,81</b> | <b>&lt;0,05</b> |

### Mortalitat

La superfície afectada és molt baixa en totes les estacions mostrejades. L'estació amb una mortalitat més elevada és l'Encalladora, amb només un 2,5%. L'estació de la Massana no presenta afectació. A més, la mortalitat s'ha mantingut estable al llarg dels anys (Figura 20, Taula 12).

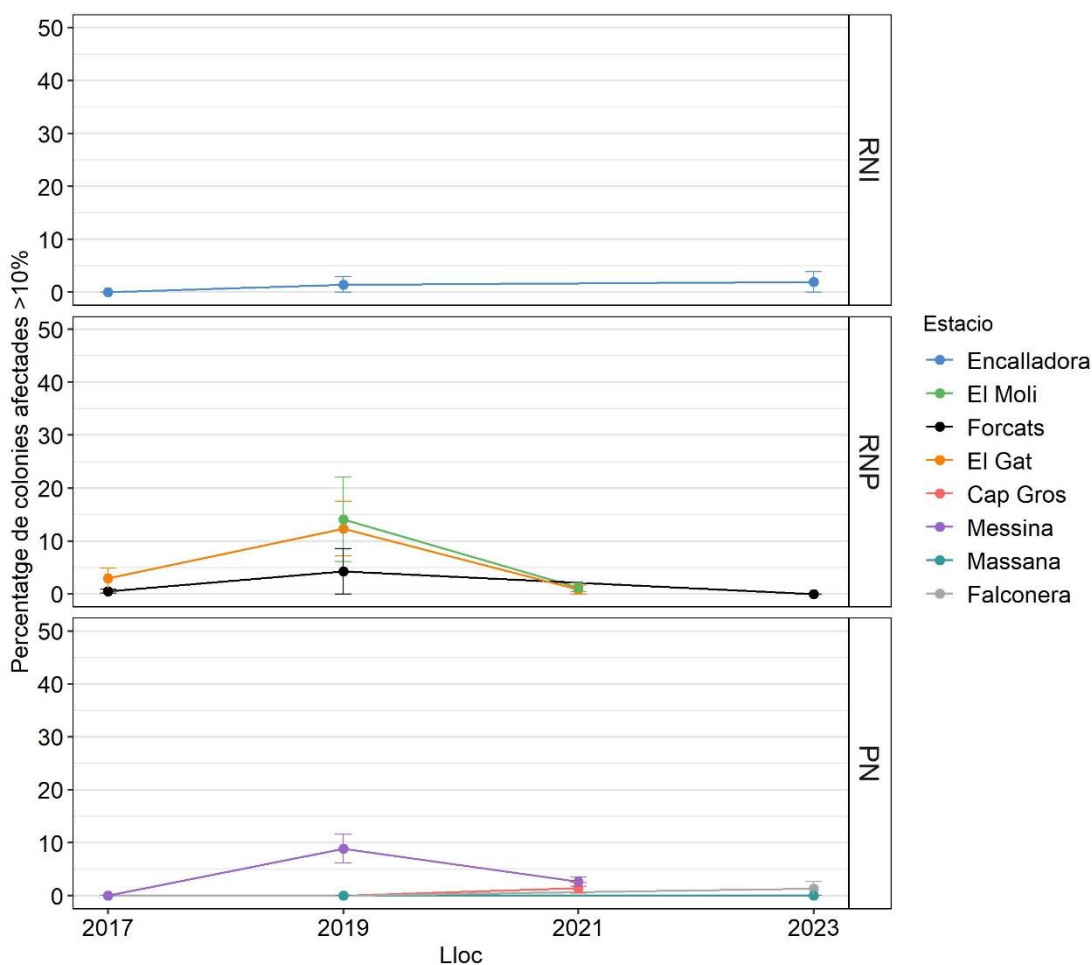


**Figura 20.** Percentatge de superfície afectada (%) de corall vermell a les diferents poblacions estudiades al Parc Natural de Cap de Creus l'any 2017, al 2019, 2021 i 2023. Les barres d'error mostren l'error estàndard. A la part superior s'indica el grau de protecció de cada lloc de mostreig (RNI: Reserva Natural Integral, RNP: Reserva Natural Parcial, PN: Parc Natural). On no hi ha gràfic significa que aquell any no es va dur a terme mostreig.

**Taula 12.** Resultats del test estadístic Kruskal-Wallis comparant la superfície mitjana afectada de cada lloc entre els anys 2019 i 2023 al Parc Natural de Cap de Creus. KS és el valor de l'estadístic; p-valor és la significació del test. Quan el p-valor és inferior a 0,05 indica que les diferències són; aquests casos s'han destacat posant els valors en negreta.

| Parc         | Protecció | Estació            | KS          | p-valor     |
|--------------|-----------|--------------------|-------------|-------------|
| Cap de Creus | RNI       | <b>Encalladora</b> | <b>1,26</b> | <b>0,53</b> |
|              | RNP       | <b>Forcats</b>     | 2,44        | 0,29        |
|              | PN        | <b>Massana</b>     | -           | -           |
|              |           | <b>Falconera</b>   | <b>4,64</b> | <b>0,10</b> |

El percentatge de colònies afectades per mortalitat és molt baix en totes les estacions mostrejades. L'estació amb un percentatge més elevat és Encalladora, amb només un 2%, seguida de Falconera amb un 1,3%; tot i això, aquestes dues estacions no presenten diferències significatives amb el 2019. Massana i Forcats no presenten mortalitat; en el primer cas, l'any 2019 tampoc n'hi havia, però en el segon s'hi va observar un 4,28% de colònies afectades, per tant, aquest ha disminuït (Figura 21, Taula 13).



**Figura 21.** Percentatge de colònies afectades amb més de 10% d'afectació de corall vermell a les diferents poblacions estudiades al Parc Natural de Cap de Creus els anys 2017, 2019, 2021 i 2023. A la part esquerra s'indica el grau de protecció de cada lloc de mostreig (RNI: Reserva Natural Integral, RNP: Reserva Natural Parcial, PN: Parc Natural). On no hi ha gràfic significa que aquell any no es va dur a terme mostreig.

**Taula 13.** Resultats del test estadístic Kruskal-Wallis comparant la superfície mitjana afectada de cada lloc entre els anys 2019 i 2023 al Parc Natural de Cap de Creus. KS és el valor de l'estadístic; p-valor és la significació del test. Quan el p-valor és inferior a 0,05 indica que les diferències són; aquests casos s'han destacat posant els valors en negreta.

| Parc         | Protecció | Estació            | KS    | p-valor |
|--------------|-----------|--------------------|-------|---------|
| Cap de Creus | RNI       | <b>Encalladora</b> | 0,002 | 0,97    |
|              | RNP       | <b>Forcats</b>     | -     | -       |
|              | PN        | <b>Massana</b>     | -     | -       |
|              |           | <b>Falconera</b>   | 0,53  | 0,47    |

## Discussió

El seguiment de les poblacions de corall vermell dins del Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter i el Parc Natural de Cap de Creus ens mostra un estat de conservació d'aquesta espècie lluny de l'estat en què s'esperaria trobar les poblacions d'Àrees Marines Protegides i que s'observen en altres indrets protegits de la Mediterrània (Linares *et al.* 2010; Montero-Serra *et al.* 2019). Tot i així, dins de cada estació es veu, en general, com els valors es mantenen estables al llarg del temps indicant que durant aquest seguiment no s'han donat impactes grans en aquestes estacions a cap dels dos Parcs.

La densitat mostra diferències entre els parcs, tot i que es mantenen al llarg dels anys en ambdós casos. El PN del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter presenta unes densitats més elevades que el PN de Cap de Creus, tot i que aquest any els valors més elevats de densitat es troben dins d'aquest últim, concretament a la Messina. Respecte a les diferències significatives, en comparació a l'any anterior de seguiment, veiem que ha augmentat significativament a l'estació de Falconera i ha disminuït a Forcats dins del PN de Cap de Creus, i ha disminuït a Vaca Sud i segueix augmentant a Dofí Fora (tot i que sense donar significació en el test estadístic) al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. Tot i això, no hi ha grans diferències respecte els anys anteriors en la majoria d'estacions. A més, s'ha de tenir en compte que la densitat no és el paràmetre més informatiu per aquesta espècie, doncs en general les poblacions que tenen colònies de mida petita presenten una densitat més elevada que les que tenen colònies de mida més gran (Rossi *et al.* 2008) i que a mesura que les poblacions van madurant poden perdre densitat, tot i que s'han observat poblacions, considerades molt prístines, amb densitats i talles molt elevades (Garrabou *et al.* 2017b). A més, els augments de densitat es veuen relacionats amb entrades de reclutes, que poden tenir una supervivència baixa al llarg del temps.

Pel que fa a l'alçada mitjana, en general es pot apreciar que els valors es mantenen al llarg dels anys en ambdós parcs. En el Parc Natural del Cap de Creus, destaca l'Encalladora que augmenta arribant a valors similars als 2017, i Forcats, que també augmenta aquest paràmetre de forma significativa. L'Encalladora és una estació que al 2021 va patir un impacte de furtivisme el que va fer baixa la mida de les colònies però aquest any s'han pogut trobar colònies grans que han

augmentat la mida mitjana. Aquests canvis significatius venen donats pel baix nombre de colònies que es troben en aquesta estació i per la fondària a la que es troben, prop dels 40 metres de fondària, el que fa que sigui una estació on el seu seguiment sigui força complicat. Per contra, l'augment de talla en Forcats, es relaciona amb la baixada de densitat comentada anteriorment, que indicaria que es una població que va madurant, amb menors densitat a mesura que augmenten les mides de les colònies. Tot i així, si comparem els dos parcs, veiem com l'alçada mitjana dins del PN de Cap de Creus és menor que la trobada al PN del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter, encara que en cap dels dos parcs arriben al nivell mínim de talla per la qual es considerarien poblacions de corall en bon estat de conservació (que seria el 30% de les colònies amb una talla superior als 100 mm) o els valors esperats de poblacions entre els 0-50 m de fondària (entre 4 i 10%) (Garrabou *et al.* 2017a; Linares *et al.* 2018).

Per altra banda, tot i que la mitjana del PN de Cap de Creus sigui més baixa, podem trobar les talles més grans dins d'aquest parc, a l'estació de l'Encalladora, que presenta una elevada proporció de colònies entre 60 i 100 mm. Al PN del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter les talles més grans es troben a la Vaca Nord i a la Vaca Sud. Les talles més grans detectades a l'Encalladora estarien relacionades amb la baixa densitat, i aquesta relació entre densitat i talla moltes vegades està relacionada amb la profunditat; mentre que a profunditats someres trobem una alta densitat de colònies i una talla mitjana més baixa, a grans profunditats esperaríem el contrari, valors de densitat més baixos i de talla més elevada (Rossi *et al.* 2008). S'ha de tenir en compte que a l'Encalladora les colònies de corall les troben al límit dels 40 metres, essent l'estació a major fondària que estem estudiant. A més, les majors talles detectades en general al PN del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter respecte al PN de Cap de Creus reflecteixen l'efecte d'una major pressió de pesca en aquest últim, ja que mentre que a les Illes Medes la prohibició de la pesca va entrar en vigor el 1983, al PN de Cap de Creus aquesta prohibició es va produir l'any 1998, i únicament era vàlida per les poblacions de les Reserves Naturals Parcials i la Integral. Fora d'aquestes es va permetre pescar fins l'any 2018, quan va començar la veda temporal de deu anys en aigües interiors (Garrabou *et al.* 2017a).

Un paràmetre que ens ajuda a entendre l'estat de les poblacions de corall vermell de forma més general és la biomassa. Aquesta ens mostra la diferència entre els dos parcs. Així com al PN del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter veiem valors màxims de 500 g/m<sup>2</sup> a Dofi Fora i Vaca Sud i Nord (aquestes mostrant una tendència significativa a l'augment d'aquest paràmetre), al PN de Cap de Creus veiem que aquests no arriben als 250 g/m<sup>2</sup>, ni en el cas de l'Encalladora, ja que té colònies de mida gran però una densitat molt baixa. L'estació de la Falconera, al Cap de Creus, presenta una tendència significativa a l'augment d'aquest paràmetre, tot i que s'ha de veure si aquesta evolució continua en els propers anys. Aquest augment de la biomassa podria estar relacionat amb el fet de que fa uns anys que no hi ha boia en aquesta estació i per tant, això dificulta la seva accessibilitat. En quant als valors de biomassa dins del PN del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter veiem que els que mostren una tendència significativa a la baixa són els de la Trona, que es troba en la zona parcialment protegida. En aquesta estació, les colònies es troben molt a prop del fons i amb una taxa de sedimentació molt elevada que podria explicar l'empitjorament del seu estat de conservació.

Pel que fa al reclutament, l'entrada de noves colònies a la població, tot i els valors baixos en totes les estacions, aquest any s'ha vist un major nombre de reclutes a la Reina, que com podem veure a l'estructura de talles, que presenta una estructura pròpia d'una població jove, on abunden les talles petites, en tots els anys d'estudi. Al PN de Cap de Creus totes les estacions presenten reclutaments molt estables i baixos.

En quant al percentatge de mortalitat (tant el percentatge de teixit afectat com de colònies afectades), en general, els valors han estat força baixos, on en cap cas superen el 10% de colònies afectades (excepte en la Reina que està al voltant del 20% i el Dofí Nord arriba al 10,4% de les colònies afectades), per tant, estem davant de taxes de mortalitat dins els rangs naturals esperables per aquesta espècie (Garrabou *et al.* 2001). Comparant els dos parcs, s'observa una mortalitat inferior al PN de Cap de Creus que al PN del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter, principalment degut a la profunditat de les colònies, que no estan sotmeses a un estrès tèrmic tan elevat com a les Illes Medes. A més, la situació geogràfica i les condicions orogràfiques també hi influeixen, ja que aquesta zona és on es troben les aigües superficials més fredes de tota la Mediterrània Occidental amb corrents molt fortes (Linares *et al.* 2018). Sobre la mortalitat dins Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter veiem l'única estació amb una afectació elevada és la de la Reina arribant al 20% de colònies afectades i amb una superfície mitjana afectada del 100%. Per tant, es pot confirmar que l'efecte de les onades de calor que estan afectant greument a altres espècies dins els Parcs, de moment no són un problema rellevant per a la conservació d'aquesta espècie.

Respecte a l'observació de colònies amb evidències d'haver estat pescades, aquesta no s'ha detectat de manera rellevant aquest any de mostreig. El que sí que s'ha pogut veure al fons de la Reina és un elevat nombre de colònies trencades, tot i que no sabem si aquestes provenen d'impactes amb bussejadors o de temporals forts que les poden haver fet caure degut aque estaven afectades per mortalitat i, per tant, són més vulnerables, ja que hem vist com la part més basal queda recoberta més fàcilment d'epibiosi.

En termes generals, les poblacions de corall vermell del Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter mostren un millor estat de conservació que les poblacions del Parc Natural de Cap de Creus, tot i que aquests disten de l'estat de les poblacions de corall vermell esperades dins d'una Àrea Marina Protegida (Linares *et al.* 2010; Garrabou *et al.* 2017a). A més, cal afegir que les poblacions de corall es troben a diferents profunditats en ambdós parcs; mentre que al Parc Natural del Cap de Creus es troba a una profunditat d'entre 26 i 39 m, al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i Baix Ter es troba entre els 15 i 27 m. Això és degut principalment a l'orografia pròpia de cada parc: al Cap de Creus trobem roca de naturalesa més calcària, pròpia de les comunitats de coral-ligen, a més profunditat en comparació a les Illes Medes, on es pot trobar a profunditats molt més somes (Linares *et al.* 2018). Cal remarcar aquesta diferent distribució batimètrica, ja que les profunditats a la que es troben les poblacions a Cap de Creus dificulta en gran manera aquest seguiment. Per aquest motiu, a l'hora de determinar la relació entre tots aquests paràmetres i les estacions, s'han de tenir en compte altres factors com els processos intraespecífics, les interaccions a escala de comunitat i els motors ambientals (Garrabou *et al.* 2017b) que afecten de forma diferent a cada zona.



Tots aquests resultats ens indiquen que tot i que no s'observen tendències preocupants entre els anys estudiats, les poblacions de corall vermell no estan en l'estat desitjable en el qual s'esperaria trobar poblacions protegides. Per exemple, tot i la presència de colònies grans a l'Encalladora, Reserva Integral, la densitat d'aquestes és molt baixa, el que fa que no sigui una població excepcional com s'esperaria pel seu grau de protecció. Aquest estat de conservació de totes les poblacions estudiades prové d'impactes que han ocorregut en el passat o que poden estar també actuant avui en dia, com podria ser l'augment de submarinistes, la presència de pescadors furtius o, indirectament, amb l'augment de les temperatures (de moment únicament estaria afectant a la Reina) i la interacció entre tots aquests factors. Tot això, impedeix que les poblacions arribin a mides i densitats adequades per considerar-les en bon estat de conservació després d'anys de protecció i, per tant, s'hauria de garantir la mitigació de tots els impactes que puguin afectar aquesta espècie, sobretot els que són més factibles a nivell de gestió com una bona vigilància i la reducció d'impactes del busseig quan sigui necessari. Un bon exemple d'això podria ser el cas de la Falconera, on el fet que no sigui accessible per la manca de boia en aquesta estació, pot estar induint una millora en el seu estat de conservació que s'haurà de seguir en un futur.

## Conclusions

Les estacions del PN del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter mostren uns valors mitjans de mida, biomassa i densitats més elevades que les estacions dins del PN de Cap de Creus, tot i que amb valors molt llunyans del que es podria esperar d'una població en bon estat de conservació.

Els valors de biomassa, que ens integren la densitat i la mida de les colònies, són molt baixos en totes les estacions, principalment les del PN de Cap de Creus, inclosa la Reserva Integral de l'Encalladora per la seva baixa densitat, reflectint la pressió antròpica que ha patit aquesta zona al llarg dels anys.

Tot i que, en general, els valors de densitat, alçada i biomassa, mostren una elevada estabilitat al llarg dels anys i que les colònies presenten percentatges de mortalitat dins els rangs naturals esperables per aquesta espècie, no es pot concloure que no hi hagi impactes, ja que cal remarcar que els valors analitzats disten dels valors esperats de poblacions sanes de corall vermell vistos en altres indrets del Mediterrani. A més, cal remarcar la lenta dinàmica poblacional d'aquesta espècie que fa la seva recuperació a impactes grans en el passat sigui molt lenta i difícilment observable a curt-mig termini.

Com s'ha detectat anteriorment, la mortalitat observada per les onades de calor en aquesta espècie és molt baixa, però no s'ha de perdre de vista aquest indicador, ja que el canvi climàtic fa que cada vegada hi hagi fenòmens climàtics més extrems i més freqüents, que fa més vulnerables les colònies a altres impactes, com podria estar ocorrent a la Reina. Per aquest motiu, s'haurà de seguir l'evolució d'aquest impacte sobre aquesta espècie al llarg del temps.

Per tant, s'ha de seguir observant si els valors milloren o no amb el pas del temps i si s'han d'implementar noves mesures de conservació per aquesta espècie.

## Bibliografia

- Andaloro, F., Cicogna, F. (1993). Fishing red coral: problems and management. *Red Coral in the Mediterranean Sea, Art, History and Science*, 31–157.
- Bruckner, A. W. (2009). Rate and extent of decline in *Corallium* (pink and red coral) populations: existing data meet the requirements for a CITES Appendix II listing. *Marine Ecology Progress Series*, 397, 319–332.
- Bruckner, A. W. (2014). Advances in management of precious corals in the family Corallidae: Are new measures adequate? *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 7, 1–8.
- Cerrano, C., Bavestrello, G., Bianchi, C. N., Cattaneo-Vietti, R., Bava, S., Morganti, C., i Sponga, F. (2000). A catastrophic mass-mortality episode of gorgonians and other organisms in the Ligurian Sea (North-western Mediterranean), summer 1999. *Ecology letters*, 3(4), 284–293.
- Costantini, F., Taviani, M., Remia, A., Pintus, E., Schembri, P. J., Abbiati, M. (2010). Deep-water *Corallium rubrum* (L., 1758) from the Mediterranean Sea: Preliminary genetic characterisation. *Marine Ecology*, 31(2), 261–269.
- Garrabou, J., Perez, T., Sartoretto, S., Harmelin, J. G. (2001). Mass mortality event in the Provence region's red coral *Corallium rubrum* populations (France, NW Mediterranean). *Marine Ecology Progress Series*, 217, 263–272.
- Garrabou, J., Harmelin, J.G. (2002). A 20-year study on life-history traits of a harvested long-lived temperate coral in the NW Mediterranean: insights into conservation and management needs. *Journal of Animal Ecology*, 71(6), 966–978.
- Garrabou, J., Coma, R., Bensoussan, N., Bally, M., Chevaldonn, P., Cigliano, M., Cerrano, C. (2009). Mass mortality in Northwestern Mediterranean rocky benthic communities: Effects of the 2003 heat wave. *Global Change Biology*, 15(5), 1090–1103.
- Garrabou, J., Cattaneo-Vietti, R., Santangelo, G., Linares, C.L., Cerrano, C., Garcia, S., Goffredo, S., Ocaña, O. (2015). *Corallium rubrum*. The IUCN Red List of Threatened Species 2015) . e.T50013405A50605375
- Garrabou, J., Linares, C., Montero-Serra, I., Ledoux, J. B., López-Sanz, À., Olvera, A., Gili, J. M. (2017a). Informe sobre l'estat de les poblacions de corall vermell (*Corallium rubrum*) a les aigües de Catalunya.
- Garrabou, J., Sala, E., Linares, C., Ledoux, J. B., Montero-Serra, I., Dominici, J. M., Harmelin, J. G. (2017b). Re-shifting the ecological baseline for the overexploited Mediterranean red coral. *Scientific Reports*, 7, 1–6.
- Garrabou, J., Gómez-Gras, D., Medrano, A., Cerrano, C., Ponti, M., Schlegel, R., Bensoussan, N., Turicchia, E., Sini, M., Gerovasileiou, V., Teixido, N., Mirasole, A., Tamburello, L., Cebrian, E., Rilov, G., Ledoux, J.-B., Ben Souissi, J., Khamassi, F., Ghanem, R., ... Harmelin, J.-G. (2022). Marine heatwaves drive recurrent mass mortalities in the Mediterranean Sea. *Global Change Biology*, 28, 5708–5725.

- Gómez-Gras, D., Linares, C., Dornelas, M., Madin, J. S., Brambilla, V., Ledoux, J. B., ... i Garrabou, J. (2021). Climate change transforms the functional identity of Mediterranean coralligenous assemblages. *Ecology Letters*, 24(5), 1038-1051.
- Grenier M, Idan T, Chevaldonné R, Pérez T. (2023). Mediterranean marine keystone species on the brink of extinction. *Global Change Biology*. 2023;29:1681–3.
- Jones, C. G., Lawton, J. H., i Shachak, M. (1994). Organisms as ecosystem engineers. *Oikos*, 373-386.
- Kruskal, W.H., Wallis, W.A. (1952) Use of Ranks in One-Criterion Variance Analysis. *Journal of American Statistical Association*, 47, 583–621.
- Linares, C., Bianchimani, O., Torrents, O., Marschal, C., Drap, P., Garrabou, J. (2010). Marine Protected Areas and the conservation of long-lived marine invertebrates: The Mediterranean red coral. *Marine Ecology Progress Series*, 402, 69–79.
- Linares, C., Garrabou, J., Hereu, B., Diaz, D., Marschal, C., Sala, E., Zabala, M. (2012). Assessing the Effectiveness of Marine Reserves on Unsustainably Harvested Long-Lived Sessile Invertebrates. *Conservation Biology*, 26(1), 88–96.
- Linares, C., Rovira, G., Cabrito, A., Aspillaga, E., Capdevila, P., López-Sanz, A., Montero-Serra, I., Garrabou, J. (2018). Seguiment de les poblacions de corall vermell al Parc Natural de Cap de Creus i al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. Seguiment del medi marí al Parc Natural de Cap de Creus i al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. Memòria tècnica 2017. Generalitat de Catalunya. Departament de Territori i Sostenibilitat. Direcció General de Polítiques Ambientals i Medi Natural.
- Linares, C., Margarit, N., Rovira, G., (2019). Informe *Avaluació de l'estat de conservació de la població del corall vermell (Corallium rubrum) situada dins de la reserva integral de l'Encalladora al Parc Natural de Cap de Creus*.
- Linares, C., Margarit, N., Rovira, G., Casals, D., Ortega, J. (2020). *Seguiment de les poblacions de corall vermell al Parc Natural de Cap de Creus i al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. Seguiment del medi marí al Parc Natural de Cap de Creus i al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter*. Memòria tècnica 2019. Generalitat de Catalunya. Departament de Territori i Sostenibilitat. Direcció General de Polítiques Ambientals i Medi Natural. pp 41-66.
- Marchetti, R. (1965). Recherche sul corallo rosso della costa ligure e toscana. II. Il Promontorio di Portofino. *Rediconti. Istituto Lombardo. Accademia Di Scienze E Lettere B Scienze Biologiche E Mediche*, 99, 279–316.
- Montero-Serra, I., Linares, C., García, M., Pancaldi, F., Frléta-Valić, M., Ledoux, J. B., Garrabou, J. (2015). Harvesting effects, recovery mechanisms, and management strategies for a long-lived and structural precious coral. *PLoS ONE*, 10(2), 1–14.
- Montero-Serra, Linares, C., Doak, D. F., Ledoux, J. B., Garrabou, J. (2018). Strong linkages between depth, longevity and demographic stability across marine sessile species. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 285, 20172688.

- Montero-Serra I, Garrabou J Doak K, Ledoux JB, Linares C (2019). Marine protected areas enhance structural complexity but do not buffer the detrimental consequences of ocean warming for an overexploited precious coral. *Journal of Applied Ecology*, 56(5), 1063-1074.
- Oliver, E. C. J., Donat, M. G., Burrows, M. T., Moore, P. J., Smale, D. A., Alexander, L. V., Benthuyssen, J. A., Feng, M., Gupta, A. S., Hobday, A. J., Holbrook, N. J., Perkins-Kirkpatrick, S. E., Scannell, H. A., Straub, S. C., i Wernberg, T. (2018). Longer and more frequent marine heatwaves over the past century. *Nature Communications*, 9, 1324.
- Rossi, S., Tsounis, G., Orejas, C., Padrón, T., Gili, J. M., Bramanti, L., Teixidó, N., i Gutt, J. (2008). Survey of deep-dwelling red coral (*Corallium rubrum*) populations at Cap de Creus (NW Mediterranean). *Marine Biology*, 154(3), 533–545.
- Santangelo, G., Abbiati, M. (2001). Red coral: conservation and management of an over-exploited Mediterranean species. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 11(4), 253-259.
- Taviani, M., Friewald, A., Beuck, L., Angeletti, L., Remia, A., Vertino, A., ... i Schembri, P. J. (2010). The deepest known occurrence of the precious red coral *Corallium rubrum* (L. 1758) in the Mediterranean Sea.
- Tsounis, G., Rossi, S., Grigg, R., Santangelo, G., Bramanti, L., Gili, J.M. (2010). The Exploitation and Conservation of Precious Corals. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, 48: 161–212.
- Zentner, Y., Margarit, N., Ortega, J., Casals, D., Medrano, A., Pagès-Escolà, M., ... i Linares, C. (2023). Marine protected areas in a changing ocean: Adaptive management can mitigate the synergistic effects of local and climate change impacts. *Biological Conservation*, 282, 110048.
- Zibrowius, H., Monteiro-Marques, V., Grasshoff, M. (1984). La repartition du *Corallium rubrum* dans l'Atlantique (Cnidaria: anthozoa: Gorgonaria). *Téthys*, 11, 163–170.

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

Lucas Hayes, Graciela Rovira, Núria Margarit, Júlia Ortega, Aina del Alcázar, Neus Sanmartí, Bernat Martí, Yanis Zentner, Núria Viladrich, Bernat Hereu

- Les comunitats algals del Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter són més riques i presenten espècies amb major estructura morfològica que les comunitats del Parc Natural de Cap de Creus.
- Aquesta diferència ha estat consistent en el temps, tot i que de mitjana els dos parcs evolucionen d'una manera similar en el temps, generalment cap a comunitats amb menor dominància d'algues frondoses erectes.
- Les poblacions de *G. elegans* al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter van mostrar signes de recuperació a l'any 2017. Enguany, mostren una tendència estable respecte el darrer mostreig.
- Diverses mesures de gestió i restauració passiva i activa es podrien aplicar per conservar i restaurar els boscos algals i les seves funcions ecosistèmiques.

- Enguany les poblacions de garota comuna (*P. lividus*) han disminuït generalment al Parc Natural de Cap de Creus, i han mostrat tendències variades al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. S'observa una gran variabilitat espacial en la densitat i tendències temporals d'aquesta espècie, generalment atribuïble a diferències en el reclutament.
- Les poblacions de garota negra (*A. lixula*) mostren tendències força estables, tot i que en algunes localitats han incrementat molt en els darrers anys. També s'ha observat en els darrers anys major nombre de reclutes d'aquesta espècie.
- L'escalfament de l'aigua pot ser un factor que influeixi en què *A. lixula* es faci més dominant als Parcs Naturals de Catalunya. Això podria resultar en una menor capacitat de recuperació de boscos algals en zones de blancall.
- La Reserva Integral de l'Encalladora mostra una elevada densitat de garotes respecte les zones adjacents. Aquest patró ha estat consistent en el temps i per tant sembla que els peixos no poden controlar els herbívors en aquesta RI.

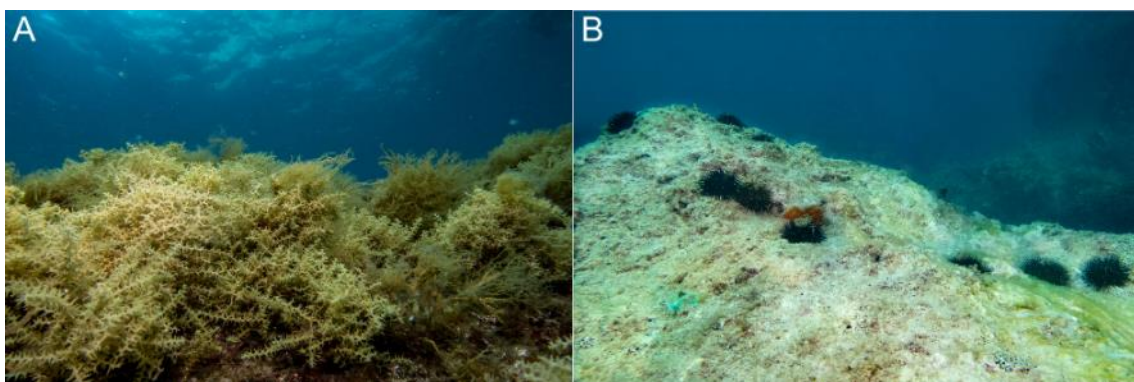
### Aquest capítol ha de ser citat com:

Hayes, L., Rovira, G., Margarit, N., Ortega, J., Sanmartí, N., del Alcázar, A., Martí, B., Zentner, Y., Viladrich, N., Hereu, B. (2023). Seguiment de les comunitats algals i les poblacions de garotes al Parc Natural de Cap de Creus i al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. *Seguiment del medi marí al Parc Natural de Cap de Creus i al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. Memòria tècnica 2023*. Generalitat de Catalunya. Departament de Territori i Sostenibilitat. Direcció General de Polítiques Ambientals i Medi Natural. pp 84-114.

## Introducció

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

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



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

Una de les causes més rellevants de la davallada de les algues formadores d'hàbitat arreu de la Mediterrània és la sobrepastura per part de garotes, derivada de la sobrepesca de peixos

(principals depredadors de les garotes), que pels anomenats efectes tròfics en cascada ha causat la proliferació excessiva d'aquests herbívors (Sala *et al.* 1998). Donat el paper clau de les garotes com a principals herbívors del Mediterrani, l'augment de les seves poblacions degut a la desregulació de la xarxa tròfica ha comportat un excés de pressió d'herbivorisme, fet que té repercussions negatives no només a nivell ecològic, sinó també a nivell paisatgístic, als ecosistemes bentònics litorals.

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

Així, en aquest seguiment també s'han censat les poblacions de les garotes *Paracentrotus lividus* i *Arbacia lixula*, les dues espècies més freqüents en ambients fotòfils. Tot i que és menys freqüent, *A. lixula* té l'interès que pot competir amb *P. lividus* (ja sigui pels recursos tròfics o per els refugis que les protegeixen contra els seus depredadors), i a més es considera una espècie termòfila (Wangensteen *et al.* 2012), fet que podria causar possibles canvis a més gran escala degut als efectes del canvi climàtic.

Una altre de les pressions més preocupants, que podrien comportar canvis molt significatius en les comunitats algals és l'arribada d'espècies invasores. Un exemple rellevant als Parcs Naturals de Catalunya i a la costa catalana és el d'*Asparagopsis armata*, una alga vermella provinent de les costes Australianes i Neozelandeses i introduïda a la Mediterrània als anys 20 del segle passat (Feldmann i Feldmann, 1942), que monopolitza l'espai i domina les comunitats o és present durant la època de màxima producció. Una altra espècie invasora detectada als Parcs Naturals de Catalunya és *Womersleyella setacea*, detectada al Montgrí l'any 2010 (Hereu *et al.* 2010). Aquesta alga invasora creix en ambients esciòfils, generant un coixí molt dens arran de superfície que impedeix en creixement i reclutament d'altres espècies, tal com s'ha constatat en altres indrets del Mediterrani (Piazzi *et al.* 2002; Ballesteros *et al.* 2009).

*Caulerpa cylindracea* és una altra espècie invasora que pot causar diversos efectes adversos sobre els ecosistemes Mediterranis (Ceccherelli *et al.* 2000; Klein i Verlaque, 2008). A Catalunya es va detectar per primer cop el 2008 a les costes del Garraf, i no és fins el 2016 que es cita la seva presència a Begur i a cala Canyelles Grosses al cap de Creus (Ballesteros *et al.* 2017a,b). La distribució d'aquesta espècie ha anat augmentant als darrers anys, i s'ha detectat recentment en diverses zones del cap de Creus el seguiment dels Parcs Naturals de Catalunya (Hereu *et al.* 2019; Margarit *et al.* 2021; Ortega *et al.* 2023).

Altres espècies invasores de gran impacte distribuïdes arreu de la Mediterrània són *Lophocladia lallemandii* o *Rugulopterix okamuræ* que no són presents actualment als Parcs Naturals marins de Catalunya, però sí que són presents en zones properes, de manera que l'amenaça d'arribada és continua.

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

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

## Material i mètodes

### Disseny de mostreig

Per al seguiment de les comunitats algals i les poblacions de garotes, s'han monitoritzat un total de 8 estacions al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter distribuïdes en 2 estacions al Parc Natural (PN), 1 a la Zona Perifèrica de la Protecció (ZPP), 4 a la Reserva Natural Parcial (RNP) i 1 a la Zona de Control (ZC), i 10 estacions al Parc Natural de Cap de Creus, distribuïdes en 5 estacions al Parc Natural (PN), 4 a la Reserva Natural Parcial (RNP) i 1 estació a la Reserva Natural Integral (RNI) (Taula 1, Figures 2 i 3). A l'inici del seguiment d'aquest descriptor, aquestes estacions es varen distribuir en zones amb les mateixes característiques ambientals (fondària de 5 metres amb sobre substrat rocós amb orientació, topografia i rugositat semblants) per a minimitzar la possible variabilitat ambiental. El mostreig d'aquest indicador s'ha realitzat durant els mesos de maig i juny del 2023.



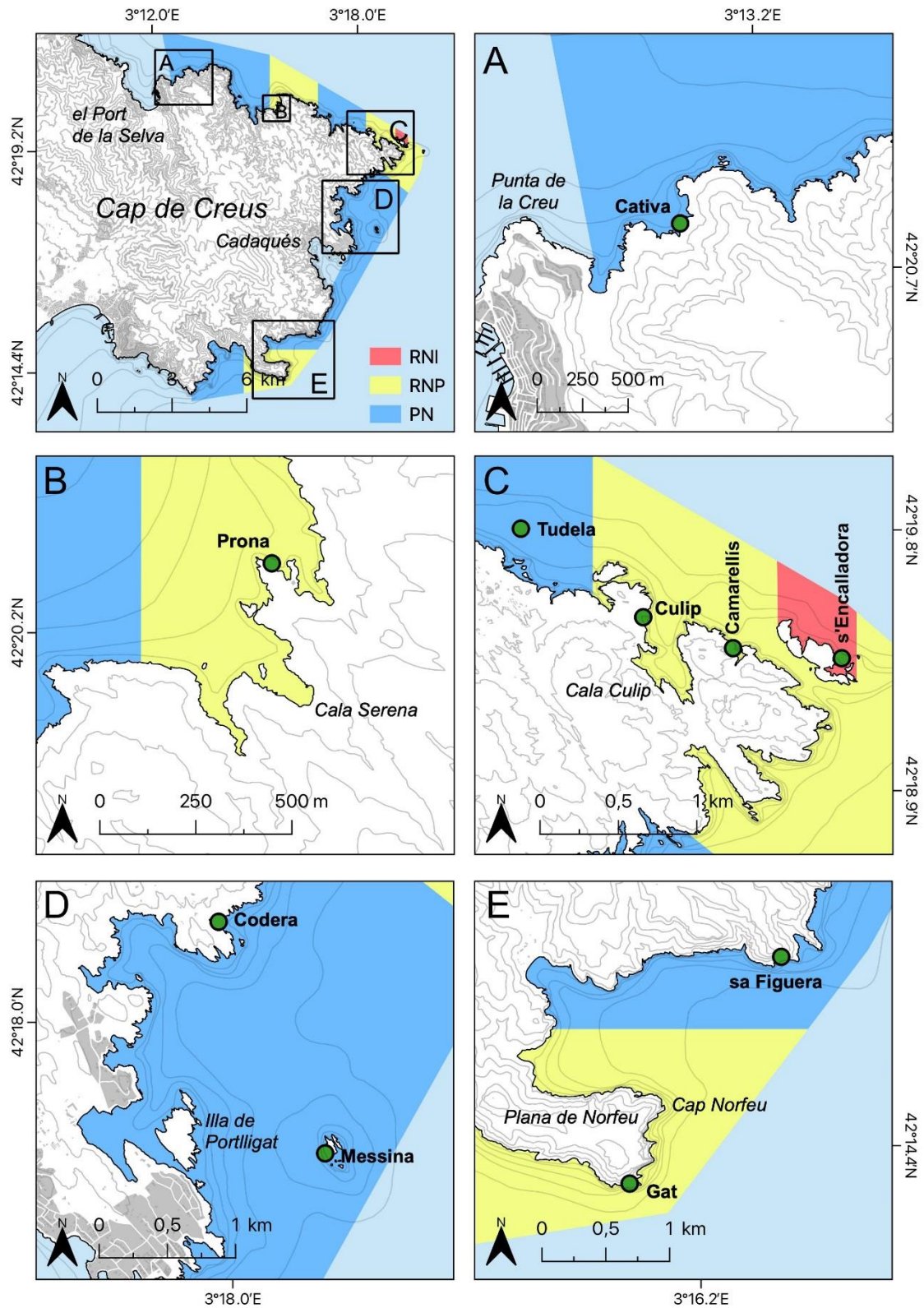
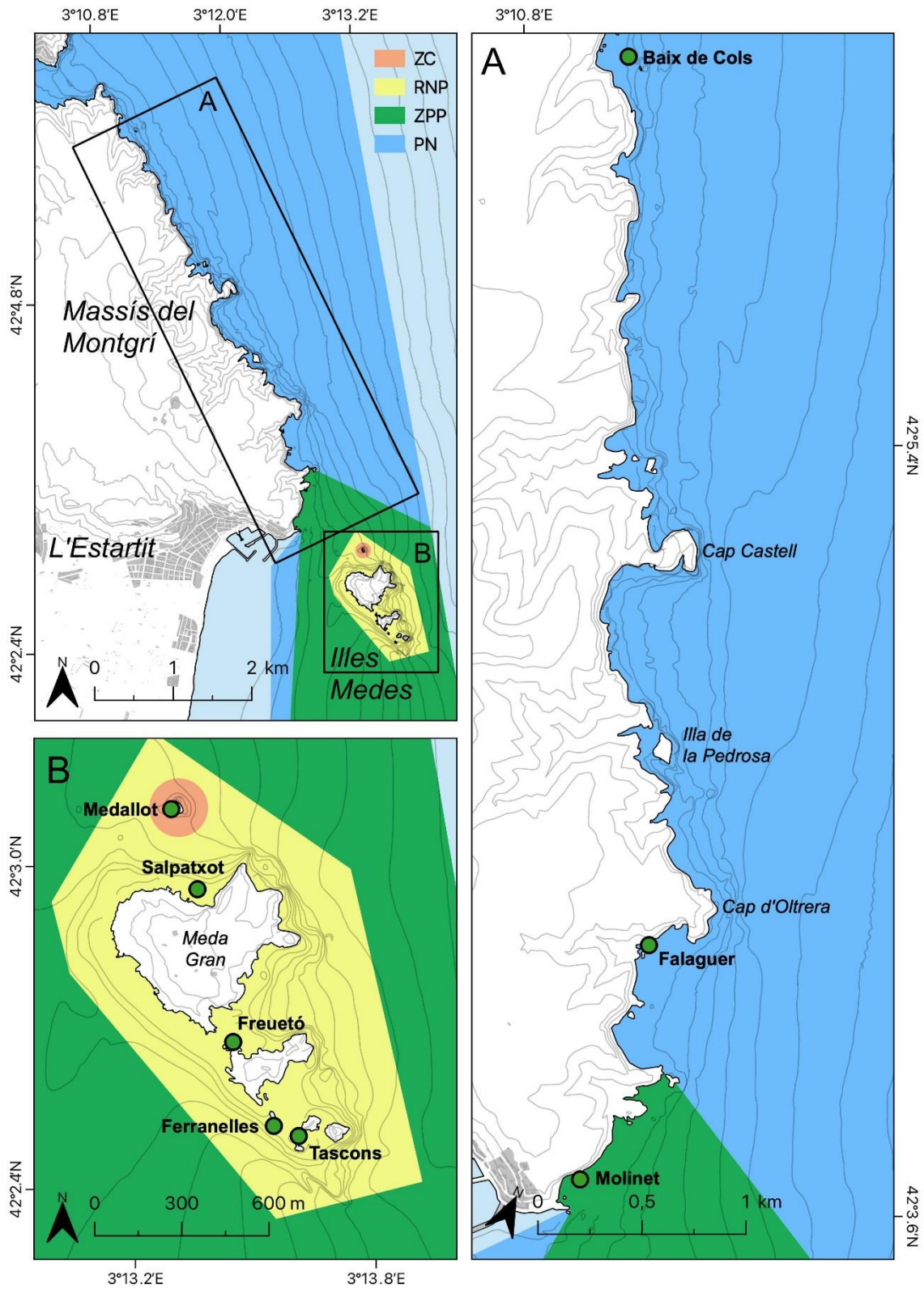


Figura 2. Mapa de les estacions de mostreig del Parc Natural de Cap de Creus d'algues i garotes de l'any 2023. Grau de protecció: Reserva Natural Integral (RNI), Reserva Natural Parcial (RNP) i Parc Natural (PN).



