

LES ASSEMBLAGES CORALLIGÈNES MÉDITERRANÉENS : UNE SYNTHÈSE DES CONNAISSANCES ACTUELLES

Mentions légales :

Les appellations employées dans ce document et la présentation des données qui y figurent n'impliquent de la part du PNUE/PAM-CAR/ASP aucune prise de position quant au statut juridique des Etats, Territoires, villes ou zones, ou de leurs autorités, ni quant au tracé de leurs frontières ou limites. Les opinions exprimées dans cette publication ne reflètent pas nécessairement celles du PNUE/PAM-CAR/ASP.

Droits d'auteur :

Tous les droits de propriété des textes et des contenus de différentes natures de la présente publication appartiennent au SPA/RAC. Ce texte et contenus ne peuvent être reproduits, en tout ou en partie, et sous une forme quelconque, sans l'autorisation préalable du SPA/RAC, sauf dans le cas d'une utilisation à des fins éducatives et non lucratives, et à condition de faire mention de la source.

© 2024 - Programme des Nations Unies pour l'Environnement
Plan d'Action pour la Méditerranée
Centre d'Activités Régionales pour les Aires Spécialement Protégées
B.P. 337
1080 Tunis Cedex - Tunisie.
car-asp@spa-rac.org

Pour des fins bibliographiques, cette publication peut être citée comme suit :

SPA/RAC-UNEP/MAP, 2021. Les assemblages coralligènes méditerranéens : Une synthèse des connaissances actuelles par ENRIC BALLESTEROS, Ed. SPA/RAC, Tunis : 155 pp.

Conception graphique et mise en page :

Meriem Ben Rejeb, www.atheris-communication.com

Crédit photo de couverture :

© E. Ballesteros



Ce document a été édité dans le cadre du projet Kuriat financé par la Fondation MAVA.

Pour plus d'informations :

www.unepmap.org

www.spa-rac.org

**LES ASSEMBLAGES CORALLIGÈNES
MÉDITERRANÉENS :
UNE SYNTHÈSE DES CONNAISSANCES
ACTUELLES**

AVANT-PROPOS

Les habitats coralligènes sont parmi les plus typiques de la mer Méditerranée. Ce sont des bioconstructions, qui abritent le plus haut niveau de diversité des espèces benthiques de la mer Méditerranée et sont d'importants fournisseurs de services et avantages écosystémiques de grande valeur et ont un rôle fondamental dans le soutien du bien-être humain.

Cependant, les assemblages coralligènes sont particulièrement vulnérables à plusieurs pressions anthropiques qui menacent de plus en plus les eaux côtières du monde entier, y compris celles de la mer Méditerranée. En effet, la mer Méditerranée est actuellement confrontée à de multiples pressions anthropiques qui affectent les sphères écologiques, économiques et sociales.

Les assemblages coralligènes sont fortement menacés par des facteurs de stress locaux et mondiaux, qui interagissent souvent entre eux. Ces facteurs de stress comprennent le développement côtier intensif, la pollution, les espèces exotiques envahissantes, les pratiques de pêche non durables, le tourisme mal planifié et les moteurs mondiaux du changement climatique.

Le Programme d'Action Stratégique pour la conservation de la diversité biologique dans la région méditerranéenne (PAS BIO) adopté en 2003 a identifié parmi ses 7 priorités, la conservation des habitats, espèces et sites sensibles. Dans ce contexte, les Parties contractantes à la Convention de Barcelone ont adopté le Plan d'action pour la conservation des coralligènes et autres bioconstructions calcaires de la Méditerranée en 2008 et l'ont mis à jour en 2016. Cette stratégie régionale accorde une priorité élevée à la collecte et à l'amélioration des connaissances scientifiques et à la diffusion de données au niveau méditerranéen.

À la suite de l'acquisition de nouvelles informations sur ces habitats grâce à des projets de recherche et de surveillance dans la région (emplacement, composition, écologie, menaces, etc.), cette étude mise à jour est plus que nécessaire pour refléter les connaissances actuelles depuis sa première publication en 2003. Il s'agit d'un travail collaboratif auquel toutes les Parties contractantes ont contribué par le biais de consultations internes.

¹ <http://sapbio.rac-spa.org/b1eng.pdf>

SOMMAIRE

1. DESCRIPTION	9
2. HISTORIQUE ET PRINCIPALES ETUDES	11
2.1. ÉTUDES GÉNÉRALES ET FAUNISTIQUES	11
2.2. ÉTUDES SUR LES ALGUES	13
3. FACTEURS ENVIRONNEMENTAUX ET REPARTITION	17
3.1. LUMIÈRE	17
3.2. NUTRIMENTS, POC, DOC	17
3.3. HYDRODYNAMISME	18
3.4. TEMPÉRATURE	19
3.5. SALINITE	20
3.6. REPARTITION GÉOGRAPHIQUE	20
3.7. DISTRIBUTION GÉNÉRALE DE LA PROFONDEUR	20
3.8. CARTOGRAPHIE	20
4. STRUCTURE	23
4.1. TYPES DE CORALLIGÈNES : STRUCTURE ET HABITATS	23
4.2. LES BATISSEURS ALGAUX	24
4.3. CONSTRUCTEURS ANIMAUX	27
4.4. BIOÉRODEURS	28
4.5. ASSEMBLAGES	29
4.6. RÉSEAU ALIMENTAIRE	33
5. BIODIVERSITÉ	35
5.1. GROUPES TAXONOMIQUES	37
5.2. ESPÈCES MENACÉES D'EXTINCTION	47
6. RELATIONS BIOTIQUES	51
6.1. INTERACTIONS SPATIALES, HERBIVORIE, CARNIVORIE	51
6.2. ÉCOLOGIE CHIMIQUE	52
6.3. ÉPIBIOSE, MUTUALISME, COMMENSALISME, PARASITISME	52
6.4. SYMBIOTES BACTÉRIENS	54
7. LES PROCESSUS	57
7.1. CROISSANCE ET ÂGE DES CONCRÉTIONS CORALLIGÈNES	57
7.2. PRODUCTION DE CARBONATE	57
7.3. BIOÉROSION	58
7.4. SÉDIMENTATION	58
7.5. PUITS DE CARBONE	59
8. VARIABILITÉ SPATIALE	61
9. DYNAMIQUE	63
9.1. SAISONNALITÉ ET DYNAMIQUE À COURT TERME	63
9.2. ÉVOLUTION DES ÉCHELLES DE TEMPS DÉCENNALES	65
9.3. CHANGEMENTS À L'ÉCHELLE DES SIÈCLES ET DES MILLENAIRES	65
10. CONNECTIVITÉ	67

11. FONCTIONNEMENT DES ESPECES REMARQUABLES ET CLES	69
11.1. ALGUES CORALLIENNES	69
11.2. HALIMEDA TUNA	69
11.3. ÉPONGES	70
11.4. HYDROZOAIRES	70
11.5. CORAIL ROUGE	70
11.6. GORGONES MOLLES	72
11.7. ALCYONAIRES	76
11.8. ZOANTHARIENS AND ANTIPATHARIENS	77
11.9. SCLERACTINIAIRES (<i>LEPTOPSAMMIA PRUVOTI</i>)	77
11.10. TUNICIERS	78
12. PERTURBATION	81
12.1. RECHAUFFEMENT	81
12.2. MALADIES	84
12.3. ALGUES MUCILAGINEUSES ET FILAMENTEUSES	85
12.4. POLLUTION	85
12.5. PECHE	86
12.6. RECOLTE DE CORAIL ROUGE	88
12.7. DEBRIS MARINS	88
12.8. ANCRAGE	88
12.9. FREQUENTATION DES PLONGEURS	88
12.10. TEMPETES CATASTROPHIQUES	90
12.11. SEDIMENTATION	90
12.12. ESPECES ENVAHISSANTES	91
12.13. ACIDIFICATION	93
13. QUESTIONS DE CONSERVATION	97
13.1. CRITERES	97
13.2. LEGISLATION	97
13.3. PROTECTION EFFICACE	98
13.4. RESTAURATION	99
14. LE SUIVI	101
14.1. METHODES	101
14.2. PROTOCOLES	102
14.3. INDICES DE QUALITE ECOLOGIQUE	102
14.4. SCIENCE CITOYENNE ET PLATES-FORMES WEB	107
15. CAPITAL NATUREL ET SERVICES ECOSYSTEMIQUES	109
16. CONCLUSIONS CONCERNANT LES CONNAISSANCES ACTUELLES SUR LES COMMUNAUTES CORALLIGENES	113
17. ACTIONS	117
17.1. LACUNES DANS LES CONNAISSANCES SCIENTIFIQUES	117
17.2. RECOMMANDATIONS POUR LA PROTECTION DES COMMUNAUTES CORALLIGENES	117
REFERENCES	119

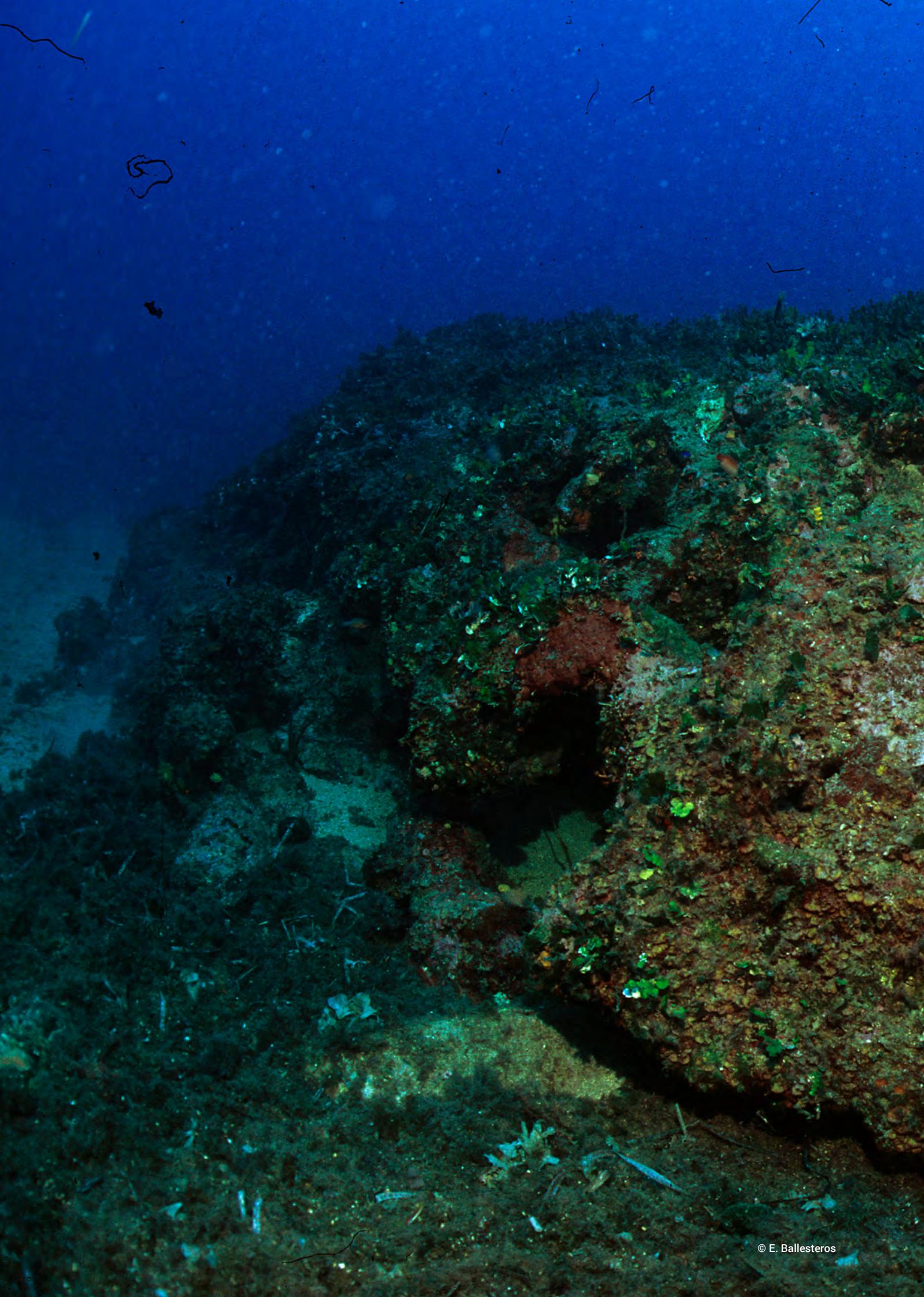
RÉSUMÉ

Les accumulations coralligènes, un concrétionnement biogène calcaire unique des environnements benthiques méditerranéens, sont produites par l'accumulation d'algues incrustantes qui poussent dans des conditions de faible luminosité.

Cette revue donne un aperçu des résultats obtenus par les principales études traitant de cette formation, notamment les facteurs environnementaux qui influencent le développement des communautés coralligènes, leur distribution, leurs types, leurs assemblages, leurs constructeurs et leurs érodeurs, les relations et les processus biotiques qui créent et détruisent les assemblages coralligènes, leur variabilité spatiale et leur dynamique (de l'échelle saisonnière à l'échelle millénaire), la connectivité ainsi que les caractéristiques et le fonctionnement de plusieurs espèces exceptionnelles et clés. Une attention particulière est accordée à la biodiversité

des communautés coralligènes et nous fournissons une estimation du nombre d'espèces signalées pour cet habitat. Les principaux facteurs de stress affectant les habitats coralligènes sont signalés et commentés : réchauffement, maladies, prolifération d'algues mucilagineuses et filamenteuses, pollution, pêche, récolte de corail rouge, déchets marins, ancrage, fréquentation des plongeurs, tempêtes catastrophiques, sédimentation accrue et espèces envahissantes ; Nous ajoutons également l'acidification qui, même si nous n'en voyons aucun effet actuellement, peut être un facteur majeur de changement d'ici la fin du siècle. Nous abordons également les questions de conservation et de surveillance et de leur importance en tant que fournisseur de services éco systémiques.

Enfin, nous énumérons les principales lacunes des connaissances scientifiques actuelles sur les communautés coralligènes et formulons quelques recommandations concernant leur protection.



1. Description

Il n'y a pas de véritable consensus parmi les scientifiques qui étudient les communautés benthiques de la mer Méditerranée sur ce qu'est un habitat coralligène. Giaccone (2007, 2009) définit l'environnement coralligène comme un complexe de biocénoses riches en biodiversité qui forment un paysage marin d'animaux benthiques pérennes et d'organismes photosynthétiques avec une accumulation d'algues calcaires.

Néanmoins, d'autres auteurs comme Harmelin (2009) incluent également dans le terme d'habitats coralligènes les parois immergées dominées par des macroinvertébrés sans couverture significative d'algues calcaires. Dans cette étude, nous utiliserons la définition de Ballesteros (2003, 2006), qui considère qu'un habitat coralligène est un fond dur d'origine biogénique qui est principalement produit par l'accumulation d'algues calcaires encroûtantes poussant dans des conditions de faible luminosité (figure 1), mais nous incluons également les assemblages se développant dans des parois verticales à subverticales avec une concrétion réduite d'algues calcaires encroûtantes (figure 2).



Figure 1. Accumulation coralligène dominée par des algues calcaires incrustantes et *Halimeda tuna* (Tossa de Mar, -24 m)
(Photo de E. Ballesteros).



Figure 2. Mur coralligène dominé par des filtreurs au Jbel Moussa (-30 m)
(Photo de E. Ballesteros).

Selon Ingrosso *et al.* (2018), le coralligène est le principal récif biogénique ou bioconstruction méditerranéenne. Bien que plus étendus dans la zone circalittorale, les affleurements coralligènes peuvent également se développer dans la zone infralittorale, à condition que la lumière soit suffisamment faible pour permettre la croissance des algues coralliennes qui produisent l'accumulation; par conséquent, les concrétions coralligènes infralittorales se développent toujours dans des murs presque verticaux, des canaux profonds ou des surplombs, et occupent des surfaces réduites. Les communautés sciaphiles qui se développent près du niveau de la mer, dans des sites de fort hydrodynamisme et généralement sous le bord biogénique médiolittoral de l'algue coralline *Lithophyllum byssoïdes* (Boudouresque & Cinelli, 1976), ne sont pas prises en compte dans cette étude, même si elles peuvent présenter de petites accumulations d'algues coralliennes. D'autres communautés dominées par les algues qui prospèrent dans la zone circalittorale, telles que les lits de rhodolithes (Basso & Tomaselli, 1994 ; Basso *et al.*, 2017) ou les assemblages de *Ericaria zosteroides* (Ballesteros, 1990 ; Ballesteros *et al.*, 2009), sont également exclues, car elles poussent sur des fonds horizontaux à subhorizontaux où la concrétion d'algues coralliennes est réduite ou presque nulle. Certains faciès de communautés coralligènes - et qui sont classés comme "précoralligènes" par plusieurs auteurs (par exemple Pérès & Picard, 1964 ; Gili & Ros, 1985 ; Ros *et al.*, 1985) - sont également exclus de cette étude, mais seulement s'ils se réfèrent à des communautés sciaphiles sans accumulation basée d'algues coralliennes.

Le biohermes coralligène est toujours très complexe dans sa structure et, en fait, permet le développement de plusieurs types de communautés (Laborel, 1961 ; Laubier, 1966), y compris celles dominées par les algues vivantes (partie supérieure des concrétions), les suspensivores (partie inférieure des concrétions, parois verticales, cavités et surplombs de l'accumulation), les foreurs (à l'intérieur des concrétions), et même la faune des fonds mous (dans les sédiments déposés dans les cavités et les trous). En raison de sa structure et de ses dimensions complexes, l'habitat coralligène doit être considéré comme un paysage sous-marin (= paysage marin) ou un puzzle de communautés plutôt que comme une seule communauté (Ballesteros, 2003, 2006 ; Giaccone, 2007 ; Bavestrello *et al.*, 2016) en étroite similitude avec les récifs coralliens (Boudouresque *et al.* 2016). Les fonds coralliens sont, avec les prairies sous-marines de *Posidonia oceanica*, les écosystèmes méditerranéens les plus complexes qui prospèrent sur le plateau continental (Paoli *et al.*, 2016).



2. Historique et principales études

2.1. Études générales et faunistiques

Le mot «coralligène» a été utilisé pour la première fois par Marion (1883) pour décrire les fonds durs que les pêcheurs marseillais appelaient *broundo* et qui se trouvent à une profondeur comprise entre 30 et 70 m, sous les herbiers de *Posidonia oceanica* et au-dessus des fonds vaseux côtiers. Coralligène signifie «producteur de corail» et est lié à l'abondance de corail rouge (*Corallium rubrum*) que l'on trouve dans ce type de fond. Marion inclut de longues listes de la faune collectée dans ces fonds coralligènes.

Pruvot (1894, 1895) a également utilisé le mot coralligène pour décrire des fonds similaires dans la région des Pyrénées méditerranéennes (Banyuls), et cette terminologie a été incluse dans les descriptions bionomiques des fonds de la mer Méditerranée à partir de la fin du XIXe siècle.

Feldmann (1937) a décrit en détail la composition algale des assemblages coralligènes de Banyuls et a identifié les principales algues calcaires responsables de l'accumulation du coralligène. Il a également fait des observations sur les animaux contribuant à l'accumulation et sur les bioérodeurs.

Pérès & Picard (1951) ont poursuivi les travaux de Marion (1883) sur les fonds coralligènes de la région de Marseille, en définissant les composants des assemblages coralligènes ; ils ont montré leur grande variabilité microspatiale et décrit les facteurs environnementaux qui leur permettent de se développer.

Bacci (1947), Tortonese (1958), Rossi (1958, 1961), Parenzan (1960) et Molinier (1960) ont décrit les accumulations précocoralligènes et coralligènes dans certaines zones de la côte italienne et de la Corse.

Pérès & Picard (1958) ont décrit les communautés coralligènes du nord-est de la Méditerranée, et ont signalé plusieurs espèces d'eau chaude, ainsi que l'absence de diverses espèces qui dominent les amas coralligènes de la Méditerranée occidentale.

Laborel (1960, 1961) a également étendu l'étude des communautés coralligènes à d'autres régions méditerranéennes, notamment la Méditerranée orientale. Il a décrit cinq principaux types de coralligènes (concrétions de grottes et de surplombs, concrétions de parois, concrétions à la base des parois sous-marines, concrétions sur les surfaces rocheuses planes et assemblages de coralligènes de plate-forme) et, dans son article de 1960, il a également fourni les premières listes quantifiées d'espèces d'algues et d'animaux obtenues par la plongée sous-marine.

Pérès & Picard (1964) ont résumé les connaissances

sur les communautés coralligènes, en définissant la notion de précocoralligène et en simplifiant les catégories de Laborel (1961) en deux types de coralligènes : les assemblages coralligènes sur roche littorale et les assemblages coralligènes sur berge ou plate-forme, selon le substrat d'origine (roche ou sédiment) où l'accumulation a commencé. Ils ont proposé une série évolutive mettant en relation les différentes biocénoses de la zone circalittorale en Méditerranée et ont suggéré que la communauté coralligène était la biocénose la plus importante de cette zone. Ils ont également utilisé le terme «précocoralligène» pour désigner les faciès à fort développement d'algues sciaphiles dressées, non calcaires et à faible couverture d'invertébrés. Une version anglaise résumée des travaux de Pérès & Picard (1964) se trouve dans Pérès (1967).

Vaissière (1964), Fredj (1964) et Carpine (1964) ont apporté des contributions intéressantes à la distribution et à la description bionomique des concrétions coralligènes dans la région de Nice et de Monaco, à l'est de Marseille.

Gamulin Brida (1965) a mené les premières études bionomiques sur les communautés coralligènes de la mer Adriatique et a conclu qu'elles sont biogéographiquement très similaires à celles que l'on trouve dans le nord-ouest de la Méditerranée, avec une grande abondance de grands bryozoaires, de gorgones et d'alcyonaires.

Laubier (1966) a apporté une contribution majeure à la connaissance des invertébrés vivant dans les assemblages coralligènes, cette étude étant basée sur des accumulations provenant des Pyrénées méditerranéennes. Il a été le premier à faire état de la grande biodiversité de ces fonds, à étudier attentivement la faune des concrétions (les études sur les polychètes, les copépodes et les échinodermes sont particulièrement précises), et à définir les conditions physico-chimiques permettant aux communautés coralligènes de se développer. Il a également été le premier à faire un grand nombre d'observations liées à l'histoire naturelle des espèces qui peuplent les assemblages coralligènes et a notamment évoqué les relations d'épibiose, d'endobiose, de commensalisme et de parasitisme.

Sarà (1968, 1969) a décrit les communautés coralligènes de la région des Pouilles (Italie).

True (1970) a collecté des échantillons quantitatifs dans les assemblages coralligènes de Marseille, fournissant des données sur la biomasse des principales espèces de suspensivores.

Hong (1980, 1982) a décrit de manière exhaustive les communautés coralligènes de Marseille et les effets

des eaux usées sur la faune qui habite les concrétions coralligènes. Il a également signalé les animaux qui contribuent à ces concrétions coralligènes et a défini quatre catégories différentes d'invertébrés, qui peuvent être distinguées en tenant compte de leur importance écologique dans les assemblages coralligènes. Des listes étendues de plusieurs groupes taxonomiques (principalement les foraminifères, les éponges, les mollusques, les pycnogonides, les amphipodes et les bryozoaires) ont permis d'améliorer considérablement les connaissances sur la biodiversité des communautés coralligènes.

Gili & Ros (1984) ont étudié les communautés coralligènes des îles Medes, au large de la côte nord-est de l'Espagne, et ont évalué avec précision la surface totale occupée par les assemblages coralligènes dans cette réserve marine (Gili & Ros, 1985). Des listes détaillées des espèces de la plupart des groupes végétaux et animaux des communautés coralligènes de zones spécifiques de la Méditerranée espagnole se trouvent également dans les travaux de Ballesteros *et al.* (1993) et Ballesteros & Tomas (1999).

Sartoretto (1996) a étudié le taux de croissance des accumulations coralligènes par datation au radiocarbone et a mis en relation les périodes de croissance avec différentes conditions environnementales, principalement le niveau eustatique de l'eau et la transparence de la colonne d'eau. Il a également identifié les principales algues calcaires qui produisent finalement des accumulations et a souligné l'importance du *Mesophyllum alternans*. L'effet de la sédimentation et de l'érosion par les brouteurs et les foreurs a également été quantifié.

Au vingt-et-unième siècle, le nombre d'études portant sur la connaissance générale des assemblages coralligènes a explosé. Nous avons trouvé des descriptions générales dans le nord-ouest et le centre de la Méditerranée (Parravacini *et al.* 2007 ; Bianchi *et al.* 2007, 2009 ; Cossu *et al.* 2009 ; Bo *et al.* 2009 ; Ballesteros *et al.*, 2013 ; Cánovas-Molina *et al.* 2014, 2016a), avec les premières descriptions détaillées des environnements coralligènes trouvés dans les monts sous-marins à l'aide de véhicules télécommandés (ROV) comme le mont sous-marin de Vercelli (Italie) (Bo *et al.* 2011) ou les monts sous-marins d'Ausias March, Emile Baudot, Chella Bank ou Palos (Espagne) (Aguilar *et al.* 2009).

Après les premières descriptions de Sarà (1968), l'étude des concrétions coralligènes en mer Adriatique s'est développée avec les contributions de Kipson *et al.* (2009) (Croatie), Ramos Esplà *et al.* (2014) (Liban), Lipej *et al.* (2016) (Slovénie) et Torchia *et al.* (2016a) (Monténégro). Cependant, l'augmentation majeure des connaissances provient de l'étude des habitats mésophobes appelés trezze ou tagnùe dans le nord de l'Adriatique, qui sont des affleurements rocheux dispersés dans les fonds sédimentaires et formés par une roche de base recouverte par un concrétionne-

ment d'organismes végétaux et animaux (Stefanon *et al.* 2000 ; Casellato & Stefanon, 2008 ; Casellato *et al.*, 2009). Les affleurements de Tegnùe s'élèvent jusqu'à 4 m au-dessus des sédiments (Gordini *et al.*, 2012). Tossi *et al.* (2017) et Franchi *et al.* (2018) donnent une description précise des origines et des processus de lithification grâce à l'analyse pétrographique du noyau des affleurements qui constitue la base du développement de l'accumulation biogénique. Gabriele *et al.* (2003) recensent jusqu'à 116 espèces et Casellato *et al.* (2007) concluent que les suspensivores constituent le groupe d'organismes dominant, avec une diversité beaucoup plus importante que celle que l'on trouve dans les fonds mous voisins et même plus importante que celle observée dans les affleurements coralligènes normaux. Les tourbes d'algues et les algues encroûtantes vivent également dans les affleurements (Falace *et al.* 2015 ; Fava *et al.*, 2016). Fava *et al.* (2009) et Ponti *et al.* (2011) fournissent des informations sur les principales algues calcaires incrustantes et les bioérodeurs. L'hétérogénéité spatiale a prévalu sur la variation temporelle et était liée aux caractéristiques géomorphologiques des affleurements et aux variables environnementales (Ponti *et al.*, 2011). Les tourbes d'algues, les éponges encroûtantes et les bioérodeurs caractérisent les récifs proches du rivage fortement affectés par les apports fluviaux, tandis que les algues calcaires encroûtantes et les ascidies coloniales dominent les récifs offshore (Ponti *et al.*, 2014 ; Tossi *et al.* 2017). Falace *et al.* (2015) décrivent trois habitats principaux différents situés à travers un gradient côtier-océan lié à l'influence des apports fluviaux et développent un modèle prédictif qui fournit des informations à des fins de cartographie des habitats. Fava *et al.* (2011, 2016) fournissent des informations sur les schémas de colonisation des affleurements rocheux, l'apport local de larves étant important dans les premiers processus de recrutement et de colonisation et la dispersion des assemblages voisins jouant un rôle majeur dans la structuration des assemblages matures.

La mer Égée a bénéficié des contributions générales de Gerovasileiou *et al.* (2009) ou d'autres contributions axées sur les gorgones (Salomidi *et al.*, 2009), les crustacés (Bakir & Katagan) et les algues coralliennes (Aktan, 2012). Topçu & Öztürk (2014) apportent une contribution importante à l'étude de la diversité octocorale dans la mer de Marmara, une porte d'entrée entre la Méditerranée orientale et la mer Noire.

Les connaissances sur les assemblages coralligènes d'Afrique du Nord ont récemment augmenté grâce au soutien financier du projet MedKey Habitats du CAR-ASP. D'importantes contributions générales ont été apportées par Benhissoune *et al.* (2009) (Al-Hoceima, Maroc), Bazairi *et al.* (2013) et Navarro-Branco *et al.* (2014) (Cap Trois Fourches, Maroc), Bazairi *et al.* (2016) (Jbel Moussa, Maroc), Belbacha *et al.* (2009) (Algérie), Ramos Esplà *et al.* (2016) (île de Rachgoun, Algérie) et Torchia *et al.* (2016b) (Cap Negro-Cap Ser-rat, Tunisie).

2.2. Études sur les algues

Feldmann (1937) a été le premier à décrire sans équivoque la composition algale des assemblages coralligènes; Il a différencié les fonds des lits d'algues d'eau profonde de *Gongolaria montagnei* et *Ericaria zosteroïdes* et a identifié les principales algues calcaires responsables de l'accumulation de coralligènes. La communauté d'algues qui se développe sur les assemblages coralligènes a reçu le nom d'association *Pseudolithophyllum expansum-Lithophyllum hauckii*.

La plongée sous-marine a été utilisée pour la première fois dans l'étude de la flore algale des assemblages coralligènes par Giaccone (1965), qui a fait quelques relevés de communautés coralligènes et a décrit une association végétale particulière, le *Pseudolithophyllo-Halimedetum platydiscae* dans la région de Palerme (Sicile). Giaccone & de Leo (1966) ont également utilisé la plongée sous-marine pour étudier les communautés coralligènes et précoraligènes du golfe de Palerme en utilisant la méthode phytosociologique de Braun Blanquet. Ils ont distingué les deux types de communautés et les ont appelées association de *Lithophyllum expansum* et *Lithothamnion philippi* (coralligène) et association de *Halimeda platydisca* et *Udotea desfontainii* (précoraligène). La population de *Laminaria rodriguezii* qui se développe sur une communauté coralligène de l'île d'Ustica a également été étudiée par Giaccone (1967), bien que cette algue méditerranéenne endémique soit généralement plus abondante dans les fonds à pralinés (Molinier, 1956 ; Barberá et al., 2012 ; Joher et al., 2015).

Boudouresque (1970) a étudié les communautés macroalgales des concrétions coralligènes dans le cadre d'une étude détaillée et exhaustive des communautés benthiques sciaphiles de la Méditerranée occidentale. La méthodologie précise (Boudouresque, 1971) comprenait l'échantillonnage en scaphandre autonome et un tri et une identification supplémentaires en laboratoire. Augier et ses collaborateurs (1971) ont utilisé la même méthode pour étudier les communautés sciaphiles d'algues autour de l'île de Port-Cros (France).

Boudouresque (1973) a proposé d'éviter les termes coralligène et précoraligène, car ils ont une valeur physiologique mais ne font référence à aucune entité biologique ou phytosociologique ; Au lieu de cela, il a réuni tous les peuplements d'algues sciaphiles dans des conditions relativement abritées en une seule association (*Peyssonnelietum rubrae*), et a créé deux sous-associations, correspondant aux assemblages se développant dans la zone infralittorale (*Peyssonnelietum aglaothamnietosum*) et la zone circalittorale (*Peyssonnelietum rodriguezellietosum*). Il a fait état de la grande biodiversité de ces assemblages et a défini le groupe écologique des caractéristiques des concrétions coralligènes (CC ou *Rodriguezellikon*).

Augier & Boudouresque (1975) ont soutenu que la composition algale des communautés coralligènes qui prospèrent en eau profonde diffère de celle des assemblages sciaphiles de la zone infralittorale et l'ont nommée *Rodriguezellietum strafforellii* selon la nomenclature phytosociologique.

Boudouresque (1980) et Coppejans & Hermy (1985) ont apporté des contributions importantes à l'étude des assemblages d'algues des communautés coralligènes en Corse.

Ballesteros (1991a, 1991b, 1991c, 1992) a rapporté les premières données sur la dynamique et la structure à petite échelle des assemblages d'algues des communautés coralligènes.

Giaccone et al. (1994) ont réalisé une revue phytosociologique des assemblages sciaphiles décrits pour la Méditerranée. Selon cette revue, la plupart des assemblages phytobenthiques coralligènes devraient être inclus dans l'ordre des *Lithophylletalia*, où l'on distingue deux associations : les *Lithophyllo-Halimedetum tunae* décrits par Giaccone (1965) (Figure 3) et les *Rodriguezellietum strafforellii* décrits par Augier & Boudouresque (1975) (Figure 4).



Figure 3. Aspect du *Lithophyllo-Halimedetum tunae* (Tossa de Mar, -22 m)
(Photo de E. Ballesteros).

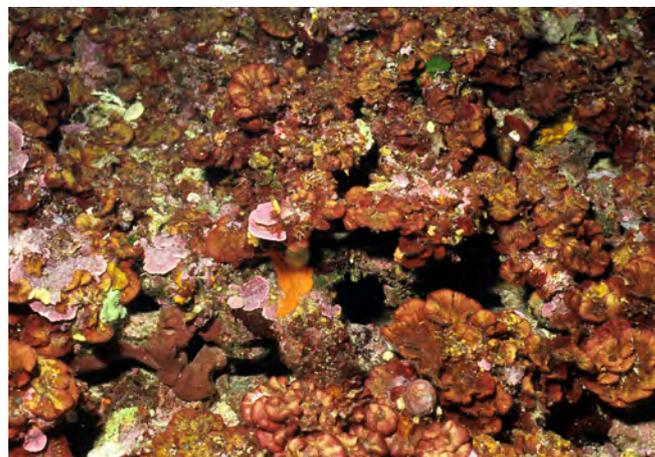


Figure 4. Aspect du *Rodriguezellietum strafforellii* (Scandola, Corse, -40 m)
(Photo de E. Ballesteros).

Les assemblages phytobenthiques poussant dans les concrétions coralligènes des parois verticales et des surplombs de la zone infralittorale doivent être inclus dans l'ordre des *Rhodymenietalia*, et appartiennent principalement à l'association *Udoteo-Peyssonnelietum squamariae* décrite par Molinier (1960) en Corse, et qui semble identique à l'association de *Peyssonnelia squamaria* décrite par Feldmann (1937) pour les Pyrénées méditerranéennes (figure 5).

Des descriptions de la composition des espèces d'algues et de la variabilité spatiale des récifs de tégûe dans le nord de l'Adriatique sont rapportées dans Curiel *et al.* (2012), qui ont trouvé 173 taxons répartis en quatre groupes principaux d'assemblages d'algues. La morphologie des affleurements, la profondeur et la distance par rapport à la côte sont à l'origine de la majeure partie de la variabilité spatiale (Curiel *et al.*, 2012).



Figure 5. Aspect d'*Udoteo-Peyssonnelietum squamariae* (îles Columbretes, -20 m) (Photo de E. Ballesteros).





3. Facteurs environnementaux et répartition

3.1. Lumière

La lumière est probablement le facteur environnemental le plus important en ce qui concerne la répartition des organismes benthiques le long des fonds rocheux du plateau continental (Ballesteros, 1992 ; Martí, 2002). Elle est également très importante pour le développement et la croissance des concrétions coralligènes, car ses principaux constructeurs sont les macroalgues qui ont besoin de suffisamment de lumière pour se développer mais qui ne peuvent pas supporter des niveaux élevés d'irradiation (Péres & Picard, 1964 ; Laubier, 1966).

Selon Ballesteros (1992), les communautés coralligènes sont capables de se développer à des irradiances allant de $1,3 \text{ MJ m}^{-2} \text{ an}^{-1}$ à $50\text{-}100 \text{ MJ m}^{-2} \text{ an}^{-1}$, soit entre 0,05 % et 3 % de l'irradiance de surface. Des gammes similaires sont signalées par Ballesteros & Zabala (1993), qui situent la limite inférieure de la lumière pour la croissance des coralliens méditerranéens à environ 0,05 % de l'irradiance de surface. Ces valeurs concordent avec celles obtenues par Laubier (1966) dans les communautés coralligènes de Banyuls, où il a rapporté, à une profondeur de 32 m, des niveaux de lumière de 1,8 à 2,6 % de l'irradiance de surface à midi en septembre.

Cependant, les niveaux de lumière atteignant différents micro-environnements des communautés coralligènes peuvent différer d'au moins deux ordres de grandeur. Par exemple, Laubier (1966) a rapporté que les niveaux de lumière dans un surplomb dominé par le corail rouge étaient 17 fois plus faibles que ceux enregistrés dans une surface horizontale exposée. Les niveaux de lumière atteignant les petits trous et cavités des bancs coralliens doivent être presque nuls, et similaires aux niveaux de lumière atteignant la zone bathyale ou la partie la plus intérieure des grottes.

La qualité de la lumière atteignant les fonds coralligènes doit également être prise en compte. La majeure partie de la lumière appartient aux longueurs d'onde bleue et verte, la lumière verte dominant dans les eaux relativement sombres en hiver et dans les eaux côtières continentales, et la lumière bleue dominant en été et dans les bancs et îles du large (Ballesteros, 1992) (figure 6). Bien que la plupart des auteurs considèrent que la quantité de lumière est beaucoup plus importante que la qualité de la lumière pour déterminer la croissance des algues et la production primaire (par exemple, Lüning, 1981 ; Dring, 1981), la dominance absolue des algues rouges dans les assemblages coralligènes proches de leur limite de distribution la plus profonde indique la capacité des phycobilines à capturer la lumière dans la "fenêtre verte" (Ballesteros, 1992).

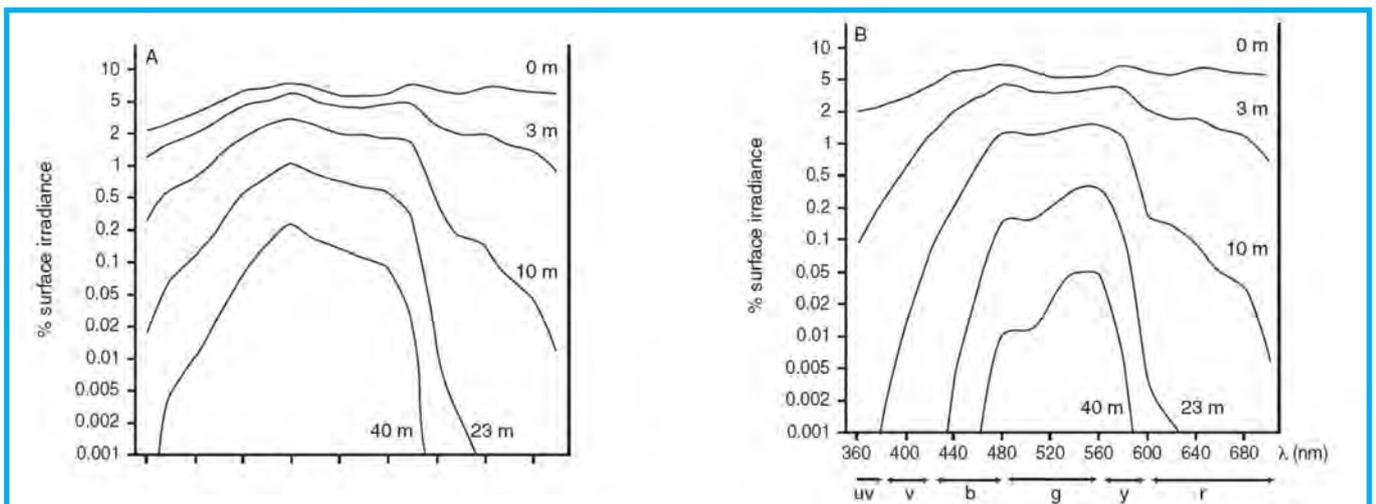


Figure 6. Distribution par longueur d'onde (uv : ultraviolet, v : violet, b : bleu, g : vert, y : jaune, r : rouge) des irradiances sous-marines par rapport à l'irradiance de surface pour plusieurs profondeurs en août (A) et en novembre (B) dans les eaux au large de Tossa de Mar (Méditerranée nord-occidentale). (Redessiné d'après Ballesteros, 1992).

3.2. Nutriments, POC, DOC

Les nutriments dissous dans l'eau de mer à des profondeurs coralligènes suivent le schéma annuel décrit pour les eaux côtières méditerranéennes, avec les valeurs les plus élevées en hiver et les plus basses en été. La concentration annuelle moyenne de nitrates dans l'eau à proximité des concrétions coralligènes à des profondeurs de 18 et 40 m à Tossa (nord-ouest de la

Méditerranée) est d'environ $0,6 \mu\text{mol l}^{-1}$, avec des pics de $1,5 \mu\text{mol l}^{-1}$ en hiver et des niveaux indétectables en été (Ballesteros, 1992) (figure 7). Des valeurs similaires sont rapportées pour une station à Cabrera, à une profondeur de 50 m (Ballesteros & Zabala, 1993). Cependant, ces valeurs sont beaucoup plus faibles que celles rapportées par les stations situées à proximité des embouchures des rivières, comme les communautés coralligènes autour des îles Medes, où les valeurs annuelles

moyennes sont proches de $1 \mu\text{mol l}^{-1}$ (Garrabou, 1997). Les concentrations de phosphate sont beaucoup plus faibles et sont toujours inférieures à $0,1 \mu\text{mol l}^{-1}$ à Tossa et Cabrera (concentrations moyennes d'environ $0,04 \mu\text{mol l}^{-1}$ ou moins) (Ballesteros, 1992 ; Ballesteros & Zabala, 1993), et toujours inférieures à $0,2 \mu\text{mol l}^{-1}$ autour des îles Medes (concentrations moyennes d'environ $0,13 \mu\text{mol l}^{-1}$) (Garrabou, 1997) (Figure 7). Les communautés coralligènes semblent être adaptées à ces faibles concentrations de nutriments dans l'eau de mer, car la disponibilité accrue de nutriments affecte grandement la composition spécifique, inhibe la construction coralligène et augmente les taux de destruction (Hong, 1980).

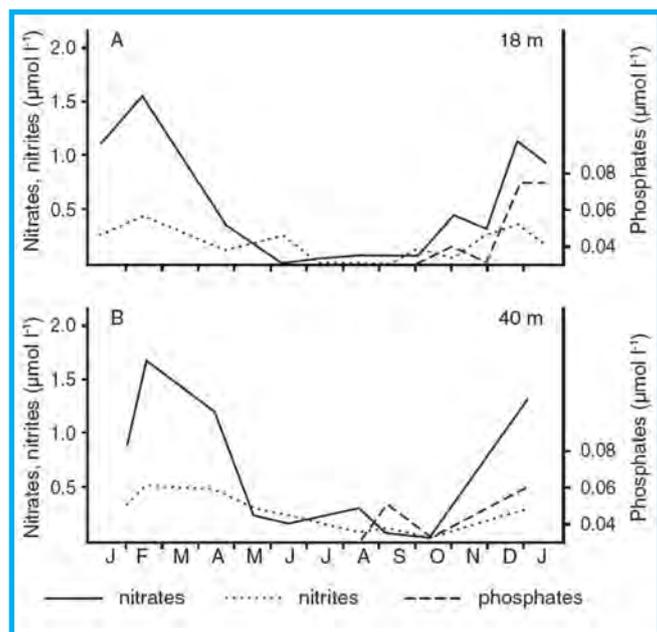


Figure 7. Niveaux mensuels des concentrations de nutriments dissous à des profondeurs de 18 et 40 m dans l'eau de mer près des concrétions coralligènes à Tossa de Mar (janvier 1983-janvier 1984). (Redessiné d'après Ballesteros, 1992).

Des taux annuels moyens de carbone organique particulaire (POC) de $387 \mu\text{g C l}^{-1}$ sont signalés pour la communauté planctonique proche du fond à une profondeur de 15 m autour des îles Medes (Ribes *et al.*, 1999a), bien que les valeurs hivernales et printanières aient été beaucoup plus élevées (500 à $800 \mu\text{g C l}^{-1}$). Les taux de carbone organique dissous (COD), également signalés par Ribes *et al.* (1999a) pour le même site, s'élevaient à $2560 \mu\text{g C l}^{-1}$, avec des pics au printemps et en été (figure 4). Ribes *et al.* (1999a) ont conclu que la fraction détritique était le composant dominant du carbone organique total dans la communauté planctonique proche du fond tout au long de l'année, ce qui pourrait s'expliquer par l'importance des particules de ruissellement dans les îles Medes, mais peut également être dû à l'apport de matière organique par la production de macroalgues (et d'herbiers marins) et à l'activité des suspensivores benthiques dans l'élimination des organismes microbiens du plancton. Toutefois, des études supplémentaires sont nécessaires à cet égard car les îles Medes sont fortement touchées par les apports continentaux de DOC et de POC, ce qui n'est généralement pas le cas pour la plupart des zones côtières méditerranéennes (principalement dans les îles ou dans la partie sud).

3.3. Hydrodynamisme

Bien que les courants dominants soient présents aux profondeurs où se développent les communautés coralligènes (Riedl, 1966), l'hydrodynamisme généré par les vagues est très important même à des profondeurs de 50 m (Ballesteros & Zabala, 1993 ; Garrabou, 1997) pour des hauteurs de vagues supérieures à 1 m. La moyenne annuelle du mouvement de l'eau pour une communauté coralligène des îles Medes à une profondeur de 25-35 m est de $40 \text{ mg CaSO}_4 \text{ h}^{-1}$, soit un ordre de grandeur

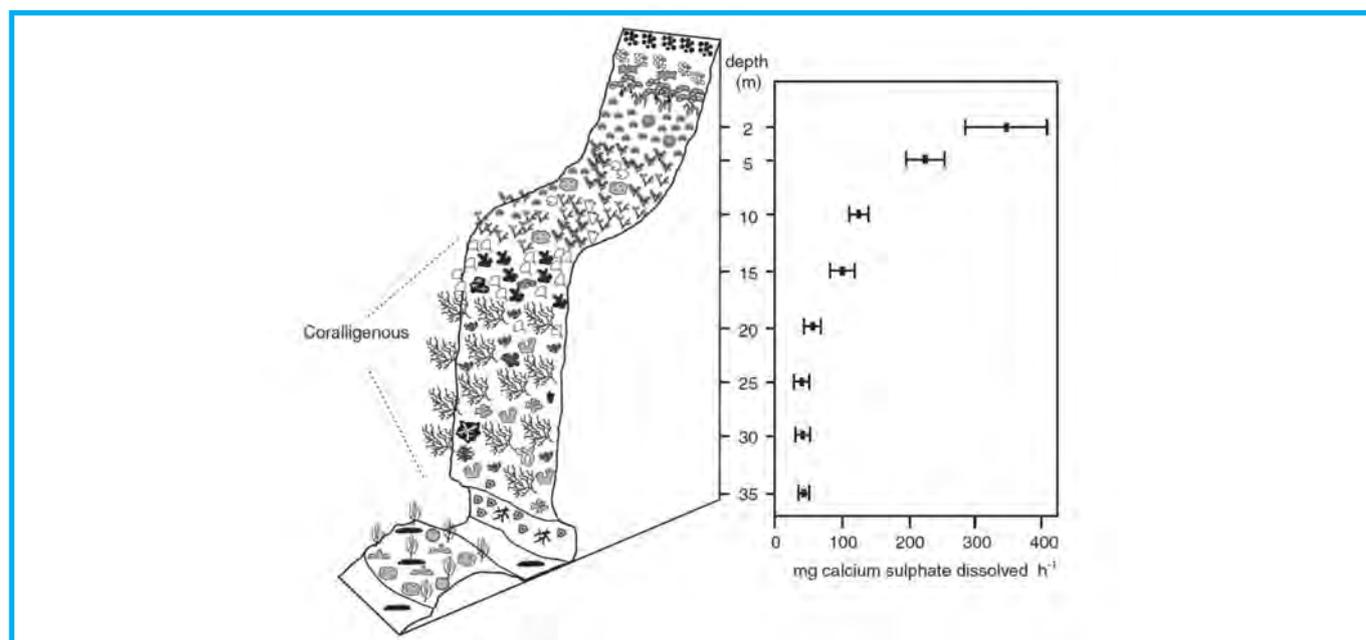


Figure 8. Moyenne annuelle de l'atténuation du mouvement de l'eau (moyenne \pm écart type) pour une profondeur entre 0 et 35 m dans un mur sous-marin aux îles Medes. (Redessiné d'après Garrabou, 1997).

inférieur au mouvement de l'eau à une profondeur de 2 m (Garrabou, 1997) (Figure 8). Cependant, en raison de la morphologie complexe des concrétions coralligènes, l'hydrodynamisme peut être très différent entre les différents micro-environnements, de la même manière que pour les niveaux de lumière (Laubier, 1966).

3.4. Température

La plupart des organismes vivant dans les communautés coralligènes sont capables de supporter la gamme de température saisonnière normale caractéristique des eaux méditerranéennes. Bien que Pérès & Picard (1951) aient déclaré que les communautés coralligènes présentent une sténose relative, Laubier (1966) a décrit une plage de température annuelle de 10 à 23°C dans les assemblages coralligènes de Banyuls. Pascual & Flos (1984) ont trouvé des températures comprises entre 12 et 20°C à la limite la moins profonde des communautés coralligènes des îles Medes (20 m de profondeur), bien que les températures soient comprises entre 12 et 16°C près de leur limite la plus profonde (60 m de profondeur) (figure 9). Ballesteros (1992) a rapporté plus ou moins les mêmes températures pour les assemblages coralligènes se développant à des profondeurs de 20 et 40 m à Tossa

de Mar entre fin novembre et fin juin (13 à 16°C), mais des différences allant jusqu'à 9°C en été, lorsque la thermocline est située à une profondeur d'environ 35 m ; cependant, des températures maximales de 22°C ont été détectées fin août à une profondeur de 40 m. Aux Baléares, où les communautés coralligènes sont limitées aux eaux situées à moins de 40 m de profondeur, la température de l'eau varie de 14,5 à 17°C pendant la majeure partie de l'année, bien que des pics occasionnels de 22°C soient détectés à la fin du mois d'octobre, lorsque la thermocline est à sa plus grande profondeur (Ballesteros & Zabala, 1993). Cependant, certains organismes vivant dans des assemblages coralligènes des eaux profondes semblent être très sténothermes, car on ne les trouve jamais dans les eaux peu profondes. C'est le cas, par exemple, du varech *Laminaria rodriguezii*, qui semble être principalement limité aux profondeurs inférieures à 70 m (Joher *et al.*, 2012) et que l'on trouve rarement entre 50 et 70 m, à l'exception des monts sous-marins, des systèmes d'upwelling ou des événements de CO₂ (Bo *et al.*, 2011 ; Linares *et al.*, 2015) (figure 10). En outre, les récents événements de mortalité à grande échelle des suspensivores benthiques qui prospèrent dans les communautés coralligènes ont été attribués à des périodes de températures élevées exceptionnellement

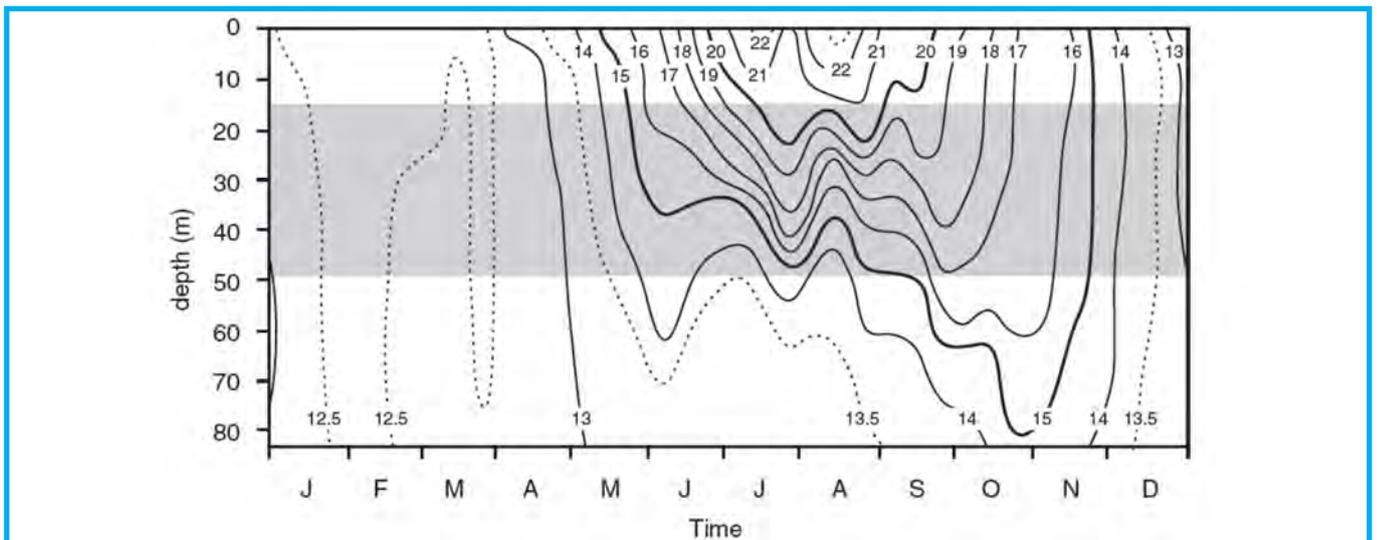


Figure 9. Températures moyennes de l'eau de mer à une profondeur entre 0 et 80 m au large des îles Medes (juillet 1973-décembre 1977). (Redessiné d'après Pascual & Flos, 1984).



Figure 10. Les événements de CO₂ à 40 m de profondeur dans les îles Columbretes (Espagne) abritent des populations denses de laminaires *Laminaria rodriguezii* (Photo de E. Ballesteros).



Figure 11. Mortalité des colonies de *Paramuricea clavata* lors d'un événement de réchauffement à 42 m de profondeur dans l'îlot impérial (Cabrera, îles Baléares), année 2007 (Photo de E. Ballesteros).

longues en été (Bavestrello *et al.*, 1994 ; Cerrano *et al.*, 2000 ; Perez *et al.*, 2000 ; Romano *et al.*, 2001 ; Coma *et al.*, 2006 ; Garrabou *et al.*, 2009a ; Bensoussan *et al.*, 2010 ; Kruzic et Rodic, 2014 ; Kruzic *et al.*, 2016 ; Linares *et al.*, 2018) (Figure 11), bien que la cause ultime de ces décès sera examinée plus loin dans le présent rapport.

3.5. Salinité

Les communautés coralligènes relativement peu profondes et côtières de Banyuls et des îles Medes affichent une salinité comprise entre 37 et 38 pour mille (Laubier, 1966 ; Pascual & Flos, 1984), bien que les variations de salinité pour les assemblages coralligènes des zones insulaires devraient être plus faibles.

3.6. Répartition géographique

Les accumulations de coralligènes sont courantes tout autour des côtes méditerranéennes, à l'exception peut-être de celles du Liban et d'Israël (Laborel, 1987) (voir Spanier *et al.*, 2006 ; Ramos Esplà *et al.*, 2014). Selon Laborel (1961), les formations les mieux développées sont celles de la mer Égée, bien que les bancs les plus étudiés soient ceux du nord-ouest de la Méditerranée; par conséquent, la plupart des données présentées ici proviennent de cette zone. Giaccone (2007) et Ingrosso *et al.* (2018) mentionnent des localités italiennes avec des habitats coralligènes et Falace *et al.* (2015) prévoient différents habitats tégumés dans le nord de l'Adriatique sur la base d'informations sur les paramètres environnementaux dans l'ensemble du bassin nord de l'Adriatique. Martin *et al.* (2014) produisent une première carte à l'échelle du bassin méditerranéen des affleurements coralligènes "susceptibles de se produire" (et des lits de maërl), qui pourrait aider à orienter les futures enquêtes consacrées à leur description et à leur cartographie.

3.7. Distribution générale de la profondeur

La profondeur minimale pour la formation de concrétions coralligènes dépend de la quantité d'irradiation qui atteint le fond de la mer. Dans les pentes verticales de la région de Marseille, cette profondeur minimale atteint -20 m, mais elle est beaucoup plus faible dans d'autres zones comme le golfe de Fos, où les communautés coralligènes peuvent se développer dans des eaux moins profondes (-12 m) en raison de la forte turbidité de l'eau liée à l'embouchure du Rhône. Cette profondeur minimale est déplacée vers des eaux plus profondes dans des zones insulaires comme la Corse ou les Baléares, où la transparence de l'eau est très élevée (Ballesteros & Zabala, 1993). Cependant, des concrétions coralligènes peuvent apparaître dans des eaux très peu profondes si les conditions de lumière sont suffisamment faibles pour permettre un développement important d'algues coralligènes (Laborel, 1987 ; Sartoretto, 1994) ; cela peut même se

produire dans les eaux les plus claires comme celles autour de Cabrera, où une accumulation de coralligène peut être trouvée à une profondeur de seulement 10 m dans une entrée de grotte (Martí, 2002).

La répartition en profondeur des assemblages coralligènes dans les fonds sub-horizontaux à horizontaux pour les différentes zones méditerranéennes est comme suit :

- Région de Banyuls (France) : 20-40 m de profondeur (Feldmann, 1937 ; Laubier, 1966)
- Région de Marseille (France) : 20-50 m (Laborel, 1961 ; Hong, 1980)
- Îles Medes (Espagne) : 20-55 m (Gili & Ros, 1984)
- Tossa de Mar (Espagne) : 20-60 m (Ballesteros, 1992)
- Naples (Italie) : 45-70 m (Bacci, 1947)
- Cabrera (Espagne) : 50-100 m (Ballesteros *et al.*, 1993)
- Corse (France) : 60-80 m (Laborel, 1961)
- Sardaigne (Italie) : 60-140 m (Simeone *et al.*, 2014)
- Pouilles (Italie) : 10-100 m (Ingrosso *et al.*, 2018)
- Ligurie (Italie) : 25-100 m (Ingrosso *et al.*, 2018)
- Monts sous-marins de la Thyrrhénienne (Italie) : 60-120 m (Bo *et al.*, 2011)
- Méditerranée du nord-est : 70-90 m (Laborel, 1961)
- Îles de la mer Égée : 56-114 m (Georgiadis *et al.*, 2009)
- Région siculo-tunisienne : 90-120 m (Laborel, 1961)
- Sud-est de la Méditerranée : 100-120 m (Laborel, 1961)



Figure 12. Banque coralligène à Es Blancall, -40 m (Tossa de Mar, Espagne)
(Photo de E. Ballesteros).