**Figura 3.** Mapa de les estacions de mostreig del Parc Natural del Montgrí, Illes Medes i Baix Ter, d'algues i garotes de l'any 2023. Grau de protecció: Reserva Natural Integral (RNI), Reserva Natural Parcial (RNP), Zona Perifèrica a la Protecció (ZPP) i Parc Natural (PN).

**Taula 1.** Estacions de mostreig d'algues i garotes de l'any 2021. Grau de protecció: Reserva Natural Integral (RNI), Zona Control (ZC), Zona Perifèrica a la Protecció (ZPP), Reserva Natural Parcial (RNP) i Parc Natural (PN).

| Parc            | Protecció | Estació      | Fondària (m)  | Data mostreig |            |
|-----------------|-----------|--------------|---------------|---------------|------------|
| Cap de Creus    | RNI       | Encalladora  | 5             | 2023-06-12    |            |
|                 |           | RNP          | Prona         | 5             | 2023-05-30 |
|                 |           |              | Culip         | 5             | 2023-05-29 |
|                 |           |              | Camarellís    | 5             | 2023-05-31 |
|                 |           |              | el Gat        | 5             | 2023-06-13 |
|                 | PN        |              | Cativa        | 5             | 2023-05-30 |
|                 |           |              | Tudela        | 5             | 2023-05-31 |
|                 |           |              | Codera        | 5             | 2023-06-01 |
|                 |           |              | Messina       | 5             | 2023-06-01 |
|                 |           |              | Punta Figuera | 5             | 2023-06-12 |
| Medes i Montgrí | RNI       | Medallot     | 5             | 2023-06-08    |            |
|                 | RNP       | Salpatxot    | 5             | 2023-06-07    |            |
|                 |           | Freuetó      | 5             | 2023-05-25    |            |
|                 |           | Ferranelles  | 5             | 2023-05-26    |            |
|                 |           | Tascons      | 5             | 2023-06-09    |            |
|                 | PN        | Baix de Cols | 5             | 2023-06-07    |            |
|                 |           | Falaguer     | 5             | 2023-05-24    |            |
| Molinet         |           | 5            | 2023-06-08    |               |            |

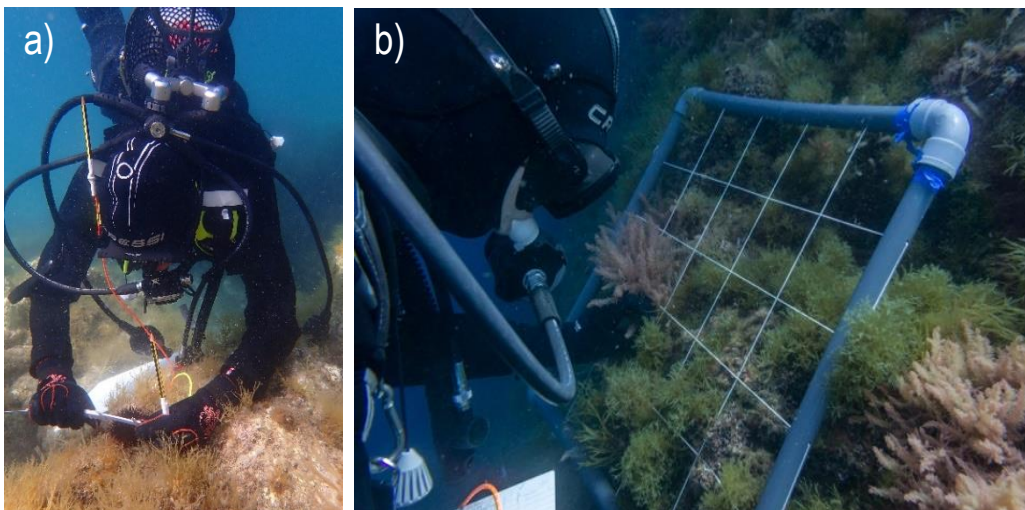
## Metodologia

En cada estació s'han realitzat 3 transectes a l'atzar de 30 metres mitjançant la disposició d'una cinta mètrica sobre el fons. Per el mostreig de les comunitats algals i de les poblacions de garotes, s'ha seguit la següent metodologia:

- **Garotes:** Cada transecte ocupava una superfície de 30 m<sup>2</sup>, delimitats per la cinta de 30 metres d'allargada, i que es resseguia amb una barra de PVC d'1 metre d'amplada deixant mig metre a banda i banda d'aquesta. Dins d'aquesta àrea, s'han determinat tres subtransectes de 10 m<sup>2</sup> (resseguint 10 metres de la cinta), en els que s'han comptat totes les garotes, diferenciant-les per espècies, i mesurant també el diàmetre de la closca sense les espines de cada individu utilitzant un peu de rei (Figura 4a). Per a l'anàlisi de l'estructura de talles, s'han agrupat en classes de talla de 1 cm. A partir d'aquestes dades s'ha pogut determinar:
  - La composició específica i densitat de les poblacions de garotes.
  - L'estructura de talles de la població.
- **Algues:** En la mateixa àrea delimitada pels transectes utilitzats per monitoritzar les poblacions de garotes, s'han caracteritzat les comunitats algals. Per fer-ho, s'ha quantificat la cobertura d'una llista predeterminada d'espècies d'algues, a més del tipus de comunitat

que formen en el seu conjunt: bosc d'algues erectes, gespes dominades per algues filamentoses, comunitat de blancall dominada per algues calcàries incrustants o zones de roca sense presència d'algues. Les algues seleccionades per la llista són les més abundants i la majoria d'elles tenen una important contribució, tant en biomassa com en el component estructural, a la comunitat. Un altre criteri per a la selecció ha estat la facilitat en la seva identificació, per tal de disminuir la probabilitat d'errors durant el comptatge. La composició i cobertura algal s'ha caracteritzat mitjançant quadrats de 50x50 cm subdividits en 25 quadrats de 10 x 10 cm (Figura 4b). A cada quadrat s'han anotat les espècies presents en cadascun dels subquadrats, així com el tipus de comunitat (bosc, gespes, blancall o roca). D'aquesta forma s'ha determinat:

- La composició de la comunitat.
- La cobertura algal de cada una de les espècies identificades.



**Figura 4.** Mostreig de: a) Garotes, i b) Algues.

## **Anàlisi estadístics**

Les diferències entre les densitats de garotes d'enguany amb les del 2021 s'han testat mitjançant un test de Kruskal-Wallis (Kruskal i Wallis 1952), mentre que per comparar les diferències entre les diferents estacions s'ha utilitzat un ANOVA i el test de Tukey (Tukey 1949).

En quant a les comunitats algals, s'ha aplicat un Anàlisi de Correspondències Principals (PCoA) a les dades des del 2017 al 2023, en base a la distància Bray-Curtis, per observar les distàncies entre estacions segons la composició de les comunitats algals. S'ha calculat la mitjana de cada eix de correspondències principals per cada parc i cada any, per poder observar la trajectòria de les comunitats dels dos parcs. També s'ha realitzat un anàlisi de redundàncies (RDA) de les dades d'enguany, utilitzant les densitats de garotes com a variables explicatives. La significança del RDA s'ha avaluat utilitzant un test de permutació que permet avaluar si les relacions canòniques establertes són significants o no (Legendre i Legendre 2012). També s'ha comparat la riquesa d'espècies algals entre el Parc Natural de Cap de Creus i el Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter, utilitzant un ANOVA.

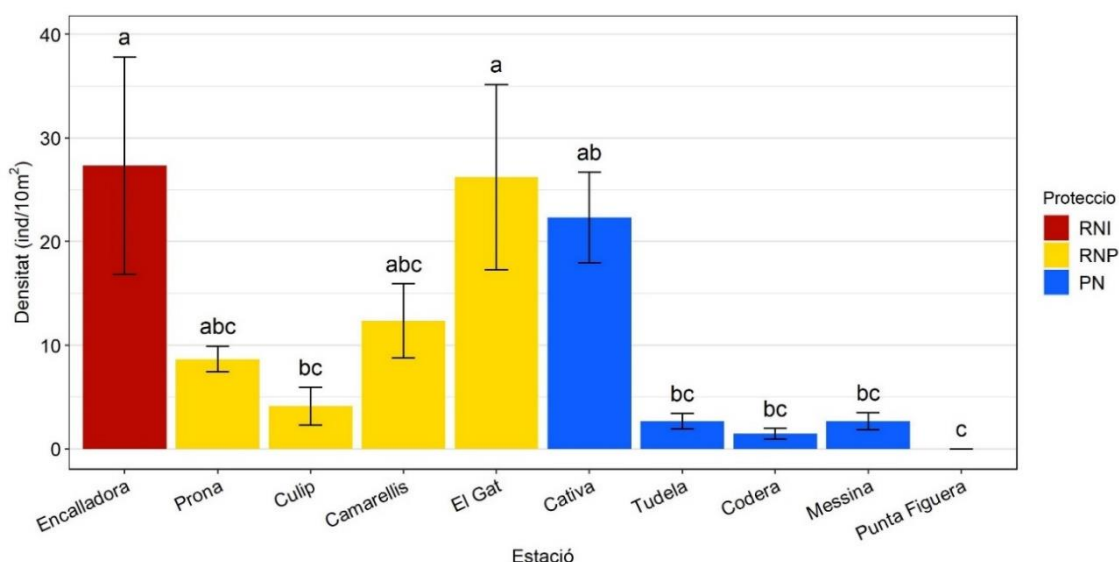
## Resultats

## Garotes

## Parc Natural de Cap de Creus

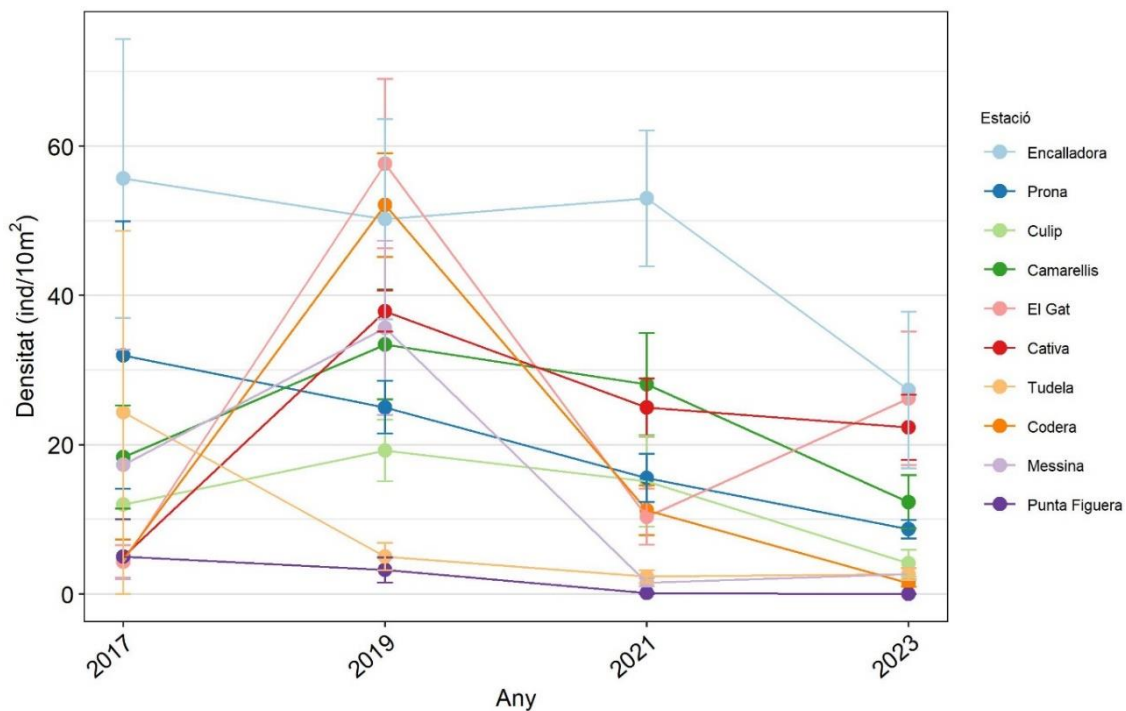
a) *Paracentrotus lividus*

Aquest any, igual que el 2021, hi ha diferències significatives entre algunes de les diferents estacions de mostreig pel que fa a la densitat de la garota comuna *P. lividus* al Parc Natural de Cap de Creus. La Figura 5 mostra els valors de densitat a les diferents estacions, i quines estacions mostren diferències estadísticament significatives entre elles. L'estació amb la major densitat de *P. lividus* ha tornat a ser l'Encalladora amb una densitat de 27,3 individus/10m<sup>2</sup>. El valor més baix el trobem a Punta Figuera, on enguany no s'ha observat cap exemplar de garota comuna (Figura 5).



**Figura 5.** Densitat mitjana de les poblacions de *Paracentrotus lividus* al Parc Natural de Cap de Creus l'any 2023. Les barres d'error indiquen l'error estàndard. Les lletres agrupen les estacions que no presenten diferències significatives ( $p$ -valor $<0,05$ ) segons el test de Tukey.

Afegint les dades d'aquest any a la sèrie temporal de densitat de garota comuna dels darrers anys, podem veure dinàmiques variables segons les estacions (Figura 6). Comparant-les només amb el darrer any de mostreig, el 2021, s'observa un descens generalitzat d'aquesta espècie. Aquest descens és significatiu només en el cas de Codera, tot i que les estacions de Camarellis i Encalladora mostren valors al límit de la significació (Taula 2). Tot i aquest descens generalitzat, les estacions d'El Gat, Tudela i Messina, han augmentat, tot i que no significativament (Taula 2). El 2021, aquestes tres estacions van mostrar un descens important respecte el 2019, i enguany sembla que s'han recuperat lleugerament, tot i que amb valors molt per sota dels màxims assolits el 2021. Cal destacar també el cas de Punta Figuera, on durant els darrers 6 anys la població de garota comuna ha anat disminuint fins arribar aquest any a ser nul·la.



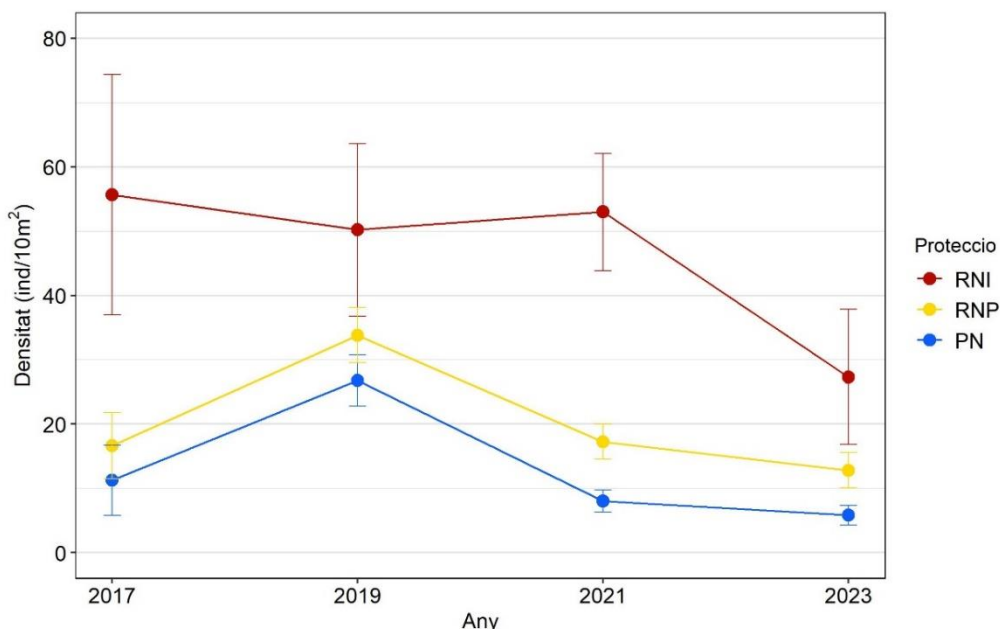
**Figura 6.** Densitat mitjana de les poblacions de *Paracentrotus lividus* al Parc Natural de Cap de Creus dels anys mostrejats des del 2017 al 2023. Les barres d'error indiquen l'error estàndard.

**Taula 2.** Resultats del test estadístic Kruskal-Wallis comparant les densitats de *Paracentrotus lividus* de cada lloc al Parc Natural de Cap de Creus entre els anys 2021 i 2023. KS és el valor de l'estadístic; p-valor és la significació del test. Quan el p-valor és inferior a 0,05 indica que les diferències són significatives entre anys; aquests casos s'han destacat posant els valors en negra.

| Protecció | Estació       | KS           | p-valor         |
|-----------|---------------|--------------|-----------------|
| RNI       | Encalladora   | 3,61         | 0,06            |
|           | Prona         | 3,15         | 0,08            |
| RNP       | Culip         | 1,46         | 0,23            |
|           | Camarellís    | 3,78         | 0,05            |
|           | El Gat        | 1,13         | 0,29            |
|           | Cativa        | 0,33         | 0,56            |
|           | Tudela        | 0,58         | 0,45            |
| PN        | Codera        | <b>10,31</b> | <b>&lt;0,05</b> |
|           | Messina       | 1,10         | 0,30            |
|           | Punta Figuera | 1,00         | 0,32            |

La Figura 7 representa els valors de densitat de *P. lividus* segons el grau de protecció. Igual que en els darrers 3 anys de seguiment, hi ha una diferència significativa entre la zona de Reserva Natural Integral (RNI), amb densitats més elevades, i la zona de Reserva Natural Parcial (RNP) i Parc Natural (PN) amb densitats menors (Test de Tukey, RNI vs. RNP:  $p=0.02$ ; RNI vs PN:  $p<0.001$ ). No obstant, aquest any, aquesta diferència s'ha reduït i els valors de densitat de *P. lividus* a la RNI són més propers als de les altres zones. La zona de Parc Natural és la que compta

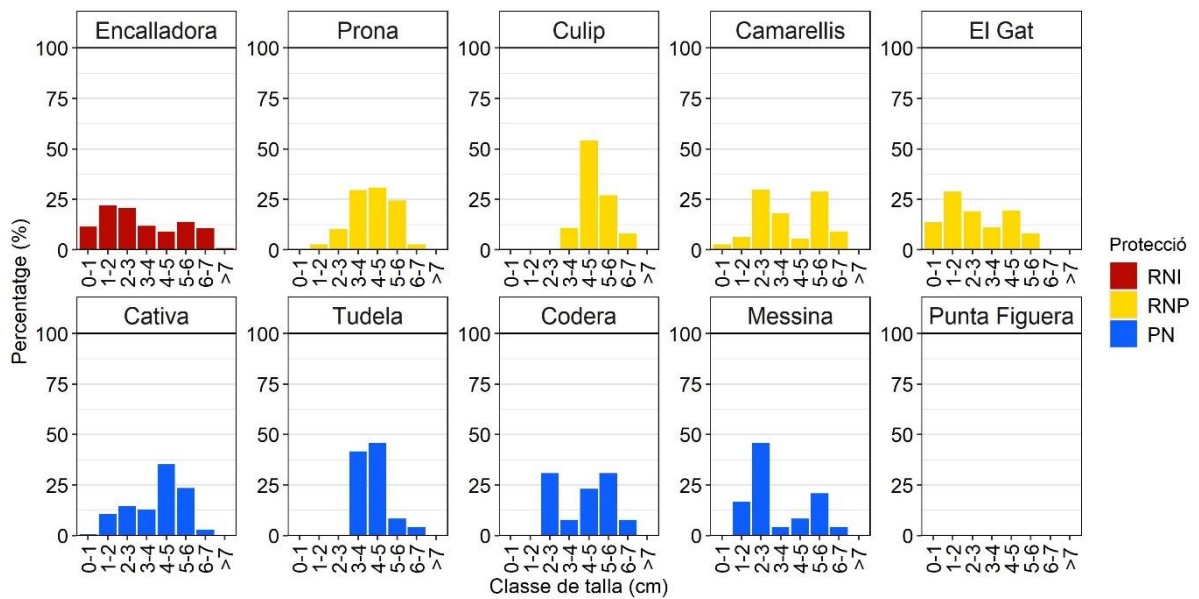
amb la menor densitat de garota comuna No hi ha diferències significatives entre les densitats a la zona de RNP i la zona de PN.



**Figura 7.** Densitat mitjana de les poblacions de *Paracentrotus lividus* al Parc Natural de Cap de Creus dels anys mostrejats des del 2017 al 2023 en els diferents graus de protecció (RNI: Reserva Natural Integral; RNP: Reserva Natural Parcial; PN: Parc Natural). Les barres d'error indiquen l'error estàndard.

L'estructura de talles de *P. lividus* varia segons l'estació, però en general podem destacar una manca de reclutes (classe de talla entre 0-1 cm), especialment a la zona de Parc Natural (Figura 8). Algunes estacions presenten una estructura de talles bimodal, com ara Camarellís i Messina, amb pics de percentatge a talles petites (2-3 cm) i també mitjanes-grans (5-6 cm). Altres estacions, com ara Culip o Prona, presenten una estructura més normal i unimodal, amb un pic a les talles mitjanes (4-5 cm).

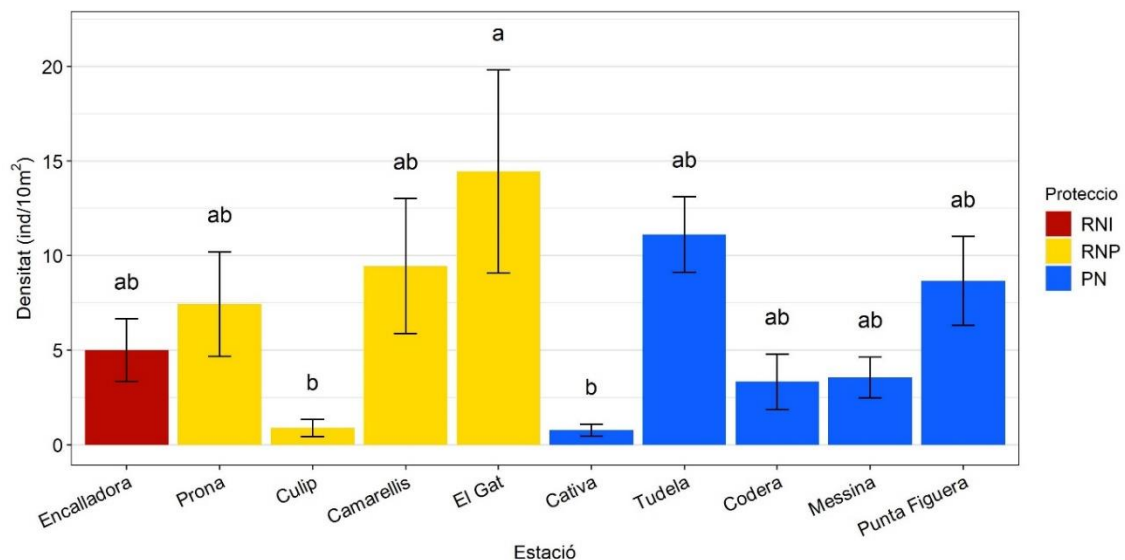
Cal destacar que l'estació de l'Encalladora mostra una major patró bimodal, amb un segon pic d'abundància corresponent a individus de talla gran. Si comparem l'estructura de talles d'aquesta població amb la del 2021, es pot observar que hi ha hagut una disminució molt dràstica dels individus de talles més grans, mentre que el nombre de individus de les classes de talla inferiors a 4 cm es manté relativament estable.



**Figura 8.** Estructura de talles de *Paracentrotus lividus* al Parc Natural de Cap de Creus l'any 2023. Les capçaleres indiquen el nom de l'estació. El codi de colors representa el grau de protecció (RNI: Reserva Natural Integral; RNP: Reserva Natural Parcial; PN: Parc Natural).

b) *Arbacia lixula*

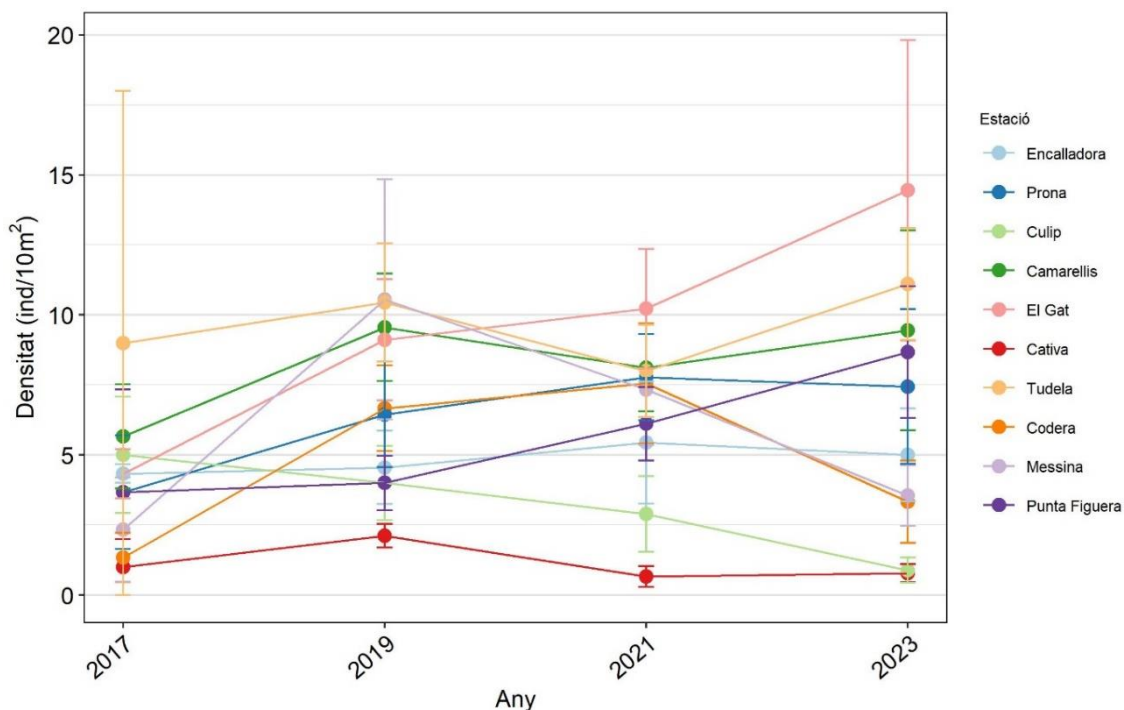
Les densitats de garota negra (*Arbacia lixula*) també mostren una marcada variabilitat segons l'estació de mostreig, però només s'observen diferències estadísticament significatives entre l'estació d'El Gat i Culip, i entre El Gat i Cativa (Figura 9). La densitat més elevada de garota negra es va observar a l'estació d'El Gat amb una densitat de 14,4 ind/10m<sup>2</sup>, mentre que Cativa és l'estació amb la menor densitat, de 0,8 ind/10m<sup>2</sup>.



**Figura 9.** Densitat mitjana de les poblacions de *Arbacia lixula* al Parc Natural de Cap de Creus l'any 2023. Les barres d'error indiquen l'error estàndard. Les lletres agrupen les estacions que no presenten diferències significatives ( $p$ -valor $<0,05$ ) segons el test de Tukey.



L'evolució temporal de la densitat de *A. lixula* al Parc Natural de Cap de Creus mostra patrons variats, tot i que en les estacions d'El Gat i de Punta Figuera s'observa una lleugera tendència creixent (Figura 10). Cap estació mostra diferències significatives respecte l'anterior mostreig (Taula 3).

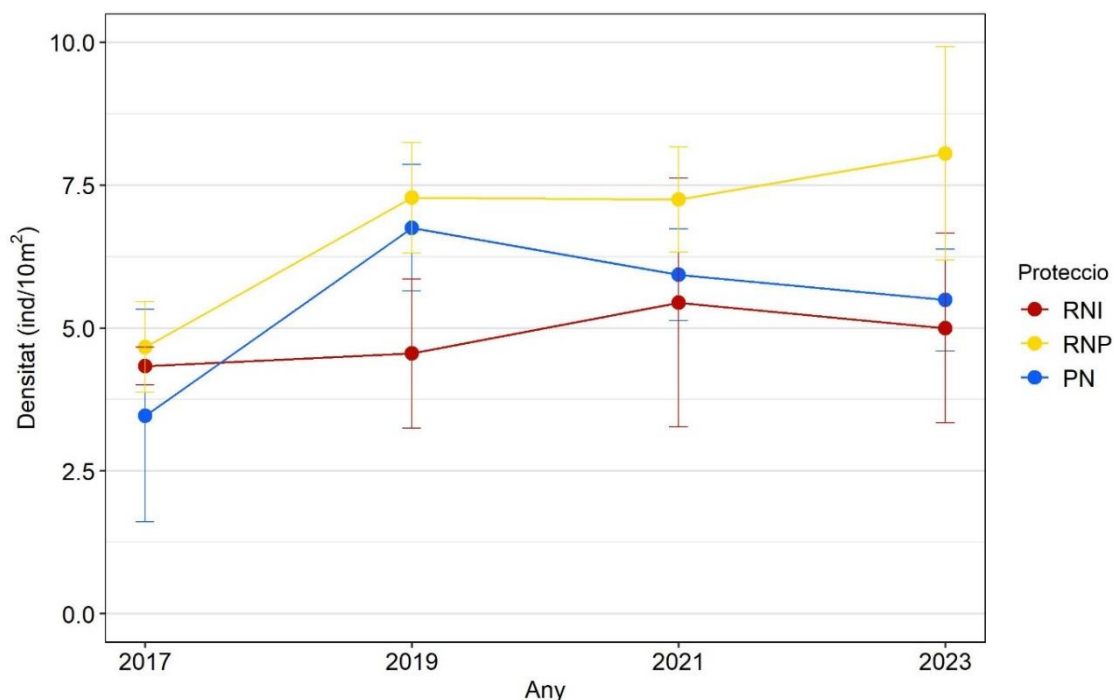


**Figura 10.** Densitat de les poblacions de *Arbacia lixula* al Parc Natural de Cap de Creus dels anys mostrejats del 2017 al 2023. Les barres d'error indiquen l'error estàndard.

**Taula 3.** Resultats del test estadístic Kruskal-Wallis comparant les densitats de *Arbacia lixula* de cada lloc al Parc Natural de Cap de Creus entre els anys 2021 i 2023. KS és el valor de l'estadístic; p-valor és la significació del test. Quan el p-valor és inferior a 0,05 indica que les diferències són significatives entre anys; aquests casos s'han destacat posant els valors en negreta.

| Protecció | Estació       | KS   | p-valor |
|-----------|---------------|------|---------|
| RNI       | Encalladora   | 0,02 | 0,89    |
|           | Prona         | 0,78 | 0,38    |
| RNP       | Culip         | 1,58 | 0,21    |
|           | Camarellís    | 0,16 | 0,69    |
|           | El Gat        | 0,00 | 1,00    |
|           | Cativa        | 0,35 | 0,56    |
| PN        | Tudela        | 0,87 | 0,35    |
|           | Codera        | 2,18 | 0,14    |
|           | Messina       | 2,14 | 0,14    |
|           | Punta Figuera | 0,50 | 0,48    |

L'evolució temporal de densitat de *A. lixula* segons el nivell de protecció tampoc mostra cap patró clar (Figura 11). Tot i que sigui la zona de Reserva Natural Parcial (RNP) on hi trobem la major densitat, enguany, igual que en anys anteriors, no hi ha diferències significatives entre els tres nivells de protecció (ANOVA:  $F=1,3$ ,  $p=0,3$ ). Les densitats mitjanes de garota negra segueixen sent inferiors a les de garota comuna.



**Figura 11.** Densitat mitjana de les poblacions de *Arbacia lixula* al Parc Natural de Cap de Creus dels anys mostrejats del 2017 al 2023 en els diferents graus de protecció (RNI: Reserva Natural Integral; RNP: Reserva Natural Parcial; PN: Parc Natural). Les barres d'error indiquen l'error estàndard.

Les estructures de talla de *A. lixula* observades aquest any al Parc Natural de Cap de Creus mostra poblacions dominades per individus de talla mitjana-gran, entre els 4 i els 6 cm de diàmetre (Figura 12). Igual que en el cas de *P. lividus*, en la majoria de les poblacions de *A. lixula* veiem una manca d'individus de talla petita. Aquest any només s'han observat reclutes a l'Encalladora, i a excepció d'aquesta estació s'han vist molt pocs individus d'entre 1 i 3cm.

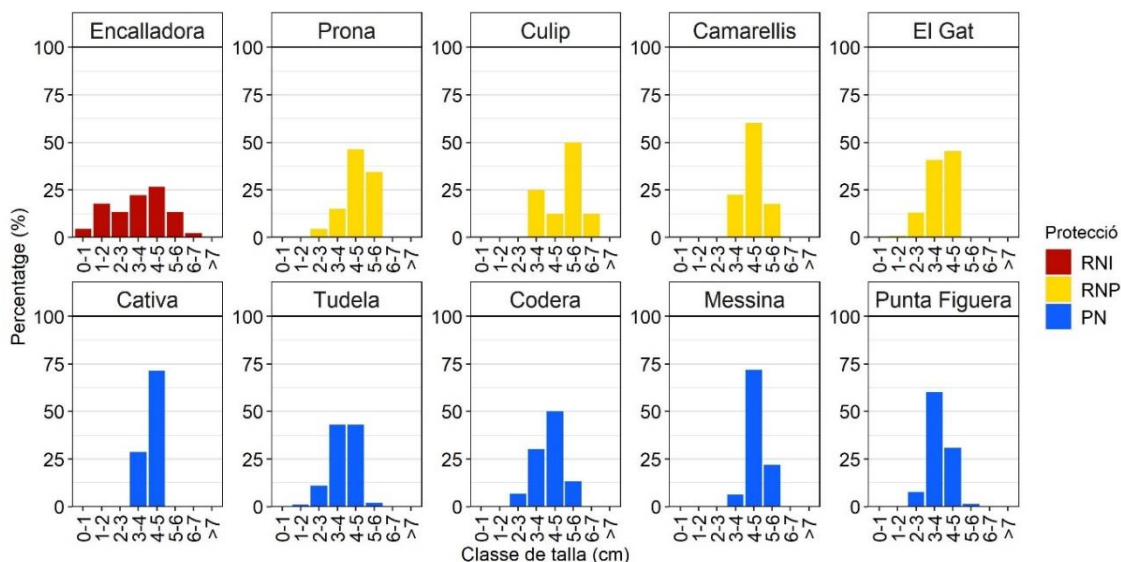


Figura 12. Estructura de talles de *Arbatia lixula* al Parc Natural de Cap de Creus l'any 2023. Les capçaleres indiquen el nom de l'estació. El codi de colors representa el grau de protecció.

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

a) *Paracentrotus lividus*

Aquest any, les densitats de *Paracentrotus lividus* al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter, mostren poca variabilitat entre les diferents estacions de mostreig (Figura 13). A la zona de control, el Medallot, la densitat de *P. lividus* és significativament major que la resta estacions mostrejades, excepte el Falaguer, amb una densitat mitjana de 29,9 ind/10 m<sup>2</sup>. No s'observen diferències significatives en les densitats de *P. lividus* entre les estacions de la Reserva Natural Parcial (RNP), la Zona Perifèrica a la Protecció (ZPP), i el Parc Natural (PN, Figura 13).

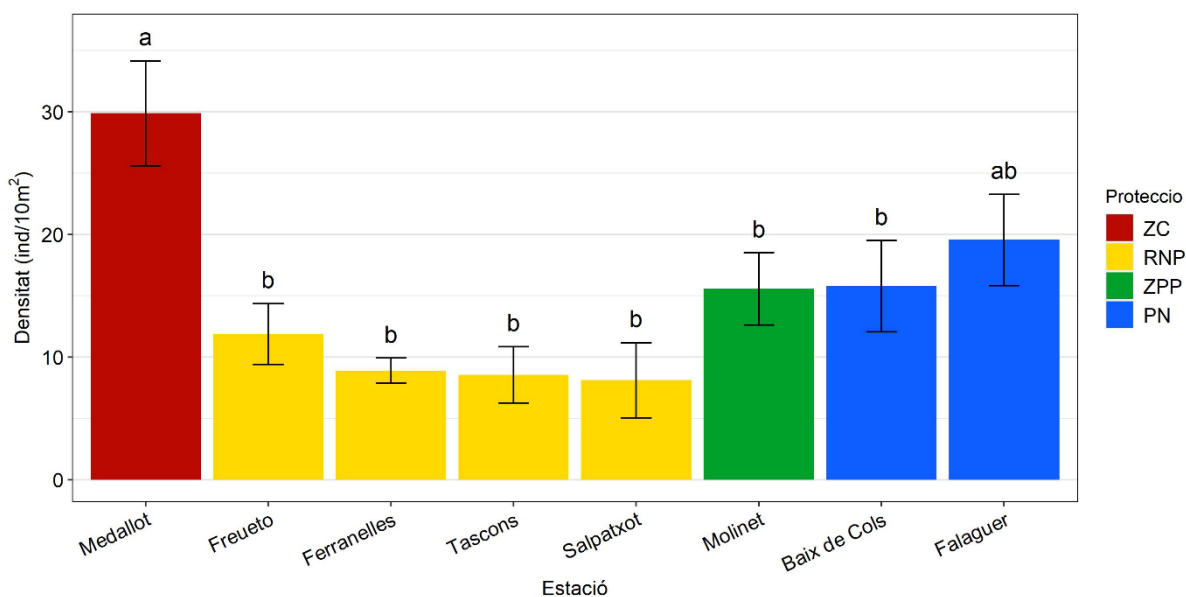
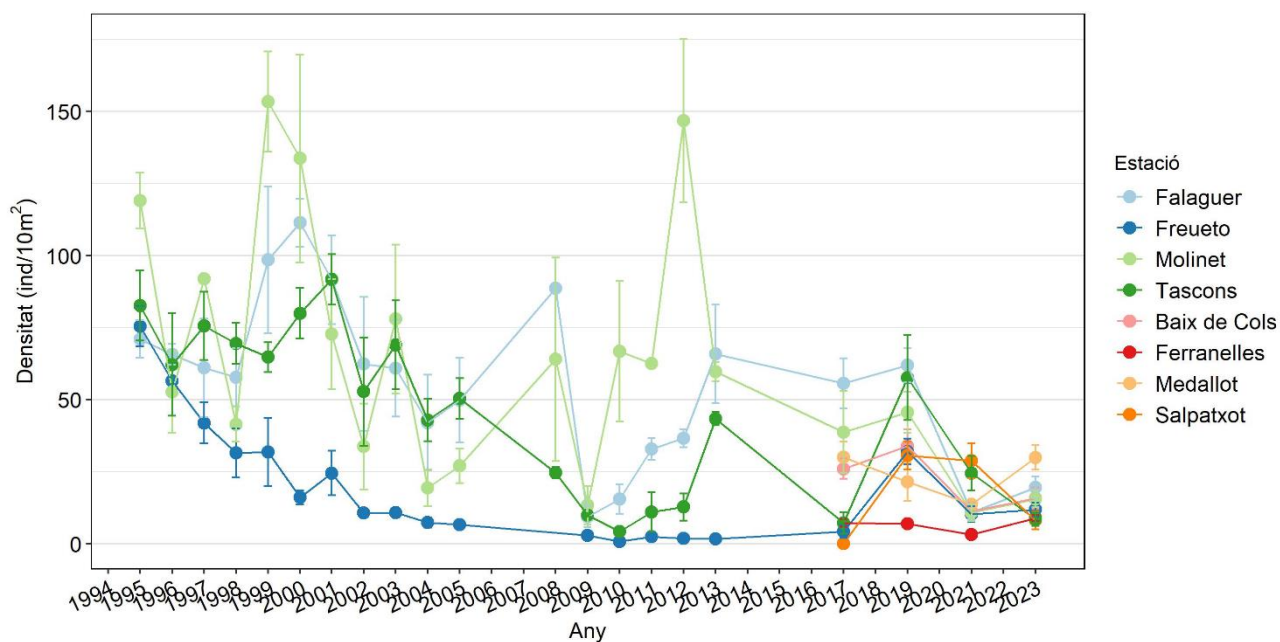


Figura 13. Densitat de les poblacions de *Paracentrotus lividus* al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter l'any 2021. La barra d'error indica l'error estàndard. Les lletres agrupen les estacions que no presenten diferències significatives ( $p$ -valor<0.05) segons el test de Tukey.

Aquest any, respecte l'anterior any de mostreig, la majoria d'estacions no presenten diferències significatives, amb excepció del Medallot i Ferranelles, on s'ha detectat un increment significatiu de densitat de garota comuna, i Salpatxot, on s'ha detectat un descens (Taula 4).

Observant la sèrie temporal de densitat de *P. lividus* al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter, podem veure una tendència general descendent des de l'inici del seguiment d'aquest descriptor, i també la dinàmica fluctuant que tenen les poblacions d'aquesta espècie, amb augments molt significatius en alguns anys degut a episodis de reclutament, especialment a les estacions de fora la reserva marina (Figura 14). A Tascons es pot destacar un descens progressiu des del 2019, i aquest any s'han tornat a assolir valors semblants als del 2017.



**Figura 14.** Evolució de la densitat de les poblacions de *Paracentrotus lividus* a les diferents estacions monitoritzades al llarg dels anys de seguiment al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. La barra d'error indica l'error estàndard.

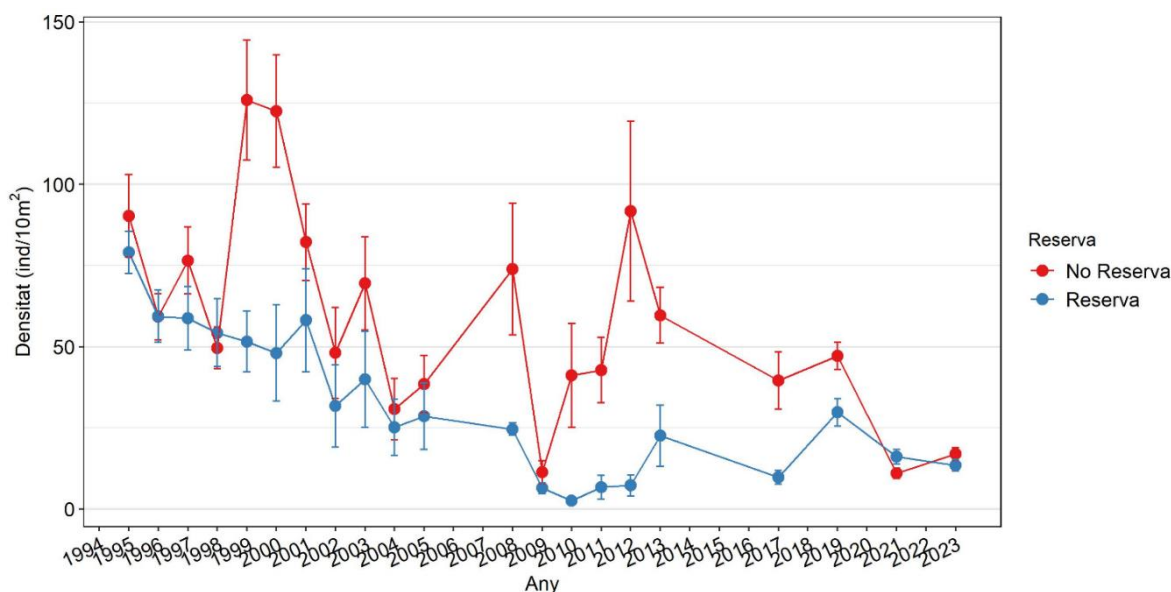
**Taula 4.** Resultats del test estadístic Kruskal-Wallis comparant les densitats de *Paracentrotus lividus* de cada lloc entre els anys 2019 i 2021. KS és el valor de l'estadístic; p-valor és la significació del test. Quan el p-valor és inferior a 0,05 indica que les diferències són significatives entre anys; aquests casos s'han destacat posant els valors en negreta.

| Protecció | Estació             | KS          | p-valor         |
|-----------|---------------------|-------------|-----------------|
| RNI       | <b>Medallot</b>     | <b>7,26</b> | <b>&lt;0,05</b> |
| RNP       | <b>Tascons</b>      | 3,15        | 0,08            |
|           | <b>Ferranelles</b>  | <b>8,82</b> | <b>&lt;0,05</b> |
|           | <b>Freuetó</b>      | 0,10        | 0,76            |
|           | <b>Salpatxot</b>    | <b>5,54</b> | <b>&lt;0,05</b> |
| PN        | <b>Molinet</b>      | 1,76        | 0,05            |
|           | <b>Falaguer</b>     | 3,12        | 0,08            |
|           | <b>Baix de Cols</b> | 0,78        | 0,38            |

El descens a llarg termini es pot observar analitzant les dades segons el grau de protecció, en aquest cas considerant només si es permet o no la pesca (Figura 15). L'anterior mostreig, es va documentar una davallada important de *P. lividus*, especialment fora de la reserva marina, on va arribar a ser menor la seva densitat que dins de la reserva. Aquest any, la densitat de *P. lividus* de dins la reserva ha disminuït lleugerament, mentre que fora de la reserva ha augmentat. La densitat mitjana de *P. lividus* de fora de la reserva és lleugerament més alta que dins de la zona protegida (densitat mitjana fora: 17 ind/10 m<sup>2</sup>, densitat mitjana dins: 13,5 ind/10m<sup>2</sup>). Tot i així, aquesta diferència no és estadísticament significativa (ANOVA: F=2,3, p=0,13).

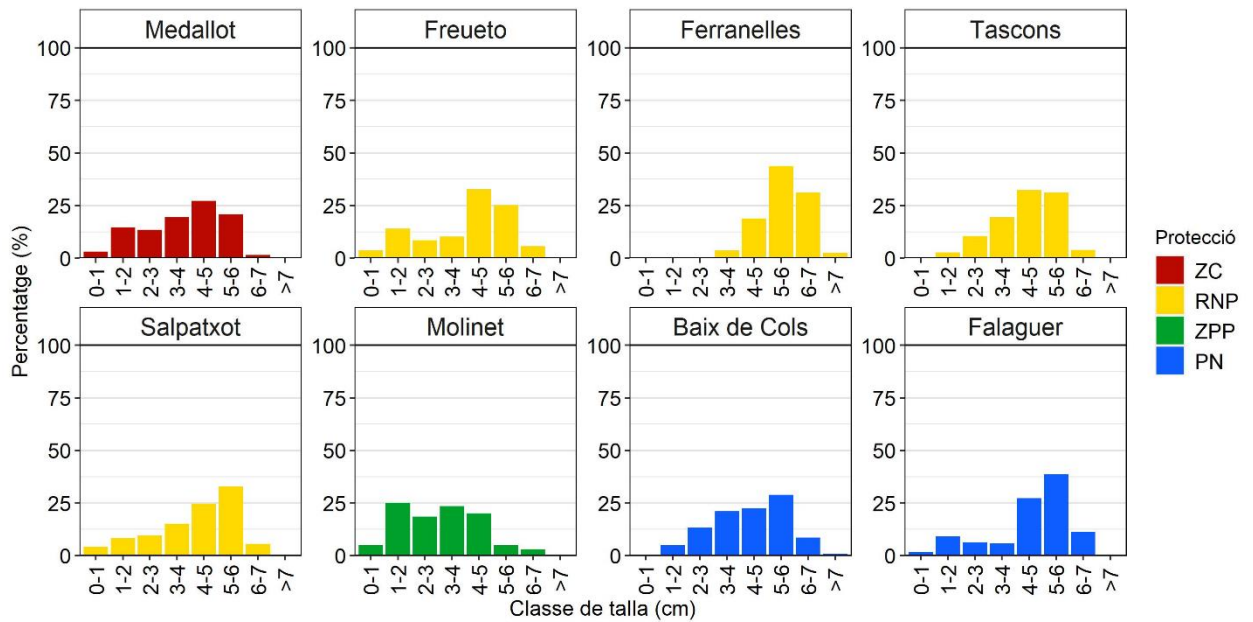
A més del descens constant de la densitat de les poblacions de *P. lividus*, la sèrie temporal mostra una forta variabilitat a les poblacions de fora de la reserva, que corresponen a episodis de fort reclutament, mentre que dins de la zona protegida les densitats es mantenen més constants.

Es pot observar també un descens sobtat de les poblacions els anys 2009 i el 2021, com a conseqüència dels forts temporals de mar de sant esteve el 2008 i Gloria el 2020. En els anys següents d'aquests episodis les poblacions de garotes es recuperen més ràpidament fora de la reserva marina.



**Figura 15.** Evolució de la densitat de les poblacions de *Paracentrotus lividus* a la costa del Montgrí (taronja) i a la reserva marina de les illes Medes (blau) al llarg dels anys de seguiment al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. La barra d'error indica l'error estàndard.

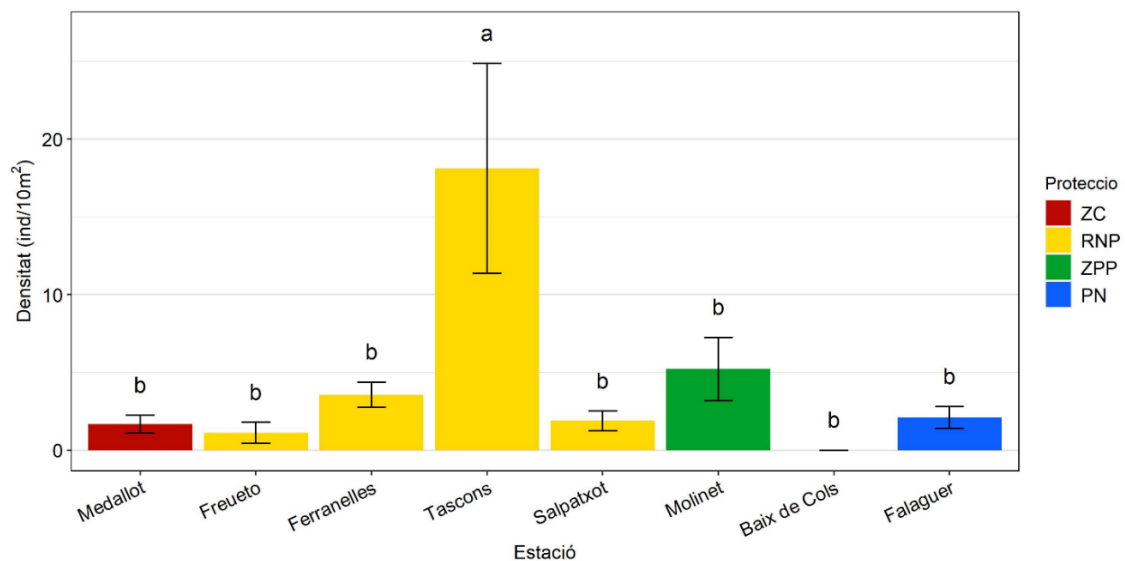
Pel que fa a l'estructura de talles de la població de *P. lividus* al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter, la majoria d'estacions presenten una distribució unimodal, amb pics voltant els 4-5 o els 5-6 cm de diàmetre (Figura 16). L'estació del Molinet, a la Zona Perifèrica a la Protecció (ZPP), mostra una distribució més aviat uniforme, amb un pic als 1-2 cm de diàmetre, i un altre als 3-4 cm. A l'estació de Ferranelles, destaca una manca d'individus de talla petita, i a aquesta estació, Baix de Cols, i Tascons, no s'ha observat cap recluta (0-1 cm).



**Figura 16.** Estructura de talles de *Paracentrotus lividus* al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter l'any 2023. Les capçaleres indiquen el nom de l'estació. El codi de colors representa el grau de protecció (ZC: Zona Control; RNP: Reserva Natural Parcial; ZPP: Zona Perifèrica a la Protecció; PN: Parc Natural).

*b) Arbacia lixula*

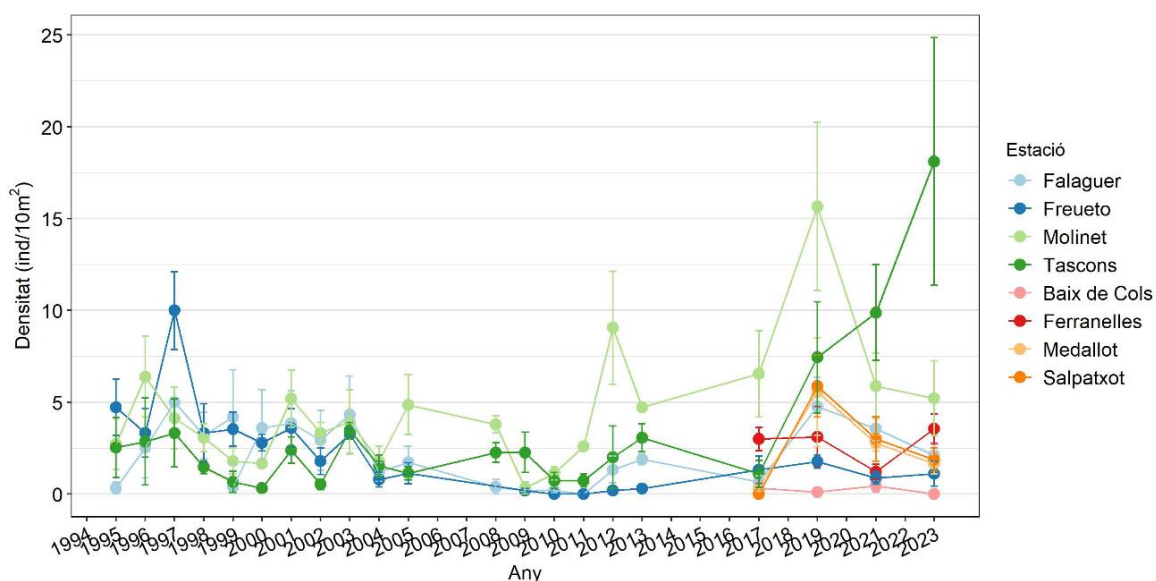
Les densitats de la garota negra *Arbacia lixula* al Parc Natural de Medes, Montgrí i Baix Ter, són generalment baixes, amb la majoria d'estacions mostrant densitats per sota dels 6 ind/10m<sup>2</sup> de mitjana (Figura 17). La estació de Tascons és una excepció, amb una densitat significativament més alta que tota la resta d'estacions, assolint una densitat mitjana de 18.1 ind/10m<sup>2</sup>. La resta d'estacions no mostren diferències significatives entre elles, tot i que cal destacar que al Baix de Cols, no s'ha observat cap individu de *A. lixula*.



**Figura 17.** Densitat de les poblacions de *Arbacia lixula* al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter l'any 2023. La barra d'error indica l'error estàndard. Les lletres agrupen les estacions que no presenten diferències significatives ( $p$ -valor $<0.05$ ) entre elles, segons el test de Tukey.

Respecte l'anterior mostreig, la densitat de *A. lixula* s'ha mantingut força estable en la majoria d'estacions. La única estació que on s'ha observat una diferència significativa respecte el 2021 ha estat Ferranelles, on la densitat de *A. lixula* ha incrementat (Figura 18, Taula 5).

La sèrie temporal de llarg termini de densitat de *A. lixula* mostra patrons variables segons l'estació. La majoria d'estacions no presenten cap tendència clara, però és de destacar el cas de Tascons, que des de 1995 fins al 2017 mostrava densitats de *A. lixula* força baixes i relativament estables, però a partir de 2017 fins aquest any ha anat creixent contínuament. És remarcable la gran variabilitat que s'observa al llarg del temps a l'estació del Molinet.

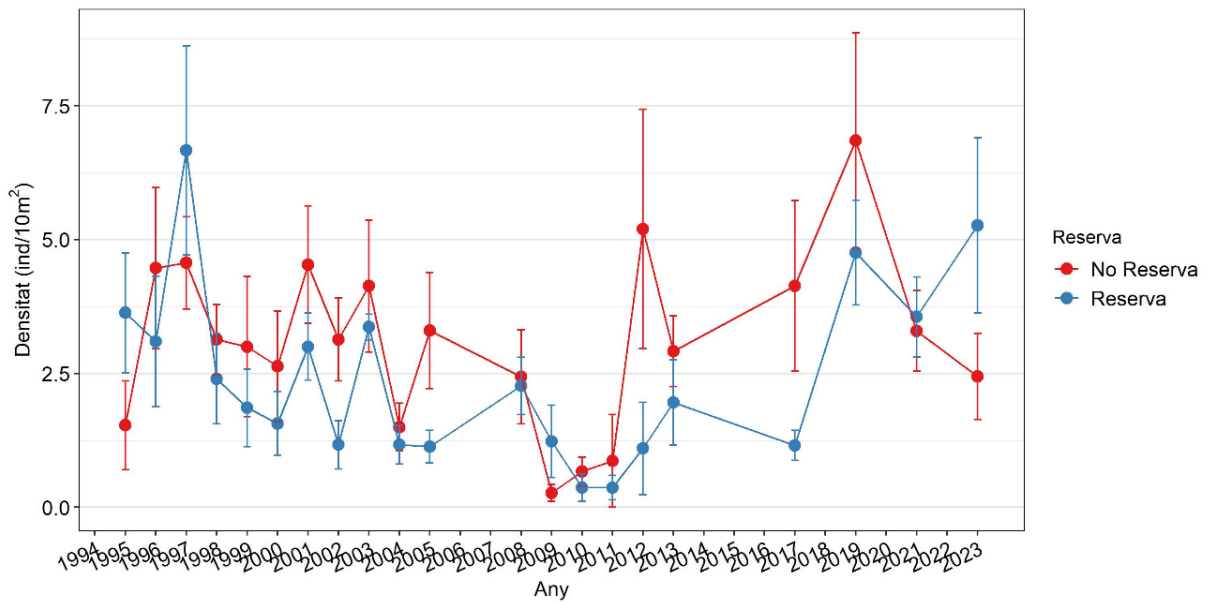


**Figura 18.** Evolució de la densitat de les poblacions de *Arbacia lixula* a les diferents estacions monitoritzades al llarg dels anys de seguiment al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. La barra d'error indica l'error estàndard.

**Taula 5.** Resultats del test estadístic Kruskal-Wallis comparant les densitats de *Arbacia lixula* de cada lloc entre els anys 2021 i 2023. KS és el valor de l'estadístic; p-valor és la significació del test. Quan el p-valor és inferior a 0,05 indica que les diferències són significatives entre anys; aquests casos s'han destacat posant els valors en negreta.

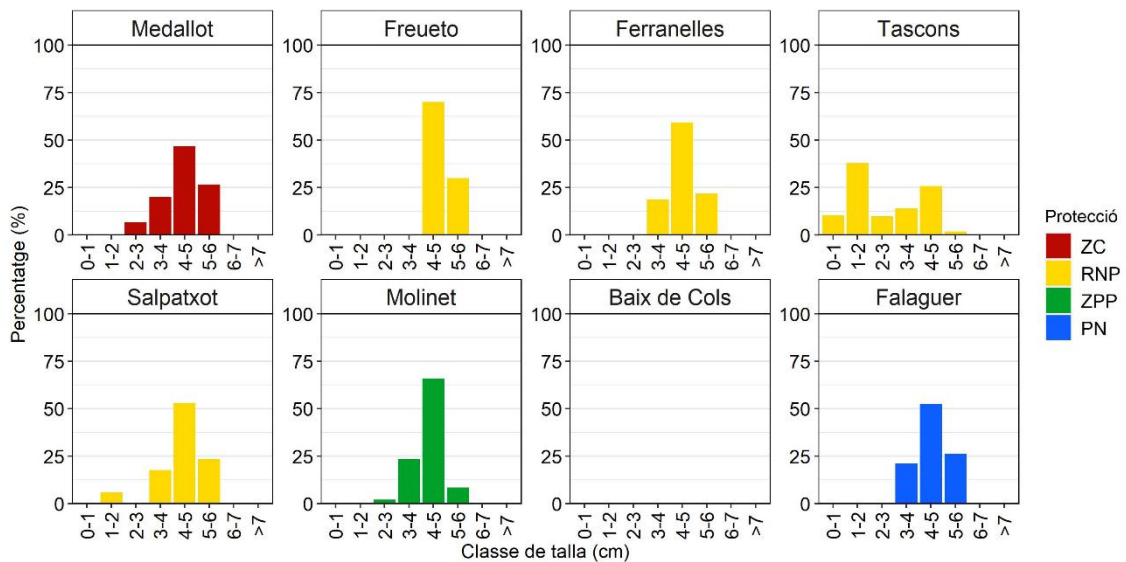
| Protecció | Estació            | KS          | p-valor         |
|-----------|--------------------|-------------|-----------------|
| RNI       | <b>Medallot</b>    | 1,79        | 0,18            |
|           | Tascons            | 0,33        | 0,57            |
| RNP       | <b>Ferranelles</b> | <b>5,68</b> | <b>&lt;0,05</b> |
|           | Freuetó            | 0,19        | 0,66            |
|           | Salpatxot          | 0,10        | 0,75            |
| PN        | Molinet            | 0,28        | 0,59            |
|           | Falaguer           | 2,22        | 0,14            |
|           | Baix de Cols       | 2,12        | 0,15            |

L'evolució temporal d'aquesta espècie segons el grau de protecció també mostra fortes fluctuacions (Figura 8). Respecte l'anterior mostreig, dins de la reserva la densitat de *A. lixula* ha augmentat mentre que fora ha disminuït, quedant una densitat major dins de la reserva.



**Figura 19.** Evolució de la densitat de les poblacions de *Arbacia lixula* a la costa del Montgrí (vermell) i a la reserva marina de les illes Medes (blau) al llarg dels anys de seguiment al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. La barra d'error indica l'error estàndard.

En la majoria d'estacions mostrejades, les poblacions de *A. lixula* mostren una estructura de talles unimodal, amb pics als 4-5 cm de diàmetre (Figura 9). A Tascons, on s'ha observat la màxima densitat, i sent la única estació on s'ha observat reclutes, la distribució és bimodal, amb un pic als 1-2 cm de diàmetre, i un altre als 4-5 cm.

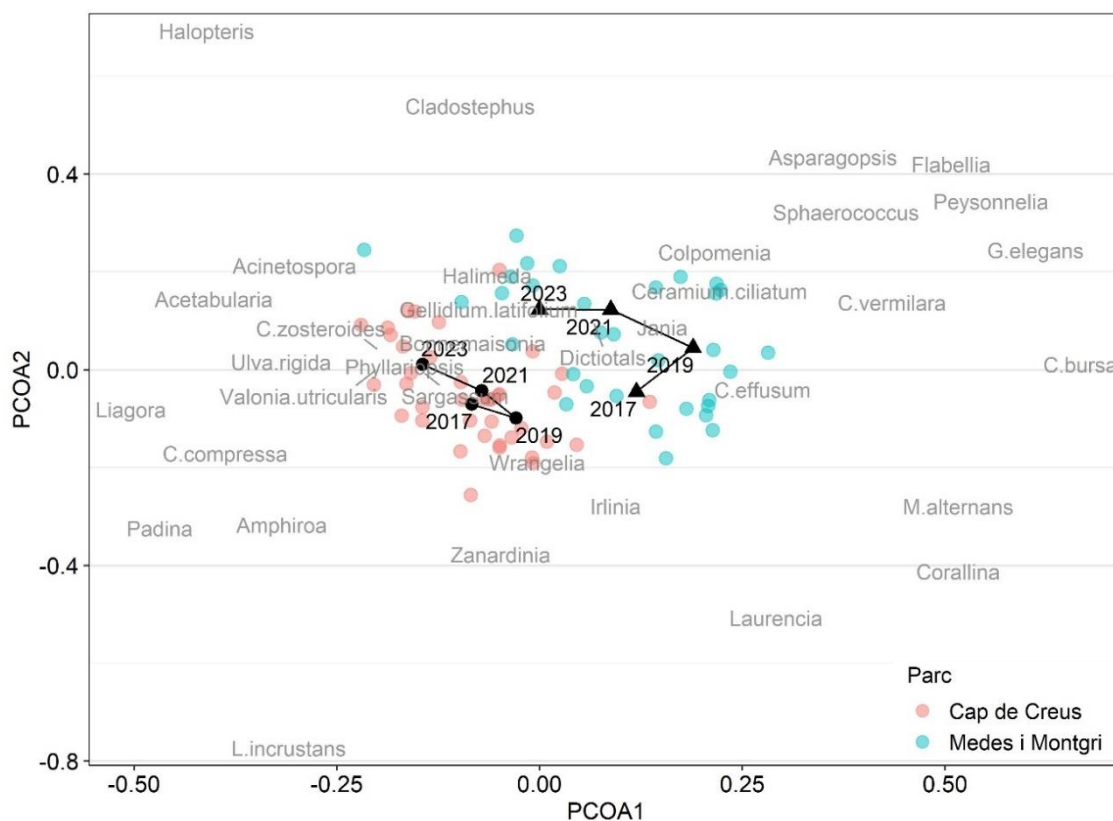


**Figura 20.** Estructura de talles de *Arbacia lixula* al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter l'any 2023. Les capçaleres indiquen el nom de l'estació. El codi de colors representa el grau de protecció (ZC: Zona Control; RNP: Reserva Natural Parcial; ZPP: Zona Perifèrica a la Protecció; PN: Parc Natural)



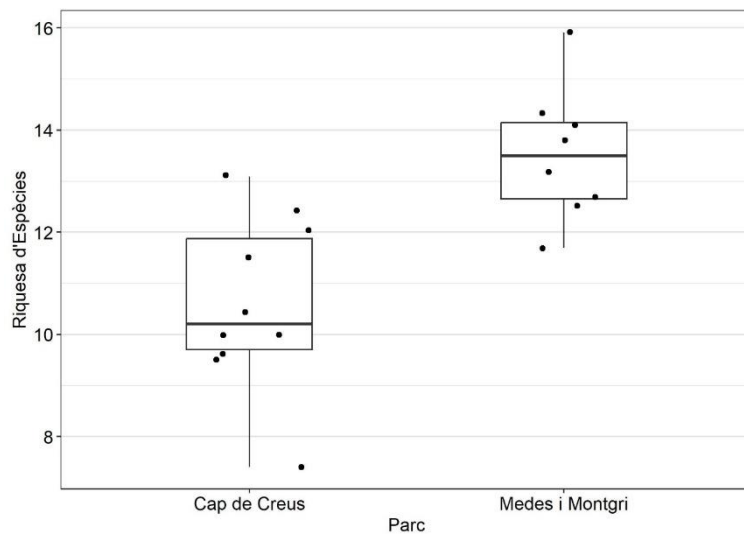
## Algues

L'anàlisi de redundàncies no ha mostrat efectes significatius de la densitat de garotes sobre la composició de la comunitat algal dels Parcs Naturals de Catalunya enguany. L'anàlisi de correspondències principals (PCoA) de les comunitats algals mostrejades en els darrers quatre anys mostra una separació general entre les estacions del Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter i les estacions del Parc Natural de Cap de Creus (Figura 21). Generalment, les estacions de Medes i Montgrí mostren una major dominància d'espècies erectes frondoses com ara *Flabellia petiolata*, *Sphaerococcus coronopifolius*, *Codium vermilara*, *Gongolaria elegans* i *Asparagopsis armata*. Al Cap de Creus, en canvi, trobem més algues calcificants i amb menor complexitat tridimensional com per exemple *Padina pavonica*, *Liagora viscida* i *Amphiroa* sp. Si observem les trajectòries mitjanes de les comunitats algals a cada Parc, veiem una certa variabilitat interanual als dos parcs. Els dos parcs segueixen una trajectòria similar, però en un espai força reduït respecte a les diferents espècies, i sempre mantenint les principals diferències entre sí, esmentades anteriorment. Aquesta trajectòria sembla evolucionar cap a comunitats amb menor dominància d'algues erectes.



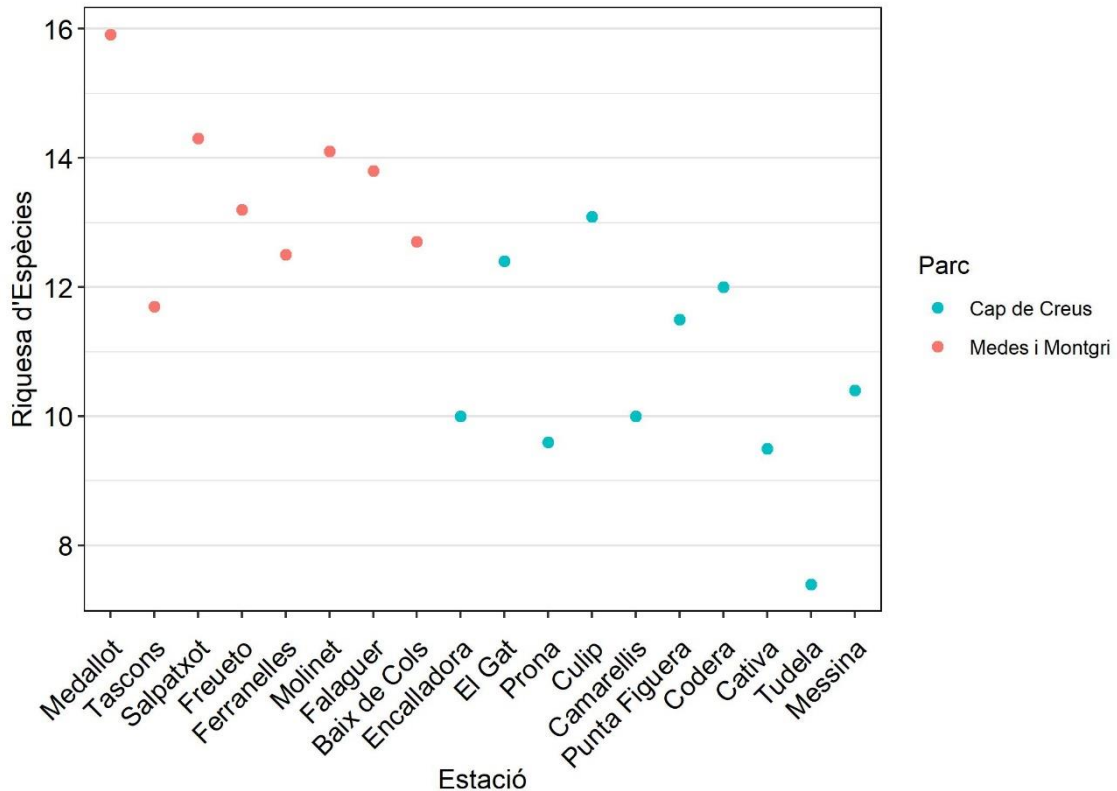
**Figura 21.** Anàlisi de Correspondències Principals (PCoA) de les comunitats algals al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter i al Parc Natural de Cap de Creus des del 2017 al 2023. Els punts vermells (Cap de Creus) i blaus (Medes i Montgrí) corresponen a una estació de mostreig en un determinat any. Punts (Cap de Creus) i triangles (Medes i Montgrí) negres corresponen a la posició mitjana en l'espai d'ordenació de totes les estacions en cada parc per a cada any.

En quant a la diversitat algal, al PN del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter s'ha observat una riquesa d'espècies significativament major que al Parc Natural de Cap de Creus (ANOVA:  $F=16,5$ ,  $p<0.001$ , Figura 22).



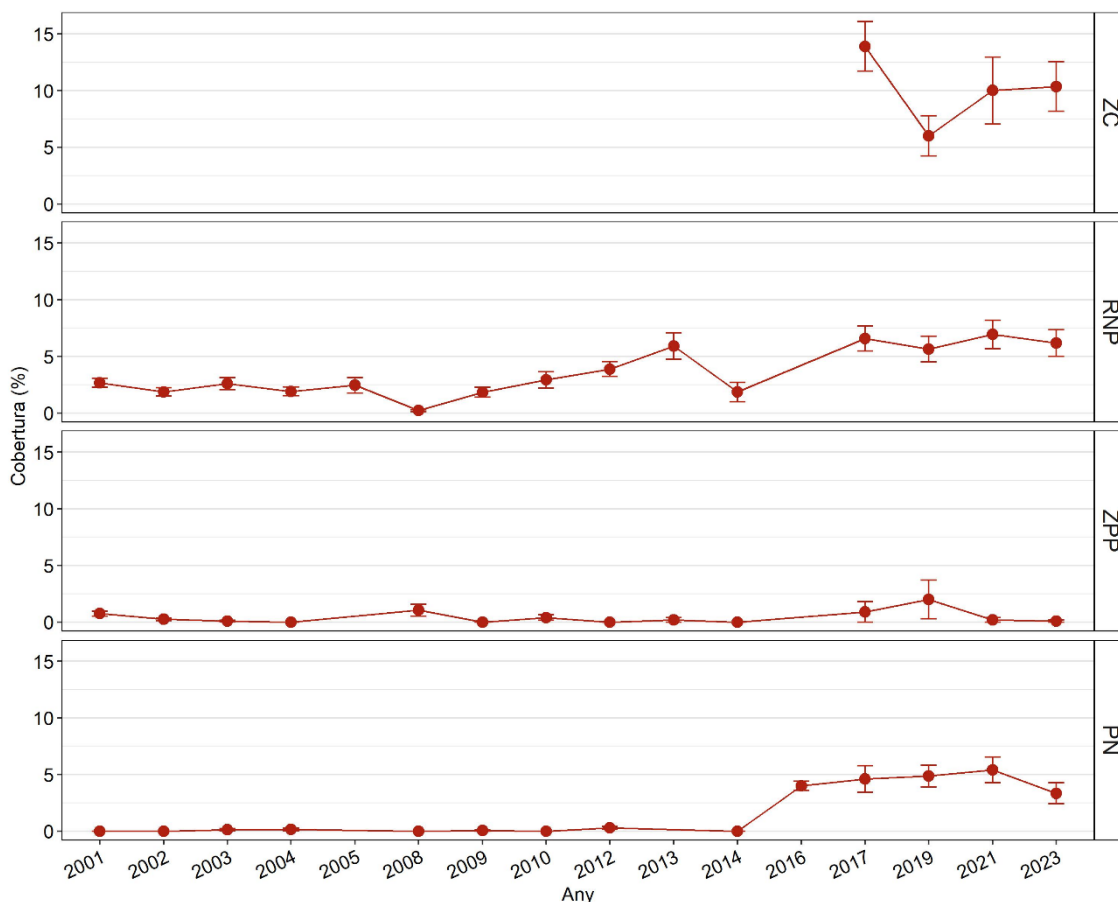
**Figura 22.** Riquesa d'espècies al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter, i al Parc Natural de Cap de Creus al 2023. Línia horitzontal: mitjana. Costats inferior i superior de la caixa: percentils 25 i 75, respectivament. Línies verticals van des del valor mínim al màxim de cada Parc. Cada punt negre correspon a una estació de mostreig.

La estació amb major riquesa d'espècies ha estat el Medallot, al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter, mentre que la estació amb menor riquesa d'espècies ha estat Tudela, al Parc Natural de Cap de Creus (fig. 23). No s'ha detectat cap relació entre la densitat de garotes i la riquesa d'espècies.



**Figura 23** Riquesa d'espècies mitjana per estació de mostreig al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter, i al Parc Natural de Cap de Creus.

En el darrer seguiment de comunitats algals, es va documentar una recuperació de les poblacions de l'alga formadora d'hàbitat *Gongolaria elegans* en la majoria d'estacions, tant a dins com a fora de les zones estrictament protegides. Aquesta espècie formadora d'hàbitat era molt escassa a l'inici del seguiment d'aquest descriptor. Enguany, les poblacions d'aquesta espècie es mantenen generalment estables respecte el 2021 en tots els graus de protecció, amb valors més elevats a la zona de control (Fig. 24).



**Figura 24.** Evolució temporal de la cobertura de *Gongolaria elegans* al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. A la dreta s'especifica el grau de protecció: ZC: Zona Control; RNP: Reserva Natural Parcial; ZPP: Zona Perifèrica a la protecció; PN: Parc Natural.

## Discussió

La hipòtesi principal que es planteja en l'estudi d'aquests dos indicadors és que les àrees marines protegides restableixen el funcionament de la xarxa tròfica de l'ecosistema. D'aquesta manera, s'esperaria que en una reserva marina l'abundància de peixos augmentés i, així, s'aconseguís controlar les poblacions de garotes mitjançant la depredació. Per tant, dins d'una reserva s'esperaria que les poblacions de garotes presentessin densitats menors que fora d'aquesta i, a conseqüència d'això, les comunitats d'algues es trobarien més desenvolupades degut a una menor pressió d'herbivoria. No obstant, hi ha diversos factors que afecten a la dinàmica de les poblacions

de garotes i les comunitats d'algues, i les interaccions entre aquests elements, que poden donar respostes diferents dels previstos per aquests models tròfics tan deterministes. Tenir un seguiment regular d'aquestes poblacions i comunitats ens permet identificar diversos processos i analitzar amb major detall l'evolució i estat de les comunitats infralitorals.

## Poblacions de garotes

Al Parc Natural de Cap de Creus la distribució espacial de *P. lividus* i *A. lixula* enguany és força heterogènia. A l'Encalladora i al Gat trobem densitats de *P. lividus* significativament majors que a la resta d'estacions.

A l'Encalladora, la prohibició de la pesca de la reserva natural integral (RNI) hauria de permetre teòricament un control tròfic d'aquests herbívors per part dels peixos. No obstant, les elevades densitats de garotes mostren que les prediccions dels models tròfics en aquest cas no s'acompleixen, fet que ja es va documentar al 2021 (Linares *et al.* 2022). Per una banda, és possible que no s'hagi restablert la biomassa de peixos pròpia d'una RNI per la petita extensió d'aquesta reserva o pel tipus d'hàbitat (Hereu *et al.* 2020). Per altra banda, factors com ara el tipus d'hàbitat i l'exposició a l'onatge, així com la presència d'una població adulta desenvolupada, que afavoreix l'assentament i la supervivència i la incorporació de nous individus a la població, poden influir en el manteniment d'una població de *P. lividus*, més enllà dels efectes tròfics en cascada predits pels models (Sala *et al.* 1998; Hereu *et al.* 2012). No obstant, s'ha observat en altres reserves (Babcock *et al.* 2010) que aquest control pot trigar dècades en produir-se. Tenint en compte el descens de la densitat d'aquesta espècie del 2021 al 2023, caldrà veure en els següent mostreig com evoluciona aquesta població.

Tot i les elevades densitats de l'estació de l'Encalladora, enguany s'ha pogut observar un marcat descens en l'abundància de *Paracentrotus lividus* en aquesta estació, que podria correspondre a un possible episodi de pesca furtiva, ja que aquest descens s'ha produït principalment per la disminució de individus de talles grans, ja que la comparació de l'estructura de talles d'enguany amb l'anterior cens de 2021 mostra una disminució molt evident de la proporció d'individus de mida més gran. Aquesta disminució no es podria explicar per la depredació, ja fins al moment no s'havia observat cap signe de control sobre aquesta població, i pel fet que si es produís un control per part dels peixos seria a les talles de mida petita, ja que les garotes adultes són menys susceptibles de ser depredades degut al seu tamany. Una possible explicació a aquesta disminució seria un episodi de pesca furtiva d'aquesta espècie, que es centraria precisament en els individus més grans.

En el cas del Gat, l'increment de la densitat de *P. lividus* s'ha produït probablement a un elevat reclutament en aquesta estació, ja que és on s'han observat enguany més individus reclutes i de talles petites. Els factors que afecten el reclutament de *P. lividus* són variats, incloent els patrons hidrodinàmics (Farina *et al.* 2018), tipus de substrat, presència de depredadors i presència d'adults (Oliva *et al.* 2016), i també factors aleatoris que varien d'any a any.

Cal destacar també el cas de Punta Figuera, on enguany no s'ha detectat cap exemplar de *P. lividus*. Durant els últims quatre anys ha estat l'estació amb la menor densitat d'aquesta espècie, i ja al darrer mostreig es va registrar una densitat molt baixa, menor a 1 garota/10m<sup>2</sup>. Això pot ser

degut a la pesca recreativa d'individus adults, la pròpia absència d'una població establerta que pugui afavorir la supervivència dels reclutes, o bé a que les condicions ambientals en aquesta estació no permetin un bon reclutament i assentament d'aquesta espècie. Cal recordar que tot i que no s'hagi detectat en el mostreig, no vol dir que no hi hagi exemplars d'aquesta espècie en aquesta estació. Sí que s'ha observat una major població de *A. lixula* en aquesta estació, que ha augmentat progressivament en els darrers anys. La resta d'estacions mostren valors variables en l'abundància d'ambdues espècies.

En general, les poblacions de *P. lividus* han sofert en general una baixada en les seves densitats, especialment des de l'any 2019, independentment del grau de protecció. Paral·lelament, les poblacions de *A. lixula*, tot i que amb unes abundàncies menors, s'han mantingut o inclús han augmentat en algunes estacions. El fet que no hi hagi una relació entre l'abundància de garotes i el grau de protecció indica que hi ha diversos factors que regulen aquestes poblacions més enllà del control de la depredació per peixos, com els diversos processos que afecten la dinàmica de les poblacions, o l'efecte del marisqueig de garotes, que no està quantificat però que seria de gran interès poder integrar en aquest seguiment.

Al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter, s'ha observat un augment de les densitats de *P. lividus* en les estacions de fora de la reserva, i un descens o manteniment de les densitats a les estacions de dins de la reserva, a excepció de l'estació del Medallot, amb una densitat significativament major de *P. lividus* respecte la resta d'estacions, i també respecte el 2021. En aquesta estació s'ha observat un percentatge relativament important de reclutes respecte l'any anterior, fet que suggereix que aquesta pujada sigui és degut a un episodi de fort reclutament. Al Salpatxot, s'ha observat un descens significatiu de la densitat *P. lividus*. Podria ser que aquest descens sigui degut a un menor reclutament degut a la depredació. De fet, observant les estructures de talles es poden veure evidències de com la depredació afecta l'assentament en aquest Parc Natural.

A excepció del Medallot, l'estructura de talles de les estacions de dins de la reserva marina mostren un pic en les classes de talla grans, i una baixa proporció de reclutes. Aquesta estructura de talles és característica de poblacions que pateixen certa pressió de depredació (Sala *et al.* 1998). A les estacions de fora de la reserva, en canvi, la proporció de reclutes és més elevada. Aquest patró suggereix un efecte diferent de la depredació dins de la reserva, on la biomassa de peixos és elevada, i fora de la reserva. Aquestes diferències en la pressió de depredació també podria explicar els patrons temporals de la sèrie, que mostren una major variabilitat en les densitats de les poblacions fora de la reserva, degut a pics de reclutament, i major estabilitat a les poblacions dins de la reserva, on aquests pics de reclutament s'atenuen per la depredació.

Pel que fa a *A. lixula* al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter, observem una densitat baixa a la majoria d'estacions, amb excepció de Tascons, que presenta una densitat significativament major que la resta. La tendència temporal en aquesta estació mostra un increment de les poblacions de *A. lixula* en els darrers quatre anys. La gran majoria dels individus enguany són d'uns 1-2 cm de diàmetre, i per tant segurament s'hagin assentat en els darrers anys, reflectint un fort reclutament i assentament en aquesta estació. La complexitat de l'hàbitat present a Tascons, amb molts blocs formant extraploms i esquerdes, ofereix bones condicions per l'assentament de garotes juvenils (Hereu *et al.* 2005; Oliva *et al.* 2016). També s'ha observat un

increment significatiu en la densitat de *A. lixula* a Ferranelles. L'estructura de talles mostra un pic unimodal a talles mitjanes (4-5) i no hi ha presència de reclutes. Aquest increment de densitat podria ser degut a immigració d'adults de les zones adjacents. A Baix de Cols aquest any no s'ha observat cap exemplar de *A. lixula*, consistent amb els darrers seguiments, on en aquesta estació s'ha vist sempre una densitat molt baixa. Els factors que influencien el reclutament i assentament de *A. lixula* no estan molt ben caracteritzats, i per tant és difícil proposar raons per la qual aquesta estació té una densitat tant baixa d'aquesta espècie.

La tendència observada a Tascons de forma molt clara es pot veure més subtilment en el cas de Cap de Creus, on hi ha hagut un descens generalitzat de la densitat de *P. lividus*. Les densitats de *A. lixula* en canvi, han mostrat un patró molt més estable en aquest Parc, i fins i tot es pot observar un lleuger increment en algunes estacions com per exemple al Gat i Punta Figuera. Això segurament sigui degut a dinàmiques poblacionals aleatòries, i de fet aquestes tendències no són significatives de moment. Tot i així, hi ha varies raons per pensar que les poblacions de *A. lixula* puguin augmentar en el futur i canviar la proporció respecte *P. lividus* que s'han de tenir en compte de cara al seguiment futur d'aquest indicador. Per una banda, generalment *A. lixula* pateix una menor pressió per depredació (Guidetti 2004; Guidetti i Mori 2005). Per altra banda, *A. lixula* és una espècie termòfila (Wangensteen *et al.* 2013) i és probable que l'augment de la temperatura de l'aigua afavoreixi aquesta espècie respecte *P. lividus*. En els darrers anys, s'han observat major nombre de reclutes de *A. lixula* que en el passat (Bernat Hereu, observació personal). Degut als diferents papers funcionals de les dues espècies de garotes, si aquesta tendència continua podria tenir conseqüències per l'estructura dels hàbitats infralitorals rocosos. *A. lixula* sembla colonitzar zones de blancall amb algues incrustants, i per tant podria ajudar a mantenir blancalls ja formats, dificultant la recuperació de boscos algal fins i tot en zones protegides (Bonaviri *et al.* 2011).

El 2021, es va documentar un fort descens de *P. lividus* respecte el 2019, segurament atribuïble al temporal Glòria de l'hivern del 2020. Anteriorment al Glòria, s'havia documentat una recuperació diferencial de les poblacions de garotes dins i fora de la zona de reserva després del temporal de Sant Esteve del 2008 (Medrano *et al.* 2019). Enguany, veiem que les poblacions de *P. lividus* han incrementat generalment respecte l'any anterior, indicant una possible recuperació després dels efectes del Glòria. Tot i així, no es podrà comprovar si realment això és així, o si es repeteixen els patrons vistos després del temporal del Sant Esteve, fins que no es tingui una sèrie temporal més llarga posterior al Glòria. En qualsevol cas, amb el seguiment d'aquest descriptor s'ha pogut demostrar l'efecte dels esdeveniments extrems sobre les comunitats infralitorals, i la importància de la reserva marina en la seva recuperació. Cal tenir en compte que per l'efecte del canvi climàtic es projecten més esdeveniments extrems i de major intensitat. En aquest context, la protecció i conservació d'aquests hàbitats és fonamental per facilitar la seva recuperació i resiliència.