3.8. Cartographie

Les données de distribution sur les concrétions coralligènes sont essentielles pour mettre en œuvre des mesures de gestion en vue de leur conservation (García *et al.*, 2014). Dans une première approche, les connaissances des pêcheurs peuvent être utilisées pour faire une cartographie approximative ou au moins pour connaître les zones où le coralligène est présent (Traganos *et al.*, 2014). Les cartes de pêche ne concordent guère avec les cartographies récentes en raison d'erreurs de positionnement,

mais les données de présence/absence sont utiles pour planifier de nouvelles enquêtes (Canessa *et al.*, 2017). Des cartes provisoires peuvent également être obtenues en résumant toutes les informations bibliographiques (Coppo & Diviaco, 2009 ; Cánovas-Molina *et al.*, 2016a). Cependant, des cartographies détaillées des fonds marins ne peuvent être réalisées qu'en utilisant un sonar à balayage latéral (SSS), un profileur de fond et des échosondeurs multifaisceaux, des vérifications au sol avec échantillonnage direct à la plongée, des chaluts à perche, des grappins, des carottiers, des systèmes de caméra sous-marine, des atterrisseurs benthiques, des véhicules télécommandés (ROV) ou des submersibles habités (Georgiadis *et al.*, 2009 ; Coppo *et al.*, 2009 ; Canese *et al.*, 2009 ; Barberà *et al.*, 2012 ; Astruch *et al.*, 2012 ; CARHAMB'AR, 2013 ; Ambroso *et al.*, 2013 ; Bonacorsi *et al.*, 2014 ; Blouet *et al.*, 2014 ; Marchese *et al.*, 2014 ; Chimienti *et al.*, 2014 ; Grinyó *et al.*, 2018 ; D'Onghia *et al.*, 2018 ; Santin *et al.*, 2018). Le cadre caverneux rigide des affleurements coralligènes produit une rétrodiffusion intermédiaire à élevée sur les images de la SSS (Bracchi *et al.*, 2014, 2015, 2017) et il est possible de distinguer différentes structures géomorphologiques (blocs, crêtes, plates-formes).

La précision des cartographies disponibles est le résultat des différentes méthodes utilisées dans chaque étude particulière et de la précision du positionnement. Ainsi, les méthodes cartographiques qui ont été utilisées dans chaque étude particulière sont nécessaires afin d'appliquer de manière appropriée la cartographie qui en résulte aux questions de gestion. Tout d'abord, les cartographies ont été produites principalement dans les zones marines protégées ou d'autres sites d'intérêt particulier et n'ont pas été étayées par des études SSS et multifaisceaux approfondies. Cependant, certaines de ces cartes, impliquant principalement la plongée sous-marine, sont encore utiles à des fins de gestion dans les petites AMP (Gili & Ros, 1985). Parmi les premières informations publiées sur la répartition des assemblages coralligènes, on peut citer les cartographies des îles Medes (Gili & Ros, 1985), de Nueva Tabarca (Ramos, 1985), des îles Columbretes (Templado & Calvo, 2002) ou de l'île Alboran (Templado & Calvo, 2006). Belsher *et al.* (2005) fournissent une cartographie précise des fonds marins du parc national de Port-Cros, réalisée à l'aide de SSS, de photographies aériennes, d'images vidéo, de plongée sous-marine et de grappins, mais ils ne sont pas en mesure de distinguer les assemblages coralligènes des autres fonds rocheux. Sans être exhaustives, des cartographies plus récentes à différentes échelles et avec différents niveaux de

précision comprennent celles du canal de Minorque (Espagne) (Barberà *et al.*, 2012), du Cap de Creus (Espagne) (Sardá *et al.*, 2012), certaines AMP des îles Baléares (Espagne) (Ballesteros *et al.*, 2013), du Cap Trois Fourches (Maroc) (Bazairi *et al.*, 2013) et de Jbel Moussa (Maroc) (Bazairi *et al.*, 2016), de l'île de Rachgoun (Algérie) (Ramos-Esplà *et al.*, 2016), Platamuni et Ratac (Monténégro) (Torchia *et al.*, 2016a), Cap Negro-Cap Serrat (Tunisie) (Torchia *et al.*, 2016c ; Bouafif *et al.*, 2019), certains sites au Liban (Ramos-Esplà *et al.*, 2014), en Slovénie (Lipej *et al.*, 2016), la région des Pouilles (Bracchi *et al.*, 2017), le parc national de Port Cros (Astruch *et al.*, 2012), plusieurs zones en Corse (France) (Bonacorsi *et al.*, 2014 ; Pergent-Martini *et al.*, 2014) et en Sardaigne (Italie) (Rovere *et al.*, 2013 ; Simeone *et al.*, 2014).

La cartographie de l'habitat du fond marin est très coûteuse, principalement en raison des vérifications au sol. La modélisation spatiale prédictive est une alternative pour produire des cartes des habitats benthiques basées sur une couverture acoustique complète et un nombre comparativement faible de vérités de la mer (Vasallo *et al.*, 2018). Un modèle probabiliste à grande échelle de la présence de trois types d'habitats de récifs de tégène dans le nord du bassin adriatique a été développé en utilisant 9 variables (Falace *et al.*, 2015). De même, la distribution de cinq habitats coralligènes reconnus dans l'AMP de Tavolara-Punta Coda Cavallo (Sardaigne) a été déterminée par la distance de la côte, la profondeur et le lithotype, permettant la cartographie prédictive de ces habitats (Vasallo *et al.*, 2018). Zapata Ramírez *et al.* (2014, 2016) ont utilisé des techniques de télédétection et de modélisation de la distribution pour cartographier la distribution des bioconcrets coralligènes avec une précision acceptable et pour distinguer les principaux habitats de l'AMP de Portofino (Ligurie, Italie).

Les pressions anthropiques sont liées à la qualité écologique des habitats et elles méritent également d'être cartographiées comme point de départ pour l'amélioration de la gestion des habitats coralligènes et des autres écosystèmes marins. Holon *et al.* (2014) ont créé MEDTRIX, une base de données cartographiques générales sur l'écologie marine et les pressions anthropiques le long de la côte méditerranéenne qui comprend des données sur la présence/absence d'affleurements coralligènes et leur diversité. Sur la base de cette base de données, Holon *et al.* (2015) fournissent une première cartographie à échelle fine des impacts de dix pressions anthropiques le long des côtes méditerranéennes françaises entre 0 et 80 m, et couvrant ainsi une zone significative d'assemblages coralligènes.



4. Structure

4.1. Types de coralligènes : Structure et habitats

La morphologie et la structure interne des concrétions coralligènes dépendent fortement de la profondeur, de la topographie et de la nature des constructeurs d'algues dominants (Laborel, 1961). On peut distinguer deux grandes morphologies (Pérès & Picard, 1964 ; Laborel, 1987) : les bancs et les bordures.

Les bancs sont des constructions plates d'une épaisseur variable allant de 0,5 à plusieurs (3-4) mètres. Ils sont principalement construits sur des substrats plus ou moins horizontaux, et présentent une structure très caverneuse - beaucoup de trous (Laborel, 1987) - qui conduit souvent à une morphologie très typique (elle a été comparée à un gruyère). Ces bancs sont parfois entourés de fonds sédimentaires, et Pérès & Picard (1952) ont soutenu qu'ils se sont développés à partir de la coalescence des rhodolithes ou maërl (coralligène de plateau). Cependant, il est très probable que ces accumulations se sont presque toujours développées sur des affleurements rocheux (Got & Laubier, 1968 ; Laborel, 1987 ; Bracchi *et al.*, 2014). Des études récentes menées dans le nord de la Corse ont permis de découvrir des affleurements coralligènes de forme circulaire qui poussent sur des fonds subhorizontaux à une profondeur d'environ 105-130 m et qui ont été appelés atolls coralligènes (Bonacorsi *et al.*, 2012). Mesurant 20-25 m de diamètre, les différentes typologies observées pourraient correspondre à différents stades d'évolution en matière de bioconstruction et d'érosion (Pergent-Martini *et al.*, 2014). Les accumulations d'algues coralliennes en colonnes trouvées dans le sud-est de la Sicile (Di Geronimo *et al.*, 2002) correspondent également à des bancs coralliens. Les récifs de Tegnùe ou de Trezze du nord de la mer Adriatique peuvent également être considérés comme des bancs biogènes recouvrant des affleurements rocheux (Stefanon, 2000 ; Casellato & Stefanon, 2008).

Les bordures se développent dans la partie extérieure des grottes marines et sur les falaises verticales, généralement dans des eaux moins profondes que les bancs. L'épaisseur des bords est également variable et varie de 20-25 cm à plus de 2 mètres ; l'épaisseur augmente des eaux peu profondes aux eaux profondes (Laborel, 1987) (figure 13).

La complexité interne du coralligène en 3D peut être évaluée en utilisant la microtomographie informatisée à rayons X afin d'estimer sa porosité (Pica *et al.*, 2014) ou de faire des reconstructions en 3D des algues coralliennes et de détecter les bioérodeurs et autres organismes (Bressan *et al.*, 2009).

En eau peu profonde, le principal constructeur d'algues

est le *Mesophyllum alternans*, qui construit des berges ou des bords plats ou légèrement arrondis avec une structure foliacée.

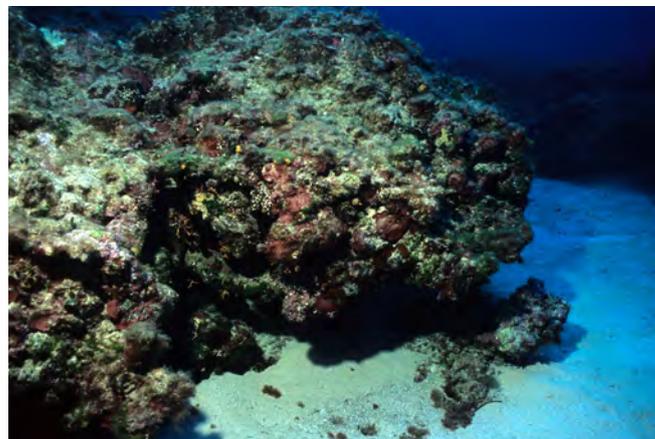


Figure 13. Bordure coralligène à Cavalleria, -38 m (Minorque, Espagne) (Photo de E. Ballesteros).

À mesure que l'eau s'approfondit, d'autres coralliens (*Lithophyllum stictaeforme*, *Lithophyllum cabiochae*, *Neogoniolithon mamillosum*) deviennent d'importants bâtisseurs. Les bancs d'eau peu profonde sont généralement couverts de populations d'algues vertes *Halimeda tuna* et *Flabellia petiolata* (*Lithophyllo-Halimedetum tunae*), qui peuvent être si denses qu'elles cachent les algues calcaires (figure 14). Cependant, à des profondeurs plus importantes, la densité de ces algues dressées diminue, et les coralliens dominent la communauté (*Rodriguezelletum strafforellii*).

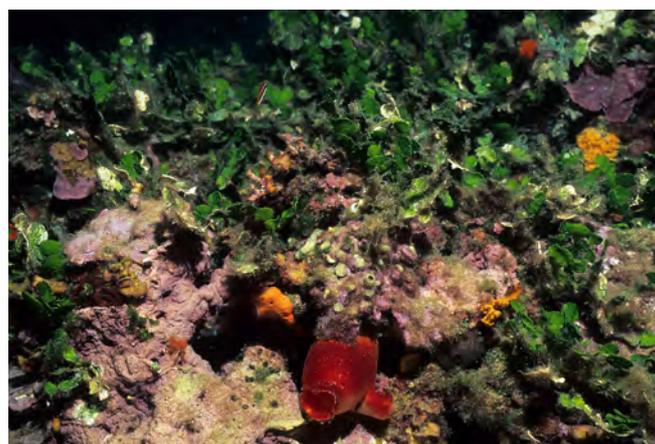


Figure 14. Banc coralligène en eau peu profonde (Tossa de Mar, Espagne) (Photo de E. Ballesteros).

Les trous et les cavités de la structure coralligène entretiennent toujours une communauté complexe dominée par des suspensivores (éponges, hydrozoaires, anthozoaires, bryozoaires, serpulidés, mollusques, tuniciers) (figure 15). Les éponges de forage peuvent occuper jusqu'à 25 % des petites cavités coralligènes (Pica *et al.*, 2014). Les plus petites crevasses et interstices de l'accumulation coralligène ont une endofaune vagile de polychètes et de crustacés extraordinairement

riche et diversifiée, tandis que de nombreux animaux, attachés ou non, couvrent les principales macroalgues et macrofaune, essaient partout, de la surface aux cavités ou à l'intérieur des principaux organismes, et prospèrent dans les petites parcelles de sédiments retenues par l'accumulation.



Figure 15. Cavité au sein d'un assemblage coralligène dans les îles Columbretes (Espagne), -25 m (Photo de E. Ballesteros).

Selon Hong (1982), on peut distinguer quatre catégories différentes d'invertébrés en fonction de leur position et de leur importance écologique dans la structure coralligène :

- La faune contribuant à l'accumulation, qui aide à développer et à consolider le cadre créé par les algues calcaires. Plusieurs bryozoaires, polychètes (serpulidés), coraux et éponges constituent cette catégorie. Ils représentent 24% du nombre total d'espèces.
- La cryptofaune colonisant les petits trous et crevasses de la structure coralligène. Ils représentent environ 7% des espèces, dont différents mollusques, crustacés et polychètes.
- L'épifaune (vivant au-dessus des concrétions) et l'endofaune (vivant à l'intérieur des sédiments retenus par l'accumulation), qui représentent un grand nombre d'espèces (près de 67%).
- Les espèces en voie d'érosion, ne représentent qu'environ 1%.

4.2. Les bâtisseurs algaux

Les algues coralliennes sont les principaux constructeurs du coralligène (Laborel, 1961 ; Laubier, 1966 ; Sartoretto, 1996). La taxonomie de ce groupe d'algues est très difficile à déterminer et la nomenclature des espèces est en constante évolution. En raison de leur grande importance dans la construction des concrétions coralligènes, nous allons examiner ici un certain nombre de questions concernant le statut taxonomique et la nomenclature actuelle des principales espèces.

Selon Sartoretto (1996) et plusieurs autres auteurs

(par exemple Feldmann, 1937 ; Pérès & Picard, 1964 ; Boudouresque, 1970 ; Hong, 1980 ; Ballesteros, 1991b), la principale espèce d'algue constructrice a été identifiée à plusieurs reprises comme *Mesophyllum lichenoides* (Ellis) Lemoine. Cependant, Cabioch & Mendoza (1998) ont signalé que l'espèce la plus courante du genre *Mesophyllum* qui pousse dans les assemblages coralligènes était une espèce différente et l'ont nommée *Mesophyllum alternans* (Foslie) Cabioch & Mendoza (Figure 16). Bien que présent en mer Méditerranée, *Mesophyllum lichenoides* ne semble pas contribuer à l'accumulation du coralligène (Cabioch & Mendoza, 1998). Par conséquent, il est probable que certains ou la plupart des rapports sur le *Mesophyllum lichenoides* en tant que constructeur coralligène se réfèrent en fait au *Mesophyllum alternans* (Cabioch & Mendoza, 1998).



Figure 16. Constructeur coralligène algal *Mesophyllum alternans* (Photo de E. Ballesteros).

Pseudolithophyllum expansum (*sensu* Lemoine) a été identifiée par la plupart des auteurs comme étant la deuxième algue corallienne la plus commune dans les concrétions coralligènes. Cependant, Boudouresque & Verlaque (1978) ont identifié une autre espèce, similaire à *Pseudolithophyllum expansum*, et l'ont décrite comme étant *Pseudolithophyllum cabiochae*. Plus tard, les études de Woelkerling (1983), Athanasiadis (1987), Woelkerling *et al.* (1993) et Furnari *et al.* (1996) ont apporté un certain éclairage (mais aussi une confusion supplémentaire) sur le nom à appliquer à l'algue appelée *Pseudolithophyllum expansum* et/ou *Pseudolithophyllum cabiochae* par les phycologues et biologistes marins méditerranéens. La dernière étude d'Athanasiadis (1999a) a suggéré que *Pseudolithophyllum* ne devrait pas être considéré comme un genre différent de *Lithophyllum* et que les deux espèces qui poussent dans les communautés coralligènes devraient être nommées *Lithophyllum stictaeforme* (Areschoug) Hauck [= *Lithophyllum frondosum* (Dufour) Furnari, Cormaci & Alongi ; = *Pseudolithophyllum expansum* (Philippi) Lemoine ; = *Lithophyllum expansum sensu* Lemoine] (Figure 17) et *Lithophyllum cabiochae* (Boudouresque & Verlaque) Athanasiadis (Figure 18).



Figure 17. Constructeur coralligène algal *Lithophyllum expansum* (Photo de E. Ballesteros).



Figure 18. Constructeur coralligène algal *Lithophyllum cabiochae* (Photo de E. Ballesteros).

De plus, Woelkerling (1983) a reconnu le lectotype de *Lithophyllum expansum* Philippi (non Lemoine) comme étant un *Mesophyllum* et l'a considéré comme un synonyme hétérotypique de *Mesophyllum lichenoides*. Cependant, une étude récente de Cabioch & Mendoza (2003) a montré que le lectotype de *Lithophyllum expansum* Philippi est spécifiquement différent de *Mesophyllum lichenoides*, *Mesophyllum alternans* et d'autres espèces méditerranéennes de ce genre. Ils l'ont nommé *Mesophyllum expansum* (Philippi) Cabioch et Mendoza (figure 19) et il correspond aux taxons habituellement identifiés comme *Mesophyllum lichenoides* var. *agariciformis* (Pallas) Harvey par les phycologues méditerranéens. En raison de toute cette confusion, nous ne sommes pas en mesure de déterminer dans quelle mesure *Mesophyllum expansum* contribue à l'accumulation de coralligènes, bien qu'il soit probable qu'il apporte une contribution significative, au moins dans certains endroits. Une autre espèce, *Mesophyllum macroblastum* (Foslie) Adey, a été signalée pour les concrétions coralligènes en Corse (Cabioch & Mendoza, 2003), et une cinquième espèce (*Mesophyllum macedonis* Athanasiadis) (Athanasiadis, 1999b) pourrait également être présente dans les accumulations coralligènes de la mer Égée.

Selon Marc Verlaque (communication personnelle), trois espèces du genre *Mesophyllum* coexistent dans les communautés coralligènes au large de Marseille (*M. alternans*, *M. expansum*, *M. macroblastum*), ce qui suggère une biodiversité d'algues coralligènes bâtisseuses beaucoup plus importante que prévu. Cependant, des recherches supplémentaires sont nécessaires pour les espèces méditerranéennes de ce genre, car Peña *et al.* (2015) n'ont pas recueilli *M. alternans*, ni *M. lichenoides* de la Méditerranée occidentale, mais ont trouvé une autre espèce, *Mesophyllum sphaericum*, qui pousse



Figure 19. Constructeur coralligène algal *Mesophyllum expansum* (Photo de E. Ballesteros).

sous forme de rhodolithes dans les lits de maërl mais aussi sous forme de croûtes épilithiques entre 20 et 50 m de profondeur.

L'algue identifiée par Feldmann (1937) comme *Lithophyllum hauckii* (Rothpletz) Lemoine, une corallienne très commune dans les amas coralligènes de la région de Banyuls, devrait être nommée *Neogoniolithon mamillosum* (Hauck) Setchell & Mason



Figure 20. Constructeur coralligène algal *Neogoniolithon mamillosum* (Photo de E. Ballesteros).

(Hamel & Lemoine, 1953 ; Bressan & Babbini-Benussi, 1996) [= *Spongites mamillosa* (Hauck) Ballesteros] (Figure 20).

Bien qu'il ne s'agisse pas d'une algue corallienne, il convient également de souligner que des auteurs

antérieurs à 1975 ont identifié la *Peyssonnelia* calcaire qui pousse dans les communautés coralligènes comme étant *Peyssonnelia polymorpha* (Zanardini) Schmitz. Boudouresque & Denizot (1975) ont décrit une espèce similaire, *Peyssonnelia rosa-marina* Boudouresque & Denizot (Figure 21), qui est plus commune que *P. polymorpha* et qui contribue également aux accumulations coralligènes. Par conséquent, les rapports sur *Peyssonnelia polymorpha* antérieurs à la description de *P. rosa-marina* doivent probablement être considérés comme se référant à cette dernière espèce ou aux deux entités.



Figure 21. Constructeur coralligène algal *Peyssonnelia rosa-marina* (Photo de E. Ballesteros).

Feldmann (1937) a identifié les quatre principales algues calcaires responsables de l'accumulation du coralligène dans la région de Banyuls : *Lithophyllum stictaeforme* (sous forme de *Pseudolithophyllum expansum*), *Neogoniolithon mamillosum* (sous forme de *Lithophyllum hauckii*), *Mesophyllum* cf. *alternans* (sous forme de *Mesophyllum lichenoides*) et *Peyssonnelia rosa-marina* f. *saxicola* (sous forme de *Peyssonnelia polymorpha*). Les mêmes espèces ont également été signalées pour des concrétions coralligènes étudiées dans plusieurs zones proches du Golfe du Lion (par exemple Boudouresque, 1973 ; Ballesteros, 1992). Il semble que ces espèces soient presque toujours les mêmes, à l'exception peut-être de *Lithophyllum stictaeforme* qui semble être remplacée par *Lithophyllum cabiochae* dans plusieurs zones de la Méditerranée plus chaudes que le Golfe du Lion (par exemple Corse, Baléares, Méditerranée orientale).

Hong (1980) signale trois espèces comme étant les principaux constructeurs coralliens de la région de Marseille : *Lithophyllum cabiochae*, *Mesophyllum alternans* et *Neogoniolithon mamillosum*. *Peyssonnelia rosa marina* est également très abondante. D'autres espèces calcaires contribuant à l'accumulation sont l'*Archaeolithothamnion mediterraneum*, *Lithothamnion sonderi* et *Peyssonnelia polymorpha*.

Selon Sartoretto et al. (1996), le *Mesophyllum alternans* (comme *Mesophyllum lichenoides*) est la principale

espèce d'algue constructrice pour les constructions coralligènes anciennes et récentes dans le nord-ouest de la Méditerranée. Le *Mesophyllum alternans* est une espèce très tolérante en termes de lumière, de température et d'hydrodynamisme, et est actuellement l'espèce dominante dans les eaux peu profondes. Dans certaines zones, *Peyssonnelia rosa-marina* et *Peyssonnelia polymorpha* peuvent également être les espèces dominantes, et construire un concrétionnement coralligène très caverneux et très bioérode. En eaux profondes, *Lithophyllum cabiochae* est la principale algue calcaire de la région de Marseille et de la Corse, mais sa couverture peut varier d'une zone géographique à l'autre. Par exemple, la couverture d'algues incrustées dans les concrétions coralligènes d'eau profonde à Marseille se limite à quelques petits thalles vivants isolés qui semblent insuffisants pour permettre le renouvellement actuel de la construction coralligène. En revanche, ces concrétions profondes sont luxuriantes en Corse, comme en témoigne l'accumulation de thalli vivants de *Lithophyllum cabiochae*.

L'identification des espèces présentes dans le cadre algal des blocs coralligènes d'il y a 7 700 ans à nos jours a montré qu'aucun changement d'espèce ne s'est produit (Sartoretto et al., 1996). L'étude de Sartoretto et al. (1996) dans la région de Marseille et en Corse a identifié cinq Corallinacées et une Peyssonneliacée : les coralliens non géniculés *Mesophyllum alternans* (sous le nom de *M. lichenoides*), *Lithophyllum* sp. (sous le nom de *Titanoderma* sp., probablement *Lithophyllum pustulatum* v. *confinis*), *Lithophyllum cabiochae-stictaeforme* (la discrimination entre *Lithophyllum cabiochae* et *Lithophyllum stictaeforme* est incertaine dans le matériel fossile), *Lithothamnion* sp., l'algue corallienne géniculée *Amphiroa verruculosa*, et, enfin, *Peyssonnelia* sp. *Mesophyllum alternans* est également le principal constructeur algal dans les concrétions coralligènes des Pyrénées méditerranéennes (Bosence, 1985), avec *Lithophyllum* et *Titanoderma* (cité comme *Pseudolithophyllum* et *Tenarea* dans l'article de Bosence). *Peyssonnelia polymorpha* et *Peyssonnelia rosa-marina* f. *saxicola* peuvent également être abondants dans les concrétions coralligènes des Pyrénées méditerranéennes, de la côte nord-est de l'Espagne et des Baléares (Bosence, 1985 ; Ballesteros, 1992 ; Ballesteros et al., 1993). Cependant, même si *Peyssonnelia* est abondante en tant qu'algue vivante incrustante, elle est presque complètement absente des archives fossiles (Bosence, 1985 ; Sartoretto, 1996). La teneur en carbonate de l'espèce *Peyssonnelia* est inférieure à la teneur moyenne en carbonate des coralliennes (Laubier, 1966 ; Ballesteros, 1992), et la calcification sous forme d'aragonite plutôt que de calcite empêche une bonne fossilisation de ces espèces (James et al., 1988). Cependant, ces espèces et d'autres espèces de *Peyssonnelia* ont généralement une couche basale d'aragonite qui peut contribuer à la consolidation des concrétions coralligènes lorsqu'elle est mélangée aux précipitations physico-chimiques de CaCO₃ (Sartoretto, 1996).

4.3. Constructeurs animaux

Les constructeurs d'animaux coralligènes ont été étudiés par Hong (1980) dans la région de Marseille. Il a trouvé un total de 124 espèces contribuant aux constructions, ce qui représente environ 19% du nombre total d'espèces signalées dans les concrétions coralligènes de Marseille. Le groupe animal le plus abondant est celui des bryozoaires, qui représente 62% des espèces, suivi par les polychètes serpulidés avec 23,4%. Le grand bryzoaire *Pentapora fascialis* joue un rôle important de bioconstruction dans certaines accumulations du nord de l'Adriatique (Lombardi et al., 2009). Les cnidaires (4 %), les mollusques (4 %), les éponges (4 %), les crustacés (1,6 %) et les foraminifères (0,8 %) y contribuent peu. Cependant, Laborel (1987) considère que le foraminifère *Miniacina miniacea* (figure 22) est le plus important constructeur animal.



Figure 22. Constructeur coralligène animal *Miniacina miniacea* (Foraminifera) (Photo de E. Ballesteros).

Hong (1980) a distingué trois types différents de constructeurs animaux : ceux qui contribuent directement à l'accumulation, et qui sont relativement grands ; ceux qui ont une activité d'accumulation réduite en raison de leur petite taille ; et ceux qui agglomèrent les particules de carbonate. Le premier groupe comprend les bryozoaires *Schizomavella* spp. (figure 23), *Onychocella marioni*, *Cribilaria radiata*, *Pentapora fascialis*, *Entalophoroecia deflexa*, *Celleporina caminata*, *Myriapora truncata* (figure 24), *Brodiaella armata* et *Turbicellepora coronopus*, plusieurs serpulidés (*Serpula vermicularis*, *Serpula concharum*, *Spirobranchus polytrema*) (figure 25), les mollusques *Vermetus* sp, *Serpulorbis arenarius* (figure 26) et *Clavagella melitensis*, et les scléactiniaires *Hoplanguia durotrix*, *Leptosammia pruvoti* (figure 27), *Caryophyllia inornata* et *Caryophyllia smithii*. Parmi le second groupe, Hong (1980) signale quelques petits bryozoaires comme *Crassimarginatella maderensis* et *Mollia patellaria*, des serpulides comme *Hydroides* spp, *Filigranula* spp. et *Spirorbis* spp., les cirripèdes *Verruca strömia* et *Perforatus perforatus*, et le foraminifère *Miniacina miniacea*. En ce qui concerne les animaux «agglomératifs», il signale des éponges telles que *Geodia* spp., *Spongia virgultosa* (figure 28) et *Faciospongia cavernosa*, les bryozoaires *Beania* spp. et les épizoanthes alcyonaires *Epizoanthus arenaceus*.

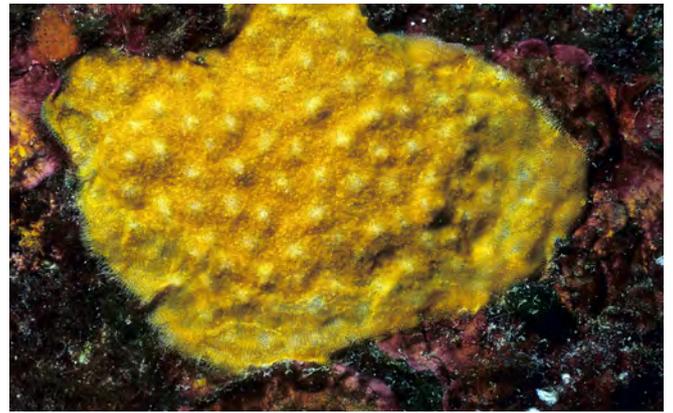


Figure 23. Constructeur coralligène animal *Schizomavella mamillata* (Bryozoa) (Photo de E. Ballesteros).



Figure 24. Constructeur coralligène animal *Myriapora truncata* (Bryozoa) (Photo de E. Ballesteros).



Figure 25. Constructeur coralligène animal *Serpula vermicularis* (Polychaeta) (Photo de E. Ballesteros).



Figure 26. Constructeur coralligène animal *Serpulorbis arenarius* (Mollusca) (Photo de E. Ballesteros).



Figure 27. Constructeur coralligène animal *Leptopsammia pruvoti* (Cnidaria) (Photo de E. Ballesteros).



Figure 28. Espèce agglomérative coralligène animale *Spongia virgulosa* (Porifera) (Photo de E. Ballesteros).

4.4. Bioérodeurs

Feldmann (1937) a décrit l'abondance de plusieurs organismes qui érodent les concrétions calcaires, en particulier l'éponge excavatrice *Cliona viridis* (figure 29), le bivalve *Lithophaga lithophaga* et plusieurs annélides. Hong (1980) a recensé onze bioérodeurs dans les communautés coralligènes de Marseille : quatre espèces différentes d'éponges du genre *Cliona*, trois espèces de mollusques, deux espèces de polychètes du genre *Polydora*, et deux sipunculien. Selon Cerrano *et al.* (2012), le concrétionnement coralligène est renouvelé cycliquement par l'action des éponges de forage, dont l'activité de forage résulte en un



Figure 29. Bioérodeur coralligène animal *Cliona viridis* (Porifera) (Photo de E. Ballesteros).

calcaire caractéristique qui se dépose sous les concrétionnements coralligènes (Cerrano *et al.*, 2001 ; Calcinai *et al.* 2001).

Selon Sartoretto (1996), les organismes qui érodent les concrétions coralligènes sont similaires à ceux qui érodent d'autres biohermes marins tels que le trottoir de *Lithophyllum byssoides* ou les récifs coralliens. On peut distinguer trois types d'organismes érodeurs : les brouteurs, les micro-sondeurs et les macro-sondeurs.

Les seuls brouteurs dans les concrétions coralligènes sont les oursins (Laubier, 1966), car les seuls poissons méditerranéens importants qui broutent des algues (*Sarpa salpa*) ne se développent généralement pas dans les communautés coralligènes. *Sphaerechinus granularis* (figure 30) est un agent biologique important qui érode considérablement les concrétions coralligènes (figure 31), bien que les variations locales de l'abondance des oursins et de leur taille individuelle influencent grandement la quantité de carbonate de calcium érodé annuellement.



Figure 30. Navigateur coralligène *Sphaerechinus granularis* (Echinoidea) (Photo de E. Ballesteros).



Figure 31. Marques de broutage de *Sphaerechinus granularis* sur *Lithophyllum stictaeforme* (Photo de E. Ballesteros).

Un autre oursin communément trouvé dans les communautés coralligènes est *Echinus melo* (figure 32). La proportion d'algues calcaires dans son contenu digestif varie de 18 à 50 % du total (Sartoretto, 1996), et il s'attaque principalement aux éponges, aux bryozoaires et aux polychètes serpulidés. Compte tenu des faibles densités de cet oursin dans les communautés coralligènes (1 à 3 individus dans

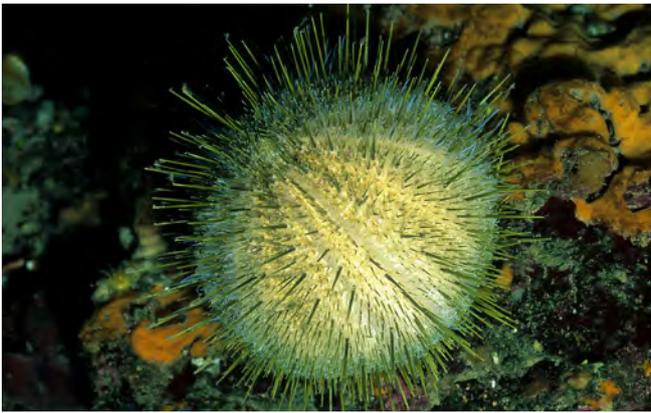


Figure 32. Navigateur coralligène
Echinus melo (Echinoidea) (Photo de E. Ballesteros).

25 m²), Sartoretto (1996) conclut que le rôle bioérosionnel de *Echinus melo* est très limité.

Les microsondeurs comprennent les algues bleues vertes (cyanobactéries), les algues vertes et les champignons (Hong, 1980). Trois algues vertes (*Ostreobium quekettii*, *Phaeophila* sp. et *Eugomontea* sp.) et quatre cyanobactéries (*Plectonema tenebrans*, *Mastigocoleus testarum*, *Hyella caespitosa* et *Calothrix* sp.), ainsi que quelques champignons non identifiés, semblent être les principaux microsondeurs des communautés coralligènes. La diversité est plus élevée dans les eaux peu profondes, alors que, selon les études de colonisation menées par Sartoretto (1998), elle est limitée à une seule espèce (*Ostreobium*) dans les eaux profondes (-60 m).

Les macrosondeurs comprennent les mollusques (*Lithophaga lithophaga*, *Gastrochaena dubia*, *Petricola lithophaga*, *Hyatella arctica*), les sipunculidés (*Aspidosiphon mülleri*, *Phascolosoma granulatum*), les polychètes (*Dipolydora* spp., *Dodecaceria concharum*) et plusieurs éponges de fouille (Sartoretto, 1996 ; Martin & Britayev, 1998). Parmi les éponges perforantes que l'on trouve couramment dans les communautés coralligènes, certaines d'entre elles creusent principalement dans le *Corallium rubrum* et d'autres cnidaires calcaires (Aka *labyrinthica*, *Scantilletta levispira*, *Dotona pulchella* ssp. *mediterranea*, *Cliona janitrix*), tandis que d'autres, telles que *Pione vastifica*, *Cliona celata*, *Cliona amplicavata*, *Cliona schmidtii* et *Cliona viridis*, se trouvent dans une large gamme de substrats calcaires (algues coralliennes, bivalves, madréporidés, etc.) (Rosell & Uriz, 2002). *Cliona viridis* est l'éponge destructrice la plus puissante des substrats calcaires (Rosell et al., 1999), et est également l'éponge excavatrice la plus abondante dans les communautés coralligènes (Uriz et al., 1992a). Sur la base d'un seul échantillon d'un affleurement coralligène mesurant environ 25 dm³ de volume, Calcinai et al. (2007) ont trouvé 7 éponges de forage, *Stoeba plicata* et *Geodia conchilega* étant celles qui ont été trouvées plus profondément dans la concrétion. Les éponges *Jaspis johnstoni* et *Stoeba plicata* étaient des espèces clés en tant que bioérodeurs du concrétionnement coralligène, tandis que *Cliona janitrix* était l'éponge de forage la plus abondante dans

le corail rouge, *Corallium rubrum* (Calcinai et al., 2007). Les éponges encroûtantes et les *Sipunculida* deviennent plus abondantes dans les environnements coralligènes pollués (Hong, 1983).

4.5. Assemblages

Le résultat final des constructeurs et des érodeurs des concrétions coralligènes est une structure très complexe, dans laquelle on peut distinguer plusieurs microhabitats. Les facteurs environnementaux (par exemple, la lumière, l'hydrodynamisme et les taux de sédimentation) peuvent varier d'un à deux ordres de grandeur dans des parties d'un même dépôt situées à moins d'un mètre l'une de l'autre. Cette grande hétérogénéité environnementale permet à plusieurs assemblages différents de coexister dans un espace réduit (Federghini et al., 2000 ; Abiatti et al., 2009). Pour des raisons pratiques, nous distinguerons ceux situés dans les eaux libres (des surfaces horizontales à presque verticales) de ceux situés dans les surplombs et les cavités. Nous n'aborderons pas ici les assemblages de macropores (car les seules données disponibles ont déjà été commentées), ni les assemblages qui se développent dans les plaques de sédiments entre ou à l'intérieur des accumulations coralligènes (car il n'existe pas de données quantitatives à leur sujet). Nous considérerons ici principalement les descriptions faites par prélèvement d'échantillons, bien que cette méthodologie soit presque abandonnée dans les descriptions actuelles du coralligène, étant remplacée par des méthodes d'échantillonnage visuel, directes ou indirectes (Kipson et al., 2011 ; Deter et al., 2012 ; Piazzini et al., 2014a). L'acquisition d'images fixes a été identifiée comme le système de collecte de données le plus efficace dans les environnements coralligènes (Zapata-Ramírez et al., 2013), bien que sa précision soit inférieure à celle des méthodes d'échantillonnage traditionnelles basées sur la collecte (Sant et al., 2017).

Les algues, aussi bien les coralliennes incrustantes que les algues vertes, dominent généralement sur les surfaces horizontales à subhorizontales (figure 33), bien que leur abondance diminue avec la profondeur ou en cas de faible luminosité.



Figure 33. Les macroalgues vertes et rouges dominent les surfaces horizontales à subhorizontales dans les bancs coralligènes peu profonds (Photo de E. Ballesteros).

Les physiologistes ont distingué deux communautés principales en fonction des niveaux de lumière atteignant les concrétions coralligènes. Dans les eaux peu profondes, le *Mesophyllum alternans* domine généralement dans la couche basale et le *Halimeda tuna* dans la couche supérieure, avec une couverture importante d'autres algues (*Peyssonnelia* spp., *Flabellia petiolata*) (figure 34). Cette association végétale a reçu le nom de *Lithophyllo-Halimedetum tunae* et a été décrite en détail par Ballesteros (1991b). La biomasse algale varie entre 1200 et 2100 gdw m⁻², tandis que le pourcentage



Figure 34. Affleurement coralligène peu profond dominé par *Halimeda tuna* et *Mesophyllum alternans* (Sa Muladera, Tossa de Mar, -25 m) (Photo de E. Ballesteros).

de couverture varie entre 180 et 400%. Le nombre d'espèces est très élevé (moyenne de 76 espèces en 1024 cm²) et la diversité moyenne est de 2,5 bits ind⁻¹. Sa distribution bathymétrique va de 12-15 m à 30-35 m dans le golfe du Lion, mais elle peut atteindre des profondeurs inférieures à 50 m dans les eaux claires des monts sous-marins et des territoires insulaires de la Méditerranée occidentale et orientale. Cette association se développe à des irradiances allant d'environ 2,3 à 0,3 W m⁻², qui correspondent respectivement à 3 et 0,4 % de l'irradiation de surface.



Figure 35. DBordure coralligène dominée par des algues d'eau profonde (Scandola, Corse, -45 m) (Photo de E. Ballesteros).

D'autres relevés sont décrits dans Marino *et al.* (1998).

En eaux plus profondes ou à des radiations plus faibles, la densité *Halimeda tuna* diminue et d'autres algues calcaires deviennent dominantes (*Lithophyllum stictaeforme*, *Neogoniolithon mamillosum*, *Peyssonnelia rosa marina*) (Figure 35). Les autres algues communes sont les membres de la famille des Delesseriaceae et d'autres algues rouges laminaires (*Kallymenia*, *Gloiocladia*, *Sebdenia*, *Rhodophyllis*, *Predaea*), ainsi que l'algue verte encroûtante *Palmophyllum crassum*.



Figure 36. Détail d'un banc coralligène dominé par des algues en eau profonde à -42 m (îles Columbretes, Espagne) (Photo de E. Ballesteros).



Figure 37. Détail d'un assemblage coralligène dominé par des algues d'eau profonde avec *Mesophyllum expansum* sur un mont sous-marin (-39 m, îles Columbretes, Espagne) (Photo de E. Ballesteros).

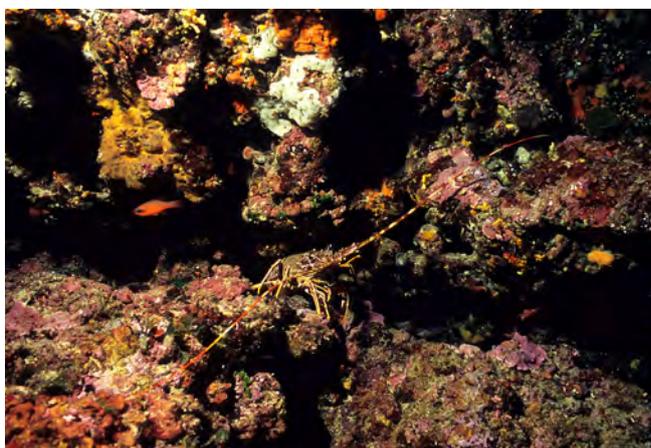


Figure 38. Détail d'une bordure coralligène d'eau profonde dominée par les algues (-50 m, Scandola, Corse) (Photo de E. Ballesteros).

Ces assemblages correspondent au *Rodriguezellium strafforellii* d'Augier & Boudouresque (1975), qui peut être identique à l'assemblage d'algues décrit par Feldmann (1937) pour les concrétions coralligènes des Pyrénées méditerranéennes (Figures 36, 37, 38). Des listes d'espèces quantifiées se trouvent dans Boudouresque (1973), Augier & Boudouresque (1975), Ballesteros (1992), et Marino *et al.* (1998). La biomasse d'algues est en moyenne de 1600 g m² et le pourcentage de couverture est de 122%, correspondant principalement à des algues incrustantes et, autour de 90%, à des coralliennes ; le nombre d'espèces est faible (38 espèces dans 1600 cm² ou moins) (Ballesteros, 1992).

Les assemblages animaux de ces deux associations de plantes peuvent être très différents de l'un à l'autre, ainsi qu'entre les sites et les zones géographiques. L'abondance des suspensivores dépend principalement de l'intensité moyenne du courant et de la disponibilité de la nourriture (plancton, POC, DOC). Dans les zones les plus riches (par exemple le golfe du Lion, la région de Marseille), les gorgones peuvent dominer la communauté (figures 39, 40), mais dans les eaux très oligotrophes (par exemple les Baléares, la Méditerranée orientale), les éponges, les bryozoaires et les petits



Figure 39. Assemblage coralligène d'eau profonde dominé par les animaux avec *Paramuricea clavata* (Scandola, Corse, -45 m) (Photo de E. Sala).



Figure 40. Assemblage coralligène d'eau profonde dominé par les animaux avec *Paramuricea clavata* (îles Medes, Espagne, -40 m) (Photo de E. Ballesteros).

hexacoraux sont les suspensivores dominants (figures 41, 42). Les seules données quantifiées disponibles sur la biomasse des assemblages d'invertébrés sont celles de True (1970) recueillies dans la région de Marseille, et ces résultats sont résumés ci-dessous.



Figure 41. Assemblage coralligène d'eau profonde dominé par les animaux et comprenant de petits invertébrés (*Crambe crambe*, *Havelia attenuata*) (Cabrera, îles Baléares, -45 m) (Photo de E. Ballesteros).



Figure 42. Détail d'un assemblage coralligène d'eau profonde dominé par les animaux et composé de petits invertébrés (Cabrera, îles Baléares, -60 m). Les espèces les plus évidentes sont l'étoile de mer *Havelia attenuata*, le tunicier *Halocynthia papillosa* et l'éponge *Crella pulvinar* (Photo de E. Ballesteros).



Figure 43. Paroi coralligène dominée par *Eunicella cavolini* et *Halimeda tuna* (Garganellu, Corse, -25 m) (Photo de E. Ballesteros).

True (1970) a étudié un assemblage dominé par *Eunicella cavolini* (figure 43). Il rapporte une couche basale d'algues incrustantes accompagnée d'algues dressées (biomasse totale de 163 g dw m²). *Eunicella cavolini* est l'espèce la plus abondante (jusqu'à 304 g ps m²), suivie par les bryozoaires *Pentapora fascialis* (280,1 g ps m²), *Turbicellepora avicularis* (49,1 g ps m²), *Celleporina caminata* (22,3 g ps m²) et *Myriapora truncata* (19,9 g ps m²). Parmi les autres espèces moins abondantes, on trouve des Serpulidae non identifiés, des anthozoaires *Alcyonium coralloides*, *Alcyonium acaule*, *Leptopsammia pruvoti* et *Caryophyllia smithii*, tuniciers *Microcosmus polymorphus* et *Halocynthia papillosa*, foraminifères *Miniacina miniacea*, éponges *Chondrosia reniformis* et *Axinella damicornis* et autres bryozoaires (*Adeonella calveti*, *Beania hirtissima*, *Sertella* spp., *Schizomavella* spp. et *Cellaria salicornioides*). Le nombre d'espèces d'invertébrés collectées s'élevait à 146 dans 7500 cm², avec un poids total d'invertébrés proche de 1563 g dw m². La biomasse principale correspondait au phylum Bryozoa, suivi de près par Cnidaria, et, avec des valeurs beaucoup plus faibles, Annelida, Porifera, Chordata (tuniciers), et Mollusca.

Un autre assemblage étudié par True (1970) est celui dominé par *Paramuricea clavata* (figure 44). Les populations de *Paramuricea clavata* sont abondantes dans les parois rocheuses abruptes, mais elles se développent également dans les surfaces horizontales à sub-horizontales si les niveaux de lumière sont très faibles. La couche basale de la communauté peut être principalement occupée par des algues (généralement attribuables à l'association *Rodriguezelletum strafforellii*) ou par d'autres suspensivores (éponges et bryozoaires). Les relevés de True (1970) ne font état d'aucune algue. *Paramuricea clavata* a une biomasse totale de 746 g dw m², suivie par les cnidaires *Caryophyllia smithii* (326,3 g dw m²) et *Hoplangia durotix* (188,1 g dw m²), le bryozoaires *Celleporina caminata* (119,6 g dw m²), l'anthozoaire *Leptopsammia pruvoti* (54,9 g dw m²), les bryozoaires *Adeonella calveti* (32,8 g dw m²) et *Turbicellepora avicularis* (31,4 g dw m²), et le corail rouge *Corallium rubrum* (16,9 g dw m²). Parmi les autres espèces moins



Figure 44. Assemblage coralligène dominé par *Paramuricea clavata* (îlot impérial, Cabrera, îles Baléares, -60 m) (Photo de E. Ballesteros).

abondantes, citons les Serpulidae non identifiés, les spongiaires *Ircinia variabilis* (*fasciculata* in True, 1970), *Spongia officinalis*, *Sarcotragus spinosula*, *Cacospongia scalaris*, *Petrosia ficiformis*, *Aplysina cavernicola*, *Erylus euastrum* et *Agelas oroides*, le bryozoaire *Sertella septentrionalis*, l'alcyonaire *Parazoanthus axinellae*, les mollusques *Pteria hirundo*, *Serpulorbis arenarius*, *Lithophaga lithophaga* et *Anomia ephippium*, et les tuniciers *Microcosmus polymorphus* et *Polycarpa pomaria*. Le nombre d'espèces d'invertébrés collectées s'élève à 111 sur 7500 cm², avec un poids total de 3175 g dw m². La biomasse principale correspond au phylum Cnidaria, suivi par Annelida, Bryozoa, Porifera, Mollusca et Chordata.

Gili & Ballesteros (1991) ont décrit la composition des espèces et l'abondance des populations de cnidaires dans les concrétions coralligènes autour des îles Medes qui sont dominées par la gorgone *Paramuricea clavata*. La biomasse totale des cnidaires s'élevait à 430 g dw m², avec treize espèces d'hydrozoaires et neuf espèces d'anthozoaires trouvées dans une zone de 5202 cm². Les espèces contribuant le plus à la biomasse totale de la taxocénose étaient les anthozoaires *Paramuricea clavata*, *Leptopsammia pruvoti*, *Parazoanthus axinellae*, *Caryophyllia inornata*, *Caryophyllia smithii*, *Alcyonium acaule* et *Alcyonium coralloides*, les hydrozoaires *Sertularella gaudichaudii* et *Halecium tenellum* étant également abondants.

Les surplombs et les grandes cavités des assemblages coralligènes ont une composition en espèces différente de celle des eaux libres (figure 45).



Figure 45. Surplomb avec un assemblage dominé par *Corallium rubrum* (Palazzu, Corse, -32 m) (Photo de E. Ballesteros).

Les algues sont généralement complètement absentes car la lumière est très réduite. Cependant, on peut occasionnellement trouver quelques thalli de coralliennes incrustantes, *Peyssonnelia* spp. et *Palmophyllum crassum*. Il n'existe pas de relevés pour ce type d'habitat dans la littérature, à l'exception de ceux de True (1970), qui, en fait, ne proviennent pas d'une accumulation coralligène mais d'une zone semi-obscurie dominée par le corail rouge dans une grotte (Grotte de l'île Plane). Cet assemblage mérite d'être décrit car il est très similaire à ceux qui se développent dans les surplombs des constructions coralligènes du nord-ouest de la Méditerranée, ou dans les communautés coralligènes situées en eaux très profondes.

L'assemblage de corail rouge décrit par True (1970) est dominé par les cnidaires *Corallium rubrum* (2002 g dw m⁻²), *Caryophyllia smithii* (303 g dw m⁻²), *Hoplangia durotrix* (54,1 g dw m⁻²) et *Leptopsammia pruvoti* (52,4 g dw m⁻²), les éponges *Petrosia ficiformis* (241,5 g dw m⁻²) et *Aplysina cavernicola* (27,9 g dw m⁻²), le bryzoaire *Celleporina caminata* (100,5 g dw m⁻²), et les Serpulidae non identifiés (232,4 g dw m⁻²). Les autres espèces abondantes sont les spongiaires *Ircinia variabilis*, *Spongia officinalis*, *Aaptos aaptos* et *Ircinia oros*, les mollusques *Chama gryphoides* et *Anomia ephippium*, et plusieurs bryzoaires non identifiés. Le nombre total d'espèces d'invertébrés identifiées est de 63 sur 7500 cm², avec une biomasse totale de 3817 g dw m⁻². Le phylum dominant est en grande partie le Cnidaria, bien que les Porifera, Annelida et Bryozoaires soient également abondants..

La classification des assemblages / communautés / habitats trouvés dans les affleurements coralligènes est une question en suspens. La seule classification largement acceptée proposée par la Convention de Barcelone (PNUE/PAM/CAR-ASP, 2006) a été incorporée dans le système de classification EUNIS (Davies *et al.* 2004). Giaccone (2007) donne une liste des habitats méditerranéens de la Convention de Barcelone qui sont inclus dans l'environnement coralligène. Toutefois, la liste actuelle n'est pas complète selon certains avis (par exemple Templado *et al.*, 2012) et des pays comme l'Espagne ont adopté des systèmes de classification des habitats plus complexes et plus précis, qui sont également conformes à EUNIS. Une autre initiative de description des habitats a été proposée par le projet CIGESMED (David *et al.*, 2014).

Il convient de rappeler que la plupart des informations présentées dans ce chapitre, si elles sont représentatives, reflètent la biomasse et la composition en espèces de plusieurs assemblages de coralligènes du Golfe du Lion, qui sont différents de ceux signalés dans d'autres sites de la Méditerranée occidentale (par exemple les Baléares ; Ballesteros *et al.*, 1993) ou de la Méditerranée orientale (Péres & Picard, 1958 ; Laborel, 1960). Par conséquent, ces données ne peuvent pas être extrapolées à l'ensemble des assemblages coralligènes méditerranéens.

4.6. Réseau alimentaire

Il n'existe pratiquement aucune information disponible sur la structure du réseau alimentaire des écosystèmes coralligènes. Ruitton *et al.* (2014) proposent un modèle conceptuel de structure fonctionnelle avec différents compartiments provenant de l'affleurement coralligène lui-même (constructeurs, macrophytes non constructeurs et suspensivores, bioérodeurs, brouteurs et broutards, prédateurs, détritivores, prédateurs supérieurs, matière organique particulaire benthique) et de l'écosystème pélagique environnant (téléosts planctivores), plancton, matière organique particulaire pélagique, boucle microbienne pélagique, carbone inorganique dissous). Cependant, les premières données sur la structure du réseau trophique basées sur des analyses d'isotopes stables ne sont fournies qu'avec l'étude de Belloni *et al.* (2019), qui analysent 78 compartiments ou espèces dans un écosystème coralligène près de Marseille, entre 30 et 40 m de profondeur. La matière organique particulaire, principalement composée de plancton, est la principale énergie alimentant le réseau alimentaire, suivie par la matière organique benthique et quelques macrophytes. Les macroalgues abondantes telles que *Codium* spp., *Flabellia petiolata*, *Palmophyllum crassum* ou *Sphaerococcus cornopifolius* ne semblent pas fournir de source de matière organique aux niveaux trophiques supérieurs. Trois niveaux de consommateurs sont identifiés (invertébrés suspensivores, invertivores et téléosts piscivores). Plusieurs suspensivores (cnidaires, bryozoaires, tuniciens) sont à peine consommés mais ils semblent jouer un rôle important dans le transfert de matière organique particulaire. Il y a un besoin urgent d'études supplémentaires pour valider les données préliminaires de Belloni *et al.* (2019) dans le but de fournir un modèle général de fonctionnement trophique des habitats coralligènes.



5. Biodiversité

Selon Boudouresque (2004a), les assemblages coralligènes constituent le deuxième plus important hot spot de la diversité des espèces en Méditerranée, après les herbiers de *Posidonia oceanica*. Cependant, le nombre d'espèces qui prospèrent dans ces assemblages coralligènes, en raison de la richesse de la faune (Laubier, 1966), de la structure complexe (Pérès & Picard, 1964 ; Ros *et al.*, 1985) et de la rareté des études, est probablement plus élevé que dans tout autre paysage marin méditerranéen. En effet, les assemblages coralligènes sont l'un des lieux de plongée préférés des touristes en raison de la grande diversité des organismes (Harmelin, 1993 ; Ingrosso *et al.*, 2018). Les plongeurs sont étonnés par le nombre élevé d'espèces appartenant à des groupes taxonomiques aussi divers que les éponges, les gorgones, les mollusques, les bryozoaires, les tuniciers, les crustacés ou les poissons. De plus, il existe d'innombrables organismes vivant dans ces communautés coralligènes qui passent inaperçus en plongée, et même sans un tri minutieux des échantillons (De Jode *et al.* 2019). Par exemple, dans un échantillon de 370 g ps de *Mesophyllum* provenant d'un petit concrétionnement coralligène du sud de l'Espagne, García-Raso (1988) a trouvé 903 spécimens de crustacés, mollusques et polychètes ; d'autres organismes de différents groupes (picnogonida, nématodes, échinodermes, sipunculidés, éponges, tuniciers, petits poissons, tels que Gobiidae et Bleniidae, ainsi que des hydrozoaires et des bryozoaires) étaient également abondants, mais non quantifiés.

Laubier (1966) a été le premier auteur à souligner la grande biodiversité des communautés coralligènes et a répertorié 544 invertébrés des assemblages coralligènes de la région de Banyuls. Plus tard, dans une étude exhaustive des communautés coralligènes autour de Marseille, Hong (1980) a répertorié un total de 682 espèces, tandis que plusieurs auteurs (dans Ros *et al.*, 1984) rapportent 497 espèces d'invertébrés dans les assemblages coralligènes des îles Medes.

Nos estimations de la richesse en espèces des communautés coralligènes donnent un nombre très conservateur de 1775 invertébrés (tableau I). Boudouresque (1973) a estimé qu'au moins 315 espèces de macroalgues peuvent prospérer dans les communautés sciaphiles méditerranéennes (le

coralligène étant la communauté la plus répandue) et Piazzini *et al.* (2009) montrent la grande diversité d'algues que l'on trouve dans les assemblages coralligènes. Enfin, il n'existe pas d'estimations du nombre de poissons que l'on peut trouver dans les communautés coralligènes, en raison de la grande mobilité de la plupart des espèces de ce groupe, mais nos estimations basées sur la littérature disponible concernant la biologie des poissons méditerranéens (par exemple Whitehead *et al.*, 1984-1986 ; Corbera *et al.*, 1996 ; Mayol *et al.*, 2000) se situent entre 110 et 125 espèces. Cependant, toutes les estimations de la biodiversité semblent sous-estimer la biodiversité des assemblages coralligènes (De Jode *et al.* 2019) car les approches de métabarcodage donnent un nombre beaucoup plus élevé d'unités opérationnelles moléculaires.

Il est très difficile de mentionner toutes les espèces trouvées à ce jour dans les communautés coralligènes, car la littérature taxonomique existante est énorme et contient de nombreux synonymes ; il est donc impossible pour un non-spécialiste de la plupart des groupes de trouver un nombre précis d'espèces signalées. Néanmoins, nous avons tenté de faire une première estimation, très prudente, du nombre total d'espèces, qui s'élève à environ 2 200 (tableau I), bien qu'il s'agisse d'une sous-estimation de la biodiversité existante. Un premier pas vers une meilleure connaissance de la biodiversité présente dans les communautés coralligènes serait d'obtenir une estimation plus précise des espèces qui ont été trouvées et de leur nombre. Une initiative consacrée à l'indexation de la biodiversité méditerranéenne, appelée IndexMed (David *et al.*, 2016), a débuté avec les espèces trouvées dans les assemblages coralligènes dans le cadre du projet CIGESMED.

En ce qui concerne la répartition des espèces en fonction de la profondeur, il semble que les assemblages coralligènes peu profonds soient plus diversifiés sur le plan fonctionnel et phylogénétique que les assemblages profonds (Doxa *et al.*, 2016), la diversité bêta taxonomique culminant entre 50 et 70 mètres. Les plateformes coralligènes augmentent également la diversité des assemblages macrobenthiques qui prospèrent dans les fonds sédimentaires voisins (Appolloni *et al.*, 2017).

Groupe	Totaux	Références
Algues	315	1
Protozoaires	61	2,3
Éponges	>300	7,22,23
Hydrozoaires	55	2,4,5,8
Anthozoans	43	2,4,5,6,19
Scyphozoaires	1	2,3
Turbellariens	3	2,3
Nemerteans	12	2
Polychètes	191	9
Sipunculides	3	2,3
Echiurides	2	2
Chitons	14	21
Gastropodes	357	21
Bivalves	137	21
Céphalopodes	3	6
Scaphopods	1	21
Acariens	6	2
Pycnogonides	15	3
Copepodes	54	2

Groupe	Totaux	Références
Ostracodes	10	2
Cirripedes	3	2,3
Phyllocarides	1	3
Mysides	7	3
Cumacéens	12	20
Tanaidaceans	2	2,3
Isopodes	14	2,3
Amphipodes	100	10
Décapodes	56	11,12
Brachiopodes	8	13
Pterobranches	1	2
Bryozoaires	171	14
Crinoïdes	2	15
Ophiuroïdes	17	2,15
Echinoides	14	2,3,4,5,6,15,16
Astéroïdes	8	2,15,16
Holoturioïdes	9	2,3,4,5,6,15,16
Tunicates	82	17
Poissons	110	18,19

Tableau 1. Nombre approximatif d'espèces signalées dans les communautés coralligènes.