## Comunitats algals

Utilitzant les sèries temporals de comunitat algal des del 2017 fins al 2023, s'ha observat una diferenciació entre les del Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter i les del Parc Natural de Cap de Creus.

Les estacions del PN del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter mostren comunitats algals on trobem majors abundàncies d'algues frondoses erectes. Gràcies a la seva estructura tridimensional, aquestes espècies tenen un paper clau en l'estructura dels ecosistemes bentònics, oferint hàbitat i menjar a les espècies associades (Cheminée *et al.* 2013). Això també es veu reflectit en la sèrie temporal d'abundància de l'espècie clau *Gongolaria elegans*, on en aquest Parc es va documentar una recuperació d'aquesta espècie a partir de l'any 2016 (Medrano *et al.* 2020).

Les comunitats algals del PN de Cap de Creus, en canvi, es caracteritzen per tenir una menor cobertura d'algues erectes frondoses i major abundància d'algues calcàries i gespes. Aquestes espècies solen tenir morfologies menys complexes i ser consumides en menor quantitat pels herbívors. Tot i així, poden tenir un paper clau en els cicles biogeoquímics dels ecosistemes litorals. Molts factors poden contribuir a determinar la composició de les comunitats algals, i tot i que s'ha pogut fer un anàlisi exhaustiu, la temperatura, la qualitat de l'aigua, l'exposició a l'onatge i la vulnerabilitat a impactes com la pesca segurament tinguin un paper important per explicar les diferències observades. La densitat de garotes, que com a herbívors tenen el potencial de modificar les comunitats algals, no han explicat aquestes diferències entre els dos parcs enguany. Així doncs, sembla que altres factors ambientals poden ser determinants en explicar aquestes diferències entre els dos parcs naturals.

Aquestes diferències entre els dos parcs s'han mantingut, de mitjana, en els darrers vuit anys. Tot i així, la trajectòria que segueixen les comunitats algals ha estat força paral·lela, fet que indica que la variació interanual en aquestes comunitats és deguda a factors similars en ambdós parcs. Cal recordar que s'ha representat la trajectòria mitjana – si observem les trajectòries individuals de cada estació observem una variabilitat molt més elevada. Tot i així, caldrà veure en el futur si la trajectòria mitjana continua amb alguna tendència clara als dos parcs, ja que pot evidenciar canvis a escales temporals més grans.

També s'ha observat una riquesa d'espècies d'algues superior al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter que al Parc Natural de Cap de Creus. Una major riquesa d'espècies de productors primaris pot indicar una major utilització i disponibilitat de recursos per a tota la comunitat biològica.

Les comunitats d'algues als fons infralitorals rocosos són hàbitats que actualment pateixen una sèrie de pressions antròpiques variades (Mineur *et al.* 2015), i a més presenten una elevada variabilitat natural, tant en l'espai com en el temps. En anteriors anys s'havia pogut establir relacions clares entre les comunitats algals i la densitat de garotes, però aquest any no s'ha vist aquest efecte. Això no vol dir que aquest procés de cascada tròfica no actuï, simplement podria ser que la variabilitat natural aleatòria ha tingut un pes més important en determinar les composicions de les comunitats algals aquest any. En el seguiment anterior ja es va evidenciar que la recuperació de les comunitats algals als Parcs Naturals de Catalunya després del temporal Glòria del 2020 depèn en certa mesura del nivell de protecció front a la pesca. En tot cas, els resultats presentats aquí remarquen la necessitat de reduir les pressions que pateixen aquestes comunitats, sobretot en el cas del Parc Natural de Cap de Creus, on s'han observat unes comunitats algals més empobrides i amb menor estructura. Les eines de restauració, tant passives (mitjançant la protecció) com actives (com ara l'extracció sostenible de garotes, o la "reforestació" de boscos algals) són essencials en la conservació d'aquests hàbitats (Medrano *et al.* 2020).

Tenir una major informació del marisqueig de garotes en ambdós parcs, tant a nivell recreatiu com professional, seria de gran utilitat per a poder diagnosticar amb major precisió els canvis i l'evolució d'aquestes comunitats.

Un altre aspecte que caldria considerar per al seguiment d'aquests descriptors és les escales en que es mesuren. El seguiment de la biodiversitat algal actualment es fa a escales relativament petites, utilitzant quadrats de mostreig 50x50 cm, i calculant les mitjanes d'abundàncies d'espècies per cada estació. Aquesta aproximació permet capturar amb precisió la composició algal a cada una de les estacions, i serveix per fer els anàlisis comparatius que s'han presentat aquí. Tot i així, la formació de blancalls degut a l'herbivorisme i els canvis entre estats alternants estables probablement siguin processos que funcionin a escales majors, i que amb la metodologia actual no som capaços de detectar. Pel seguiment d'aquests processos, podria ser útil caracteritzar les comunitats algals a escala més gran, però a l'hora menys precisa pel que fa a la composició específica de les comunitats. Una possibilitat seria caracteritzar l'extensió dels blancalls o comunitats dominades per algues erectes a escales de desenes o centenars de metres.

## Conclusions

Enguany les poblacions de garota comuna (*P. lividus*) han disminuït generalment al Parc Natural de Cap de Creus, i han mostrat tendències variades al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. S'observa una gran variabilitat espacial en la densitat i tendències d'aquesta espècie, generalment atribuïble a diferències en el reclutament.

Les poblacions de garota negra (*A. lixula*) mostren tendències força estables, tot i que en algunes localitats han incrementat molt en els darrers anys. També s'ha observat en els darrers anys major nombre de reclutes d'aquesta espècie. L'escalfament de l'aigua pot ser un factor que influeixi en què aquesta espècie es faci més dominant als Parcs Naturals de Catalunya. Això podria resultar en una menor capacitat de recuperació de boscos algals en zones de blancall.

La Reserva Integral de l'Encalladora mostra una elevada densitat de garotes respecte les zones adjacents. Aquest patró ha estat consistent en el temps i per tant sembla que els peixos no poden controlar els herbívors en aquesta RI. Tot i aquest patró, en aquesta estació enguany s'ha observat una disminució de individus de talles grans, compatible amb un episodi de furtivisme.

Les comunitats algals del Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter són més riques i presenten espècies amb major estructura morfològica que les comunitats del Parc Natural de Cap de Creus. Aquesta diferència ha estat constant, tot i que de mitjana els dos parcs evolucionen d'una manera similar en el temps, generalment cap a comunitats amb menor dominància d'algues frondoses erectes.

Les poblacions de *G. elegans* al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter van mostrar signes de recuperació a partir de l'any 2016. Enguany, mostren una tendència estable respecte el darrer mostreig.

Diverses mesures de gestió i restauració es podrien aplicar per conservar i restaurar els boscos algals i les seves funcions ecosistèmiques. Aquestes podrien ser accions de restauració passiva,



com ara una major regulació de la pesca de peixos al Parc Natural de Cap de Creus, o accions de restauració activa com ara l'extracció sostenible de garotes o accions de reforestació d'algues en zones on ja s'ha aplicat una restauració passiva, que han mostrat ser exitoses en el passat.

En el context de creixement les diverses pressions que pateixen aquests hàbitats degut a canvis globals i locals, és fonamental continuar el monitoratge de l'estat de les poblacions i comunitats.

## Bibliografia

- Ballesteros, E., Garrabou, J., Hereu, B., Zabala, M., Cebrian, E., Sala E. (2009). Deep-water stands of *Cystoseira zosteroides* C. Agardh (Fucales, Ochrophyta) in the Northwestern Mediterranean: Insights into assemblage structure and population dynamics. *Estuarine, coastal and shelf science*, 82(3), 477-484.
- Bonaviri, C., Vega Fernández, T., Fanelli, G., Badalamenti, F., i Gianguzza, P. (2011). Leading role of the sea urchin *Arbacia lixula* in maintaining the barren state in southwestern Mediterranean. *Marine Biology*, 158, 2505-2513.
- Cebrian, E., Alcoverro, T., Ballesteros, E., Boada, J., Cheminée, A., Coma, R., Garcia-Rubies, A., Garrabou, J., Hereu, B., Kersting, D., Linares, C., Mateo, MA., Teixidó, N. (2020). Impacte ecològic de les llevantades sobre les comunitats de fons rocosos: el cas del temporal Gloria. A: Canals, M., Miranda, J. (Eds.). Sobre el temporal Gloria (19-23.01.20), els seus efectes sobre el país i el que se'n deriva. Report de Resposta Ràpida (R3). Institut d'Estudis Catalans. Pp. 103-112.
- Cheminée, A., Sala, E., Pastor, J., Bodilis, P., Thiriet, P., Mangialajo, L., Cottalorda, J. M., Francour, P. (2013). Nursery value of *Cystoseira* forests for Mediterranean rocky reef fishes. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 442, 70–79.
- Farina, S., Quattrocchi, G., Guala, I., i Cucco, A. (2018). Hydrodynamic patterns favouring sea urchin recruitment in coastal areas: A Mediterranean study case. *Marine Environmental Research*, 139, 182-192.
- Feldmann, J., Feldmann, G. (1942). Recherches sur les Bonnemaisoniacées et leur alternance de générations. *Annls. Sci. Nato (Bot.)*, sér 6, 3, 75-175.
- Figuerola, F. L., Flores-Moya, A., Vergara, J. J., Korbee, N., Hernández, I. (2014). Autochthonous Seaweeds. Pàgines 123–135 a S. Goffredo i Z. Dubinsky, editors. *The Mediterranean Sea: Its history and present challenges*. Springer Netherlands, Dordrecht.
- Guidetti, P. (2004). Consumers of sea urchins, *Paracentrotus lividus* and *Arbacia lixula*, in shallow Mediterranean rocky reefs. *Helgoland Marine Research*, 58(2), 110-116.
- Guidetti, P., Mori, M. (2005). Morpho-functional defences of Mediterranean sea urchins, *Paracentrotus lividus* and *Arbacia lixula*, against fish predators. *Marine Biology*, 147(3), 797-802.

- Hereu, B., Zabala, M., Linares, C., i Sala, E. (2005). The effects of predator abundance and habitat structural complexity on survival of juvenile sea urchins. *Marine Biology*, 146, 293-299.
- Hereu, B., Rodriguez, A., Díaz, D., Linares, C., Riera, J.L., Zabala, M. (2010). Cartografia Bionòmica del Litoral Submergit del Montgrí. En informes tècnics per a la Diputació de Girona. (pp. 1 - 35).
- Hereu, B., Linares, C., Sala, E., Garrabou, J., Garcia-Rubies, A., Diaz, D., i Zabala, M. (2012). Multiple processes regulate long-term population dynamics of sea urchins on Mediterranean rocky reefs. *PloS one*, 7(5), e36901.
- Hereu, B., Kersting D. (2016). Diseases of coralline algae in the Mediterranean Sea. *Coral Reefs*, 35(2), 713 - 713.
- Hereu, B., Aspillaga, E., Casals, D., Ortega, J., Pérez, M., Mascaró, O., Romero, J., Rovira, G., Sanmartí, N., Linares, C. (2020). Seguiment del medi marí al Parc Natural de Cap de Creus i al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. Memòria 2020. Generalitat de Catalunya. Departament de Territori i Sostenibilitat. Direcció General de Polítiques Ambientals i Medi Natural. 242 pp.
- Krause-Jensen, D., Duarte, C. M. (2016). Substantial role of macroalgae in marine carbon sequestration. *Nature Geoscience*, 9, 737–742.
- Kruskal, W. H., i Wallis, W. A. (1952). Use of ranks in one-criterion variance analysis. *Journal of the American statistical Association*, 47(260), 583-621.
- Legendre, P., i Legendre, L. (2012). *Numerical ecology*. Elsevier.
- Linares, C., Ortega, J., Rovira, G., Margarit, N., Vilanova, M., Zentner, Y., Casals, D., Sala, A., Hereu, B. (2022). Seguiment de la biodiversitat marina als espais protegits de Catalunya: Parc Natural del Cap de Creus i Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. Memòria 2021. Generalitat de Catalunya. Departament de Territori i Sostenibilitat. Direcció General de Polítiques Ambientals i Medi Natural. 175 pp.
- Ling, S. D., Scheibling, R. E., Rassweiler, A., Johnson, C. R., Shears, N., Connell, S. D., Salomon, A. K., Norderhaug, K. M., Perez-Matus, A., Hernandez, J. C., Clemente, S., Blamey, L. K., Hereu, B., Ballesteros, E., Sala, E., Garrabou, J., Cebrian, E., Zabala, M., Fujita, D., Johnson, L. E. (2014). Global regime shift dynamics of catastrophic sea urchin overgrazing. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 370, 20130269.
- McClanahan, T. R., McField, M., Huitric, M., Bergman, K., Sala, E., Nystrom, M., Nordemar, I., Elfwing, T., Muthiga, N. A. (2001). Responses of algae, corals i fish to the reduction of macroalgae in fished i unfished patch reefs of Glovers Reef Atoll, Belize. *Coral Reefs*, 19, 367-379.
- Medrano A, **Linares C**, Aspillaga E, Capdevila P, Montero-Serra I, Pagès-Escalà M, Hereu B. (2019). No-take marine reserves control the recovery of sea urchin populations after mass mortality events. *Marine Environmental Research*, 145, 147-154.
- Medrano, A; Hereu, B; Cleminson, M; Pagès-Escalà, M; Rovira, G; Solà, J; **Linares, C.** (2020). From marine deserts to algal beds: *Treptacantha elegans* revegetation to reverse stable

- degraded ecosystems inside and outside a No-Take marine reserve. *Restoration Ecology*, DOI: 10.1111/rec.13123.
- Mineur, F., Arenas, F., Assis, J., Davies, A. J., Engelen, A. H., Fernandes, F., Jan Malta, E., Thibaut, T., Van Nguyen, T., Vaz-Pinto, F., Vranken, S., Serrão, E. A., De Clerck, O. (2015). European seaweeds under pressure: Consequences for communities i ecosystem functioning. *Journal of Sea Research*, 98, 91–108.
- Oliva, S., Farina, S., Pinna, S., Guala, I., Agnetta, D., Ariotti, P. A., ... i Ceccherelli, G. (2016). Determinants of *Paracentrotus lividus* sea urchin recruitment under oligotrophic conditions: implications for conservation management. *Marine Environmental Research*, 117, 13-20.
- Piazzì, L., Balata, D., Cinelli, F. (2002). Epiphytic macroalgal assemblages of *Posidonia oceanica* rhizomes in the western Mediterranean. *European Journal of Phycology*, 37(1), 69-76.
- Sala, E., Boudouresque, C. F., Harmelin-Vivien, M. (1998). Fishing, Trophic Cascades, i the Structure of Algal Assemblages: Evaluation of an Old but Untested Paradigm. *Oikos*, 82, 425–439.
- Sala, E., Ballesteros, E., Dendrinos, P., Di Franco, A., Ferretti, F., Foley, D., Fraschetti, S., Friedlander, A., Garrabou, J., Güçlüsoy, H., Guidetti, P., Halpern, B. S., Hereu, B., Karamanlidis, A. A., Kizilkaya, Z., Macpherson, E., Mangialajo, L., Mariani, S., Micheli, F., Pais, A., Riser, K., Rosenberg, A. A., Sales, M., Selkoe, K. A., Starr, R., Tomas, F., Zabala, M. (2012). The structure of mediterranean rocky reef ecosystems across environmental and human gradients, and conservation implications. *PLoS ONE*. 7(2), e32742.
- Tukey, J. W. (1949). Comparing Individual Means in the Analysis of Variance. *Biometrics*, 5, 99.
- Wangensteen, O. S., Turon, X., Pérez-Portela, R., Palacín, C. (2012). Natural or Naturalized? Phylogeography Suggests That the Abundant Sea Urchin *Arbacia lixula* Is a Recent Colonizer of the Mediterranean. *PLoS ONE*, 7(9), e45067.
- Wangensteen, O. S., Dupont, S., Casties, I., Turon, X., i Palacín, C. (2013). Some like it hot: temperature and pH modulate larval development and settlement of the sea urchin *Arbacia lixula*. *Journal of experimental marine biology and ecology*, 449, 304-311.
- Wernberg, T., Bennett, S., Babcock, R., De Bettignies, T., Cure, K., Depczynski, M., Harvey, E. (2016). Climate-driven regime shift of a temperate marine ecosystem. *Science*, 353(6295), 169-172.
- Zabala, M., Ballesteros, E. (1989). Surface-dependent strategies i energy flux in benthic marine communities or, why corals do not exist in the Mediterranean. *Scientia Marina*, 53.1, 3-17.

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

Bernat Martí, Graciela Rovira, Lucas Hayes, Núria Margarit, Erola Camps, Cristina Linares, Júlia Ortega, Bernat Hereu

- En general les comunitats de *E. mediterranea* es troben en millor estat al PN del Cap de Creus.
  - A excepció de l'estació Fredosa, enguany la seva cobertura i densitat ha patit una disminució generalitzada a la majoria d'estacions del PN del Cap de Creus.
  - Al PN del Montgrí, les Illes Medes i Baix Ter s'ha detectat una disminució en l'estat d'aquestes comunitats a Meda petita, Salpatxot i Calella, estacions altament freqüentades en les èpoques d'estiu.
  - Les tenasses de *L. byssoides* presenten un major grau de desenvolupament a la costa del Montgrí i les illes Medes.
  - Enguany als dos Parcs Naturals es pot observar una disminució tant en la cobertura de *L. byssoides* com la proporció de *L. byssoides* viu.
  - El blanqueig més marcat ha estat al PN del Cap de Creus, sent molt evident a les estacions de l'Encalladora i Forcats.
- Aquesta disminució de les cobertures i densitats de les comunitats mediolitorals pot estar vinculada a l'impacte humà i als efectes de la intensa activitat turística, ja que són zones amb una elevada freqüentació tant de banyistes com embarcacions.

## Aquest capítol ha de ser citat com:

Martí, B., Rovira, G., Hayes, L., Margarit, N., Camps, E., Linares, C. Ortega, J., Hereu, B. (2024). Seguiment de les comunitats mediolitorals al Parc Natural de Cap de Creus i al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. *Seguiment del medi marí al Parc Natural de Cap de Creus i al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. Memòria tècnica 2023*. Generalitat de Catalunya. Departament de Territori i Sostenibilitat. Direcció General de Polítiques Ambientals i Medi Natural. pp 115-153.

## Introducció

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

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

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

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

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

*E. mediterranea* és una espècie d'alga arborescent que creix en substrats rocosos, moderadament batuts per l'onatge (Ballesteros, 1984). Els seus màxims de producció es produeixen a la primavera (Ballesteros, 1988), i a l'estiu presenten un pic màxim de biomassa, quan les seves frondes estan ben desenvolupades, donant l'aspecte de "boscos". Aquesta espècie forma hàbitats continus però limitats i molt ben definits en l'estatge infralitoral superior, entre 0 i 0,5 metres de fondària, en zones situades just on baten les ones en llocs rocosos ben il·luminats i exposats a l'onatge. Aquesta espècie forma boscos en miniatura en què la capçada d'aquests vegetals pot arribar als 30 – 40 cm d'alçada, i els hàbitats que forma són molt abundants, especialment a la costa nord de Catalunya, incloent la costa del Montgrí i el cap de Creus, degut a la costa rocosa. Els boscos de *E. mediterranea* són considerats hàbitats madurs, i que reflecteixen un millor estat de conservació de les zones costaneres i batudes del Mediterrani (Figura 1) (Ballesteros *et al.* 2013).

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

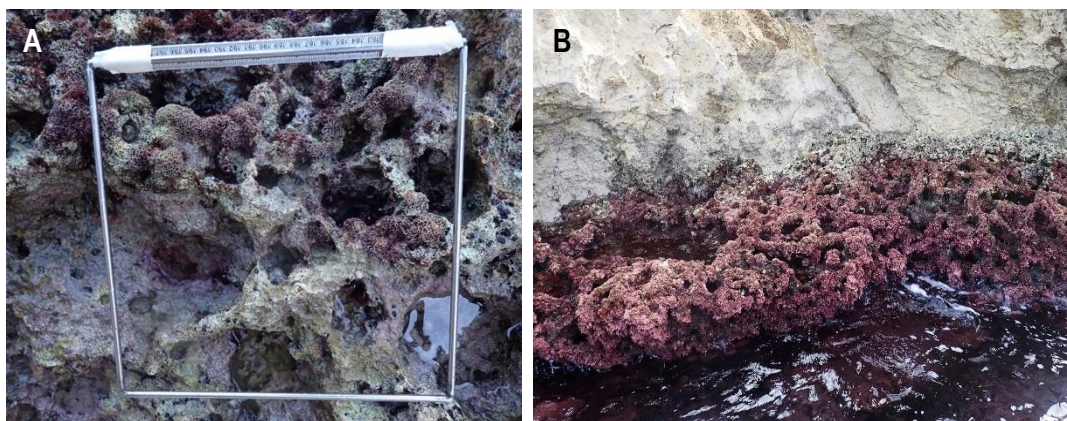


**Figura 1.** *Ericaria mediterranea* a Illes Medes

*Lithophyllum byssoides* és una alga vermella coral·linàcia que forma tal·lus crostosos rígids i calcificats, amb un creixement tridimensional en forma de tal·lus semiesfèric, i que pot anastomosar-se formant un tal·lus continu (Figura 2). Aquesta espècie es troba a l'estatge

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

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



**Figura 2.** A) L'alga *Lithophyllum byssoïdes* formant estructures tridimensionals. B) tenassa de *Lithophyllum byssoïdes* a Salpatxot.

Així doncs, un elevat grau d'antropització en zones costaneres genera un declivi progressiu de la cobertura de *E. mediterranea* i *L. byssoïdes*, que poden ser substituïdes per altres hàbitats de molta menys complexitat. A més, *E. mediterranea* i *L. byssoïdes* són espècies relativament

longeves i amb dinàmiques poblacionals lentes i en el cas de *E. mediterranea* una capacitat de dispersió limitada, en comparació a altres espècies de macroalgues del mateix ambient, fet que fa que la seva recuperació després d'una pertorbació sigui molt lenta. Per aquest motiu, ambdues espècies estan incloses en l'Annex I (llista d'espècies de flora estrictament protegides) del Conveni de Berna sobre la conservació de la fauna europea i hàbitats naturals, així com en l'Annex II (llista d'espècies en perill o amenaçades) del Protocol sobre zones especialment protegides i la diversitat biològica en el Mediterrani del Conveni de Barcelona.



**Figura 3.** Exemples d'activitats que poden causar impactes físics sobre les comunitats mediolitorals: trepig a les cornises de *Lithophyllum byssoides* i comunitats de *Ericaria mediterranea*, i avarament d'embarcacions com motos d'aigua o caiacs.

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

## Material i mètodes

### Disseny de mostreig

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



En canvi, en el Parc Natural de Cap de Creus, es varen mostrejar dues estacions de *E. mediterranea* dins de la RNP, una dins de la RNI i cinc dins del PN. En cas de *L. byssoides* es va mostrejar una estació a la RNI, quatre a la RNP i dues al PN (Taula 2, Figura 5).

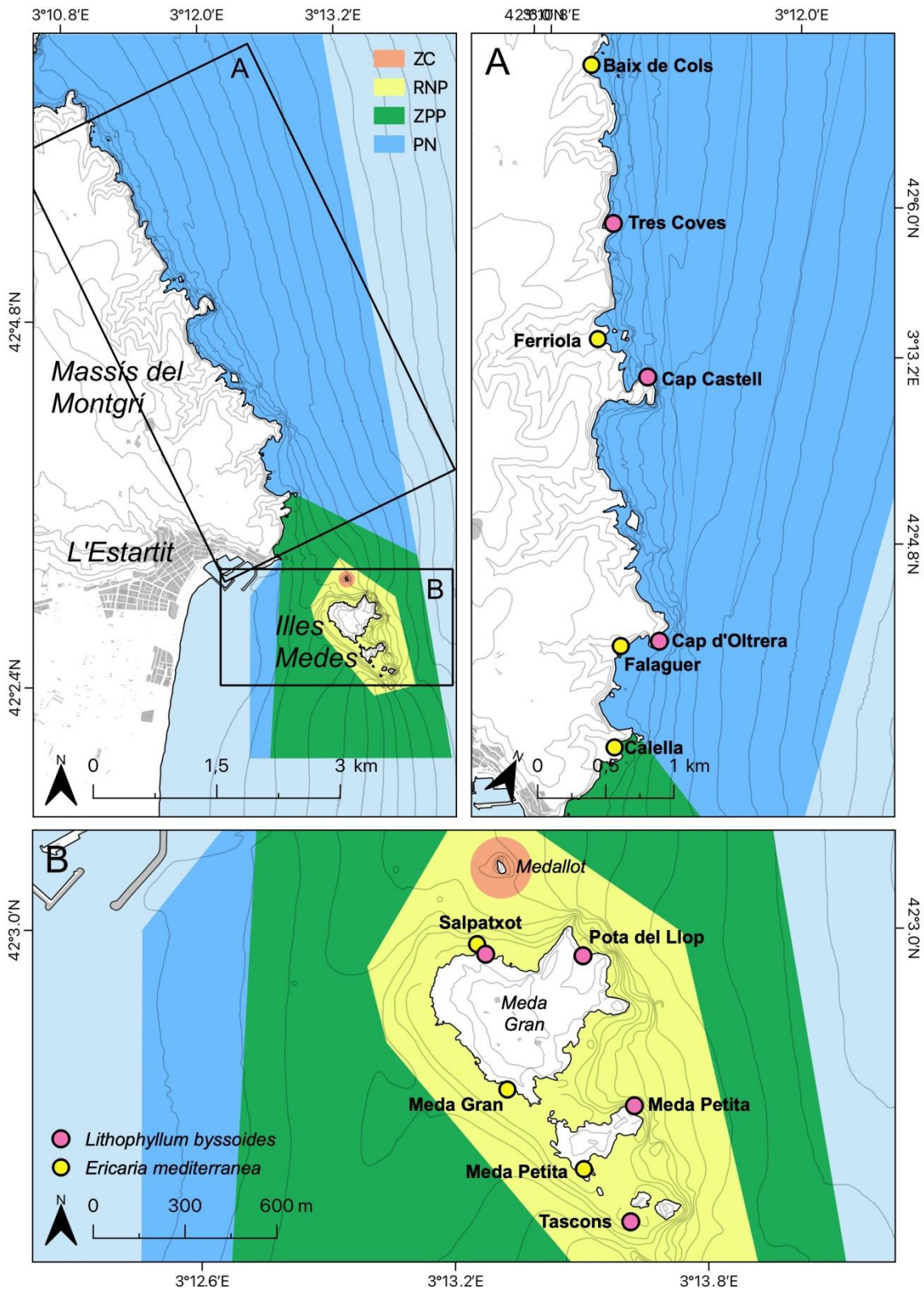
Tant per *E. mediterranea* com per *L. byssoides*, es va fer un recorregut previ al mostreig per tota la costa en ambdós parcs, per a poder identificar les zones més adients i representatives, amb formacions de tenasses de *L. byssoides* (*trottoir*) o boscos desenvolupats de *E. mediterranea*.

**Taula 1.** Estacions de mostreig de *Ericaria mediterranea* de l'any 2023. S'indica, el grau de protecció, el nom de l'estació i la data de mostreig.

| Parc         | Protecció       | Estació      | Data mostreig |
|--------------|-----------------|--------------|---------------|
| Cap de Creus | RNI             | Encalladora  | 2023-06-12    |
|              | RNP             | Culip        | 2023-05-29    |
|              |                 | Fredosa      | 2023-05-29    |
|              | PN              | Galera       | 2023-05-30    |
|              |                 | Galladera    | 2023-05-30    |
|              |                 | Caials       | 2023-05-31    |
|              |                 | Jòncols      | 2023-06-13    |
|              |                 | Montjoi      | 2023-06-13    |
|              | Medes i Montgrí | RNP          | Salpatxot     |
| Meda Gran    |                 |              | 2023-05-24    |
| Meda Petita  |                 |              | 2023-07-20    |
| ZPP          |                 | Calella      | 2023-07-28    |
| PN           |                 | Baix de Cols | 2023-06-07    |
|              |                 | Ferriola     | 2023-06-07    |
|              |                 | Falaguer     | 2023-06-13    |

**Taula 2.** Estacions de mostreig de *Lithophyllum byssoides* de l'any 2023. S'indica, el grau de protecció, el nom de l'estació i la data de mostreig.

| Parc         | Protecció       | Estació      | Data mostreig |
|--------------|-----------------|--------------|---------------|
| Cap de Creus | RNI             | Encalladora  | 2023-09-12    |
|              | RNP             | Farallons    | 2023-09-14    |
|              |                 | Culip        | 2023-09-12    |
|              |                 | Forcats      | 2023-09-12    |
|              |                 | Norfeu       | 2023-09-15    |
|              |                 | Cap Gros     | 2023-09-14    |
|              | PN              | Portaló      | 2023-09-14    |
|              | Medes i Montgrí | RNP          | Pota del Llop |
| Salpatxot    |                 |              | 2023-09-26    |
| Meda Petita  |                 |              | 2023-09-26    |
| Tascons      |                 |              | 2023-09-26    |
| PN           |                 | Tres Coves   | 2023-09-25    |
|              |                 | Cap Castell  | 2023-09-25    |
|              |                 | Cap d'Utrera | 2023-09-25    |



**Figura 4.** Mapa de les estacions de mostreig de comunitats mediolitorals al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter de l'any 2023. Grau de protecció: Zona de Control (ZC), Reserva Natural Parcial (RNP), Zona Perifèrica de Protecció (ZPP) i Parc Natural (PN).

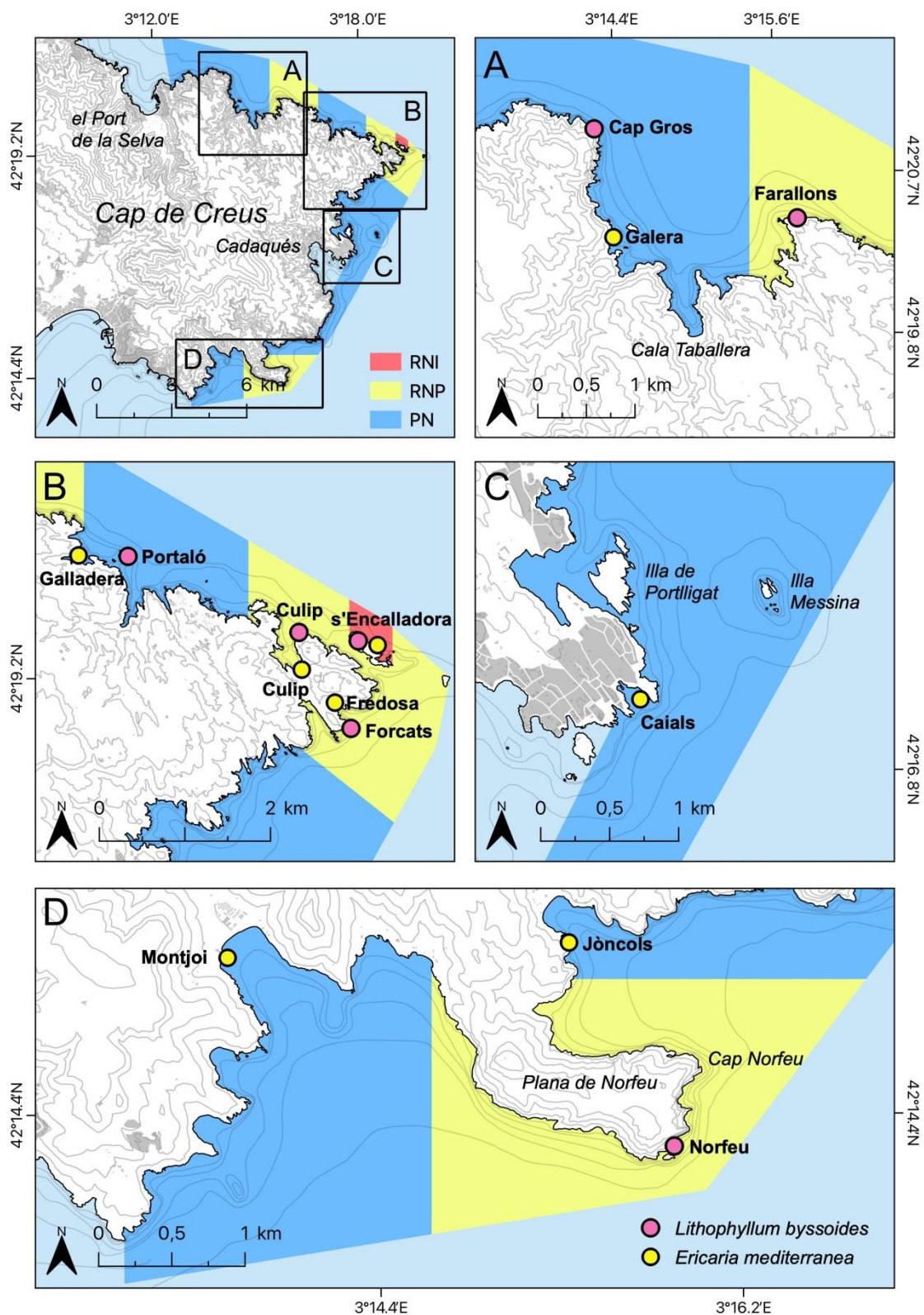


Figura 5. Mapa de les estacions de mostreig de comunitats mediolitorals al Parc Natural de Cap de Creus de l'any 2021. Grau de protecció: Reserva Natural Integral (RNI), Reserva Natural Parcial (RNP) i Parc Natural (PN).

## Metodologia de mostreig

### *Ericaria mediterranea*

El mostreig de *E. mediterranea* es va dur a terme majoritàriament durant el mes de juny del 2023, període de màxim desenvolupament d'aquestes comunitats (Figura 6).

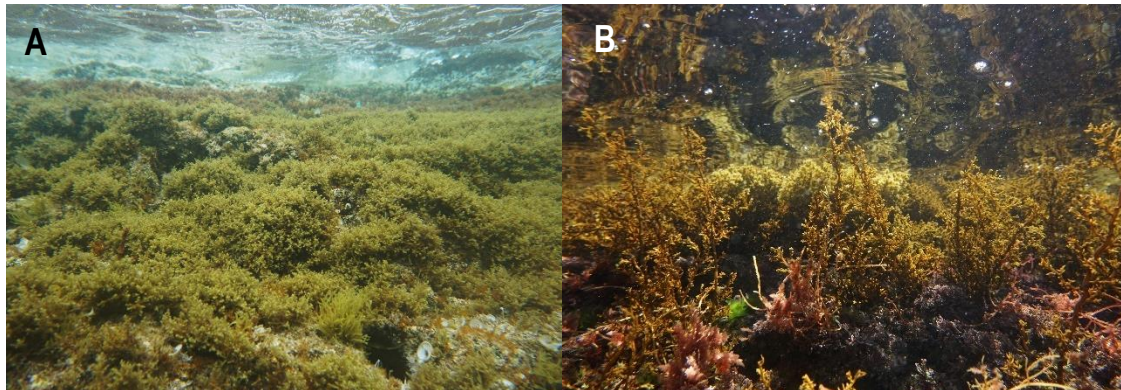


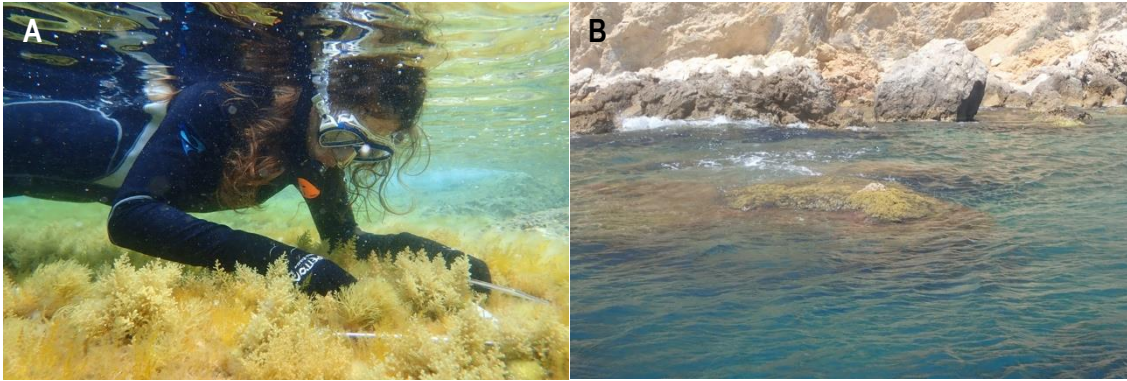
Figura 6. Exemples de bosc (A) i d'individus (B) de *Ericaria mediterranea* ben desenvolupats.

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

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

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

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

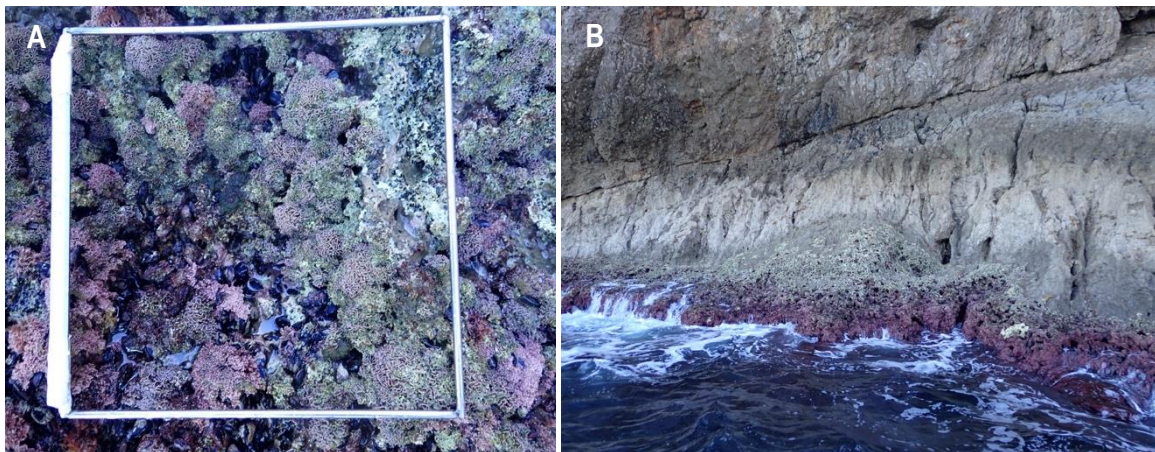


**Figura 7.** A) mètode de mostreig de *Ericaria mediterranea* a Falaguer. B) exemple d'una tenassa de *Ericaria mediterranea* a la subzona seleccionada pel mostreig de *Ericaria mediterranea* a Meda Gran

### ***Lithophyllum byssoides***

Un cop trobats els punts de mostreig, es subdividia cadascun d'aquests en tres subzones, on es feia un total d'unes 15 fotografies per subzona amb quadrats d'acer inoxidable de 25 x 25 cm, iguals que els emprats per a mostrejar *E. mediterranea*, però amb un regle en un dels costats com a referència poder fer els anàlisis posteriors.

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



**Figura 8.** Mètode de mostreig de *Lithophyllum byssoides*. A) quadre d'acer inoxidable amb regle incorporat com a referència. B) Tenassa o trottoir de *Lithophyllum byssoides* a l'estació de Cap d'Utrera.

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

- *Lithophyllum byssoides*

- *L. byssoides* blanquejat
- *L. byssoides* trencat
- Altres algues calcàries incrustants
- Altres algues calcàries blanquejades
- *Ellisolandia elongata*
- *Ellisolandia elongata* blanquejada
- Algues no calcàries
- Animals sèssils
- Forats
- Roca

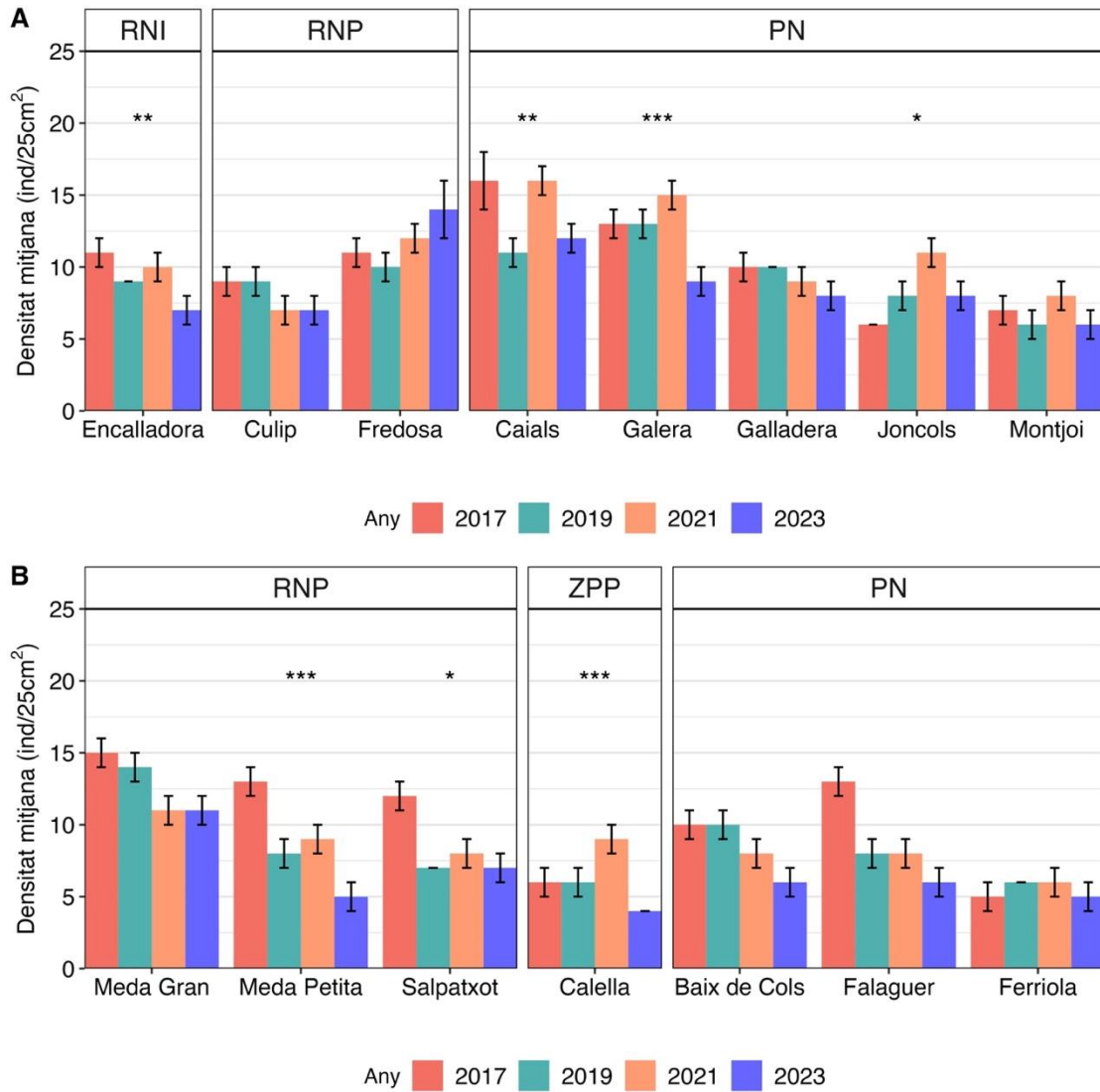
## Resultats

### ***Ericaria mediterranea***

#### **Densitat**

Els valors de densitats de *E. mediterranea* al Parc Natural del Cap de Creus han disminuït per a totes les estacions mostrejades enguany respecte el 2021, excepte per a les estacions de Culip i Fredosa. No obstant, la disminució dels valors de densitat no és significativa a excepció de les estacions de l'Encalladora (RNI), Caials (PN), Galera (PN) i Jòncols (PN). Montjoi, on la densitat ha disminuït de 8 a 6 individus per quadre, és l'estació amb els valors més baixos. A l'estació de Fredosa el nombre d'individus per quadre ha augmentat, tot i que no de manera significativa (de 12 a 14 individus per quadre), augmentant així regularment durant els tres últims períodes de mostreig, sent l'estació del Parc Natural del Cap de Creus on hi ha més densitat d'individus (Figura 9A, Taula 3).

D'altra banda, al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter trobem tres estacions on la densitat ha patit una variació significativa. A la Meda Petita (RNP) la densitat ha disminuït de 9 a 5 individus/25cm<sup>2</sup>. L'estació de Salpatxot (RNP) també ha patit una disminució significativa, ja que passa dels 8 individus/25cm<sup>2</sup> l'any 2021 als 7 individus/25cm<sup>2</sup> d'enguany. Finalment, l'estació de cala Calella és la que s'ha vist més afectada ja que la densitat de peus ha passat de 9 individus/25cm<sup>2</sup> observats l'any 2021 a 4 individus/25cm<sup>2</sup> el 2023. A la resta d'estacions, la densitat també ha disminuït de forma no significativa o bé s'ha mantingut estable respecte el 2021 (Figura 9B, Taula 3).



**Figura 9.** Densitat de *Ericaria mediterranea* (mitjana  $\pm$  error estàndard) per estació i any (2017, 2019, 2021 i 2023) al Parc Natural del Cap de Creus (A) i al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter (B). Els asteriscs mostren les diferències significatives ( $p$ -valor $<0,05$ ) entre els anys 2021 i 2023. El marge superior representa el grau de protecció de les estacions; RNI: Reserva Natural Integral, RNP: Reserva Natura Parcial, ZPP: Zona Perifèrica a la Protecció, PN: Parc Natural.

**Taula 3.** Resultats del test estadístic Kruskal-Wallis comparant les densitats de *Ericaria mediterranea* els anys 2021 i 2023 al Parc Natural del Cap de Creus i al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. KS és el valor de l'estadístic; el p-valor és la significació del test. Quan el p-valor és inferior a 0,05 indica que les diferències són significatives entre els anys; aquests casos s'han destacat posant valors en negreta.

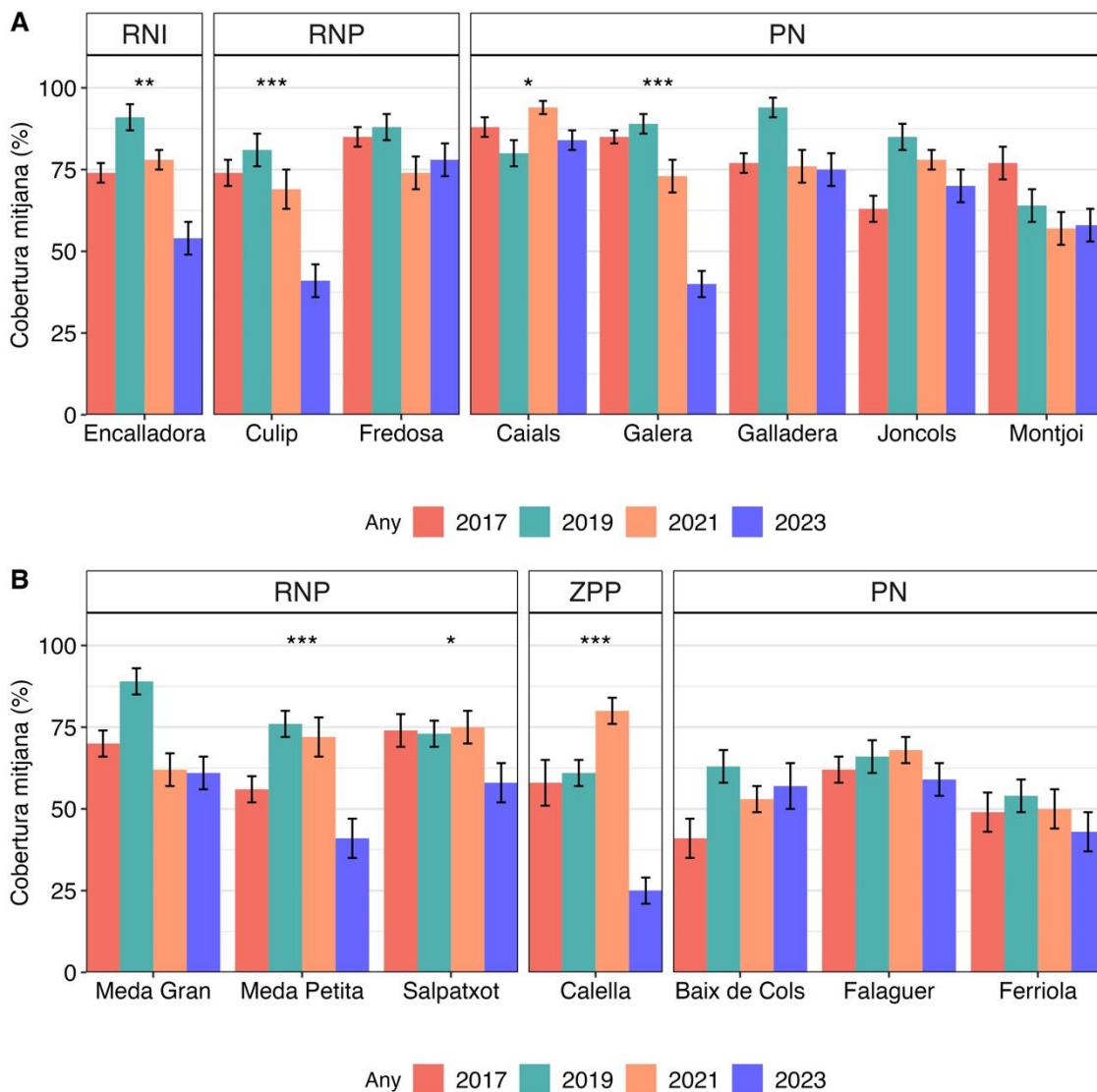
| Parc            | Protecció | Estació            | KS           | p-valor         |
|-----------------|-----------|--------------------|--------------|-----------------|
| Cap de Creus    | RNI       | <b>Encalladora</b> | <b>8,64</b>  | <b>&lt;0,05</b> |
|                 | RNP       | Culip              | 0,05         | 0,83            |
|                 |           | Fredosa            | 0,18         | 0,67            |
|                 | PN        | <b>Galera</b>      | <b>12,58</b> | <b>&lt;0,05</b> |
|                 |           | Galladera          | 0,54         | 0,46            |
|                 |           | <b>Caials</b>      | <b>8,84</b>  | <b>&lt;0,05</b> |
|                 |           | <b>Jòncols</b>     | <b>5,53</b>  | <b>&lt;0,05</b> |
| Montjoi         | 2,86      | 0,09               |              |                 |
| Medes i Montgrí | RNP       | <b>Salpatxot</b>   | <b>4,61</b>  | <b>&lt;0,05</b> |
|                 |           | Meda Gran          | 0,33         | 0,57            |
|                 |           | <b>Meda Petita</b> | <b>11,28</b> | <b>&lt;0,05</b> |
|                 | ZPP       | <b>Calella</b>     | <b>20,36</b> | <b>&lt;0,05</b> |
|                 | PN        | Baix de Cols       | 1,74         | 0,19            |
|                 |           | Ferriola           | 0,41         | 0,52            |
|                 |           | Falaguer           | 2,83         | 0,09            |

### Cobertura

Pel que fa a la cobertura, es pot observar que hi ha hagut variacions significatives a quatre de les estacions del Parc Natural del Cap de Creus. A totes aquestes estacions (Encalladora, Culip, Caials i Galera) els valors han disminuït de manera significativa. L'estació de Caials (PN), és l'estació que presenta la cobertura mitjana enguany més elevada, tot i que la seva cobertura hagi disminuït del 94 al 84% respecte l'any 2021. D'altra banda, Culip (RNP) i Galera (PN), que han patit una disminució significativa dels valors de cobertura respecte el 2021, són les dues estacions amb els valors més baixos (41 i 40% respectivament). La resta d'estacions no presenten valors significativament diferents als de fa dos anys (Figura 10A, Taula 4).

En quant al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter, hi ha tres estacions amb variacions significatives respecte el 2021. A la Meda Petita (RNP) els valors de cobertura han disminuït del 72 al 41%, coincidint amb la baixada de densitat. L'estació de Salpatxot (RNP) també presenta una variació significativa amb una disminució del 75 al 58% respecte el 2021. Per últim, l'estació de Calella és la que presenta la major disminució dels valors de cobertura, ja que passa d'un 80% de cobertura el 2021 a un 25% el 2023, esdevenint l'estació amb menor cobertura valors més baixos d'aquest Parc Natural. La resta d'estacions presenten valors de cobertura mitjana similars al 2021 (Figura 10B, Taula 4).





**Figura 10.** Cobertura de *Ericaria mediterranea* (mitjana ± error estàndard) calculades per estació i any (2017, 2019, 2021 i 2023) al Parc Natural del Cap de Creus (A) i al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter (B). Els asteriscs mostren les diferències significatives (p-valor<0,05) entre els anys 2021 i 2023. El marge superior representa el grau de protecció de les estacions; RNI: Reserva Natura Integral, RNP: Reserva Natura Parcial, ZPP: Zona Perifèrica a la Protecció, PN: Parc Natural.

**Taula 4.** Resultats del test estadístic Kruskal-Wallis comparant les cobertures de *Ericaria mediterranea* els anys 2021 i 2023 al Parc Natural del Cap de Creus i al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. KS és el valor de l'estadístic; el p-valor és la significació del test. Quan el p-valor és inferior a 0,05 indica que les diferències són significatives entre els anys; aquests casos s'han destacat posant valors en negreta.

| Parc               | Protecció       | Estació            | KS               | p-valor         |
|--------------------|-----------------|--------------------|------------------|-----------------|
| Cap de Creus       | RNI             | <b>Encalladora</b> | <b>10,39</b>     | <b>&lt;0,05</b> |
|                    | RNP             | <b>Culip</b>       | <b>11,05</b>     | <b>&lt;0,05</b> |
|                    |                 | Fredosa            | 0,36             | 0,55            |
|                    | PN              | <b>Galera</b>      | <b>18,73</b>     | <b>&lt;0,05</b> |
|                    |                 | Galladera          | 0,13             | 0,72            |
|                    |                 | <b>Caials</b>      | <b>5,60</b>      | <b>&lt;0,05</b> |
|                    |                 | Jòncols            | 1,02             | 0,31            |
|                    |                 | Montjoi            | 0,07             | 0,79            |
|                    | Medes i Montgrí | RNP                | <b>Salpatxot</b> | <b>4,07</b>     |
| Meda Gran          |                 |                    | 0,00             | 1               |
| <b>Meda Petita</b> |                 |                    | <b>11,00</b>     | <b>&lt;0,05</b> |
| ZPP                |                 | <b>Calella</b>     | <b>26,65</b>     | <b>&lt;0,05</b> |
| PN                 |                 | Baix de Cols       | 0,05             | 0,83            |
|                    |                 | Ferriola           | 0,71             | 0,40            |
|                    |                 | Falaguer           | 1,98             | 0,16            |

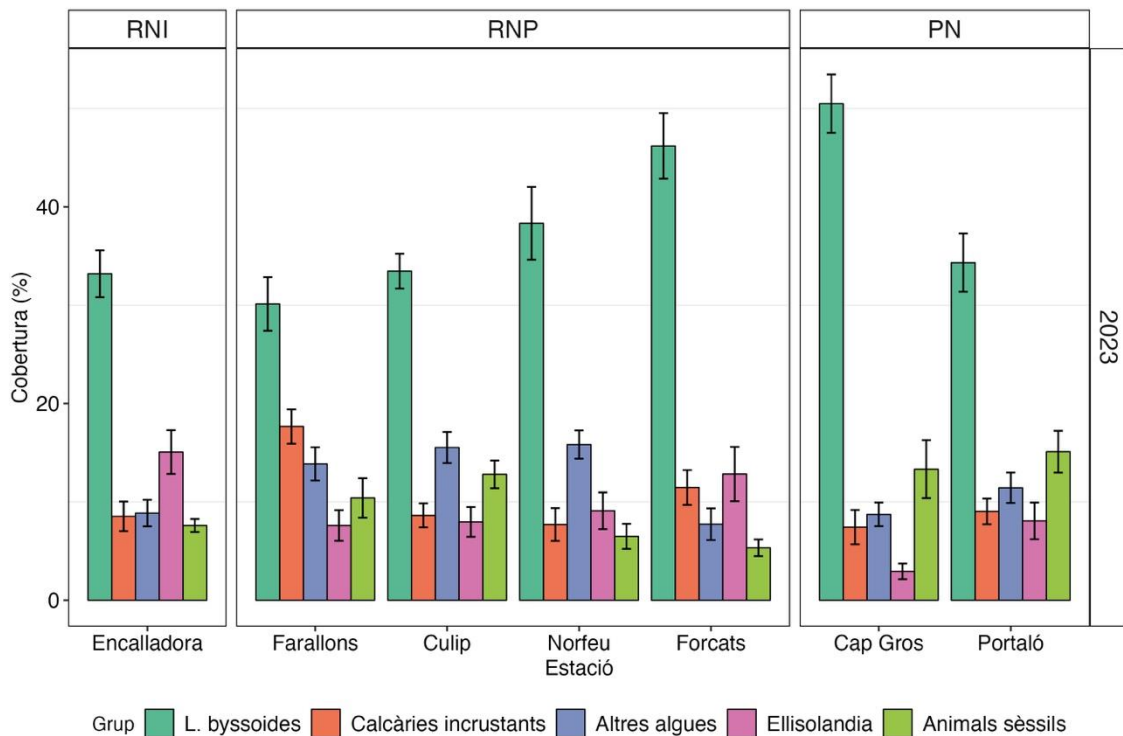
## *Lithophyllum byssoides*

### Parc Natural de Cap de Creus

Al Parc Natural del Cap de Creus, *Lithophyllum byssoides* es troba principalment a la mar d'amunt, on mostra una major abundància, podent arribar a formar cornises, però no de forma contínua. No obstant, aquestes cornises solen tenir una amplada moderada en comparació amb les de la costa del Montgrí i les Illes Medes, i amb una bona cobertura de *L. byssoides*.

La cobertura de *L. byssoides* és notable a totes les estacions, però cal destacar les estacions de Cap Gros (PN) i Forcats (RNP), totes elles situades a la mar d'amunt (Figura 12). En aquestes estacions, el percentatge de cobertura de *L. byssoides* és particularment elevat.

Pel que fa a la cobertura d'algues calcàries incrustants, és elevada a Farallons (RNP) i els percentatges més baixos es troben a l'estació de Cap Gros (PN) i Norfeu (RNP). Les cobertures de *Ellisolandia elongata* són similars per a la majoria de les estacions, però destaquen a les estacions de l'Encalladora (RNI) i Forcats (RNP), mentre que és poc abundant a l'estació de Cap Gros (PN). Per altra banda, la cobertura d'altres algues predomina a les estacions de Norfeu (RNP), Culip (RNP) i Farallons (RNP). Els animals sèssils són presents en major o menor mesura a totes les estacions, i on la cobertura més elevada d'aquest grup es troba a l'estació de Portaló (PN) (Figura 12).



**Figura 12.** Valors de cobertura de *Lithophyllum byssoides* i els altres grups analitzats (mitjana  $\pm$  error estàndard) per estació l'any 2023 al Parc Natural del Cap de Creus. La capçalera indica el grau de protecció (RNI: Reserva Natural Integral; RNP: Reserva Natural Parcial; PN: Parc Natural).

Comparant les cobertures actuals amb les obtingudes a l'anterior estudi realitzat l'any 2021, observem com la cobertura de *L. byssoides* ha disminuït per algunes d'estacions del Parc Natural del Cap de Creus, mentre que per algunes altres s'ha mantingut estable, o inclús ha augmentat de manera significativa, com és el cas de l'estació de Forcats. La cobertura de *L. byssoides* ha disminuït de manera significativa a les estacions de Culip, Norfeu, Portaló, sent les dues últimes on s'ha observat una disminució més pronunciada (disminució d'un 18,4 i 17,3% respectivament). Per a la resta de les estacions (Encalladora, Farallons i Cap Gros) no s'han observat canvis significatius.

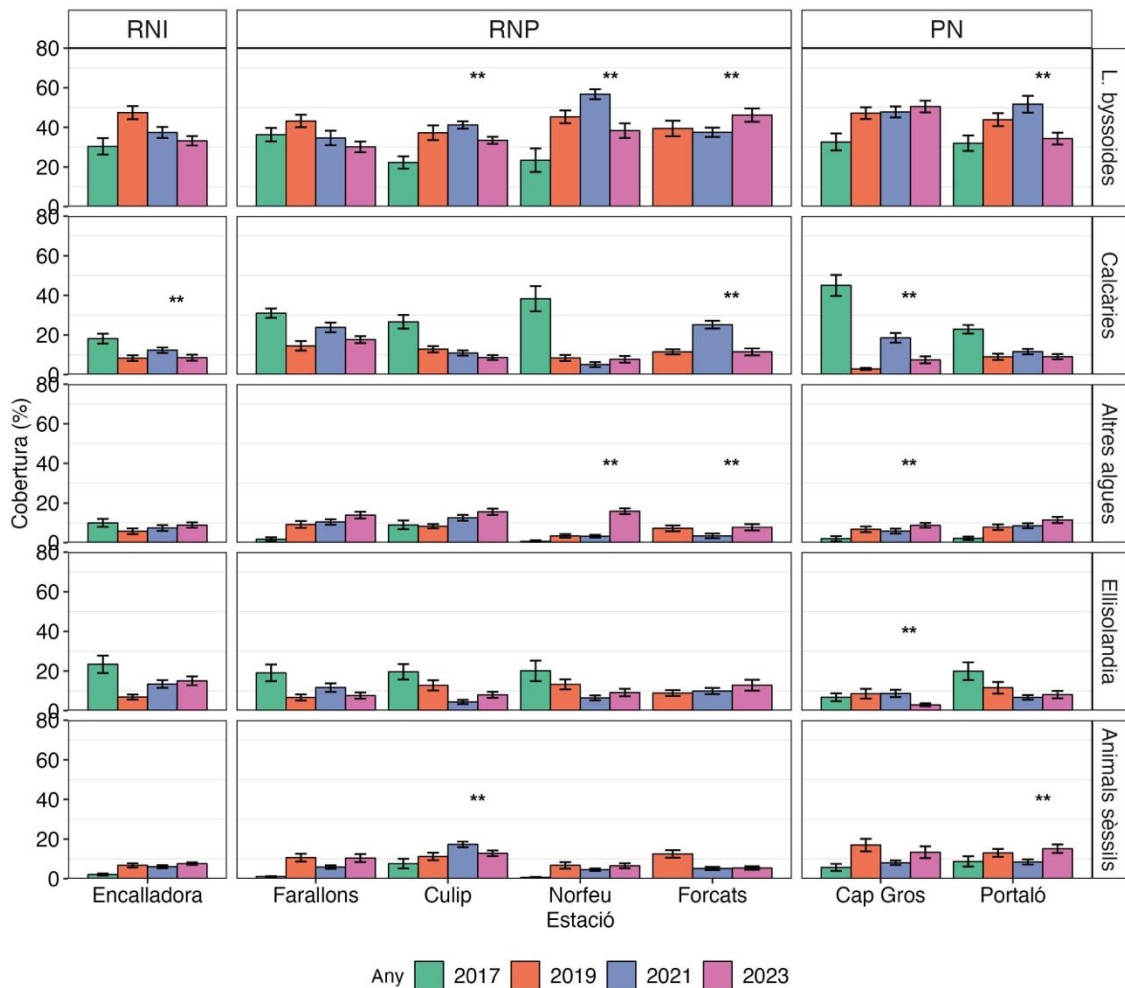
Tot i que del 2017 al 2019 la cobertura d'algues calcàries incrustants va patir una forta davallada, i el 2021 la cobertura d'algues calcàries va augmentar en més de la meitat de les estacions, enguany no es pot observar una tendència clara. Aquest 2023, la cobertura d'algues incrustants s'ha mantingut relativament estable per algunes estacions (Norfeu, Culip, Farallons i Portaló), ha disminuït de manera significativa per altres estacions (Encalladora, Forcats i Cap Gros).

Pel que fa als resultats d'altres algues, la cobertura d'aquest grup ha tendit a un augment respecte l'any 2021, tot i que els valors de cobertura d'aquest grup continuen sent relativament baixos. Els canvis més marcats respecte l'any 2021 s'han observat a les estacions de Norfeu, Forcats i Cap Gros, on s'ha presenciat un augment significatiu (augment del 12,6%; 4,4%; 3% respectivament).

La cobertura de *E. elongata*, que va patir una regressió generalitzada l'any 2019, enguany s'ha mantingut més estable respecte els valors obtinguts el 2021. Només a una estació hi ha hagut una variació estadísticament significativa pel que fa a la cobertura d'aquesta alga: una disminució

observada a l'estació de Cap Gros, passant d'un valor del 8,67% de cobertura (2021) a un valor de 2,93% (2023) (Figura 13, Taula 6).

Per últim, la cobertura d'animals sèssils no ha variat significativament. No obstant, per a l'estació de Culip s'ha observat una regressió significativa els valors de cobertura d'aquest grup respecte l'any 2021, mentre que per a l'estació de Portaló s'ha observat un augment significatiu, retornant així als valors dels 2019 (Figura 13, Taula 6).



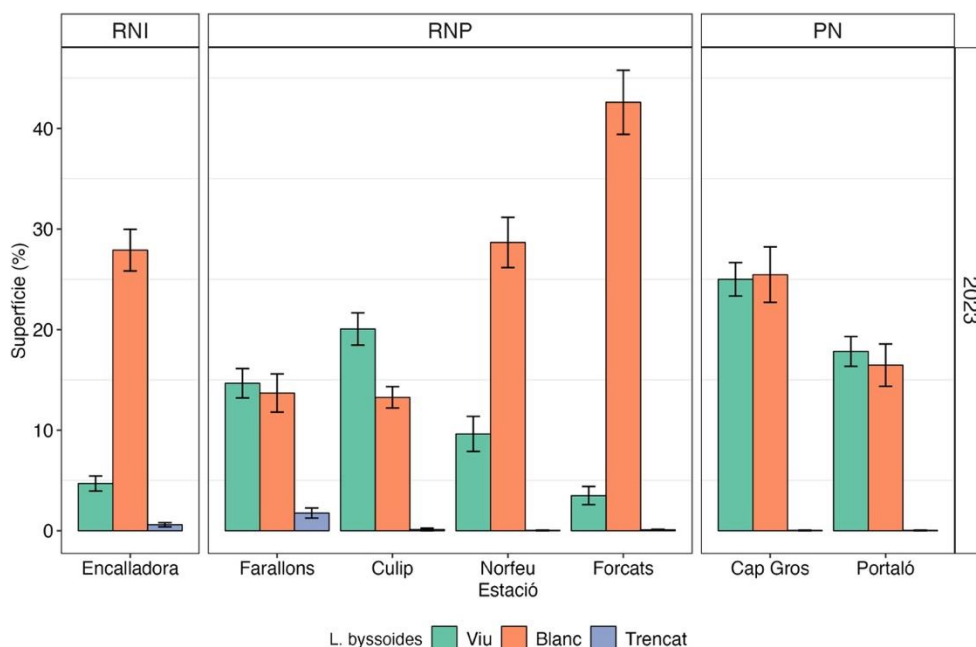
**Figura 13.** Valors de cobertura de *Lithophyllum byssoides* i els altres grups analitzats (mitjana ± error estàndard) per estació i any (2017, 2019, 2021 i 2023) al Parc Natural del Cap de Creus. Al 2017 no es va incloure l'estació de "Forcats", i és per això que els valors corresponents al 2017 són nuls. Els asteriscs mostren les diferències significatives ( $p$ -valor < 0,05) entre els anys 2021 i 2023. La capçalera indica el grau de protecció (RNI: Reserva Natural Integral; RNP: Reserva Natural Parcial; PN: Parc Natural).

**Taula 6.** Resultats del test estadístic Kruskal-Wallis comparant les cobertures de cada categoria de la comunitat els anys 2021 i 2023 al Parc Natural del Cap de Creus. KS és el valor de l'estadístic; el p-valor és la significació del test. Quan el p-valor és inferior a 0,05 indica que les diferències són significatives entre els anys; aquests casos s'han destacat posant valors en negreta.

| Parc         | Protecció | Estació     | <i>L. byssoides</i> |                 | Calcàries incrustants |                 | Altres algues |                 | <i>Ellisolandia</i> |                 | Animals sèssils |                 |
|--------------|-----------|-------------|---------------------|-----------------|-----------------------|-----------------|---------------|-----------------|---------------------|-----------------|-----------------|-----------------|
|              |           |             | KS                  | p-valor         | KS                    | p-valor         | KS            | p-valor         | KS                  | p-valor         | KS              | p-valor         |
| Cap de Creus | RNI       | Encalladora | 1,42                | 0,23            | <b>4,51</b>           | <b>&lt;0,05</b> | 1,14          | 0,29            | 0,37                | 0,54            | 2,77            | 0,10            |
|              |           | Farallons   | 0,74                | 0,39            | 3,62                  | 0,06            | 2,00          | 0,16            | 1,38                | 0,24            | 3,44            | 0,06            |
|              | RNP       | Culip       | <b>9,16</b>         | <b>&lt;0,05</b> | 1,68                  | 0,19            | 2,17          | 0,14            | 3,58                | 0,06            | <b>4,84</b>     | <b>&lt;0,05</b> |
|              |           | Norfeu      | <b>11,83</b>        | <b>&lt;0,05</b> | 0,35                  | 0,55            | <b>36,91</b>  | <b>&lt;0,05</b> | 1,11                | 0,29            | 0,35            | 0,56            |
|              |           | Forcats     | <b>4,16</b>         | <b>&lt;0,05</b> | <b>21,41</b>          | <b>&lt;0,05</b> | <b>5,65</b>   | <b>&lt;0,05</b> | 0,03                | 0,96            | 0               | 0,96            |
|              | PN        | Cap Gros    | 0,35                | 0,55            | <b>16,53</b>          | <b>&lt;0,05</b> | <b>4,78</b>   | <b>&lt;0,05</b> | <b>6,89</b>         | <b>&lt;0,05</b> | 0,21            | 0,65            |
|              |           | Portaló     | <b>12,60</b>        | <b>&lt;0,05</b> | 1,84                  | 0,17            | 1,76          | 0,18            | 0,16                | 0,68            | <b>5,47</b>     | <b>&lt;0,05</b> |

Pel que fa a la mortalitat de *L. byssoides* d'enguany (Figura 14), observem com *L. byssoides* mort per blanqueig té tendència a predominar sobre *L. byssoides* viu. Destaquen les estacions de Norfeu, Encalladora i Forcats, on hi ha un 19, 23 i 39% més de *L. byssoides* blanc que viu, respectivament (Figura 14). No obstant, en altres estacions els percentatges de *L. byssoides* viu i *L. byssoides* blanc són gairebé idèntics, mentre que a l'estació de Culip la superfície coberta per *L. byssoides* viu és notablement superior a la superfície coberta per *L. byssoides* blanc.

Pel que fa al *L. byssoides* trencat, les superfícies són molt baixes (< 5%) i només és visible a les estacions de l'Encalladora i Farallons, sent pràcticament inexistent a la resta d'estacions del Parc Natural del Cap de Creus (Figura 14).

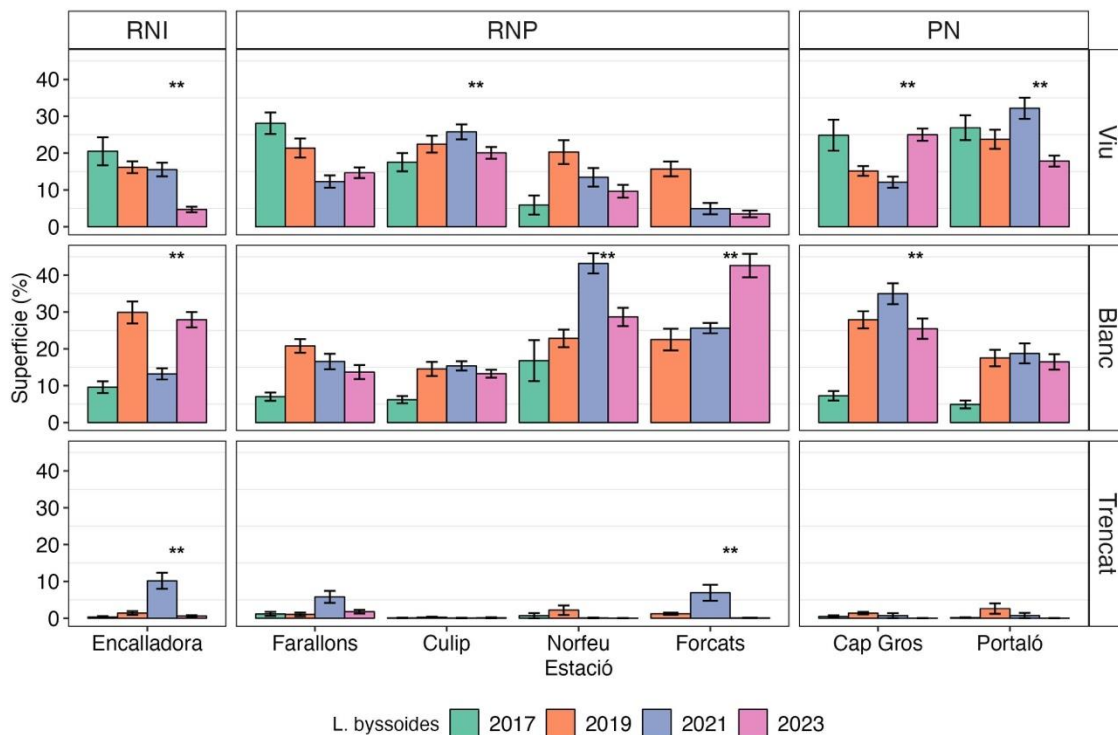


**Figura 14.** Percentatge de la superfície sana, blanquejada i trencada de *Lithophyllum byssoides* (mitjana ± error estàndard) per estació el 2023, al Parc Natural del Cap de Creus. La capçalera indica el grau de protecció (RNI: Reserva Natural Integral; RNP: Reserva Natural Parcial; PN: Parc Natural).

Comparant la mortalitat de *L. byssoides* del 2021 amb la dels anys anteriors (2017, 2019 i 2021), observem canvis significatius. La superfície de *L. byssoides* viu ha patit una disminució estadísticament significativa respecte el 2021 a les estacions de l'Encalladora, Culip i Portaló, mentre que a l'estació de Cap Gros, s'ha observat un augment significatiu de *L. byssoides* viu. A la resta d'estacions els valors s'ha mantingut estables (Figura 15, Taula 7).

La superfície de *L. byssoides* blanc ha patit variacions significatives interanuals en quatre de les estacions mostrejades (Encalladora, Forcats, Norfeu i Cap Gros). A les estacions de l'Encalladora i Forcats la superfície ocupada per *L. byssoides* blanc ha augmentat (alhora que ha disminuït la cobertura de *byssoides* viu, sobretot a la primera estació). Per altra banda, a les estacions de Norfeu i Cap Gros la superfície de *L. byssoides* blanc ha disminuït. A la resta d'estacions els valors s'han mantingut estables respecte l'any 2021 (Figura 15, Taula 7).

Per últim, pel que fa a les diferències interanuals en la superfície de *L. byssoides* trencat, enguany aquests valors han disminuït significativament a l'Encalladora i Forcats, les quals eren les estacions amb els valors més elevats l'any 2021 i retornant als valors de l'inici del seguiment. A la resta d'estacions aquest valor és pràcticament inexistent (Figura 15, Taula 7).



**Figura 15.** Percentatge de la superfície sana, blanquejada i trencada de *Lithophyllum byssoides* (mitjana  $\pm$  error estàndard) per estació i any (2017, 2019, 2021 i 2023) al Parc Natural de Cap de Creus. Al 2017 no es va incloure l'estació de "Forcats", i és per això que els valors corresponents al 2017 són nuls. Els asteriscs mostren les diferències significatives ( $p$ -valor  $< 0,05$ ) entre els anys 2021 i 2023. La capçalera indica el grau de protecció (RNI: Reserva Natural Integral; RNP: Reserva Natural Parcial; PN: Parc Natural).

**Taula 7.** Resultats del test estadístic Kruskal-Wallis comparant l'estat de les superfícies de *Lithophyllum byssoides* els anys 2021 i 2023 al Parc Natural del Cap de Creus. KS és el valor de l'estadístic; el p-valor és la significació del test. Quan el p-valor és inferior a 0,05 indica que les diferències són significatives entre els anys; aquests casos s'han destacat posant valors en negreta

| Parc         | Protecció | Estació            | Viu          |                 | Blanc        |                 | Trencat      |                 |
|--------------|-----------|--------------------|--------------|-----------------|--------------|-----------------|--------------|-----------------|
|              |           |                    | KS           | p-valor         | KS           | p-valor         | KS           | p-valor         |
| Cap de Creus | RNI       | <b>Encalladora</b> | <b>15,05</b> | <b>&lt;0,05</b> | <b>21,82</b> | <b>&lt;0,05</b> | <b>10,33</b> | <b>&lt;0,05</b> |
|              |           | Farallons          | 1,94         | 0,16            | 1,03         | 0,31            | 0,84         | 0,36            |
|              | RNP       | <b>Culip</b>       | <b>4,67</b>  | <b>&lt;0,05</b> | 1,77         | 0,18            | 0            | 0,98            |
|              |           | Norfeu             | 0,89         | 0,34            | <b>11,73</b> | <b>&lt;0,05</b> | 0            | 0,98            |
|              |           | <b>Forcats</b>     | 6,18         | 0,99            | <b>17,87</b> | <b>&lt;0,05</b> | <b>5,13</b>  | <b>&lt;0,05</b> |
|              | PN        | <b>Cap Gros</b>    | <b>23,99</b> | <b>&lt;0,05</b> | <b>6,66</b>  | <b>&lt;0,05</b> | 0,37         | 0,54            |
|              |           | <b>Portaló</b>     | <b>22,13</b> | <b>&lt;0,05</b> | 0,17         | 0,68            | 0,37         | 0,54            |

L'estació de l'**Encalladora** mostra unes tenasses ben desenvolupades però molt determinades pel relleu del substrat. En zones on la paret és més vertical es desenvolupa en menor mesura i, tot i que hi ha presència de *L. byssoides*, no arriba a formar cornises i hi trobem el límit ben definit entre la distribució de *E. elongata* i la formació de *L. byssoides*. Per altre banda, en les zones de menys pendent, el creixement de *E. elongata* és més important i n'observem el creixement per sobre les frondes de *L. byssoides*.

La cobertura de *L. byssoides* d'enguany és del 33,2%, el qual representa una disminució no significativa respecte l'anterior estudi (Figura 13, Taula 6), amb una superfície viva significativament inferior a la del 2021, però amb una augment del 14,7% de la superfície blanquejada, també significativa. De fet, l'Encalladora és l'estació del Parc Natural del Cap de Creus amb menys superfície viva. La superfície de *L. byssoides* trencat també ha disminuït significativament en la seva variació interanual respecte el 2021 (Figura 15, Taula 7). La cobertura de les algues calcàries incrustants és del 8,53%, el que suposa una disminució significativa respecte l'anterior estudi (Figura 13, Taula 6). Per altra banda, tant els valors de cobertura de *E. elongata*, com el d'altres algues i animals sèssils s'han mantingut estables respecte el seguiment de l'any 2021 (Figura 13, Taula 6).

L'estació de **Farallons** mostra també un creixement força limitat de la cornisa, que es concentra en les infructuositats de la roca, sempre en zones exposades.

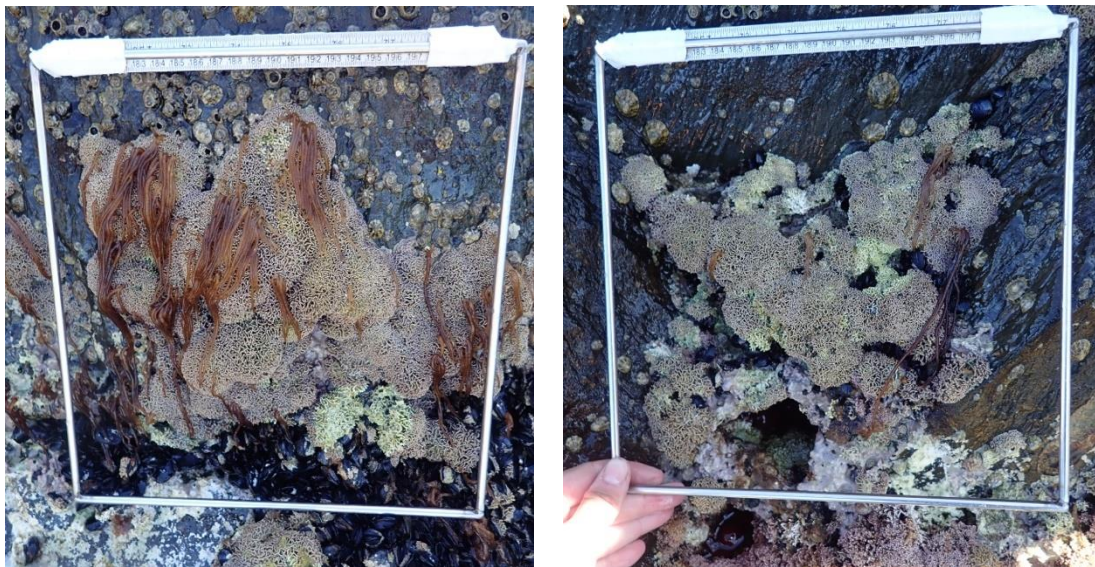
La cobertura de *L. byssoides* d'enguany és del 30,13%, un 4,5% inferior respecte el 2021 i sense suposar una diferència significativa (Figura 13, Taula 6). Pel que fa a la seva mortalitat, les superfícies de *L. byssoides* viu i blanc són similars i aproximadament del 14% (Figura 14), i tot i que *L. byssoides* viu ha disminuït respecte el 2019 (passant del 35% el 2021 al 30% enguany), la disminució no és significativa. No obstant, és l'estació del Parc Natural del Cap de Creus amb menys superfície de *L. byssoides* viu. La cobertura de *L. byssoides* blanc i trencat no ha patit variacions interanual (Figura 15, Taula 7). Tot i així, enguany és l'estació amb més superfície blanquejada.

Les algues calcàries incrustants han disminuït respecte a l'anterior estudi, tot i que no de manera significativa, passant d'un 23,8% al 17,7% enguany. Per últim, la cobertura de *E. elongata*, altres algues i animals sèssils s'han mantingut estables respecte el 2021 (Figura 13, Taula 6).

L'estació de **Culip** mostra una tenassa força estreta i limitada a les zones on la roca es més plana (Figura 16).

La cobertura de *L. byssoides* d'enguany és del 33,5%, representant una disminució significativa respecte el 2021 (Figura 13, Taula 6). Observant la seva mortalitat, la superfície de *L. byssoides* viu és gairebé un 7% superior al *L. byssoides* blanc, el qual ha disminuït però no de manera significativament (Figura 14). De fet, l'Encalladora és l'estació del Parc Natural del Cap de Creus amb menys superfície blanquejada. Per altra banda, els valors de *L. byssoides* trencat s'han mantingut similars respecte a l'estudi anterior (Figura 15, Taula 7).

Les algues calcàries incrustants i *E. elongata* s'han mantingut estables en quant els seus valors de cobertura, sent enguany del 8,6% i 7,9%, respectivament. La cobertura d'altres algues s'ha mantingut estable i els animals sèssils ha disminuït significativament fins valors del 12,8%, retornant als valors del 2019 (Figura 13, Taula 6).



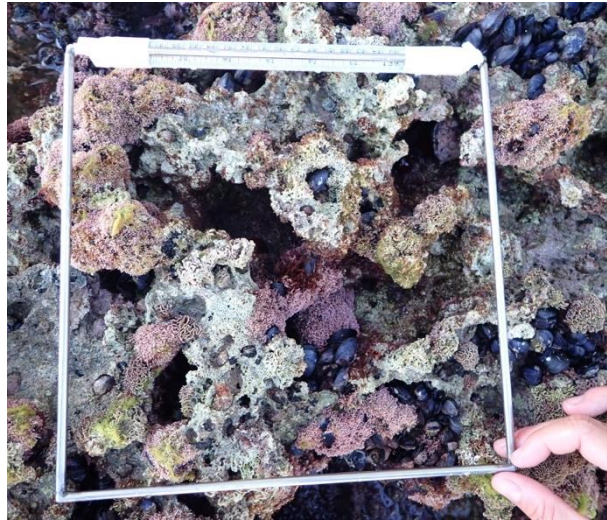
**Figura 16.** Imatges de l'estació de Culip, al Parc Natural del Cap de Creus, on s'observa la superfície de *L. byssoides* viu.

La cornisa de *L. byssoides* a **Cap Norfeu** és l'estació amb característiques més diferents de la resta degut, probablement, a la seva situació geogràfica, tot i que es distribueix també a les zones més exposades.

La cobertura de *L. byssoides* d'enguany és del 38,3% la qual ha disminuït significativament un 18,4% respecte l'any 2021, cosa que significa una important regressió (Figura 13, Taula 6). Enguany la superfície de *L. byssoides* blanc ha patit una variació significativa, disminuint un 14,5%, mentre que la superfície de *L. byssoides* trencat s'ha mantingut estable (Figura 15, Taula 7).



Les cobertures d'algues calcàries incrustants, *E. elongata* i animals sèssils, els seus valors s'han mantingut estables. Per altra banda, la cobertura d'altres algues ha augmentat significativament, arribant a valors del 15,8% (Figura 13, Taula 6).



**Figura 17.** Imatge de l'estació de Meda Petita, Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter, on s'observa la superfície blanquejada de *L. byssoïdes*.