Compilé à partir de ¹ Boudouresque (1973), ² Laubier (1966), ³ Hong (1980), ⁴ Ros *et al.* (1984), ⁵ Ballesteros *et al.* (1993), ⁶ Ballesteros & Tomas (1999), ⁷ Longo *et al.* (2017), ⁸ Llobet *et al.* (1991a), ⁹ Martin (1987), ¹⁰ Bellan-Santini (1998), ¹¹ Garcia-Raso (1988), ¹² Garcia-Raso (1989), ¹³ Logan (1979), ¹⁴ Zabala (1986), ¹⁵ Tortonese (1965), ¹⁶ Munar (1993), ¹⁷ Ramos (1991), ¹⁸ Whitehead *et al.* (1984-86), ¹⁹ Ballesteros (unpublished data), ²⁰ Sezgin *et al.* (2009), ²¹ Poursanidis & Koutsoubas (2015), ²² Bertolino *et al.* (2013a), ²³ Bertolino *et al.* (2013b).

La section suivante décrit les principales conclusions rapportées pour chaque groupe taxonomique.

5.1. Groupes taxonomiques

• Algues

Au moins 315 espèces de macroalgues se développent dans les communautés sciaphiles méditerranéennes d'eau profonde (Boudouresque, 1973), et la plupart d'entre elles se trouvent dans des concrétions coralligènes. Les assemblages d'algues que l'on y trouve présentent une grande biodiversité, avec une moyenne de 40 espèces d'algues dans 600 cm².

Boudouresque (1973) a défini le groupe écologique d'algues caractéristiques des concrétions coralligènes (CC ou *Rodriguezellikon*), qui -après son propre examen (Boudouresque, 1985)- comprend 28 espèces (par exemple *Rodriguezella* spp., *Aeodes marginata*, *Gloiocladia repens*, *Chondrymenia lobata*, *Gulsonia nodulosa*, *Polysiphonia elongata*, *Neogoniolithon mammosum*) (Figure 46).



Figure 46. *Gloiocladia repens*, une algue rouge érigée caractéristique et parfois dominante dans les environnements coralligènes (Photo de E. Ballesteros).

Cependant, les communautés coralligènes ne sont jamais dominées par ce groupe d'espèces, mais plutôt par d'autres espèces dont la distribution est plus étendue en profondeur, par exemple les coralliennes incrustantes *Mesophyllum alternans*, *Lithophyllum stictaeforme* et *Lithophyllum cabiochae*, les algues vertes *Palmophyllum crassum*, *Flabellia petiolata*, *Halimeda tuna* et *Valonia macrophysa*, certaines algues brunes comme *Dictyota dichotoma*, *Dictyopteris polypodioides*, *Spatoglossum solierii*, *Zonaria tournefortii*, *Halopteris filicina*, *Phyllariopsis brevipes*, *Zanardinia typus*, et *Laminaria rodriguezii*, et un grand nombre d'algues rouges (plusieurs espèces de *Peyssonnelia*, *Kallymenia*, *Halymenia*, *Sebdenia*, *Predaea*, *Eupogodon*, *Myriogramme*, *Neurocaulon foliosum*, *Acrodiscus vidovichii*, *Osmundaria volubilis*, *Phyllophora crispa*, *Rhodymenia ardissonae*, *Acrosorium venulosum*, *Rhodophyllis divaricata*, *Hypoglossum hypoglossoides*, *Polysiphonia banyulensis*, *Plocamium cartilagineum*, *Sphaerococcus coronopifolius*, *ErythroGLOSSUM sandrianum*, et *Aglaothamnion tripinnatum*) (Boudouresque, 1973, 1985 ; Ballesteros, 1992, 1993).

La composante algale des communautés coralligènes

est largement constituée par les endémies méditerranéennes, qui représentent quantitativement entre 33 et 48% de la flore totale (Boudouresque, 1985).

Les communautés coralligènes sont assez riches en espèces d'algues, bien que cette richesse soit inférieure à celle que l'on trouve dans les communautés photophiles ou modérément sciaphiles (Ballesteros, 1992). Ballesteros (1991b) fait état de 90 espèces de macroalgues provenant des assemblages coralligènes de Tossa de Mar, où dominent le *Mesophyllum alternans* et le *Halimeda tuna*, mais seulement 38 dans les communautés coralligènes d'un site en eaux profondes (Ballesteros, 1992). Piazzini *et al.* (2004) ont constaté de petites différences entre les assemblages d'algues des habitats coralligènes le long de la côte de Toscane (Italie). Cependant, les populations d'algues dans les habitats coralligènes diffèrent fortement à l'échelle géographique de toute la Méditerranée (Boudouresque, 1973) et c'est la raison principale pour laquelle, même si la diversité des espèces dans un site est plutôt constante, la richesse globale en algues des habitats coralligènes - à l'échelle de la Méditerranée et couvrant toutes les profondeurs où elle pousse - peut être énorme.

• Protozoaires

Cinquante-quatre espèces de Foraminifera sont répertoriées par Hong (1980) dans la check-list des espèces des communautés coralligènes de Marseille, bien qu'aucune de ces espèces ne semble être caractéristique des habitats coralligènes. *Miniacina miniacea* est l'espèce la plus abondante, et d'autres espèces communes comprennent *Massilina secans*, *Planorbulina mediterraneensis*, *Elphidium crispum* et *Triloculina rotunda*. Laubier (1966) signale six espèces de Folliculinidae vivant en épibiontes de bryozoaires.

• Eponges

Les communautés coralligènes sont très riches en éponges, qui poussent principalement dans les milieux plus sciaphiles mais aussi dans les zones plus exposées. Il existe également quelques espèces (Clionidae) qui sont des bio-érodeurs actifs et qui creusent la charpente corallienne. Le nombre d'espèces signalées dans différentes zones bien étudiées est de 26 espèces de Banyuls (Laubier, 1966), 78 espèces de Marseille (Hong, 1980), 48 espèces des îles Medes (Bibiloni *et al.*, 1984), 74 espèces de Cabrera (Ballesteros *et al.*, 1993), et 24 espèces de Tossa (Ballesteros & Tomas, 1999). La liste des éponges rapportées dans toutes ces études (avec celles de True, 1970 et de Rosell & Uriz, 2002) s'élève à 142 espèces différentes. Selon Hong (1980), les espèces suivantes sont caractéristiques des biocénoses coralligènes : *Axinella damicornis*, *Acanthella acuta*, *Hymedesmia pansa*, *Agelas oroides* (figure 47), *Dictyonella pelligera*, *Haliclona mediterranea*, *Spongionella pulchella* et *Faciospongia cavernosa*. D'autres éponges abondantes

(Laubier, 1966 ; True, 1970 ; Hong, 1980 ; Bibiloni *et al.*, 1984 ; Ballesteros *et al.* 1993 ; Ballesteros & Tomas, 1999) sont : *Cliona viridis*, *Clathrina clathrus*, *Oscarella lobularis*, *Chondrosia reniformis*, *Phorbas tenacior*, *Geodia cydonium*, *Aaptos aaptos*, *Pleraplysilla spinifera*, *Dysidea avara*, *Terpios fugax*, *Spongia virgultosa*, *Spongia agaricina*, *Spongia officinalis*, *Ircinia variabilis*, *Ircinia oros*, *Axinella verrucosa*, *Axinella polypoides*, *Diplastrella bistellata*, *Petrosia ficiformis*, *Hexadella racovitzai*, *Cacospongia scalaris*, *Dictyonella obtusa*, *Erylus euastrum*, *Hippospongia communis*, *Reniera cratera*, *Reniera fulva*, *Reniera mucosa*, *Spirastrella cunctatrix*, *Spongisorites intricatus* et *Hemimycale columella*.



Figure 47. *Agelas oroides* est une éponge dominante dans les assemblages coralligènes de la Méditerranée orientale (Photo de E. Ballesteros).

Les communautés coralligènes de l'est de la Méditerranée semblent très riches en éponges (Pérès & Picard, 1958), car elles sont presque dépourvues d'alcyonaires et de gorgones. Les espèces les plus abondantes ont déjà été citées plus haut, mais on peut souligner celles du genre *Axinella* (*A. polypoides*, *A. damicornis*, *A. verrucosa*), *Agelas oroides* et *Petrosia ficiformis* (Pérès & Picard, 1958).

Bertolino *et al.* (2013a) recensent 133 taxons d'éponges dans des environnements coralligènes sur quatre sites de la mer de Ligurie, tandis que Longo *et al.* (2017) recensent jusqu'à 153 taxons d'éponges dans des habitats coralligènes des Pouilles (Italie). Le nombre total d'éponges de ces environnements a été établi à 273 (Bertolino *et al.*, 2013a) bien qu'un nombre plus fiable devrait dépasser les 300 espèces (Bertolino *et al.*, 2013b ; Bertolino *et al.*, 2017a,b). Pica *et al.* (2014), Calcinaï *et al.* (2015) et Longo *et al.* (2017) soulignent tous deux que la recherche doit se concentrer sur les espèces cryptiques vivant à des profondeurs croissantes, car il y a plus d'espèces et de biomasse d'éponges à l'intérieur des concrétions coralligènes qu'à l'extérieur.

• Hydrozoaires

Laubier (1966) fait état de seize hydrozoaires des communautés coralligènes de Banyuls, alors

qu'aucune liste de ces organismes n'est présente dans l'étude de Hong (1980). Gili *et al.* (1993) rapportent 44 espèces d'hydrozoaires des communautés coralligènes et précoraligènes des îles Medes. Selon Laubier (1966) et Gili *et al.* (1984, 1989), certaines espèces d'hydrozoaires sont communes sur les fonds rocheux profonds et les assemblages coralligènes : *Nemertesia antennina*, *Eudendrium rameum*, *Filellum serpens*, *Dynamena disticha*, *Clytia hemisphaerica*, *Hebella scandens*, *Sertularella polyzonias*, *Sertularella gayi*, *Sertularella ellisi*, *Sertularella crassicaulis*, *Laomedea angulata*, et *Cuspidella humilis*.

La seule étude détaillée des hydrozoaires trouvés sur les assemblages coralligènes est celle de Llobet *et al.* (1991a), qui rapportent 35 espèces d'hydroïdes vivant sur le thalli du *Halimeda tuna* dans les concrétions coralligènes de Tossa de Mar (nord-ouest de la Méditerranée). Llobet *et al.* (1991a) classent les hydrozoaires les plus abondants en trois catégories sur la base de leur zonage horizontal sur le thalli. Les hydroïdes communs sur les articles proximaux (les plus anciens) sont relativement grands et présents toute l'année (*Eudendrium racemosum*, *Eudendrium capillare*, *Halecium tenellum* et *Kirchenpaueria echinulata*). Ceux qui sont communs sur les articles médians (*Campalecium medusifera*, *Halecium pusillum*, *Hydranthea margarica*, *Phialella quadrata*, *Campanularia everta* et *Filellum serpens*) sont plus petits et se présentent souvent en plaques monospécifiques denses. Enfin, celles qui sont communes sur les articles distaux (*Campanularia raridentata*, *Clytia hemisphaerica*, *Sertularia distans*, *Sertularella polyzonias* et *Aglaophenia pluma*) ne sont présentes que pendant de courtes périodes et sont très opportunistes. Cette répartition en zones semble refléter une sélection de niches interspécifiques, permettant une concurrence fructueuse pour l'espace avec d'autres hydroïdes, algues et bryozoaires.

• Anthozoaires

Les études de Laubier (1966), True (1970), Hong (1980) et Gili *et al.* (1984, 1989) font état de plusieurs espèces d'anthozoaires (figure 48) provenant d'habitats coralligènes (jusqu'à 44 dans Gili *et al.*, 1993). Les espèces les plus courantes sont *Parazoanthus axinellae*, *Leptopsammia pruvoti*, *Alcyonium coralloides*, *Alcyonium acaule*, *Paramuricea clavata*, *Eunicella singularis*, *Eunicella cavolinii*, *Rolandia rosea*, *Corallium rubrum*, *Telmatactis elongata*, *Maasella edwardsii*, *Monomyces pygmaea*, *Hoplanguia durotrix*, *Caryophyllia inornata*, *Caryophyllia smithii*, *Clavularia ochracea*, *Cornularia cornucopiae* et *Epizoanthus arenaceus*. *Madracis pharensis* est particulièrement abondant dans les affleurements coralligènes de la Méditerranée orientale (Laborel, 1960). Gori *et al.* (2017) ont récemment ajouté de nouvelles espèces d'anthozoaires trouvées dans la gamme de profondeur 50-70 m.



Figure 48. *Madracis pharensis* est un anthozoaire très commun dans les assemblages coralligènes de la Méditerranée orientale (Photo de E. Ballesteros).

• Scyphozoaires

La seule espèce signalée (Hong, 1980) est *Nausitoë punctata*, vivant à l'intérieur de plusieurs éponges massives.

• Turbellariés

Laubier (1966) rapporte l'existence de trois turbellariés issus des communautés coralligènes de Banyuls, tous très rares.

• Némertiens

Les Némertiens vivent de façon endolithique dans des concrétions. Selon Pruvot (1897) et Laubier (1966), qui signalent jusqu'à douze espèces dans les communautés coralligènes de Banyuls, ils sont plutôt communs. *Drepanophorus crassus*, *Tetrastemma coronatum*, *Micrura aurantiaca* et *Micrura fasciolata* sont les plus abondantes.

• Nématodes

Les nématodes sont les métazoaires microscopiques les plus abondants dans les sédiments marins et sont présents dans les sédiments retenus dans les assemblages coralligènes, ainsi que dans l'endofaune des concrétions et l'épifaune des algues et des invertébrés sessiles. Cependant, il n'existe aucune étude traitant de ce groupe d'organismes dans les assemblages coralligènes.

• Polychètes

Les polychètes sont extrêmement abondants dans les communautés coralligènes. Martin (1987) a rapporté un total de 9 195 individus présents dans vingt échantillons de 400 cm² prélevés dans des communautés coralligènes dominées par *Mesophyllum alternans* et *Lithophyllum stictaeforme* sur la côte catalane (nord-ouest de la Méditerranée). Cela signifie une moyenne de 460 vers par échantillon et une densité de plus d'un

individu par cm². Il a trouvé 191 espèces différentes, avec une dominance de Syllidae (31% du total). Le nombre d'espèces par échantillon était très élevé, variant entre 71 et 32 pour la macrofaune (>0,4 mm) et entre 55 et 27 pour la microfaune (<0,04 mm). La diversité des échantillons était également très élevée, avec une moyenne de 4,54 bits ind⁻¹ pour la macrofaune et de 4,34 bits ind⁻¹ pour la microfaune (indice de Shannon-Weaver). Selon Martin (1987), les assemblages coralligènes constituent un habitat très adapté aux polychètes car la grande complexité structurelle des concrétions permet la coexistence de plusieurs espèces dans un espace réduit.

La première liste de contrôle des polychètes collectées dans les communautés coralligènes et étudiées par un spécialiste est celle de Bellan (1964), qui a recensé 70 espèces différentes dans les communautés coralligènes.

Laubier (1966) a étudié attentivement les assemblages de polychètes dans deux stations coralligènes de la région de Banyuls. Il a recensé 130 espèces différentes, *Lepidasthenia elegans*, *Kefersteinia cirrata*, *Xenosyllis scabra*, et *Typosyllis variegata* étant les plus abondantes. Selon ses observations, et celles de Bellan (1964), les polychètes habitant les concrétions coralligènes sont principalement des espèces omniprésentes, bien qu'il ait distingué deux groupes principaux : la microfaune et la macrofaune. La microfaune comprend trois groupes écologiques : les espèces psammophiles (par exemple *Xenosyllis scabra*, *Eurysyllis tuberculata*, *Trypanosyllis coeliaca*), les espèces limicoles (par exemple *Scalibregmidae*, *Sclerocheilus minutus*), et les espèces strictement endogènes, qui sont les plus "caractéristiques" des habitats coralligènes (par exemple *Pholoe minuta*, *Chrysopetalum caecum*, *Eulalia tripunctata*, *Sige microcephala*, *Opisthodontia morena*, *Syllides longocirrata*, etc.) Parmi la macrofaune, il distingue quatre groupes écologiques : les polychètes vivant à l'intérieur des éponges (par exemple *Lepidasthenia elegans*, *Eunice siciliensis*, *Amphitrite variabilis*), les espèces vivant dans les petites crevasses et les trous, comme la plupart des Serpulidae et des Terebellidae, ainsi que *Eunice torquata*, les grands polychètes vagiles vivant au-dessus ou à l'intérieur des trous coralligènes (e.g. *Lepidonotus clava*, *Harmothoe aerolata*, *Pontogenia chrysocoma*, *Trypanosyllis zebra*) et, enfin, les espèces excavatrices du genre *Dipolydora* et *Dodecaceria concharum*.

Hong (1980) a également produit une longue liste de polychètes habitant les communautés coralligènes de Marseille, faisant état d'un nombre total de 109 espèces. Il a distingué quelques espèces caractéristiques telles que *Haplosyllis spongicola*, *Trypanosyllis coeliaca*, *Platynereis coccinea*, *Eunice torquata*, *Lumbrinereis coccinea* et *Potamilla reniformis*.

Selon Martin (1987), qui a étudié la faune polychète des communautés coralligènes de la côte catalane,

les espèces les plus dominantes et constantes sont *Filograna implexa*, *Spirobranchus polytrema*, *Polydora caeca*, *Pomatoceros triqueter*, *Syllis truncata*, *Nereis pelagica*, *Syllis gerlachi*, *Haplosyllis spongicola*, *Serpula concharum*, *Anaitides muscosa* et *Dodecaceria concharum*.

Cependant, les espèces les plus visibles qui poussent dans les communautés coralligènes ne sont généralement pas les plus abondantes, mais plutôt les grandes espèces très apparentes de serpulidés (True, 1970) : *Salmacina dysteri*, *Serpula vermicularis*, *Serpula concharum*, *Sabella pavonina* (Figure 49), *Myxicola aesthetica*, *Sabella spallanzani* et *Protula* spp. (Ballesteros & Tomas, 1999). Rosso & San Filippo (2009) rapportent 11 espèces de Serpuloideae contribuant à la constitution de bancs coralligènes dans la région d'Avola (SE de la Sicile). *Serpula vermicularis*, *S. concharum*, *Pomatoceros triqueter*, *Janua pagenstecheri*, *Placostegus crystallinus* colonisent des thalli d'algues exposés vers le haut, tandis que *Janita fimbriata*, *Semivermilia crenata*, *S. cribrata* et *Josephella marenzelleri* apparaissent dans des surfaces d'ombre ou des cavités (Rosso & San Filippo, 2009).



Figure 49. *Sabella pavonina* est un ver tubicole commun dans les assemblages coralligènes riches en sédiments (Photo de E. Ballesteros).

• Sipunculides

Toujours endolithique, l'espèce de sipunculide la plus abondante est *Phascolosoma granulatum*, qui, avec *Aspidosiphon mülleri*, est également un bioérodeur très actif (Sartoretto, 1996). Laubier (1966) signale une troisième espèce dans la communauté coralligène de Banyuls : *Golfingia minuta*.

• Echiuranes

La *Bonellia viridis*, très commune dans les communautés coralligènes, est un important détritivore. Laubier (1966) signale une autre espèce extrêmement rare dans la communauté coralligène de Banyuls.

• Mollusques

Les mollusques sont extrêmement abondants dans

les communautés coralligènes. Ils présentent une plus grande diversité que les fonds mous adjacents (Urre et al., 2012), mais moins que les autres fonds rocheux (Donnarumma et al., 2008). Martin et al. (1990) ont rapporté un total de 897 individus dans vingt échantillons de 400 cm², ce qui équivaut à une moyenne de 45 espèces par échantillon et à plus d'un mollusque par 10 cm². Ils signalent un nombre très élevé d'espèces étant donné la superficie réduite de la zone qu'ils ont échantillonnée : 131. Le nombre d'espèces par échantillon varie entre 5 et 33. La diversité moyenne pour tous les échantillons était de 3 bits ind⁻¹ (indice de Shannon-Weaver). Salas & Hergueta (1986) ont également fait état d'une très grande diversité, avec une moyenne de 22,7 espèces par échantillon.

Le nombre d'espèces rapportées dans les études consacrées aux communautés coralligènes d'une petite zone géographique est toujours élevé : 69 espèces à Banyuls (Laubier, 1966), 142 espèces à Marseille (Hong, 1980), 108 espèces aux îles Medes (Huelin & Ros, 1984) ou 117 espèces (Urre et al., 2012) dans un fond coralligène de la mer d'Alboran. Selon ces auteurs, et selon Martin et al. (1990), les espèces les plus communes et les plus constantes sont le chiton *Callochiton achatinus*, les prosobranches *Acmaea virginea*, *Calliostoma zizyphinum*, *Alvania lineata*, *Alvania cancellata*, *Setia semistriata*, *Setia tenera*, *Chauvetia minima*, *Chauvetia mamillata*, *Hinia incrassata*, *Fusinus pulchellus*, *Fusinus rostratus*, *Raphitoma linearis*, *Clanculus corallinus*, *Rissoina bruguieriei*, *Triphora perversa*, *Muricopsis cristatus*, *Calyptrea chinensis* et *Bittium reticulatum*, les opisthobranches *Odostomia rissoides*, *Diaphorodis papillata*, *Limacia clavigera*, *Cadlina laevis*, *Hypselodoris fontandraui*, *Chromodoris luteorosea*, *Chromodoris purpurea*, *Dendrodoris grandiflora*, *Duvaucelia striata*, *Peltodoris atromaculata*, *Glossodoris gracilis*, *Glossodoris tricolor*, *Polycera quadrilineata*, *Flabellina affinis* (figure 50) et *Dondice banyulensis*, et les bivalves *Arca barbata*, *Striarca lactea*, *Musculus costulatus*, *Kellia suborbicularis*, *Lithophaga lithophaga*, *Coralliophaga lithophagella*, *Anomia ephippium*, *Pteria hirundo*, *Chlamys multistriata*, *Chama gryphoides*, *Lima lima* et *Hiatella arctica*. Certaines espèces sont associées aux espèces



Figure 50. *Flabellina affinis* est un opisthobranch commun trouvé dans les assemblages coralligènes où les hydraires du genre *Eudendrium* sont abondants, car il s'en nourrit (Photo de E. Ballesteros).

dominantes telles que *Neosimnia spelta* (figure 51) avec les gorgones (Urta *et al.*, 2012).



Figure 51. Le gastéropode *Neosimnia spelta* se nourrit de gorgones (Photo de E. Ballesteros).

Les céphalopodes sont également présents dans les communautés coralligènes, bien qu'ils ne soient généralement pas signalés dans les listes. *Octopus vulgaris* et *Sepia officinalis* sont tous deux régulièrement présents. Les œufs de *Loligo vulgaris* sont fréquemment observés à la fin de l'hiver et au début du printemps dans certaines plateformes coralligènes.

Selon Poursanidis & Koutsoubas (2015), plus de 511 espèces de mollusques ont été recensées jusqu'à présent dans les formations coralligènes, dont la majorité appartient à la classe des Gastropodes (357 espèces), suivie des Bivalves (137 espèces), des Polyplacophores (14 espèces), des Céphalopodes (2 espèces) et des Scaphopodes (1 espèce). Les carnivores constituent le groupe fonctionnel dominant, suivi par les filtreurs (Urta *et al.*, 2012).

• Mites

Les acariens sont toujours rares dans les communautés coralligènes. Laubier (1966) signale six espèces à Banyuls.

• Pycnogonides

Jusqu'à quinze espèces de pycnogonides sont signalées par Hong (1980) dans les communautés coralligènes de Marseille. *Achelia echinata*, *Rynchothorax mediterraneus*, *Tanystylum conirostre* et *Callipallene spectrum* semblent être les plus communes, bien qu'elles soient toujours rares. Une seule espèce est signalée par Laubier (1966) à Banyuls, et deux espèces par Munilla & De Haro (1984) aux îles Medes.

• Copépodes

La faune des copépodes a été soigneusement étudiée par Laubier (1966) dans une station des communautés coralligènes de Banyuls. Il rapporte jusqu'à 54 espèces. *Ectinostoma dentatum*, *Harpacticus littoralis*, *Tisbe furcata*, *Thalestris rufoviolenscens*, *Phyllothalestris mysis*, *Dactylopodia tisboides*, *Diosaccus tenuicornis*,

Amphiascus minutus, *Amphiascus cinctus*, et *Laophonte cornuta* sont extrêmement abondants. Il existe plusieurs copépodes qui vivent comme parasites de différents invertébrés : polychètes, éponges, échinodermes, mollusques, cnidaires et tuniciers (Laubier, 1966 et références dans ce document).

• Ostracodes

Bien que plusieurs espèces d'ostracodes soient présentes dans les communautés coralligènes (Laubier, 1966 ; Hong, 1980), aucune étude n'a été consacrée à ce groupe. Laubier (1966) fait état de plus de dix espèces non identifiées dans la microfaune "endogène".

• Cirripèdes

Les balanes *Balanus perforatus* et *Verruca strömia*, dans les parois et les crevasses du coralligène, et les spongites *Acasta*, un endobionte de plusieurs éponges (par exemple *Dysidea*, *Ircinia*), ont été identifiées dans les communautés coralligènes (Laubier, 1966 ; Hong, 1980, Carbonell, 1984).

• Phyllocarides

Une seule espèce a été citée par Hong (1980) dans les communautés coralligènes de Marseille.

• Mysidacés

Hong (1980) rapporte sept mysidacés des communautés coralligènes de Banyuls, et Bakir & Katagan (2005) rapportent quatre mysidacés des bancs coralligènes de l'île de Markiz (Turquie).

• Cumacéens

Trois cumacéens sont signalés dans les communautés coralligènes, et sont toujours rares (Laubier, 1966 ; Hong, 1980), tandis que Sezgin *et al.* (2009) signalent douze espèces de cumacéens provenant de 17 stations dans des formations coralligènes et Bakir & Katagan (2005) signalent dix espèces provenant des bancs coralligènes de l'île de Markiz (Turquie).

• Tanaïdes

Les *Tanais cavolini* et *Leptochelia savignyi* sont assez communs parmi la microfaune "endogène" des concrétions coralligènes (Laubier, 1966 ; Hong, 1980). Bakir & Katagan (2005) rapportent deux espèces des bancs coralligènes de l'île de Markiz (Turquie).

• Amphipodes

Un nombre notable d'amphipodes a été échantillonné dans les communautés coralligènes. Bien que Laubier (1966) ne signale que douze espèces des communautés coralligènes de Banyuls, une liste de 49 espèces est donnée par Hong (1980) à Marseille, et quarante espèces sont signalées par Jimeno & Turon

(1995) dans une étude approfondie des concrétions du *Mesophyllum alternans* le long de la côte de Catalogne (nord-ouest de la Méditerranée). Sezgin *et al.* (2009) rapportent 62 espèces d'amphipodes provenant de 17 stations et Bakir & Katagan (2005) rapportent 51 espèces provenant des bancs coralliens de l'île de Markiz (Turquie).

Les assemblages coralligènes abritent un certain nombre d'amphipodes issus de communautés d'algues photophiles, ainsi que des espèces réophobes et sciaphiles, qui sont liées à la présence d'hydroïdes, d'éponges et de bryozoaires. Bellan-Santini (1998) recense 44 espèces de la communauté coralligène (en dessous de 35 m de profondeur), auxquelles il faut ajouter 56 autres espèces collectées dans les communautés sciaphiles avec *Flabellia petiolata* et *Halimeda tuna*. Par conséquent, un nombre total de 100 espèces est probablement une bonne estimation des amphipodes qui prospèrent dans les communautés coralligènes.

Selon la littérature disponible, les espèces communes comprennent *Maera inaequipes*, *Maera grossimana*, *Liljeborgia dellavallei*, *Leptocheirus bispinosus*, *Gitana sarsi*, *Amphilochus picadurus*, *Colomastix pusilla*, *Iphimedia serratipes* et *Stenothoe tergestina*. Dans les communautés coralligènes avec quelques algues dressées, les espèces suivantes sont également abondantes : *Orchomene humilis*, *Leptocheirus guttatus*, *Stenothoe dollfusi*, *Leucothoe venetiaram*, *Pseudoprotella phasma*, *Cressa cristata*, *Cressa mediterranea*, *Caprella acanthifera*, *Corophium sextonae*, *Dexamine thea*, *Leucothoe euryonyx*, *Aora spinicornis* et *Elasmopus vachoni*. Peu d'espèces (*Harpinia ala*, *Tryphosella simillima*, *Uncionella lunata*) ont été collectées uniquement dans les communautés coralligènes (Bellan-Santini, 1998).

• Isopodes

Laubier (1966) et Hong (1980) font état de quatorze espèces issues de communautés coralligènes. *Cymodoce truncata*, *Jaeropsis brevicornis*, *Paranthurus nigropunctata*, *Synisoma* sp., *Gnathia maxillaris* et *Paragnathia formica* semblent être des espèces relativement communes. Bakir & Katagan (2005) rapportent neuf isopodes provenant des bancs coralliens de l'île de Markiz (Turquie).

• Décapodes

La densité des décapodes dans les concrétions coralligènes est très élevée, l'estimation étant de 170 individus dans 500 g dw de *Mesophyllum alternans* (García-Raso & Fernández Muñoz, 1987). L'abondance des espèces est également remarquable (Sezgin *et al.*, 2009) et Bakir & Katagan (2005) rapportent jusqu'à 45 espèces. Selon García-Raso *et al.* (1996), il est très difficile de distinguer les espèces caractéristiques de la communauté coralligène car les assemblages sont très similaires à ceux que l'on trouve dans d'autres communautés où il y a un abri (par exemple les

rhizomes de *Posidonia oceanica*).

Alpheus dentipes, *Athanas nitescens*, *Pilumnus hirtellus*, *Pisidia longicornis*, *Galathea bolivari*, *Cestopagurus timidus* et *Thoralus cranchii* sont considérés comme les crustacés décapodes caractéristiques des concrétions coralligènes peu profondes du *Mesophyllum alternans* dans le sud-ouest de la Méditerranée, ainsi que, dans certaines régions, *Porcellana plathycheles*, *Synalpheus hululensis* et *Calcinus tubularis* (García-Raso, 1988). Ces trois espèces, qui représentent la majeure partie de la biomasse des crustacés décapodes des communautés coralligènes peu profondes du sud-ouest de la Méditerranée, utilisent cet environnement d'une manière différente. Chez *Pilumnus hirtellus*, l'habitat coralligène semble être un lieu de recrutement, où l'on enregistre principalement des juvéniles. Tout le cycle de vie des alphées se développe dans les concrétions coralligènes, tandis que dans le cas de *Synalpheus hululensis*, l'habitat coralligène fournit un abri aux individus reproducteurs (García-Raso & Fernández Muñoz, 1987).

Les autres espèces de décapodes fréquemment signalées dans les fonds coralligènes sont *Alpheus ruber*, *Alpheus megacheles*, *Pilumnus spinifer*, *Pisa tetraodon*, *Galathea intermedia*, *Eurynome aspera*, *Macropodia czerniavskii*, *Inachus thoracicus*, *Processa macrophtalma*, *Periclimenes scriptus*, *Typton spongicola*, *Balssia gastii* et *Pisidia longimana* (Laubier, 1966 ; Hong, 1980 ; Carbonell, 1984 ; García-Raso, 1988). Les autres grands décapodes que l'on trouve habituellement dans les communautés coralligènes sont *Dromia personata*, *Palinurus elephas* (figure 52), *Scyllarus arctus*, *Scyllarides latus* et *Homarus gammarus* (Corbera *et al.*, 1993).



Figure 52. La langouste, *Palinurus elephas*, est souvent associée aux affleurements coralligènes (Photo de E. Ballesteros).

En eaux profondes, la faune décapode signalée par García-Raso (1989) est différente de celle signalée dans les habitats coralligènes des eaux peu profondes. Cet auteur a trouvé un total de trente espèces, *Pilumnus inermis*, *Galathea nexa* et *Euchirograpsus liguricus* étant les décapodes les plus abondants dans ces types de fonds du sud-ouest de la Méditerranée.

• Ptérobranches

Un seul ptérobranche, *Rhabdopleura normani*, est signalé par Laubier (1966), et vivait comme un épibiont de bryozoaires.

• Brachiopodes

Les espèces de brachiopodes habitent généralement de petites crevasses et interstices dans les masses concrétionnaires des assemblages coralligènes. *Crania anomala*, *Argyrotheca cistellula*, *Argyrotheca cordata*, *Argyrotheca cuneata*, *Megathiris detruncata* et *Lacazella mediterranea* sont les brachiopodes les plus souvent signalés dans les communautés coralligènes (Laubier, 1966 ; Logan, 1979 ; Hong, 1980). Deux autres espèces, *Megerlia truncata* et *Platidia davidsoni*, qui sont plus typiques de la zone bathyale, sont rarement collectées dans les habitats coralligènes (Vaissière & Fredj, 1963 ; Gamulin-Brida, 1967 ; Logan, 1979).

• Bryozoaires

Les bryozoaires sont très abondants dans les communautés coralligènes. Les espèces signalées sont au nombre de 67 à Banyuls (Laubier, 1966), 133 à Marseille (Hong, 1980), 113 aux îles Medes (Zabala, 1984), 92 à Cabrera (Ballesteros *et al.*, 1993) et 60 à Avola, dans le sud-est de la Sicile (Rosso & San Filippo, 2009). Une estimation provisoire du nombre total de bryozoaires qui se développent dans les fonds coralliens selon les études susmentionnées est d'environ 170 espèces.

Selon Zabala (1986), on peut distinguer quatre aspects différents concernant la répartition des bryozoaires dans les communautés coralligènes. Nous présentons ici les principales espèces selon les études de Laubier (1966), Hong (1980), Zabala (1984, 1986) et Ballesteros *et al.* (1993). Les surfaces planes de la plate-forme coralligène sont dominées par *Pentapora fascialis* et *Myriapora truncata*, qui ont pour épibiontes *Nolella* spp., *Aetea* spp., *Crisia* spp., *Scrupocellaria* spp., *Mimosella verticillata* et *Synnotum aegyptiacum*. *Turbicellepora avicularis* (figure 53) est une gorgone de croissance très commune, et *Chorizopora brongniartii*, *Diplosolen obelium*, *Tubulipora plumosa*, *Puellina gattyae* et *Lichenopora radiata* sont des épibiontes communes d'autres organismes. Les autres espèces communes sont *Beania magellanica*, *Beania hirtissima*, *Mollia patellaria*, *Schizomavella auriculata*, *Cellepora pumicosa*, *Plagioecia* spp, *Cellaria fistulosa* et *Cellaria salicornioides*. Les parois coralligènes comptent les espèces mentionnées ci-dessus, mais aussi *Smittina cervicornis* (figure 54), *Adeonella calvetii*, *Chartella tenella* (figure 55), *Cribilaria innominata*, *Schizomavella* spp., *Parasmittina tropica*, *Sertella* spp., *Caberea boryi* et *Spiralaria gregaria*. Les cavités et les surplombs des affleurements coralligènes révèlent une faune bryozoaires presque identique à celle présente dans les grottes semi-obscurées, avec plusieurs espèces déjà signalées ci-dessus, ainsi que *Dentiporella sardonica*, *Brodiaella*

armata, *Turbicellepora coronopus*, *Rynchozoon bispinosum*, *Schizotheca serratimargo* (figure 56), *Escharoides coccinea*, *Escharina vulgaris*, *Callopora dumerilii*, *Smittoidea reticulata*, *Cribilaria radiata*, *Hippomenella mucronelliformis*, *Crassimarginatella maderensis*, *Crassimarginatella crassimarginata*, *Buskea nitida*, *Celleporina* spp., *Prenantia inerma*, *Diaporoecia* spp., *Enthalphoroecia deflexa* et *Idmidronea atlantica*.



Figure 53. Le bryozoaire *Turbicellepora avicularis* pousse fréquemment sur les branches des gorgones (Photo de E. Ballesteros).



Figure 54. Le bryozoaire ramifié *Smittina cervicornis* est une espèce commune dans les affleurements coralligènes du nord de la Méditerranée (Photo de E. Ballesteros).



Figure 55. Le bryozoaire mou *Chartella tenella* s'accroche généralement aux parois coralligènes (Photo de E. Ballesteros).



Figure 56. Le bryozoaire dressé *Schizotheca serratimargo* peut être extrêmement commun dans les surplombs coralligènes de la mer Méditerranée centrale (Photo de E. Ballesteros).

Un dernier groupe est constitué par des espèces qui apparaissent principalement dans les habitats coralligènes d'eau profonde, en dessous de 50 m de profondeur, et celles-ci sont composées d'espèces sténothermales qui sont également très résistantes à la sédimentation : *Figularia figularis*, *Escharina dutertrei*, *Escharina porosa*, *Onychocella marioni*, *Omaloseca ramulosa*, *Buskea dichotoma*, *Escharella ventricosa*, *Enthaloporoecia gracilis*, *Schizoporella magnifica*, *Mecynoecia delicatula*, *Idmidronea coerulea* et *Hornera frondiculata* (figure 57).



Figure 57. Le bryozoaire extrêmement fragile *Hornera frondiculata* prospère dans les affleurements coralligènes en eau profonde (Photo de E. Ballesteros).

Harmelin (2017a) décrit deux assemblages contrastés du parc national de Port-Cros dominé par les bryozoaires. Le premier assemblage couvre des parois rocheuses et biogènes et est dominé par de grandes espèces massives et fortement calcifiées comme *Schizomavella mamillata*, *Parasmittina rouvillei*, *Schizomavella linearis*, *Dentiporella sardonica*, *Beania magellanica*, *Reteporella grimaldii*, *Schizomavella cornuta* et *Myriapora truncata*. Le second assemblage s'établit sur les feuilles de l'algue verte *Flabellia petiolata* et accueille des colonies minces et de courte durée de vie comme *Schizomavella halimeda*, *Haplopoma impressum*, *Chorizopora brongnarti*, *Escharina vulgaris* et *Escharoides coccinea*.

• Crinoïdes

Deux crinoïdes ont été signalés dans des habitats

coralligènes, le commun *Antedon mediterranea* (Laubier, 1966 ; Ballesteros *et al.*, 1993) et *Antedon bifida* (Montserrat, 1984).

• Ophiuroïdes

Selon le rapport de Tortonese (1965) et les listes de Laubier (1966), Hong (1980) et Montserrat (1984), jusqu'à dix-sept espèces d'ophiuroïdes ont été signalées dans les communautés coralligènes. Certaines espèces peuvent être considérées comme caractéristiques de ces habitats, telles que *Ophioconis forbesii*, *Amphiura mediterranea* et *Amphiura apicula* (Tortonese, 1965 ; Laubier, 1966). D'autres ophiures vivent empêtrées dans les gorgones : *Astropartus mediterraneus* (Figure 58) et *Ophiacantha setosa*. Les espèces les plus communes, cependant, sont *Ophiothrix fragilis*, *Ophiopsila aranea*, *Amphiura chiajei*, *Amphiura filiformis*, *Amphipholis squamata* et *Ophioderma longicaudum*. *Ophiocomina nigra*, bien qu'étant une espèce typique des fonds mous, se trouve généralement dans les petites cavités contenant des sédiments au sein des communautés coralligènes.

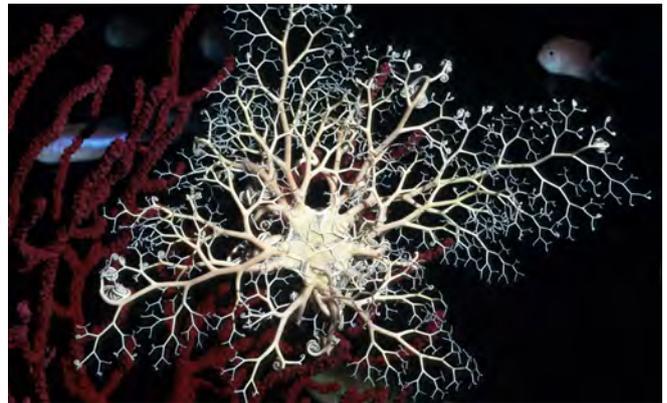


Figure 58. L'ophiure *Astropartus mediterraneus* vit empêtré dans les gorgones dans les eaux profondes (Photo de E. Ballesteros).

• Astéroïdes

Jusqu'à huit espèces d'étoiles de mer ont été signalées dans les fonds coralligènes (Tortonese, 1965 ; Laubier, 1966, Munar, 1993). L'espèce la plus abondante est l'omniprésente *Echinaster sepositus* (figure 59).



Figure 59. L'étoile de mer *Echinaster sepositus* est une espèce commune dans les assemblages coralligènes (Photo de E. Ballesteros).

Marthasterias glacialis et *Hacelia attenuata* sont également communes, tandis que *Ophidiaster ophidianus* n'est présent que dans les zones méridionales et chaudes de la Méditerranée.

• Echinoïdes

Quatorze espèces d'oursins sont signalées dans les communautés coralligènes (Tortonese, 1965 ; Laubier, 1966 ; Hong, 1980 ; Montserrat, 1984 ; Munar, 1993). L'espèce la plus commune est *Sphaerechinus granularis* (Sartoretto, 1966), qui est un important bioérodeur. *Genocidaris maculata* et *Echinus melo* sont également communs dans les eaux profondes. *Psammechinus microtuberculatus* est généralement caché dans les cavités des affleurements coralligènes. On trouve parfois des juvéniles de *Paracentrotus lividus* (et *Arbacia lixula*), mais ils ne sont jamais abondants. *Centrostephanus longispinus* (figure 60) est plus abondant dans les zones chaudes de la Méditerranée et vit généralement dans les crevasses du coralligène (Pérès & Picard, 1958 ; Laborel, 1960 ; Harmelin *et al.*, 1980 ; Francour, 1991). Enfin, *Echinocyamus pusillus* est une espèce omniprésente et très petite qui habite les petites plaques de sable et de gravier à l'intérieur des concrétions.

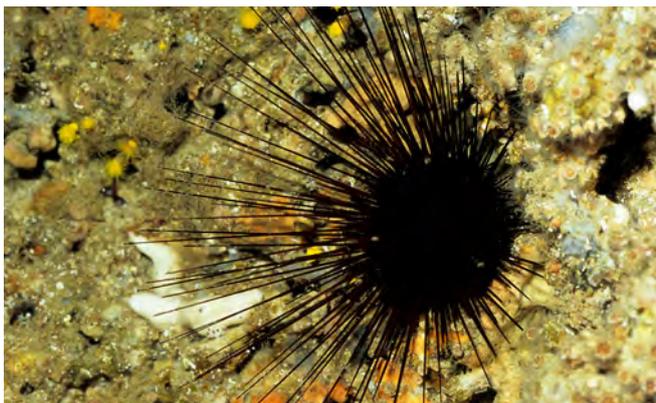


Figure 60. L'oursin diadème, *Centrostephanus longispinus*, vit dans les crevasses et les petits trous des affleurements coralligènes en eau profonde (Photo de E. Ballesteros).

• Holothurioides

L'espèce de concombre de mer la plus communément observée est *Holothuria forskali* (figure 61), qui peut



Figure 61. L'holothurie *Holothuria forskali* peut être assez abondante dans les bancs coralligènes (Photo de E. Ballesteros).

être assez abondante dans certaines plateformes coralligènes (Laubier, 1966 ; Ballesteros & Tomas, 1999). Cependant, le genre *Cucumaria* compte plusieurs espèces qui vivent de façon endolithique (*C. saxicola*, *C. planci*, *C. kirschbergii*, *C. petiti*). Quatre autres espèces typiques des habitats sableux et vaseux sont également signalées (Tortonese, 1965 ; Laubier, 1966 ; Montserrat, 1984) : *Holothuria tubulosa*, *Holothuria mammata*, *Trachytyone tergestina* et *Stichopus regalis*.

• Tuniciers

Ramos (1991) décrit une grande richesse en espèces d'ascidies dans les communautés coralligènes, les familles Didemnidae et Polyclinidae étant particulièrement présentes. En effet, environ 70% de la faune ascidienne est présente dans la communauté coralligène (82 espèces). Selon Ramos (1991), les espèces les plus caractéristiques de la communauté coralligène sont *Cystodites dellechiaiei*, *Ciona edwardsii* et *Halocynthia papillosa*, bien que d'autres espèces abondantes incluent *Diplosoma spongiforme*, *Distaplia rosea*, *Trididemnum cereum*, *Trididemnum armatum* et *Polycarpa gracilis*. D'autres espèces qui sont souvent collectées dans les communautés coralligènes sont *Distomus variolosus*, *Didemnum maculosum*, *Ecteinascidia herdmanni*, *Clavelina nana*, *Polysyncraton lacazei*, *Polysyncraton bilobatum*, *Polycarpa pomaria*, *Pyura* spp., *Microcosmus polymorphus*, *Microcosmus sabatieri*, *Styela partita*, *Eudistoma planum*, *Eudistoma banyulensis*, *Pseudodistoma cyrnusense*, *Aplidium densum*, et *Aplidium conicum* (Laubier, 1966 ; Hong, 1980 ; Turon, 1990 ; Turon, 1993). *Clavelina dellavallei* et *Rhodossoma verecundum* semblent être particulièrement



Figure 62. Le tunicier colonial *Pseudodistoma cyrnusense* est très commun dans les affleurements coralligènes de la Méditerranée centrale (Photo de E. Ballesteros).

abondants dans les concrétions coralligènes de la Méditerranée orientale (Pérès & Picard, 1958) - (Figures 62, 63).



Figure 63. Le tunicier solitaire *Clavelina dellavallei* est une espèce épiphyte, commune dans l'est de la Méditerranée (Photo de E. Ballesteros).

• Poissons

La faune piscicole de la communauté coralligène comprend de nombreux poissons couvrant une large gamme bathymétrique, tels que *Epinephelus marginatus*, *Sciaena umbra*, *Coris julis*, *Dentex dentex*, *Symphodus mediterraneus*, *Symphodus tinca*, *Diplodus vulgaris*, *Apogon imberbis*, *Chromis chromis* ou *Labrus merula*. Cependant, il existe un groupe d'espèces caractéristiques des communautés coralligènes. Certaines d'entre elles, comme *Lappanella fasciata* ou *Acantholabrus palloni*, sont des espèces limitées aux eaux profondes (Sartoretto *et al.*, 1997), mais d'autres, comme *Anthias anthias* (Harmelin, 1990) (Figure 64), ainsi que (parmi les espèces les plus communes) *Gobius vittatus*, *Phycis phycis* et *Labrus mixtus* (Figure 65) (Garcia-Rubies, 1993, 1997), sont facilement



Figure 64. Le barbier hirondelle (*Anthias anthias*) forme d'immenses bancs nageant au-dessus des fonds coralligènes (Photo de E. Ballesteros).

observables lors de la plongée récréative. D'autres espèces sont plus abondantes dans les affleurements coralligènes que dans les eaux peu profondes, par exemple *Serranus cabrilla*, *Spondylisoma cantharus*, *Diplodus puntazzo*, *Ctenolabrus rupestris*, *Spicara smaris*, *Scorpaena scrofa* et *Symphodus doderleini*. Enfin, le congre, *Muraena helena*, *Zeus faber*, *Scorpaena notata*, *Scyliorhinus canicula* et *Scyliorhinus stellaris* sont également observés dans l'habitat coralligène (Sartoretto *et al.*, 1997 ; Ballesteros, observation personnelle).



Figure 65. Le labre mêlé (*Labrus mixtus*) est généralement observé en plongée dans les affleurements coralligènes (Photo de E. Ballesteros).

La faune piscicole qui habite les petites crevasses des concrétions coralligènes est probablement liée aux poissons des cavernes, bien que les données soient très rares. Hong (1980) fait état de juvéniles de *Diplecogaster maculata* et de *Gobius niger*. Selon Patzner (1999), des espèces cryptobenthiques, telles que *Thorogobius ephippiatus*, *Thorogobius macrolepis* (figure 66), *Corcyrogobius liechtensteinii*, *Gammogobius steinitzii* et *Didogobius splechnai*, qui sont généralement observées dans les grottes, peuvent également être présentes dans les petits trous des habitats coralligènes d'eau profonde.



Figure 66. *Thorogobius macrolepis* est un poisson cryptobenthique qui vit à la frontière entre les fonds coralligènes et les fonds détritiques, se cachant dans de petits trous coralligènes (Photo de E. Ballesteros).

Un autre Gobiidé vivant dans les grottes, *Spelegobius trigloides*, a été observé dans des concrétions coralligènes profondes des îles Columbretes (Espagne) (Kersting & Ballesteros, obs. pers.). *Gobius kolombatovici*

(figure 67) vit dans des environnements coralligènes, préférant les limites entre les affleurements et les fonds sédimentaires adjacents (Kovacic & Miller, 2000 ; Francour & Mangialajo, 2005 ; Kersting & Ballesteros, obs. pers.). *Odondebuenia balearica* est un autre poisson cryptobenthique qui habite les communautés coralligènes, mais qui est rarement observé (Riera *et al.*, 1993).



Figure 67. Similaire en habitude et en habitat à *Thorogobius macrolepis*, *Gobius kolombatovici* a été décrit en 2000 dans les fonds coralligènes de la mer Adriatique (Photo de E. Ballesteros).

Les études concernant la faune piscicole de l'habitat coralligène ont obtenu des résultats légèrement différents lorsqu'elles ont été réalisées dans des zones différentes (Bell, 1983 ; Harmelin, 1990 ; Garcia-Rubies, 1993, 1997 ; Ballesteros & Tomas, 1999). Ces différences devraient être liées à la biogéographie ou à des différences de rugosité du coralligène. *Symphodus melanocercus*, par exemple, est une espèce coralligène caractéristique à Cabrera et dans d'autres localités des Baléares, mais c'est une espèce très répandue en termes de distribution de profondeur dans le nord-ouest de la Méditerranée (García-Rubies, 1993).

La diversité des poissons des affleurements coralligènes est affectée par la pêche. Les zones protégées de la pêche abritent des populations denses de poissons cibles de grande taille tels que *Epinephelus marginatus*, *Sciaena umbra* ou *Diplodus* spp. qui sont autrement presque absents des zones ouvertes (Guidetti *et al.*, 2007).

La diversité alpha des populations de poissons des fonds coralligènes du parc national de Port-Cros est similaire à celle d'autres récifs rocheux et peu profonds ou d'herbiers marins peu profonds, mais beaucoup plus élevée que celle des herbiers profonds de *Posidonia oceanica* (Astruch *et al.*, 2018). Les habitats coralligènes abritent le plus grand nombre d'individus et la plus grande biomasse - principalement en raison de la grande abondance de poissons planctonivores - par rapport à d'autres récifs et prairies sous-marines (Astruch *et al.*, 2018). Les poissons piscivores sont également abondants dans les environnements coralligènes.

Cardinali *et al.* (2009) fournissent une liste des espèces de poissons observées dans des transects de véhicules télécommandés sur des bancs coralligènes en

Calabre (Italie), entre 30 et 150 mètres de profondeur ; *Anthias anthias*, *Serranus cabrilla*, *Callanthias ruber* et *Lappanella fasciata* étaient parmi les espèces les plus communes dans une liste de trente-quatre.

Une variabilité temporelle significative à l'échelle diurne a été détectée pour les abondances de *Coris julis* dans certaines zones, mais aucune variabilité n'a été observée chez *Diplodus vulgaris*, ce qui suggère une variabilité spécifique à l'espèce et au site des abondances de poissons dans les affleurements coralligènes peu profonds (Witkowski *et al.*, 2016). Cependant, les périodes crépusculaires sont associées à des changements soudains d'abondance et de comportement (Witkowski *et al.*, 2016).

5.2. Espèces menacées d'extinction

Bien qu'il soit très difficile de déterminer le statut de conservation de toute espèce marine vivant dans les eaux relativement profondes où se développent les communautés coralligènes, plusieurs approches ont été adoptées pour les espèces menacées.

Selon Boudouresque *et al.* (1990), au moins huit espèces de macroalgues qui vivent dans des communautés coralligènes peuvent être considérées comme menacées : *Chondrymenia lobata*, *Halarachnion ligulatum*, *Halymenia trigona*, *Platoma cyclocolpa*, *Nemastoma dichotomum*, *Ptilophora dentata* (Figure 68), *Schizymenia dubyi*, et *Laminaria rodriguezii*. Toutefois, et selon nos propres observations, cette liste peut être considérablement étendue en ajoutant des espèces telles que *Aeodes marginata*, *Sphaerococcus rhizophylloides*, *Schmitzia neapolitana*, *Ptilocladopsis horrida*, *Microcladia glandulosa*, *Rodriguezella bornetii*, *Rodriguezella pinnata* et *Lomentaria subdichotoma* (Ballesteros, données non publiées).



Figure 68. *Ptilophora dentata* espèce endémique de la Méditerranée orientale, collectée jusqu'à présent uniquement dans des environnements coralligènes (Photo de E. Ballesteros).

La plupart de ces espèces ont pour seul habitat des lits coralligènes ou maërl et semblent être très sensibles à la pollution et à l'augmentation des taux de sédimentation (Boudouresque *et al.*, 1990), deux des principales menaces qui pèsent sur les assemblages coralligènes. Le cas de *Laminaria rodriguezii* est particulièrement

pertinent, car cette espèce se développe mieux dans les lits de rhodolithes, d'où elle a presque disparu en raison des activités de chalutage ; les fonds coralligènes constituent désormais son seul refuge (figure 69).



Figure 69. Certains des derniers refuges pour la laminaire *Laminaria rodriguezii* sont les affleurements coralligènes (Photo de E. Ballesteros).

Plusieurs animaux des habitats coralligènes sont également considérés comme étant en danger (Boudouresque *et al.*, 1991). Bien qu'aucun d'entre eux ne soit en danger d'extinction, un épuisement local des stocks de certaines espèces peut se produire. La plupart des espèces menacées ont une grande valeur commerciale et c'est la raison principale de leur rareté accrue.

Parmi les anthozoaires, le corail rouge (*Corallium rubrum*) est exploité commercialement dans presque tous les pays méditerranéens, et ses stocks ont fortement diminué dans la plupart des zones, en particulier dans les eaux peu profondes (Weinberg, 1991). Des gorgones telles que *Paramuricea clavata*, *Eunicella cavolinii* et *Eunicella singularis*, communes dans les communautés coralligènes mais sans valeur commerciale, sont arrachées par inadvertance par les plongeurs sportifs (Coma *et al.*, 2004 ; Linares *et al.*, 2007b). Le corail noir, *Savalia savaglia*, est une espèce très rare et peut être une cible de prélèvements par les plongeurs, ce qui rend l'espèce encore plus rare (Boudouresque *et al.*, 1991).

Certaines espèces de mollusques vivant dans les communautés coralligènes sont également menacées et protégées par des conventions internationales (Poursanidis & Koutsoubas, 2015). Le bivalve foreur de roches comestible *Lithophaga lithophaga* est considéré comme une espèce menacée (Boudouresque *et al.*, 1991) bien qu'il soit extrêmement abondant. La récolte par les plongeurs n'est importante que dans les eaux peu profondes et la raison qui justifie les appels à la protection de l'espèce est en fait une tentative de protéger les communautés benthiques peu profondes des rivages rocheux dominés par les macroalgues (Russo & Cicogna, 1991 ; Hrs-Brenko *et al.*, 1991), et non les fonds coralliens eux-mêmes. La protection des deux espèces de moules en éventail (*Pinna nobilis* et *Pinna rudis*) présentes en Méditerranée a également été proposée (Boudouresque *et al.*, 1991), car elles ont été décimées dans les zones septentrionales de la

Méditerranée par la modification du littoral, la récolte de souvenirs, le mouillage, la plongée, les effluents d'eaux usées et les activités de pêche (Vicente & Moreteau, 1991 ; Deudero *et al.*, 2015). Le *Pinna nobilis* pousse principalement dans les prairies sous-marines, et sa présence dans les communautés coralligènes est très inhabituelle (Vicente & Moreteau, 1991). Cependant, *Pinna rudis* (= *P. pernula*) est fréquemment observé dans les habitats coralligènes (figure 70), au moins dans les zones les plus chaudes de la Méditerranée occidentale (Ballesteros, 1998).



Figure 70. La nacre épineuse, *Pinna rudis*, est assez commune dans les affleurements coralligènes du centre et du sud-ouest de la Méditerranée (Photo de E. Ballesteros).

Selon Templado (1991), aucune des deux espèces du genre *Charonia* présentes en Méditerranée n'est menacée d'extinction. La *Charonia lampas* (figure 71) est rare dans le nord de la Méditerranée mais plutôt commune dans le sud-ouest, tandis que la *Charonia tritonis variegata* a été signalée dans l'est et le sud-ouest de la Méditerranée. Les deux espèces sont collectées et utilisées à des fins décoratives, mais Templado (1991) soutient que les pressions anthropiques indirectes (développement du littoral) sont la principale raison de sa rareté accrue, voire de son extinction locale.



Figure 71. Le triton, *Charonia lampas*, est un gastéropode menacé, autrefois commun sur les fonds coralligènes (Photo de E. Ballesteros).

L'oursin *Centrostephanus longispinus* est également considéré comme une espèce menacée par Boudouresque *et al.* (1991), bien qu'il soit une espèce rare dans le nord-ouest de la Méditerranée, probablement pour des raisons biogéographiques. Aucune pression

anthropique n'a été proposée pour expliquer sa rareté. La cigale de mer, *Scyllarides latus* (figure 72), est très appréciée sur le plan gastronomique. Les prix élevés qu'elle obtient sur le marché ont stimulé une pression de pêche accrue, ce qui a entraîné une baisse spectaculaire de l'abondance de cette espèce dans plusieurs zones de la Méditerranée (Spanier, 1991). Elle est plus commune dans les zones méditerranéennes chaudes (par exemple, Méditerranée orientale, Baléares), et moins commune dans les zones plus froides.



Figure 72. La cigale de mer *Scyllarides latus* se cache dans les affleurements coralligènes et les grottes peu profondes (Photo de E. Ballesteros).

Le mérou sombre, *Epinephelus marginatus* (= *E. guaza*), est la principale espèce cible des activités de pêche au harpon et son abondance a fortement diminué dans plusieurs zones méditerranéennes, principalement dans le nord (Chauvet, 1991). Cependant, les spécimens immatures et les juvéniles sont très abondants dans certaines zones (par exemple, les îles Baléares ; Riera *et al.*, 1998) et, par conséquent, l'espèce n'est menacée que dans les endroits où il n'y a pas de recrutement régulier (par exemple, le nord-ouest de la Méditerranée). En outre, la reconstitution de cette espèce dans les zones marines protégées a été signalée à plusieurs reprises (Bell, 1983 ; Garcia-Rubies & Zabala, 1990 ; Francour, 1994 ; Coll *et al.*, 1999), tout comme la reproduction (Zabala *et al.* 1997a, b), ce qui suggère qu'une gestion adéquate peut rapidement améliorer sa situation dans les zones où les stocks continuent à décliner (figure 73). D'autres mérous, tels que *Epinephelus costae*



Figure 73. Les mérous bruns, *Epinephelus marginatus*, sont des espèces courantes observées lors de plongées dans des affleurements coralligènes dans des zones protégées interdites à la pêche (Photo de E. Ballesteros).