L'estació de **Forcats**, incorporada l'any 2019, ha mostrat un 46,2% de cobertura de *L. byssoïdes*, uns valors significativament superiors als obtinguts el 2019 i 2021 (Figura 13, Taula 6), i corresponent així a una de les estacions del Parc Natural del Cap de Creus amb valors alts de superfície de *L. byssoïdes*. A més a més, s'observen diferències en la cobertura de *L. byssoïdes* blanc entre l'estudi d'enguany i el 2021. Tot i que la cobertura de *L. byssoïdes* viu s'ha mantingut estable respecte l'últim estudi, la cobertura de *L. byssoïdes* viu ha augmentat significativament un 17% respecte el 2021. La proporció de *L. byssoïdes* trencat ha disminuït significativament en comparació al 2021, fins assolir valors del 0,1% (Figura 15, Taula 7).

La cobertura d'algues calcàries incrustants ha estat del 11,5%, disminuint significativament des de l'estudi anterior, mentre que la cobertura d'altres algues ha augmentat de manera significativa. Per últim, *E. elongata* i la cobertura d'animals sèssils s'ha mantingut estable (Figura 13, Taula 6).

La cornisa de *L. byssoïdes* a l'estació de **Cap Gros** es troba sota una paret força vertical, i adopta una forma molt delimitada i una amplada limitada.

La cobertura de *L. byssoïdes* d'enguany és del 50,5%, molt similar a la del 2021, sent l'estació del Parc Natural del Cap de Creus amb major superfície de *L. byssoïdes* (Figura 13) i de *L. byssoïdes* viu (Figura 14). No obstant, s'observen diferències significatives interanuals en els valors de *L. byssoïdes* viu i blanc, amb un augment del 13% i una disminució del 9,5% respectivament (Figura 15, Taula 7).

Les algues calcàries incrustants han disminuït significativament la seva superfície, passant del 18,6% del 2021 al 7,4% d'enguany, així com també ha disminuït significativament la cobertura de *E. elongata*, enguany assolint valors de 2,9%. Per altra banda, la cobertura d'altres algues ha

augmentat de manera significativa, augmentant gairebé un 3% respecte els valors del 2021. Per últim, els valors de cobertura d'animals sèssils s'han mantingut estables respecte l'estudi del 2021 (Figura 13, Taula 6).

**Portaló** l'any 2021, era una de les estacions del Parc Natural del Cap de Creus amb els valors més alts de superfície de *L. byssoïdes*. No obstant,enguany ha patit una disminució del 17,4% respecte el 2021. El *L. byssoïdes* blanc s'ha mantingut estable enguany, mentre que el *L. byssoïdes* viu ha disminuït significativament un 14,3% (Figura 15, Taula 7).

La resta de categories, algues calcàries incrustants, altres algues i *E. elongata*, s'han mantingut estables respecte el 2021 amb valors del 9%, 11,4% i 8,1%, respectivament (Figura 13, Taula 6). Per últim, la cobertura d'animals sèssils ha augmentat significativament un 7% més respecte el 2021.



**Figura 18.** Imatge de la tenassa de *L. byssoïdes* de l'estació de Portaló, al Parc Natural del Cap de Creus.

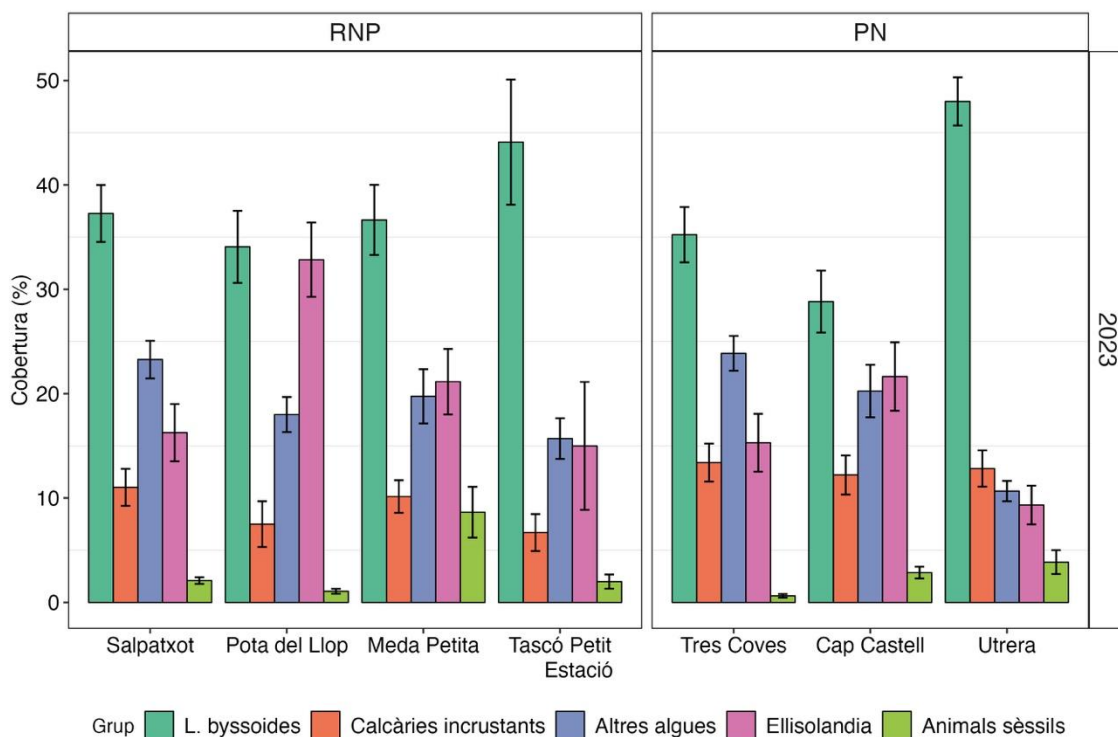
### **Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter**

Al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter, les tenasses de *L. byssoïdes* es troben més desenvolupades que al Cap de Creus, sent més àmplies, contínues i elevades.

Degut a aquest gran desenvolupament i complexitat de les cornises, l'any 2017 les diferents espècies d'algues calcàries incrustants (incloent *L. byssoïdes*) es van categoritzar conjuntament. Enguany, 2021, s'han tornat a analitzar les categories d'algues calcàries incrustants i de *L. byssoïdes* analitzades l'any 2017, aquest cop per separat (Figura 19). D'aquesta manera totes les categories d'ambdós parcs naturals són les mateixes i fet que facilita la interpretació dels resultats.

En general, la cobertura de *L. byssoïdes* és força elevada, amb una menor proporció de algues calcàries i major presència de *E. elongata* i altres algues, tot i ser força abundants (Figura 17), amb l'estació de Utrera amb els valors de cobertura de *L. byssoïdes* més elevats, un 48%, seguida de Tascó Petit i Salpatxot, amb valors de 44 i 37%, respectivament. Pel que fa a les categories de

*Ellisolandia elongata* té els seus màxims de cobertura a l'estació de Pota del Llop (33%), seguit de Cap Castell i Meda Petita (22 i 21% respectivament). Per últim, la categoria d'altres algues presenta valors de cobertura similars per a totes les estacions, excepte a l'estació d'Utrera que és la que presenta uns valors de cobertura més baixos (11%).

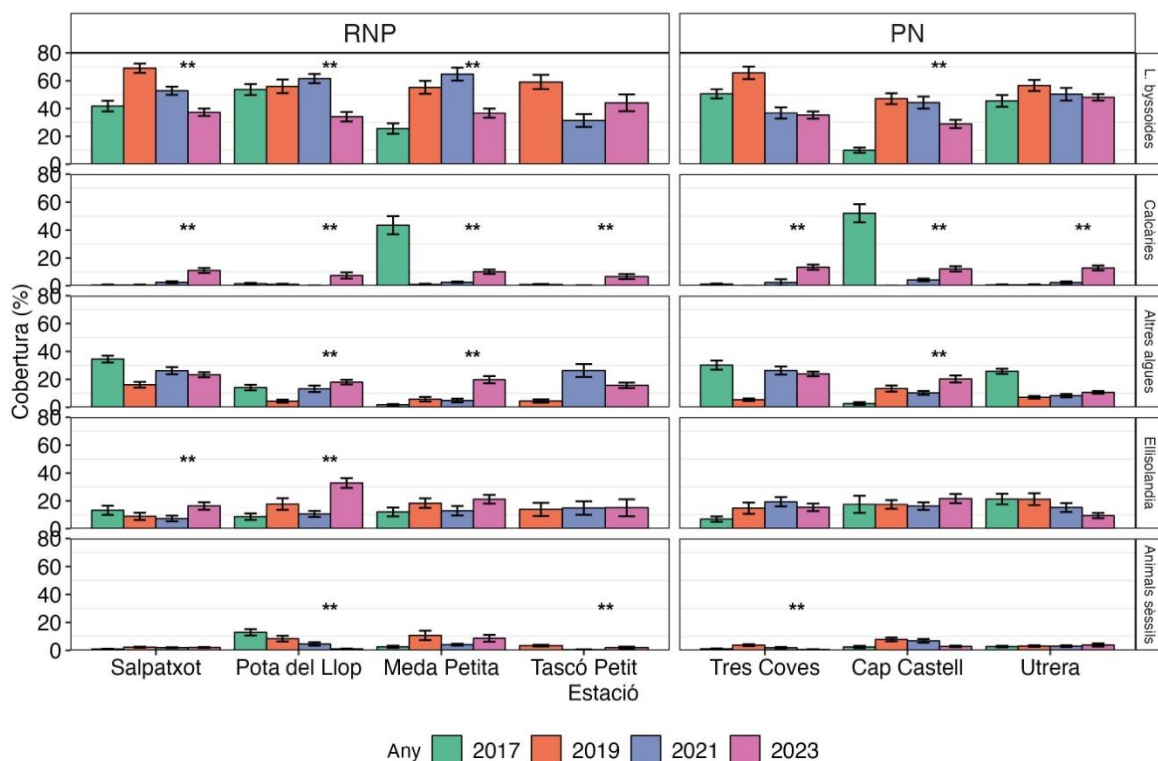


**Figura 19.** Valors de cobertura de *Lithophyllum byssoides* i els altres grups analitzats (mitjana  $\pm$  error estàndard) per estació l'any 2023 al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. La capçalera indica el grau de protecció (RNP: Reserva Natural Parcial; PN: Parc Natural).

Comparant els valors de la cobertura del 2021 i 2023, observem com enguany s'han observat diferències significatives a varies estacions del Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter, tot i que les diferències més rellevants les trobem als resultats de *L. byssoides*. En línies generals es pot observar com la seva cobertura ha disminuït significativament respecte l'estudi realitzat l'any 2021 (Figura 20). Aquesta reducció és molt evident a les estacions de Pota del Llop (RNP) i Meda Petita (RNP), ja que en ambdós casos ha passat de valors del 60% a valors del 30% aproximadament. A les estacions de Salpatxot (RNP) i Cap Castell (PN), la reducció ha estat més lleu, però també significativa, amb una reducció del 15,5% per a les dues estacions. L'estació de Tascó Petit és la única estació que ha presentat un augment en la seva cobertura (augment del 13%), però l'augment no es considera significatiu. A la resta d'estacions la variació en la cobertura tampoc ha sigut significativa (Figura 20, Taula 8).

Pel que fa a les categories d'altres algues calcàries incrustants, tot i haver-hi diferències significatives per a totes les estacions, amb una tendència a l'alça, els valors de cobertura continuen sent baixos. Per altra banda, s'ha observat una variació significativa en el percentatge de cobertura d'animals sèssils a les estacions de Pota del Llop (RNP), Tascó Petit (RNP) i Tres Coves (PN). En els tres casos, la cobertura ha disminuït respecte el 2021 (Figura 20, Taula 8).

Per últim, en la categoria de *Ellisolandia* (*Ellisolandia elongata*) s'ha observat un augment significatiu en tres de les estacions mostrejades (Salpatxot, Pota del Llop i Meda Petita). A la resta d'estacions mostrejades no s'han observat canvis significatius entre els estudis de 2021 i 2023 (Figura 20, Taula 8).

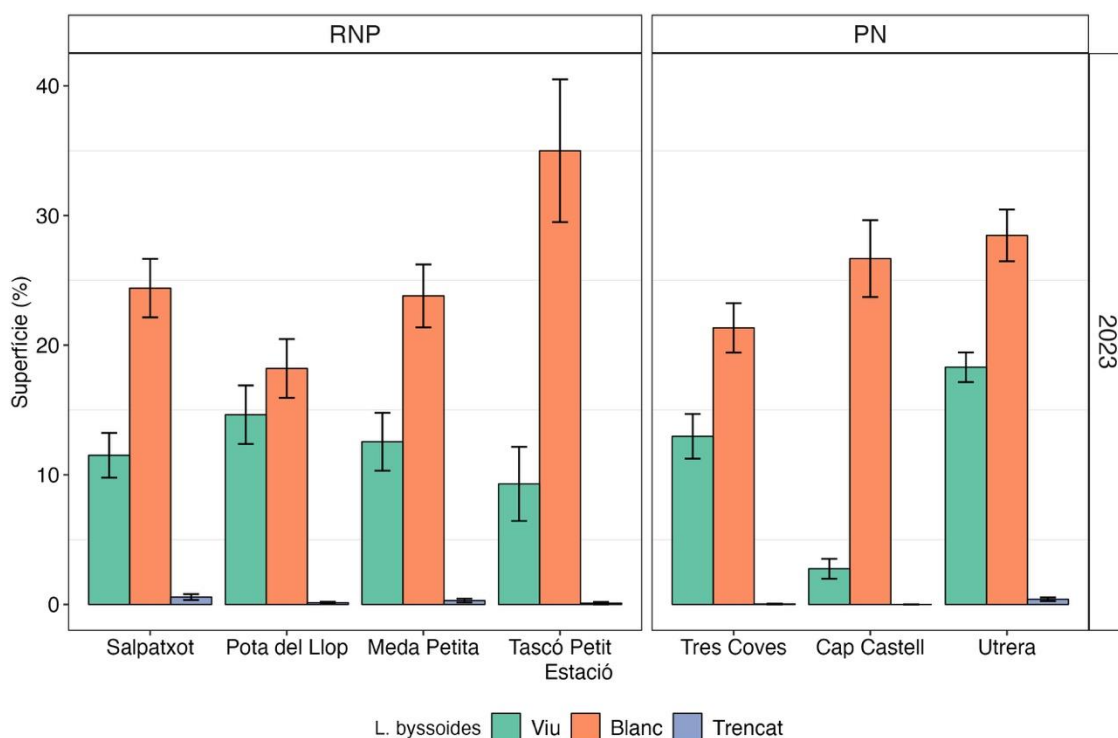


**Figura 20.** Valors de cobertura de *Lithophyllum byssoides* i els altres grups analitzats (mitjana  $\pm$  error estàndard) per estació i any (2017, 2019, 2021 i 2023) al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. Els asterisks mostren les diferències significatives ( $p$ -valor $<$ 0,05) entre els anys 2021 i 2023. La capçalera indica el grau de protecció (RNP: Reserva Natural Parcial; PN: Parc Natural).

**Taula 8.** Resultats del test estadístic Kruskal-Wallis comparant les cobertures de cada categoria de la comunitat els anys 2021 i 2023 al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. KS és el valor de l'estadístic; el  $p$ -valor és la significació del test. Quan el  $p$ -valor és inferior a 0,05 indica que les diferències són significatives entre els anys; aquests casos s'han destacat posant valors en negra.

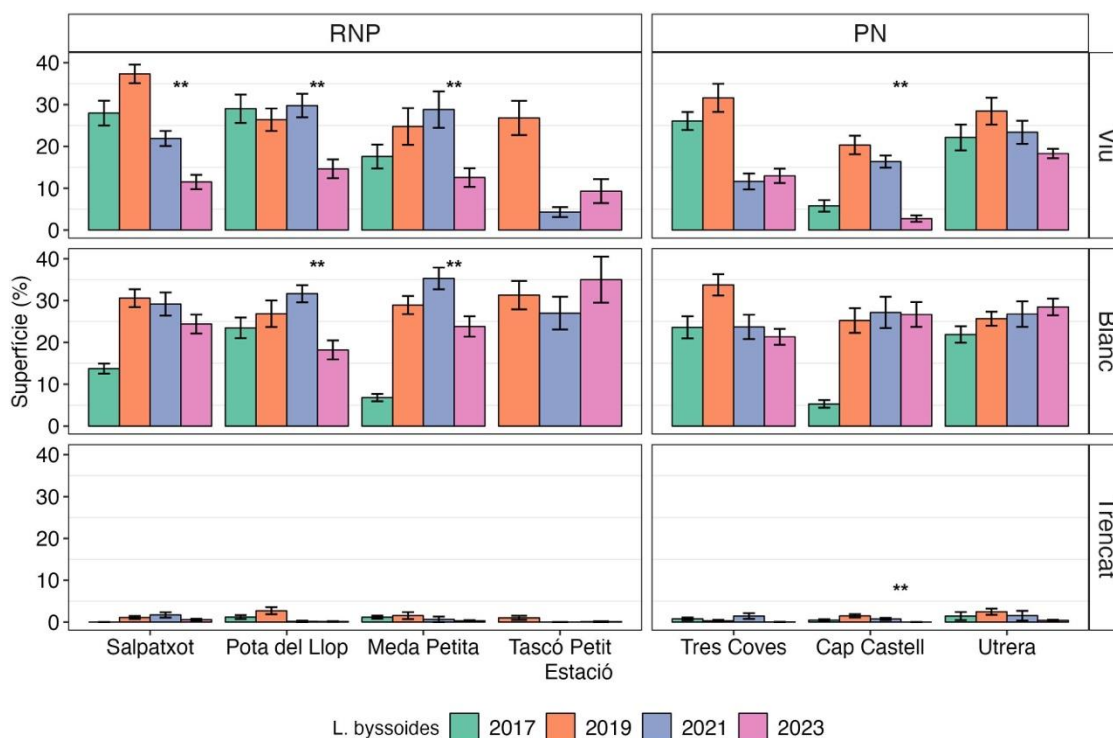
| Parc            | Protecció | Estació       | <i>L. byssoides</i> |         | Calcàries incrustants |         | Altres algues |         | <i>Ellisolandia</i> |         | Animals sèssils |         |
|-----------------|-----------|---------------|---------------------|---------|-----------------------|---------|---------------|---------|---------------------|---------|-----------------|---------|
|                 |           |               | KS                  | p-valor | KS                    | p-valor | KS            | p-valor | KS                  | p-valor | KS              | p-valor |
| Medes i Montgrí | RNP       | Salpatxot     | 11,88               | <0,05   | 19,99                 | <0,05   | 0,58          | 0,45    | 6,26                | <0,05   | 0,03            | 0,87    |
|                 |           | Pota del Llop | 20,89               | <0,05   | 44,78                 | <0,05   | 4,05          | <0,05   | 19,76               | <0,05   | 4,96            | <0,05   |
|                 |           | Meda Petita   | 12,96               | <0,05   | 17,12                 | <0,05   | 17,87         | <0,05   | 5,15                | <0,05   | 0,30            | 0,59    |
|                 |           | Tascó Petit   | 2,18                | 0,14    | 10,42                 | <0,05   | 3,60          | 0,06    | 0,01                | 0,91    | 4,16            | <0,05   |
|                 | PN        | Tres Coves    | 0,01                | 0,91    | 39,65                 | <0,05   | 0,19          | 0,07    | 0,13                | 0,72    | 5,75            | <0,05   |
|                 |           | Cap Castell   | 7,13                | <0,05   | 15,71                 | <0,05   | 9,28          | <0,05   | 1,77                | 0,18    | 3,81            | 0,05    |
|                 |           | Utrera        | 0,30                | 0,58    | 26,69                 | <0,05   | 2,40          | 0,12    | 0,04                | 0,85    | 0,22            | 0,64    |

En referència a la mortalitat de *L. byssoides*, enguany totes les estacions presenten un percentatge de *L. byssoides* blanc superior al viu (Figura 21), i les estacions amb més percentatge de superfície blanquejada són Tascó Petit i Utrera, amb un 35 i 28,5%, respectivament. Pel que fa al percentatge de *L. byssoides* viu, totes les estacions presenten valors similars, però cal destacar dues estacions: Utrera, el qual presenta els valors més elevats de *L. byssoides* viu (18%) i Cap Castell, el qual ha patit una forta regressió en la cobertura de *L. byssoides* i enguany presenta els valors més baixos de *L. byssoides* viu (3%). No obstant, aquesta estació, a l'igual que l'estació de Tascó Petit també destaquen per la diferència entre el valor de la superfície viva i blanquejada: 24 i 26% més superfície blanca que viva respectivament. Pel que fa a la superfície de *L. byssoides* trencat, totes les estacions presenten un baix percentatge, sent gairebé absent a la majoria d'estacions (Figura 21).



**Figura 21.** Percentatge de la superfície sana, blanquejada i trencada de *Lithophyllum byssoides* (mitjana  $\pm$  error estàndard) per estació al 2023, al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. La capçalera indica el grau de protecció (RNP: Reserva Natural Parcial; PN: Parc Natural).

Comparant els resultats de mortalitat de *L. byssoides* amb el 2021, enguany, en general el percentatge de blanqueig en aquest parc natural ha estat similar que al 2021, tot i que ha disminuït significativament a l'estació de Pota del Llop i Meda Petita. La resta d'estacions s'han mantingut força estables pel que fa a la superfície de *L. byssoides* blanc, i tot observar un augment en la superfície blanquejada a l'estació de Tascó Petit, el canvi no ha sigut significatiu. Per contra, la superfície ocupada per *L. byssoides* viu ha disminuït a diverses estacions, especialment a Salpatxot, Pota del Llop, Meda Petita i Cap Castell: del 22 al 12%, del 30 al 15%, del 29 a l'13% i del 16 al 3% respectivament. Pel que fa a la superfície de *L. byssoides* trencat, els valors segueixen sent baixos tot i que hi ha hagut disminucions significatives a una de les estacions: Cap Castell (Figura 22, Taula 9).



**Figura 22.** Percentatge de superfície sana i blanquejada de *Lithophyllum byssoides* (mitjana ± error estàndard) per estació i any (2017, 2019 i 2021) al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. Els asteriscs mostren les diferències significatives (p-valor<0,05) entre els anys 2021 i 2023. La capçalera indica el grau de protecció (RNP: Reserva Natural Parcial; PN: Parc Natural).

**Taula 9.** Resultats del test estadístic Kruskal-Wallis comparant l'estat de les superfícies de *Lithophyllum byssoides* juntament amb les calcàries incrustants, els anys 2021 i 2023 al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. KS és el valor de l'estadístic; el p-valor és la significació del test. Quan el p-valor és inferior a 0,05 indica que les diferències són significatives entre els anys; aquests casos s'han destacat posant valors en negreta.

| Parc            | Protecció | Estació       | Viu          |         | Blanc        |         | Trencat      |         |
|-----------------|-----------|---------------|--------------|---------|--------------|---------|--------------|---------|
|                 |           |               | KS           | p-valor | KS           | p-valor | KS           | p-valor |
| Medes i Montgrí | RNP       | Salpatxot     | 16,57        | <0,05   | 2,32         | 0,13    | 0,02         | 0,90    |
|                 |           | Pota del Llop | 13,47        | <0,05   | <b>14,68</b> | <0,05   | 0,95         | 0,33    |
|                 |           | Meda Petita   | 8,02         | <0,05   | <b>7,93</b>  | <0,05   | 1,74         | 0,19    |
|                 |           | Tascó Petit   | 1,05         | 0,30    | 1,86         | 0,17    | 1,00         | 0,32    |
|                 | PN        | Tres Coves    | 0,36         | 0,55    | 0,08         | 0,78    | 3,10         | 0,08    |
|                 |           | Cap Castell   | <b>35,97</b> | <0,05   | 0,34         | 0,56    | <b>10,98</b> | <0,05   |
|                 |           | Utrera        | 0,31         | 0,58    | 0,90         | 0,34    | 0,05         | 0,83    |

Al **Salpatxot**, la cornisa de *L. byssoides* és contínua a les zones més exposades, i forma un cinturó continu. Tot i que a l'època estival es tracta d'una de les zones més freqüentades de les Illes Medes, enguany els tal·lus morts o trencats són poc presents (Figura 21).

L'any 2023, la cobertura de *L. byssoides* és del 37%, amb un 24% blanc, un 11,5% viu i un 0,5% trencat (Figura 21). La cobertura d'algues calcàries incrustants és del 11% i la de *E. elongata* del

16%, el qual suposa un augment del 8,5 i del 9% respectivament respecte l'any 2021. Les altres algues compten amb una cobertura del 23%, una reducció del 3% respecte el 2021 (Figura 20, Taula 8).

S'han observat canvis significatius en la comparació interanual dels grups *L. byssoïdes*, calcàries incrustants i *E. elongata*. De fet, és una de les estacions que presenta la disminució més rellevant de superfície de *L. byssoïdes* viu (disminució del 10,4 %) (Figura 20, Taula 8).



**Figura 23.** Imatge de la tenassa de l'estació del Salpatxot, al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter.

L'estació de la **Pota del Llop** mostra una tenassa molt desenvolupada amb una complexitat tridimensional molt elevada. Aquesta és contínua pràcticament en tota la costa Nord-Est de la Meda Gran i en ocasions arriba a tenir més d'un metre d'amplada.

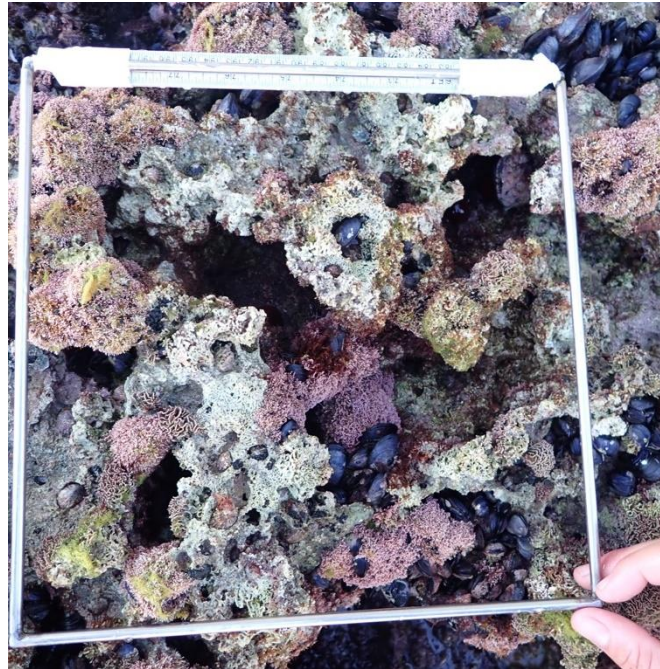
Enguany, la cobertura de *L. byssoïdes* és del 34%: 15% viu i 18% blanc. El percentatge de *L. byssoïdes* trencat és gairebé imperceptible (Figura 21). La cobertura d'algues calcàries incrustants és del 7,5%, la de *E. elongata* del 32,8% i la resta d'algues compta amb un 18% (Figura 19).

En general, l'estació de Pota del Llop és l'estació que més ha variat respecte el 2021, ja que s'han pogut observar variacions significatives en els valors de cobertura de totes les categories. Mentre que s'ha observat una disminució significativa tant per la cobertura de *L. byssoïdes* (disminució del 27,5%) com en els valors de cobertura d'animals sèssils, s'ha observat un augment significatiu en la resta de les categories (algues calcàries incrustants, altres algues i *E. elongata*) (Figura 20, Taula 8). Per altra banda, també s'ha observat una disminució significativa en els valors de *L. byssoïdes* viu (reducció del 15%), mentre que els valors de *L. byssoïdes* blanc i trencat s'han mantingut estables (Figura 22, Taula 9).

A la zona Nord-Est de l'estació de la **Meda Petita** també es forma una tenassa contínua de *L. byssoïdes*, que en alguns punts, especialment a les raconades, pot arribar a tenir més d'un metre d'amplada.

Enguany, la cobertura de *L. byssoides* és del 36,7%, amb un 12,6% viu, un 23,8% viu i un 0,3% trencat (Figura 21). La cobertura d'algues calcàries incrustants és del 10,2% i la de *E. elongata* un 21,2%. Les altres algues representen un 19,8% de la cobertura (Figura 19).

En comparació amb el 2021, l'estació de Meda Petita és una de les altres que ha experimentat més variació a nivell de cobertura de les diferents categories estudiades. Així doncs, s'ha observat un disminució important de *L. byssoides* (disminució del 28%), i és que tant *L. byssoides* viu com blanc han disminuït significativament respecte l'any 2021, un 16 i un 12% respectivament (Figura 22, Taula 9). Per altra banda, s'ha observat un augment significatiu en les categories algues calcàries incrustants, altres algues i *E. elongata*.

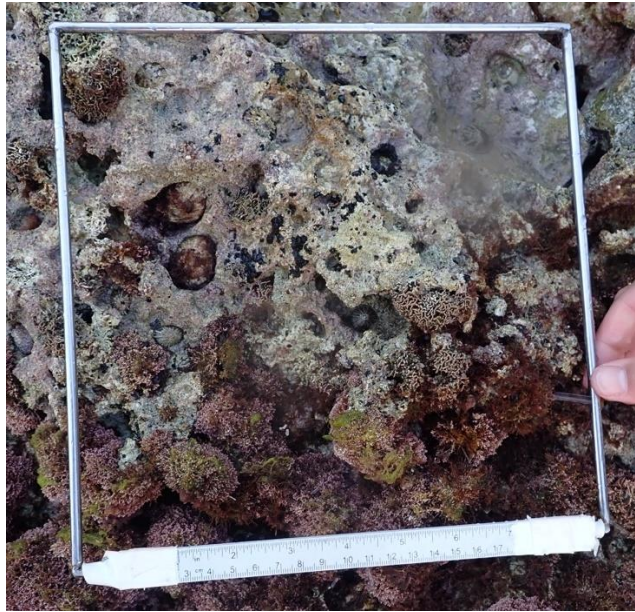


**Figura 24.** Imatge de l'estació de Meda Petita, Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter, on s'observa la superfície blanquejada de *Lithophyllum byssoides*.

L'estació de **Tascó Petit**, incorporada l'any 2019, enguany els valors de cobertura de *L. byssoides* han estat de 44,1%, sent notable la diferència entre el *L. byssoides* viu (9,3%) i el *L. byssoides* blanc (35%), seguint així la mateixa tendència que l'any 2021 (Figures 21 i 22). Pel que fa a les algues calcàries incrustants, han augmentat de manera significativa i ocupen un 6,7%, mentre que l'alga *E. elongata* i altres algues tenen una cobertura del 15 i 15,7% respectivament (Figura 19).

Comparant els resultats obtinguts amb els del 2021, observem com la cobertura de *L. byssoides* ha passat del 31,3% al 44,1%, sent la única estació on la cobertura de *L. byssoides* ha augmentat, tot i que no de manera significativa. Així mateix, la cobertura d'algues incrustants ha augmentat significativament. Tot i que els valors d'altres algues ha disminuït respecte el 2021 (de 26,3 a 15,7%), la variació no és significativa. La cobertura de *E. elongata* s'ha mantingut pràcticament igual i els valors de animals sèssils tot i augmentar són pràcticament nuls (Figura 20, Taula 8).





**Figura 25.** Imatge de l'estació de Tascó Petit, al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter, on s'observa la poca superfície ocupada per *Lithophyllum byssoides*.

La tenassa de la zona de la punta de les **Tres Coves** és irregular, més ampla en cantonades, mentre que es fa més estreta en les zones més exposades.

Enguany, la cobertura de *L. byssoides* és del 35,2%, un valor molt semblant al del 2021, així com també valors similars de *L. byssoides* viu, blanc i trencat (Figures 20 i 22), on predomina la presència de *L. byssoides* blanc (Figura 21). La cobertura d'algues calcàries incrustants és del 13,4%, el qual ha suposat un augment significatiu respecte l'últim estudi realitzat l'any 2021. Per altra banda, la cobertura de *E. elongata* i altres algues s'han mantingut estables amb valors del 15,3 i 23,9% respectivament. Per últim i igual que l'any 2021, la cobertura d'animals sèssils ha continuat disminuint fins assolir valors gairebé inapreciables (Figura 20, Taula 8).

**Cap Castell** mostra també una tenassa contínua en tota la franja més exposada al mar, amb zones d'una amplada considerable, superiors al metre.

Aquest any, la cobertura de *L. byssoides* és del 28,8%, el qual significa una disminució del 15,4% respecte l'any 2021. La cobertura d'algues calcàries incrustants ha estat del 12,2% i la d'altres algues del 20,3%, el qual significa un augment significatiu per ambdós categories. Per últim, els valors de cobertura de *E. elongata* i animals sèssils no presenten canvis significatius respecte l'any 2021 (21,6 i 2,9 respectivament) (Figura 20, Taula 8). Pel que fa a la mortalitat de *L. byssoides* s'han observat canvis significatius en la cobertura de *L. byssoides* viu, on s'ha presenciat una davallada important fins arribar a valors del 2,8%, el qual representa el valor més baix de *L. byssoides* viu en l'estudi d'enguany, així com també el valor més baix per a aquesta estació des de l'inici del seguiment l'any 2017. Per altra banda, el valor de *L. byssoides* blanc s'ha mantingut estable respecte el 2021, amb un valor del 26,7%, el que significa una diferència important del 24% entre *L. byssoides* viu i blanc.

Per altra banda, els valors de *L. byssoides* trencat també han disminuït significativament respecte el 2021 assolint valors gairebé inapreciables (Figura 22, Taula 9).

Les tenasses de **Cap d'Utrera** també formen cinturons continus en tota la seva extensió, i en algunes zones, on el pendent de la roca és menor, la seva amplada pot arribar a ser de més de dos metres (Figura 24).

Enguany, és l'estació amb els valors de *L. byssoides* i *L. byssoides* viu més elevats (48 i 18,3% respectivament). Pel que fa a les diferents categories estudiades, la cobertura d'algues calcàries incrustants és del 12,8%, la cobertura de *E. elongata* ha estat del 9,3% i la d'altres algues del 10,7%. Tant els valors de mortalitat de *L. byssoides* viu i blanc com la cobertura de cadascuna de les categories, no han patit variacions significatives respecte el 2021, a excepció de les algues calcàries incrustants que han augmentat significativament (Figura 20, Taula 8).



**Figura 26.** Imatge de la tenassa de l'estació del Cap d'Utrera, Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. S'observa una gran amplada i molta cobertura de *Ericaria elongata*.

## Discussió

### ***Ericaria mediterranea***

Les dades obtingudes de densitats i cobertures de les comunitats de *Ericaria mediterranea* durant el mostreig d'enguany ens han servit per poder comparar-les amb les obtingudes el 2017, 2019 i 2021. Un cop més, les dades obtingudes ens han permès observar que les dades mostren que *E. mediterranea* es troba en millor estat al Parc Natural del Cap de Creus que al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter.

Enguany, en ambdós parcs les densitats de *E. mediterranea* han presentat una disminució tant en la densitat com en la cobertura en la majoria de les estacions respecte el 2021. No obstant, en algunes estacions aquest paràmetre s'ha mantingut força estable entre el 2021 i 2023. Pel que fa

al Cap de Creus, en quatre de les vuit estacions mostrejades les densitats no han variat significativament respecte el 2021. Per altra banda, a l'Encalladora (RNI), Caials (PN), Galera (PN) i Jòncols (PN) s'ha observat una disminució significativa de la densitat de peus de *E. mediterranea*. La disminució dels valors de densitat en les estacions mostrejades pot estar vinculada a l'impacte humà i als efectes de la intensa activitat turística, ja que són localitzacions altament exposades a aquest tipus de pressions i amb molta aflluència d'embarcacions i banyistes, especialment durant l'època d'estiu.

Respecte a les cobertures mitjanes, la tendència observada és similar a la de les densitats. En el cas de les cobertures, quatre de les vuit estacions (Encalladora, Culip, Caials i Galera) presenten una davallada significativa. L'evolució de la cobertura mitjana de *E. mediterranea* en les diferents estacions és preocupant, ja que des de l'inici del seguiment d'aquest bioindicador l'any 2017, es pot observar una disminució generalitzada en la majoria de les estacions, passant de valors entre el 75-90% els anys 2017 i 2019, a valors del 75% el 2021 i valors de cobertura mitjana entre el 50 i el 75% d'enguany, confirmant així una tendència negativa pel que fa al percentatge de cobertura. Aquesta davallada substancial és similar a la que estan experimentant moltes poblacions del gènere *Ericaria* en diferents zones del Mediterrani (Thibaut *et al.* 2005; Serio *et al.* 2006), les quals semblen estar principalment vinculades a l'eutrofització i contaminació de les zones en qüestió (Arévalo *et al.* 2007). No obstant, altres factors com l'excés d'herbivorisme o l'efecte climàtic també podrien ser possibles causes (Thibaut *et al.* 2005; Serio *et al.* 2006).

Al Parc del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter, les comunitats de *E. mediterranea* s'han mantingut força estables, excepte a Meda Petita i Calella que han patit una disminució significativa en les densitats mitjanes, igual que a l'estació de Salpatxot, tot i que la disminució ha sigut menys pronunciada.

Es dona la circumstància que tant la zona del Salpatxot com Meda Petita són zones que presenten una major concentració d'embarcacions i banyistes, a més de ser zones de fàcil accés. Pel que fa a Cala Calella, destaca per ser una de les cales més properes a les Illes Medes a la que es pot arribar fàcilment a peu, amb embarcacions motoritzades o amb caiacs, fent que es tracti d'una zona altament freqüentada. Així doncs, la disminució de la densitat i cobertura de *E. mediterranea* en aquestes estacions pot ser atribuïda a la gran aflluència de banyistes i també d'embarcacions petites com caiacs, que s'apropen i es recolzen a les roques afectant a les comunitats de *Ericaria* d'entre altres. Cal destacar que segons la normativa (Llei 15/2010), l'avarament d'embarcacions, inclosos els caiacs i petites embarcacions, i l'accés a peu a la zona emergida de la Reserva Marina de les Illes Medes no està permesa. Així doncs, un estricte compliment d'aquesta mesura podria revertir l'impacte causat pel trepig a les comunitats mediolitorals.

La importància de la conservació de les comunitats de *E. mediterranea* recau en la seva important funció ecològica, ja que a l'igual que altres espècies de macroalgues, es considera una espècie enginyera degut a la seva estructura tridimensional (Jones *et al.* 1994), la qual forma hàbitats fonamentals per a un gran nombre d'espècies, proporcionant refugi i aliment per a moltes espècies d'invertebrats i de peixos, especialment en les seves fases larvàries i processos de reclutament (Ballesteros *et al.* 2009; Teagle *et al.* 2017).

Com ja s'havia exposat en els anteriors informes, l'estudi posa de manifest que, tot i que la comunitat de *E. mediterranea* es tracti d'una comunitat altament estesa en diferents zones del

Mediterrani i comuna a la costa catalana, es tracta d'una comunitat altament sensible a l'alteració de l'hàbitat, a l'augment global de la temperatura de l'aigua i a factors vinculats a l'activitat humana (Thibaut *et al.* 2005; Airoidi i Beck, 2007; Wernberg *et al.* 2011; Smale *et al.* 2019; Smale, 2020). Aquest fet és degut a que les comunitats de *E. mediterranea* donen lloc a un hàbitat infralitoral superior de molt fàcil accés i exposat a l'hidrodinamisme de la zona (Ballesteros *et al.* 2014). A més a més, a part de la seva vulnerabilitat, es tracta d'un hàbitat amb un potencial de recuperació molt lent, limitat i variable (Thibaut *et al.* 2016) així com una capacitat de dispersió baixa (Ballesteros *et al.* 2014). A causa d'això, és considerat Hàbitat d'Interès Comunitari (Directiva 97/62/UE) i es troba dins l'annex II de la Convenció de Barcelona (UNEP/MAP – SPA/RAC, 2018), com a espècie considerada amenaçada o en perill d'extinció, que necessita mesures de protecció per a la seva conservació.

Tenint en compte els greus impactes que diferents factors poden tenir sobre les poblacions de *Ericaria sensu lato*, juntament amb els escenaris futurs projectats d'escalfament, es recomana ser rigorós en l'aplicació de les mesures de gestió i control de la normativa en ambdós parcs naturals, però en especial al Parc de les Illes Medes, amb l'objectiu de minimitzar al màxim possible l'impacte i evitar agreujar l'estat de les comunitats mediolitorals. De fet, el compliment estricte de les normes del parc i la millora del comportament dels visitants podrien conduir a una recuperació de les comunitats, com mostren diversos estudis que indiquen que la mitigació dels impactes locals pot tenir un impacte significatiu en la capacitat de recuperació de les poblacions d'aquesta espècie en concret, però també d'altres poblacions de *Ericaria sensu lato* (Strain *et al.* 2015).

### ***Lithophyllum byssoides***

Les dades obtingudes de cobertura i mortalitat de *Lithophyllum byssoides* durant el mostreig d'enguany, així com la de les altres categories estudiades, ens han permès fer la comparació amb les dades obtingudes als anys 2017, 2019 i 2021. El patró observat en l'estudi de les tenasses formades per *L. byssoides* revela una diferència entre els dos Parcs Naturals estudiats, probablement influïda per factors ambientals com l'exposició o el tipus de roca i la seva composició, ja que aquesta espècie i la comunitat que forma, mostra un millor desenvolupament sobre substrats calcaris (Ballesteros *et al.* 2013).

Dins del Parc Natural del Cap de Creus, tot i la seva presència en totes les zones exposades, les tenasses de *L. byssoides* només són evidents a les zones de la Mar d'Amunt, alternades amb zones amb presència de l'espècie però sense desenvolupar tenasses massa amples. Per contra, al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter, les tenasses formades per *L. byssoides* es troben més ben desenvolupades, mostrant una distribució continua i una amplada i densitat notables (Hereu *et al.* 2018).

Les comunitats de *L. byssoides* són extremadament sensibles a diferents perturbacions, com la contaminació, l'erosió física causada pel trepig o bé per l'impacte d'embarcacions o altres objectes flotants amb certa inèrcia, així com també l'efecte del canvi climàtic. Entre els anys 2017 i 2019, es va observar un augment de la superfície afectada per l'efecte del trepig i l'impacte d'embarcacions en algunes estacions tant del PN del Cap de Creus, com del PN del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. No obstant, entre el 2019 i el 2023 no s'ha detectat un impacte significatiu

en aquest sentit al PN del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter, mentre que al 2021, al PN del Cap de Creus es va observar un augment remarcable de la superfície de *L. byssoïdes* trencat en tres de les estacions monitoritzades. Cal destacar que la metodologia emprada pot estar subestimant aquest efecte, ja que no s'han tingut en compte les frondes que han desaparegut, possiblement emmascarant valors més alts de frondes trencades.

Com s'ha mencionat anteriorment, altres amenaces que afecten aquesta comunitat inclouen els efectes del canvi climàtic, que són més difícils de gestionar des dels Parcs Naturals, però igualment importants i necessaris de considerar.

Un dels efectes del canvi climàtic que poden repercutir en la cobertura de *L. byssoïdes* és l'augment del nivell del mar, que es podria manifestar amb l'expansió de l'estatge de l'infralitoral superior com *Ellisolandia elongata* sobre les tenasses de *L. byssoïdes*, el qual pot tenir un impacte sobre aquesta comunitat. Tot i que els valors de cobertura de *E. elongata* s'han mantingut força estables al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter, es pot observar una tendència a l'alça al llarg dels anys, ja que al 2017 es va observar una mitjana de cobertura d'aquesta alga del 10%, al 2019 del 9,8%, al 2021 del 13,7% i enguany del 18,8%. Per contra, al Parc Natural del Cap de Creus, el valor s'ha mantingut estable, en un 9%. No obstant, encara necessitem sèries temporals de dades més àmplies per acabar d'entendre aquestes fluctuacions i determinar si aquest fenomen atén algun patró o tendència. Pel que fa a la cobertura de *L. byssoïdes* viu, aquest té una tendència a disminuir a ambdós Parcs Naturals: al Cap de Creus és especialment acusada la regressió a les estacions de Encalladora (RNI), Culip (RNP) i Portaló (PN), mentre que al Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter, ha disminuït dràsticament a Salpatxot (RNP), Pota del Llop (RNP), Meda Petita (RNP) i Cap Castell (PN).

Un altre impacte associat als efectes del canvi climàtic és el blanqueig de les poblacions de *L. byssoïdes*. Aquest fenomen de blanqueig és un factor preocupant, ja que les algues calcàries incrustants juguen un paper crucial com a espècies enginyeres, formant refugi per a una gran diversitat d'espècies associades, com és el cas de les tenasses de *L. byssoïdes*. Com s'ha esmentat anteriorment, sembla que el canvi climàtic, un fenomen que és molt complicat de gestionar a nivell local, és un factor crític en el deteriorament d'aquesta comunitat.

L'any 2017 es va poder observar una proporció significativa de blanqueig en la superfície d'aquesta espècie. Aquest fenomen pot atribuir-se, en part, a un procés natural de creixement i decreixement d'aquesta espècie, la qual està sotmesa a condicions ambientals extremes, ja que durant períodes de pressions elevades i alta insolació poden experimentar un cert grau de mortalitat. No obstant, des de l'inici del seguiment l'any 2017, s'ha detectat un increment en el blanqueig de *Lithophyllum byssoïdes*, motivat per factors encara desconeguts però probablement relacionats amb el canvi climàtic (Hereu i Kersting, 2016; Hereu *et al.* 2018b).

En aquest informe s'ha observat com aquests fenòmens de blanqueig han adoptat major protagonisme. Tal com es va observar als anys 2019 i 2021, l'esdeveniment de blanqueig més pronunciat ha ocorregut al Parc Natural del Cap de Creus, amb un augment significatiu de la superfície blanquejada en algunes de les estacions mostrejades, tot i que en altres ha disminuït. El casos més evidents són l'Encalladora (RNI) i Forcats (RNP), que han experimentat un increment significatiu en aquest fenomen i aquesta última, correspon a l'estació amb major blanqueig del parc. Aquest augment del blanqueig coincideix amb observacions anteriors, on es va poder

registrar un augment de la mortalitat de diverses espècies d'algues calcàries incrustants a diverses fondàries i hàbitats (Matamalas i Hereu, 2016; Hereu *et al.* 2018). D'altra banda, al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter, aquest valor s'ha mantingut estable a la majoria de les estacions excepte a Pota del Llop (RNP) i Meda Petita (RNP), on ha disminuït significativament. No obstant això, és important mencionar que al Parc Natural del Cap de Creus, en tres de les estacions la cobertura de *L. byssoides* viu és superior a la blanquejada (Farallons, Culip i Portaló), mentre que a Medes i Montgrí a totes les estacions la superfície blanquejada és major que la viva.

Tot i que no és possible evitar o intervenir en l'avanç del canvi climàtic, sí que és possible prendre mesures per mitigar les pertorbacions locals que poden actuar de forma sinèrgica, com el trepig o la contaminació (Hereu *et al.* 2018). Tant aquesta espècie com les tenasses que formen tenen una certa resiliència, ja que aquesta alga té un creixement relativament ràpid i una certa capacitat de recuperació i de recolonització del substrat (Verlaque, 2010). No obstant això, si les condicions ambientals a la què es troba exposada es veuen alterades i les pertorbacions es mantenen de manera constant, la capacitat de recuperació d'aquesta espècie es pot veure compromesa fins arribar a un punt on la degradació sigui irreversible. Per aquesta raó, és crucial prestar especial atenció en evitar l'efecte de l'erosió d'aquesta comunitat, minimitzant sempre que sigui possible la interacció humana o de les embarcacions amb aquest hàbitat. A més a més, cal estar alerta davant dels episodis puntuals de contaminació, com ara els vessaments d'hidrocarburs, que són freqüents en aquestes àrees durant els mesos d'estiu.

## Conclusions

En general, es pot observar que les poblacions de *E. mediterranea* es troben en millor estat al Parc Natural del Cap de Creus que al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter.

Tant les densitats com la cobertura de *E. mediterranea* ha patit una davallada generalitzada a les estacions del Parc Natural del Cap de Creus, a excepció de l'estació de Fredosa.

Al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter, les estacions en zones altament freqüentades per banyistes, Meda Petita, Salpatxot i Calella, han patit una disminució de densitat i cobertura de *E. mediterranea*.

Les tenasses de *Lithophyllum byssoides* presenten un major grau de desenvolupament a la costa del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter, probablement degut a factors ambientals, com ja s'havia observat anteriorment.

Enguany, podem observar una disminució tant en la cobertura de *L. byssoides* com una tendència a la baixa de de *L. byssoides* viu per a ambdós Parcs Naturals.

El blanqueig de *L. byssoides* més marcat ha estat al Parc Natural del Cap de Creus, on les estacions Encalladora i Forcats han patit un evident augment de la seva superfície blanquejada. Per altra banda, les estacions de Cap Norfeu i Cap Gros són les úniques estacions del Parc Natural del Cap de Creus amb una evident disminució de la superfície blanquejada.

Aquesta disminució de les cobertures i densitats de les comunitats mediolitorals pot estar vinculada a l'impacte humà i als efectes de la intensa activitat turística, ja que són zones amb una elevada freqüentació tant de banyistes com embarcacions, així com també degut als possibles efectes del canvi climàtic.

## Bibliografia

- Airoldi, L., Beck, M.W. (2007). Loss, status and trends for coastal marine habitats of Europe. In Gibson, R., Atkinson, R., i Gordon, J. (Eds.), *Oceanography and Marine Biology: an anual review* (pp. 345–405). Taylor & Francis
- Arévalo, R., Pinedo, S., i Ballesteros, E. (2007). Changes in the composition and structure of Mediterranean rocky-shore communities following a gradient of nutrient enrichment: Descriptive study and test of proposed methods to assess water quality regarding macroalgae. *Marine Pollution Bulletin*, 55(1), 104-113. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2006.08.023>
- Ballesteros, E. (1984). Els estatges supralitoral i mediolitoral de les illes Medes. In Ros, J., Olivella, I., Gili, J.M. (Eds.), *Els sistemes naturals de les illes Medes* (pp. 647-658). Institut d'Estudis Catalans, Barcelona.
- Ballesteros, E. (1988). Estructura y dinámica de la comunidad de *Cystoseira mediterranea* Sauvageau en Mediterraneo noroccidental. *Investigación Pesquera*, 52 (3), 313-334.
- Ballesteros, E. (1992). *Els vegetals i la zonació litoral: espècies, comunitats i factors que influeixen la seva distribució* (Vol. 101). Institut d'estudis catalans.
- Ballesteros, E., Canals, M., i Estrada, M. (2013). Els ecosistemes marins als Països Catalans. In Bueno, D., Masalles, R., Ballesteros, E., i Martí, E. (Eds.), *Atles dels ecosistemes dels Països Catalans*. Enciclopedia Catalana.
- Ballesteros, E., Garrabou, J., Hereu, B., Zabala, M., Cebrian, E., i Sala, E. (2009). Deep-water stands of *Cystoseira zosteroides* C. Agardh (Fucales, Ochrophyta) in the Northwestern Mediterranean: Insights into assemblage structure and population dynamics. *Estuarine, coastal and shelf science*, 82(3), 477-484. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2009.02.013>
- Ballesteros, E., Torras, X., Pinedo, S. García, M., Mangialajo, L., i de Torres, M. (2007). A new methodology based on littoral community cartography dominated by macroalgae for the implementation of the European Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin*, 55(1), 172–180. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2006.08.038>
- Ballesteros, E., Mariani, S., Cefalí, M<sup>a</sup> E., Terradas, M., i Chappuis, E. (2014). Manual d'hàbitats litorals de Catalunya. Generalitat de Catalunya, Departament de Territori i Sostenibilitat.
- Boudouresque, C.F. (2004). Marine biodiversity in the Mediterranean: status of species, populations and communities. *Travaux scientifiques du Parc national de Port-Cros*, 20, 97-146.

- Coll, M., Piroddi, C., Steenbeek, J., Kaschner, K., Lasram, F.B.R., Aguzzi, J., ... i Voultziadou, E. (2010). The biodiversity of the Mediterranean Sea: Estimates, patterns, and threats. *PLoS ONE*, 5(8), e11842.
- Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., ... i Van den Belt, M. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387(6630), 253–260.
- Crain, C., Kroeker, K., i Halpern, B. (2008). Interactive and cumulative effects of multiple human stressors in marine systems. *Ecology Letters*, 11(12), 1304–1315. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2008.01253.x>
- Directiva 97/62/CE del Consejo, de 27 de octubre de 1997, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres.
- Harley, C. D., Hughes, A. R., Hultgren, K. M., Miner, B. G., Sorte, C. J., Thornber, ... i Williams, S.L. (2006). The impacts of climate change in coastal marine systems. *Ecology Letters*, 9(2), 228–241. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00871.x>
- Hereu, B., i Kersting, D.K. (2016). Diseases of coralline algae in the Mediterranean Sea. *Coral Reefs*, 35(2), 713-713. <https://doi.org/10.1007/s00338-016-1428-x>
- Hereu, B., Aspillaga, E., Capdevila, C., Pagès, M., Rovira, G., Sánchez, S., i Linares, C. (2018). Seguiment de les comunitats mediolitorals al Parc Natural de Cap de Creus i al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. Seguiment del medi marí al Parc Natural de Cap de Creus i al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. Memòria tècnica 2017. Generalitat de Catalunya. Departament de Territori i Sostenibilitat. Direcció General de Polítiques Ambientals i Medi Natural.
- Hereu, B., Aspillaga, E., Ortega, J., Rovira, G., i Linares, C. (2018b). Seguiment de comunitats i espècies sensibles al canvi climàtic. Seguiment del medi marí al Parc Natural de Cap de Creus i al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. Memòria tècnica 2018. Generalitat de Catalunya. Departament de Territori i Sostenibilitat. Direcció General de Polítiques Ambientals i Medi Natural. pp. 207–232.
- Jones, C. G., Lawton, J. H., i Shachak, M. (1994) Organisms as ecosystem engineers organisms. *Oikos*, 69(3), 373–386
- Labrel, J. (1987). Marine biogenic constructions in the Mediterranean, a review. *Scientific Reports Port-Cros Nationall Park*, 13, 97-126.
- Labrel, J., Morhange, C., i Labrel-Deguen, F. (1993). Dégénération récente des formations construites superficielles à *Lithophyllum lichenoides* Philippi dans la Réserve marine de Scandola. *Trav. sci. Parc nat. rég. Rés. nat. Corse*, 41, 19-23.
- Labrel J., i Labrel-Deguen, F. (1994). Biological indicators of relative sea-level variations and of co-seismic displacements in the Mediterranean region. *Journal of Coastal Research*, 10(2), 395- 415.
- Llei 15/2010, del 28 de maig, de declaració del Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter, de dues reserves naturals parcials i d'una reserva natural integral. DOGC 5642.



- Matamalas, N., i 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.
- Micheli, F., Halpern, B. S., Walbridge, S., Ciriaco, S., Ferretti, F., Fraschetti, S., ... i Rosenberg, A. A. (2013). Cumulative human impacts on Mediterranean and Black Sea marine ecosystems: Assessing current pressures and opportunities. *PLoS ONE*, 8:e79889.
- Morhange C., Laborel-Deguen, F., Sartoretto, S., i Laborel, J. (1992). Recherches sur les bioconstructions à *Lithophyllum lichenoides* en Méditerranée occidentale. *Méditerranée*, 76(3), 67-71. <https://doi.org/10.3406/medit.1992.2769>
- Rodriguez-Prieto, C., Ballesteros, E., Boisset, F., i Alfonso-Carrillo, J. (2013). *Guia de las macroalgas y fanerogamas marinas del Mediterraneo Occidental*. Ed. Omega.
- Serio, D., Alongi, G., Catra, M., Cormaci, M., i Furnari, G. (2006). Changes in the benthic algal flora of Linosa Island (Straits of Sicily, Mediterranean Sea). *Botanica Marina* 49(2), 135-144. <https://doi.org/10.1515/BOT.2006.018>
- Smale, D. A. (2020). Impacts of ocean warming on kelp forest ecosystems. *New Phytologist*, 225(4), 1447-1454. <https://doi.org/10.1111/nph.16107>
- Smale, D. A., Wernberg, T., Oliver, E. C., Thomsen, M., Harvey, B. P., Straub, S. C., ... i Moore, P. J. (2019). Marine heatwaves threaten global biodiversity and the provision of ecosystem services. *Nature Climate Change*, 9(4), 306-312. <https://doi.org/10.1038/s41558-019-0412-1>
- Strain, E. M. A., Van Belzen, J., Van Dalen, J., Bouma, T. J., i Airoidi, L. (2015). Management of local stressors can improve the resilience of marine canopy algae to global stressors. *PLoS ONE*, 10(3), e0120837. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0120837>
- Teagle, H., Hawkins, S. J., Moore, P. J., i Smale, D. A. (2017). The role of kelp species as biogenic habitat formers in coastal marine ecosystems. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 492, 81-98. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2017.01.017>
- Thibaut, T., Bottin, L., Aurelle, D., Boudouresque, C. F., Blanfuné, A., Verlaque, M., ... i Millet, B. (2016). Connectivity of populations of the seaweed *Cystoseira amentacea* within the Bay of Marseille (Mediterranean Sea): genetic structure and hydrodynamic connections. *Cryptogamie, Algologie*, 37(4), 233-255. <https://doi.org/10.7872/crya/v37.iss4.2016.233>
- Thibaut, T., Pinedo, S., Torras, X., i Ballesteros, E. (2005). Long-term decline of the populations of Fucales (*Cystoseira* spp. and *Sargassum* spp.) in the Albères coast (France, North-western Mediterranean). *Marine pollution bulletin*, 50(12), 1472-1489. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2005.06.014>
- Thibaut, T., Blanfuné, A., i Verlaque, M. (2013). Mediterranean *Lithophyllum byssoides* (Lamarck) Foslie rims: Chronicle of a death foretold. *Rapports et PV des réunions de la Commission Internationale pour l'Exploration Scientifique de la Méditerranée*, 40, 656.

UNEP/MAP-SPA/RAC, 2018. SAP/RAC:SPA-BD Protocol - Annex II: List of endangered or threatened species.

Verlaque, M. (2010). Field methods to analyse the condition of Mediterranean *Lithophyllum byssoides* (Lamarck) Foslie rims. *Scientific Reports of Port-Cros National Park*, 24, 185-196.

Wernberg, T., Russell, B. D., Thomsen, M. S., Gurgel, C. F. D., Bradshaw, C. J., Poloczanska, E. S., i Connell, S. D. (2011). Seaweed communities in retreat from ocean warming. *Current biology*, 21(21), 1828-1832. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2011.09.028>

## Prospeccions del fons marí als Parcs Naturals del Cap de Creus i del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter

Graciela Rovira, Neus Sanmartí, Lucas Hayes, Núria Margarit, Bernat Martí, Javier Romero, Bernat Hereu

- Tot i que el sistema de coves del Montgrí té menys freqüentació de submarinistes, segueix sent una zona amb molta activitat turística i, per tant, aquesta zona té altres pressions antropogèniques.
- És necessària una bona gestió d'aquestes zones per tal de reduir els impactes a nivell local que reben les seves comunitats.
- La cova de Cala Viuda s'ha establert com a zona control dins del seguiment marí de gestió adaptativa per poder comparar quantitativament les coves més freqüentades de les Illes Medes amb aquesta com a poc freqüentada.

- La prospecció de Cala Pedrosa ha constatat el gran impacte de la detonació de la mina d'ara fa deu anys, sobre la praderia de *P. oceanica*.
- A altres zones del Mediterrani nord-occidental s'ha pogut observar un impacte semblant sobre praderies d'aquesta espècie, degut a explosius submarins com bombes, mines o dinamita per pescar.
- La recolonització de les àrees afectades, encara que la causa de la pèrdua de part de la praderia sigui puntual, és extraordinàriament lenta per l'elevada longevitat i el lent creixement.

### Aquest capítol ha de ser citat com:

Rovira, G., Sanmartí, N., Hayes, L., Margarit, N., Martí, B., Romero, J., Hereu, B. (2024). Prospeccions del fons marí als Parcs Naturals del Cap de Creus i del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. *Seguiment del medi marí al Parc Natural de Cap de Creus i al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. Memòria tècnica 2023*. Generalitat de Catalunya. Departament de Territori i Sostenibilitat. Direcció General de Polítiques Ambientals i Medi Natural. pp 154-174.

## Introducció

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

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

Tot i ser molt àmplia en comparació amb altres mars del món, la major part dels coneixements sobre els fons marins mediterranis és fragmentària. Aquest no és el cas del Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter, on durant les darreres quatre dècades s'ha concentrat un gran esforç d'investigació i monitoratge que ha proporcionat descripcions molt acurades sobre els sistemes biològics que hi trobem i el seu funcionament ecològic (Ros *et al.* 1984; Hereu i Quintana 2012). Per exemple, la distribució de les comunitats i hàbitats bentònics dins del Parc Natural ha estat cartografiada (Hereu i Quintana, 2012) i l'any 2017, dins del marc d'aquest projecte, es van realitzar un total de 8 prospeccions. A més, la gran freqüentació per part de submarinistes fa que aquesta zona, especialment al voltant de les Illes Medes, estigui força controlada, fet que permet una detecció primerenca dels impactes més conspicus, no només a través del programa de seguiment sinó també per part dels bussejadors i altres usuaris de l'espai. En el cas del Cap de Creus, tot i que no es disposa d'informació tan detallada, aquesta també ha estat ampliada en els darrers anys, ja que el 2018, 2019 i 2020 es van realitzar 9, 7 i 5 prospeccions del fons marí, respectivament, al llarg de la costa d'aquest parc natural. Aquestes prospeccions realitzades a ambdós parcs tenien com a objectiu principal descriure en detall les comunitats bentòniques en diversos punts d'aquesta zona i obtenir una diagnosi de l'estat de conservació en què es troba actualment, fent especial èmfasi en la detecció d'espècies o hàbitats d'interès, i caracteritzar els principals impactes que els afecten. Amb la informació obtinguda es pretenia ampliar el nostre coneixement sobre els seus hàbitats i que sigui útil en un futur per tal de poder dur a terme una millor gestió d'aquests espais. A més a més, també és una eina per poder detectar possibles impactes, com poden ser els efectes del canvi climàtic sobre les comunitats o l'arribada d'espècies invasores.

El 2021, en lloc de realitzar prospeccions per a descriure el paisatge bentònic, ja que es considerava que tota l'àrea costanera d'ambdós parcs naturals ja havia estat estudiada durant els anys anteriors, es van identificar i descriure zones d'especial interès, com ara una paret de corall molt ben conservada a Cap Castell, o zones amb un impacte concret, com ara una taca de C.

*cylindracea* a la zona de Cap Norfeu (Margarit *et al.* 2021). El 2022 també es varen prospectar diferents zones on es va trobar presència d'aquesta alga invasora (Ortega *et al.* 2022). Així doncs, el descriptor de prospeccions no només ens serveix per conèixer els fons marins, sinó també per a detectar i descriure possibles impactes que aquests hagin patit i, posteriorment, avaluar la conveniència de dur a terme alguna actuació sobre aquests.

Les prospeccions d'enguany s'han dut a terme seguint dos necessitats diferents dins el Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter i el Parc Natural de Cap de Creus.

Primer, s'han prospectat diferents coves i túnels al llarg de la costa del Montgrí amb l'objectiu de buscar noves localitats amb menys freqüentació de bussejadors com a estacions de control per al descriptor de coves, i poder-les comparar amb les estacions més freqüentades de les Medes. D'aquesta manera, a més, s'ha pogut explorar aquest hàbitat al llarg de la costa del Montgrí i tenir-ne un millor registre, tant de les espècies que s'hi troben com del seu estat de conservació.

A més, s'ha prospectat la praderia de *Posidonia* Cala Pelosa, per avaluar la seva dinàmica després d'una pertorbació puntual. L'octubre de 2013 es va detonar una mina que es trobava a uns 150 m de la costa i a una profunditat de 12 m. El mostreig de la praderia de l'any 2014 va permetre observar l'impacte, amb la destrucció d'una zona extensa de la praderia. Aquell any vàrem limitar les prospeccions a les zones més somes, entre 6 i 9 m. No va ser fins al 2018 que es va realitzar un mostreig més detallat, amb transectes batimètrics, que ens van permetre copsar les dimensions considerables de la clariana produïda per l'explosió de la mina, clariana a on trobàvem mata morta i sorra, però no plantes vives. El 2020 vàrem observar la presència de *Caulerpa cylindracea* dins la clariana, sobre mata morta, però, per manca de temps, no vàrem poder avaluar la seva extensió ni implementar cap sistema per veure la seva evolució.

Per tant, els objectius d'enguany han estat, per una banda, trobar una estació control de coves a la costa del Montgrí i, per l'altra, establir una referència de l'estat actual de la clariana de Cala Pelosa per a poder avaluar la seva evolució en el temps.

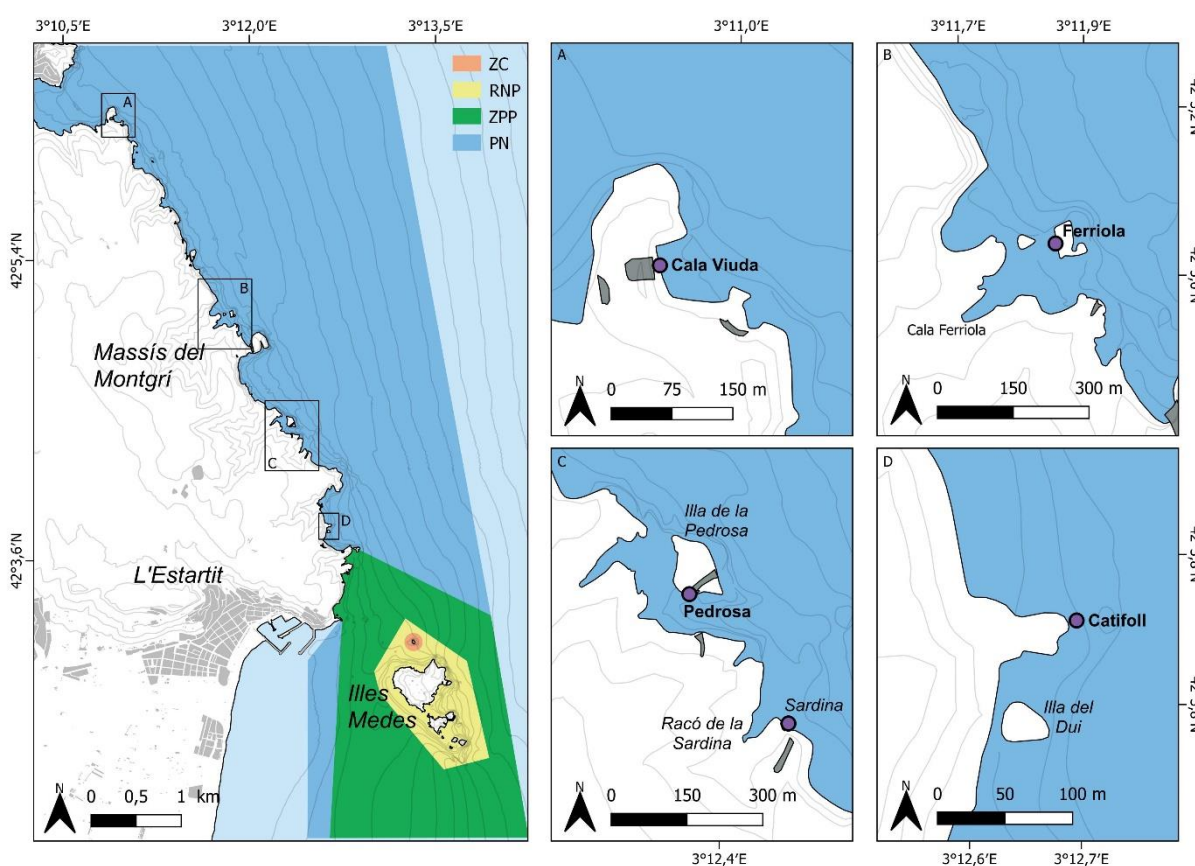
## Material i mètodes

### Disseny de mostreig

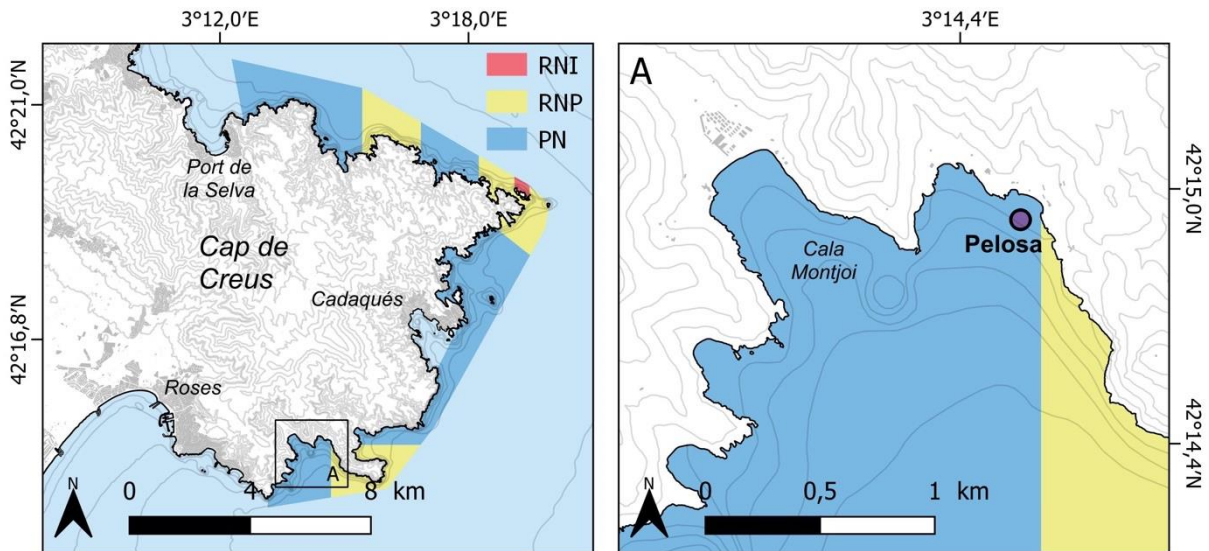
Durant les dues prospeccions realitzades enguany, s'han dut a terme 5 immersions al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter dins la zona de PN (Figura 1, taula 1), i 3 immersions més un vol de dron al Parc Natural de Cap de Creus dins la zona de PN (Figura 2, Taula 1).

**Taula 1.** Estacions de mostreig de prospeccions mitjançant escafandre autònoma de l'any 2023. Grau de protecció: Parc Natural (PN).

| Parc            | Prot. | Estació              | Data       | Longitud (m) | Latitud (m) |
|-----------------|-------|----------------------|------------|--------------|-------------|
| Cap de Creus    | PN    | Cala Pelosa          | 15/09/2023 | 520060       | 4677430     |
|                 |       | Cala Viuda           | 17/07/2023 | 515151       | 4661297     |
|                 |       | Cala Ferriola        | 17/07/2023 | 516320       | 4659185     |
| Medes i Montgrí | PN    | Illa de la Pedrosa   | 17/07/2023 | 516983       | 4657942     |
|                 |       | Racó de la Sardina   | 17/07/2023 | 517179       | 4657686     |
|                 |       | Escull d'en Catifoll | 17/07/2023 | 517454       | 4656855     |



**Figura 1.** Mapa d'estacions de les prospeccions mitjançant escafandre del Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter de l'any 2023. Grau de protecció: Zona Control (ZC), Reserva Natural Parcial (RNP), Zona Perifèrica a la Protecció (ZPP) i Parc Natural (PN).



**Figura 2.** Mapa de l'estació de la prospecció mitjançant escafandre autònoma de l'any 2023 al Parc Natural de Cap de Creus. Grau de protecció: Reserva Natural Integral (RNI), Reserva Natural Parcial (RNP) i Parc Natural (PN).

### Prospecció de coves al PN del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter

Es varen identificar 5 coves o túnels que potencialment podien tenir característiques similars a les coves estudiades a les illes Medes. Cada una d'aquestes coves es va prospectar en immersió amb cura de no tocar els organismes ni parets del voltant, degut a la seva elevada vulnerabilitat. A mesura que es feia el recorregut, un bussejador apuntava diferents observacions d'interès en una tauleta de plàstic i amb un llapis: fondària del sostre i del fons de la cova, tipus de fons, morfologia del sostre, espècies observades, si aquestes presentaven algun tipus de mortalitat, i es feia un dibuix del recorregut situant cada element per tal de tenir-ne un registre (Figura 3). A més, un segon bussejador prenia un registre fotogràfic de totes les observacions.

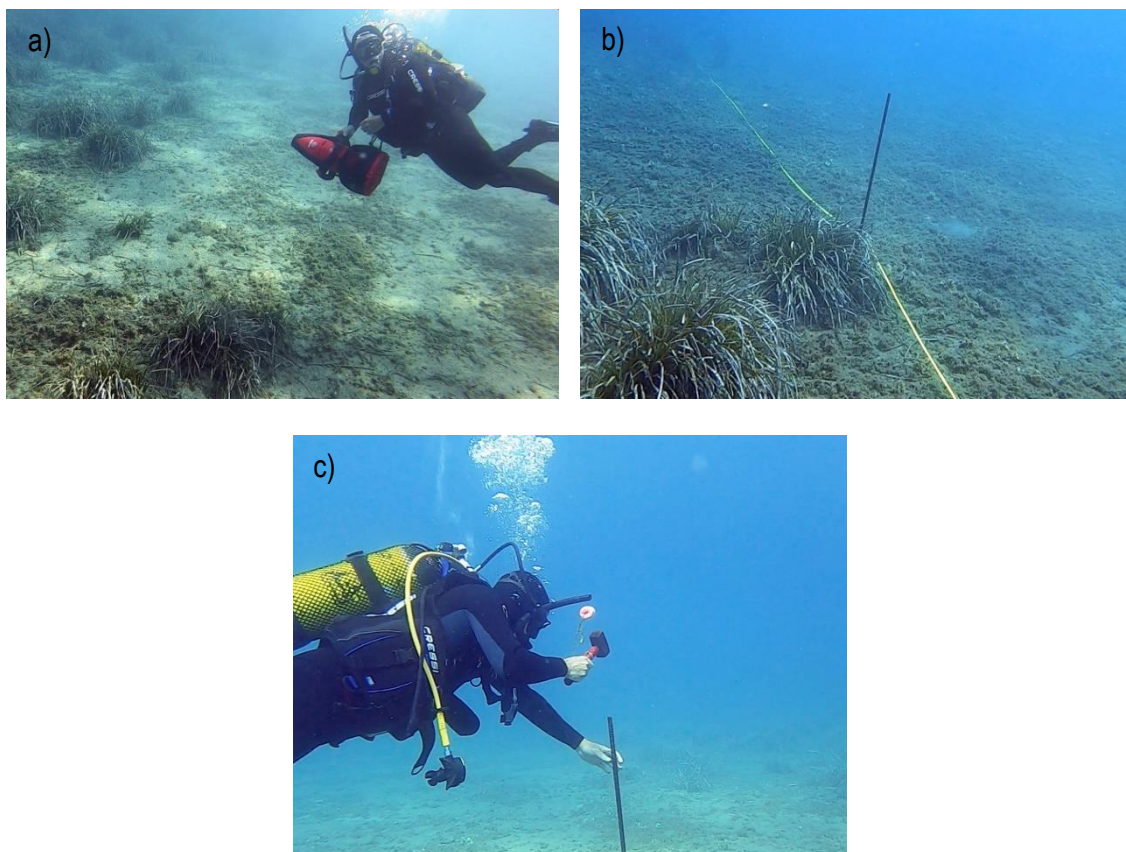


**Figura 3.** Mètode de mostreig de les prospeccions al 2023 a les coves de la costa del Montgrí: bussejador fent observacions a una de les coves de Cala Viuda, amb la tauleta de plàstic a la mà i una llanterna a l'altra.

## Prospecció de cala Pelosa al PN del Cap de Creus

Pel que fa a la prospecció de Cap de Creus, s'ha realitzat a la praderia de posidònia de la cala Pelosa, en dos dies diferents (15 de setembre i 6 d'octubre de 2023) i amb dues aproximacions complementàries: observació directa en immersió i cartografia mitjanant un vol de dron.

Les 3 immersions de la cala Pelosa, es va realitzar per fer el recorregut perimetral complet i per la col·locació de les fites als límits superficial y profund del perímetre. L'aproximació en immersió es va dur a terme fent, en primer lloc, un recorregut amb propulsors mecànics de la totalitat del perímetre de la clariana (Figura 4a). Es van anotar aspectes relacionats amb l'estructura del límit del perímetre, tipus de substrat, així com possibles signes d'impactes o perturbacions, la presència d'espècies introduïdes, la presència de deixalles, etc. A més, es va obtenir un registre videogràfic de tot el recorregut. L'equip de barquers anava marcant els punts GPS de tot el recorregut des de la superfície. Un cop posicionat el perímetre de la clariana, es van instal·lar 10 fites (barres de ferro) per marcar els límits superior (5 barres) i el límit inferior (5 barres) del perímetre de la clariana (Figura 4a i b). Les barres estaven separades entre sí 10 m, seguint la mateixa tècnica que utilitzem per fitar els límits profunds de les praderies. Aquestes marques serviran de referència per fer un seguiment de l'evolució del perímetre (regressiu, progressiu o estable) al llarg del temps.



**Figura 4.** Mètode de mostreig de les prospeccions al 2023 a Cala Pelosa: a) recorregut amb torpede per la praderia; b) límit inferior de la praderia marcat per una fita i una cinta mètrica; c) col·locació d'una fita al límit de la praderia.

El vol de dron es va dur a terme des de la costa i va tenir una duració de quatre hores, incloent-hi la preparació, l'execució del vol i el processat provisional de les imatges. El dron es va programar prèviament al vol per realitzar fotografies a 120 m d'alçada amb un 80 % de solapament frontal i



lateral entre elles. En total es van obtenir 406 imatges. El vol va cobrir una superfície d'unes 18 ha a la zona de la cala Pelosa (Figura 5). La informació recollida es va processar amb el programa Agisoft MetashapePro. Inicialment es van alinear les imatges, seguidament es van identificar els keypoints per poder produir un núvol de punts més dens, i així es va acabar generant un ortomosaic amb totes les imatges correctament alineades. Amb l'ortomosaic obtingut es va calcular el perímetre (m) i l'àrea (m<sup>2</sup>) de la clariana mitjançant el programa de gestió d'informació geogràfica QGIS.



Figura 5. Dron amb el que es va mostrejar de forma aèria la praderia de Cala Pelosa.

## Resultats

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

#### Cala Viuda

La prospecció es du a terme a Cala Viuda, tocant a la Punta del Milà (Figura 6). El recorregut consisteix en inspeccionar la sèrie de coves i túnels de la zona (Figura 6). En total se n'hi troben 4, en uns rangs de fondària del fons d'entre 10 i 17 m.

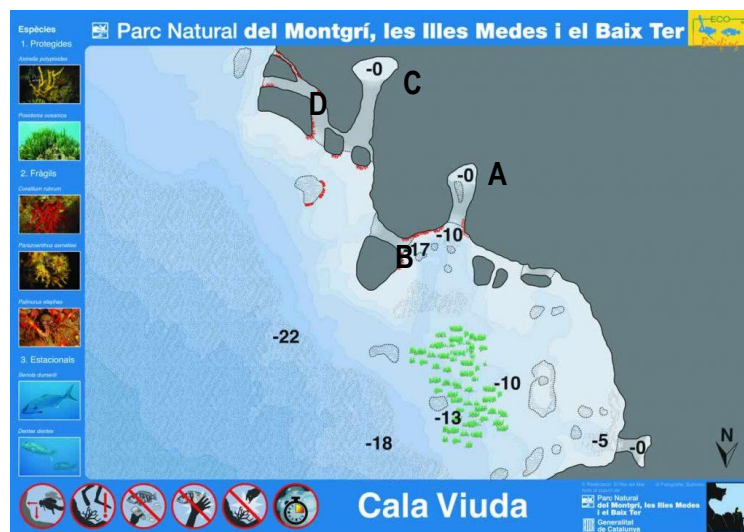


Figura 6. Mapa de la raconada de Cala Viuda, on es mostra la sèrie de coves i túnels prospectats. Font: PN del Montgrí, les illes Medes i el Baix Ter.

En primer lloc, i molt a prop d'on s'inicia la prospecció, al costat de la boia d'immersió, hi ha una cova sense sortida (Figura 6, A), amb un fons amb força abundància d'esponges (Figura 7a, b i c). A més, també hi ha gorgònia blanca (*Eunicella singularis*), així com corall vermell (*Corallium rubrum*). Aquest últim presenta forces colònies amb una elevada mortalitat (Figura 7d) i inclús s'observa una colònia amb un tros de plàstic enredat (Figura 7e), que s'enretirar. Al sostre hi ha forces individus de corall solitari groc *Leptosamia pruvoti*, així com també diferents esponges com ara *Agelas oroides* o del gènere *Dysidea* (Figura 7f).

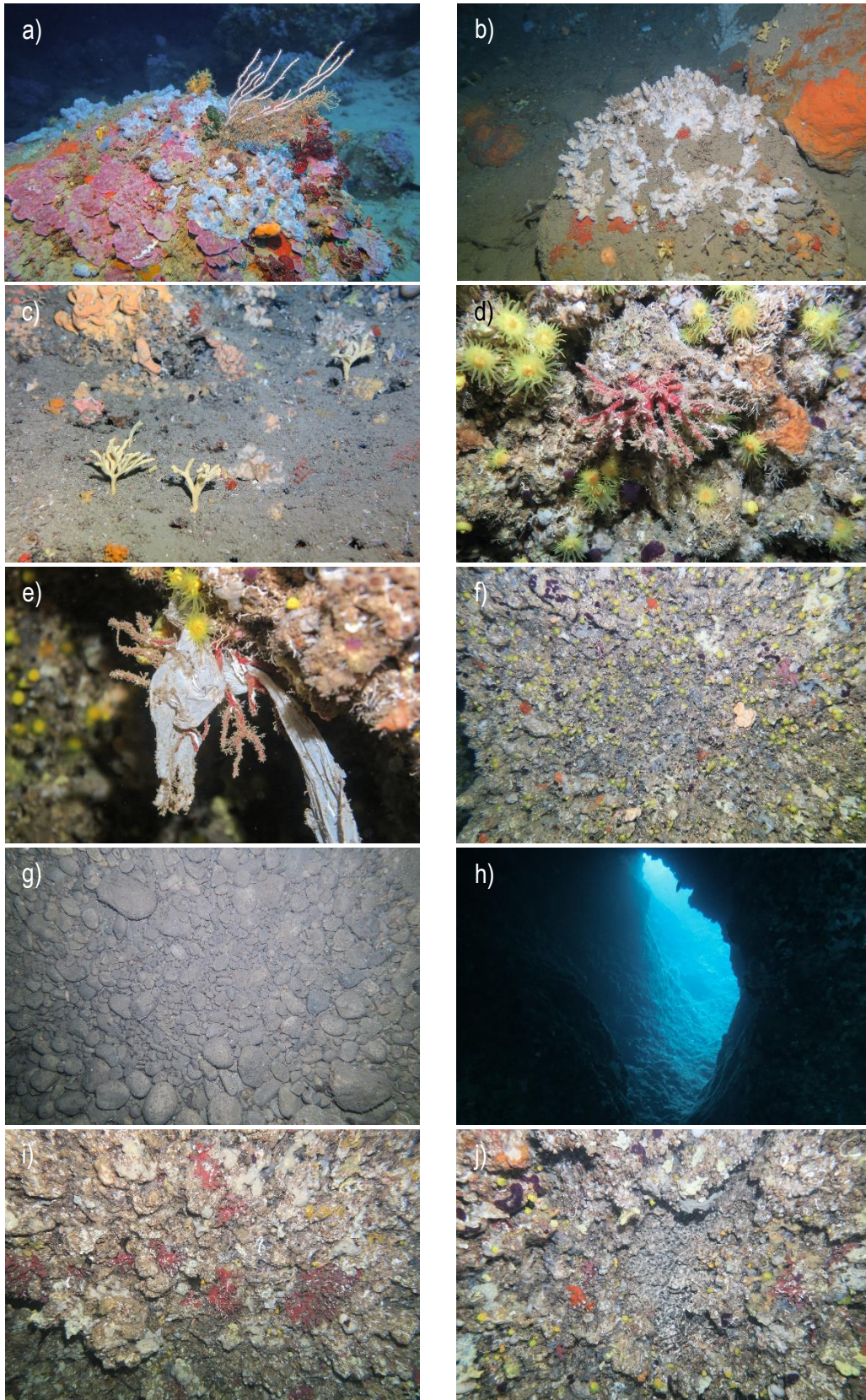
Tot seguit, resseguint la paret a la dreta, trobem un túnel amb sortida (Figura 6, B), amb forces blocs i còdols al fons (Figura 7g). També s'hi observa corall vermell, així com també forces bivalves morts.

Seguint amb el recorregut s'arriba a una cova sense sortida (Figura 6, C), amb una cambra d'aire en el seu interior. A l'entrada s'hi troben un seguit d'extraploms. En aquesta cova també s'hi pot observar corall vermell amb força mortalitat.