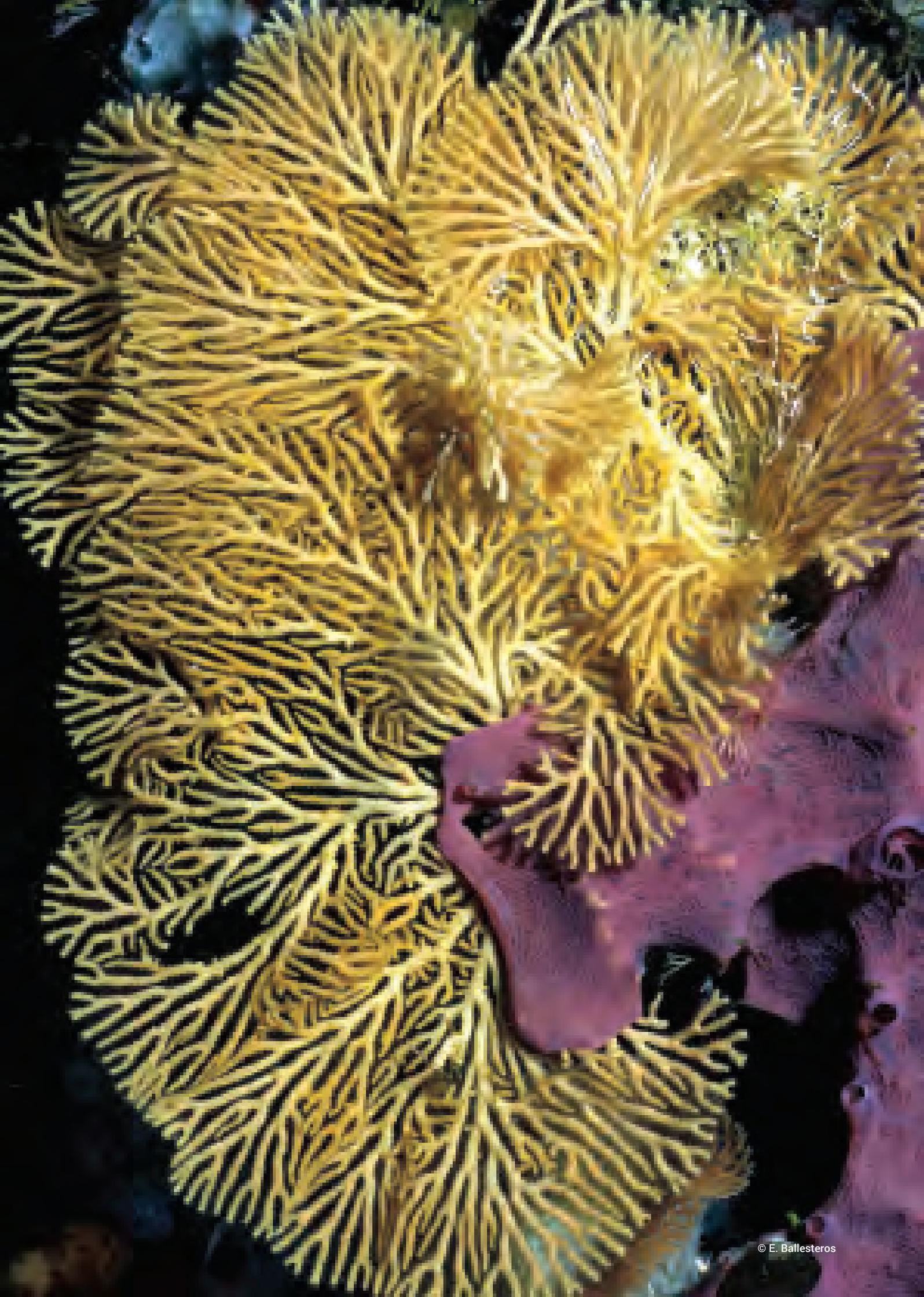
(= *E. alexandrinus*), *Mycteroperca rubra* et *Polyprion americanus* (Riera *et al.*, 1998 ; Mayol *et al.*, 2000), sont probablement dans une situation pire, car leurs stocks de population sont beaucoup plus faibles que ceux du mérou sombre.

Sciaena umbra et *Umbrina cirrosa* sont les deux autres poissons considérés comme menacés dans la revue de Boudouresque *et al.* (1991). Tous deux peuvent vivre en communautés coralligènes, le premier étant plus abondant. Bien que les deux espèces soient facilement pêchées au harpon, les stocks de *Sciaena umbra* se reconstituent facilement après l'interdiction de la pêche (Garcia-Rubies & Zabala, 1990 ; Francour, 1994).

D'autres espèces ne figurent pas dans la liste des espèces menacées de la Méditerranée de Boudouresque *et al.* (1991), bien que selon Mayol *et al.* (2000) elles soient exposées à un risque majeur. C'est le cas de plusieurs petits requins vivant dans des habitats détritiques et coralligènes : *Scyliorhinus stellaris*, *Mustelus asterias*, *Mustelus mustelus*, *Squalus acanthias* et *Squalus blainvillei*. Toutes ces espèces étaient très courantes dans les prises de poissons des pêcheurs des îles Baléares au début du XXe siècle, mais elles sont aujourd'hui extrêmement rares. Les autres espèces qui peuvent prospérer dans les communautés coralligènes et qui sont considérées par Mayol *et al.* (2000) comme étant en danger sont les hippocampes (principalement *Hippocampus ramulosus*, figure 74), *Gaidropsarus vulgaris* et certains poissons cryptobenthiques (*Didogobius splechnai*, *Gammogobius steinitzii*). Il ne s'agit pas d'espèces commerciales et leur rareté accrue peut être liée aux effets indirects de la pêche (tels que les effets en cascade), aux perturbations physiques du chalutage ou à d'autres causes inconnues.



Figure 74. L'hippocampe à long bec, *Hippocampus ramulosus*, est une espèce très rare dans les environnements coralligènes en raison de sa régression généralisée en mer Méditerranée (Photo de E. Ballesteros).



6. Relations biotiques

6.1. Interactions spatiales, herbivorie, carnivorie

Les relations biotiques, tant trophiques que celles liées aux interactions spatiales, sont une force majeure dans la structuration de tous les écosystèmes. En effet, toute l'accumulation de concrétions coralligènes est affectée par les interactions entre les coraliens encroûtants et les autres constructeurs sessiles et invertébrés (figures 75, 76).



Figure 75. Un thalle de *Lithophyllum* qui envahit les branches de corail rouge est à son tour envahi par le tunicier colonial *Aplidium elegans* (Photo de E. Ballesteros).



Figure 76. L'éponge encroûtante *Phorbastenia tenacior* envahit la coralline encroûtante *Lithophyllum stictaeforme* (Photo de E. Ballesteros).

Par exemple, le bryzoaire encroûtant *Schizomavella cornuta* est capable de surpasser la plupart des invertébrés, mais il est inférieur à l'algue rouge *Lithophyllum stictaeforme* (Cocito & Lombardi, 2007). Les interactions entre les invertébrés sessiles sont également la règle (figures 77, 78). Par exemple, *Leptopsammia pruvoti* et *Corallium rubrum* ont tendance à se séparer l'un de l'autre à de faibles distances, ce qui suggère que l'espacement de *L. pruvoti* pourrait être déterminé par le comportement agressif de *Corallium rubrum* (Giannini *et al.*, 2003). Le résultat final (c'est-à-dire à quoi ressemble la concrétion) n'est pas seulement lié au constructeur le plus efficace, mais aussi à la façon dont les foreurs (des oursins aux éponges de fouille et aux polychètes) ont modélisé l'accumulation. Les relations biotiques à ce niveau sont donc cruciales pour la construction d'assemblages coralligènes.

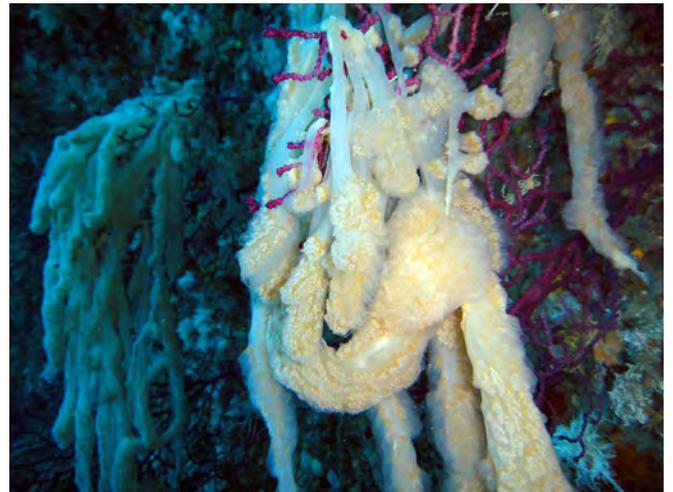


Figure 77. D'énormes colonies de *Aplidium proliferum* envahissent les gorgones *Paramuricea clavata* à Jbel Moussa (Maroc) (Photo de E. Ballesteros).



Figure 78. L'éponge *Hexadella topsenti* envahit une colonie de bryozoaires *Hornera frondiculata* (Photo de E. Ballesteros).

Les relations trophiques sont particulièrement intéressantes dans les communautés coralligènes, car les principaux organismes ne sont pas facilement comestibles. La plupart d'entre eux ont un squelette qui contribue à l'accumulation, mais qui dissuade également de l'alimentation (Zabala & Ballesteros, 1989). D'autres peuvent avoir des défenses chimiques qui les rendent désagréables, voire toxiques (Martí, 2002). La plupart des plus grands invertébrés sessiles vivant dans les communautés coralligènes ne se nourrissent pas directement d'autres animaux de l'assemblage coralligène mais plutôt du système pélagique ; en fait, la plus grande partie de la biomasse vivante des assemblages coralligènes appartient aux algues et aux suspensivores (True, 1970 ; Zabala & Ballesteros, 1989), ce qui suggère que l'herbivorie et la carnivorie ne sont pas aussi importantes que dans d'autres environnements marins méditerranéens. Le faible dynamisme des habitats coralligènes (Garrabou *et al.*, 2002) va également dans ce sens.

Cependant, l'herbivorie et la carnivorie sont toutes deux pertinentes pour les communautés coralligènes. L'oursin *Sphaerechinus granularis* est

un grand navigateur de coralliennes incrustantes (Sartoretto & Francour, 1997), et plusieurs invertébrés (opisthobranches, amphipodes, copépodes) sont capables de se nourrir de l'algue verte *Halimeda* (Ros, 1978). Parmi les exemples de carnivores, on trouve la plupart des poissons qui se développent dans les communautés coralligènes, ainsi que la plupart des prosobranches, des échinodermes, des polychètes vagiles et des crustacés. Bien que l'alimentation de la plupart des animaux ne soit pas sélective, il existe quelques exemples notables d'animaux qui ont une forte sélection de proies. Il s'agit notamment des cas bien connus de l'opisthobranch *Peltodoris atromaculata*, qui se nourrit de l'éponge *Petrosia ficiformis* (figure 79), et des autres opisthobranches telles que *Flabellina affinis* et *Cratena peregrina* qui se nourrissent principalement d'hydrozoaires du genre *Eudendrium* (figure 80) (Ros, 1978). D'autres exemples intéressants ont été récemment signalés pour les copépodes du genre *Asterocheres*, qui se nourrissent systématiquement à la fois de rhagons et d'éponges adultes en suçant le matériel produit à l'ectosome de l'éponge (Mariani & Uriz, 2001).



Figure 79. La limace de mer ponctuée *Peltodoris atromaculata* se nourrit exclusivement de l'éponge *Petrosia ficiformis* (Photo de E. Ballesteros).



Figure 80. L'opisthobranch *Cratena peregrina* se nourrit d'hydrozoaires du genre *Eudendrium* (Photo de E. Ballesteros).

6.2. Écologie chimique

La production de substances actives dans les organismes benthiques joue un rôle majeur dans la structuration des communautés benthiques.

Certaines de ces substances agissent comme une défense contre les consommateurs (par exemple, les substances désagréables ou répulsives) tandis que d'autres servent de médiateur dans les interactions entre les espèces concernant l'occupation de l'espace (Martí, 2002). Les éponges, les bryozoaires et les tuniciers sont les taxons dont le plus grand nombre d'espèces possèdent des substances actives (Uriz *et al.*, 1991). La face inférieure des blocs coralligènes, ainsi que les grottes et surplombs semi-obscur, présentent le pourcentage le plus élevé d'espèces actives de toutes les communautés méditerranéennes échantillonnées par Uriz *et al.* (1991), ce qui suggère que l'investissement dans la production de substances allélochimiques joue un rôle important dans la compétition spatiale des assemblages coralligènes (figure 81).

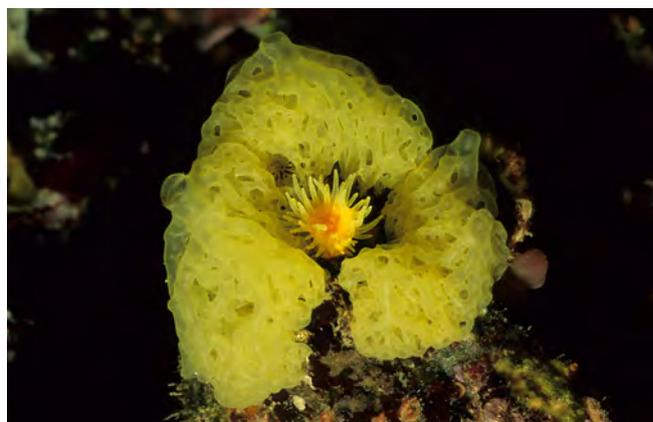


Figure 81. Le corail *Leptopsammia pruvoti* inhibe la croissance de l'éponge *Clathrina clathrus* soit par l'épuisement trophique des eaux environnantes, soit par le biais de substances allélochimiques (Photo de E. Ballesteros).

6.3. Épibiose, mutualisme, commensalisme, parasitisme

Il existe d'innombrables relations entre les espèces des communautés coralligènes qui peuvent être décrites comme des "associations", et celles-ci peuvent ou non impliquer un transfert trophique. Il est parfois difficile de les différencier, car l'histoire naturelle de l'espèce ou les avantages et les coûts des composantes de l'association sont inconnus ou mal compris. Notre but ici n'est pas de passer en revue ces associations, ni de mentionner toutes celles qui ont été décrites pour les communautés coralligènes, mais de rapporter quelques exemples d'épibiose, de mutualisme, de commensalisme et de parasitisme qui peuvent donner une idée de la complexité de la communauté coralligène par rapport à ce genre de relations.

L'épibiose est un phénomène très répandu dans les communautés benthiques et les assemblages coralligènes sont un excellent exemple des différentes stratégies adoptées par les organismes pour faire face à ce problème (True, 1970). Certains basibiontes tolèrent différents degrés d'épibiose et même une concrescence presque complète, tandis que d'autres ont développé des défenses antisalissures pour éviter la concrescence. Ces deux types de stratégies

peuvent être appliqués par des espèces du même groupe zoologique vivant dans des communautés coralligènes. Par exemple, les ascidies *Microcosmus sabatieri* (figure 82) et *Pyura dura* sont généralement complètement recouvertes par un large éventail d'épibiontes, tandis que *Halocynthia papillosa* et *Ciona edwardsi* sont toujours exemptes d'organismes de concrescence (Ramos, 1991).



Figure 82. Le tunicier *Microcosmus sabatieri* passe presque inaperçu, étant envahi par un large éventail d'organismes (Photo de E. Ballesteros).

Certains épibiontes sont considérés comme choisissant leurs hôtes, tandis que d'autres ne sont pas sélectifs. L'anthozoaire *Alcyonium coralloide* pousse généralement sur les axes des gorgones (*Eunicella*, *Paramuricea clavata*) (figure 83), bien qu'il puisse également pousser sur d'autres animaux et algues, ou être fixé sur des gravats ou tout



Figure 83. L'anthozoaire *Alcyonium coralloides* pousse généralement sur les axes morts des gorgones (Photo de E. Ballesteros).

autre type de substrat (Laubier, 1966 ; Gili, 1986). L'anthozoaire *Parazoanthus axinellae* préfère les éponges du genre *Axinella* (principalement *Axinella damicornis*) (figure 84), mais il peut également se développer sur d'autres éponges ou sur des rochers ou des coralliens incrustés (Gili, 1986). Le bryzoaire *Turbicellepora avicularis* préfère les parties basales des axes des gorgones *Paramuricea clavata* et *Eunicella* spp. (Laubier, 1966 ; Zabala, 1986).

Le nombre d'espèces capables d'agir comme épibiontes non sélectives dans les communautés coralligènes est



Figure 84. Le zoanthaire *Parazoanthus axinellae* est généralement un épibionte sélectif de l'éponge *Axinella damicornis* (Photo de E. Ballesteros).

énorme, car la majeure partie de l'espace est occupée et les larves doivent généralement se fixer sur des animaux ou des plantes vivants. Par conséquent, presque toutes les espèces sessiles peuvent être épibiontes (True, 1970) (figure 85). Gautier (1962), par exemple, a étudié l'épibiose des bryozoaires sur les bryozoaires dans des assemblages coralligènes, et Nikolic (1960) a rapporté jusqu'à dix-huit espèces poussant sur *Hippodiplosia foliacea* dans un concrétionnement coralligène en mer Adriatique. Les observations de Laubier (1966) sur certains hétérotroques (protozoaires) de la famille des Folliculinidae qui vivent à proximité de l'embouchure de différentes espèces de bryozoaires ou même à l'intérieur de ses zooïdes vides sont particulièrement intéressantes.



Figure 85. Le bivalve *Pteria hirundo* est un épibionte facultatif des gorgones et il est généralement fortement épiphyté par d'autres organismes (ici par des vers tubicoles, une éponge encroûtante et *Pycnoclavella* sp.) (Photo de E. Ballesteros).

Laubier (1966) a rapporté jusqu'à six espèces différentes de Folliculinidae dans les communautés coralligènes de Banyuls vivant comme épibiontes de bryozoaires.

Les colonies endommagées de *Paramuricea clavata* à la suite d'événements de mortalité massive constituent un substrat approprié pour la colonisation d'épibiontes (Harmelin & Marinopoulos, 1994). Trois ans après un événement de mortalité à La Spezia (Italie), Cupido et al. (2007) ont enregistré 24 taxons appartenant à des bryozoaires, 8 spongiaires, 3 cnidaires, 4 algues, 1 tunicier et 1 serpulidé. Les bryozoaires les plus abondants

étaient *Beania magellanica*, *Schizobrachiella sanguinea*, *Rynchozoon* sp., *Schizomavella* spp, *Turbicellepora incrassata*, *Chartella* spp, *Margaretta cereoides*, *Reteporella grimaldii*, *Pentapora fascialis*, *Smittina cervicornis* et *Cellaria salicornioides* (Cupido et al., 2007).

Le mutualisme a été signalé, par exemple, dans le cas du scyphozoïde *Nausitoë punctata* et de plusieurs éponges cornées (Uriz et al., 1992b). *Cacospongia scalaris*, *Dysidea avara* et *Dysidea fragilis* utilisent le théca de *Nausitoë punctata* comme substitut des fibres squelettiques, ce qui réduit probablement les coûts métaboliques associés à la construction du squelette. Le scyphozoaire devrait donc bénéficier d'une meilleure protection contre la prédation et les perturbations mécaniques, d'avantages trophiques (le flux d'inhalation transporte de petites particules susceptibles d'être capturées par le scyphozoaire), et d'une défense chimique contre les prédateurs, car les trois espèces d'éponges présentent une toxicité (Uriz et al., 1992c).

Le commensalisme est l'une des relations les plus courantes dans les communautés coralligènes. La plupart des relations sont considérées comme du commensalisme car elles ne présentent pas de caractéristiques parasitaires non équivoques. Cela pourrait être le cas du polychète *Eunice siciliensis* et des décapodes *Alpheus dentipes* et *Typton spongicola*, qui vivent comme des endobiontes de l'éponge excavatrice *Cliona viridis* (Laubier, 1966). Un autre exemple bien connu est celui qui se trouve entre *Cliona viridis* et le polychète *Dipolydora rogeri*, lui aussi excavateur. La caractéristique curieuse de cette association est qu'elle persiste même lorsque l'éponge est massive et non excavatrice. L'activité alimentaire du polychète est favorisée par le flux inhalant de l'éponge et, de plus, l'éponge offre une protection physique au ver lorsqu'il n'est pas encastré dans les algues calcaires. La capacité du ver à manipuler des particules relativement grosses (pour se nourrir ou pour construire ses tubes) peut favoriser l'activité filtrante de l'éponge en nettoyant la zone autour des papilles inhalantes, empêchant ainsi l'effondrement de leurs orifices (Martin & Britayev, 1998).

Les polychètes du genre *Haplosyllis* sont des commensalistes bien connus (Martin & Britayev, 1998). Jusqu'à 200 spécimens de *Haplosyllis spongicola* ont été trouvés dans un cm² d'éponge (Bacescu, 1971), et les éponges méritent donc la description d'"hôtels vivants". Un autre cas est celui du polychète *Haplosyllis depressa chamaeleon*, qui vit exclusivement comme commensal de la gorgone *Paramuricea clavata*, où il rampe au-dessus des colonies vivantes (Laubier, 1960, 1966).

La balane *Acasta spongites* vit à l'intérieur de l'éponge *Ircinia variabilis*, ainsi que d'autres éponges (Laubier, 1966 ; Rützler, 1976 ; Uriz et al., 1992b) ; elle peut être considérée comme un cas de parasitisme car le cirripède se fixe dans l'oscillation inhalante de l'éponge, la

rendant inutile. Une autre balane, *Pyrgoma anglicum*, est assez souvent trouvée vivante à l'intérieur de l'anthozoaire *Leptopsammia pruvoti* (Figure 86). Un autre exemple de parasitisme dans les communautés coralligènes est offert par les deux polychètes spionides excavateurs. Les bryozoaires sont infestés dans toute leur couche basale et les polychètes creusent des galeries qui atteignent la surface de la colonie ou modifient la forme de croissance du bryozoaire de telle sorte que les tubes des polychètes sont composés de zooïdes hôtes. Dans les deux cas, le bryozoaire est stimulé pour construire des formations calcaires autour de l'extrémité des tubes polychètes, ce qui facilite le comportement alimentaire du ver et le protège (Laubier, 1966).



Figure 86. La balane *Pyrgoma anglicum* vivant à l'intérieur de l'anthozoaire *Leptopsammia pruvoti* peut être considérée comme un cas de parasitisme (Photo de E. Ballesteros).

6.4. Symbiotes bactériens

Les bactéries résidentes ont un rôle bénéfique dans les éponges (Bjork et al., 2013) et les gorgones (La Rivière et al., 2015). On suppose que les associés microbiens contribuent à la santé et à la nutrition de leurs hôtes de différentes manières en produisant des substances allélochimiques, en acquérant des nutriments ou en traitant les déchets métaboliques (Siegl et al., 2008) et peuvent être utiles pour survivre dans des conditions environnementales changeantes (Ribes et al., 2016). Les "bactériosponges" contiennent des populations microbiennes denses et spécifiques à l'hôte qui dépassent de deux à quatre ordres de grandeur la densité microbienne de l'eau environnante (Weisz et al., 2008). Les éponges abritant une biomasse bactérienne élevée et faible dans leurs tissus coexistent dans le milieu coralligène, ce qui permet à l'assemblage d'éponges d'utiliser les particules en suspension et la matière organique dissoute plus efficacement qu'une population d'une seule espèce. Cette coexistence peut expliquer, au moins en partie, la diversité et

la stabilité des assemblages d'éponges denses et diversifiés dans le coralligène et dans d'autres habitats (Morganti *et al.*, 2017). Si certaines espèces sont l'hôte de microbiomes riches comme *Agelas oroides* et *Chondrosia reniformis* (figure 87), d'autres, comme *Dysidea avara*, en sont dépourvues (Ribes *et al.*, 2012). Les éponges présentant des caractéristiques éco-évolutives similaires ont des communautés phylogénétiques bactériennes similaires ; certaines d'entre elles présentent des communautés bactériennes remarquablement persistantes dans le temps tandis que d'autres affichent un taux de renouvellement important, similaire à celui observé dans le bactérioplancton (Bjork *et al.*, 2013).

Les octocoraux communs des affleurements coralligènes comme *Eunicella* spp. et *Corallium rubrum* possèdent des microbiomes associés anciens et très bien conservés, dont la composition semble être régulée par l'hôte en fonction du lieu et de la saison (La Riviere *et al.*, 2015 ; van de Water *et al.*, 2018). Les bactéries du genre *Endozoicomonas* dominent le microbiome d'*Eunicella cavolini* (Bayer *et al.*, 2013).



Figure 87. L'éponge *Chondrosia reniformis* abrite un microbiome riche (Photo de E. Ballesteros).



7. Les processus

7.1. Croissance et âge des concrétions coralligènes

Le taux de croissance moyen des piliers de *Mesophyllum alternans* (rapporté comme *Mesophyllum lichenoides*) à La Ciotat (NW Méditerranée) a été estimé par datation au radiocarbone à $0,19 \text{ mm an}^{-1}$ (Sartoretto, 1994), avec une fourchette de $0,11$ à $0,26 \text{ mm an}^{-1}$. Les piliers coralligènes de la mer Ionienne ont montré des taux de croissance de $0,15 \text{ mm an}^{-1}$ (Bertolino *et al.*, 2017b) et de $0,27 \text{ mm an}^{-1}$ (Di Geronimo *et al.*, 2002). Des valeurs similaires de $0,16 \text{ mm an}^{-1}$ au cours des 640 dernières années ont été obtenues dans un bloc coralligène échantillonné à 15 m dans la Réserve naturelle de Scandola (Corse) (Sartoretto *et al.*, 1996).

Les âges obtenus par datation radiocarbone de concrétions coralligènes situées à des profondeurs comprises entre 10 et 60 m dans le nord-ouest de la Méditerranée vont de 640 ± 120 ans BP à 7760 ± 80 ans BP (avant le présent) (Sartoretto *et al.*, 1996 ; Bertolino *et al.*, 2017a). Ils ont probablement commencé à se développer lorsque le niveau de la mer était de 13 à 17 m plus bas que le niveau actuel (Sivan *et al.*, 2001). Les surfaces d'érosion interne au sein des accumulations fournissent la preuve d'un développement discontinu, probablement lié à des périodes favorables pour le dépôt de carbonate alternant avec des phases de destruction partielle (Bertolino *et al.*, 2017a). Le taux d'accumulation des constructions coralligènes est très faible ($0,006$ à $0,83 \text{ mm an}^{-1}$) et oscille fortement en fonction de la profondeur et de la période. Les taux d'accumulation les plus élevés ($0,20$ à $0,83 \text{ mm an}^{-1}$) ont été enregistrés pour les concrétions coralligènes profondes et correspondent à une période comprise entre 8000 et 5000 ans AP. Après 5000 ans AP, les seuls taux d'accumulation appréciables ($0,11$ à $0,42 \text{ mm an}^{-1}$) ont été enregistrés pour les concrétions coralligènes situées dans des eaux relativement peu profondes (10 à 35 m de profondeur), alors que les taux d'accumulation des concrétions en dessous de 50 m de profondeur sont presque nuls. La datation au radiocarbone des biohermes de plusieurs localités de la mer de Ligurie indique des taux de croissance moyens allant de $0,03$ à $0,05 \text{ mm an}^{-1}$ sur 3000 ans (Bertolino *et al.*, 2013). Ainsi, le développement de ces formations coralligènes profondes s'est produit il y a longtemps, lorsque la profondeur de la couche d'eau qui les recouvre ne dépassait probablement pas 10-15 m, et depuis leur période de colonisation (8500 à 7000 ans BP), le taux d'accumulation a progressivement diminué. Cette diminution des taux d'accumulation s'explique sans doute par les conditions environnementales stables, mais plutôt défavorables, résultant de la diminution de l'irradiation liée à l'augmentation de la profondeur de l'eau. Il est également à noter que les concrétions coralligènes sous une profondeur de 30 m dans la

région de Marseille sont aujourd'hui inactives et presque dépourvues d'algues coralligènes vivantes. En revanche, celles présentes en Corse à 50 m de profondeur et moins (jusqu'à 65 m) sont complètement recouvertes de coralliennes vivantes et sont en période de croissance active ; ceci doit être mis en relation avec les eaux claires présentes en Corse (figure 88).



Figure 88. La croissance des affleurements coralligènes est toujours très active en Corse (Palazzu, -50 m) (Photo de E. Ballesteros).

7.2. Production de carbonate

Bien qu'il n'existe pas d'études spécifiques sur la production de carbonate de la communauté coralligène sur une base annuelle, Canals & Ballesteros (1997) a estimé la production de carbonate du phytobenthos dans les communautés coralligènes et autres du plateau continental des îles Baléares, en tenant compte de la croissance sur pied des algues calcaires et de leur rapport P/B. La communauté coralligène qui se développe dans des eaux relativement peu profondes (avec *Mesophyllum alternans* et *Halimeda tuna* comme algues dominantes) est celle dont la production est la plus élevée (environ $465 \text{ g CaCO}_3 \text{ m}^{-2} \text{ an}^{-1}$). La production de concrétions coralligènes en eaux profondes dominées par *Lithophyllum cabiochae* était beaucoup plus faible (environ $170 \text{ g CaCO}_3 \text{ m}^{-2} \text{ an}^{-1}$), mais même ce taux est beaucoup plus élevé que la production moyenne de carbonate pour l'ensemble du plateau des Baléares ($100 \text{ g CaCO}_3 \text{ m}^{-2} \text{ an}^{-1}$). La production nette et brute de carbone organique de *Lithophyllum cabiochae* a été estimée à 3 et $7 \mu\text{mol C cm}^{-2}$ thalle d^{-1} , respectivement, tandis que la production nette de carbone inorganique s'élevait à $3 \mu\text{mol CaCO}_3 \text{ cm}^{-2}$ thalle d^{-1} (Martin *et al.*, 2013). Même si nous manquons encore de données concernant d'autres espèces et zones, les habitats coralligènes semblent être les principaux producteurs de carbonate en mer Méditerranée étant donné leur répartition sur le plateau continental (García *et al.*, 2014) (figure 89).



Figure 89. Les habitats coralligènes sont d'importants producteurs de carbonate (Photo de E. Ballesteros).

La contribution des suspensivores à la production totale de carbonate des communautés coralligènes du plateau des Baléares ainsi que d'autres régions méditerranéennes est pratiquement inconnue. Cependant, les estimations de la production animale de carbonate dans les fonds rocheux d'eau profonde (25-50 m de profondeur) de la mer d'Alboran (sud-ouest de la Méditerranée), principalement dominés par de grands suspensivores à squelette calcaire (principalement le corail *Dendrophyllia ramea*, les bryozoaires *Pentapora fascialis*, *Smittina cervicornis* et *Myriapora truncata*, et des polychètes tels que *Salmacina dysteri*, *Protula* sp. et autres serpulidés), sont très élevées (environ 660 g de $\text{CaCO}_3 \text{ m}^{-2} \text{ an}^{-1}$) (Cebrian *et al.*, 2000) (figure 90). Bien que la combinaison d'animaux calcaires très productifs dans ces fonds soit inhabituelle dans d'autres régions méditerranéennes, ce chiffre peut être considéré comme une limite supérieure pour la production animale de carbonate dans l'habitat coralligène.



Figure 90. *Dendrophyllia ramea* est un producteur majeur de carbonate dans les fonds coralligènes de la mer d'Alboran (Punta de la Mona, Espagne, -45 m) (Photo de E. Ballesteros).

7.3. Bioérosion

Le navigateur le plus actif de la communauté coralligène est l'oursin *Sphaerechinus granularis*,

qui est responsable d'une grande partie de l'érosion totale du coralligène. Sartoretto & Francour (1997) ont calculé un taux d'érosion compris entre 210 et 16 g $\text{CaCO}_3 \text{ m}^{-2} \text{ an}^{-1}$, avec des valeurs plus élevées dans les eaux peu profondes et des valeurs plus faibles dans les concrétions coralligènes à environ 50 m de profondeur. Le rôle bioérosionnel d'*Echinus melo* ne peut être mesuré, mais il est très faible.

Parmi les macroforeurs, les polychètes spionides *Polydora* spp. et le mollusque *Hyatella arctica* constituent la seule macrofaune qui colonise les blocs expérimentaux après un an d'exposition (Sartoretto, 1998). Dans cette étude, l'érosion totale causée par les annélides et les mollusques augmente avec le nombre d'individus mais ne dépasse pas $5,73 \pm 0,77 \text{ g CaCO}_3 \text{ m}^{-2}$ à 20 m et $1,50 \pm 0,99 \text{ g CaCO}_3 \text{ m}^{-2}$ à 60 m après un an d'exposition. Dans les communautés naturelles, les macropores sont plus abondants (éponges excavatrices, Sipunculida, mollusques perforants) et leur absence dans les substrats expérimentaux peut être due à leur croissance lente et à la forte variabilité spatiale et temporelle du recrutement larvaire (Kleeman, 1973).

Les taux d'érosion comparatifs produits par les trois principaux types d'organismes érodeurs (broutards, micro-foreurs et macro-foreurs) ont été estimés par Sartoretto (1996). Les oursins représentent environ 95 % de la masse totale de CaCO_3 érodé. La bioérosion par les micro et macro-foreurs représente les 5% résiduels, celle des micro-foreurs étant très faible en raison des grandes profondeurs où se développent les concrétions coralligènes et des taux de sédimentation élevés, deux facteurs qui empêchent tout développement significatif des micro-foreurs (Sartoretto, 1998). La bioérosion des macro-foreurs est probablement sous-estimée car les études de Sartoretto (1998) ne prennent pas en compte plusieurs organismes communs aux communautés coralligènes, en particulier le bivalve *Lithophaga lithophaga* et les éponges excavatrices (Sartoretto *et al.*, 1996). La gamme globale de bioérosion observée dans la communauté coralligène se situe entre $220 \text{ g CaCO}_3 \text{ m}^{-2} \text{ an}^{-1}$ dans des eaux relativement peu profondes et $20 \text{ g CaCO}_3 \text{ m}^{-2} \text{ an}^{-1}$ à une profondeur de 60 m. Cette gamme est en accord avec la structure et l'âge des concrétions coralligènes situées en dessous de 50 m de profondeur dans la région de Marseille (Sartoretto, 1996), et est inférieure d'au moins un ordre de grandeur à la bioérosion estimée expérimentalement dans les récifs coralliens (Chazottes *et al.*, 1995).

7.4. Sédimentation

La rugosité des concrétions coralligènes favorise le dépôt de particules qui participent à l'édification de la structure coralligène par des processus complexes de lithification (Marshall, 1983). Cependant, des taux de sédimentation élevés peuvent poser un problème car les particules de sédiments peuvent recouvrir le thalli

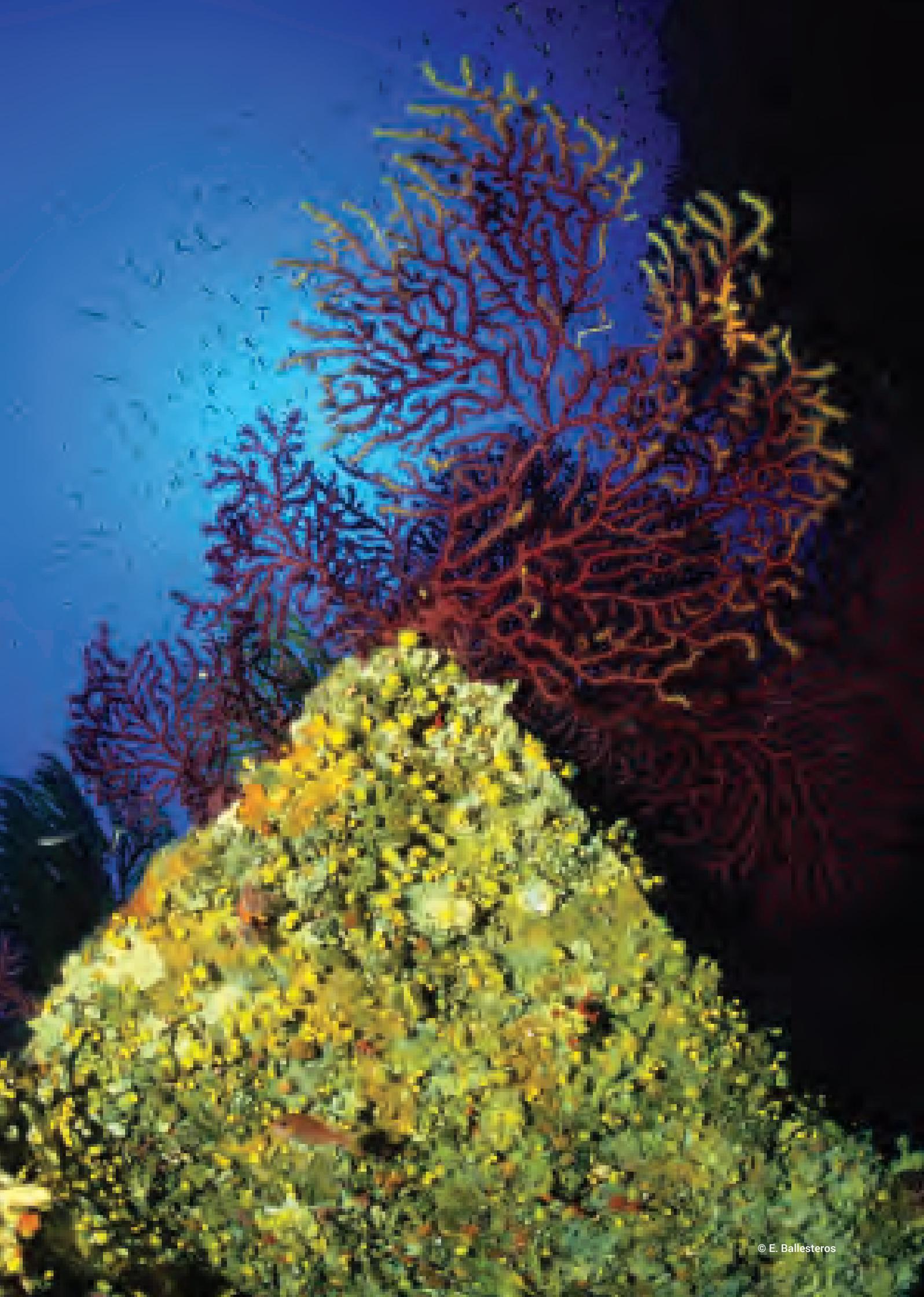
des coralliennes incrustées et faire écran à la lumière (Laborel, 1961), ainsi qu'empêcher le recrutement de nouvelles plantes (Sartoretto, 1996). Toutes les particules sédimentaires déposées dans la structure coralligène ne sont pas incluses dans la concrétion ; en effet, beaucoup d'entre elles sont éliminées par différents navigateurs, tandis que d'autres sont remises en suspension par les courants, les organismes et la gravitation. La rugosité des différents types de coralligène est différente, tout comme la capacité de rétention des sédiments. La quantité de mouvement de l'eau est également importante, et elle diminue généralement avec la profondeur. Des études menées par Sartoretto (1996) dans la région de Marseille concluent qu'environ $9 \text{ kg m}^{-2} \text{ an}^{-1}$ sont retenus dans les concrétions coralligènes situées à une profondeur comprise entre 30 et 60 m, alors que la rétention dans les eaux peu profondes est beaucoup plus faible. Cependant, les taux de sédimentation journaliers sont extrêmement élevés dans les eaux peu profondes (environ 500 g m^{-2}) et beaucoup plus faibles dans les eaux profondes (entre 10 et 35 g m^{-2}) (Sartoretto, 1996).

Le sédiment qui est finalement incorporé dans la concrétion coralligène par un processus de lithification a une grande composante calcaire des organismes

vivant dans la communauté coralligène (Laubier, 1966). Les principaux contributeurs sont les algues coralliennes (57%), les bryozoaires (19%), les mollusques (16%), les coraux et les serpulidés (3% chacun) (Laubier, 1966).

7.5. Puits de carbone

Il n'y a pas de quantification de la pertinence du coralligène et des autres cadres biogéniques calcaires méditerranéens en tant que puits de carbone marin. Le potentiel de stockage du carbone à long terme est évident en raison de l'accumulation de calcaire par les algues coralliennes et les macroinvertébrés calcaires. Les algues coralliennes représentent un réservoir de carbone encore non quantifié mais important, dont le potentiel de stockage du carbone est similaire à celui des mangroves, des marais salants et des prairies sous-marines (van der Heijden & Kamenos, 2015). Ce potentiel est encore plus important si l'on tient compte du fait que dans les zones du plateau continental dominées par le calcaire, comme celles qui entourent les îles Baléares (Canals & Ballesteros, 1997), les lits coralligènes et maërl couvrent près de 25 % du plateau continental (García *et al.*, 2014).



8. Variabilité spatiale

Les assemblages coralligènes sont très inégaux et la variabilité est présente à différentes échelles spatiales (figure 91), à la fois dans les assemblages sessiles et vagiles (Abiatti *et al.*, 2009 ; Ponti *et al.*, 2018). Les macroinvertébrés mobiles présentent une forte variabilité spatiale à l'échelle de quelques centaines de mètres (Bedini *et al.*, 2014) tandis que les poissons présentent une variabilité significative entre les sites (km) mais pas à l'échelle de quelques centaines de mètres (Guidetti *et al.*, 2002).



Figure 91. Les assemblages coralligènes sont très dispersés et la variabilité est présente à différentes échelles spatiales (îlot impérial, Cabrera, -60 m)
(Photo de E. Ballesteros).

Les contributions de Ferdeghini *et al.* (2000), Acunto *et al.* (2001) et Piazzini *et al.* (2016), à l'aide d'un échantillonnage photographique, démontrent la variabilité à petite échelle des assemblages d'algues des communautés coralligènes, principalement due à la distribution inégale des algues calcaires et d'autres organismes dominants. La structure des assemblages coralligènes variait principalement à l'échelle du mètre alors que la structure était similaire à des échelles plus grandes (Piazzini *et al.*, 2016). Piazzini *et al.* (2004) ont soigneusement étudié la composition algale des bancs coralligènes se développant dans trois habitats infra-littoraux différents (îles, côtes continentales et bancs offshore), et ont rapporté une forte variabilité

spatiale à des échelles réduites mais aucune différence majeure entre les assemblages au niveau de l'habitat, bien que ceux des côtes continentales soient différents de ceux se développant dans les îles (Piazzini *et al.*, 2009). En outre, les assemblages des îles présentaient des différences liées à la profondeur, alors que ceux des côtes continentales n'en présentaient pas (Piazzini et Balata, 2011). Des différences géographiques similaires dans la composition spécifique entre les habitats se retrouvent dans les assemblages dominés par *Eunicella cavolini* (Sini *et al.*, 2014). Cependant, les assemblages dominés par *Paramuricea clavata* présentent une variabilité spatiale modérée, les sites présentant une grande similarité même à de grandes échelles spatiales (>100 km) (Casas-Güell *et al.*, 2015). Dans les habitats coralligènes dominés par *Corallium rubrum*, la composition des espèces et les groupes morpho-fonctionnels différaient de manière constante à plusieurs échelles spatiales, la variabilité la plus élevée étant observée à de grandes échelles spatiales (>200 km) et la plus faible à l'échelle du km (Casas-Güell *et al.*, 2016).

Différents facteurs environnementaux expliquent la variabilité à moyenne et grande échelle. La variabilité des macroalgues dans les récifs de tégène du nord de l'Adriatique est liée à la morphologie des affleurements, à la profondeur et à la distance de la côte (Curiel *et al.*, 2012). La profondeur semble être le principal vecteur de changement dans la substitution des algues calcaires par les éponges à des profondeurs croissantes (Deter *et al.*, 2012). Dans une étude portant sur 120 assemblages coralligènes à travers la France (Holon *et al.*, 2014), la variabilité spatiale observée a été expliquée à 28,8% par un modèle prenant en compte cinq variables environnementales physiques (température de surface, turbidité, pourcentage de couverture des sédiments, pourcentage de couverture des crevasses et pourcentage de couverture des restes biologiques) et trois variables spatiales (longitude, latitude et profondeur). Les facteurs spatiaux expliquent 19 % de la variance, tandis que les facteurs environnementaux expliquent le reste de la variance.



9. Dynamique

9.1. Saisonnalité et dynamique à court terme

L'étude de la dynamique de l'ensemble de la communauté coralligène a d'abord été évaluée par Garrabou *et al.* (2002) à l'aide d'une méthode photographique pour rechercher les changements survenant dans deux zones surveillées de concrétions coralligènes couvrant 310 cm² sur une période de deux ans. Le taux de changement observé était en moyenne de 10% mois⁻¹, avec une saisonnalité très faible à nulle. La plus grande partie de la zone (>70 %) est restée presque constante tout au long des deux années de surveillance, ne montrant pas ou peu de transitions, ce qui indique la grande persistance des animaux et des plantes qui prospèrent dans les communautés coralligènes (figure 18). Casas-Güell *et al.* (2015) ne constatent pratiquement aucun changement temporel sur une période de cinq ans, que ce soit dans la composition des espèces ou dans les groupes morpho-fonctionnels. La variabilité temporelle limitée des récifs coralligènes a été attribuée à la réduction des taux de croissance lente et des taux de mortalité lents (Garrabou *et al.*, 2002 ; Virgilio *et al.*, 2006 ; Teixidó *et al.*, 2011) des taxons les plus abondants et à la saisonnalité réduite des conditions environnementales (Virgilio *et al.*, 2006). Cependant, Teixidó *et al.* (2011) soulignent que des événements de mortalité occasionnels et des pulsations de recrutement élevées peuvent se produire (Garrabou *et al.*, 2009a ; Linares *et al.*, 2018 ; Verdura *et al.*, 2019). La variabilité temporelle est également réduite dans les récifs de tégène (Abiatti *et al.*, 2009).

D'autres études ont été menées avec certains compartiments ou espèces de communautés coralligènes. En fait, la plupart des études portant sur la biologie des principales espèces des communautés coralligènes (voir le chapitre "Fonctionnement des espèces remarquables et clés") ont décrit les effets de la saisonnalité, lorsque ce processus existe.

En ce qui concerne la flore benthique, Ballesteros (1991a) a décrit le cycle saisonnier de plusieurs communautés phytobenthiques du nord-ouest de la Méditerranée, en faisant une comparaison entre les communautés en utilisant les mêmes paramètres que les descripteurs. La communauté coralligène avec le *Mesophyllum alternans* et *Halimeda tuna* avait la saisonnalité la plus basse de toutes les communautés infralittorales étudiées, celle-ci étant presque constante en automne, en hiver et au printemps, mais avec une productivité maximale en été, période pendant laquelle les valeurs de la biomasse étaient plus élevées que pendant le reste de l'année. Piazzini *et al.* (2004) ont constaté des différences saisonnières significatives,

principalement liées à la disparition de nombreuses espèces de tourbe et à la diminution de la couverture de la plupart des algues dressées, principalement des formes foliacées et cortico-térétiques, en hiver. Bien que la croissance des algues coralliennes soit presque constante tout au long de l'année (Garrabou & Ballesteros, 2000), la croissance de *Halimeda* se produit principalement en été (Ballesteros, 1991c). En termes de changements structurels dans la communauté, on peut distinguer deux stades sur un cycle annuel : le stade de la communauté diversifiée, avec une couverture réduite d'*Halimeda* et d'autres algues molles, et le stade de la communauté développée, caractérisée par une couverture élevée d'*Halimeda* (Ballesteros, 1991b). Le passage du stade de communauté diversifiée au stade de communauté développée s'effectue par une phase de production (début de l'été). Une phase de diversification peut être distinguée à la fin de l'automne, lorsqu'une chute soudaine de la couverture d'*Halimeda* est détectée (Ballesteros, 1991b) (figure 92).



Figure 92. L'assemblage coralligène dominé par *Halimeda tuna* et *Mesophyllum alternans* montre une saisonnalité modérée, avec une productivité maximale en été (Photo de E. Ballesteros).

La plupart des hydrozoaires benthiques présentent un schéma saisonnier, avec une reproduction au printemps ou à l'automne et une croissance de l'automne au printemps ; la plupart d'entre eux disparaissent pendant l'été, ne laissant que des stolons basaux dormants (Boero *et al.*, 1986). L'abondance des hydrozoaires épiphytes sur *Halimeda tuna* diminue en été en raison de la mort des vieux thalles de *Halimeda*, de la croissance de nouveaux thalles et des articles apicaux sur les thalles existants, et peut-être en raison de la concurrence interspécifique avec les algues épiphytes (Llobet *et al.*, 1991a).

Les anthozoaires présentent une saisonnalité marquée dans toutes les activités (Coma *et al.*, 1998a ; Garrabou, 1999). Selon Coma *et al.* (2002), les taux de respiration de *Paramuricea clavata*, *Dysidea avara* et *Halocynthia papillosa* varient de deux à trois fois sur le cycle annuel, présentant un schéma saisonnier marqué mais ne montrant aucun cycle journalier ou une variabilité journalière significative au cours des mois. Le rythme respiratoire de *Paramuricea* (suspensivores passifs) n'est pas corrélé à la température, mais celui de *Dysidea* et *Halocynthia* (suspensivores actifs) augmente avec la température. On observe un faible taux de synthèse de nouveaux tissus pendant l'été, ainsi que la contraction des polypes et un faible Q_{10} , ce qui explique les faibles taux de respiration de la *Paramuricea* observés pendant la période de température la plus élevée. Ces faibles taux de respiration soutiennent l'hypothèse selon laquelle des limitations énergétiques pourraient être à l'origine de la dormance estivale chez certains taxons benthiques se nourrissant en suspension en Méditerranée (figure 20).

Les bryozoaires habitant les affleurements coralligènes présentent une croissance relativement faible et une variabilité temporelle relativement faible (Pacciardi *et al.*, 2004) bien que nous ayons observé des différences remarquables dans la taille et la densité de certains bryozoaires calcaires dressés (*Reteporella grimaldii*, *Schizotheca serratimargo*) au fil des ans dans les murs coralligènes du Parc national de Cabrera (Ballesteros, obs. pers.) (Figure 93).

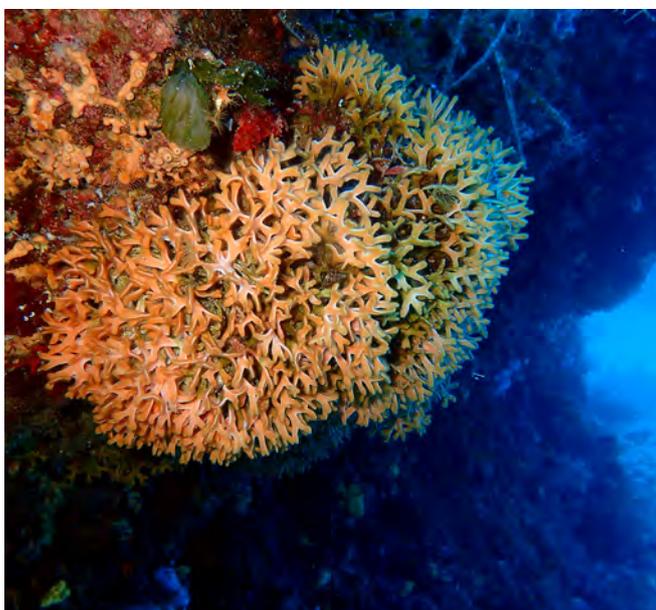


Figure 93. Le bryzoaire *Schizotheca serratimargo* peut présenter des différences remarquables en densité et en taille des colonies au fil des années dans les environnements coralligènes (Photo de E. Ballesteros).

Il est de plus en plus évident que les schémas saisonniers d'activité et de production secondaire de suspensivores dans les assemblages coralligènes sont caractérisés par une estivation (Coma *et al.*, 2000). Plusieurs types de périodes de repos et de résistance ont été observés chez plusieurs ascidies coloniales pendant la saison chaude (Turon, 1992 ;

Turon & Becerro, 1992). Dans le cas de *Polysyncraton lacazei*, la surface des colonies est recouverte d'une pellicule vitreuse et les ouvertures siphonales sont scellées. Ceci est interprété comme un phénomène de rajeunissement qui prolonge la durée de vie des zooïdes (Turon, 1992). Certaines éponges passent également par une période de repos, sans se nourrir, avec une restructuration cellulaire, principalement en été. Par exemple, certains spécimens de *Crambe crambe* semblent être couverts d'une cuticule vitreuse, effaçant les oscules et les ostiums après la reproduction, de fin août à fin octobre (Turon *et al.*, 1999). Ces auteurs suggèrent que ces stades de repos se développent non seulement en réponse à un remodelage après la reproduction, mais aussi sous l'effet d'anomalies de la température de l'eau.

On a observé que les assemblages de macroinvertébrés mobiles changent en l'espace d'un an (Bedini *et al.*, 2014). La faune décapode présente également une certaine saisonnalité (García-Raso & Fernández Muñoz, 1987), en raison du recrutement intense de plusieurs espèces à la fin de l'été, et d'une diminution progressive de la densité des individus et d'une augmentation de leur taille d'octobre à juin. Cependant, cela ne semble pas être le cas pour les mollusques (Urta *et al.*, 2012).

La faune piscicole des communautés coralligènes varie dans le temps malgré un environnement benthique assez stable (Guidetti *et al.* 2002) et est également affectée par la saisonnalité (García-Rubies, 1997), bien que son effet soit d'une importance très mineure. Le nombre d'espèces présentes dans les poissons, sur des transects visuels de 50 m de long des fonds coralligènes autour des îles Medes, diminue légèrement en hiver, et la plupart des poissons semblent être moins actifs qu'en été (García-Rubies, 1997) (figure 94).



Figure 94. Le mérou *Epinephelus marginatus* est moins actif en hiver (Photo de E. Ballesteros).

9.2. Évolution des échelles de temps décennales

L'échantillonnage photographique a été utilisé pour détecter des changements à l'échelle de décennies dans les assemblages coralligènes. La faible mortalité, la croissance lente et le recrutement généralement faible des espèces les plus dominantes comme les éponges *Aplysina cavernicola*, *Chondrosia reniformis*, *Haliclona fulva*, *Scalispongia scalaris*, *Petrosia ficiformis* et *Spirastrella cunctatrix* et des anthozoaires comme *Alcyonium acaule*, *Leptopsammia pruvoti*, *Caryophyllia inornata* et *Corallium rubrum* empêchent l'existence d'énormes changements à l'échelle décennale si les conditions restent stables (Teixidó *et al.*, 2005, 2009). Lorsque des changements se produisent, ils semblent être liés à une augmentation des pressions anthropiques (Roghi *et al.*, 2010; Gatti *et al.*, 2015a, 2017) telles que des taux de sédimentation et une turbidité de l'eau accrue, des événements de mortalité liés au réchauffement et des espèces envahissantes. Il semble y avoir eu un changement entre 1980 et 1990 dans les récifs de Portofino, lorsque le réchauffement était rapide et que certaines espèces ont disparu ou se sont raréfiées, beaucoup trouvant refuge dans des eaux plus profondes (Gatti *et al.*, 2017). Cependant, les espèces introduites ont augmenté dans cette étude, tout comme

certaines espèces indigènes comme *Axinella verrucosa*, *Eunicella verrucosa*, *Leptogorgia sarmentosa* ou *Salmacina dysteri*, qui résistent mieux aux nouvelles conditions environnementales (Gatti *et al.*, 2015a, 2017).

La comparaison de la diversité des éponges sur une période de 25 ans (Bertolino *et al.*, 2015) en utilisant des séries de photographies prises entre 1987/1988 et 2012/2013 a montré que la couverture globale des éponges est restée pratiquement inchangée. Néanmoins, des changements sont intervenus au niveau des espèces, avec une augmentation des abondances chez *Agelas oroides* et *Axinella* spp. et une diminution drastique chez *Chondrosia reniformis*, *Phorbas tenacior*, *Acanthella acuta*, *Ircinia* spp., *Dysidea avara* et *Petrosia ficiformis* (figure 95). Aucun changement dans l'abondance de *Cliona viridis* et dans le complexe des éponges rouges incrustées n'a été observé. L'échantillonnage des mêmes récifs à un intervalle de temps d'environ 40 ans (Bertolino *et al.*, 2017b) a montré une diminution de 45% de la richesse en espèces, qui était plus élevée dans les éponges massives et dressées (67%) que dans les éponges incrustantes (36%), coelobiontes (50%) ou foreuses (25%), ce qui suggère que la partie interne des bioconstructions était moins affectée par la variation des conditions environnementales.