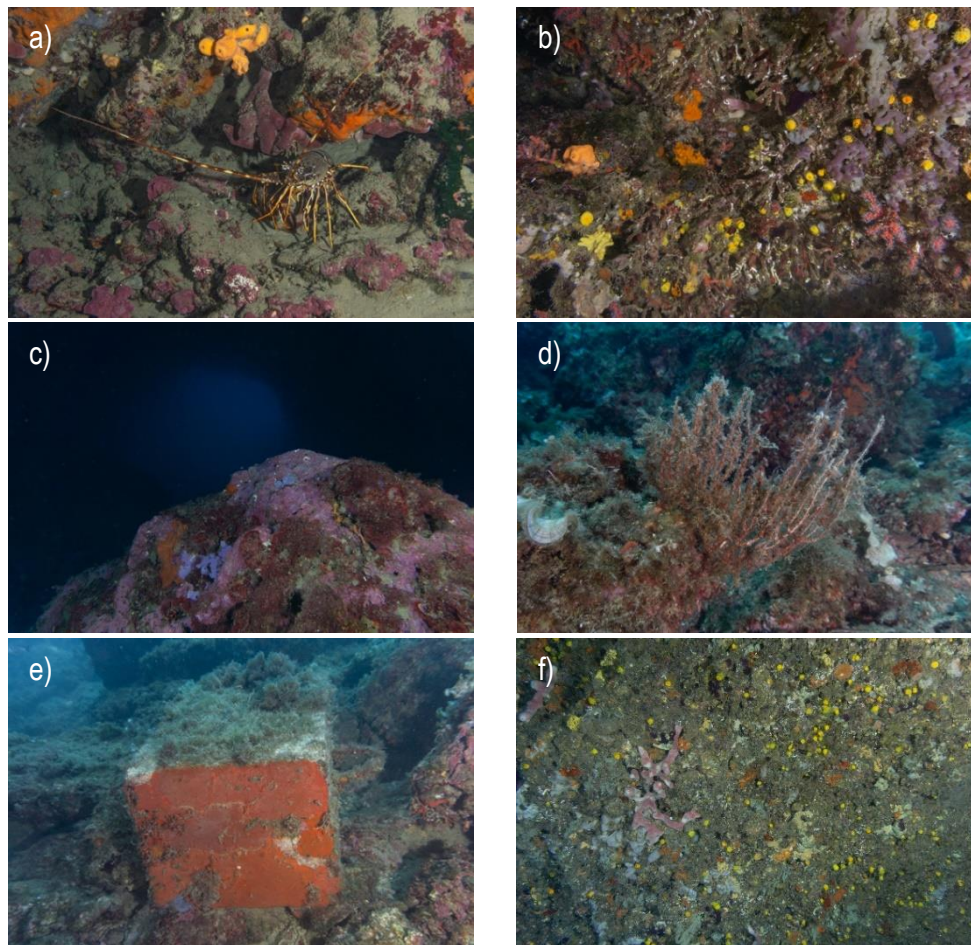
A continuació, sortint d'aquesta cova, trobem un altre túnel amb sortida (Figura 6, D), tot i que aquesta no es veu a simple vista, sinó que el túnel fa una corba i s'observa un cop havent girat (Figura 7h). En aquest túnel, igual que en les demès cavitats, s'hi observa abundant corall vermell amb molta mortalitat (Figura 7i). També s'hi observa una bombolla d'aire atrapada al sostre i el terra força pelat, sense espècies sèssils adherides (Figura 7j).

## Cala Ferriola

La prospecció es du a terme a l'illot de la Cala Ferriola, davant de la cala (Figura 1), i el recorregut s'inicia a la part oest, descendint per la paret. En aquesta s'hi troben forces exemplars de llagosta (*Palinurus elephas*), de diferents mides, tant de mitjanes com de juvenils (Figura 8a). A més, també s'hi poden observar colònies de corall vermell (*C. rubrum*) en els petits extraploms de la paret. Cal destacar que moltes de les colònies trobades presenten força mortalitat, probablement deguda a que es troben a relativament poca fondària i han estat afectades per les onades de calor, especialment la de l'any 2022 (Figura 8b). Descendim fins a trobar el túnel que creua l'illa (Figura 8c). Aquest mesura uns 20 m de llargada, fins a l'altra banda, uns 8 m d'ample i 7 m d'alçada. A més, l'entrada es troba en un fons de 12 metres, mentre que la sortida es troba a 20 m de fondària. Al fons de la cova s'hi troben forces blocs mitjans i algun bloc gran, amb alguna part de roca base. A més hi ha algunes colònies de gorgònia blanca (*E. singularis*) amb clars signes de mortalitat antiga (Figura 8d) i un mort abandonat recobert per esponges de l'espècie *Crambe crambe* a uns 24 m de fondària (Figura 8e). Al sostre s'hi troben espècies típiques d'ambients de coves, com ara les esponges *Petrosia ficiformis* i *Axinella damicornis*, el corall solitari groc *L. pruvoti* o l'ascidi *Cystodites dellechiajei* (Figura 8f). El fons d'aquest túnel es troba força degradat, amb poques espècies habitant-hi, tot i que s'hi poden trobar algunes esponges com ara *C. crambe*.



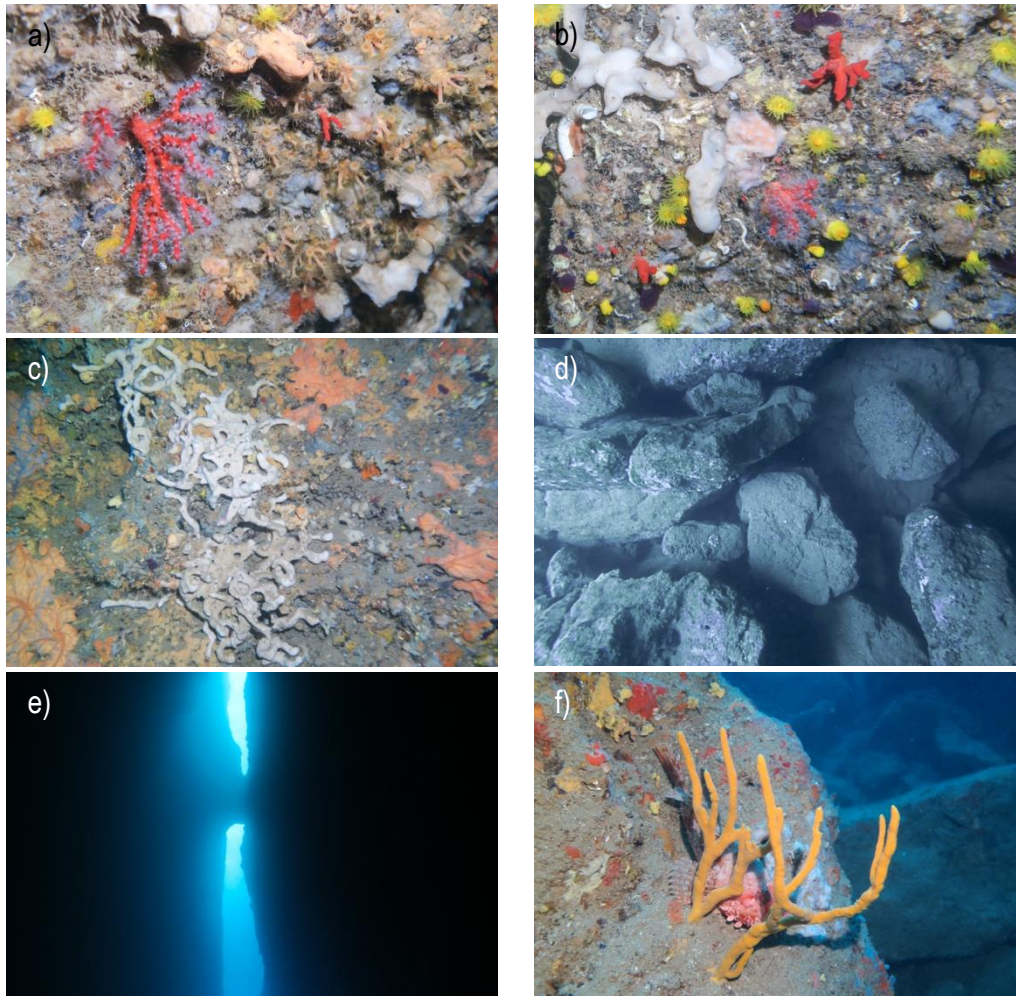
**Figura 7.** Fotografies de la prospecció de Cala Viuda: a) bloc recobert d'algues, esponges incrustants i una gorgònia blanca (*E. singularis*), b) bloc recobert de l'esponja *Dysidea avara*, c) sostre del túnel ple de *L. pruvoti*, d) colònia de corall vermell (*C. rubrum*) amb mortalitat, e) colònia de *C. rubrum* amb un plàstic enganxat, f) fons amb l'esponja *Axinella polypoides*, g) sortida del segon túnel, h) fons del primer túnel, i) colònies de *C. rubrum* amb mortalitat, i j) bombolla d'aire al sostre del segon túnel.



**Figura 8.** Fotografies de la prospecció de Ferriola: a) Individu de llagosta (*P. elephas*), b) corall vermell (*C. rubrum*) amb mortalitat, c) entrada del túnel, d) colònia de gorgònia vermella (*E. singularis*) amb mortalitat, e) mort abandonat, f) sostre.

## Cala Pedrosa

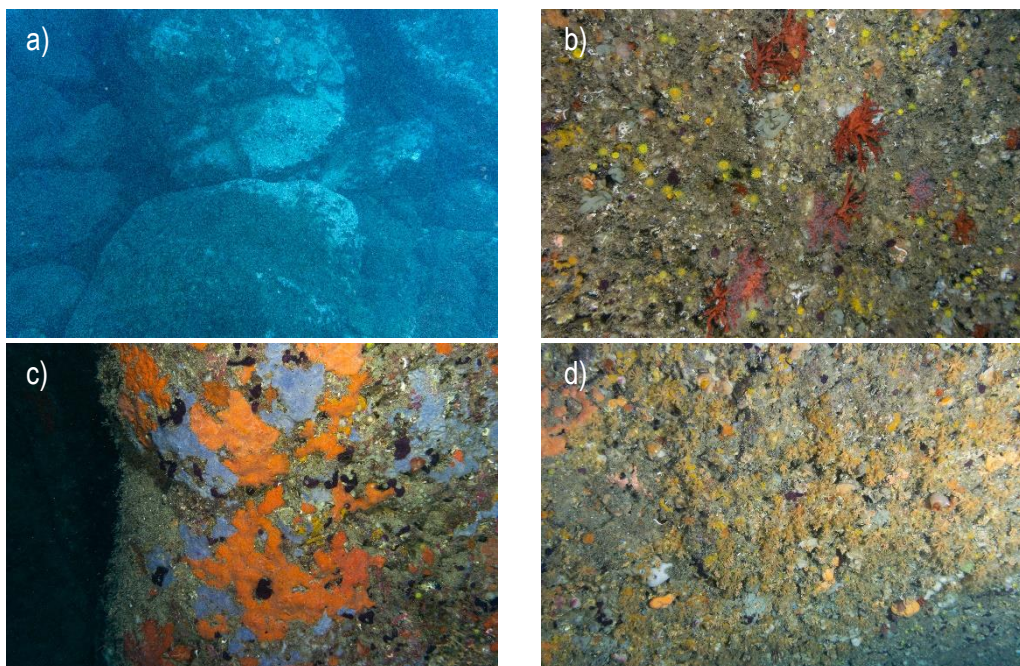
La immersió es du a terme a l'Illa de la Pedrosa, just davant de la Cala Pedrosa. El recorregut s'inicia a la part sud de l'illa, on s'entra per un túnel amb el fons a uns 20 m de fondària. A la part dreta de la paret del túnel s'hi poden observar colònies de corall vermell (*C. rubrum*) amb poca afectació i anemone incrustant groga (*Parazoanthus axinellae*) (Figura 9a); també hi ha colònies de corall solitari groc (*L. pruvoti*) (Figura 9b) i esponges de cuir (*Chondrosia reniformis*) formant "xarxes" (Figura 9c). Al fons del túnel hi ha una esplanada amb grans blocs, que presenten la roca pelada, sense organismes que els recobreixin (Figura 9d). Més endavant trobem un fons de sorra, i en aquesta alçada, a la part dreta, hi ha una ramificació del túnel que dona a un forat al sostre, on s'hi observa la llum exterior (Figura 9e). Seguint fins a la sortida del túnel, on el fons es troba a 23,7 m de fondària, hi trobem esponges de l'espècie *A. polypoides* sobre blocs i megablocs (Figura 9f).



**Figura 9.** Fotografies de la prospecció de Pedrosa: a) Colònies de corall vermell (*C. rubrum*) i anemone incrustant groga (*P. axinellae*), b) colònies de corall solitari groc (*L. pruvoti*), c) esponges de cuir (*C. reniformis*) formant xarxes, d) fons de blocs pelats, e) esclletxa, f) esponja cornuda (*A. polypoides*).

### Racó de la Sardina

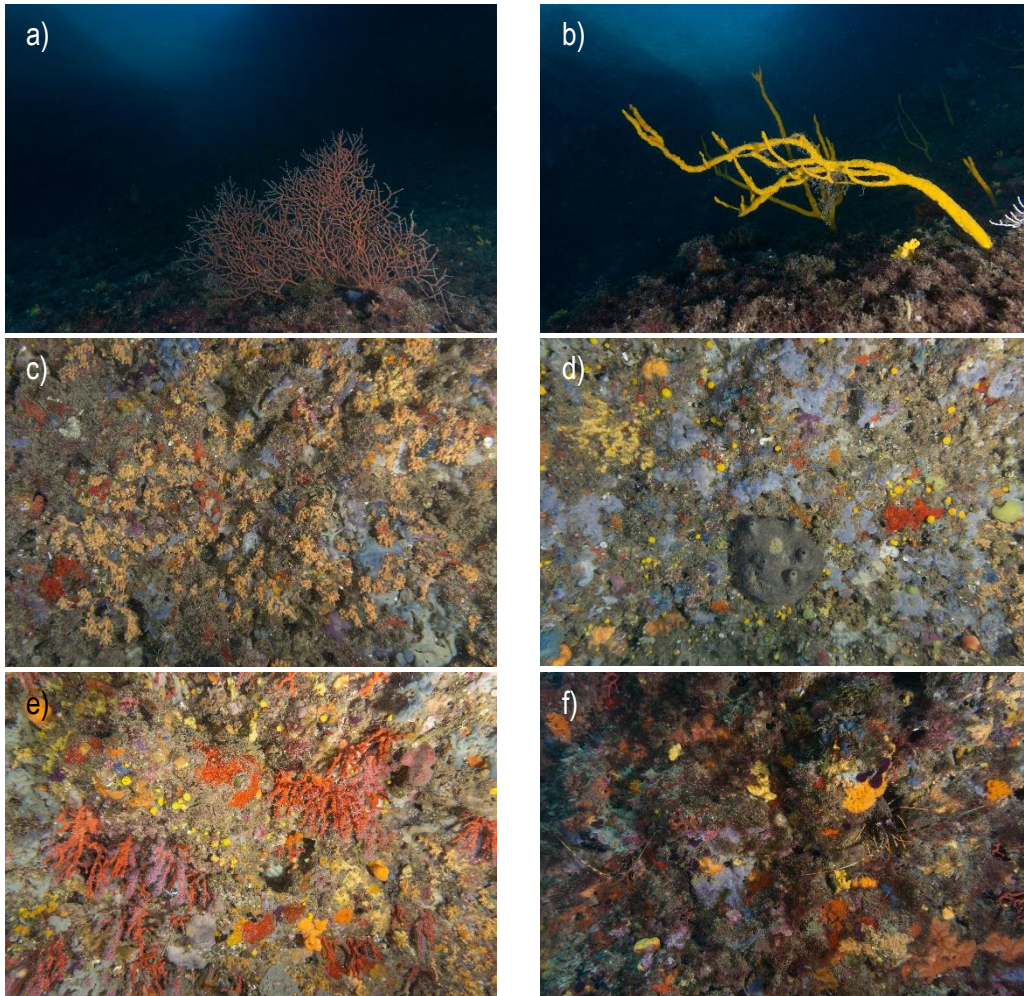
La immersió s'inicia a la paret del Racó de la Sardina, més al sud de Cala Pedrosa. Resseguint la paret i en direcció nord es troba una esclletxa on el fons arriba a 21 m de fondària, arribant pràcticament a superfície la part més soma. Aquest fons està format per alguns blocs i còdols recoberts d'algues (Figura 10a). A l'entrada de l'esclletxa s'hi poden observar algunes espècies típiques d'ambients de coves, com ara corall vermell (*C. rubrum*) (Figura 10b), l'esponja incrustant *C. crambe* i *Phorbis tenacior* (Figura 10c) i algues del gènere *Peysonnellia* o *Mesophyllum*. La paret esquerra de l'esclletxa, entrant, es troba recoberta de *P. axinellae* (Figura 10d).



**Figura 10.** Fotografies de la prospecció del Racó de la Sardina: a) fons de blocs i còdols, b) colònies de corall vermell (*C. rubrum*), c) paret amb esponges incrustants (*C. crambe* i *Phorbas tenacior*) i el tunicat *C. dellechiajei*, d) paret amb anèmonea incrustant groga (*P. axinellae*).

### Escull del Catifoll

La immersió s'inicia a la part nord de l'escull. Descendent per la paret s'arriba a un arc de roca on el sostre es troba a uns 7 m de fondària i el fons a 19,5 m, i fa uns 4 m d'amplada. El fons fa forma de U, amb dues plataformes de roca base, una a cada costat, i al mig un fons de grava. Sobre el fons de roca s'hi troben gorgònies blanques (*E. singularis*) i taronges (*Leptogorgia sarmentosa*) (Figura 10a), i forces esponges de l'espècie *A. polypoides* d'una mida considerable (Figura 10b), sobretot a la part dreta. El sostre es distingeix força entre la part dreta i l'esquerra; mentre que la part esquerra és més pobre en espècies (s'hi poden observar exemplars de *P. axinellae* (Figura 10c), alguna esponja incrustant i alguna colònia del briozou *Myriapora truncata*), la part dreta és més diversa, on hi trobem esponges incrustants de les espècies *C. crambe*, *Spirastrella cunctatrix*, *Clathrina clathrus*, *D. avara*, *Ircinia oros* i *P. tenacior* (Figura 10d), diverses colònies del briozou *M. truncata* i l'ascidia *Halocynthia papillosa*. A més s'hi observen colònies de corall vermell (*C. rubrum*) en petits extraploms (Figura 10e). També s'hi troben alguns exemplars de llagosta (*P. elephas*) a la paret (Figura 10f).



**Figura 10.** Fotografies de la prospecció de l'Escull d'en Catifoll: a) colònia de gorgònia taronja (*L. sarmentosa*), b) esponja cornuda (*A. polypoides*), c) anemones incrustants grogues (*P. axinellae*), d) paret amb esponges de diferents espècies, e) extraplom amb corall vermell (*C. rubrum*), f) dos individus de llagosta (*P. elephas*).

## Parc Natural de Cap de Creus

### Aproximació en immersió

El recorregut s'inicia a 15 m de profunditat i es du a terme en sentit horari fins completar el perímetre de la clariana (Figura 11). Per facilitar-ne la descripció, el dividim en quatre trams.

- El primer tram segueix el límit profund de la clariana a una profunditat entre 15 i 20 m. Aquesta zona es distingeix per presentar un límit retallat, constituït per petites taques separades entre 0,5-2 m les unes de les altres i amb agrupacions de feixos arrencats (2-3) i una gran quantitat de fullaraca. Al llarg d'aquest tram, destaquem la presència de grans extensions de mata morta completament recobertes per l'alga invasora *C. cylindracea*, molt densa i abundant (Figura 12). Els seus estolons (tiges horitzontals) s'entrecreuen i es superposen, creant una complexa xarxa. En algunes zones, les frondes (part erecta i verda

de la planta) es troben força desenvolupades, podent assolir una alçada de 10 cm. També és rellevant assenyalar que es van observar tres reclutes de posidònia (amb un únic feix).

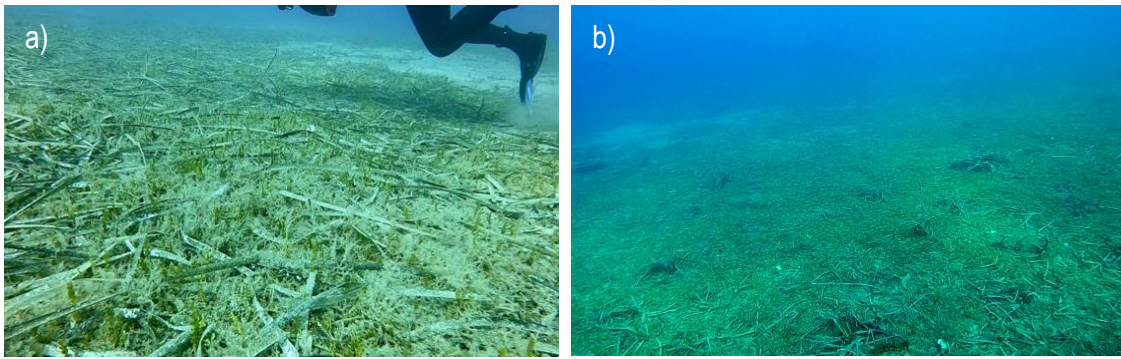
- El segon tram recorre el perímetre pel costat de ponent de la clariana. La zona més profunda d'aquest tram presenta característiques similars a les de l'anterior, amb el límit retallat i a taques petites. L'abundància de *C. cylindracea* disminueix de manera considerable a mesura que disminueix la profunditat. La part més superficial presenta un límit menys retallat i una mica més net, amb petites taques de posidònia. En aquest tram, s'hi troben força deixalles, com ara una roda, una barra de ferro d'aproximadament un metre i mig de longitud i una escala d'embarcació.
- El tercer tram correspon al límit superficial de la clariana, que es troba entre 10 i 6 m de profunditat. En aquesta zona, el límit és força net, amb taques petites i limita clarament amb mata on encara es poden observar les restes del que van ser rizomes verticals, evidències d'una praderia densa i en bon estat. S'aprecia un esglaó de mata d'un metre i mig d'alçada on, a la part profunda d'aquest esglaó, s'acumula la fullaraca. En aquest tram, també es poden observar diferents morts de fondeig d'embarcacions.
- El quart tram recorre el perímetre de la clariana del costat de llevant. Aquest límit és lleugerament retallat i a petites taques menys disperses que en el primer tram.

Pel que fa a la instal·lació de les fites (barres), les del límit profund es col·loquen principalment en petites taques progradants de pocs feixos, a fondàries de 14,5 i 16,5 metres, mentre que les del límit superior es col·loquen en el límit de la praderia, quan aquest és net, o en taques progradants, en cas contrari. Cal destacar la facilitat en què es clavaen les barres del límit profund, fins al punt de poder-ho fer amb la mà sense necessitat d'un martell, indicant la naturalesa tova del sediment de la zona.



**Figura 11.** Imatge obtinguda de Google Earth on es mostra la ubicació dels punts del perímetre de la clariana (c1-c23) i de les barres col·locades al límit superior (Barres SUP) i profund (Barres PROF).

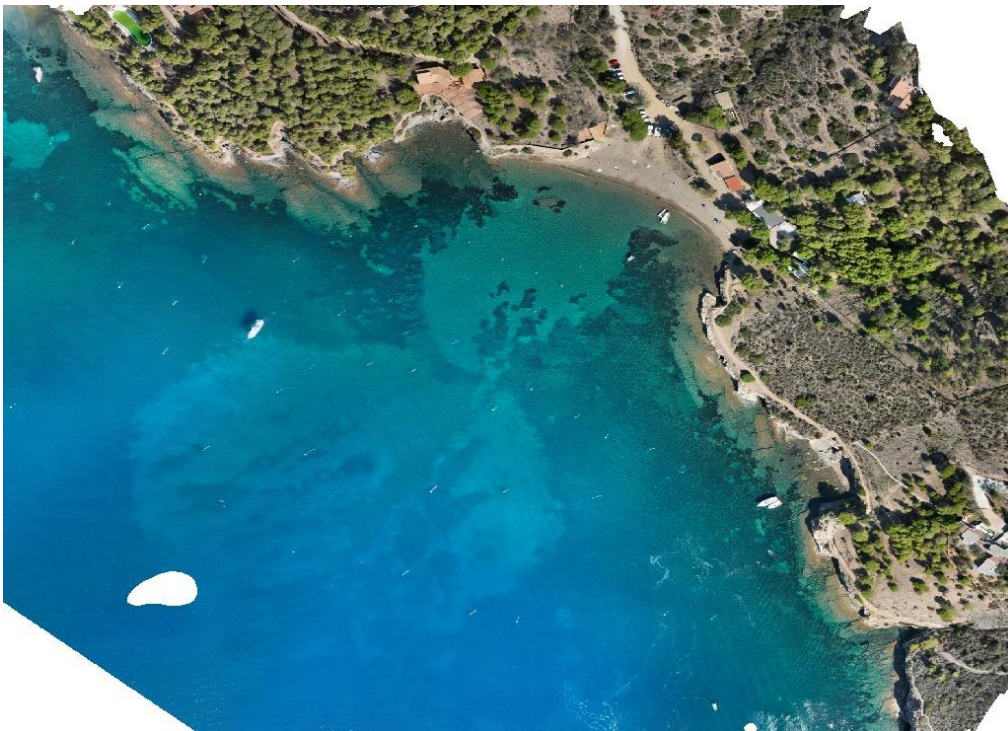




**Figura 12.** Imatges de *Caulerpa cylindracea* sobre mata morta al llarg del límit profund de la clariana. a) frondes d'uns 10 cm d'alçada, b) imatge general de l'extensió de caulerpa.

### Aproximació amb vol de dron

El resultat d'aquesta aproximació és un ortomosaic de l'àrea d'estudi, resultat d'alinear satisfactòriament 368 imatges (que correspon al 90% del total, 406), on es distingeix clarament el perímetre de la clariana (Figura 13). Amb aquest resultat, es va poder mesurar amb molta precisió les seves dimensions. La clariana té un diàmetre est-oest de 188 m i nord-sud de 170 m, i és, per tant, pràcticament circular. La seva superfície és d'unes 2,9 ha.



**Figura 13.** Imatge obtinguda amb dron de la clariana de la praderia de posidònia de cala Pelosa. Autor: Jordi Pagès (CEAB-CSIC).

## Discussió

El descriptor de prospeccions que es realitza al seguiment de biodiversitat ens serveix per a tenir un millor coneixement dels fons marins, així com també detectar i tenir un registre dels impactes que aquests reben, majoritàriament provocats per l'activitat humana. Així doncs, les prospeccions ens permeten tenir una visió més àmplia de l'estat de conservació de les espècies i hàbitats marins.

Enguany s'han realitzat prospeccions amb dos objectius: trobar una cova control dins d'aquest descriptor prospectat diferents coves i/o túnels a la zona de PN al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter, i descriure l'impacte de l'explosió d'una bomba sobre la *P. oceanica* a la cala Pelosa i el seu estat actual per fer un seguiment més acurat al llarg del temps, al Parc Natural de Cap de Creus. Per aquest motiu, la discussió es farà individualment per cadascun dels dos Parcs.

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

Gràcies a la seva composició calcària, el massís del Montgrí, així com les Illes Medes, presenta un sistema de cavitats, túnels i coves submarines força desenvolupades, on hi habiten una gran quantitat d'espècies pròpies d'aquests ambients, generalment força estables, amb poca llum. Malgrat representen una petita proporció dels hàbitats marins, les coves tenen una gran importància científica i ecològica, sent reserves de biodiversitat amb un alt valor de conservació (Gerovasileiou *et al.* 2017) i un dels hàbitats d'interès comunitari (8330) llistat dins l'annex 1 de la Directiva Hàbitats de la comunitat europea (Directiva 92/43/CEE) i dins del Conveni de Barcelona (UNEP-MAP-RAC 2008, Pergent *et al.* 2015).

Les espècies que habiten dins les coves sovint presenten dinàmiques de creixement lent, amb una baixa capacitat de recuperació (Harmelin, 1985), i són molt susceptibles a les pertorbacions. En l'actual context de canvi climàtic, algunes de les espècies que habiten aquests ambients, i especialment les que es troben a poca fondària, podrien quedar afectades per l'augment de les temperatures dels darrers anys, igual que està passant amb moltes espècies del coral·ligen, amb qui comparteixen històries de vida (Garrabou *et al.* 2022). A més, l'elevada freqüentació de bussejadors en aquests ambients, també poden provocar afectacions en aquestes espècies degut a l'erosió per contacte directe, l'augment de sedimentació o l'acumulació d'aire exhalat als sostres (Hayes *et al.* 2023).

Aquestes espècies i comunitats es varen prendre com a indicadores del possible impacte de la freqüentació a les illes Medes, on hi ha una intensa activitat de busseig, especialment en aquests ambients. No obstant, aquest seguiment es va iniciar quan la freqüentació ja havia estat molt important durant molt de temps, i possiblement les comunitats ja estaven impactades. Això fa que sigui més difícil detectar impactes comparant l'estat d'aquestes comunitats un any amb l'anterior. Així, per tal de poder avaluar millor l'estat de conservació de les coves submarines de les Illes Medes es va proposar incloure en el seguiment coves control, on la freqüentació de bussejadors no sigui tan elevada per a poder comparar-les amb les coves més freqüentades. Per a poder

establir aquesta zona de control, enguany s'han dut a terme diferents prospeccions a coves i/o túnels de la costa del Montgrí, on la pressió de busseig no és tan forta, malgrat que no sigui nul·la.

D'una banda, hi ha algunes de les estacions que d'entrada s'han hagut de descartar, per diversos motius. La primera ha estat el Puig de la Sardina, degut a que no complia amb el requisit bàsic per a fer de descriptor de coves, i és que l'entrada arriba fins a la superfície i, per tant, no presenta cap tipus de sostre on poder dur a terme el mostreig per detectar l'acumulació d'aire atrapat. La segona ha estat l'escull d'en Catifoll, degut a la seva mida reduïda, ja que no es realment un túnel, sinó una volta estreta. Tot i això, les espècies que s'hi ha trobat són idònies per al seguiment i la detecció de perturbacions, degut a que, a més d'haver-hi espècies típiques de coves, com el cnidari *L. pruvoti* o l'esponja *C. crambe*, s'hi ha trobat altres espècies amb estructura tridimensional més complexa o massiva, com la gorgònia taronja *L. sarmentosa*, l'esponja *A. polypoides*, o també corall vermell (*C. rubrum*).

D'altra banda, les coves i túnels restants eren idonis per al mostreig de les coves, degut a que eren prou extenses com per a establir-hi transsectes, tant al sostre com al fons. Malgrat això, s'han acabat descartant els túnels de Cala Pedrosa i Cala Ferriola per diferents motius. En el primer cas, d'entrada s'ha descartat degut a atropar-se a una fondària elevada (20-24 m), en comparació a les coves que es monitoritzen dins el seguiment, i aquest fet complica els mostrejos de coves, que d'entrada són prou complicats. En el cas del túnel de Cala Ferriola, vàrem trobar unes comunitats poc desenvolupades, tant al sostre com especialment all fons, que es troba força degradat. En aquesta zona hi ha una boia per als centres d'immersió i s'hi sol fer immersió, i tot fa pensar que no es tindria una bona comparativa entre coves freqüentades i no freqüentades.

Per últim, la zona d'immersió de Cala Viuda presenta una sèrie de cavitats (túnels i coves sense sortida) on més d'una d'elles podria ser idònia per al mostreig. Tot i això, i consultant amb centres de busseig de la zona, s'ha establert la primera cova, que no presenta sortida, com la zona de control sense freqüentació en el mostreig de coves, ja que el nombre de submarinistes que visiten la zona és molt menor que a les illes Medes, i quan es duen a terme immersions, els bussejadors es dirigeixen directament cap a la zona de túnels, i aquesta cova queda fora del recorregut habitual dels submarinistes. A més, la prospecció que es va realitzar va mostrar un bon estat de conservació, especialment del fons de la cova, amb més espècies arborescents o massives, com ara esponges del gènere *Dysidea* ben desenvolupades, o la gorgònia blanca *E. singularis*. Així doncs, aquesta zona era la que presentava les millors característiques per a considerar-la com a cova control.

A més d'establir una zona de control de cova poc freqüentades per a poder fer una comparativa quantitativa amb les més freqüentades de les Illes Medes, les prospeccions a les coves de la costa del Montgrí ens han permès conèixer millor aquestes zones i detectar altres tipus d'impactes que reben aquestes. Un d'aquests impactes ha estat una elevada mortalitat de corall vermell que s'ha observat en la majoria de localitats prospectades, com ara la paret de sortida del túnel de Cala Ferriola, o al sostre de la cova de Cala Viuda. A més, també s'hi ha trobat algunes deixalles, com ara trossos de plàstic enredats en colònies de corall vermell, com a la Cala Viuda, o un mort abandonat trobat al fons de Cala Ferriola.

En conclusió, malgrat que el sistema de coves del Montgrí sembla estar menys freqüentat pels bussejadors, no deixa de ser una zona amb una elevada activitat turística i, encara que hi ha menys

pressió de busseig, aquestes zones continuen tenint altres impactes. És per això, que cal una bona gestió d'aquestes zones i una reducció dels impactes a escala local.

Finalment, la cova de Cala Viuda s'ha establert com a zona control dins del seguiment marí de gestió adaptativa per poder comparar quantitativament les coves més freqüentades de les Illes Medes amb aquesta com a poc freqüentada. A més, s'han dut a terme els anàlisis a nivell de comunitat, tant de sostre com de fons, que han corroborat que la cova de Cala Viuda és una cova amb un millor estat de conservació, amb més espècies arborescents i massives, sobretot en el fons (Hayes *et al.* 2023).

## Parc Natural de Cap de Creus

L'objectiu final d'aquest estudi era millorar el coneixement sobre les característiques de la clariana de la praderia de *P. oceanica* de la cala Pelosa, per poder complementar la informació de la qual es disposa del seu seguiment. Aquesta praderia, malgrat tots els indicadors fan considerar-la en estat "bo" o "molt bo", està considerada en estat 'moderat' (Sanmartí *et al.* 2022) precisament per la presència d'aquesta clariana (produïda per l'explosió d'una mica), que ocupa de l'ordre de la meitat de la seva superfície (d'un terç si incloem la zona de Calitjà).

En conjunt, l'aproximació d'aquest estudi es considera adequada tant pel que fa al temps com als recursos invertits. Resta per explorar amb més detall la zona central de la clariana, malgrat ha estat parcialment visitada en els transectes batimètrics de les campanyes del Seguiment (2018, 2020 i 2022). Serà important establir si hi queden feixos supervivents, si s'està produint algun tipus de reclutament o si la *C. cylindracea* s'hi expandeix.

El fet que la clariana és de grans dimensions ja era conegut. Ara bé, hem aconseguit quantificar amb una elevada precisió la seva àrea (29.317 m<sup>2</sup>), i detectar la seva forma, perfectament circular, probablement resultat de la simetria de l'explosió que es va propagar de manera uniforme en totes direccions des d'un punt central.

Pel que fa als límits perimetrals, s'ha detectat una diferència en la morfologia entre les zones profundes (retallat i a taques) i les zones superficials (límit net i a taques menys abundants). Aquest fet pot ser degut a la diferència estructural de la praderia superficial (més densa i contínua) i la profunda (menys densa i amb menor cobertura). En relació a les fites col·locades tant al límit superior com a l'inferior de la clariana, serviran per establir una línia de base i permetran dur a terme un seguiment de la seva evolució, i veure si la praderia progressa (sobrepassa les fites), retrocedeix (s'allunya de les fites) o es manté estable (es queda igual). Podríem esperar que, si es detectés una evolució positiva, aquesta seria més limitada en el límit inferior que en superior, atès la limitació en la disponibilitat de llum.

Un resultat destacable d'aquesta prospecció és la presència generalitzada de *C. cylindracea*, sobretot a la part més profunda de la clariana. *C. cylindracea* va ser observada per primera vegada dins la clariana l'any 2022 i enguany s'ha confirmat la seva extensió per tot el límit profund (15-20 m) i part de l'intermedi (15-8 m aproximadament). Es localitza principalment sobre mata morta i no s'ha observat dins la praderia, aspecte que sembla indicar que no és una amenaça imminent per la praderia. Pot ser interessant en futurs exercicis, explorar la part central de la clariana (com s'ha

mencionat anteriorment), per veure si té una presència generalitzada a tota la clariana, com tot sembla indicar, o pel contrari es manté restringida a les zones visitades.

Per últim, pel que fa a l'aproximació en immersió, cal destacar que la presència de diversos tipus de brossa posa de manifest l'impacte de l'elevada freqüentació d'embarcacions en aquesta zona.

Pel que fa a l'aproximació amb dron, aquesta va ser molt exitosa, en gran part degut a l'extraordinària transparència de l'aigua del dia de mostreig, la qual va permetre detectar el límit de la clariana a profunditats elevades (fins a 20 m). Aquesta aproximació podria ser molt interessant tenir-la en compte per utilitzar-la en futurs exercicis del Seguiment Marí i optimitzar la metodologia utilitzada actualment en el mostreig de les zones superficials de les praderies, ja que permet la detecció de canvis a una escala més gran i amb molt més precisió, permetent a més calcular variables molt informatives com ara la cobertura global de praderia o el grau de fragmentació.

En resum, aquesta prospecció ha constatat el gran impacte de la detonació de la mina d'ara fa deu anys, sobre la praderia de *P. oceanica*. Un impacte semblant sobre praderies d'aquesta espècie es pot observar a altres zones del Mediterrani nord-occidental, on explosius submarins com bombes, mines o dinamita per pescar (Paillard *et al.* 1993, Pasqualini *et al.* 1999) van resultar en grans extensions circulars de posidònia morta. La recolonització de les àrees afectades, encara que la causa de la pèrdua de part de la praderia sigui puntual, és a dir, es produeixi en un temps limitat, i no es repeteixi, és extraordinàriament lenta per l'elevada longevitat i el lent creixement d'aquesta espècie. Aquest fet ja va ser descrit en l'estudi de Meinesz i Lefevre, 1984, en què, 50 anys després d'una detonació s'observa només una recolonització parcial de la zona afectada. En aquest estudi, els autors van calcular que la recuperació d'una clariana sense vegetació de 165 m de diàmetre, provocada per l'explosió d'una bomba el 1943 sobre la praderia de posidònia a Rade de Villefranche (França), es situa entre 120-150 anys. Amb aquesta referència, el temps estimat de recuperació de la praderia de Pelosa es preveu que sigui de 150 anys o més aproximadament. En aquest sentit, és recomanable fer un seguiment de l'evolució de la praderia, per veure el ritme de recuperació, així com també de l'evolució de *C. cylindracea*, per poder detectar possibles interaccions entre ambdues espècies.

## Conclusions

Tot i que el sistema de coves del Montgrí té menys freqüentació de submarinistes, segueix sent una zona amb molta activitat turística i, per tant, aquesta zona té altres pressions antropogèniques.

És necessària una bona gestió d'aquestes zones per tal de reduir els impactes a nivell local que reben les seves comunitats.

La cova de Cala Viuda s'ha establert com a zona control dins del seguiment marí de gestió adaptativa per poder comparar quantitativament les coves més freqüentades de les Illes Medes amb aquesta com a poc freqüentada.

La prospecció de Cala Pedrosa ha constatat el gran impacte de la detonació de la mina d'ara fa deu anys, sobre la praderia de *P. oceanica*.

A altres zones del Mediterrani nord-occidental s'ha pogut observar un impacte semblant sobre praderies d'aquesta espècie, degut a explosius submarins com bombes, mines o dinamita per pescar.

La recolonització de les àrees afectades, encara que la causa de la pèrdua de part de la praderia sigui puntual, és extraordinàriament lenta per l'elevada longevitat i el lent creixement.

## Bibliografia

- Garrabou, J., Gómez-Gras, D., Medrano, A., Cerrano, C., Ponti, M., Schlegel, R., ... i Harmelin, J. G. (2022). Marine heatwaves drive recurrent mass mortalities in the Mediterranean Sea. *Global change biology*, 28(19), 5708-5725.
- Gerovasileiou, V., Dimitriadis, C., Arvanitidis, C., i Voultsiadou, E. (2017). Taxonomic and functional surrogates of sessile benthic diversity in Mediterranean marine caves. *PLoS One*, 12(9), e0183707.
- Harmelin, J. G. (1985). Les grottes sous-marines obscures: un milieu extrême et un remarquable biotope refuge. *Téthys*, 11, 214-229.
- Hayes, L., Rovira, G., Martí, B., Margarit, N., Zentner, Y., Argullós, I., Linares, C., Hereu, B. (2023). Seguiment de les comunitats de coves submarines de la Reserva Marina de les Illes Medes com a indicadors de l'efecte de la freqüentació de submarinistes sobre les comunitats bentòniques. *Seguiment anual de briozous, gorgònia vermella, coves i corall vermell a la Reserva Natural Parcial Marina de les Medes del Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. Memòria tècnica 2023*. Generalitat de Catalunya. Departament de Territori i Sostenibilitat. Direcció General de Polítiques Ambientals i Medi Natural. pp 57-80.
- Hereu, B., Quintana, X. (2012). El fons marí de les illes Medes i el Montgrí: quatre dècades de recerca per a la conservació. *Càtedra d'ecosistemes litorals mediterranis. Museu de la Mediterrània*. ISBN: 2013-5939.
- Margarit, N., Ortega, J., Rovira, G., Vilanova, M., Linares, C., Hereu, B. (2022). Prospeccions del fons marí als Parcs Naturals del Cap de Creus i del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. Seguiment del medi marí al Parc Natural de Cap de Creus i al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. *Memòria tècnica 2022*. Generalitat de Catalunya. Departament de Territori i Sostenibilitat. Direcció General de Polítiques Ambientals i Medi Natural. pp 160-172.
- Meinesz A., Lefevre, JR. 1984. Régénération d'un herbier à Posidonies quarante années après sa destruction par une bombe dans la rade de Villefranche (Alpes-Maritimes, France). 33-38.
- Ortega, J., Rovira, G., Sanmartí, N., Romero, J., Linares, C., Hereu, B. (2023). Prospeccions del fons marí als Parcs Naturals del Cap de Creus i del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. Seguiment del medi marí al Parc Natural de Cap de Creus i al Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. *Memòria tècnica 2022*. Generalitat de Catalunya. Departament d'Acció Climàtica, Alimentació i Agenda Rural. Direcció General de Polítiques Ambientals i

Medi Natural. pp. 271- 286.

- Paillard M., Gravez V., Clabaut P., Walker P., Blanc JJ., Boudouresques CF., Belsher T., Urscheler F., Poydenot F., Sinnassamy JM., Augris C., Peyronnet JP., Kessler M., Augustin JM., Ledrezen E., Prudhomme C., Raillard JM., Pergent G., Hoareau A., Charbonnel E. 1993. Cartographie de l'herbier de Posidonie et des fonds marins environnants de Toulon à Hyères (Var - France). Reconnaissance par sonar latéral et photographie aérienne. Notice de présentation. Ifremer and GIS Posidonie Publ., Fr. :1-36 + 3 cartes annexes.
- Pasqualini, V., Pergent-Martini, C. and Pergent, G., 1999. Environmental impact identification along the Corsican coast (Mediterranean sea) using image processing. *Aquatic Botany*, 65(1-4), pp.311-320.
- Pergent, G., Aguilar, R., Ballesteros, E., Bazairi, H., Bianchi, C. N., Bitar, G., ... i Vacelet, J. (2015). Action Plan for the conservation of habitats and species associated with seamounts, underwater caves and canyons, aphotic hard beds and chemo-synthetic phenomena in the Mediterranean Sea. *Dark Habitats Action Plan*.
- Ros, J.D., Olivella, I., Gili, J.M. (1984). *Els sistemes naturals de les illes Medes*. Institut d'Estudis Catalans, Arxius de la Secció de Ciències, LXXIII. Barcelona. 828.
- Sanmartí, N., Romero J., Pérez M., Ortega, J., Casals, D., Rovira G. (2023). Seguiment de les praderies de posidònia i de les poblacions de nacres del Parc Natural de Cap de Creus i del Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. *Memoòria tècnica 2022*. Generalitat de Catalunya. Departament de Territori i Sostenibilitat. Direcció General de Polítiques Ambientals. Pp 153-236.