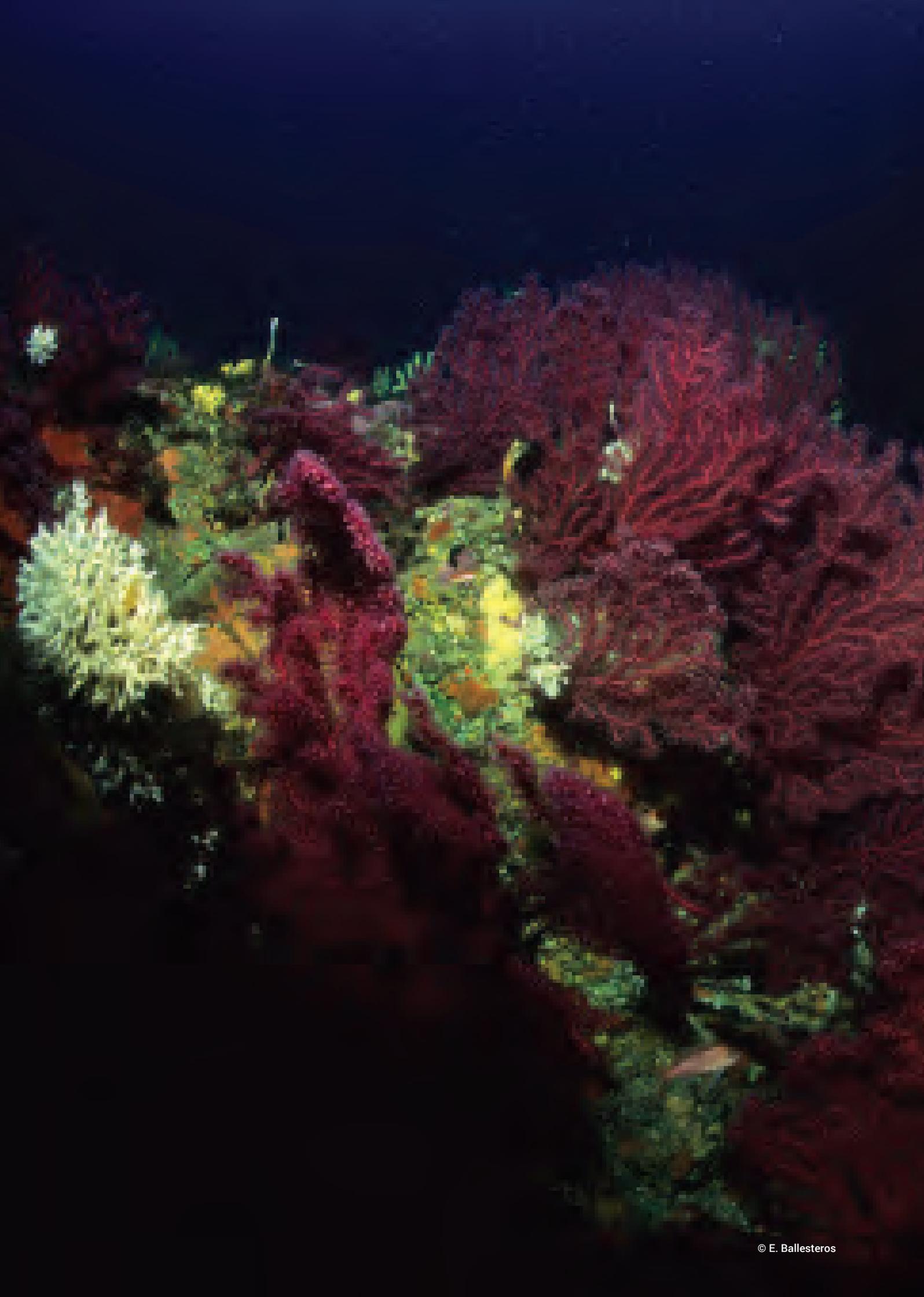


Figure 95. L'éponge encroûtante *Phorbas tenacior* est l'une des espèces qui a connu une diminution drastique au cours des 25 dernières années dans les récifs coralligènes de Portofino (Photo de E. Ballesteros).

9.3. Changements à l'échelle des siècles et des millénaires

La plupart des espèces d'éponges produisent des spicules de genres et/ou d'espèces spécifiques qui restent encastrés dans le sédiment remplissant les trous intérieurs des concrétions coralligènes une fois que les éponges meurent. L'obtention de carottes comprenant toute l'épaisseur d'un amas coralligène permet la récupération des spicules pendant toute la durée de vie du concrétionnement, ce qui, associé à l'estimation de l'âge des différentes sections, permet la reconstruction de

la faune spongieuse tout au long des siècles et même des millénaires (Bertolino *et al.*, 2013, 2017a,b). Les données des récifs liguriens (Italie) montrent une certaine stabilité des populations d'éponges avec le temps au cours des 5000 dernières années, avec près de 50% de l'assemblage restant constant (Bertolino *et al.*, 2013). Cependant, des changements critiques au niveau générique dans la diversité et l'abondance des éponges ont été observés à des intervalles de 500/250 ans, qui pourraient être liés à différentes périodes et événements climatiques qui ont affecté la zone méditerranéenne pendant la période étudiée (Bertolino *et al.*, 2017a, b).



10. Connectivité

Les larves de la plupart des espèces coralligènes étudiées jusqu'à présent ne se disséminent souvent que sur de courtes distances (Costantini *et al.*, 2007 ; Abiatti *et al.*, 2009), ce qui suggère que les populations devraient être fortement structurées à différentes échelles spatiales, du mètre à l'ensemble de la Méditerranée. Les espèces sans larves présentent des niveaux de structure génétique plus élevés que les espèces à larves libres, mais il n'y a pas de différences significatives entre les espèces à larves lécitotrophes ou planctotrophes (Cahill *et al.*, 2017). Les espèces formant un habitat présentent une faible capacité de dispersion, un taux de rétention élevé et un faible effet des courants et des fronts sur leur dispersion (Pascual *et al.*, 2017), et présentent un niveau de structuration beaucoup plus élevé que les poissons et autres anciens invertébrés non indigènes (Calderón *et al.*, 2008 ; Maltagliati *et al.*, 2010 ; Schunter *et al.*, 2011 ; Ingrosso *et al.*, 2018) (figure 96).

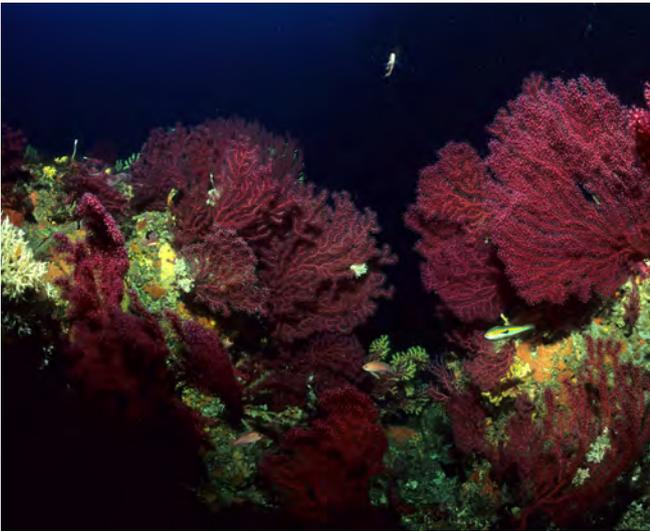


Figure 96. Il existe une structuration génétique cohérente et très significative parmi les espèces formant un habitat des assemblages coralligènes, comme *Paramuricea clavata* (Photo de E. Ballesteros).

La plupart des études génétiques utilisant des marqueurs mitochondriaux et microsatellites concernent les cnidaires, les éponges, les échinodermes et les tuniciers, alors qu'il n'existe aucune étude sur les bryozoaires et les polychètes (Costantini *et al.*, 2017, 2018). La connectivité des bioconstructeurs d'algues coralligènes est presque nulle, mais elle ne devrait pas être très étendue, car ils se dispersent au moyen de spores non flagellantes (Ingrosso *et al.*, 2018). Le plus grand nombre d'études a été consacré aux gorgones (*Corallium rubrum*, *Paramuricea clavata*, *Eunicella* spp.) (Costantini *et al.*, 2007 ; Mokhtar-Jamaï *et al.*, 2011 ; Aurelle *et al.*, 2011 ; Abiatti *et al.*, 2014 ; Ledoux *et al.*, 2010, 2014a ; Frleta-Valic *et al.*, 2014 ; Cannas *et al.*, 2015 ; Arizmendi-Mejía *et al.*, 2015 ; Pérez-Portela *et al.*, 2016 ; Costantini & Abiatti, 2016 ; Masmoudi *et al.*, 2016 ; Costantini *et al.*, 2016b ; Cánovas-Molina *et al.*, 2018), et il existe une étude sur la *Leptopsammia pruvoti* hexacorale (Goffredo *et al.*, 2009). En général, la structuration génétique des populations est cohérente et très significative (figure 96). De plus amples informations au niveau des espèces sont présentées dans le chapitre suivant. Il existe un fort isolement et le niveau de structuration diffère entre les embranchements et les espèces au sein des embranchements (Costantini *et al.*, 2018). La durée de vie des larves pélagiques ne semble toutefois pas être un facteur important de la structuration (Costantini *et al.*, 2018).



11. Fonctionnement des espèces remarquables et clés

11.1. Algues coralliennes

La dynamique de croissance de deux importants constructeurs coralligènes du nord-ouest de la Méditerranée, *Mesophyllum alternans* et *Lithophyllum stictaeforme*, a été étudiée dans les bioconcrétions de la réserve marine des îles Medes, dans une paroi abrupte située à une profondeur comprise entre 15 et 30 m (Garrabou & Ballesteros, 2000). Les taux de croissance variaient de 0,16 mois⁻¹ pour le *Mesophyllum alternans* à 0,09 mois⁻¹ pour le *Lithophyllum stictaeforme*, avec des taux de retrait de 0,09 et 0,04 mois⁻¹, respectivement. Ces taux de croissance sont inférieurs de plus d'un ordre de grandeur à ceux rapportés pour d'autres espèces coralliennes méditerranéennes et tropicales, mais sont similaires aux rapports pour les coralliennes à croûte dans les eaux arctiques et tempérées. Aucun schéma saisonnier de croissance ou de rétrécissement n'a été trouvé pour les deux espèces ; cependant, une saisonnalité dans la présence du concept a été détectée chez *Lithophyllum stictaeforme*, avec une forte variabilité inter annuelle. Le *Mesophyllum alternans* thalli a fréquemment subi des fissions et des fusions (presque un événement pendant la période de surveillance de deux ans pour 50% des plantes surveillées), alors qu'elles ont été rarement observées chez *Lithophyllum stictaeforme* (figure 97). Ces différences dans la croissance, le retrait et les événements de fission et de fusion sont interprétées comme des stratégies de croissance différentes. Le *Mesophyllum alternans* a une stratégie plus opportuniste, croissant plus rapidement et gagnant plus de surface, bien qu'il perde également de la surface à des taux plus élevés. Le *Lithophyllum stictaeforme* a une stratégie plus conservatrice, il est plus efficace pour maintenir la surface acquise grâce à son taux de croissance réduit (Garrabou & Ballesteros, 2000).



Figure 97. Les fissions des thalles sont rarement observées chez l'algue coralligène bâtisseuse *Lithophyllum stictaeforme* (Photo de E. Ballesteros).

Il a été démontré que *Lithophyllum cabiochae* présente des nécroses d'algues en culture sous une température d'eau élevée et ces nécroses sont facilitées si la pCO₂

est supérieure à la normale (Martin *et al.* 2009). La survie de *Lithophyllum cabiochae* dans des conditions de laboratoire dépendait à la fois de l'irradiation et de la température, la plus longue survie (> 5 ans) étant observée à 10-12°C et 20 μmols m⁻² s⁻¹. Les spécimens sont morts en moins de six mois lorsqu'ils ont été soumis à 24-26°C et 75 μmols m⁻² s⁻¹, ce qui explique la capacité de cette espèce à survivre à des irradiations très faibles en dessous de la thermocline (Rodríguez-Prieto, 2016).

11.2. *Halimeda tuna*

Ballesteros (1991c) a étudié la croissance et la production d'une population de *Halimeda tuna* provenant d'une communauté coralligène (18 m de profondeur) dans le nord-ouest de la Méditerranée. La production de nouveaux segments a changé de façon saisonnière, étant maximale en été et minimale en hiver (figure 98), ce qui suggère que la croissance est principalement liée à la température et à l'irradiation. La perte de segments semble être liée aux perturbations physiques (tempêtes) et à la couverture végétale. La production annuelle de *Halimeda tuna* a été estimée à 680 g dw m⁻², ce qui équivaut à 114 g de C organique m⁻² an⁻¹ et à 314 g de CaCO₃ m⁻² an⁻¹ ; le rapport P/B annuel était de 1,87 an⁻¹. L'assemblage épiphyte qui se développe sur les segments du *Halimeda tuna* a également montré une saisonnalité élevée, avec une biomasse et une richesse en espèces maximales au début de l'été. Les valeurs de croissance et de production rapportées dans Ballesteros (1991c) soulignent l'importance du *Halimeda tuna* en tant que producteur de matière organique et de carbonate de calcium dans l'habitat coralligène. En fait, les données disponibles suggèrent que la production de carbonate de calcium par *Halimeda* dans les concrétions coralligènes peu profondes est similaire à celle des algues coralliennes (Canals *et al.*, 1988).



Figure 98. La production de nouveaux segments varie saisonnièrement chez *Halimeda tuna*, étant maximale en été et minimale en hiver (Photo de E. Ballesteros).

11.3. Éponges

Garrabou & Zabala (2001) ont étudié la dynamique de croissance de quatre démosponges (*Crambe crambe* et *Hemimycale columella* d'une communauté "précoraligène", et *Oscarella lobularis* et *Chondrosia reniformis* d'une communauté coralligène des îles Medes) et ont rapporté une dynamique de croissance relativement lente avec des taux de croissance et de retrait faibles. Les espèces coralligènes ont eu un taux de croissance relatif moyen de $0,15 \text{ mois}^{-1}$ (*Oscarella*) et de $0,022 \text{ mois}^{-1}$ (*Chondrosia*), avec des taux de diminution de $0,12$ et $0,017 \text{ mois}^{-1}$, respectivement. Les différences inter-spécifiques dans les taux de croissance, de retrait, de division et de fusion ont été interprétées comme la preuve de stratégies biologiques distinctes visant la persistance et l'occupation du substrat. *Chondrosia reniformis* est une espèce conservatrice, avec une croissance lente mais une grande résistance aux dommages. *Crambe crambe* semble augmenter son taux d'occupation de l'espace par un taux de division élevé. *Hemimycale columella* croît rapidement et rétrécit à faible vitesse, se répandant ainsi rapidement sur le substrat. *Oscarella lobularis* croît et rétrécit rapidement, affichant une grande croissance.

Le régime naturel de *Dysidea avara*, une éponge commune dans les communautés coralligènes (Uriz *et al.*, 1992a) (Figure 99), a été étudié par Ribes *et al.* (1999b). *Dysidea avara* a obtenu 85 % du carbone qu'elle a ingéré à partir de la fraction inférieure à $5 \mu\text{m}$ (principalement des procaryotes et du pico- et nanoplancton) et 15 % à partir de la fraction supérieure à $5 \mu\text{m}$ (principalement du phytoplancton). Toutefois, les contributions partielles des différents groupes varient selon les saisons, en fonction de la composition planctonique de la colonne d'eau : en hiver, le phytoplancton est un élément important de l'absorption totale (26 %), tandis que le reste de l'année, il contribue pour moins de 7 % à l'absorption totale. Cette plasticité trophique peut représenter



Figure 99. L'éponge *Dysidea avara* obtient la majeure partie de son carbone ingéré à partir de la fraction planctonique inférieure à $5 \mu\text{m}$, ce qui signifie qu'elle se nourrit principalement de procaryotes et de pico- et nanoplancton (Photo de E. Ballesteros).

un avantage pour l'espèce car elle atténue les effets des fluctuations saisonnières de la communauté planctonique. De plus, les taux de transport d'eau de $63 \text{ ml g}^{-1} \text{ min}^{-1}$ et les taux d'élimination élevés pour les particules de $4 \mu\text{m}$ ou moins observés chez *Dysidea avara* (Turon *et al.*, 1997) indiquent un impact significatif du broutage des éponges sur le picoplancton dans des communautés comme le coralligène, où *Dysidea avara* et d'autres éponges massives sont abondantes (Laubier, 1966 ; Bibiloni *et al.*, 1984).

11.4. Hydrozoaires

L'hydrozoaire *Orthopyxis crenata*, un hydroïde commun se développant sur l'algue *Halimeda*, était le plus abondant de novembre à avril, lorsque trois cohortes ont été identifiées (Llobet *et al.*, 1991b). Pendant le reste de l'année, seules deux cohortes ont pu être identifiées, sauf en juin et juillet où il n'y avait qu'une seule cohorte de juvéniles. La reproduction a eu lieu de fin octobre à début décembre, le recrutement ayant lieu au même moment. En hiver, la taille des colonies a quintuplé et triplé tous les 15 jours, avec une durée de vie maximale de six semaines. L'abondance maximale des hydroïdes en hiver semble être liée à l'augmentation de la disponibilité de la nourriture, à une diminution de la compétence des algues épiphytes et à une baisse du taux de renouvellement des *Halimeda* (Ballesteros, 1991c). La stratégie d'*Orthopyxis crenata* et d'autres hydroïdes est complètement différente de celle des anthozoaires à longue durée de vie qui sont également communs dans les communautés coralligènes ; les colonies ne survivent que pendant un petit nombre de semaines mais la reproduction asexuée par les stolons rampants assure la survie de la colonie au-delà de la vie de *Halimeda thalli*, et peut-être indéfiniment.

Coma *et al.* (1992) ont étudié le cycle de vie de deux espèces similaires d'hydrozoaires vivant sur le thalli du *Halimeda tuna* et ont également constaté que la survie devrait être très longue pour chaque colonie, en raison de la reproduction asexuée active (par stolonisation chez *Halecium petrosum* ; par propagules planctoniques chez *Halecium pusillum*) qui se produit pendant la majeure partie de l'année. La durée de vie maximale des colonies a été estimée à seulement huit semaines, la taille moyenne des colonies étant multipliée par trois à six sur des périodes consécutives de deux semaines.

11.5. Corail rouge

Le corail rouge est généralement associé aux communautés dominées par les animaux qui poussent dans des conditions de faible luminosité et qui caractérisent les petites cavités, les falaises verticales et les surplombs présents dans les concrétions coralligènes, bien qu'il s'étende également sur les affleurements rocheux et les monts sous-marins jusqu'à environ mille mètres (Costantini *et al.*, 2016b). Bien qu'il soit essentiellement réparti dans le bassin occidental, il est également présent dans certaines

zones du bassin oriental et de la côte atlantique voisine (Zibrowius *et al.*, 1984 ; Chintiroglou *et al.*, 1989 ; Aurelle *et al.*, 2011 ; Boavida *et al.*, 2016 ; Çinar *et al.*, 2018). Le corail rouge peut se développer dans une large gamme de profondeurs, si les conditions environnementales le permettent (figure 100). Dans les eaux peu profondes, c'est une espèce principalement située dans des grottes et dans les eaux profondes, on la trouve dans des zones ouvertes, bien en dessous des limites les plus profondes des affleurements coralligènes.



Figure 100. Le corail rouge (*Corallium rubrum*) se développe dans une large gamme de profondeurs. Ici, on peut l'observer juste en dessous de la limite la plus profonde de l'herbier de posidonies, à -35 m au Cap de Cavalleria (Minorque) (Photo de E. Ballesteros).

Le prélèvement est la principale source de perturbation des populations de corail rouge (Santangelo *et al.*, 1993 ; Santangelo & Abbiati, 2001 ; Tsounis *et al.*, 2007 ; Rossi *et al.*, 2008 ; Montero-Serra *et al.*, 2014 ; Angiolillo *et al.*, 2016 ; Garrabou *et al.*, 2017 ; Jaziri *et al.*, 2017 ; Linares *et al.*, 2019), bien que des événements de mortalité à grande échelle aient également été documentés (Arnoux *et al.*, 1992 ; Garrabou *et al.*, 2001 ; Garrabou *et al.*, 2009a ; Kruzic & Rodic, 2014 ; Bavestrello *et al.*, 2014 ; Linares *et al.*, 2019). L'exposition des colonies de corail rouge à 24 °C pendant 24 jours a provoqué un début de mortalité uniquement pour les colonies provenant des eaux profondes, tandis que l'exposition à 25 °C pendant 9 à 14 jours a provoqué une mortalité généralisée dans les colonies profondes et peu profondes, ce qui indique que les colonies provenant des eaux peu profondes ont une plus grande thermotolérance aux températures élevées de l'eau de mer que les populations profondes (Torrents *et al.*, 2008). Cependant, les colonies de corail rouge montrent une réponse différentielle aux eaux chaudes à une échelle locale, qui pourrait s'expliquer par une adaptation ou une acclimatation locale (Haguenauer *et al.*, 2013). La plongée récréative semble avoir un impact limité sur les populations, mais les risques potentiels de braconnage et de perturbation mécanique augmenteront dans un avenir proche avec l'augmentation prévisible de la plongée (Garrabou & Harmelin, 2002) (Figure 101). Selon Garrabou & Harmelin (2002), le corail rouge a un taux de survie élevé, avec 60% des colonies atteignant l'âge de 22 ans. La mortalité est plus élevée chez les

juvéniles, mais la mortalité partielle des colonies est plus élevée dans les vieilles colonies (Garrabou & Harmelin, 2002). L'âge de la première reproduction se situe, en moyenne, entre 7 et 10 ans, bien que l'effort de reproduction, c'est-à-dire le pourcentage de polypes gravides par colonie, soit plus élevé dans les colonies plus âgées (Torrents *et al.*, 2005). Les colonies sont composées de mâles ou de femelles, avec détermination génétique du sexe (Pratlong *et al.*, 2017). Les gonades mâles se développent en un an, alors que la maturation des gonades femelles prend deux ans (Vighi, 1972). La température apparaît comme le principal facteur de synchronisation du développement des gonades au sein des populations de Medes et Palos (Gori *et al.*, 2007). L'émission des planules semble être liée à la température de l'eau et dure de mai à octobre, selon chaque zone géographique (Lacaze-Duthiers, 1864 ; Lo Bianco, 1909 ; Cerruti, 1921 ; Vighi, 1972 ; Santangelo *et al.*, 2003).



Figure 101. Les grandes colonies de *Corallium rubrum* sont extrêmement rares dans les eaux peu profondes car elles risquent d'être récoltées par des plongeurs commerciaux ou par des braconniers (Photo de E. Ballesteros).

Les larves couveuses du corail rouge ont suggéré que sa capacité de dispersion était réduite (Weinberg, 1979 ; Abbiati *et al.*, 1993), ce qui a été récemment prouvé (Costantini *et al.*, 2007). L'aire de dispersion moyenne du corail rouge varie entre 22 et 31 cm en fonction de la structure génétique spatiale des colonies (Ledoux *et al.*, 2010a ; Costantini *et al.*, 2016b).

Il existe un niveau élevé de structure génétique à l'échelle régionale, avec une distribution hétérogène du niveau régional au niveau de l'échantillon (Costantini *et al.*, 2007 ; Ledoux *et al.*, 2010b, 2014a ; Costantini *et al.*, 2016b). Les populations de l'Adriatique et de l'Afrique du Nord sont génétiquement différentes de celles du nord de la Méditerranée occidentale (Aurelle *et al.*, 2011). Les populations de l'est et de l'ouest de la Sardaigne présentent une différenciation génétique significative (Cannas *et al.*, 2015). La profondeur joue un rôle important dans la détermination des modèles de structure génétique de *Corallium rubrum*, avec un seuil de connectivité sur 40 à 50 m de profondeur (Costantini *et al.*, 2011, 2016b). Les populations de corail rouge en eaux profondes (55-120 m) présentent une grande similitude génétique entre le nord (Ligurie,

archipel toscan) et le sud (Thyrrhénienne du Sud, Ionienne) de la Méditerranée (Costantini & Abiatti, 2016). Ainsi, la connectivité des populations d'eaux peu profondes est extrêmement limitée et les populations de coraux profonds ne devraient pas être considérées comme une source de rétablissement des populations d'eaux peu profondes, ni l'inverse (Abiatti *et al.*, 2014 ; Ledoux *et al.*, 2014a,b).

Le recrutement, lorsqu'il est étudié dans des panels expérimentaux, est généralement élevé au début, puis diminue par la suite (Garrabou & Harmelin, 2002 ; Bramanti *et al.*, 2005). Cependant, les différences entre les résultats obtenus par Harmelin & Garrabou (2002) et Bramanti *et al.* (2005, 2016) suggèrent qu'il existe une forte variabilité des taux de recrutement et de colonisation au sein de la population.

La croissance du corail rouge est fortement affectée par des interactions intra et interspécifiques et des événements stochastiques (Bavestrello *et al.*, 2009). Les taux de croissance estimés par les méthodes pétrographiques vont de 1,57 à 0,91 mm an⁻¹ pour le diamètre basal (Garcia-Rodriguez & Massó, 1986 ; Abbiati *et al.*, 1992), mais les estimations diminuent à 0,62 mm an⁻¹ dans les observations à moyen terme (quatre ans) (Cerrano *et al.*, 1999 ; Bramanti *et al.*, 2005) et à 0,24 mm an⁻¹ dans les études à long terme (vingt-deux ans) (Garrabou & Harmelin, 2002 ; Bramanti *et al.*, 2014). Une nouvelle technique de vieillissement du corail rouge développée par Marschal *et al.* (2005) suggère des taux de croissance moyens d'environ 0,35 mm an⁻¹, en accord étroit avec les observations à long terme. Les taux de croissance de la hauteur des colonies ont été estimés à environ 1,8 mm an⁻¹ (Garrabou & Harmelin, 2002 ; Bramanti *et al.*, 2005). Le taux moyen de ramification pour chaque colonie est de 3,4 branches en 22 ans (Garrabou & Harmelin, 2002).

Dans les temps anciens, le corail rouge vivait en populations relativement denses avec une grande proportion de colonies séculaires, même à de faibles profondeurs. Garrabou *et al.* (2017) fournissent des données démographiques sur une population inexploitée de corail rouge récemment découverte dans l'AMP de Scandola (Corse) (Figure 102), qui présente la plus grande biomasse (plus de 100 fois) signalée à ce jour, même en eaux profondes ou dans des populations qui prospèrent dans des zones protégées depuis 30 ans (Santangelo *et al.*, 2004, 2007, 2009 ; Tsounis *et al.*, 2007 ; Rossi *et al.*, 2008 ; Krusic & Popijac, 2009 ; Pedoni *et al.*, 2009 ; Angiolillo *et al.*, 2009, 2016 ; Linares *et al.*, 2010 ; Bramanti *et al.*, 2014). Les populations exploitées présentent des valeurs environ deux fois plus faibles en moyenne, et jusqu'à quatre fois plus faibles en ce qui concerne la taille des colonies par rapport aux populations non exploitées, ce qui réduit la biomasse et déclenche une simplification générale des populations touchées (Montero-Serra *et al.*, 2014, 2015).

Garrabou & Harmelin (2002) fournissent des données indiscutables sur la longévité des colonies et la dynamique de population parcimonieuse



Figure 102. Les colonies d'une population de corail rouge inexploitée récemment découvertes à Scandola (Corse) présentent une biomasse et une abondance plusieurs ordres de grandeur supérieures à celles des autres populations étudiées jusqu'à présent, réajustant ainsi la base écologique de cette espèce surexploitée (Photo de E. Ballesteros).

de *Corallium rubrum*. Les populations actuelles ont montré un changement spectaculaire dans leur structure de taille, caractérisée par l'absence de grandes colonies. Le rétablissement complet des populations exploitées en eaux peu profondes peut prendre plusieurs décennies, voire des siècles (Garrabou & Harmelin, 2002 ; Tsounis *et al.*, 2007).

Aucun signe de prédation n'a été observé dans les colonies surveillées de *Corallium rubrum* (Garrabou & Harmelin, 2002). En fait, la prédation semble jouer un rôle mineur dans les communautés sessiles dominées par les invertébrés (Garrabou *et al.*, 2002).

11.6. Gorgones molles

Paramuricea clavata, *Eunicella cavolini* et *Eunicella singularis* sont les gorgones molles les plus courantes dans les fonds coralligènes (figure 103). La croissance de *Paramuricea clavata* a été suivie par photographie sur une période de deux ans (Coma *et al.*, 1998b). D'après les données sur le taux de croissance, les plus grandes colonies de la population (55 cm) avaient environ 31 ans (figure 104). En moyenne, la production nette de toutes les colonies était de 75% de la production brute. La production brute était de 4,4 g afdw m⁻² an⁻¹, tandis que la valeur P/B était de 0,11 an⁻¹ et le temps de renouvellement était de neuf ans (Coma *et al.*, 1998a, b). Mistri & Ceccherelli (1994), dans une étude de *Paramuricea clavata* dans le détroit de Messine (Italie), ont estimé une production de 3 g afdw m⁻² an⁻¹, une valeur P/B de 0,13 an⁻¹ et un taux de rotation de 7,5 ans. Dans *Eunicella cavolinii*, Weinbauer & Velimirov (1995a, b) ont estimé une production de 0,3 à 7,4 g d'afdw m⁻² an⁻¹, une valeur P/B d'environ 0,24 et 0,32 an⁻¹, et un taux de rotation allant de trois à quatre ans.

L'augmentation moyenne de la hauteur maximale de *Paramuricea clavata* varie de 1,8 à 2,7 cm an⁻¹ (Weinberg & Weinberg, 1979 ; Mistri & Ceccherelli, 1984 ; Coma *et al.*, 1998a).

Des valeurs similaires ont été obtenues pour *Eunicella singularis* (2,2 cm an⁻¹ ; Weinberg &

Weinberg, 1979). La croissance est plus faible chez *Eunicella cavolini* (0,85 à 1,14 cm an⁻¹ : Velimirov, 1975 ; Weinbauer & Velimirov, 1995a).



Figure 103. *Paramuricea clavata* et *Eunicella cavolini* sont deux gorgones molles communes vivant dans le coralligène (Photo de E. Ballesteros).

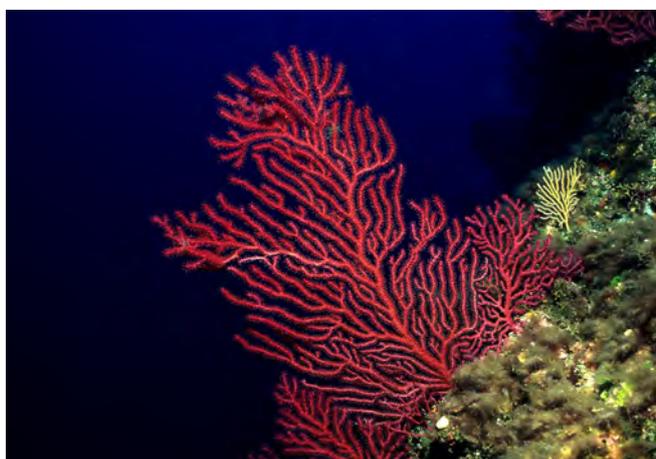


Figure 104. Les plus grandes colonies de *Paramuricea clavata* peuvent dépasser l'âge de 30 ans (Photo de E. Ballesteros).

Le caractère saisonnier de la croissance de *Paramuricea clavata* nécessite de longues périodes de surveillance afin d'être détecté avec précision, mais les données disponibles suggèrent qu'il y a une période de croissance élevée au printemps, ce qui est cohérent avec la fluctuation saisonnière des sources de nourriture (Coma *et al.*, 1998b).

L'âge minimum de la première reproduction chez *Paramuricea clavata* a été estimé à environ trois à treize ans en moyenne (Coma *et al.*, 1995a ; Bramanti *et al.*, 2016). Les niveaux de fécondité augmentent avec la taille de la colonie. L'oogenèse chez *Paramuricea clavata* dure de 13 à 18 mois et culmine avec la libération des oeufs matures en juin-juillet ; la reproduction est synchrone chaque année et, en plus de coïncider avec l'augmentation de la température de l'eau, elle est corrélée avec le cycle lunaire (Coma *et al.*, 1995a). La disponibilité de la nourriture chez *Paramuricea clavata* affecte la reproduction (Gori *et al.*, 2013) et contribue à expliquer la variabilité spatiale de la reproduction et du stockage d'énergie des suspensivores. Les oeufs frayés adhèrent aux surfaces extérieures des colonies

fécondes par l'action d'un revêtement muqueux. L'embryogenèse et la maturation finale ont lieu parmi les polypes. En quittant la surface des colonies, les larves se fixent immédiatement sur le substrat environnant. Même si les taux de fécondation sont élevés, la survie à travers les stades des planules et des polypes est très faible (Linares *et al.*, 2008b), ce qui peut contribuer à expliquer les faibles taux de recrutement observés dans les populations naturelles. Il existe un contrôle strict du recrutement, dépendant de la densité, opéré par les grandes colonies dans les populations surpeuplées (Bramanti *et al.*, 2016). La propagation clonale n'est pas courante (Pilczynska *et al.* 2017), et le maintien des populations est basé sur la reproduction sexuelle (Coma *et al.*, 1995b).

Le zooplancton (Nauplii, œufs de copépodes, autres œufs d'invertébrés, copépodes calanoïdes) représente une part importante de l'alimentation. Les pics de capture de proies sont enregistrés au printemps et à la fin de l'automne ; ils diminuent considérablement en été, lorsque la proportion de colonies ayant des polypes contractés est très élevée (figure 105). Le taux de capture de proies extrapolé à un cycle annuel suggère que les gorgones jouent un rôle important dans le flux d'énergie du plancton vers le benthos ; les estimations des populations de *Paramuricea clavata* situées dans les îles Medes indiquent que cette espèce peut prélever l'équivalent de 12 à 85 mg C m⁻² jour⁻¹ du zooplancton (Coma *et al.*, 1994).



Figure 105. Le pic de capture de proies chez *Paramuricea clavata* est enregistré au printemps et à la fin de l'automne, lorsque la proportion de colonies avec des polypes étendus est très élevée (Photo de E. Ballesteros).

Cependant, *Paramuricea clavata* a un régime alimentaire large et hétérogène qui va des nano-eucaryotes (3,8 µm) aux copépodes (700 µm), et comprend des proies aussi diverses que des ciliés, des dinoflagellés, des diatomées et des matières organiques détritiques en suspension (Ribes *et al.*, 1999c). Le carbone d'origine détritique représente environ 48 % du carbone total ingéré et présente un schéma saisonnier marqué, où l'hiver et le printemps sont les saisons présentant les taux d'ingestion les plus élevés. La quantité de carbone retirée de l'eau environnante est équivalente à 2,7 mg C m⁻² jour⁻¹ du POC vivant (y compris les nano-eucaryotes, diatomées,

ciliés et dinoflagellés) et à 28,7 mg C m² jour¹ du POC détritique. Aucune capture significative de matière organique dissoute ou de picoplancton n'a été observée. Ribes *et al.* (1999c) donnent une estimation de la répartition des sources alimentaires qui couvrent les besoins énergétiques de *Paramuricea clavata*, en supposant des données sur les taux d'ingestion observés dans les chambres d'incubation, corrigés par l'effet de la vitesse d'écoulement, obtenues à partir de la littérature. Selon ces auteurs, le zooplancton et les POC détritiques apportent une contribution similaire (environ 48% chacun), les POC vivants représentant les 4% restants, un chiffre qui peut probablement être extrapolé à d'autres gorgones.

Les activités métaboliques des gorgones méditerranéennes sont réduites en période de températures élevées (>18°C), avec une diminution des polypes ouverts et une moindre consommation d'oxygène (Previati *et al.*, 2010). *Paramuricea clavata* et *Eunicella cavolini* montrent les premiers signes de nécrose après seulement trois jours à 25°C mais aucun effet de ce type n'est observé chez *Eunicella singularis* (Previati *et al.*, 2010). Les zooxanthelles d'*Eunicella singularis* (figure 106) pourraient constituer une source d'énergie alternative lorsque les polypes sont fermés, augmentant ainsi sa résistance au stress thermique (Previati *et al.*, 2010), du moins pour de courtes périodes. Cependant, l'activité photosynthétique semble s'effondrer au-dessus de 24°C et le blanchiment se produit à 26°C (Ezzat *et al.*, 2013), ce qui explique les événements répétés de mortalité estivale de cette espèce si la nutrition hétérotrophe n'est pas en mesure de satisfaire les besoins métaboliques de base (Coma *et al.*, 2006, 2015).



Figure 106. La couleur légèrement brunâtre d'*Eunicella singularis* est due à des zooxanthelles symbiotiques, qui fournissent une source d'énergie alternative à la colonie (Photo de E. Ballesteros).

Il existe une capacité de résistance différente d'*Eunicella singularis* au stress thermique dans les cultures de laboratoire, en fonction de la zone géographique et de la profondeur. De manière inattendue, les populations d'eau profonde présentent une thermotolérance plus élevée (Ferrier-Pagés *et al.*, 2009 ; Pey *et al.*, 2011). Comme prévu, cependant, les populations des régions plus chaudes présentent une thermotolérance

légèrement plus élevée, de 28 à 29°C (Linares *et al.*, 2013). La résistance des colonies au stress thermique, constatée en laboratoire plus élevée qu'en plein champ, suggère que la disponibilité de la nourriture joue un rôle important dans l'évaluation de la thermotolérance d'*Eunicella singularis*. Il est intéressant de noter qu'*Eunicella cavolini* présente une thermotolérance plus faible chez les individus d'eau profonde, les individus très résistants étant présents à environ 20 mètres (Pivotto *et al.*, 2015).

Les seuils thermiques critiques déclenchant la mortalité chez *Paramuricea clavata* dépendent de la température et du temps. De courtes périodes (2 à 5 jours) de températures supérieures à 27°C ou un mois à 24°C sont des conditions déclenchant la mortalité (Crisci *et al.*, 2011). Après un mois d'exposition à 25 °C, 97 % des colonies présentent une nécrose tissulaire indépendamment des localités (Crisci *et al.*, 2017) (figure 107). Cependant, la capacité de *Paramuricea clavata* à faire face au stress thermique varie selon les individus et les populations, avec des différences très importantes à l'échelle géographique (>500 Km) (Ledoux *et al.*, 2019).



Figure 107. La plupart des colonies de *Paramuricea clavata* présentent une nécrose tissulaire après un mois d'exposition à 25°C (Photo de E. Ballesteros)

Le stress thermique a également des effets sublétaux importants sur la reproduction et la viabilité des premiers stades de vie de *Paramuricea clavata* (Linares *et al.*, 2014). Les adultes présentent un pourcentage de nécrose plus élevé que les juvéniles, ce qui suggère que la reproduction les rend plus vulnérables au stress thermique. Les individus mâles et femelles présentent un pourcentage similaire de lésions tissulaires et une diminution du rendement de la reproduction, la reproduction des femelles étant plus touchée que celle des mâles (Linares *et al.*, 2008 ; Arizmendi-Mejía *et al.*, 2015b). Ces effets sur la reproduction semblent être une réponse à la blessure elle-même, et non un effet direct du stress thermique (Linares *et al.*, 2008). Le stress thermique a également un impact négatif grave sur la viabilité des embryons et des larves, ce qui entraîne une réduction de la survie, un développement embryonnaire anormal et une altération de la métamorphose (Kipson *et al.*, 2012).

Les principales gorgones vivant dans les concrétions coralligènes présentent des préférences d'habitat différentes sur le plateau continental (Gori *et al.*, 2011) (Figure 108). La distribution, les limites de profondeur et la structure des populations peuvent également changer géographiquement (Linares *et al.*, 2007a ; Gori *et al.*, 2011 ; Kipson *et al.*, 2015 ; Grinyó *et al.*, 2016 ; Pérez-Portela *et al.*, 2016 ; Sartoretto *et al.*, 2019 ; Benabdi *et al.*, 2019). Par exemple, les populations d'*Eunicella cavolini* présentent des différences contrastées dans les limites de profondeur de distribution et les structures de population à travers la mer Méditerranée : Les populations du nord-ouest de la Méditerranée sont caractérisées par des populations denses dominées par de petites colonies (<20 cm), un recrutement périodique et une faible proportion de grandes gorgones (>30 cm). Celles de l'Adriatique centrale présentent des densités intermédiaires, avec des populations bien structurées, et un recrutement continu. Dans le nord de la mer Égée, la plupart des populations présentaient de faibles densités, une forte proportion de grandes colonies, mais un faible nombre de petites colonies, ce qui signifie un recrutement limité (Sini *et al.* 2014, 2015).



Figure 108. Bien que les gorgones habitant les concrétions coralligènes montrent des préférences d'habitat différentes, elles peuvent croître ensemble (Photo de E. Ballesteros).

Eunicella singularis est plus tolérante à un large éventail de conditions environnementales que *Paramuricea clavata* (Linares *et al.*, 2007a). Les populations des deux espèces présentent également des schémas de distribution de taille contrastés, les jeunes individus étant dominants chez *Eunicella singularis* et très rares chez *Paramuricea clavata* (Linares *et al.*, 2007a). Ces schémas suggèrent de fortes différences dans le recrutement et la dynamique générale des populations. *Paramuricea clavata*, tout comme *Eunicella singularis*, présente une corrélation négative entre la densité et la biomasse avec une pente proche de -3/2, ce qui indique que le processus d'auto-éclaircissement est important dans la structuration des populations (Linares *et al.*, 2007a).

La croissance des populations de *Paramuricea clavata* est beaucoup plus sensible aux changements des taux de survie qu'aux taux de croissance, de réduction

ou de reproduction (Linares *et al.*, 2007b). De plus, la croissance lente et les faibles taux de mortalité dans des conditions stables se traduisent par de faibles ratios de diminution, ce qui entraîne une faible convergence vers des structures de taille stable (Linares *et al.*, 2007b). Les simulations démographiques de l'augmentation de la mortalité montrent la fragilité des populations de *Paramuricea clavata*, qui peuvent être en déclin sévère et présenter un risque élevé d'extinction lorsqu'elles sont confrontées à des perturbations moyennes à fortes (Linares *et al.*, 2007b).

Paramuricea clavata est extrêmement sensible à plusieurs types de perturbations anthropiques directes et indirectes comme les anomalies thermiques (Cerrano *et al.*, 2000 ; Garrabou *et al.*, 2009a ; Bramanti *et al.*, 2016), les maladies (Bally & Garrabou, 2007 ; Vezzulli *et al.*, 2010, 2013), les proliférations mucilagineuses (Kersting & Linares, 2006 ; Schiaparelli *et al.*, 2007 ; Ponti *et al.*, 2018), l'ancrage (Bavestrello *et al.*, 1998), la pêche récréative et artisanale (Markantonatou *et al.*, 2014), les débris marins (Angiolillo *et al.*, 2015) et la plongée sous-marine (Harmelin & Marinopoulos, 1994 ; Coma *et al.*, 2004 ; Linares *et al.*, 2005 ; Linares & Doak, 2010 ; Tsounis *et al.*, 2012), ce qui signifie qu'au moins les populations d'eau peu profonde sont actuellement menacées d'extinction (Linares *et al.*, 2009, 2017). Étant donné que *Paramuricea clavata* vit près de son seuil thermique supérieur dans le nord-ouest de la Méditerranée (Bensoussan *et al.*, 2010), le réchauffement peut agir comme un moteur de changements drastiques dans la structure de la population et même de changements à long terme dans sa distribution bathymétrique (Linares *et al.*, 2014) (figure 109). En fait, les populations d'eau peu profonde de *Paramuricea clavata* sont régulièrement soumises à des perturbations naturelles, ce qui explique les grandes tailles que l'on trouve dans les zones d'eau profonde avec des remontées d'eau régulières (Pérez-Portela *et al.*, 2016 ; Sartoretto *et al.*, 2019).



Figure 109. Les mortalités massives déclenchées par des anomalies thermiques peuvent avoir des effets durables sur les populations de *Paramuricea clavata* (Photo de Maite Vázquez-Luis).

Paramuricea clavata et d'autres gorgones sont des espèces de génie civil dont la présence ou l'absence affecte la composition des assemblages sessiles (Ponti *et al.* 2014, 2018 ; Gatti *et al.*, 2017 ; Verdura *et al.*, 2019) et vagiles (Ponti *et al.* 2016 ; Valisano *et al.*, 2016) qui se développent dans le sous-étage en modifiant certaines conditions environnementales telles que la lumière et la vitesse de sédimentation (Valisano *et al.*, 2016). L'abondance des bâtisseurs calcaires comme les algues coralliennes et les bryozoaires est renforcée par la présence de gorgones (Scinto *et al.*, 2009 ; Ponti *et al.*, 2018) (figure 110). La disparition des gorgones peut entraîner un passage d'assemblages caractérisés par des algues calcaires incrustantes à des algues filamenteuses et des algues à gazon, ce qui diminue la complexité et la résilience des bioconstructions coralligènes (Ponti *et al.*, 2014 ; Linares *et al.*, 2018 ; Verdura *et al.*, 2019) (Figure 111). Cependant, les résultats préliminaires ne montrent pas d'effet cohérent sur le recrutement des bryozoaires et d'autres organismes dans une expérience impliquant la présence et l'absence de *Paramuricea clavata* dans trois régions différentes de la mer Méditerranée (Kipson *et al.*, 2019).



Figure 110. L'abondance des bâtisseurs calcaires comme les algues coralliennes et les bryozoaires semble être renforcée par la présence de gorgones (Photo de E. Ballesteros).



Figure 111. La disparition des gorgones peut entraîner un changement dans l'assemblage sous-jacent, avec une augmentation des algues herbacées et filamenteuses, ainsi qu'une hausse de la colonisation par des espèces invasives comme *Caulerpa cylindracea* (Photo de Maite Vázquez-Luis).

La dispersion des larves de *Paramuricea clavata* est limitée (Ledoux *et al.*, 2014), ce qui suggère un flux génétique très limité (Pérez-Portela *et al.*, 2016), ce qui est corroboré par une forte différenciation génétique entre les populations (Mokhtar-Jamaï *et al.*, 2013 ; Arizmendi-Mejía *et al.*, 2015a). Cependant, la structure génétique spatiale à petite échelle est réduite, car une grande partie de l'accouplement est réalisée par des mâles situés loin des colonies de femelles en couvain (Mokhtar-Jamaï *et al.*, 2013). Le faible niveau de consanguinité dû à la paternité multiple de chaque couvée renforce la diversité génétique des populations (Mokhtar-Jamaï *et al.*, 2013). Néanmoins, il existe un niveau élevé de différenciation génétique entre les populations à l'échelle du bassin occidental et également entre les populations d'une même localité vivant à des profondeurs différentes, ce qui peut s'expliquer par les conditions océanographiques tant générales que locales (Mokhtar-Jamaï *et al.*, 2011). Les populations du bassin adriatique présentent également une différenciation par paire significative à l'échelle locale ainsi qu'un isolement par la distance, révélant 4 groupes régionaux et une diversité génétique relativement élevée (Frleta-Valic *et al.*, 2014). Arizmendi-Mejía *et al.* (2015a) montrent également que la dérive génétique a un impact important sur les populations les plus petites et les plus isolées.

Pour *Eunicella singularis*, il n'y a pas de structure génétique des populations d'eau peu profonde à l'échelle de 10 km mais le flux génétique est limité entre les populations d'eau peu profonde et d'eau profonde, ce qui suggère que les populations d'eau profonde ne serviront guère de refuge pour le rétablissement naturel des populations d'eau peu profonde après des événements catastrophiques (Costantini *et al.*, 2016). L'isolement par la distance est également observé chez *Eunicella cavolini*, tant à l'échelle régionale que locale (Masmoudi *et al.*, 2016), bien que moins prononcé que chez les autres octocoraux méditerranéens (Cánovas-Molina *et al.*, 2018). Une faible différenciation génétique est également présente entre les zones profondes et les zones peu profondes dans certaines populations, mais pas dans d'autres (Masmoudi *et al.*, 2016 ; Cánovas-Molina *et al.*, 2018), ce qui suggère l'existence d'histoires évolutives différentes selon les lieux.

11.7. Alcyonaires

L'*acaule alcyonaire* d'*Alcyonium* (figure 112) a une croissance très lente, qui est presque indétectable sur une période de deux ans (Garrabou, 1999 ; Teixidó *et al.*, 2005). Le recrutement est très faible, c'est la seule méthode de maintien de la population car il n'y a pas de reproduction asexuée (Garrabou *et al.*, 1999 ; Teixidó *et al.*, 2016). Le taux de mortalité est en moyenne de 12,7 % la première année, avec une mortalité beaucoup plus élevée dans les petites colonies (Garrabou, 1999 ; Teixidó *et al.*, 2005). Les colonies contractées sont

beaucoup plus fréquentes en été qu'à toute autre saison (jusqu'à 80 %) (Garrabou, 1999 ; Rossi, 2001). Le rapport des sexes est de 1:1 et les colonies sont déjà fertiles lorsqu'elles mesurent 2 à 3 cm (Teixidó *et al.*, 2016). Le frai a lieu une fois par an, principalement en juillet, à des températures de l'eau supérieures à 20°C (Teixidó *et al.*, 2016). Les oeufs sont retenus sur la colonie mère par des cordes muqueuses pendant quelques jours (Teixidó *et al.*, 2016), les larves se dispersant à faible distance et s'installant près des colonies parentales (Garrabou, 1999). Les taux de fécondation sont élevés, les blastules se développant après un jour, les planules après 2-3 jours et la métamorphose se produisant après 8-22 jours (Teixidó *et al.*, 2016). La survie des recrues est modérée après deux mois (65-74 %) (Teixidó *et al.*, 2016).



Figure 112. Les alcyons, *Alcyonium acaule*, sont des composants communs des affleurements coralligènes qui présentent une croissance très lente (Photo de E. Ballesteros).

11.8. Zoanthariens and Antipathariens

La croissance et l'occupation de l'espace par *Parazoanthus axinellae* (figure 113) dans les communautés coralligènes des îles Medes (nord-ouest de la Méditerranée) ont été étudiées par Garrabou (1999). *Parazoanthus axinellae* a une dynamique de croissance modérée (taux de croissance relatif de 0,11 mois⁻¹ et un taux de rétrécissement de 0,09 mois⁻¹) avec des différences non significatives dans le temps, bien que les taux de croissance culminent pendant la période de l'été à l'automne. Les événements de fission sont courants, 29 % des colonies surveillées subissant au moins un événement de fission en deux ans. Les événements de fusion sont moins fréquents, avec seulement 8 % des colonies subissant un événement de fusion en deux ans. Les taux de mortalité sont en moyenne de 9 % année⁻¹. L'occupation de l'espace chez *Parazoanthus axinellae* semble être basée sur une propagation sur les substrats à des taux modérés, soit par croissance somatique, soit par fission. La plupart des colonies (60 %) ont été contractées en été et au milieu de l'automne (Garrabou, 1999 ; Rossi, 2001). On a récemment découvert la présence d'antipathariens dans certains assemblages coralligènes d'eau profonde.



Figure 113. L'occupation de l'espace chez *Parazoanthus axinellae* semble être basée sur la propagation sur les substrats par croissance somatique (Photo de E. Ballesteros).

11.9. Scléactiniaires (*Leptosammia pruvoti*)

Leptosammia pruvoti est un corail scléactinique azooxanthellé commun, solitaire mais agrégé, qui vit généralement dans les crevasses et les surplombs des environnements coralligènes de la mer Méditerranée, atteignant des densités de population de >17000 individus m⁻² (Goffredo *et al.*, 2005) (Figure 114). Les polypes sont dioïques, atteignent la maturité sexuelle lorsqu'ils atteignent 3 cm de longueur et couvent leurs larves (Goffredo *et al.*, 2006). Le rapport des sexes est de 1:1 et la fécondation a lieu de janvier à avril et la planule en mai et juin (Goffredo *et al.*, 2006). La durée de vie maximale est de 13 ans et le temps de renouvellement est de 2,3 ans, la plupart de la production reproductive provenant des classes d'âge intermédiaires (Goffredo *et al.*, 2010). Le taux de croissance est homogène et ne dépend pas de la température de l'eau de mer (Caroselli *et al.*, 1992). Les structures d'âge de la population diffèrent entre les populations, mais aucun caractère démographique n'est corrélé à la température, ce qui indique que d'autres conditions environnementales que la température devraient modifier la taille (Caroselli *et al.*, 2012). *Leptosammia pruvoti* présente une fécondité élevée, une courte incubation des embryons, une petite taille de planule et atteint la maturité sexuelle relativement rapidement (Goffredo *et al.*, 2010), tous ces caractères indiquant une dynamique plutôt accélérée pour être un hexacorail. Sa structure génétique indique un déficit d'hétérozygotie, la différenciation génétique se produisant entre des taches au sein des populations plutôt qu'entre des populations éloignées, et il n'y a pas de corrélation entre la différenciation génétique et la distance géographique (Goffredo *et al.*, 2009). *Leptosammia pruvoti* présente une diminution significative de la teneur en matière organique, en lipides et en protéines des tissus à haute température, avec une légère augmentation de la porosité du squelette dans des conditions de pH faible après une année d'exposition (Movilla *et al.*, 2016).



Figure 114. Le corail solitaire *Leptopsammia pruvoti* forme des agrégations de plus de 10 000 individus m⁻² dans les parois coralligènes (Photo de E. Ballesteros).

11.10. Tuniciers

Des colonies de *Cystodites dellechiajei* (figure 115), un ascidien très commun dans les communautés coralligènes (Ramos, 1991), ont montré une croissance limitée - ou nulle - sur une période de deux ans dans un mur vertical à une profondeur de 10-12 m dans le nord-ouest de la Méditerranée (Turón & Becerro, 1992), bien qu'une des onze colonies ait pu croître activement. Selon les observations des auteurs, seuls les individus présents dans les micro-environnements les plus ombragés ont affiché une croissance active. Les gonades ont été présentes dans la population pendant la majeure partie de l'année. *Cystodites dellechiajei* montre une biomasse relative élevée par unité de surface, de faibles taux de croissance, des valeurs de survie élevées (Turón & Becerro, 1992), et la présence de défenses chimiques (Uriz *et al.*, 1991), ce qui semblerait indiquer une stratégie de vie très conservatrice.

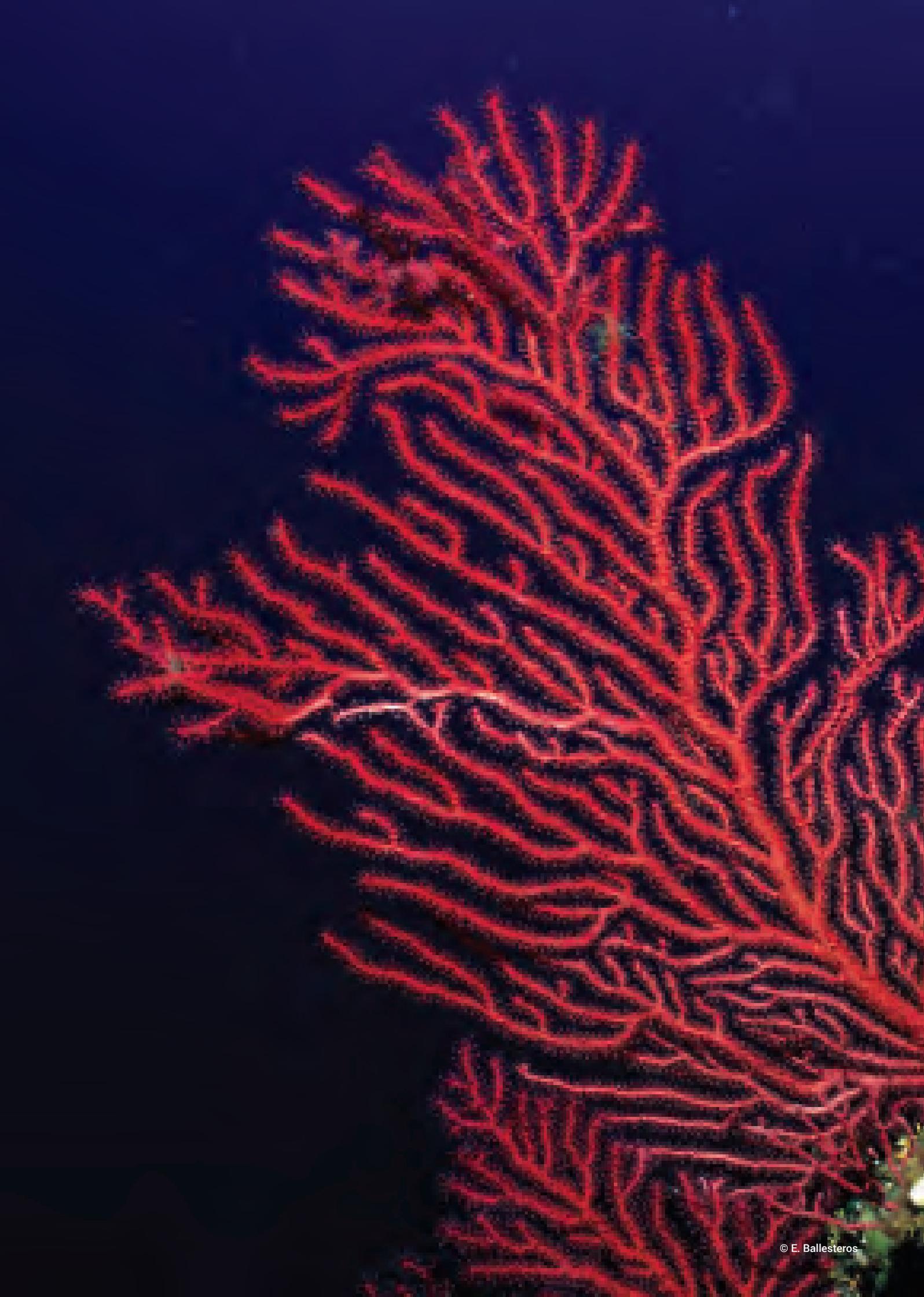


Figure 115. L'ascidie coloniale *Cystodytes dellechiajei* présente des taux de croissance limités dans les assemblages coralligènes (Photo de E. Ballesteros).

Deux espèces d'ascidies solitaires communes dans les assemblages coralligènes fraient à la fin de l'été et au début de l'automne. Le lâcher de gamètes a eu lieu après la période de plus haute température (septembre-octobre) chez *Halocynthia papillosa* (figure 116), tandis que pour *Microcosmus sabatieri*, il a eu lieu en octobre-novembre (Becerro & Turón, 1992). Afin d'expliquer le fait surprenant de fraier après l'été, une période de limitation de température et de nourriture, Ribes *et al.* (1998) ont étudié le régime naturel et la capture de proies de l'ascidie *Halocynthia papillosa* sur un cycle annuel. Le régime naturel comprenait de la matière organique détritique, des bactéries, du *Prochlorococcus* et du *Synechococcus*, des protozoaires et du phytoplancton, avec une taille moyenne allant de moins de 1 µm à 70 µm. On a estimé qu'un spécimen d'*Halocynthia papillosa* pesant 0,25 g afdw ingérait en moyenne 1305 µg C g afdw⁻¹ h⁻¹ par an. Le carbone d'origine détritique représentait 92 % du carbone total ingéré, tandis que le carbone vivant n'en représentait que 8%. Les taux d'ingestion présentait un schéma saisonnier marqué, l'ingestion de particules détritiques étant la plus importante au printemps et l'ingestion de particules vivantes étant la plus importante en été et en automne. Ribes *et al.* (1998) émettent l'hypothèse que les particules vivantes ont plus d'importance dans le régime alimentaire de l'espèce que les particules détritiques, car la variation saisonnière de l'azote ingéré par les particules vivantes explique 91% de la variance du développement gonadique pour l'année. Ainsi, les organismes vivants sestoniques, plutôt que le carbone détritique, peuvent être une source essentielle d'azote et d'autres nutriments nécessaires à la croissance et à la reproduction de *Halocynthia papillosa*.



Figure 116. L'ascidie solitaire *Halocynthia papillosa* est une espèce commune dans les assemblages coralligènes (Photo de E. Ballesteros).





12. Perturbation

Les écosystèmes naturels sont affectés par des perturbations naturelles et anthropiques en réponse à des facteurs de stress naturels et humains. Il n'est parfois pas facile de savoir si le moteur d'une perturbation est influencé ou non par un facteur de stress humain, car les effets finaux sur l'ensemble de l'écosystème et de ses populations sont identiques ou très similaires. Très souvent, les facteurs de stress agissent ensemble, augmentant généralement (mais parfois aussi diminuant) leurs effets. L'environnement coralligène est soumis à des facteurs de stress très différents, qui peuvent avoir de graves répercussions sur sa structure globale, sur les espèces vivant dans les affleurements, et éventuellement mettre en péril certains habitats et provoquer de graves changements écologiques.

Les habitats coralligènes sont très vulnérables aux perturbations en raison de la longévité de la plupart des espèces de génie civil (Teixidó *et al.*, 2011) et de leur faible dispersion, de leur fort isolement et de leur haut niveau de structuration (par exemple, Costantini *et al.*, 2018). Les mortalités massives, le passage des bio-constructeurs à des assemblages dominés par la tourbe, l'homogénéisation, la perte de diversité alpha et bêta, l'augmentation des espèces opportunistes/tolérantes à croissance rapide (stolonifères, moules, hydrozoaires, macroalgues dressées, serpulidés, bryozoaires) et la disparition des espèces sensibles figurent parmi les impacts les plus observés (Piazzi *et al.*, 2012, 2014, 2015, 2017 ; Di Camillo & Cerrano, 2015 ; Montefalcone *et al.*, 2017 ; Sartoretto *et al.*, 2017 ; Verdura *et al.*, 2019). Parmi les facteurs de stress ou les pressions qui ont été signalés comme ayant un impact sur les assemblages coralligènes, on peut citer le chalutage, la pêche artisanale et de loisir, la récolte, la pollution (rejets d'eaux usées, activités aquacoles, diffus), l'ancrage, les invasions d'espèces exotiques, les activités de plongée, la prolifération d'agrégats mucilagineux et filamenteux, l'augmentation des taux de sédimentation, les débris marins, les naufrages, les tempêtes catastrophiques, les maladies, le réchauffement et l'acidification (Ballesteros, 2006, 2009 ; Teixidó *et al.*, 2013 ; Cerrano *et al.* 2014 ; Linares *et al.*, 2015 ; Holon *et al.*, 2015 ; Cánovas-Molina *et al.*, 2016a ; Penna *et al.*, 2017 ; Bevilacqua *et al.*, 2018 ; Ingrosso *et al.*, 2018). Nous allons ensuite présenter les facteurs de stress agissant sur les assemblages coralligènes et leurs impacts déjà observés ou attendus.

12.1. Réchauffement

Une tendance au réchauffement est observée en Méditerranée (Bethoux *et al.*, 1990 ; Vargas-Yañez *et al.*, 2008 ; Rivetti *et al.*, 2014), la température des eaux côtières ayant augmenté de 1° C au cours des 30 dernières années (Garrabou *et al.*, 2009a,b). La

variation interannuelle a augmenté au cours de cette période pour les eaux situées à plus de 20 mètres de profondeur en Ligurie (Parravacini *et al.*, 2015), ce qui a entraîné des anomalies thermiques dans les eaux peu profondes. En raison des anomalies climatiques et hydrographiques de la mer de Ligurie, les conditions estivales caractéristiques de ressources réduites, de stabilité de la colonne d'eau et de températures élevées (normalement en juillet et août) ont duré beaucoup plus longtemps que d'habitude pendant l'été 1999. Cela a coïncidé avec un événement de mortalité massive des suspensivores benthiques sur plusieurs centaines de kilomètres, affectant les communautés coralligènes situées à moins de 40 m de profondeur, où l'anomalie de température a duré plus d'un mois (Perez *et al.*, 2000 ; Romano *et al.*, 2001) (Figure 117).



Figure 117. Impact de l'anomalie de température de l'été 1999 sur les colonies de *Paramuricea clavata* du Parc National de Port-Cros, France (Photo de E. Ballesteros).

La baisse de densité cumulée des colonies de *Paramuricea clavata* quatre ans après l'événement de mortalité massive représente environ la moitié de la population initiale du parc national de Port-Cros (France) (Linares *et al.*, 2005). Les populations de corail rouge qui se développent au-dessus de 30 m de profondeur ont également été touchées (Garrabou *et al.*, 2001). Cet événement de mortalité à grande échelle, ainsi que d'autres événements de mortalité massive à petite échelle (Cerrano *et al.*, 2000), semble être sans équivoque lié à l'augmentation de la température de l'eau de mer et au réchauffement climatique (Romano *et al.*, 2000) (Figure 118). Plusieurs épisodes de mortalité des suspensivores à la fin du XX^e siècle sont également probablement liés à des anomalies thermiques (Bavestrello & Boero, 1986 ; Rivoire, 1991 ; Harmelin & Marinopoulos, 1994 ; Bavestrello *et al.*, 1994). Garrabou *et al.* (2009a) font état de 25 macroinvertébrés affectés par l'anomalie de température de 2003, avec l'impact le plus important dans les golfes de Gênes et de Naples, un impact moyen en Provence, en Corse et en Sardaigne et l'impact le plus faible en Catalogne et aux Baléares. Les espèces signalées comprennent des gorgones (*Paramuricea clavata*, *Eunicella cavolini*, *E. singularis*, *E. verrucosa*,

Leptogorgia sarmentosa, *Corallium rubrum*), des scléactiniaires (*Cladocora caespitosa*, *Balanophyllia europaea*), des zoanthariens (*Parazoanthus axinellae*), des spongiaires (*Spongia officinalis*, *Ircinia dendroides*, *I. variabilis*, *I. oros*, *Agelas oroides*, *Crambe crambe*, *Cacospongia* sp, *Hippospongia communis*, *Petrosia ficiformis*), les bryozoaires (*Myriapora truncata*, *Reteporella* spp.) et les bivalves (*Spondylus gaederopus*, *Lima* spp., *Arca* spp., *Ostrea edulis*, *Lithophaga lithophaga*). D'autres espèces coralligènes qui ont été signalées comme ayant subi des dommages importants sont les éponges *Chondrosia reniformis* (Di Camillo & Cerrano, 2015), *Aplysina cavernicola* (Kruzic & Rodic, 2014) et *Cliona viridis* (Foulquié *et al.*, 2019),



Figure 118. Mortalité partielle d'*Eunicella cavolini* à Fornells, Minorque, après l'anomalie de température de l'été 1999 (Photo de E. Ballesteros).

les scléactiniaires *Madracis pharensis*, *Caryophyllia inornata* et *Leptopsammia pruvoti* (Kruzic & Rodic, 2014), les bryozoaires *Pentapora fascialis*, *Reteporella beaniana* (Kruzic & Rodic, 2014 ; Harmelin, 2017b) et *Schizotheca serratumargo* (Ballesteros, observations personnelles), les tuniciers *Pyura dura*, *Halocynthia papillosa* et *Microcosmus* spp. (Cerrano *et al.*, 2000) et l'algue rouge coralline *Lithophyllum stictaeforme* (Cerrano *et al.*, 2000). D'autres événements de mortalité liés au réchauffement en Méditerranée occidentale sont décrits pour les populations de *Paramuricea clavata* (Gambi *et al.*, 2006 ; Sbrescia *et al.*, 2008 ; Huete-Stauffer *et al.*, 2011 ; Linares *et al.*, 2018) (figures 119, 120) et de *Eunicella singularis*/*Eunicella cavolini* (Coma *et al.*, 2006 ; Turicchia *et al.*, 2018). Deux grands événements de mortalité massive ont été signalés dans l'Adriatique en 2003 et 2012, lorsque les températures ont atteint jusqu'à 6°C au-dessus de la moyenne, affectant près de 30 espèces situées jusqu'à 40 m de profondeur, principalement dans le sud et le centre de l'Adriatique (Kruzic & Rodic, 2014). Des valeurs de 28 °C dans la région de Cres et de 30 °C à Mljet en 2009 ont été concomitantes à des mortalités massives modérées à sévères de coraux scléactiniaires et de gorgones jusqu'à 45 m de profondeur (Kruzic *et al.*, 2016).

Après 1999, les anomalies thermiques positives dans



Figure 119. Aspect de la population la moins profonde (-38 m) de *Paramuricea clavata* de l'îlot Impérial (Cabrera, Baléares) avant l'anomalie thermique estivale de 2007 (Photo de E. Ballesteros).



Figure 120. Aspect de la population la moins profonde (-38 m) de *Paramuricea clavata* de l'îlot Impérial (Cabrera, îles Baléares) à l'automne 2007 juste après une anomalie thermique (Photo de E. Ballesteros).

les eaux peu profondes de la Méditerranée occidentale sont devenues très fréquentes (c'est-à-dire 2003, 2006, 2009, 2011, 2012) (Bensoussan *et al.*, 2010 ; Coma *et al.*, 2006 ; Kruzic & Rodic, 2014 ; Linares *et al.*, 2018) suivant une tendance planétaire (Frölicher *et al.*, 2018 ; Frölicher & Laufkötter, 2018). Les conditions estivales ont augmenté de 40 % par rapport aux années 1970 (Coma *et al.*, 2009). Des eaux plus chaudes associées à des ressources alimentaires réduites entraînent une perte de biomasse >35 % et de graves mortalités dans des conditions de laboratoire à *Paramuricea clavata* (Coma *et al.*, 2009), ce qui indique que les anomalies de température sont la cause sous-jacente des épisodes de mortalité massive, les contraintes énergétiques servant de mécanisme de déclenchement (Coma *et al.*, 2009, 2015). Certains suspensivores pourraient être capables de supporter la durée normale des conditions estivales défavorables, mais pas une prolongation anormale de ces conditions (Coma *et al.*, 2000 ; Coma & Ribes, 2003), résultant d'un manque d'énergie des suspensivores lié à la faible disponibilité de la nourriture en été. Les anomalies thermiques affectent principalement

les eaux peu profondes (Bensoussan *et al.*, 2010 ; Rivetti *et al.*, 2014), entraînant des mortalités massives dans les limites supérieures de la distribution de l'espèce et, par conséquent, les populations saines ne subsistent que dans les eaux profondes (Linares *et al.*, 2005, 2017 ; Ponti *et al.*, 2014, 2018 ; Gatti *et al.*, 2017). Le rétablissement des populations après une mortalité massive catastrophique n'est pas facile en raison du faible taux de dispersion de la plupart des organismes touchés (Abiatti *et al.*, 2009 ; Ledoux *et al.*, 2010a, 2014 ; Costantini *et al.*, 2007, 2016a, 2018), de la faible croissance (Garrabou & Harmelin, 2002 ; Teixidó *et al.*, 2005 ; Linares *et al.*, 2007b), du fait que la reproduction elle-même est également affectée (Cerrano *et al.*, 2005 ; Linares *et al.*, 2008 ; Arizmendi-Mejía *et al.*, 2015b) et de l'existence de barrières qui empêchent la colonisation des affleurements d'eau peu profonde par les larves des populations d'eau profonde (Costantini *et al.*, 2011). Cependant, certaines populations de *Paramuricea clavata* montrent une légère reprise due à une augmentation du taux de recrutement (Cerrano *et al.*, 2005 ; Cupido *et al.*, 2012), à la régénération du coenenchyme et à la fragmentation des branches affectées (Cerrano *et al.*, 2005). La reproduction clonale semble être trop faible pour jouer un rôle important dans le rétablissement des populations (Pilczynka *et al.*, 2017).

Les effets à moyen et long terme de ces mortalités massives au niveau communautaire sont beaucoup moins documentés. Cependant, Coma et ses collaborateurs (2006) montrent que les effets retardés de l'événement de mortalité massive de 1999 sur *Eunicella singularis* ont un impact beaucoup plus important que les effets immédiats (figures 121, 122). Dans une paroi coralligène dominée par *Paramuricea clavata*, ces conséquences retardées entraînent des changements importants dans la composition, la structure et le fonctionnement des espèces, remplaçant un habitat structurellement complexe dominé par des espèces à longue durée de vie, par un habitat simplifié avec une richesse et une diversité d'espèces plus faibles dominé par

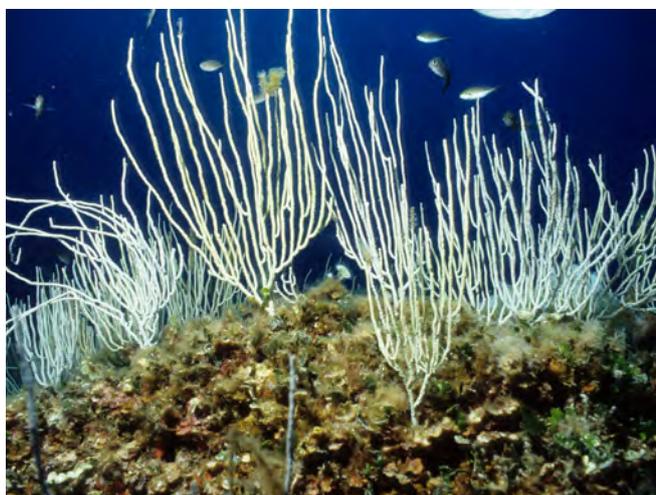


Figure 121. Aspect de la population d'*Eunicella singularis* de Fornells (Minorque, Îles Baléares) en 1990 (Photo de E. Ballesteros).

des espèces formant des herbiers (Verdura *et al.*, 2019). En fait, on sait que les gorgones affectent la composition des assemblages vagiles (Ponti *et al.*, 2016) et renforcent la présence d'organismes constructeurs calcaires (Scinto *et al.*, 2009 ; Ponti *et al.*, 2018). En outre, il existe des effets durables sur les densités, la croissance des colonies, la forme des colonies et la structure des populations touchées par des événements de mortalité massive (Cerrano & Bavestrello, 2008).



Figure 122. Aspect de la population d'*Eunicella singularis* de Fornells (Minorque, Îles Baléares) en 2004, quatre ans après l'apparition des anomalies thermiques de 1999 et 2003 (Photo de E. Ballesteros).

La plupart des événements de mortalité massive sont sans équivoque liés à des anomalies thermiques (Rivetti *et al.*, 2014). Cependant, le réchauffement ne peut être imputé à un épisode de mortalité massive touchant 80 % des plus grandes colonies de *Corallium rubrum* le long de la côte amalfitaine et du golfe de Salerne, à une profondeur comprise entre 80 et 100 m (Bavestrello *et al.*, 2014). La formation de courants de descente locaux, l'activité soudaine des sources sulfureuses ou les glissements de terrain locaux augmentant la turbidité sont des processus naturels qui pourraient déclencher cet événement de mortalité (Bavestrello *et al.*, 2014). D'autres mortalités massives sont la conséquence d'agents pathogènes, d'agrégats filamenteux ou mucilagineux ou d'événements anoxiques (Cerrano & Bavestrello, 2008).

Bien que les anomalies thermiques et la pénurie de nourriture typique des mois d'été semblent être nécessaires pour que la plupart de ces événements de mortalité se produisent, Bally & Garrabou (2007) ont constaté que l'inoculation de quatre isolats bactériens provenant de colonies malades de *Paramuricea clavata* sur des colonies saines provoquait des signes de maladie similaires à ceux observés lors de l'événement de mortalité de 2003. L'infection dépendait de températures élevées de l'eau de mer dans une fourchette correspondant aux enregistrements sur le terrain lors des anomalies thermiques. *Vibrio coralliilyticus* a montré une virulence pour *Paramuricea clavata* (Bally & Garrabou, 2007)

bien que Vezzulli *et al.* (2010) aient également trouvé d'autres espèces de *Vibrio* (*V. harveyi*, *V. splendidus*). Huete-Stauffer *et al.* (2013) ont également trouvé des bactéries appartenant au genre *Vibrio* dans un cas de mortalité massive de *Paramuricea clavata* en Sardaigne, mais il ne semble pas que ce soit la cause étiologique de la mort. Les dernières recherches suggèrent que l'interaction entre les événements stressants de l'environnement (température élevée, contraintes énergétiques) et les infections microbiennes peut se superposer pour compromettre l'immunité et déclencher des épidémies de mortalité (Vezzulli *et al.*, 2013) (figure 123). En fait, 90 % de la communauté bactérienne associée à *Paramuricea clavata* dans des endroits vierges était représentée par le genre *Endozoicomonas* (Oceanospirillales), tandis que les échantillons prélevés dans les zones touchées par l'homme et lors d'événements de mortalité massive présentaient une diversité bactérienne et une abondance plus élevées de bactéries liées à la maladie telles que *Vibrio* spp. (Vezzulli *et al.*, 2013). En outre, un changement dans les communautés microeucaryotes associées à *Paramuricea clavata*, passant de ciliés à apicomplexans, a été observé lorsque la température est passée de 18°C à 25°C (Ledoux *et al.*, 2019). Il semble donc que les températures élevées et les contraintes énergétiques affectent la composition du microbiome de *Paramuricea clavata*.



Figure 123. Les dernières recherches suggèrent que l'interaction entre les événements environnementaux stressants (températures élevées, contraintes énergétiques) et les infections microbiennes peut déclencher des épidémies mortelles (Photo de E. Ballesteros).

12.2. Maladies

Bien que les maladies soient des processus naturels qui régulent la dynamique des populations de plusieurs organismes (Boero, 1996), il existe des preuves récentes d'une augmentation de la fréquence et de l'intensité des événements de mortalité massive, partiellement ou totalement liés aux maladies (Cerrano & Bavestrello, 2009). Nous présentons ici une liste des maladies observées chez les organismes qui habitent les concrétions coralligènes, qu'elles soient ou non liées à une pression anthropique.

Comme on l'a déjà dit, les maladies causées par des bactéries pathogènes du genre *Vibrio* semblent jouer un rôle important dans les événements de mortalité massive de *Paramuricea clavata*, bien qu'elles ne soient pas suffisantes pour déclencher ces épidémies (Vezzulli *et al.*, 2013).

Les eaux chaudes et la prolifération massive d'une cyanobactérie attribuée au genre *Porphyrosiphon* ont été présumées être les principales causes d'une maladie affectant *Parazoanthus axinellae* (Cerrano *et al.*, 2006).

Au moins depuis l'année 1981, le bivalve *Spondylus gaederopus* (figure 124) souffre de mortalités fréquentes et récurrentes qui ne sont pas liées à des anomalies thermiques (Meinesz & Mercier, 1983 ; Ballesteros, observations personnelles), ce qui a été lié à une certaine infection virale, bactérienne ou fongique.



Figure 124. Le bivalve *Spondylus gaederopus* subit des mortalités fréquentes liées à une maladie récurrente (Photo de E. Ballesteros).

Récemment, *Pinna nobilis* a subi une mortalité massive en Méditerranée occidentale (Vázquez-Luis *et al.*, 2017) causée par un parasite haplosporidien (Darriba, 2017 ; Catanese *et al.*, 2018) à fort potentiel de propagation (Cabanellas-Reboredo *et al.*, 2019) qui peut également coloniser d'autres zones méditerranéennes et peut mettre cette espèce en voie d'extinction.

Sphaerechinus granularis, un des oursins les plus communs dans les lits coralligènes peu profonds, souffre de la maladie de l'oursin chauve (figure 125), une maladie bactérienne non spécifique affectant d'autres échinides, qui provoque des lésions visibles à la surface du corps et peut entraîner la mort (Höbaus *et al.*, 1981 ; Maes & Jangoux, 1984, 1985).

Des mortalités partielles d'algues coralligènes de construction *Mesophyllum alternans*, *Neogoniolithon mammosum* et *Lithophyllum stictaeforme*, similaires au syndrome de la bande blanche corallienne et à la maladie de la tache blanche corallienne ont été observées le long des côtes méditerranéennes espagnoles, apparemment associées à des températures élevées de l'eau de mer (Hereu & Kersting, 2016), bien que de



Figure 125. *Sphaerechinus granularis* souffre de la maladie de l'oursin chauve, une maladie bactérienne non spécifique affectant les échinides (Photo de E. Ballesteros).

manière non équivoque (Hereu *et al.*, 2019).

Enfin, des foyers d'encéphalopathie virale et de rétinopathie ont été observés chez le mérou sombre - principalement le mérou *Epinephelus marginatus* - en Italie (Marino & Azzurro, 2001 ; Vendramin *et al.*, 2013 ; Giacobello *et al.*, 2013), en Tunisie (Haddad-Boubaker *et al.*, 2014), en Algérie (Kara *et al.*, 2014) et dans les îles Baléares (Valencia *et al.*, 2019), ainsi que les murènes, *Muraena helena* (Valencia *et al.*, 2018). Les individus infectés souffrent de nage anormale, de blessures externes, d'une vision réduite, de lésions neurologiques et, enfin, de décès (figure 126).



Figure 126. Un mérou *Epinephelus marginatus* atteint de la maladie d'encéphalopathie et de rétinopathie virale à Cabrera (Îles Baléares) (Photo de E. Ballesteros).

12.3. Algues mucilagineuses et filamenteuses

La prolifération d'agrégats d'algues mucilagineuses et filamenteuses (figure 127) peut déclencher des mortalités importantes chez les gorgones (Mistri & Ceccherelli, 1996 ; Giuliani *et al.*, 2005 ; Kersting & Linares, 2006 ; Schiaparelli *et al.*, 2007) car elles emprisonnent les agrégats et peuvent étouffer les polypes. Ces événements sont particulièrement importants et récurrents dans le nord de l'Adriatique

(Precali *et al.*, 2005) et en Ligurie (Cánovas-Molina *et al.*, 2016a). Les effets de ces événements impliquent non seulement une nécrose partielle des colonies de gorgones, mais aussi une diminution de l'abondance des algues coralliennes et des bryozoaires incrustés, une augmentation du tapis d'algues et une diminution de la diversité alpha et bêta (Piazzi *et al.*, 2018). On ne sait pas très bien si ces événements mucilagineux sont liés à des activités anthropiques comme l'eutrophisation (Ingrosso *et al.*, 2018). Les organismes responsables de ces événements sont probablement différents d'un endroit à l'autre, les agrégats mucilagineux du nord de l'Adriatique étant probablement différents des agrégats filamenteux de la Méditerranée occidentale. Selon Sartoni & Sonni (1991) et Sartoni *et al.* (1995), trois espèces principales sont impliquées, l'Ochrophyta *Acinetospora crinita* et les Chrysophyta *Nematochryopsis marina* et *Chrysonephos lewisii*, bien que d'autres espèces telles que l'ochrophyta *Zosterocarpus oedogonium* aient également été signalées (Schiaparelli *et al.*, 2007).

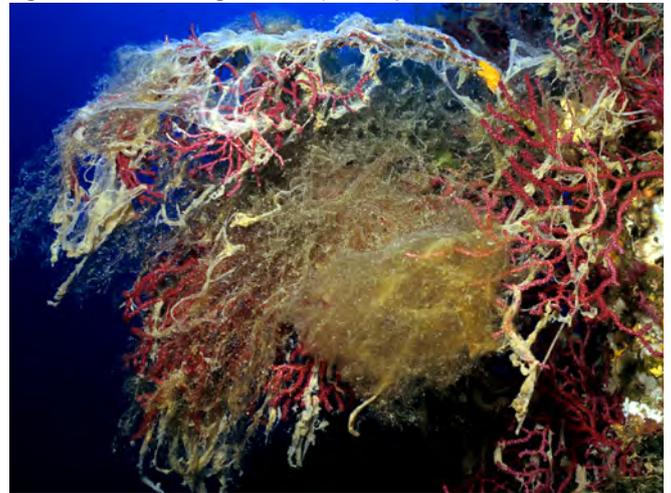


Figure 127. Les gorgones piègent des agrégats filamenteux entraînant une nécrose partielle des colonies (Photo de E. Ballesteros).

12.4. Pollution

Hong (1980) a étudié les effets des eaux usées le long de trois stations situées dans un contexte de pollution multisource dans le golfe de Fos (Marseille), et dans une zone de référence non polluée. La biodiversité a diminué de la station de référence (310 espèces) à la zone la plus polluée (214 espèces), et a principalement touché les bryozoaires, les crustacés et les échinodermes ; les mollusques et les polychètes n'ont pas été touchés. Le nombre d'individus a également diminué avec l'augmentation de la pollution, tout comme la biomasse des éponges et des bryozoaires, et la diversité des invertébrés (indice de Shannon). Cependant, la densité des sipunculien a augmenté avec la pollution. La pollution diminue également quantitativement le nombre d'espèces infralittorales dans les communautés coralligènes et augmente les espèces ayant une large distribution écologique (Hong, 1980, 1983).

L'abondance des espèces responsables de l'accumulation et de celles vivant dans la communauté coralligène diminue avec le gradient de pollution, tant en termes de nombre que de densité des individus. Il existe peu de données concernant l'impact de divers polluants sur la croissance des algues coralliennes (Littler, 1976), bien que l'on sache que les ions orthophosphates inhibent la calcification (Simkiss, 1964). Cependant, Hong (1980) a observé qu'avec l'augmentation de la pollution, les grands thalli de *Mesophyllum alternans* sont remplacés par des Peyssonneliaceae, qui ont une capacité de construction beaucoup plus faible (Sartoretto, 1996). De plus, les espèces qui agissent comme bioérodeurs (figure 128) sont plus abondantes dans les zones polluées (Hong, 1980). Ainsi, toutes les preuves disponibles suggèrent que la pollution accélère la destruction des assemblages coralligènes et inhibe l'activité de construction.



Figure 128. Les bioérodeurs tels que l'éponge perforante *Cliona viridis* deviennent plus abondants dans les zones polluées (Photo de E. Ballesteros).

Les principales conclusions de Hong (1980) sont que la pollution (1) diminue la richesse des espèces, (2) augmente fortement l'abondance relative des espèces ayant une large distribution écologique, (3) élimine pratiquement certains groupes taxonomiques, (4) diminue l'abondance des plus grands individus de l'épifaune et (5) inhibe la construction coralligène et augmente ses taux de destruction. Piazzini *et al.* (2011) montrent que la structure des assemblages de macroalgues matures et des premiers stades de succession des affleurements coralligènes varie considérablement entre les zones où les nutriments sont fournis de manière expérimentale et les zones non traitées, les premiers stades de succession présentant des différences plus importantes que les assemblages matures.

La présence des industries côtières a été associée à une hétérogénéité spatiale accrue et à une diversité réduite des assemblages coralligènes (Bevilacqua *et al.*, 2012). Cormaci *et al.* (1985) ont étudié les communautés phytobenthiques d'eau profonde qui se développent sur les concrétions coralligènes dans le golfe d'Augusta, un site fortement pollué par les eaux usées urbaines

et industrielles. La turbidité de l'eau semble être le principal facteur de dégradation et d'homogénéisation du phytobenthos. On observe une légère diminution du nombre d'espèces (26 espèces d'algues échantillon⁻¹) par rapport à des sites et des profondeurs similaires de zones non polluées (30 à 38 espèces d'algues échantillon⁻¹) (Furnari *et al.*, 1977 ; Battiato *et al.*, 1979).

12.5. Pêche

La forte pression de pêche joue un rôle majeur dans la dégradation des communautés de fond dur (Bavestrello *et al.*, 1998, 2014 ; Boudouresque *et al.*, 2017). La pêche traditionnelle et la pêche de loisir ont toutes deux un effet sur les communautés coralligènes, affectant les espèces cibles mais aussi les espèces dressées et la bioconstruction elle-même (figures 129, 130). Outre l'impact sur les espèces cibles, les engins de pêche provoquent des dommages mécaniques directs (Bavestrello *et al.*, 1998 ; Piazzini *et al.*, 2012 ; Enrichetti *et al.*, 2019a), tandis que les effets indirects impliquent une augmentation de la charge sédimentaire et de la remise en suspension ainsi que des dommages causés par les filets dormants (figure 131) et la perte de lignes de pêche (Bo *et al.*, 2009 ; Markantonatou *et al.*, 2014 ; Cau *et al.*, 2015 ; Ferrigno *et al.*, 2018a). Consoli *et al.* (2018) montrent que 98 % des déchets dans les îles éloignées de la Méditerranée comme celles du détroit de Sicile correspondent à des lignes de pêche, ce qui entraîne un enchevêtrement et une couverture d'organismes (30 %) et endommagement (15 %) la faune. Bo *et al.* (2014) rapportent que 40 % des images vidéo télécommandées montrent des coraux cassés ou d'autres signes d'impacts de la pêche.



Figure 129. Les engins de pêche traditionnels comme les filets trémails provoquent des dommages mécaniques directs importants sur les affleurements coralligènes fragiles (Photo de E. Ballesteros).



Figure 130. Frondes de la laminaires menacée *Laminaria rodriguezii* retirées par un filet trémail lors d'une pêche au homard sur un fond coralligène (Photo de E. Ballesteros).



Figure 131. Les filets de pêche perdus endommagent les espèces ingénieuses et continuent de capturer des poissons et des décapodes pendant longtemps (Photo de E. Ballesteros).

Le chalutage est probablement la méthode de pêche la plus destructrice et entraîne la dégradation de grandes surfaces de concrétions coralligènes (Boudouresque *et al.*, 1990). Garcia *et al.* (2014) rapportent que 37% des bancs de coralligènes et de maërl des Baléares sont directement affectés par le chalutage de fond. Le chalutage cause non seulement des dommages physiques directs en brisant la structure du coralligène et en faisant rouler les blocs coralligènes, mais il a également un effet négatif sur la production photosynthétique d'algues incrustantes et dressés en augmentant la turbidité et les taux de sédimentation lorsqu'il est appliqué sur les fonds sédimentaires adjacents (Palanques *et al.*, 2001). Les récifs de Tegnùe du nord de l'Adriatique sont très friables et sont sérieusement menacés par cette activité (Pranovi *et al.*, 2000).

La pêche entraîne une diminution significative du nombre moyen spécifique d'espèces de poissons, ce qui entraîne des changements dans la composition de la communauté (Bell, 1983 ; Garcia-Rubies & Zabala, 1990). Cet effet est dû non seulement à l'absence

presque totale de certains poissons, démontrée chez deux espèces (*Epinephelus marginatus* et *Sciaena umbra*) qui sont extrêmement vulnérables à la pêche au harpon (figure 132), mais aussi à la rareté notable d'autres espèces (Garcia-Rubies, 1999). Cependant, la profondeur agit comme un facteur de protection en limitant les effets de la pêche, étant donné la difficulté inhérente à localiser depuis la surface les fonds coralligènes qui sont isolés de la côte (Garcia-Rubies, 1999).



Figure 132. Les mérus et autres poissons vulnérables se rétablissent rapidement après l'interdiction de la pêche (Photo de E. Ballesteros).

Jusqu'à présent, aucun effet en cascade dû à la surpêche n'a été détecté dans les communautés coralligènes, comme c'est le cas dans les fonds rocheux peu profonds (Sala *et al.*, 1998), bien qu'il soit possible qu'ils existent, car la densité et la taille des poissons et des homards ont été fortement modifiées au cours des cent dernières années.

Quoi qu'il en soit, les populations de mérus et d'autres poissons vulnérables se rétablissent rapidement après l'interdiction de la pêche (Harmelin, 1991 ; Coll *et al.*, 1999 ; Harmelin & Robert, 2001) (figure 133) et présentent facilement des schémas socio-comportementaux normaux et un succès de reproduction (Zabala *et al.*, 1997a, b).



Figure 133. Le corb, *Sciaena umbra*, est extrêmement vulnérable à la pêche sous-marine (Photo de E. Ballesteros).

12.6. Récolte de corail rouge

Le chalutage spécial pour collecter le précieux corail rouge avec ce que l'on appelle le "bar italien" ou la "croix de Saint-André" est très destructeur. Ortiz *et al.* (1986) rapportent la capture de près de 50 kg de faune benthique (principalement des gorgones) afin de collecter 15 kg de corail rouge vivant dans la mer d'Alboran. Le dispositif susmentionné est si efficace pour détruire les fonds marins qu'il a également été utilisé pour des études scientifiques de la faune associée au corail rouge (Templado *et al.*, 1986 ; Maldonado, 1992).

Le prélèvement de coraux par des plongeurs ou des submersibles habités n'est pas aussi destructeur mais modifie complètement la structure de taille des populations, ainsi que le schéma de ramification et la densité des colonies (Tsounis *et al.*, 2007 ; Montero-Serra *et al.*, 2014, 2015 ; Cattaneo-Vietti *et al.*, 2016). Le rendement maximal durable dans les fonds coralligènes de la Costa Brava (Espagne) est atteint à un âge de première capture compris entre 30 et 100 ans, alors que la législation actuelle autorise la récolte de colonies âgées d'environ 11 ans (Tsounis *et al.*, 2007). La durée de vie maximale de 99 % des colonies était de 60 ans à Portofino (Italie) et de 40 ans au Cap de Creus (Espagne). Selon le taux de croissance annuel mesuré du diamètre basal ($0,24 \text{ mm an}^{-1}$), la taille minimale récoltable (7 mm de diamètre basal) a été atteinte en 30-35 ans, et le pourcentage de colonies au-dessus était de 6,7 % à Portofino et de 2,1 % au Cap de Creus (Tsounis *et al.*, 2007).

Les populations de corail rouge peu profondes (< 50 m) sont beaucoup plus exploitées que les populations en eaux profondes (Rossi *et al.*, 2008 ; Cattaneo-Vietti *et al.*, 2017) et sont plus exposées aux événements de mortalité (Garrabou *et al.*, 2009a) et au braconnage des colonies de juvéniles (Tsounis *et al.*, 2007) (figure 134). Comme les populations d'eau profonde ne doivent pas être considérées comme une source larvaire plausible



Figure 134. Les populations de corail rouge des eaux peu profondes sont fortement exploitées et sont composées de petites colonies (Photo de E. Ballesteros).

pour les populations d'eau peu profonde en raison de leur connectivité extrêmement faible (Costantini *et al.*, 2011), la survie des populations de corail rouge d'eau peu profonde est en jeu.

La création d'AMP sans prélèvement est une bonne solution pour protéger les populations de corail rouge, bien que des épisodes de braconnage se produisent toujours, même dans les endroits les mieux étudiés (Linares *et al.*, 2011, 2019). Le développement de méthodes de médecine légale moléculaire et d'analyses statistiques (Ledoux *et al.*, 2013, 2016) devrait permettre d'attribuer les colonies récoltées à leurs populations d'origine, ouvrant ainsi de nouveaux instruments pour lutter contre le braconnage et le commerce illégal.

Toutes ces données suggèrent une exploitation non durable du corail rouge qui, avec la découverte d'une population vierge à Scandola (Corse) (Garrabou *et al.*, 2017), suggère la nécessité d'un moratoire sur l'exploitation dans les zones les plus exploitées, l'application d'AMP sans prélèvement dans les zones où se trouvent des populations de corail rouge et l'établissement de tailles minimales légales de colonies de pêche beaucoup plus importantes (Garrabou *et al.*, 2017 ; Linares *et al.*, 2019).

12.7. Débris marins

La présence de débris marins dans les affleurements coralligènes est massive et étendue (Ingrasso *et al.*, 2018 ; Ruitton *et al.*, 2019). Dix pour cent des images captées à distance dans les eaux profondes du Cap de Creus comportent des objets fabriqués par l'homme (Sardá *et al.*, 2012). Les déchets se concentrent sur les fonds rocheux (Melli *et al.*, 2015) et affectent les gorgones, le corail rouge, les antipathariens et les grosses éponges. La plupart des objets des détritiques présents dans les fonds coralligènes sont des lignes de fond et des filets fantômes. Ruitton *et al.* (2019) décrivent un protocole -Ghost Med- consacré à la quantification de l'impact des engins de pêche perdus en Méditerranée française et proposent des outils pour leur enlèvement.

12.8. Ancrage

L'ancrage des bateaux a un fort potentiel de destruction dans les formations coralligènes (Ballesteros, 2006) et il constitue une cause importante de dommages et de mortalité de *Paramuricea clavata* dans le promontoire de Portofino (Bavestrello *et al.*, 1998).

12.9. Fréquentation des plongeurs

La communauté coralligène constitue l'un des sites les plus populaires pour la plongée de loisir en Méditerranée (Boudouresque, 2004b ; Chimienti *et al.*, 2017) en raison de sa grande variété de vie et de son grand attrait visuel (Harmelin, 1993). Plusieurs études

ont détecté l'impact direct des plongeurs sur les plus grands invertébrés de la communauté coralligène. Sala *et al.* (1996) ont constaté que le grand et fragile bryzoaire calcaire *Pentapora fascialis* était présent à tous les niveaux d'exposition (des surplombs aux épibiotes) dans les endroits où la plongée n'était pas autorisée, alors que les colonies étaient largement limitées à des positions cryptiques dans les lieux de plongée de la réserve marine des îles Medes (figure 135).



Figure 135. Les colonies calcaires fragiles du bryzoaire *Pentapora fascialis* sont de bons indicateurs du stress lié à la plongée récréative sur les environnements coralligènes (Photo de E. Ballesteros).

La densité, le diamètre et la hauteur de la colonie étaient également significativement plus faibles sur les sites fréquentés que sur les sites non fréquentés. Les densités des colonies du bryzoaires *Pentapora fascialis* ont montré une diminution significative (50% en un an) après l'ouverture d'un site de plongée dans la zone marine protégée des îles Medes (Garrabou *et al.*, 1998). L'impact a été plus important sur les blocs recouverts de concrétions coralligènes que sur les parois verticales, probablement en raison de la protection assurée par la canopée dense de la gorgone *Paramuricea clavata*. En fait, la plupart des bryozoaires calcaires dressés sont de bonnes espèces indicatrices du stress de la plongée récréative sur les milieux coralligènes (Luna-Pérez *et al.*, 2009 ; Nuez-Hernández *et al.*, 2014). Le nombre d'espèces de bryozoaires dressés et la taille des colonies d'*Adeonella calveti*, *Myriapora truncata*, *Pentapora fascialis*, *Reteporella grimaldii* et *Smittina cervicornis* diminuent lorsque la fréquence des plongées augmente (Casoli *et al.*, 2016). Le tunicier *Halocynthia papillosa* est également très sensible aux effets néfastes de la plongée sous-marine (Luna-Pérez *et al.*, 2010). Les individus des sites fréquemment plongés sont plus petits, moins abondants et occupent des positions plus cryptiques que ceux présents dans les localités non plongées.

Les niveaux élevés de plongée de loisir (par exemple > 1000 visites sur le site⁻¹ an⁻¹) semblent également modifier considérablement les paramètres démographiques naturels de *Paramuricea clavata* dans la réserve marine des îles Medes et les sites

adjacents, par le biais d'une multiplication par trois de la mortalité des adultes (Coma *et al.*, 2004) (figure 136).



Figure 136. Les populations de gorgones de *Paramuricea clavata* sont très sensibles aux niveaux élevés de plongée sous-marine récréative (Photo de E. Ballesteros).

Cette augmentation de la mortalité des adultes est due à leur renversement par les plongeurs, puisque la mortalité annuelle induite par la condescence est presque similaire dans les sites plongés et non plongés, alors que la mortalité annuelle par renversement dans les zones très fréquentées varie de 4,9 à 6,9 % (1,5 % dans les sites peu fréquentés). Le bris non intentionnel de gorgones *Paramuricea clavata* a également été signalé par Harmelin & Marinopoulos (1994) dans les communautés coralligènes du parc national de Port-Cros (France). Les épibiontes de *Paramuricea clavata* à la suite de lésions tissulaires, si elles sont exposées à la plongée sous-marine, sont plus abondantes que si cette activité était interdite. Le succès de reproduction sur les murs et les surplombs semble être réduit par les bulles car elles éliminent efficacement les œufs couvés sur les branches de la colonie (Tsounis *et al.*, 2012).

Les mortalités liées au réchauffement ont des effets plus importants sur *Paramuricea clavata* que les activités de plongée, mais la combinaison des deux perturbations peut avoir des effets importants et durables sur la viabilité future des populations de gorgones (Linares *et al.*, 2010). La réduction simulée des effets de la plongée augmente considérablement le délai avant la quasi-extinction des populations de *Paramuricea clavata* soumises à des fréquences réalistes d'événements de mortalité massive (Linares et Doak, 2010).

En conclusion, les fréquences élevées de la plongée sous-marine pourraient conduire la communauté coralligène à être dominée par des espèces résistantes à l'érosion, telles que les organismes incrustants et massifs, plutôt que par des espèces dressées, articulées et foliacées (Garrabou *et al.*, 1998 ; Betti *et al.*, 2019). Par conséquent, la fréquentation humaine peut affecter la communauté coralligène dans son ensemble.

12.10. Tempêtes catastrophiques

Les tempêtes extrêmes ont un impact physique profond sur les affleurements coralligènes. Teixidó et ses collègues (2013) font état d'un changement majeur immédiatement après une tempête catastrophique - une fois tous les cinquante ans - sur la côte catalane, avec des changements dans la richesse des espèces, la diversité bêta et la couverture des espèces benthiques allant jusqu'à 58 %. Les espèces aux formes fragiles (par exemple, les bryozoaires *Adeonella calveti* et *Myriapora truncata*, les algues rouges *Lithophyllum stictaeforme* et *Peyssonnelia rosa-marina*, les cnidaires *Paramuricea clavata* et *Parazoanthus axinellae*, et les éponges *Dysidea avara* et *Clathrina clathrus*) (figure 137) ont été les plus touchées et les pertes de couverture se sont situées entre 50 et 100 %. Au contraire, d'autres espèces telles que les éponges *Crambe crambe*, *Agelas oroides* ou *Chondrosia reniformis* ont montré des incidences inférieures à 20 %. La même tempête a provoqué une diminution moyenne de 13 % de la densité des colonies de *Paramuricea clavata* (Coma et al., 2012). Même si une grande quantité d'espèces de poissons coralligènes a été rejetée sur le rivage sur des plages situées à proximité de fonds coralligènes (c'est-à-dire *Epinephelus marginatus*, *Anthias anthias*) (Garcia-Rubies et al., 2012a,b), les comptages de poissons *in situ* avant et après la tempête n'ont pas permis de détecter d'effet majeur sur leurs populations.



Figure 137. Le bryzoaire dressé *Adeonella calveti* a été l'une des espèces les plus touchées après qu'une tempête catastrophique a frappé l'AMP des îles Medes en décembre 2008 (Photo de E. Ballesteros).

Selon Teixidó et al. (2013), le phénomène d'abrasion de la tempête n'a pas permis d'homogénéiser complètement le substrat et de petites parcelles survivantes d'espèces pérennes - principalement des algues et des invertébrés clonaux encroûtants - sont restées, ce qui a favorisé la reprise via la repousse végétative un an après la tempête.

Cocito et al. (1998) ont également constaté une forte mortalité du bryozoaires *Pentapora fascialis* après

une grave tempête hivernale sur l'île de Tino (Ligurie). Le rétablissement de la population à la couverture d'avant la tempête a nécessité trois ans et demi (Cocito et al., 1998).

12.11. Sédimentation

L'augmentation de la sédimentation est un problème majeur pour les récifs rocheux (Airoldi, 2003). Les modifications anthropiques de la couverture terrestre (urbanisation, perte de forêts, intensification de l'agriculture sur les pentes raides) peuvent accroître l'érosion des sols et les apports de sédiments dans les eaux côtières, ce qui augmente la turbidité et la sédimentation (Mateos-Molina et al., 2015). Les modifications du littoral telles que l'urbanisation côtière, la construction de ports et de défenses côtières et d'autres travaux de génie côtier (par exemple, la régénération des plages) modifient également de manière significative les régimes sédimentaires (Ingrosso et al., 2018). Le chalutage augmente également la turbidité et les taux de sédimentation (Palanques et al., 2001) qui peuvent affecter les concrétions coralligènes lorsqu'elles sont effectuées dans des fonds sédimentaires situés à proximité (Ballesteros, 2006).

Des niveaux élevés de sédimentation entraînent une diminution importante de la couverture d'organismes dans les affleurements coralligènes, modifiant également la communauté et sa dynamique (Ferrigno et al., 2018b) (Figure 138). Selon Roghi et al. (2010), l'augmentation du taux de sédimentation est l'un des principaux impacts responsables des changements observés dans les assemblages coralligènes à Punta Mesco (Ligurie) depuis 1937. Le principal facteur de stress affectant les bancs coralligènes de Vado Ligure est probablement aussi la vitesse de sédimentation élevée (Gatti et al., 2012). Des taux de sédimentation élevés peuvent provoquer de graves altérations des assemblages coralligènes de macroalgues (Piazzini et al., 2012) en favorisant la croissance des algues



Figure 138. Des niveaux élevés de sédimentation provoquent une diminution importante de la couverture organique dans les affleurements coralligènes, modifiant également la communauté et sa dynamique (Photo de E. Ballesteros).

formant le gazon et des invertébrés encroûtants par rapport aux algues dressées et encroûtantes (Balata *et al.*, 2005). Cependant, il existe certaines espèces dont la présence est renforcée par une turbidité et des taux de sédimentation élevés, comme les gorgones *Leptogorgia sarmentosa* et *Eunicella verrucosa* (Carpine & Grashoff, 1975 ; Gatti *et al.*, 2012) (Figure 139).



Figure 139. La forte turbidité et les taux de sédimentation élevés favorisent la présence de certaines espèces de gorgones telles que *Leptogorgia sarmentosa* et *Eunicella verrucosa* (Photo de E. Ballesteros).

12.12. Espèces envahissantes

Certaines espèces introduites en Méditerranée sont devenues envahissantes (Boudouresque & Ribera, 1994 ; Boudouresque & Verlaque, 2002) et un certain nombre d'entre elles peuvent se développer dans l'habitat coralligène ou sont plus ou moins adaptées. Actuellement, seules les espèces d'algues introduites menacent les assemblages coralligènes dans certaines régions de la Méditerranée occidentale. On manque d'informations sur l'impact des espèces lespésiennes dans les assemblages coralligènes sessiles de la Méditerranée orientale, même si certains rapports montrent l'importance des poissons introduits (Spanier *et al.*, 2006).

L'espèce exotique la plus menaçante pour la communauté coralligène est probablement l'algue rouge *Womersleyella setacea* (figure 140), qui forme des gazons et qui est actuellement répartie sur la majeure partie du bassin méditerranéen (voir Athanasiadis, 1997). Cette espèce pousse abondamment dans les communautés coralligènes (et autres communautés sublittorales) (figure 141), formant un tapis dense, de 1 à 2 cm d'épaisseur, sur les coralliennes incrustées qui constituent l'intensification (*Mesophyllum alternans*, *Lithophyllum cabiochae*, et autres) (Ballesteros, 2004). Les valeurs maximales de biomasse atteintes par *Womersleyella setacea* s'élèvent à 126 g dw m² à 30 m de profondeur (Cebrian & Rodríguez-Prieto, 2012) et n'ont montré aucun schéma saisonnier bien que des valeurs plus faibles soient signalées au printemps. Bien que *Womersleyella setacea* puisse résister à un large éventail de conditions environnementales, ses exigences à moyen et

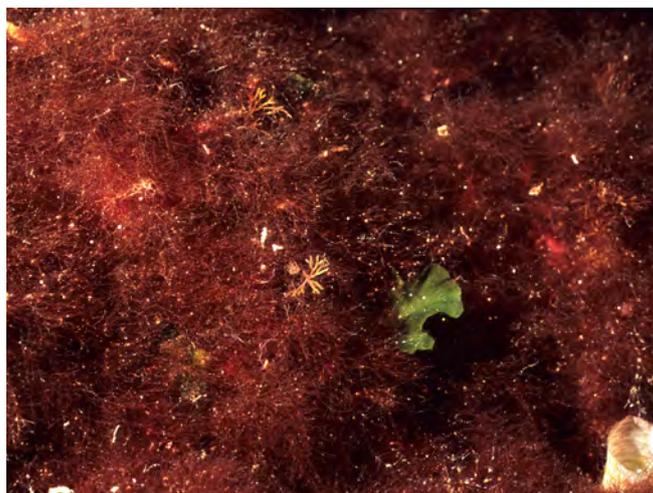


Figure 140. L'algue rouge filamenteuse *Womersleyella setacea* est l'espèce exotique la plus menaçante pour les assemblages coralligènes (Photo de E. Ballesteros)



Figure 141. Un tapis rouge d'algues envahissantes *Womersleyella setacea* recouvre une bordure coralligène dans l'AMP de Scandola, en Corse, à 40 m de profondeur (Photo de E. Ballesteros).

long terme sont une faible luminosité et des températures basses (Cebrian & Rodríguez-Prieto, 2012). Le tapis de *Womersleyella setacea* diminue sans aucun doute la disponibilité de la lumière pour les coralliennes incrustantes (évitant ou réduisant la photosynthèse et la croissance de ces algues), augmente le piégeage des sédiments (Airoldi *et al.*, 1995), exclut d'autres macroalgues et les algues du gazon par concrescence et préemption (Piazzi *et al.*, 2002, 2007), inhibe le recrutement des algues coralliennes et des gorgones (Ballesteros *et al.*, 1998 ; Linares *et al.*, 2014) et réduit la survie des gorgones juvéniles (Cebrian *et al.*, 2012 ; Linares *et al.*, 2012, 2014) (Figures 142, 143). La concrescence de *Womersleyella setacea* a également inhibé la reproduction de six éponges coralligènes communes (*Phorbastenia tenacior*, *Crambe crambe*, *Agelas oroides*, *Acanthella acuta*, *Axinella polypoides* et *Hymedesmia* sp.) (de Caralt & Cebrian, 2013).

La *Womersleyella setacea* réussit très bien à s'établir et persiste d'année en année (Airoldi, 1998) ; elle peut donc causer d'énormes dégâts à l'ensemble de la communauté coralligène. En effet, la richesse en espèces des sites envahis par *Womersleyella setacea*

est inférieure à celle observée dans les sites non colonisés (Piazzi *et al.*, 2002).

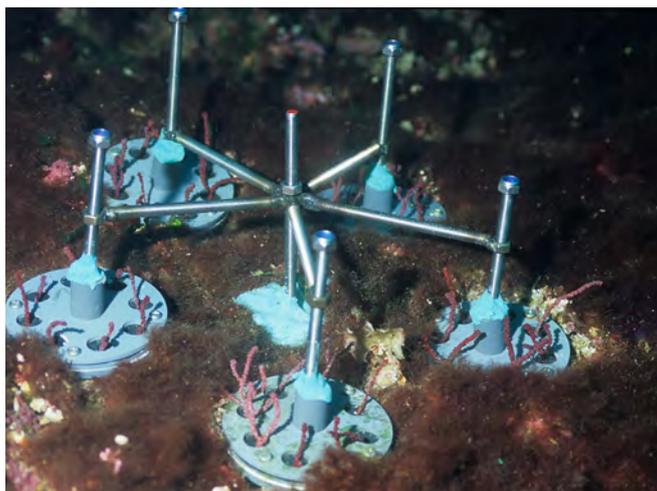


Figure 142. Plaques expérimentales utilisées par Cebrian *et al.* (2012) pour évaluer l'effet de *Womersleyella setacea* sur les recrues de *Paramuricea clavata* à 30 m de profondeur dans l'AMP de Scandola (Photo de E. Ballesteros).

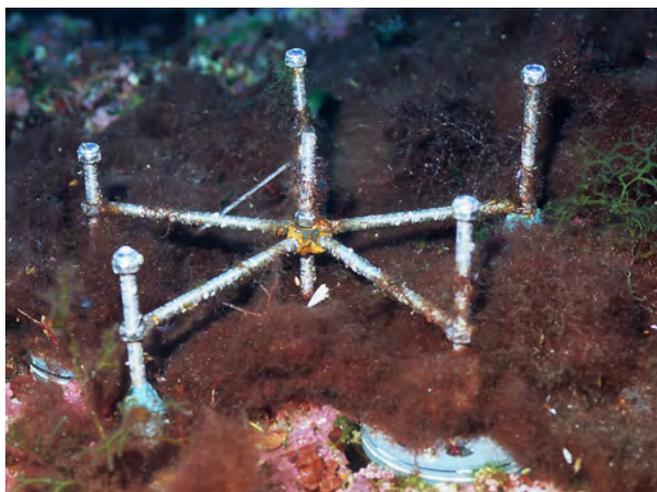


Figure 143. Mêmes plaques expérimentales de la figure 142 après 17 mois, presque entièrement recouvertes par un tapis de *Womersleyella setacea* (Photo de E. Ballesteros).

Une autre algue exotique du gazon qui peut se développer en eaux profondes est l'*Acrothamnion preissii*, qui, néanmoins, a été principalement signalée dans les lits de maërl (Ferrer *et al.*, 1994) et dans les rhizomes de l'herbe marine *Posidonia oceanica* (Piazzi *et al.*, 1996). Bien que présente dans la communauté coralligène des îles Baléares (Ballesteros, observation personnelle), elle n'est jamais dominante dans ce milieu et croît toujours avec *Womersleyella setacea*.

Caulerpa taxifolia est une autre espèce qui peut menacer la communauté coralligène. Bien qu'elle se développe principalement dans des eaux relativement peu profondes (Meinesz & Hesse, 1991), elle a été observée jusqu'à une profondeur de 99 m (Belsher & Meinesz, 1995) et dans certaines zones, comme au Cap Martin (France), elle a totalement envahi la communauté coralligène (Meinesz, 1999).

Caulerpa cylindracea, une autre espèce envahissante qui se répand rapidement en Méditerranée (Piazzi *et al.*, 2005), est également capable de se développer dans les eaux profondes où se développent des assemblages coralligènes (Ballesteros, 2004 ; Cebrian & Ballesteros, 2009) (Figure 144). *Caulerpa cylindracea* représente une menace sérieuse pour les assemblages coralligènes méditerranéens car elle affecte principalement les organismes incrustants (Piazzi *et al.*, 2007), diminue la diversité des espèces (Piazzi *et al.*, 2012), réduit le recrutement des gorgones et la survie des juvéniles (Cebrian *et al.*, 2012 ; Linares *et al.*, 2014) et diminue la couverture spongieuse mais pas la diversité des éponges (Baldaconi & Corriero, 2009). Bien que des populations saines de *Paramuricea clavata* semblent capables de réduire le caractère envahissant de *Caulerpa cylindracea* (Ponti *et al.*, 2018), sa colonisation n'a pas été empêchée dans les populations qui ont subi un événement de mortalité massive (Linares *et al.*, 2018 ; Verdura *et al.*, 2019) (Figure 145).



Figure 144. L'algue verte *Caulerpa cylindracea* envahit les assemblages coralligènes à Cabrera (Îles Baléares) (Photo de E. Ballesteros).



Figure 145. L'espèce exotique *Caulerpa cylindracea* colonise un assemblage coralligène dominé par *Paramuricea clavata* neuf mois après un épisode de mortalité sur l'îlot Impérial (Cabrera, -42 m). Les axes morts de *Paramuricea clavata* sont fortement envahis par le polychète tubicole *Salmacina dysteri*, le bryozoaire mince ramifié *Savignyella lafontii*, l'algue brune *Dictyopteris* et des algues en tapis non identifiées (Photo de E. Ballesteros).

Comme *Caulerpa cylindracea* et *Womersleyella setacea* affectent toutes deux la viabilité des colonies juvéniles de *Paramuricea clavata*, les populations de cette espèce envahie par ces deux espèces peuvent être mises en danger (Cebrian *et al.*, 2012).

Deux autres espèces d'algues qui ont été signalées comme ayant un comportement d'invasisseurs en Méditerranée. Ce sont *Asparagopsis taxiformis* (Ballesteros & Rodríguez-Prieto, 1996) (figure 146) et *Lophocladia lallemandii* (Patzner, 1998) (figure 147). Les deux espèces sont de plus en plus abondantes, tant dans les fonds peu profonds que dans les eaux profondes autour des îles Baléares. Elles ont été trouvées jusqu'à une profondeur de 65 m dans des fonds coralligènes avec ou sans *Womersleyella setacea* (Cebrian & Ballesteros, 2007, 2010 ; Ballesteros, observations personnelles).



Figure 146. *Asparagopsis taxiformis* est une algue rouge introduite qui se comporte rarement comme envahisseur dans les environnements coralligènes (Photo de E. Ballesteros).



Figure 147. Bien que généralement limitée aux fonds rocheux infralittoraux, l'algue rouge invasive *Lophocladia lallemandii* peut occasionnellement être abondante sur des assemblages coralligènes peu profonds (Photo de E. Ballesteros).

La dernière espèce d'algue introduite présentant des caractéristiques envahissantes dans les assemblages coralligènes est *Rugulopteryx okamurae*,

dont la prolifération menace plusieurs habitats autour des eaux riches du détroit de Gibraltar (García-Gómez *et al.*, 2018 ; Sempere-Valverde *et al.*, 2019). Il est encore trop tôt pour évaluer correctement ses effets sur les assemblages coralligènes, mais sa couverture peut atteindre jusqu'à 50% dans les affleurements coralligènes.

Les poissons introduits de la mer Rouge ne constituaient que 11,6% de la composition des espèces dans la pêche au trémail dans un récif coralligène peu profond au large de Haïfa, en Israël, mais ils ont contribué à 46,2% de l'abondance des poissons et 40,6% de la biomasse dans ces échantillons. *Siganus luridas*, *S. rivulatus* et *Sargocentron rubrum* ont été les principaux contributeurs (Spanier *et al.*, 2006) (figure 148). *Pomacanthus maculosus* (Bariche, 2009) et *Pterois miles* (Bariche *et al.*, 2013) sont des introductions récentes en provenance de la mer Rouge qui ont été observées dans les fonds coralligènes. Malheureusement, il n'existe pas d'études fonctionnelles portant sur les effets de ces introductions dans les affleurements coralligènes de Méditerranée orientale.



Figure 148. Le poisson-lapin invasif *Siganus luridas* est le poisson le plus abondant capturé par les filets trémaux à Kas, en Turquie (Photo de E. Ballesteros).

12.13. Acidification

Les niveaux de CO₂ augmentent dans l'atmosphère et dans les océans, entraînant une baisse de 0,1 unité de pH de l'acidité depuis le début de la révolution industrielle dans les océans. On prévoit qu'à la fin du siècle actuel, la baisse du pH représentera 0,3 unité supplémentaire (GIEC, 2013). Cette augmentation de l'acidité réduira les concentrations d'ions carbonate dans l'océan, réduisant le niveau de saturation en carbonate de calcium (Gattuso *et al.*, 2015). Cette réduction devrait avoir des effets importants sur les organismes, principalement sur ceux dont le squelette est calcaire, comme les algues coralliennes, les coraux, les mollusques et les bryozoaires (Feely *et al.*, 2004 ; Gattuso *et al.*, 2013 ; Kroeker *et al.*, 2013) (figure 149). Ainsi, on s'attend à ce que les habitats

coralligènes dont le cadre structurel est composé d'organismes calcaires soient sérieusement affectés. Une méta-analyse de Zunino *et al.* (2017) prévoit que l'acidification en Méditerranée augmentera la couverture d'algues charnues en augmentant l'activité photosynthétique des macrophytes et réduira la calcification à la fois par les algues et les coraux. Nous devons cependant souligner que l'acidification des océans aura un impact futur sur le coralligène et les autres structures de carbonate de calcium, mais étant donné les niveaux actuels de CO₂ en Méditerranée, aucun effet anthropique de l'acidification n'est observé aujourd'hui.



Figure 149. Un squelette partiellement dissous du gastéropode *Bolma rugosa* dans les événements de CO₂ des îles Columbretes (Photo de E. Ballesteros).

Les squelettes des algues coralliennes sont constitués de calcite à haute teneur en magnésium, qui est beaucoup plus soluble que les autres formes de carbonate de calcium (Andersson *et al.*, 2008 ; Kuffner *et al.*, 2008 ; Porzio *et al.*, 2011). Ainsi, les algues coralliennes devraient répondre à l'acidification des océans en diminuant la calcification nette, la croissance et la reproduction (Basso, 2012). Une pCO₂ élevée augmente la mort de *Lithophyllum cabiochae* et la dissolution des squelettes morts est beaucoup plus importante dans des conditions de pCO₂ élevées que dans des conditions de pCO₂ ambiantes, ce qui suggère que la dissolution nette de cet important constructeur coralligène dépassera la calcification nette d'ici la fin de ce siècle (Martin & Gattuso, 2009). En outre, un pCO₂ élevé favorise la nécrose des algues lorsque *Lithophyllum cabiochae* est exposé à des températures élevées (Martin *et al.*, 2009). L'efficacité de la photosynthèse est réduite lorsque la pCO₂ est élevée chez *Lithophyllum cabiochae*, mais le taux de calcification est maintenu, voire amélioré (Martin *et al.*, 2013). Il semble que *Lithophyllum cabiochae* ait la capacité de protéger le milieu contre l'acidification des océans, permettant le dépôt de calcite de magnésium sous des pCO₂ élevés (Nash *et al.*, 2016), ce qui suggère que les algues coralliennes pourraient être plus résistantes à l'acidification des océans qu'on ne le pensait auparavant.

Plusieurs effets de l'acidification des océans ont été décrits chez les macroinvertébrés méditerranéens qui se développent dans les fonds coralliens. Il existe différentes capacités spécifiques aux espèces à utiliser la transmission horizontale pour modifier les microbiomes en réponse à une baisse du pH dans les éponges (Ribes *et al.*, 2016), ce qui contribue à la survie dans un scénario de baisse du pH. *Dysidea avara* est la plus adaptable, suivie par *Agelas oroides*, tandis que *Chondrosia reniformis* n'a aucune capacité d'acquisition de nouveaux microbes et est gravement affectée par la baisse du pH (Ribes *et al.*, 2016).

Le corail rouge, *Corallium rubrum*, a un squelette de calcite de magnésium (Vielzeuf *et al.*, 2008). La biocalcification, les taux de croissance du squelette et l'activité alimentaire des polypes de *Corallium rubrum* sont considérablement réduits selon les scénarios de pCO₂ prévus pour la fin de ce siècle (Cerrano *et al.*, 2013 ; Bramanti *et al.*, 2013), ce qui suggère un nouveau facteur de stress pour cette espèce déjà menacée. En revanche, le squelette et la calcification du corail scléractinien *Leptopsammia pruvoti* ne sont pas affectés lorsque les colonies sont exposées à un faible pH (Movilla *et al.*, 2016).

Bien que les bryozoaires forment un squelette calcaire soient résistants aux expositions à court terme à de faibles valeurs de pH (Rodolfo-Metalpa *et al.*, 2009), la corrosion du squelette se produit lors d'expositions à moyen terme (Lombardi *et al.*, 2011b). La corrosion est beaucoup plus importante lorsqu'elle est couplée à des températures élevées (Rodolfo-Metalpa *et al.*, 2009) et la croissance est réduite (Lombardi *et al.*, 2011a), bien que les colonies semblent être capables de répondre à l'acidification des océans en ajustant l'allocation des ressources entre les zooïdes de différents types (Lombardi *et al.*, 2011c). Ainsi, l'acidification des océans peut gravement affecter la survie des bryozoaires dont le squelette est riche en calcite de magnésium.

Les seules observations directes des affleurements coralligènes naturels en conditions acidifiées ont été faites en étudiant les événements de CO₂ (figure 150). Dans les événements situés à 40 m de profondeur dans les îles Columbretes (Espagne), on observe un remplacement des bioconstructions coralligènes par des lits de varech lorsque le pH passe de 8,1 à 7,9 unités (Linares *et al.*, 2015) (figure 151). Les organismes à forte teneur en calcite de magnésium tels que les algues coralliennes et les bryozoaires sont complètement absents près des événements ; les algues coralliennes sont remplacées par des algues incrustantes calcifiantes d'aragonite (*Peyssonnelia rosa-marina*) (Linares *et al.*, 2015). Les explorations par robots sous-marins (ROV) dans les événements hydrothermaux au large de l'île de Panarea (Italie) à des valeurs de pH d'environ 6,2-7,0 unités et à une profondeur de 80 m montrent une large couverture d'algues rouges *Peyssonnelia* spp. et d'algues vertes

Flabellia petiolata, ainsi que d'éponges mais aussi de polychètes tubulaires et de bryozoaires (*Reteporella grimaldi*) (Esposito *et al.*, 2018). Ces deux exemples ne concordent pas toujours avec les effets sur les

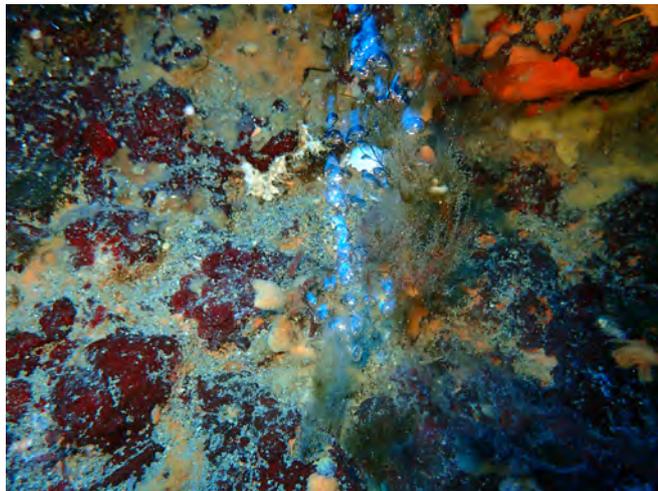


Figure 150. Les événements de CO₂ liés à l'activité volcanique sont actuellement les seuls sites en mer où l'on peut observer les effets de conditions acidifiées (Photo de E. Ballesteros).

espèces lorsque le pH est faible en laboratoire, mais montrent sans équivoque le potentiel de l'acidification des océans à modifier radicalement les paysages marins.

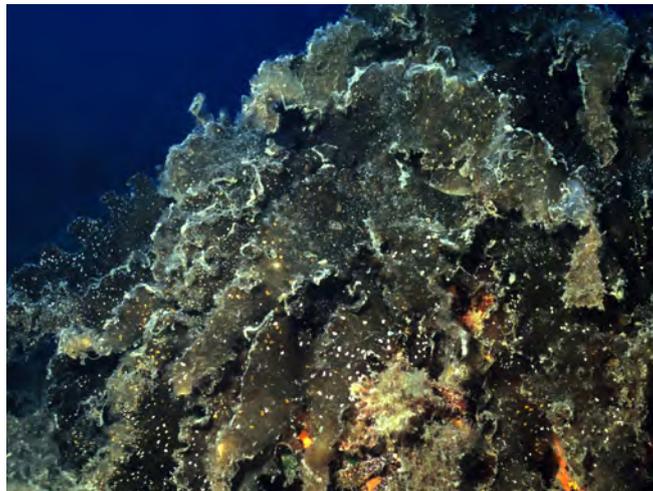


Figure 151. Des bancs de varech de *Laminaria rodriguezii*, endémiques et menacés, remplacent les affleurements coralligènes près des événements de CO₂ des îles Columbretes (Espagne), à -40 m de profondeur (Photo de E. Ballesteros).



13. Questions de conservation

13.1. Critères

La planification des mesures de conservation au niveau méditerranéen devrait assurer une meilleure protection non seulement des espèces, des fonctions et de la diversité génétique (Giakoumi *et al.*, 2103) mais aussi des différents paysages marins. Ainsi, il est nécessaire de considérer différentes ceintures de profondeur en tenant compte des différents niveaux de diversité, de la taxonomie à la phylogénétique (Doxa *et al.*, 2016) mais aussi des différentes morphologies et assemblages liés à la profondeur. La présence d'unités de reproduction isolées et les différences de diversité génétique entre les échantillons à des échelles de plusieurs dizaines de mètres suggèrent que les stratégies de conservation et de restauration des espèces et des habitats coralligènes devraient inclure une gamme d'échelles allant du niveau local au niveau régional (Costantini *et al.*, 2007 ; Abiatti *et al.* 2009 ; Arizmendi-Mejía *et al.*, 2015).

13.2. Législation

Plusieurs lois spécifiques concernant la protection de l'habitat coralligène et de certaines des espèces qui y prospèrent sont en vigueur dans l'Union européenne, bien qu'elles ne concernent pas les pays tiers. La pêche destructrice est spécifiquement interdite sur les bancs de coralligène et de maërl dans l'Union européenne (Règlement du Conseil n° 1967/2006 concernant des mesures de gestion pour l'exploitation durable des ressources halieutiques en Méditerranée) et les bioconstructions coralligènes abritent une espèce d'intérêt figurant dans les annexes de la directive Habitats de l'UE (Directive 92/43/CEE du Conseil concernant la conservation des habitats naturels ainsi que de la faune et de la flore sauvages), comme le corail rouge (*Corallium rubrum*). Cependant, les affleurements coralligènes ne figurent pas parmi les habitats prioritaires et, par conséquent, les pays de l'UE ne sont pas tenus de déclarer des sites d'intérêt communautaire (SIC) pour protéger spécifiquement l'environnement coralligène. La directive-cadre sur l'eau de l'UE (DCE ; directive 2000/60/CE du Conseil établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau) vise à contrôler l'apport de nutriments et de produits chimiques dans les masses d'eau, y compris dans les zones côtières, afin de garantir la qualité de l'eau et, indirectement, la qualité des écosystèmes d'eau douce et des écosystèmes marins côtiers. Toutefois, la DCE ne protège pas les habitats mais utilise la composition des espèces pour évaluer la qualité de l'eau, c'est-à-dire que la qualité de l'eau d'une masse d'eau doit être suffisamment bonne pour maintenir les espèces et les fonctions des écosystèmes aquatiques, ce qui constitue indirectement une mesure de protection. Enfin, la directive-cadre "Stratégie pour le milieu marin" de l'UE (MSFM ; directive 2008/56/CE du

Conseil établissant un cadre d'action communautaire dans le domaine de la politique pour le milieu marin) est le premier texte législatif communautaire englobant spécifiquement la protection du milieu marin et de ses ressources naturelles (figure 152). Son approche est fondée sur les écosystèmes et son principal objectif est de parvenir à un bon état écologique des eaux marines de l'UE d'ici 2020. Selon le MSFD, un bon état écologique est atteint lorsque (i) la biodiversité est maintenue, (ii) les espèces non indigènes n'ont pas d'effets néfastes sur l'écosystème, (iii) la population des espèces de poissons commerciales est en bonne santé, (iv) les éléments des réseaux alimentaires assurent l'abondance et la reproduction à long terme, (v) l'eutrophisation est réduite au minimum, (vi) l'intégrité des fonds marins assure le fonctionnement de l'écosystème, (vii) les éventuelles altérations hydrologiques ne nuisent pas à l'écosystème, (viii) les contaminants n'ont pas d'effets, (ix) les contaminants des fruits de mer sont en dessous des niveaux sûrs, (x) les déchets marins ne causent pas de dommages et (xi) l'introduction d'énergie (y compris le bruit) ne nuit pas à l'écosystème. Cette directive englobe tous les écosystèmes marins et, par conséquent, les récifs coralligènes sont inclus.



Figure 152. La directive-cadre sur la stratégie marine de l'UE vise à atteindre un bon état écologique des environnements coralligènes et de tous les habitats marins de l'UE d'ici 2020 (Photo de E. Ballesteros).

Au niveau national, les affleurements de tégène, les habitats biogènes mésophobes du nord de l'Adriatique, ont reçu le statut de "Zona di Tutela Biologica" en Italie, une zone de protection biologique, c'est-à-dire une zone réglementée sans prélèvement, avec un décret du ministère italien des politiques agricoles, forestières et d'exploitation des forêts (G.U. n. 193, 19/8/2002).

Le seul parapluie qui inclut tous les pays méditerranéens dans leurs efforts pour préserver la mer Méditerranée est la Convention de Barcelone, adoptée en 1995 pour la protection de l'environnement marin et des régions côtières de la Méditerranée. La convention de Barcelone est basée sur un plan d'action pour la Méditerranée (PAM) qui a donné lieu à sept protocoles traitant d'aspects spécifiques de la conservation.



Figure 153. La porcelaine brune *Luria lurida* est une espèce en voie de disparition selon l'annexe II du protocole ASP/BD (Photo de E. Ballesteros).



Figure 154. La nacre épineuse, *Pinna rudis*, une espèce menacée, peut être observée occasionnellement dans les affleurements coralligènes (Photo de E. Ballesteros).



Figure 155. *Spongia lamella* est présente dans l'annexe III du protocole ASP/BD (Photo de E. Ballesteros).



Figure 156. La grande araignée, *Maja squinado*, est une espèce en voie de disparition dont l'exploitation est réglementée selon l'annexe III du protocole ASP/BD (Photo de E. Ballesteros).

Le Protocole relatif aux aires spécialement protégées et à la diversité biologique comprend une liste d'espèces en danger ou menacées (annexe II) (figures 153, 154) et une liste d'espèces dont l'exploitation est réglementée (annexe III) (figures 155, 156), dont plusieurs espèces coralligènes (<http://web.unep.org/unepmap/5-specially-protected-areas-protocol-spa-and-biodiversity-protocol>).

Ce protocole contient également plusieurs plans d'action visant à la protection de différents taxons et écosystèmes. Le Plan d'action concernant les bioconcrets coralligènes et autres bioconcrets calcaires en Méditerranée (PNUE-PAM-CAR/ASP, 2008) a été adopté par les parties contractantes en janvier 2008 et est spécialement consacré aux assemblages coralligènes et aux lits de maërl. Les principales actions entreprises dans le cadre de ce plan d'action sont les suivantes (i) établir une liste de référence des espèces qui se trouvent dans les affleurements coralligènes, (ii) aider à l'identification taxonomique des espèces constituant les assemblages

coralligènes et maërl par un inventaire des experts taxonomiques et des chercheurs/institutions travaillant sur le terrain, (iii) promouvoir les méthodes de surveillance et (iv) encourager la conservation de l'environnement coralligène par la création d'AMP, notamment dans les eaux internationales. Bien qu'elle ne soit pas juridiquement contraignante, cette initiative est la seule qui rassemble tous les pays méditerranéens en faveur de la connaissance et de la conservation des affleurements coralligènes.

13.3. Protection efficace

Comme indiqué dans le plan d'action pour les coralligènes, l'un des principaux problèmes qui empêchent une mise en œuvre correcte des mesures concernant la protection des affleurements coralligènes est le manque de données spatiales pertinentes sur ces habitats (Georgiadis *et al.*, 2009 ; Martin *et al.*, 2014).

La couverture des fonds marins cartographiés s'est récemment étendue (en partie grâce à l'investissement du plan d'action pour les coralligènes) (voir la section "Cartographie" du présent document). En outre, des cartographies (non détaillées) à l'échelle du bassin, comme celle de Giakoumi *et al.* (2013), et des outils de modélisation peuvent également être utilisés pour rechercher les zones sur lesquelles concentrer les efforts de recherche (Martin *et al.*, 2014) ou pour réaliser des cartographies prédictives (Falace *et al.*, 2015 ; Zapata-Ramírez *et al.*, 2016 ; Vasallo *et al.*, 2018). Toutefois, une protection efficace devrait être basée sur la cartographie complète et précise des habitats coralligènes, y compris leur morphologie et les informations sur la composition et les assemblages des espèces (Ingrosso *et al.*, 2018).

Outre la protection contre la pêche destructrice qui doit être appliquée au niveau de l'UE, les pays de l'UE disposent de zones ou de sites d'intérêt pour la conservation (SIC). Déclarés dans le cadre de la directive "Habitats", ils ont été créés principalement en raison de la présence d'herbiers de posidonies, car il s'agit du seul type d'habitat marin présentant un "intérêt particulier". Cependant, la plupart des pays se tournent actuellement vers la catégorie d'habitat "récifal" (Fraschetti *et al.*, 2009), qui comprend les affleurements coralligènes et tégmène.

Néanmoins, au niveau de la Méditerranée, la figure de protection la plus répandue est la création d'aires marines protégées (AMP) (Ingrosso *et al.*, 2019) (Figure 157).

La création d'AMP a été principalement orientée vers



Figure 157. Les Aires Marines Protégées (AMP), forme de protection la plus répandue en Méditerranée, constituent un moyen efficace de reconstituer les populations de poissons vulnérables (îles Columbretes, Espagne) (Photo de E. Ballesteros).

la protection des ressources naturelles exploitées (poissons et crustacés) mais, d'une manière ou d'une autre, elles ont également été désignées pour protéger des paysages marins particulièrement sensibles et/ou attrayants pour les plongeurs (Fava *et al.*, 2008 ; Boero, 2017 ; Ingrosso *et al.*, 2019).

Comme les environnements coralligènes ont une grande valeur esthétique (Harmelin, 2009 ; Tribot *et al.*, 2016 ;

Chimienti *et al.*, 2017) et qu'ils abritent un grand nombre de poissons côtiers commerciaux (Astruch *et al.*, 2018), ils ont très souvent été inclus dans les AMP. Les efforts futurs doivent être axés sur la désignation des AMP dans les zones abritant des concrétions coralligènes bien développées, en particulier dans les endroits où les impacts anthropiques sont faibles, comme les rives du canal de Sicile (Altobelli *et al.*, 2017).

13.4. Restauration

Le rétablissement naturel des accumulations coralligènes pourrait prendre des siècles, voire des millénaires, en raison de la lenteur des taux de croissance et de la bioérosion des macroalgues et des macroinvertébrés carbonatés incrustés dans le calcaire, mais le rétablissement naturel des populations d'espèces d'ingénierie comme les gorgones peut ne prendre "que" des décennies (Montero-Serra *et al.*, 2018) (figure 157). La restauration active peut être une bonne approche pour favoriser le rétablissement des populations dont les taux de croissance et de recrutement sont faibles, car les délais nécessaires pour atteindre un rétablissement complet peuvent être raccourcis. Néanmoins, la restauration active a rarement été utilisée dans les assemblages coralligènes (Guarnieri *et al.*, 2019).

Des explants transplantés de *Paramuricea clavata* et d'*Eunicella* spp. ont été utilisés pour améliorer le rétablissement des populations (Linares *et al.*, 2008 ; Fava *et al.*, 2010). Des techniques d'élagage ont également été utilisées pour augmenter le rétablissement de *Paramuricea clavata* touchés par des événements de mortalité massive (Previatei *et al.*, 2011). Des méthodes basées sur l'amélioration du recrutement dans des substrats artificiels ont été testées pour la récupération des populations du précieux corail rouge (Bramanti *et al.*, 2007 ; Benedetti *et al.*, 2011). Les protocoles de restauration des macroinvertébrés qui sont développés dans le cadre du projet MERCES (Marine Ecosystem Restoration in Changing European Seas) de l'UE (<http://www.merces-project.eu/>) sont basés sur la transplantation de fragments ou de colonies entières à partir de sites de donneurs et sur des techniques et des dispositifs d'amélioration du recrutement (Cerrano *et al.*, 1999 ; Cerrano *et al.*, 2018 ; Guarnieri *et al.*, 2019). Une corrélation négative entre la survie après transplantation et les taux de croissance a été constatée : Les espèces à croissance lente auront tendance à exiger un effort initial plus faible en raison d'un taux de survie plus élevé après la transplantation, mais la période nécessaire à une restauration complète aura tendance à être plus longue (Montero-Serra *et al.*, 2018). En outre, en raison de la structure génétique élevée des gorgones qui vivent dans les affleurements coralligènes, la taille des colonies, la proximité et la taille des populations doivent être prises en considération pour la restauration (Mokhtar-Jamäi *et al.*, 2013).



14. Le suivi

14.1. Méthodes

Le suivi des assemblages naturels devient nécessaire si l'on veut évaluer les changements temporels. Des études temporelles précises des assemblages d'algues coralligènes peuvent impliquer le prélèvement d'échantillons en grattant des quadrats et en analysant des échantillons en laboratoire (Ballesteros, 1992 ; Piazzini *et al.* 2002, 2004 ; Sant *et al.*, 2017) en raison de la petite taille et de l'identification difficile des espèces. Cependant, la méthode de raclage est destructrice et ne permet pas de surveiller la même zone benthique dans le temps.

L'utilisation de photoquadrats (figure 159) n'est pas aussi précise et ne donne pas toujours les mêmes résultats (Cecchi *et al.*, 2014 ; Piazzini *et al.*, 2014b ; Sant *et al.*, 2017). La photographie est cependant très utile car elle est non destructrice et réduit le temps de plongée et de décompression (Cecchi *et al.*, 2014 ; Piazzini *et al.*, 2015 ; Sant *et al.*, 2017). Garrabou *et al.* (2002) ont utilisé des photographies prises dans des quadrats permanents au fil du temps pour rechercher les changements relatifs des assemblages, une technique qui peut être considérablement améliorée lorsque les espèces sont identifiées (par exemple Kipson *et al.*, 2011 ; Holon *et al.*, 2013).



Figure 159. Les photoquadrats sont une technique utile et non destructrice pour l'étude des assemblages coralligènes (Photo de E. Ballesteros).

Les photoquadrats sont utilisés pour estimer la présence/absence des espèces (e.g. Kipson *et al.*, 2011), pour estimer les abondances semi-quantitatives (e.g. Cecchi *et al.*, 2014 ; Casas-Güell *et al.*, 2015 ; Montefalcone *et al.*, 2017), pour faire des estimations plus précises au moyen de points aléatoires stratifiés (Kohler & Gill, 2006 ; Deter *et al.*, 2012) ou en façonnant chaque espèce et en calculant son abondance (par exemple Trygonis & Sini, 2012 ; Casas-Güell *et al.*, 2016 ; Sartoretto *et al.*, 2017 ; Sant *et al.*, 2017). Les milieux coralligènes présentent une grande hétérogénéité à différentes échelles spatiales (Peirano *et al.*, 2009 ; Piazzini *et al.*, 2014a) et il faut veiller tout

particulièrement à obtenir un nombre suffisant de répliques pour atteindre une zone d'échantillonnage représentative (Kipson *et al.*, 2011 ; Piazzini *et al.*, 2014a ; Sant *et al.*, 2017), qui change en fonction de chaque assemblage.

L'utilisation de robots sous-marins ou de submersibles habités (figure 160) est très utile dans les bancs coralliens profonds et est de plus en plus fréquemment utilisée à des fins de surveillance (par exemple, Bo *et al.*, 2010 ; Bavestrello *et al.*, 2014 ; Ferrigno *et al.*, 2015, 2017a, 2018b ; Cánovas-Molina *et al.*, 2016b ; Altobelli *et al.*, 2017 ; Enrichetti *et al.*, 2019b ; Salvati *et al.*, 2019).

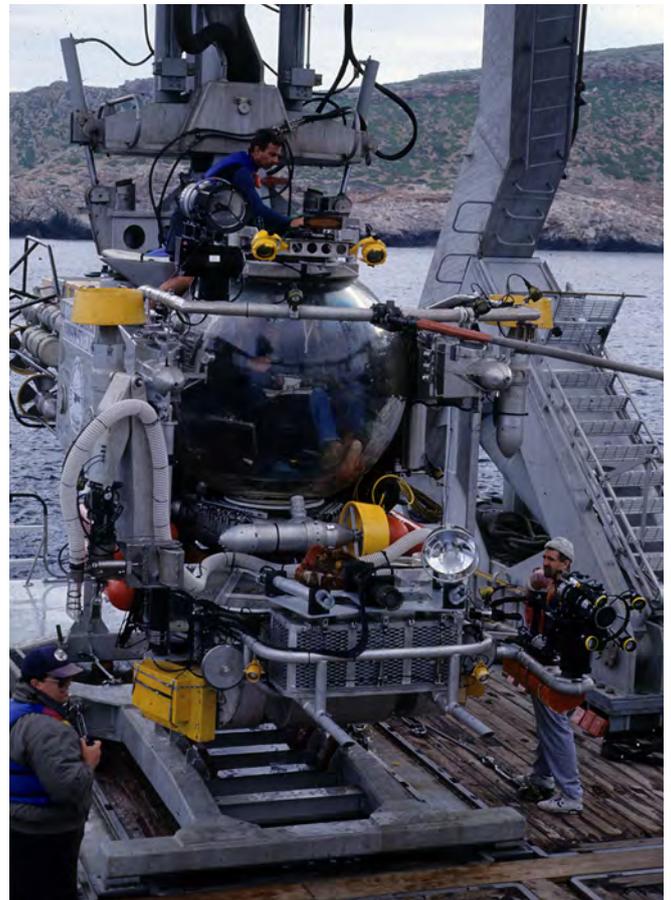


Figure 160. Le submersible habité Johnson Sea Link en opération dans le parc national de Cabrera (Îles Baléares) (Photo de E. Ballesteros).

La surveillance des espèces d'ingénierie peut être effectuée *in situ* en étiquetant les colonies le long de transects (par exemple Coma *et al.*, 2004 ; Linares *et al.*, 2007b) ou en utilisant des quadrats (par exemple Sala *et al.*, 1996 ; Linares *et al.*, 2005, 2008) (figure 161). On utilise également des photographies de parcelles permanentes (par exemple Garrabou & Ballesteros, 2000 ; Garrabou & Zabala, 2001 ; Garrabou & Harmelin, 2002), ce qui réduit considérablement le temps de plongée mais nécessite un long temps d'analyse des images. Les récentes améliorations technologiques permettent d'obtenir des images en trois dimensions par la plongée sous-marine, la plongée ccuba et les robots sous-marins,

qui ont déjà été utilisés pour estimer la structure de la population de *Paramuricea clavata* (Pavoni *et al.*, 2013 ; Palma *et al.*, 2018). Les relevés photogrammétriques permettent un échantillonnage rapide et non destructif, qui, couplé à un système automatisé, peut être utilisé pour couvrir de vastes zones (Palma *et al.*, 2018, 2019). L'utilisation de la photogrammétrie, des élaborations photomosaïques et de la modélisation 3D peut améliorer considérablement la qualité et la quantité des données et donc la qualité des évaluations (Zapata-Ramírez *et al.*, 2013).

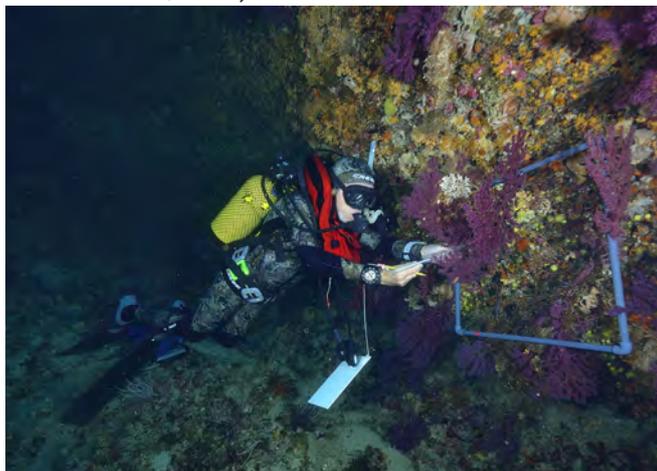


Figure 161. La densité et la hauteur des espèces ingénieurs comme les gorgones peuvent être mesurées *in situ* à l'aide de quadrats (Photo de J.C. Calvin).

Les espèces de génie civil ne sont qu'un compartiment des affleurements coralligènes et donc, si nous limitons la surveillance à ces espèces, nous surveillons les populations et non l'assemblage ou l'écosystème. Cela est particulièrement important lors de la conception de protocoles conformes à la directive-cadre "Stratégie pour le milieu marin", dont l'approche est écosystémique.

14.2. Protocoles

L'adoption de méthodes de surveillance normalisées, bien que non nécessaire, est un pas en avant dans la comparaison des données obtenues dans des sites différents ou identiques par des équipes indépendantes. Tant la mise en œuvre du plan d'action concernant les bioconcrets coralligènes et autres bioconcrets calcaires que la directive-cadre "Stratégie pour le milieu marin" nécessitent la mise au point de techniques et de protocoles de surveillance.

La plupart des protocoles exigent la plongée sous-marine dans des environnements coralligènes relativement peu profonds (figure 162), la plongée cuba (appareil respiratoire sous-marin en circuit fermé) à des profondeurs intermédiaires et l'utilisation de robots sous-marins (ROV) en eaux profondes. Dans le cadre du plan d'action pour le coralligène, Pergent *et al.* (2015) décrivent la base de la surveillance des assemblages coralligènes, qui est développée par Garrabou *et al.* (2014), Garrabou & Kipson (2014), Kipson (2014) et Kipson *et al.* (2014). Le protocole

croate (Garrabou *et al.*, 2014 ; Kipson *et al.*, 2014) utilise le photo-échantillonnage, les recensements visuels pour la structure et la fonction des habitats (composition des espèces, complexité des habitats, bioconcret, bioérosion) et l'évaluation des impacts naturels et anthropiques, que l'on utilise des plongeurs ou des robots sous-marins (figure 163). En France, le réseau français de surveillance (RECOR) recense les concrétions coralligènes au moyen de photoquadrats et les pressions anthropiques dans 120 sites (Holon *et al.*, 2013). Ruitton *et al.* (2019) décrivent un protocole de quantification des engins de pêche perdus dans les assemblages benthiques. D'autres protocoles, principalement destinés à fournir des données pour l'évaluation de la qualité écologique des affleurements coralligènes dans le cadre de plusieurs directives européennes, et impliquant toutes sortes de méthodologies, sont résumés dans le chapitre suivant.



Figure 162. Échantillonnage des espèces de poissons cryptobenthiques aux îles Columbretes (Espagne) (Photo de D.K. Kersting).



Figure 163. Les recensements visuels sont fréquemment utilisés dans les assemblages coralligènes pour évaluer la composition des espèces et la complexité de l'habitat (Photo de J.C. Calvin).

14.3. Indices de qualité écologique

Tous les protocoles de surveillance ont pour objectif final d'obtenir des informations sur l'état du sujet qu'ils surveillent, qu'il s'agisse de populations, d'assemblages ou d'écosystèmes. La comparaison

des informations obtenues sur un même site à deux moments différents de l'échantillonnage nous renseigne sur les changements qui ont eu lieu pendant cette période et nous permet de faire un diagnostic de ce qui se passe. Face aux problèmes de conservation, les protocoles de surveillance tentent d'obtenir l'état écologique des sujets surveillés afin de savoir s'ils s'améliorent ou non. L'état écologique peut être basé sur un seul descripteur (par exemple les gorgones, les macroalgues...) ou sur plusieurs descripteurs. Si nous voulons obtenir l'état écologique de l'ensemble de l'habitat ou de l'écosystème, nous devons mesurer autant de descripteurs que possible ou nous concentrer uniquement sur les descripteurs qui fournissent les meilleures informations (indicateurs écologiques). Les descripteurs sont généralement évalués par différentes mesures et ils sont généralement combinés et pesés pour obtenir un indice multimétrique qui peut être utilisé pour faire des comparaisons spatiales et temporelles. Même si les indices ne sont pas nécessaires pour faire des comparaisons, ils sont utiles car les valeurs sont visuellement simples. En fait, la directive-cadre sur l'eau et la directive-cadre "Stratégie pour le milieu marin" reposent toutes deux sur des indices pour l'évaluation de l'état écologique. Plusieurs indices permettant de déterminer l'état écologique ont été récemment élaborés sur les conseils de Harmelin (2009). Tous les indices sont relativement récents, ils doivent être plus largement appliqués et testés et ils doivent être comparés. En outre, certains indices sont en constante évolution et amélioration et il est donc trop tôt pour faire des évaluations ou des recommandations. Cependant, il serait souhaitable d'arriver à l'avenir à une sorte de consensus entre les scientifiques méditerranéens sur les indices à appliquer et, si cela n'est pas possible, de commencer un exercice d'intercalibration entre les différentes méthodologies.

L'indice du statut écologique des assemblages coralligènes (ESCA) (Cecchi & Piazzzi, 2010 ; Cecchi *et al.*, 2014) est un indice multidimensionnel basé sur la photographie, conforme à la DCE, qui combine le niveau de sensibilité, la diversité alpha (nombre de taxons / groupes) et la diversité bêta (évaluée comme la distance moyenne de tous les échantillons photographiques par rapport aux centroïdes, calculée à partir d'une analyse PERMDISP ; Anderson, 2006) des assemblages coralligènes de macro-algues. Un niveau de sensibilité est attribué à chaque taxon/groupe (figure 164) et le niveau de sensibilité de chaque photographie est obtenu en additionnant toutes les valeurs de niveau de sensibilité rapportées pour tous les taxons/groupes de la photographie. Les sites de référence sont pris en compte et un rapport de qualité écologique (RQE, allant de 0 à 1) est fourni pour chaque mesure et chaque site après une moyenne de trois ans d'échantillonnage. Le RQE final est la moyenne des trois RQE. L'indice ESCA est testé dans des assemblages coralligènes de Toscane et diminue lorsque les concentrations de nutriments dans l'eau de mer, les taux de sédimentation et l'abondance des espèces envahissantes augmentent

(Cecchi *et al.*, 2014). L'ESCA est également conforme aux MSFD (Piazzzi *et al.*, 2015) et lorsque les macro-invertébrés sessiles sont pris en compte, l'indice résultant (appelé ESCA-TA) détecte plus précisément les niveaux de pression humaine (Piazzzi *et al.*, 2017a). L'indice ESCA a récemment été appliqué pour évaluer les impacts du sauvetage de l'épave du Costa Concordia (Penna *et al.*, 2017).

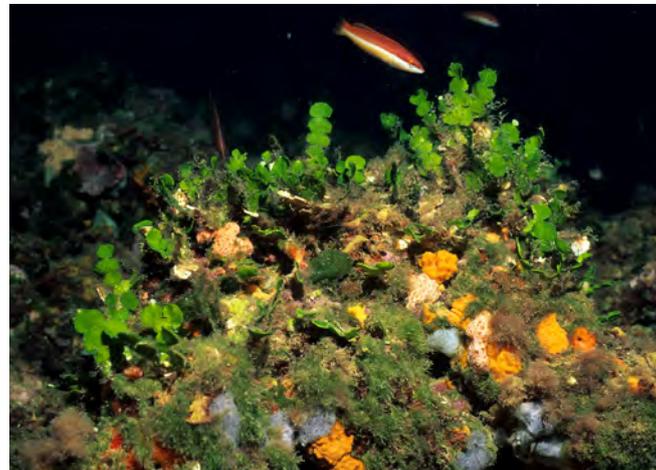


Figure 164. L'algue verte *Halimeda tuna* est l'une des espèces les plus sensibles aux perturbations selon l'indice ESCA (Photo de E. Ballesteros).

Le Coralligenous Assemblage Index, CAI, ou ICA (Deter *et al.*, 2012) est un indice conforme à la DCE, allant de 0 à 1, avec un statut de qualité établi en cinq classes. Il a été élaboré à partir d'un vaste ensemble de données recueillies sur la côte est de la Méditerranée française. Les mesures *in situ* obtenues par la plongée sous-marine lors d'une surveillance spéciale comprenaient le pourcentage de couverture des espèces sessiles visibles (à l'aide de photoquadrats) et les caractéristiques démographiques des gorgones, et prenaient en compte la morphologie des affleurements, l'orientation géographique, la direction principale du courant et la profondeur. Après sélection des descripteurs les plus appropriés, l'indice final est basé sur trois mesures sélectionnées : pourcentage de couverture de bryozoaires, pourcentage de couverture de boues et pourcentage de couverture d'espèces de construction. L'ICA est lié de manière positive et significative à la qualité de l'eau.

Gatti *et al.* (2012) décrivent une méthode d'évaluation visuelle rapide (RVA) (Parravacini *et al.*, 2010) utilisant une approche de paysage marin et intégrant des informations biologiques, mésologiques et géomorphologiques. Les affleurements sont divisés en trois morphotypes et en différents paramètres mésologiques (par exemple, la pente, la profondeur, l'élévation par rapport au fond). La caractérisation biologique distingue trois couches (supérieure, intermédiaire et basale) et mesure la couverture totale, la hauteur maximale et le pourcentage d'épibiose / nécrose pour la couche supérieure, la richesse des espèces, le rapport saisonnier / pérenne des espèces et le nombre d'espèces de bryozoaires dressés pour la couche intermédiaire, et le pourcentage de couverture

des différents groupes d'organismes incrustés, l'épaisseur et la consistance de la couche calcaire et la bioérosion. Les résultats obtenus pour chacun des neuf descripteurs sont convertis en notes de qualité allant de 1 (mauvaise qualité) à 3 (bonne qualité) et l'état écologique final est établi en cinq classes, l'indice allant de 1 à 3. La RVA a été testée dans le coralligène au large de Vado Ligure (Gatti *et al.*, 2012) et entre Marseille et Toulon (Gatti & Sartoretto, 2013), avec des résultats satisfaisants.

La méthode RVA de Gatti *et al.* (2012) a évolué vers l'indice Coralligenous Assessment by ReefScape Estimation (COARSE) (Gatti *et al.*, 2015) qui a été testé dans 21 stations de la région PACA (France), dont des stations soumises à des pressions anthropiques élevées, modérées et faibles. La différence la plus pertinente par rapport à la méthode RVA concerne les descripteurs de la couche intermédiaire, où le rapport espèces saisonnières/pérennes est remplacé par le nombre d'espèces calcifiées dressées, et le descripteur concernant le nombre de bryozoaires dressés est remplacé par le nombre de bryozoaires dressés mais pondéré par le niveau de sensibilité de chaque espèce (figure 165). L'indice COARSE est également calculé différemment de l'indice RVA. L'indice COARSE est robuste aux biais des observateurs et aux différents niveaux de pression anthropogénique des sites échantillonnés. Les scores de qualité finaux sont une moyenne des scores de qualité de chaque couche et vont de 1 à 3. Cependant, en tant que



Figure 165. Les bryozoaires dressés sont des espèces sensibles qui sont utilisées dans l'estimation de l'indice COARSE (Photo de E. Ballesteros).

RVA, l'indice COARSE n'est pas totalement conforme aux MSFD parce qu'il n'est pas encore comparable aux sites de référence (Gatti *et al.*, 2015). Les indices COARSE et ESCA ont été appliqués aux récifs coralligènes de sites affectés par différentes pressions humaines (Piazzi *et al.*, 2017b), fournissant des informations différentes mais complémentaires sur la qualité des récifs. Casoli *et al.* (2017) appliquent un indice COARSE légèrement modifié entre 35 et 76 m de profondeur pour évaluer l'impact de la récupération de l'épave du Costa Concordia, avec une application facile et rentable en eaux profondes.

L'approche INDEX-COR (Sartoretto *et al.*, 2014, 2017) crée un indice plurimétrique basé à la fois sur le photo-échantillonnage et les observations visuelles en plongée qui intègre trois variables : la sensibilité des taxons à l'apport de matière organique et de sédiments, la richesse taxonomique et la complexité structurelle des assemblages. Chaque taxon est affecté à un groupe de niveau de sensibilité (indifférent, opportuniste, tolérant et sensible ; Pinedo *et al.*, 2015) (figure 166) et la sensibilité de l'échantillon est calculée selon une formule inspirée de l'indice MEDOCC (Pinedo *et al.*, 2015). La complexité structurelle des assemblages utilise la catégorisation de Gatti *et al.* (2012) et obtient un score de "structure". Les trois métriques sont combinées pour obtenir l'indice IC qui se situe entre 0 et 100. Il permet de discriminer efficacement l'état de conservation des habitats coralligènes dans la région PACA (France) et est fortement et significativement lié aux niveaux de pression des sites.

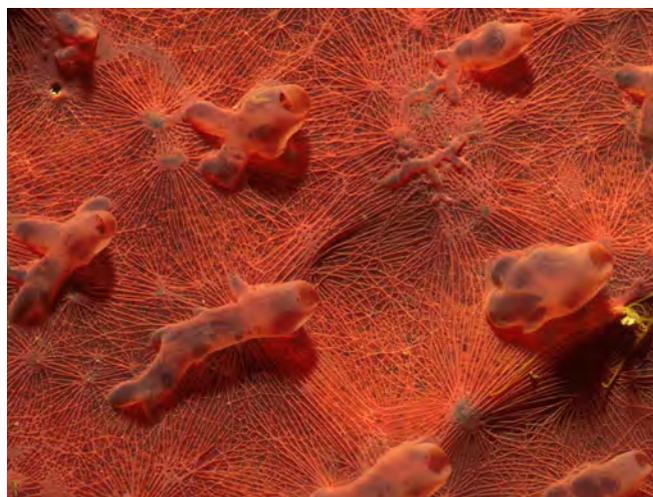


Figure 166. L'éponge *Hexadella topsenti* est une espèce sensible à l'apport de matière organique et de sédiments selon INDEX-COR (Photo de E. Ballesteros).

L'indice ISLA (Integrated Sensitivity Level of coralligenous Assemblages) (Montefalcone *et al.*, 2017) utilise des photoquadrats, où les valeurs de couverture de chaque taxon (ou groupe morphologique) sont classées en 8 classes d'abondance selon Boudouresque (1971). Chaque taxon (ou groupe morphologique) a un niveau de sensibilité à la perturbation (SLD ; estimé à l'aide de caractéristiques biologiques) et un niveau de sensibilité au stress (SLS ; estimé à l'aide d'un jugement d'expert). Les deux niveaux de sensibilité sont intégrés dans un seul niveau de sensibilité (ISL) qui est finalement noté sur une échelle numérique de 0 à 9, les valeurs les plus basses correspondant aux organismes les plus tolérants et les valeurs les plus élevées aux plus sensibles (Montefalcone *et al.*, 2017) (figure 167). Les abondances de chaque taxon/groupe sont multipliées par leurs niveaux de sensibilité correspondants et toutes les valeurs sont additionnées pour estimer un indice pour chaque photographie. Un rapport de qualité écologique (RQE) est calculé comme le rapport entre l'indice et la valeur du même indice obtenu dans un site



Figure 167. Le corail *Phyllangia americana mouchezi* a un niveau de sensibilité aux perturbations de 16 et un niveau de sensibilité au stress de 5, avec un score final de niveau de sensibilité de 6 selon l'indice ISLA (Photo de E. Ballesteros).

de référence (Ballesteros *et al.*, 2007). L'indice ISLA a été appliqué avec succès à un gradient spatial de stress et à un ensemble de données à long terme obtenues dans le même site, étant très efficace pour mesurer le changement subi par les assemblages coralligènes dans l'espace et dans le temps (Montefalcone *et al.*, 2017). L'indice de qualité basé sur l'écosystème (EBQI) pour les assemblages coralligènes (Ruitton *et al.*, 2014) suit l'approche basée sur l'écosystème requise par la directive MSFD et est conforme à cette directive européenne. Il est basé sur les photoquadrats pour la quantification de la plupart des compartiments écologiques (Deter *et al.*, 2012), à l'exception des téléostats et des céphalopodes, pour lesquels des comptages visuels sont utilisés (figure 168). L'EBQI englobe les compartiments suivants : Constructeurs, macroalgues non calcaires, filtreurs et suspensivores, bioérodeurs, navigateurs et brouteurs, téléostats planctivores, téléostats prédateurs, prédateurs de haut niveau, céphalopodes, détritus benthiques et détritivores (figure 169). Les compartiments sont équilibrés en fonction de leur poids relatif dans le fonctionnement de l'écosystème (selon



Figure 168. Les comptages visuels des téléostéens et des céphalopodes sont utilisés pour obtenir l'indice EBQI (Photo de E. Ballesteros).

l'avis des experts) de 5 à 1. Les scores sont additionnés et les scores finaux se situent entre 0 (le pire) et 10 (le meilleur). L'EBQI est également associé à un indice de confiance de la même manière que les autres indices EBQI (Personnic *et al.*, 2014 ; Thibaut *et al.*, 2017).

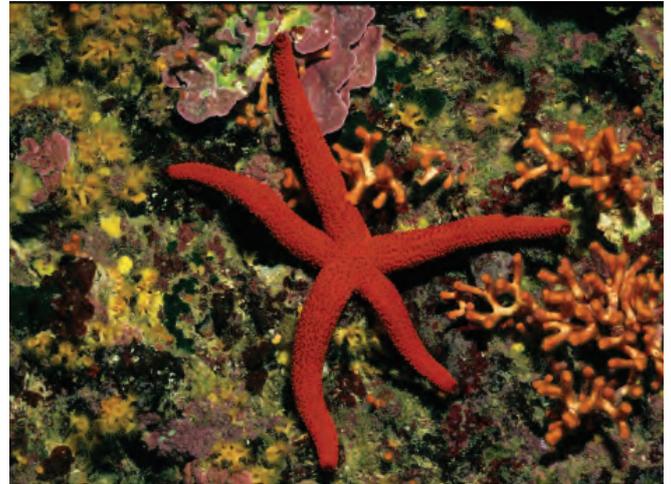


Figure 169. L'indice EBQI est basé sur des photoquadrats pour quantifier les différents compartiments écologiques, à l'exception des téléostéens et des céphalopodes qui sont mesurés visuellement *in situ* (Photo de E. Ballesteros).

La procédure d'évaluation coralligène normalisée (STAR) (Piazzi *et al.*, 2019) intègre les approches déjà utilisées par les indices préexistants dans une méthode normalisée. Cette méthode comporte dix étapes principales : (1) les relevés sont effectués une fois par an en avril-juin ; (2) le substrat doit être vertical et d'une profondeur d'environ 35 m ; (3) trois zones de 4 m² doivent être sélectionnées pour chaque site ; (4) dix photographies de 0.2 m² doivent être collectées ; (5) l'épaisseur de la couche calcaire doit être mesurée avec un pénétromètre à main et six répliques par zone ; (6) la taille et le pourcentage de nécrose et d'épibiose des anthozoaires dressés doivent être évalués visuellement ; (7) la couverture sédimentaire doit être estimée à chaque photographie ; (8) le pourcentage de couverture de chaque taxon visible doit être estimé sur chaque photographie et le niveau de sensibilité global (SL) doit être calculé en multipliant la valeur de SL de chaque taxon/groupe par son abondance, puis en additionnant les valeurs finales (Piazzi *et al.*, 2017a,b) ; (9) le nombre d'espèces par photographie doit être compté ; et (10) la bêta-diversité doit être évaluée comme la distance moyenne de tous les échantillons photographiques de chaque zone par rapport aux centroïdes calculée par le PERMDISP (Anderson, 2006).

Le Mesophotic Assemblages Ecological Status index (MAES) (Cánovas-Molina *et al.*, 2016b) utilise la photographie et la vidéo par robot pour obtenir des données sur trois types de variables concernant la structure des affleurements (nombre de taxons visibles, couverture de la couche basale, densité des espèces dressées) (Figure 170), l'état des espèces dressées dominantes (hauteur moyenne, % de colonies avec nécrose ou épibiose) et l'impact humain visible (densité de la litière marine). Le MAES tient compte des conditions

de référence, qui correspondent aux meilleures valeurs obtenues pour chaque mesure. Une version simplifiée de l'indice MAES (MAES-q), estimée avec un nombre inférieur de variables, est également décrite (Cánovas-Molina *et al.*, 2016b). Les scores finaux vont de 6 à 18 (MAES) ou de 6 à 12 (MAES-q). L'indice est appliqué dans les mers de Ligurie et de Thyrrénie avec des résultats satisfaisants. Le Coralligenous Bioconstructions Quality Index (CBQI) (Ferrigno *et al.*, 2017) utilise également des images vidéo obtenues par robot et a été développé sur la base du MAES (Cánovas-Molina *et al.*, 2016b) et du Coral Condition Index (CCI ; Ferrigno *et al.*, 2016). Il prend



Figure 170. Le nombre de taxons visibles, la couverture de la couche basale et la densité des espèces dressées sont des variables qui doivent être obtenues lors de l'estimation de l'indice MAES (Photo de E. Ballesteros).

en considération trois types de variables concernant la structure des affleurements, les facteurs de stress et les facteurs abiotiques. La structure est évaluée en mesurant la couverture coralligène, le nombre de groupes morphologiques et la densité des gorgones. Le stress est quantifié en mesurant le pourcentage de nécrose ou d'épibiose (figure 171), la couverture ou l'enchevêtrement des engins de pêche sur les organismes et le pourcentage de cadres avec les engins

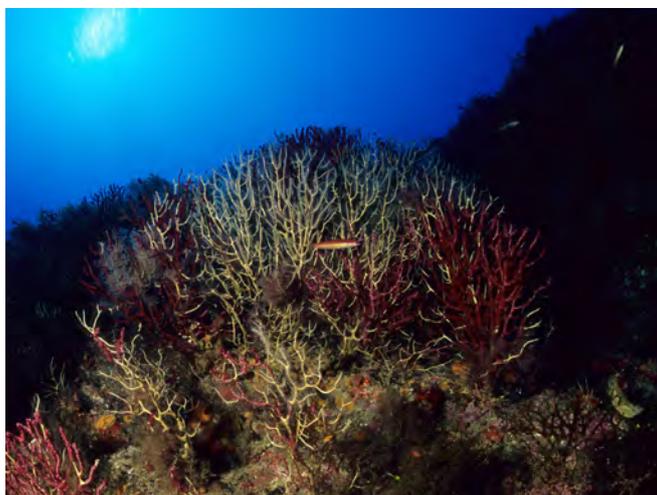


Figure 171. Le pourcentage de nécrose et d'épibiose des gorgones est l'une des mesures de stress qui doit être évaluée lors de l'estimation de l'indice CBQI (Photo de E. Ballesteros).

de pêche. L'inclusion de facteurs abiotiques dans l'indice (profondeur, pente et type de substrat) - la principale différence avec le MAES - tente d'amortir les différences entre les sites dues à des facteurs environnementaux non liés aux pressions anthropiques. L'indice final obtient une note de 0 (mauvais) à 12 (optimal). L'application de l'IQCB aux falaises rocheuses, aux hauts-fonds et aux bancs du golfe de Naples suggère qu'il pourrait s'agir d'une méthode rapide et facile pour évaluer la qualité des habitats coralligènes dans les programmes de surveillance à long terme.

L'état de conservation des assemblages mésophotiques (MACS) (Enrichetti *et al.*, 2019) est un indice multi-paramétrique récent qui intègre trois descripteurs inclus dans la directive-cadre "Stratégie pour le milieu marin" pour définir l'état environnemental (diversité biologique, intégrité des fonds marins, déchets marins). L'indice comprend deux composantes indépendantes, l'indice d'état et l'indice d'impact, chacune comportant six paramètres différents. L'indice d'état cible la diversité des espèces remarquables, la couche basale et la composition du couvert, tandis que l'indice d'impact cible le niveau d'envasement, l'état du couvert et la présence de déchets marins. Les données sont également obtenues par vidéo de robot et ont montré une grande capacité à démêler les facteurs naturels des facteurs anthropiques. Il a été appliqué jusqu'à présent aux mers de Ligurie et de Thyrrénie.

La valeur écologique et biologique (EBV) (Altobelli *et al.*, 2017) a été appliquée aux monts sous-marins du canal de Sicile - où les bancs coralligènes constituent généralement un écosystème important -. L'EBV est basée sur les critères de l'EBSA pour identifier les zones importantes nécessitant une protection (Taranto *et al.*, 2012) et utilise la présence d'indicateurs (principalement les habitats sensibles/vulnérables), le caractère naturel et la profondeur (Altobelli *et al.*, 2017) (Figure 172), ainsi que les menaces majeures (engins de pêche, débris, espèces envahissantes, exploitation



Figure 172. La présence d'habitats sensibles et le caractère naturel sont des critères permettant d'identifier les zones importantes nécessitant une protection selon l'indice EBV (Photo de E. Ballesteros).

minière). Les données sont obtenues à partir de ressources bibliographiques et d'enquêtes scientifiques (principalement à l'aide de robots). Les indicateurs sont pondérés en trois notes en fonction de leur pertinence pour les ZIEB et les menaces sont pondérées en cinq notes de cinq points spécifiques pour chaque indicateur. L'indice final est obtenu avec le quotient entre la valeur de l'indicateur et la valeur de la menace de chaque mont sous-marin, les plus hautes cotes étant celles qui nécessitent une priorité de conservation. Altobelli *et al.* (2017) détectent plusieurs monts sous-marins (Graham, Pantelleria Vecchia et Nereo) qui sont des candidats sérieux pour la création d'AMP.

14.4. Science citoyenne et plates-formes web

La science citoyenne peut être définie comme la participation de volontaires non scientifiques à l'obtention de données selon un certain type de protocoles, sous la coordination et le contrôle de scientifiques professionnels. Il s'agit d'un domaine en pleine expansion qui est appliqué dans un large éventail de recherches marines (Goffredo *et al.*, 2010 ; Thiel *et al.*, 2014). Plusieurs initiatives ont vu le jour en mer Méditerranée (Cerrano *et al.*, 2017 ; Di Camillo *et al.*, 2018 ; Ponti *et al.*, 2019), dont certaines sont liées aux espèces envahissantes, où la large couverture des volontaires est extrêmement utile pour surveiller leur propagation (par exemple, Zenetos *et al.*, 2013 ; Bodilis *et al.*, 2014 ; Cerrano *et al.*, 2017). Même si la plongée dans les eaux profondes où se développent les habitats coralligènes nécessite des compétences avancées en plongée, le grand nombre de personnes qui plongent en Méditerranée et l'attrait des milieux coralligènes pour la plongée sous-marine (Harmelin, 2009 ; Rodrigues *et al.*, 2016 ; Thierry de Ville d'Avray *et al.*, 2019) en font une cible intéressante pour la mise en œuvre de projets de science citoyenne (Figure 173).

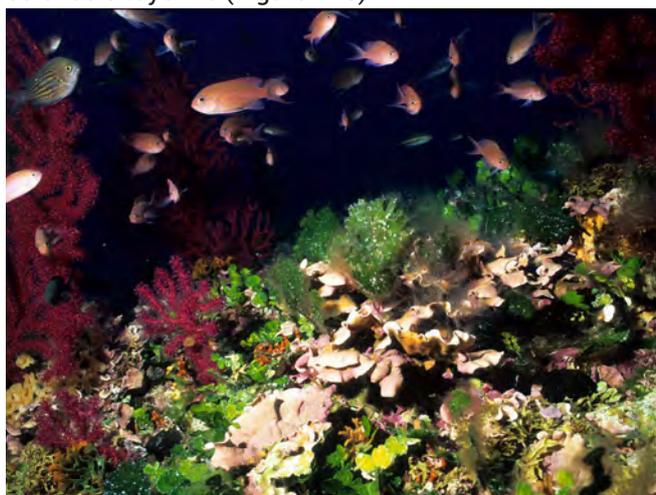


Figure 173. L'attractivité des milieux coralligènes pour la plongée sous-marine en fait une cible intéressante pour la mise en œuvre de projets de sciences citoyennes (Photo de E. Ballesteros).

Probablement, le premier projet de science citoyenne lié aux environnements coralligènes, l'"Operazione Oro Rosso", concernait le *Corallium rubrum*.

Le projet visait à recueillir des informations sur la distribution géographique, bathymétrique et l'état de santé des populations de corail rouge le long de la côte italienne (Bramanti *et al.*, 2011). Il consistait à répondre à un questionnaire qui fournissait des informations partielles mais significatives sur les éléments requis. Le protocole U-CEM de Reef Check Italia propose une formation intensive d'une journée aux volontaires qui leur permet de réaliser des observations indépendantes sur les espèces envahissantes, les espèces menacées, les ingénieurs des écosystèmes, les espèces sensibles au changement climatique et les espèces exploitées commercialement (Cerrano *et al.*, 2017). Ces données sont transférées par les volontaires dans une base de données en ligne (RCMed) qui est ensuite utilisée pour la surveillance par les scientifiques (Cerrano *et al.*, 2017). La plateforme en ligne "Seawatchers" (<http://www.observadoresdelmar.es>) a comme projet spécial "Warning Corals" dont le but est d'obtenir des informations sur la distribution, le statut de conservation et la reproduction des principales gorgones de Méditerranée (Figure 174). Les autres plateformes sont iNaturalist (www.inaturalist.org) et d'autres réseaux indexés par le Global Biodiversity Information Facility (GBIF, www.gbif.org) (Ponti *et al.*, 2019). À notre connaissance, il existe actuellement deux plateformes web qui traitent exclusivement des habitats et des espèces coralligènes : ERAnet, un site web où les observateurs amateurs peuvent fournir des données sur les caractéristiques topographiques, les espèces remarquables et les pressions qui affectent les habitats coralligènes (Gerovasileiou *et al.*, 2016), et CORMedNet (cormednet.medrecover.org), qui vise à recueillir des informations sur la distribution, la dynamique des populations et la génétique des principales espèces vivant dans des assemblages coralligènes (Ponti *et al.*, 2019). Ruitton *et al.* (2019) utilisent la science citoyenne pour obtenir des informations sur les engins de pêche perdus au moyen d'un formulaire de récupération des données en ligne (<https://www.mio.univ-amu.fr/ghostmed/en/form/>).



Figure 174. Informer sur des processus tels que la reproduction des gorgones est l'un des objectifs du projet de science citoyenne "Warning Corals" de la plateforme en ligne "Seawatchers" (Photo de E. Ballesteros).



15. Capital naturel et services écosystémiques

Le capital naturel est la valeur des ressources et des services fournis par la nature et peut être quantifié de manière économique. Les services écosystémiques comprennent tout type de service que les êtres humains tirent de l'existence et du fonctionnement des écosystèmes (Constanza *et al.*, 1997). Les biens et services fournis par les écosystèmes ont une valeur qui peut être explorée non seulement en termes économiques mais aussi en termes de travail effectué par la biosphère pour sa génération et son maintien (Franzese *et al.*, 2017). Les affleurements coralligènes sont classés en tête dans une évaluation de la valeur du capital naturel hétérotrophe des habitats méditerranéens (Franzese *et al.*, 2017), ce qui confirme son importance au niveau méditerranéen (figure 175). Même si les habitats coralligènes ne sont pas très bien connus des non-plongeurs, il y a une prise de conscience

générale qu'ils maintiennent une grande biodiversité (figure 176) et qu'ils fournissent d'importants services environnementaux (Tonin & Lucaroni, 2017). Les principaux services écosystémiques fournis par les affleurements coralligènes sont la nourriture, les sites de plongée, la pêche à la ligne et la pêche sous-marine, la recherche et l'inspiration (Thierry de Ville d'Avray, 2019). En outre, ils fournissent des services écosystémiques de soutien tels que l'habitat et le refuge pour des centaines d'espèces et constituent également un habitat essentiel pour les juvéniles (Thierry de Ville d'Avray, 2019) (figure 177). La source de nourriture obtenue dans les fonds coralligènes est énorme, car ils abritent des espèces de grande valeur (c'est-à-dire des homards, des mérous, des rascasses, des brèmes), mais nous ne disposons toujours pas d'une évaluation économique appropriée (figure 178).

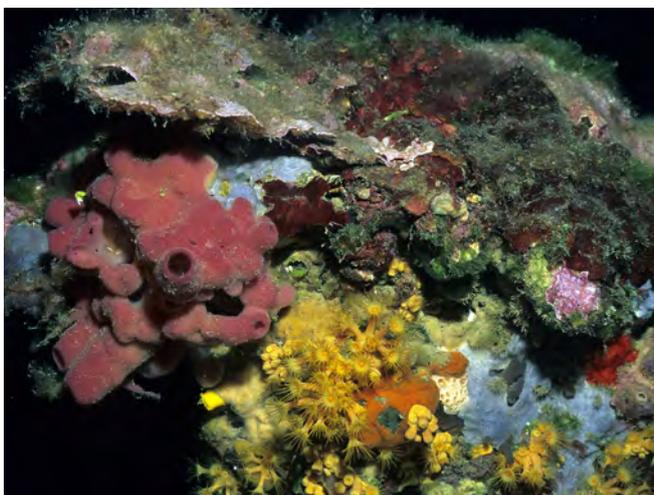


Figure 175. Les affleurements coralligènes sont classés au premier rang dans une évaluation de la valeur du capital naturel hétérotrophe des habitats méditerranéens (Photo de E. Ballesteros).



Figure 176. Il existe une prise de conscience générale selon laquelle les affleurements coralligènes abritent une biodiversité élevée (Photo de E. Ballesteros).



Figure 177. Les juvéniles de langoustes, *Palinurus elephas*, se cachent dans des concrétions coralligènes (Photo de E. Ballesteros).



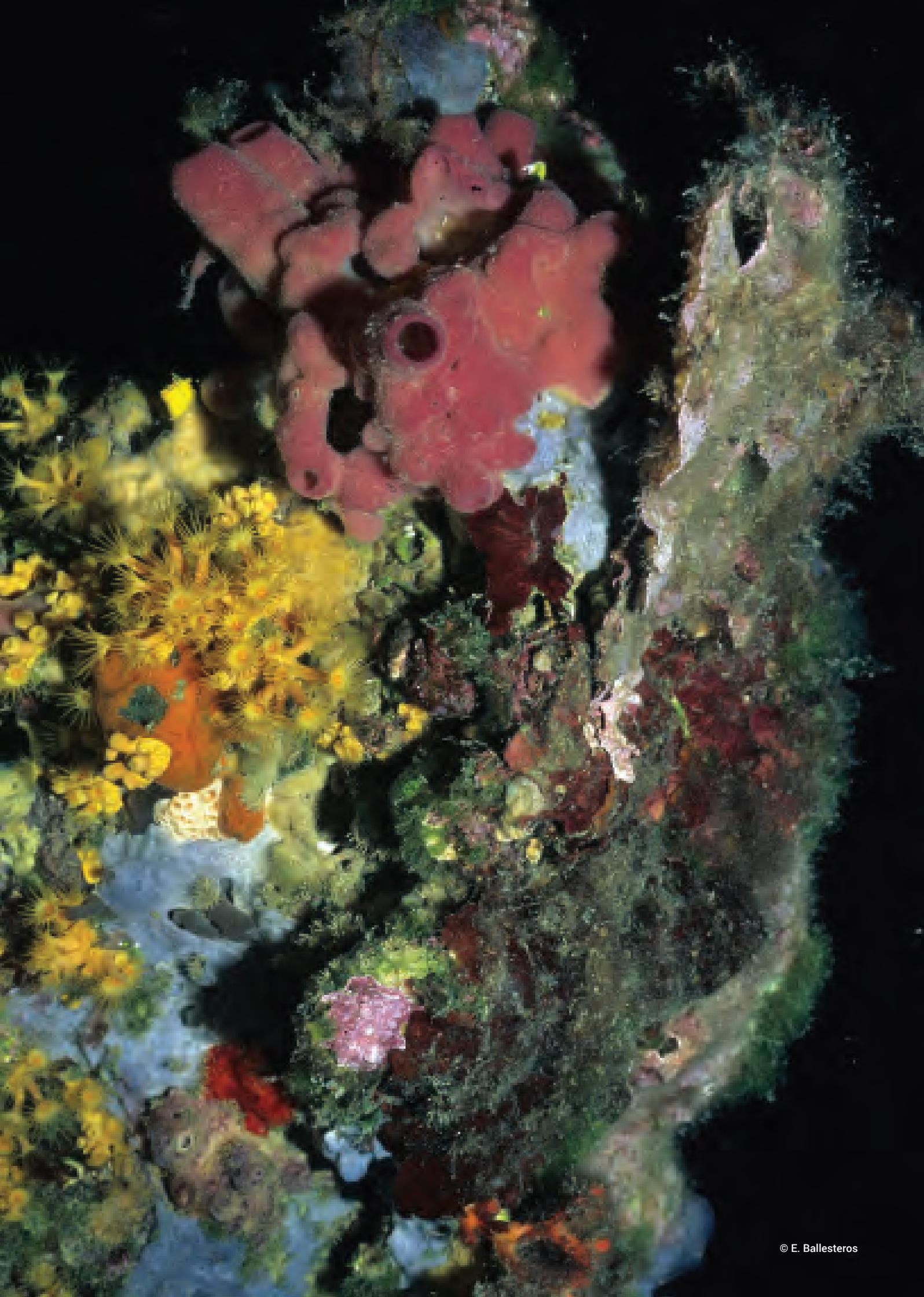
Figure 178. Le nombre de produits alimentaires fournis par les fonds coralligènes est énorme car ils abritent des espèces très prisées comme *Dentex dentex* (Photo de E. Ballesteros).

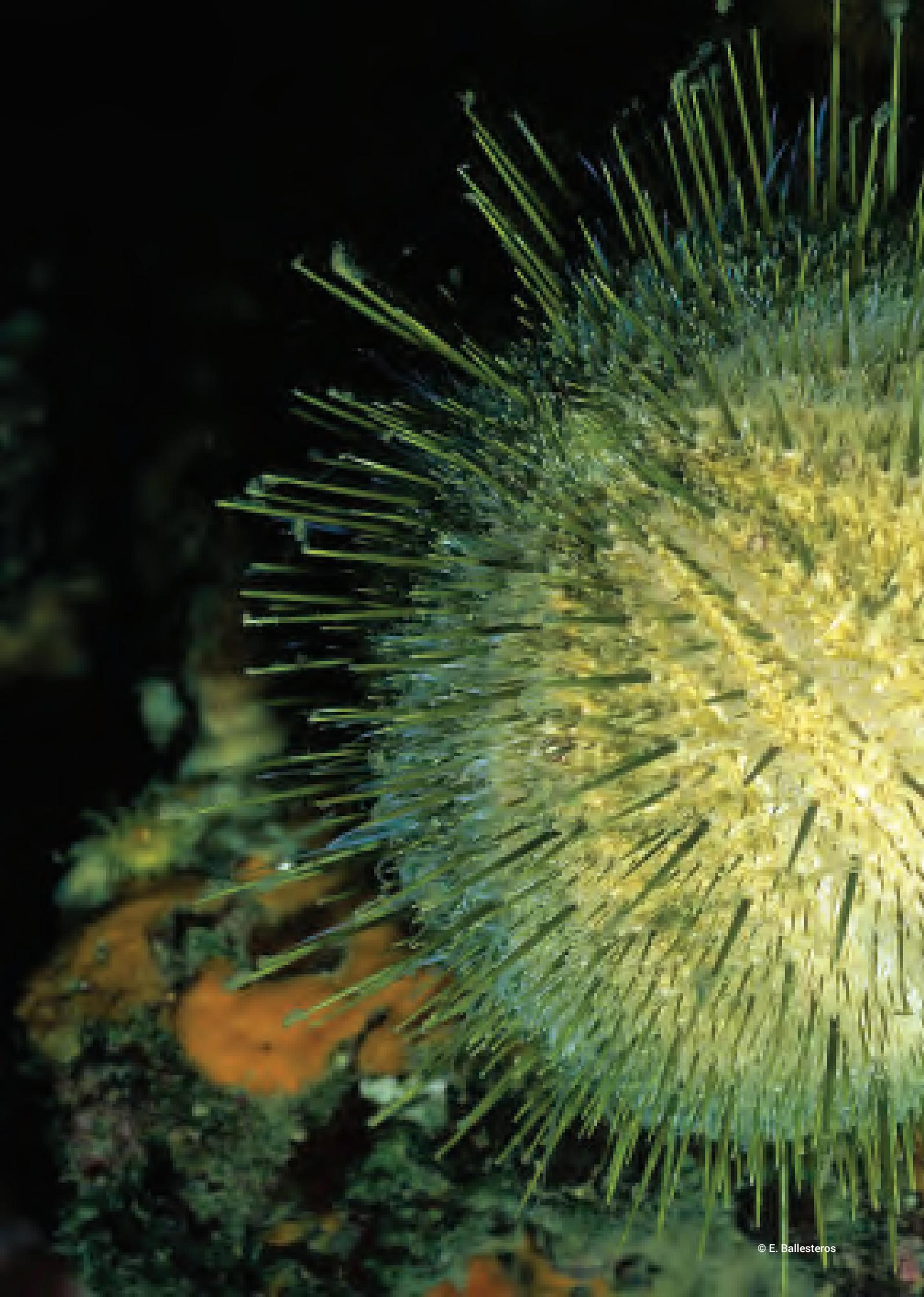
En revanche, l'importance des fonds coralligènes pour générer des revenus pour les opérations de plongée a été signalée. Un impact économique de 4,7 millions d'euros en 2014 a été estimé dans les Pouilles (Italie) (Chimienti *et al.*, 2017). L'extinction locale des gorgones a l'effet négatif le plus important sur l'utilité des affleurements coralligènes pour la plongée (Rodrigues *et al.*, 2016). En fait, la valeur des affleurements coralligènes, lorsqu'on les compare aux opérations de plongée, est liée à leur beauté. Les algues vertes (*Flabellia petiolata*), les gorgones (*Eunicella cavolini*, *Paramuricea clavata*), les coraux scléactiniaires (*Leptopsammia pruvoti*), les oursins et les bryozoaires (*Myriapora truncata*) sont les groupes d'organismes ayant obtenu les scores esthétiques les plus élevés dans une étude basée sur des enquêtes en ligne sur la perception esthétique des photographies du coralligène (Tribot *et al.*, 2016). De plus, la richesse des espèces et la richesse fonctionnelle montrent un effet positif sur la valeur esthétique (Tribot *et al.*, 2016). La perception des plongeurs sur la beauté de ces formations biogènes est si élevée que plus de 50% d'entre eux étaient prêts à payer pour des actions de restauration (enlèvement des débris marins) dans les habitats ténus (Tonin, 2018). Étant donné que les paysages terrestres et marins perçus comme esthétiques ont plus de chances d'être protégés, leur conservation améliorera probablement la biodiversité, qui à son tour améliorera probablement

le fonctionnement et les services des écosystèmes, renforçant en fin de compte l'expérience esthétique (Tribot *et al.*, 2018) dans une boucle vertueuse reliant la valeur esthétique, la conservation et la biodiversité. En bref, la beauté des environnements coralligènes peut être largement utilisée pour améliorer le contexte social pour les priorités de conservation, non seulement pour le coralligène lui-même mais, en général, pour les écosystèmes benthiques méditerranéens (figure 179).



Figure 179. La beauté des environnements coralligènes peut être largement utilisée pour améliorer le contexte social des priorités de conservation (Photo de E. Ballesteros).





16. Conclusions concernant les connaissances actuelles sur les communautés coralligènes

L'habitat coralligène, tel que décrit ici, est une accumulation biogène méditerranéenne typique qui comprend essentiellement des algues coralliennes poussant dans des conditions de faible luminosité et dans des eaux relativement calmes. Bien qu'il se développe généralement dans la zone circalittorale, il peut également prospérer dans la zone infralittorale inférieure si les niveaux d'irradiation sont suffisamment faibles pour permettre la croissance des coralliens incrustés responsables de l'accumulation.

La plupart des données disponibles proviennent d'études menées en Méditerranée occidentale. Les connaissances sur les constructions en Méditerranée orientale augmentent grâce à l'exploration des actions principalement entreprises par le CAR/ASP.

La répartition principale des communautés coralligènes a été bien documentée à grande échelle : elle est commune tout autour des côtes méditerranéennes, à l'exception peut-être des sites situés près du delta du Nil. Le nord de l'Adriatique présente un type spécial d'accumulation appelé *tegnùe* qui diffère légèrement des affleurements coralligènes typiques.

Les connaissances sur les facteurs environnementaux sont plutôt médiocres, car l'habitat coralligène est un système très hétérogène et les paramètres environnementaux peuvent varier considérablement à grande échelle géographique et à petite échelle, à l'intérieur de l'habitat. Cependant, même si l'obtention de plus de données est nécessaire, des connaissances de base sur la lumière (irradiance), les températures, les concentrations de nutriments et l'hydrodynamisme sont disponibles. L'irradiance semble être le facteur le plus critique pour le développement des concrétions coralligènes. Les données disponibles suggèrent que les niveaux de lumière doivent se situer entre $1,3 \text{ MJ m}^{-2} \text{ an}^{-1}$ et $50\text{-}100 \text{ MJ m}^{-2} \text{ an}^{-1}$, c'est-à-dire entre 0,05 % et 3 % de l'irradiance de la surface.

On peut distinguer deux grandes morphologies : les bancs, qui sont construits sur des substrats plus ou moins horizontaux, et les bords, qui se développent dans les parties extérieures des grottes marines et des falaises verticales.

L'habitat coralligène comprend plusieurs assemblages en raison de sa grande hétérogénéité. Les assemblages d'algues se développent dans les eaux libres et sont dominés par plusieurs espèces d'algues rouges incrustantes. Les *Mesophyllum* spp. dominent dans les eaux relativement peu profondes tandis que les *Lithophyllum stictaeforme*, *Lithophyllum cabiochae* et *Neogoniolithon mamillosum* sont plus abondantes dans les eaux profondes. Deux principaux assemblages d'algues ont été distingués. Les assemblages d'eau peu profonde sont riches en

espèces d'algues vertes, tandis que les assemblages d'eau profonde ont une flore algale plus pauvre, avec quelques algues rouges incrustantes et foliacées. Les assemblages d'animaux diffèrent grandement selon les sites et les zones géographiques. Dans les zones ouvertes, mélangées aux algues, les cnidaires dominent l'assemblage (principalement les gorgones) dans les zones relativement eutrophiques, tandis que dans les eaux plus oligotrophes, les éponges et les bryozoaires dominent. Dans les surplombs et les grandes cavités, les communautés de suspensivores sont dominées par les anthozoaires, les éponges et les bryozoaires. Certaines recherches ont été consacrées à l'étude des constructeurs d'algues et d'animaux, ainsi que des bioérodeurs. Cependant, les données sur la biomasse des différentes espèces composant les assemblages sont très rares. Les données sur la structure du réseau alimentaire sont presque inexistantes, bien que les résultats préliminaires montrent que les affleurements coralligènes sont principalement alimentés par l'environnement pélagique.

Un nombre considérable de recherches a été effectué sur la biodiversité des concrétions coralligènes. Beaucoup plus de données pourraient probablement être recueillies en prenant en compte les études floristiques et faunistiques, ainsi que les monographies des différents groupes qui contiennent des commentaires sur la distribution écologique des espèces. Une première estimation du nombre d'espèces qui prospèrent dans les communautés coralligènes se situe autour de 2100 (315 algues, 1775 invertébrés et 110 poissons). Les études portant sur les communautés coralligènes de certaines zones donnent un nombre d'espèces compris entre 500 et 700 espèces d'invertébrés marins. Il faut également souligner la très forte densité de la faune vagile qui habite les affleurements coralligènes, qui peut atteindre plus de trois invertébrés par gramme de concrétion coralligène et, par exemple, une densité de plus d'un ver polychète par cm^2 .

Certaines espèces méditerranéennes menacées vivent dans l'habitat coralligène, mais aucune n'est exclusive à cet environnement.

La diversité du coralligène étant si grande, l'habitat coralligène révèle une intense connectivité entre ses habitants. La compétition spatiale est forte, car l'espace est complètement saturé par les organismes, et les épibioses sont extrêmement fréquentes. Les substances chimiques parallèles doivent jouer un rôle important dans la compétition spatiale, car les communautés coralligènes présentent un pourcentage très élevé d'espèces chimiquement actives. Les relations trophiques sont également fortes dans les communautés coralligènes, en

particulier chez les espèces vagiles, car la plupart des invertébrés sessiles ont un squelette qui les empêche de se nourrir. Plusieurs exemples de mutualisme, de commensalisme et de parasitisme ont été signalés.

La croissance des accumulations coralligènes, la production de carbonate et les taux de bioérosion et de sédimentation ont mérité très peu d'études, bien que celles qui ont été publiées aient présenté des données très précieuses. Elles indiquent (i) des taux d'accumulation très faibles et leur relation avec la profondeur de l'eau et la disponibilité de la lumière, (ii) une source importante de carbonate pour le plateau continental représentée par les accumulations coralligènes, (iii) des taux de bioérosion relativement faibles, au moins dans les eaux profondes où la croissance des algues est la plus faible, et (iv) des taux de sédimentation relativement élevés. Des taux de croissance allant jusqu'à $0,83 \text{ mm an}^{-1}$, une production de carbonate (végétale et animale) allant jusqu'à $1\ 000 \text{ g de CaCO}_3 \text{ m}^{-2} \text{ an}^{-1}$ et des valeurs de bio-érosion allant jusqu'à $220 \text{ g de CaCO}_3 \text{ m}^{-2} \text{ an}^{-1}$ ont été signalés. Ces valeurs sont toujours plus élevées en eaux peu profondes qu'en eaux profondes.

Les grands animaux et les plantes des assemblages coralligènes sont très persistants et présentent une saisonnalité faible à nulle en termes d'occupation de l'espace. La majeure partie de la zone couverte par une communauté coralligène reste inchangée après, par exemple, deux ans de surveillance. Toutefois, des impulsions de croissance ont été détectées chez certains organismes tels que l'algue verte *Halimeda*, le thon, ou ses hydrozoaires épiphytes. Les invertébrés et la faune piscicole vagiles présentent également une certaine saisonnalité, principalement due aux impulsions de recrutement et à l'inactivité en hiver. Plusieurs suspensivores présentent également une certaine saisonnalité physiologique, avec une activité réduite en été, probablement liée à la faible disponibilité de la nourriture et aux températures élevées qui se produisent pendant cette saison. Les changements décennaux peuvent cependant être importants et sont généralement dus à des pressions anthropiques, mais aussi à des événements naturels comme des tempêtes exceptionnelles. Les rares données disponibles sur les changements à l'échelle des siècles et des millénaires permettent de détecter des changements critiques à des intervalles de 250 à 500 ans, qui peuvent être liés aux périodes climatiques.

La connectivité entre les affleurements coralligènes semble être plus faible que dans d'autres assemblages poussant dans des eaux moins profondes. Les larves de la plupart des espèces coralligènes de génie civil présentent des aires de dispersion très réduites.

Quelques espèces remarquables vivant dans des assemblages coralligènes (algues *Mesophyllum alternans*, *Lithophyllum stictaeforme* et thon *Halimeda* ;

éponges *Hemimycale columella*, *Crambe crambe*, *Chondrosia reniformis*, *Dysidea avara* et *Oscarella lobularis* ; hydrozoaires *Orthopyxis crenata*, *Halecium petrosum* et *Halecium pusillum* ; anthozoaires *Paramuricea clavata*, *Eunicella cavolinii*, *Eunicella singularis*, *Corallium rubrum*, *Alcyonium acaule*, *Parazoanthus axinellae*, *Leptopsammia pruvoti* ; tuniciers *Halocynthia papillosa*, *Cystodytes dellechiajei* et *Microcosmus sabatieri*) ont été soigneusement étudiés afin de déterminer une ou plusieurs des caractéristiques suivantes : taux de croissance, dynamique des populations, âge, production de carbonate, régimes alimentaires naturels, capture de proies, reproduction, frai et modes de recrutement.

Plusieurs facteurs de stress affectant les assemblages coralligènes ont été distingués :

- a) Le réchauffement, impliquant des mortalités massives de suspensivores.
- b) Les maladies, qui peuvent également entraîner des épidémies de mortalité chez les suspensivores, les herbivores, les macroalgues et les poissons.
- c) Les efflorescences d'algues mucilagineuses et filamenteuses.
- d) La pollution, qui affecte profondément la structure des communautés coralligènes en inhibant la croissance des algues coralliennes, en augmentant les taux de bio-érosion, en diminuant la richesse en espèces et les densités des plus grands individus de l'épifaune, en éliminant certains groupes taxonomiques (par exemple la plupart des échinodermes, des bryozoaires et des crustacés) et en augmentant l'abondance des espèces très tolérantes.
- e) La pêche, tant pour ses effets sur les espèces cibles que sur la structure de l'habitat. Le chalutage est particulièrement destructeur, non seulement parce qu'il détruit physiquement la structure coralligène, mais aussi parce qu'il augmente la turbidité et les taux de sédimentation. La pêche traditionnelle, ainsi que la pêche récréative, affectent principalement les espèces cibles.
- f) La récolte du corail rouge, dont le rétablissement complet a été estimé à plusieurs décennies, voire plusieurs siècles.
- g) Les débris marins, qui se concentrent sur les fonds rocheux et affectent les grands suspensivores.
- h) L'ancrage, qui a un fort potentiel de destruction.
- i) La fréquentation des plongeurs, qui affecte, pour le moment, très peu de zones situées sur les sites les plus populaires pour la plongée de loisir.

- j) Les tempêtes catastrophiques, qui ont une très faible récurrence mais un effet énorme.
- k) La sédimentation liée aux changements de la couverture terrestre et aux travaux de génie côtier.
- l) Les espèces exotiques envahissantes, dont le nombre augmente dans toute la Méditerranée.
- m) L'acidification, qui n'est pas pertinente pour le moment mais dont les effets peuvent être très importants à moyen terme selon la plupart des scénarios d'émissions de carbone prévus.

Plusieurs législations concernent la protection de l'assemblage coralligène au niveau des pays riverains de la Méditerranée et au niveau de l'UE. La Convention de Barcelone est le seul cadre de conservation impliquant tous les pays méditerranéens, bien qu'elle ne soit pas juridiquement contraignante pour les parties contractantes. Dans le cadre de la Convention de Barcelone, le Plan d'action concernant le coralligène et les autres bioconcrets calcaires, adopté en 2008, est principalement consacré à la protection des habitats coralligènes. Toutefois, le manque de données spatiales pertinentes sur les affleurements coralligènes entrave la mise en œuvre de toute mesure

de protection, qui n'est actuellement garantie que par la création de zones marines protégées.

La restauration des environnements coralligènes devrait prendre des siècles, voire des millénaires, et des méthodologies actives consacrées à la récupération des espèces de génie civil ont récemment fait leur apparition.

Plusieurs protocoles de surveillance sont en cours d'adoption par différentes organisations, pays et équipes de recherche, la plupart d'entre eux impliquant la plongée sous-marine ou ccuba mais aussi des robots sous-marins (ROV) ou des submersibles habités. Poussés par l'urgence de répondre aux exigences de la DCE et de la DSFM, nous avons assisté à la création de plusieurs indices qui mesurent la valeur écologique ou la qualité écologique des affleurements coralliens.

Les services écosystémiques fournis par les affleurements coralligènes comprennent la consommation, les sites de plongée, la recherche et l'inspiration. Le capital naturel des environnements coralligènes est classé premier - avec les prairies de posidonies marines - dans les habitats marins de la Méditerranée.



17. Actions

17.1. Lacunes dans les connaissances scientifiques

En ce qui concerne l'état actuel des connaissances scientifiques sur l'habitat du coralligène, il est facile de détecter plusieurs lacunes qui rendent plutôt difficile la formulation de recommandations pour la protection des assemblages coralligènes :

1. Même si la cartographie des habitats coralligènes et d'autres habitats importants a récemment augmenté, il y a encore un manque de cartographie pour la plupart des fonds coralligènes dans toute la Méditerranée. De nouveaux efforts sont nécessaires pour cartographier et quantifier ces fonds.
2. Bien que des compilations sur les espèces présentes dans les affleurements coralligènes aient été réalisées pour certains groupes taxonomiques (par exemple, les éponges, les mollusques), il existe encore un manque profond de connaissances pour d'autres groupes d'organismes très importants. Il est donc nécessaire de diffuser ces listes de contrôle afin d'obtenir une idée précise de la quantité de biodiversité contenue dans cet environnement.
3. Des efforts particuliers doivent être faits en ce qui concerne la description et le fonctionnement des communautés coralligènes de l'est de la Méditerranée. Il est urgent d'effectuer des études supplémentaires concernant la structure du réseau alimentaire.
4. Des études complémentaires sur les processus d'accumulation et d'érosion des assemblages coralligènes doivent être menées, car presque toutes les informations existantes proviennent de localités dispersées situées dans le nord-ouest de la Méditerranée. La dynamique à moyen (décade) et long terme (siècles) des affleurements coralligènes doit être étudiée si nous voulons vraiment comprendre le fonctionnement et la persistance de ces environnements.
5. Une compréhension du fonctionnement des espèces exceptionnelles et clés est essentielle pour mettre en œuvre une stratégie de gestion adéquate de l'habitat coralligène. La plupart des études actuelles concernent un nombre réduit d'espèces (principalement des gorgones) et elles doivent être étendues aux organismes d'autres groupes taxonomiques.
6. Les connaissances sur les effets des perturbations des assemblages coralligènes sont très inégales. Bien que de nombreuses recherches soient actuellement consacrées aux facteurs de stress tels que les mortalités massives liées au réchauffement et aux maladies, et l'acidification, d'autres facteurs

de stress importants sont assez négligés (sédimentation, pollution, espèces envahissantes).

17.2. Recommandations pour la protection des communautés coralligènes

À la lumière des connaissances actuelles, un certain nombre de recommandations peuvent être formulées afin de conserver (voire d'améliorer) les environnements coralligènes. La plupart de ces recommandations concernent non seulement l'habitat coralligène, mais aussi la plupart des habitats benthiques côtiers, car le déversement des eaux usées, le chalutage et la surpêche, ainsi que l'invasion par des espèces exotiques sont des problèmes qui touchent l'ensemble de la zone côtière. Les mesures visant à réduire ces impacts peuvent améliorer la qualité globale de l'environnement marin côtier. Les mesures spécifiques visant à protéger l'environnement coralligène peuvent comprendre les éléments suivants:

1. Aucun déversement d'eaux usées ne doit être autorisé sur les fonds coralligènes, ni à proximité de ceux-ci.
2. Le chalutage doit être totalement interdit dans les zones d'affleurements coralligènes et leur voisinage, le but étant d'éviter non seulement les dommages physiques causés par le chalutage sur les assemblages coralligènes, mais aussi les effets indirects dus à l'augmentation de la turbidité et de l'envasement.
3. Toute autre activité anthropique impliquant une augmentation de la turbidité de l'eau et/ou l'enlèvement de sédiments (par exemple, modification du littoral, régénération des plages) doit être évitée à proximité des affleurements coralligènes.
4. Une gestion correcte de la pêche traditionnelle et récréative doit être mise en œuvre afin de prévenir l'épuisement des stocks de poissons et de crustacés cibles. L'exploitation du corail rouge doit faire l'objet d'une législation et d'une application plus restreintes.
5. L'impact de la plongée doit être compatible avec le fonctionnement normal et la conservation de l'environnement coralligène. L'ancrage doit être complètement interdit sur les affleurements coralligènes.
6. Il est urgent de mettre en place une législation appropriée concernant le déversement de plastique et d'autres débris dans le milieu marin, l'introduction d'espèces exotiques et les émissions de carbone.



REFERENCES

- Abbiati, M., Airoldi, L., Costantini, F., Fava, F., Ponti, M. & Virgilio, M. 2009. Spatial and temporal variation of assemblages in Mediterranean coralligenous reefs. In *Proceedings of the First Mediterranean Symposium on the conservation of the coralligenous and other calcareous bioconcretions (Tabarka, 15-16 January 2009)*, C. Pergent-Martini, M. Bricchet (eds.). Tunis: RAC/SPA publ., 34-40.
- Abbiati, M., Buffoni, G., Caforio, G., Di Cola, G. & Santangelo, G. 1992. Harvesting, predation and competition effects on a red coral population. *Netherlands Journal of Sea Research* **30**, 219-228.
- Abbiati, M., Constantini, F., Rugiu, L. & Carlesi, L. 2014. Genetic connectivity and conservation in the long-lived, harvested species *Corallium rubrum*. In *Proceedings of the Second Mediterranean Symposium of coralligenous and other calcareous bioconcretions (Portoroz, Slovenia, 29-30 October 2014)*, C. Bouafif, H. Langar, A. Ouerghi (eds.). Tunis: RAC/SPA publ., 25-30.
- Abbiati, M., Costantini, F. & Fauvelot, C. 2009. Conservation of coralligenous reefs: Effective larval dispersal, scales of connectivity and resilience. In *Proceedings of the First Mediterranean Symposium on the conservation of the coralligenous and other calcareous bioconcretions (Tabarka, 15-16 January 2009)*, C. Pergent-Martini, M. Bricchet (eds.). Tunis: RAC/SPA publ., 28-33.
- Abbiati, M., Santangelo, G. & Novelli, S. 1993. Genetic variation within and between two Tyrrhenian populations of the Mediterranean alcyonarian *Corallium rubrum*. *Marine Ecology Progress Series* **95**, 245-250.
- Acunto, S., Balata, D. & Cinelli, F. 2001. Variabilità spaziale del coralligeno e considerazione sul metodo di campionamento. *Biologia Marina Mediterranea* **8**, 191-200.
- Aguilar, R., Pastor, X., de la Torriente, A. & García, S. 2009. Deep sea coralligenous beds observed with ROV on four seamounts in the Western Mediterranean. In *Proceedings of the First Mediterranean Symposium on the conservation of the coralligenous and other calcareous bioconcretions (Tabarka, 15-16 January 2009)*, C. Pergent-Martini, M. Bricchet (eds.). Tunis: RAC/SPA publ., 148-150.
- Airoldi, L. 1998. Roles of disturbance, sediment stress, and substratum retention on spatial dominance in algal turf. *Ecology* **79**, 2759-2770.
- Airoldi, L. 2003. The effects of sedimentation on rocky coastal assemblages. *Oceanography and Marine Biology: an Annual Review* **41**, 161-236.
- Airoldi, L., Rindi, F. & Cinelli, F. 1995. Structure, seasonal dynamics and reproductive phenology of a filamentous turf assemblage on a sediment influenced, rocky subtidal shore. *Botanica Marina* **38**, 227-237.
- Aktan, Y. 2012. On the occurrence of coralligenous algae in the Johnston Bank (Aegean Sea). *Journal of Black Sea/Mediterranean Environment* **18**, 414-419.
- Altobelli, C., Perzia, P., Falaulano, M., Consoli, P., Canese, S., Romeo, T. & Andaloro, F. 2017. Mediterranean banks in EBSA areas: Hotspots of biodiversity under threat. *Marine Environmental Research* **131**, 57-68.
- Ambroso, S., Gori, A., Domínguez-Carrió, C., Gili, J.M., Berganzo, E., Teixidó, N., Greenacre, M. & Rossi, S. 2013. Spatial distribution patterns of the soft corals *Alcyonium acaule* and *Alcyonium palmatum* in coastal bottoms (Cap de Creus, northwestern Mediterranean Sea). *Marine Biology* **160**, 3059-3070.
- Anderson, M.J. 2006. Distance-based test for homogeneity of multivariate dispersions. *Biometrics* **62**, 245-253.
- Andersson, A.J., Mackenzie, F.T. & Bates, N.R. 2008. Life on the margin: Implications of ocean acidification on Mg-calcite, high latitude and cold-water marine calcifiers. *Marine Ecology Progress Series* **373**, 265-273.
- Angiolillo, M., Canese, S., Salvati, E., Giusti, M., Cardinali, A., Bo, M. & Greco, S. 2009. Presence of *Corallium rubrum* on coralligenous assemblages below 50 m along Calabrian coasts. *Proceedings of the First Mediterranean Symposium on the conservation of the coralligenous and other calcareous bioconcretions (Tabarka, 15-16 January 2009)*, C. Pergent-Martini, M. Bricchet (eds.). Tunis: RAC/SPA publ., 47-52.
- Angiolillo, M., Gori, A., Canese, S., Bo, M., Priori, C., Bavestrello, G., Salvati, E., Erra, F., Greenacre, M. & Santangelo, G. 2016. Distribution and population structure of deep-dwelling red coral in the Northwest Mediterranean. *Marine Ecology* **37**, 294-310.
- Appolloni, L., Donnarumma, L., Bruno, R., Di Stefano, F., Ferrigno, F., Rendina, F., Sandulli, R. & Russo, G.F. 2017. β -diversità in comunità di fondo mobile in prossimità di biocostruzioni coralligene di piattaforma. *Biologia Marina Mediterranea* **24**, 88-89.
- Arizmendi-Mejía, R., Ledoux, J.B., Civit, S., Antunes, A., Thanopoulou, Garrabou, J. & Linares, C. 2015. Demographic responses to warming: reproductive maturity and sex influence vulnerability in an octocoral. *Coral Reefs* **34**, 1207-1216.

- Arizmendi-Mejía, R., Linares, C., Garrabou, J., Antunes, A., Ballesteros, E., Cebrian, E., Diaz, D., & Ledoux, J.B. 2015. Combining genetic and demographic data for the conservation of a Mediterranean habitat-forming species. *PLoS ONE* **10**(3), e0119585.
- Arnoux, A., Harmelin, J. G., Monod, J. L., Romaña, L. A. & Zibrowius, H. 1992. Altérations des peuplements benthiques de roches profondes en Méditerranée nord-occidentale: quelques aspects biologiques et molysmologiques. *Comptes Rendus Académie des Sciences de Paris III* **314**, 219-225.
- Astruch, P., Boudouresque, C.F., Bonhomme, D., Goujard, A., Antonioli, P.A., Bonhomme, P., Perez, T., Ruitton, S., Saint Martin, T. & Verlaque, M. 2012. Mapping and state of conservation of benthic marine habitats and assemblages of Port-Cros National Park (Provence, France, Northwestern Mediterranean Sea). *Scientific Reports of Port-Cros National Park* **26**, 45-90.
- Astruch, P., Boudouresque, C.F., Rouanet, E., Le Diréach, L., Bonhomme, P., Bonhomme, D., Goujard, D., Ruitton, S. & Harmelin, J.G. 2018. A quantitative and functional assessment of fish assemblages of the Port-Cros Archipelago (Port-Cros National Park, north-western Mediterranean Sea). *Scientific Reports Port-Cros National Park* **32**, 17-82.
- Athanasiadis, A. 1987. *A survey of the seaweeds of the Aegean Sea with taxonomic studies on species of the tribe Anthamniae (Rhodophyta)*. Kungälv: Göterna.
- Athanasiadis, A. 1997. North Aegean marine algae. IV. *Womersleyella setacea* (Hollenberg) R.E. Norris (Rhodophyta, Ceramiales). *Botanica Marina* **40**, 473-476.
- Athanasiadis, A. 1999a. The taxonomic status of *Lithophyllum stictaeforme* (Rhodophyta, Corallinales) and its generic position in light of phylogenetic considerations. *Nordic Journal of Botany* **19**, 735-745.
- Athanasiadis, A. 1999b. *Mesophyllum macedonis*, nov. sp. (Rhodophyta, Corallinales), a putative Tethyan relic in the North Aegean Sea. *European Journal of Phycology* **34**, 239-252.
- Augier, H. & Boudouresque, C.F. 1975. Dix ans de recherches dans la zone marine du Parc National de Port-Cros (France). Troisième partie. *Annales de la Société des Sciences Naturelles et d'Archéologie de Toulon et du Var* **27**, 131-170.
- Augier, H., Boudouresque, C.F. & Laborel, J. 1971. Végétation marine de l'île de Port-Cros (Parc National). VII.- Les peuplements sciaphiles profonds sur substrat dur. *Bulletin Muséum d'Histoire Naturelle de Marseille* **20**, 149-168.
- Aurelle, D., Ledoux, J.B., Rocher, C., Borsa, P., Chenuil, A. & Féral, J.P. 2011. Phylogeography of the red coral (*Corallium rubrum*): Inferences on the evolutionary history of a temperate gorgonian. *Genetica* **139**, 855-869.
- Bacci, G. 1947. Ricerche sulle zoocenosi bentoniche del Golfo di Napoli, I. La secca di Benda Palumno. *Pubblicazione Stazione Zoologica di Napoli* **20**, 158-178.
- Bacescu, M. 1971. Les spongiaires: un des plus intéressants biotopes benthiques marins. *Rapports Procès Verbaux Réunion CIESMM* **20**(3), 239-241.
- Bakir, K. & Katagan, T. 2005. Crustacean diversity of the coralligenous beds of Markiz Island (Aegean coast of Turkey). *Crustaceana* **78**, 873-883.
- Balata, D., Piazzzi, L., Cecchi, E. & Cinelli, F. 2005. Variability of Mediterranean coralligenous assemblages subject to local variation in sediment deposition. *Marine Environmental Research* **60**, 403-421.
- Baldacconi, R. & Corriero, G. 2009. Effects of the spread of the alga *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* on the sponge assemblage from coralligenous concretions of the Apulian coast (Ionian Sea, Italy). *Marine Ecology* **30**, 337-345.
- Ballesteros, E. 1990. Structure and dynamics of the community of *Cystoseira zosteroides* (Turner) C. Agardh (Fucales, Phaeophyceae) in the Northwestern Mediterranean. *Scientia Marina* **54**, 217-229.
- Ballesteros, E. 1991a. Structure and dynamics of North-western Mediterranean marine communities: a conceptual model. *Oecologia Aquatica* **10**, 223-242.
- Ballesteros, E. 1991b. Structure of a deep-water community of *Halimeda tuna* (Chlorophyceae, Caulerpales) from the Northwestern Mediterranean. *Collectanea Botanica* **20**, 5-21.
- Ballesteros, E. 1991c. Seasonality of growth and production of a deep-water population of *Halimeda tuna* (Chlorophyceae, Caulerpales) in the North-western Mediterranean. *Botanica Marina* **34**, 291-301.
- Ballesteros, E. 1992. Els vegetals i la zonació litoral: espècies, comunitats i factors que influeixen en la seva distribució. *Arxius Secció Ciències* **101**, 1-616. Barcelona: Institut d'Estudis Catalans.
- Ballesteros, E. 1993. Algues bentòniques i fanerògames marines. In *Història Natural de l'arxipèlag de Cabrera*, J. A. Alcover, E. Ballesteros & J. J. Fornós (eds.). Mon. Soc. Hist. Nat. Balears 2. Palma de Mallorca: CSIC-Ed. Moll, 503-530.
- Ballesteros, E. 1998. Addicions a la fauna d'invertebrats bentònics de l'arxipèlag de Cabrera (Illes Balears, Mediterrània Occidental). *Bolletí Societat Història Natural Balears* **41**, 41-48.

- Ballesteros, E. 2004. Espècies marines invasores: un problema ambiental emergent a les Illes Balears. In *IV Jornades de Medi Ambient de les illes Balears. Ponències i Resums*, G.X. Pons (ed.). Palma de Mallorca: Societat Història Natural Balears, 13-15.
- Ballesteros, E. 2006. Mediterranean coralligenous assemblages: A synthesis of present knowledge. *Oceanography and Marine Biology: and Annual Review* **44**, 123-195.
- Ballesteros, E. 2008. *Action Plan for the conservation of the coralligenous and other calcareous bioconcretions in the Mediterranean Sea*. RAC/SPA edit. Tunis. 21 pp.
- Ballesteros, E. 2009. Threats and conservation of coralligenous assemblages. In *Proceedings of the First Mediterranean Symposium on the conservation of the coralligenous and other calcareous bioconcretions (Tabarka, 15-16 January 2009)*, C. Pergent-Martini, M. Brichet (eds.). Tunis: RAC/SPA publ., 25-27.
- Ballesteros, E., Canals, M. & Cebrian, E. 2013. La cartografia del bentos marí. In *Atles d'ecosistemes dels Països Catalans*, dir. D. Bueno, Enciclopèdia Catalana, Barcelona, 102-103.
- Ballesteros, E., Mariani, S., Cefali, M., Terradas, M. & Chappuis, E. 2014. *Manual dels hàbitats litorals a Catalunya*. Generalitat de Catalunya. Departament de Territori i Sostenibilitat, Barcelona. 251 pp.
- Ballesteros, E. & Rodríguez-Prieto, C. 1996. Presència d'*Asparagopsis taxiformis* (Delile) Trevisan a Balears. *Bolletti Societat Història Natural Balears* **39**, 135-138.
- Ballesteros, E., Sala, E., Garrabou, J. & Zabala, M. 1998. Community structure and frond size distribution of a deep water stand of *Cystoseira spinosa* (Phaeophyta) in the Northwestern Mediterranean. *European Journal of Phycology* **33**, 121-128.
- Ballesteros, E. & Tomas, F. 1999. *Avaluació de l'estat de les comunitats bentòniques de La Roja (Tossa de Mar, Girona) en vistes a la seva declaració com a reserva marina*. Centre d'Estudis Avançats de Blanes - CSIC.
- Ballesteros, E., Torras, X., Pinedo, S., García, M., Mangialajo, L. & De Torres, M. 2007. A new methodology based on littoral community cartography for the implementation of the European Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin* **55**, 172-180.
- Ballesteros, E. & Zabala, M. 1993. El bentos: el marc físic. In *Història Natural de l'arxipèlag de Cabrera*, J.A. Alcover, E. Ballesteros & J.J. Fornós (eds.). Mon. Soc. Hist. Nat. Balears 2. Palma de Mallorca: CSIC-Ed. Moll, 663-685.
- Ballesteros, E., Zabala, M., Uriz, M.J., Garcia-Rubies, A. & Turon, X. 1993. El bentos: les comunitats. In *Història Natural de l'arxipèlag de Cabrera*, J.A. Alcover, E. Ballesteros & J.J. Fornós (eds.). Mon. Soc. Hist. Nat. Balears 2. Palma de Mallorca: CSIC-Ed. Moll, 687-730.
- Bally, M. & Garrabou, J. 2007. Thermodependent bacterial pathogens and mass mortalities in temperate benthic communities: a new case of emerging disease linked to climate change. *Global Change Biology* **13**, 2078-2088.
- Barberá, C., Moranta, J., Ordines, F., Ramón, M. de Mesa, A., Díaz-Valdés, M., Grau, A.M. & Massutí, E. 2012. Biodiversity and habitat mapping of Menorca Channel (western Mediterranean): Implications for conservation. *Biodiversity and Conservation* **21**, 701-728.
- Bariche, M. 2009. First record of the angelfish *Pomacanthus maculosus* (Teleostei: Pomacanthidae) in the Mediterranean. *International Journal of Ichthyology* **16**, 31-33.
- Bariche, M., Torres, M. & Azzurro, E. 2013. The presence of the invasive lionfish *Pterois miles* in the Mediterranean Sea. *Mediterranean Marine Science* **14**, 292-294.
- Basso, D. 2012. Carbonate production by calcareous red algae and global change. *Geodiversitas* **34**, 13-33.
- Basso, D. & Tomaselli, V. 1994. Palaeoecological potentiality of rhodoliths: a Mediterranean case history. *Bollettino della Società Paleontologica Italiana, spec. vol. 2*, 17-27.
- Basso, D., Babbini, L., Ramos-Esplà, A. & Salomidi, M. 2017. Mediterranean rhodolith beds. In *Rhodolith/Maërl beds: A global perspective*, R. Riosmena-Rodríguez, W. Nelso, J. Aguirre (eds.). Coastal Research Library 15, Springer, Cham, 281-298.
- Battiato, A., Cormaci, M., Furnari, G. & Scamacca, B. 1979. Osservazioni sulla zonazione dei popolamenti fitobentonici di substrato duro della Penisola della Maddalena (Siracusa). *Thalassia Salentina* **9**, 19-25.
- Bavestrello, G., Abbiati, M., Angiolillo, M., Betti, F., Bo, M., Canese, S., Cattaneo-Vietti, R., Cau, A., Corriero, G., Constantini, F., Giusti, M., Priori, C., Salvati, E., Sandulli, R., Santangelo, G. & Tunesi, L. 2014. Remotely operated vehicles (ROVs) as powerful tools for the evaluation of the conservation status of deep red coral banks. In *Proceedings of the Second Mediterranean Symposium of coralligenous and other calcareous bioconcretions (Portoroz, Slovenia, 29-30 October 2014)*, C. Bouafif, H. Langar, A. Ouerghi (eds.). Tunis: RAC/SPA publ., 31-36.
- Bavestrello, G., Bertolino, M., Betti, F., Bianchi, C.N., Cattaneo-Vietti, R., Montefalcone, M. & Morri, C. 2016. Nuove prospettive nello studio del coralligeno mediterraneo. *Biologia Marina Mediterranea* **23**, 170-173.

- Bavestrello, G., Bertone, S., Cattaneo-Vietti, R., Cerrano, C., Gaino, E. & Zanzi, D. 1994. Mass mortality of *Paramuricea clavata* (Anthozoa, Cnidaria) on Portofino Promontory cliffs. Ligurian Sea, Mediterranean Sea. *Marine Life* **4**, 15-19.
- Bavestrello, G., Bo, M., Canese, S., Sandulli, R. & Cattaneo-Vietti, R. 2014. The red coral populations of the Gulfs of Naples and Salerno: human impact and deep mass mortalities. *Italian Journal of Zoology* **81**, 552-563.
- Bavestrello, G. & Boero, F. 1986. Necrosi e rigenerazione in *Eunicella cavolinii* (Anthozoa, Cnidaria) in Mar Ligure. *Bollettino del Museo Istituto di Biologia Università di Genova* **52**, 295-300.
- Bavestrello, G., Cerrano, C. & Cattaneo-Vietti, R. 2009. Biological interactions affecting the growth rates of red coral (*Corallium rubrum*) colonies. In *Proceedings of the First Mediterranean Symposium on the conservation of the coralligenous and other calcareous bioconcretions (Tabarka, 15-16 January 2009)*, C. Pergent-Martini, M. Brichet (eds.). Tunis: RAC/SPA publ., 53-58.
- Bavestrello, G., Cerrano, C., Zanzi, D. & Cattaneo-Vietti, R. 1998. Damage by fishing activities to the gorgonian coral *Paramuricea clavata* in the Ligurian Sea. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* **7**, 253-262.
- Bayer, T., Arif, C., Ferrier-Pagès, C., Zoccola, D., Aranda, M. & Voolstra, C.R. 2013. Bacteria of the genus *Endozoicomonas* dominate the microbiome of the Mediterranean gorgonian coral *Eunicella cavolini*. *Marine Ecology Progress Series* **479**, 75-84.
- Bazairi, H., Limam, A., Benhoussa, A., Navarro-Barranco, C., González, A.R., Maestre, M., Pérez-Alcántara, J.P. & Espinosa, F. 2013. Communautés biologiques marines du Cap des Trois Fourches (Méditerranée, Maroc): caractérisation, cartographie et orientations de gestion. CAR/ASP-Projet MedMPAnet, Tunis, 88 pp.
- Bazairi, H., Sghaier, Y.R., Benhoussa, A., Boutahar, L., El Kamcha, R., Selfati, M., Gerovasileiou, V., Baeza, J., Castañer, V., Martin, J., Valriberas, E., González, R., Maestre, M., Espinosa, F. & Ouerghi, A. 2016. Maroc: site de Jbel Moussa. Cartographie des habitats marins clés de Méditerranée et initiation de réseaux de surveillance. CAR/ASP-Projet MedKey Habitats, Tunis, 92 pp.
- Becerro, M. A. & Turon, X. 1992. Reproductive cycles of the ascidians *Microcosmus sabatieri* and *Halocynthia papillosa* in the northwestern Mediterranean. *P.S.Z.N.I: Marine Ecology* **13**, 363-373.
- Bedini, R., Bonechi, L. & Piazzini, L. 2014. Spatial and temporal variability of mobile macroinvertebrate assemblages associated to coralligenous habitat. *Mediterranean Marine Science* **15**, 302-312.
- Belbacha, S., Semroud, R., Dupuy de la Grandvive, R. & Foulquie, M. 2009. Données préliminaires sur la répartition et la composition de la biocénose du coralligène du littoral d'El Kala (Algérie). In *Proceedings of the First Mediterranean Symposium on the conservation of the coralligenous and other calcareous bioconcretions (Tabarka, 15-16 January 2009)*, C. Pergent-Martini, M. Brichet (eds.). Tunis: RAC/SPA publ., 157-159.
- Bell, J. D. 1983. Effects of depth and marine reserve fishing restrictions on the structure of a rocky fish assemblage in the North-Western Mediterranean Sea. *Journal of Applied Ecology* **20**, 357-369.
- Bellan, G. 1964. *Contribution à l'étude systématique, bionomique et écologique des Annélides Polychètes de la Méditerranée*. Thèse Doctorat. Faculté Sciences Marseille.
- Bellan-Santini, D. 1998. Ecology. In *The Amphipoda of the Mediterranean, Part 4*, S. Ruffo (ed). Mémoires de l'Institut Océanographique **13**, 869-894.
- Belloni, B., Sartoretto, S., Cresson, P., Bouchoucha, M., Guillou, G., Lebreton, B., Ruitton, S. & Harmelin-Vivien, M. 2019. Food web structure of a Mediterranean coralligenous ecosystem. In *Proceedings of the Third Mediterranean Symposium on the conservation of the coralligenous and other calcareous bioconcretions (Antalya, 15-16 January 2019)*. Tunis: RAC/SPA publ., 30-35.
- Belsher, T., Houlgatte, E. & Boudouresque, C.F. 2005. Cartographie de la prairie à *Posidonia oceanica* et des principaux faciès sédimentaires marins du Parc National de Port-Cros (Var, France, Méditerranée). *Scientific Reports of Port-Cros National Park* **21**, 19-28.
- Belsher, T. & Meinesz, A. 1995. Deep-water dispersal of the tropical alga *Caulerpa taxifolia* introduced into the Mediterranean. *Aquatic Botany* **51**, 163-169.
- Ben Mustapha, K., Komatsu, T., Hattour, A., Sammari, C., Zarrouk, S., Souissi, A. & El Abed, A. 2002. Tunisian megabenthos from infra (*Posidonia* meadows) and circalittoral (coralligenous) sites. *Bulletin Institute National des Sciences et Techniques de la Mer de Salammbô* **29**, 23-36.
- Benabdi, M., Grimes, S., Mouffok, S., Garrabou, J. & Bouderbala, M. 2019. Size distribution, density and disturbance level of the gorgonian *Eunicella singularis* (Esper, 1791) (Cnidaria, Octocorallia) around Paloma Island, Algeria (Southwestern Mediterranean). In *Proceedings of the Third Mediterranean Symposium on the conservation of the coralligenous and other calcareous bioconcretions (Antalya, 15-16 January 2019)*. Tunis: RAC/SPA publ., 111-112.
- Benedetti, A., Bramanti, L., Tsounis, G., Faimali, M., Pavanello, G., Rossi, S., Gili, J.M. & Santangelo, G. 2011. Applying cathodically polarised substrata to the restoration of a high value coral. *Biofouling* **27**, 799-809.

- Benhissoune, S., Rais, C., Tunesi, L., Bazairi, H., Haddi, S., Benzakour, O., Sadki, I., Franzosini, C. & Nachite, D. 2009. Communautés benthiques remarquables du coralligène du Parc National d'Al Hoceima (Méditerranée, Maroc). In *Proceedings of the First Mediterranean Symposium on the conservation of the coralligenous and other calcareous bioconcretions (Tabarka, 15-16 January 2009)*, C. Pergent-Martini, M. Brichet (eds.). Tunis: RAC/SPA publ., 59-63.
- Bensoussan, N., Romano, J.C., Harmelin, J.G. & Garrabou, J. 2010. High resolution characterization of northwest Mediterranean coastal waters thermal regimes: To better understand responses of benthic communities to climate change. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **87**, 431-441.
- Berman, L., Bianchimani, O., Garrabou, J., Drap, P., Payrot, J., Acornero-Picon, A., Clement, A.L. & Cheminée, A. 2014. Characterizing *Corallium rubrum* populations of two Mediterranean MPAs: Structuring factors and dynamics. In *Proceedings of the Second Mediterranean Symposium of coralligenous and other calcareous bioconcretions (Portoroz, Slovenia, 29-30 October 2014)*, C. Bouafif, H. Langar, A. Ouerghi (eds.). Tunis: RAC/SPA publ., 199-200.
- Bertolino, M., Betti, F., Bo, M., Cattaneo-Vietti, R., Pansini, M., Romero, J. & Bavestrello, G. 2015. Changes and stability of a Mediterranean hard bottom benthic community over 25 years. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* **96**, 341-350.
- Bertolino, M., Calcinai, B., Cattaneo-Vietti, R., Cerrano, C., Lafratta, A., Pansini, M., Pica, D. & Bavestrello, G. 2013. Stability of sponge assemblage of Mediterranean coralligenous concretions along a millennial time span. *Marine Ecology* **35**, 149-158.
- Bertolino, M., Cattaneo-Vietti, R., Costa, G., Pansini, M., Frascchetti, S. & Bavestrello, G. 2017a. Have climate changed driven the diversity of a Mediterranean coralligenous sponge assemblage on a millennial timescale? *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* **487**, 355-363.
- Bertolino, M., Cerrano, C., Bavestrello, G., Carella, M., Pansini, M. & Calcinai, B. 2013. Diversity of Porifera in the Mediterranean coralligenous accretions, with description of a new species. *Zookeys* **336**, 1-37.
- Bertolino, M., Costa, G., Carella, M., Cattaneo-Vietti, R., Cerrano, C., Pansini, M., Quarta, G., Calcagnile, L. & Bavestrello, G. 2017b. The dynamics of a Mediterranean coralligenous sponge assemblage at decennial and millennial temporal scales. *PLoS ONE* **12**(5), e0177945.
- Bethoux, J.P., Gentili, B., Raunet, J. & Tailliez, D. 1990. Warming trend in the western Mediterranean deep water. *Nature* **580**, 7-21.
- Betti, F., Bavestrello, G., Fravega, L., Bo, M., Coppari, M., Enrichetti, F., Cappanera, V., Venturini, S. & Cattaneo-Vietti, R. 2019. On the effects of recreational SCUBA diving on fragile benthic species: The Portofino MPA (NW Mediterranean Sea) case study. *Ocean & Coastal Management* **182**, 104926.
- Bevilacqua, S., Guarnieri, G., Farella, G., Terlizzi, A. & Frascchetti, S. 2018. A regional assessment of cumulative impact mapping on Mediterranean coralligenous outcrops. *Scientific Reports* **8**, 1757.
- Bevilacqua, S., Plicanti, A., Sandulli, R. & Terlizzi, A. 2012. Measuring more of beta-diversity: Quantifying patterns of variation in assemblage heterogeneity. An insight from marine benthic assemblages. *Ecological Indicators* **18**, 140-148.
- Bianchi, C.N., Cattaneo-Vietti, R., Morri, C., Navone, A., Panzalis, P. & Orrù, P. 2007. Il coralligeno dell'area marina protetta di Tavolara Punta Coda Cavallo (Sardegna nord-orientale). *Biologia Marina Mediterranea* **14**, 148-149.
- Bianchi, C.N., Cattaneo-Vietti, R., Morri, C., Navone, A., Panzalis, P. & Orru, P. 2009. Coralligenous formations in the marine protected area Punta Coda Cavallo (NE Sardinia, Italy). In *Proceedings of the First Mediterranean Symposium on the conservation of the coralligenous and other calcareous bioconcretions (Tabarka, 15-16 January 2009)*, C. Pergent-Martini, M. Brichet (eds.). Tunis: RAC/SPA publ., 169-170.
- Bibiloni, M. A., Olivella, I. & Ros, J. 1984. Les éponges de les illes Medes. In *Els sistemes naturals de les Illes Medes*, J. Ros, I. Olivella & J. M. Gili (eds.). *Arxius Secció Ciències* **73**, 383-405. Barcelona: Institut d'Estudis Catalans.
- Bjork, J.R., Diez-Vives, C., Coma, R., Ribes, M. & Montoya, J.M. 2013. Specificity and temporal dynamics of complex bacteria-sponge symbiotic interactions. *Ecology* **94**, 2781-2791.
- Blouet, S., Dupuy de la Grandrive, R., Chere, E., Noel, C., Viala, C., Marchetti, S. Bauer, E. Temmos, J.M. & Boissery, P. 2014. Application de la méthode de fusion multi-capteurs et de la sismique UHR à la cartographie du coralligène de plateau. In *Proceedings of the Second Mediterranean Symposium of coralligenous and other calcareous bioconcretions (Portoroz, Slovenia, 29-30 October 2014)*, C. Bouafif, H. Langar, A. Ouerghi (eds.). Tunis: RAC/SPA publ., 201-202.
- Bo, M., Bava, S., Canese, S., Angiolillo, M., Cattaneo-Vietti, R. & Bavestrello, G. 2014. Fishing impact on deep Mediterranean rocky habitats as revealed by ROV investigation. *Biological Conservation* **171**, 167-176.
- Bo, M., Bavestrello, G., Canese, S., Giusti, M., Angiolillo, M. & Greco, S. 2009. Meadows of *Antipathella subpinnata* (Antipatharia, Myriopathidae) in the Calabrian coralligenous (Southern Italy, Tyrrhenian Sea). In *Proceedings of the First Mediterranean Symposium on the conservation of the coralligenous and other calcareous bioconcretions (Tabarka, 15-16 January 2009)*, C. Pergent-Martini, M. Brichet (eds.). Tunis: RAC/SPA publ., 174-176.

- Bo, M., Bertolino, M., Borghini, M., Castellano, M., Covazzi Harriague, A., Di Camillo, C.G., Gasparini, G., Misic, C., Povero, P., Pusceddu, A., Schroeder, K. & Bavestrello, G. 2011. Characteristics of the mesophotic megabenthic assemblages of the Vercelli seamount (North Tyrrhenian Sea). *PLoS ONE* **6(2)**, e16357.
- Bo, M., Di Camillo, C.G., Bertolini, M., Povero, P., Misic, C., Castellano, M., Covazzi Harriague, A., Gasparini, G.P., Borghini, M., Schroeder, K. & Bavestrello, G. 2010. The megabenthic assemblages of the Vercelli seamount (North Tyrrhenian sea). *Biologia Marina Mediterranea* **17**, 94-97.
- Boavida, J., Paulo, D., Aurelle, D., Arnaud-Haond, S., Marschal, C., Reed, J., Gonçalves, J.M.S. & Serrao, E.A. 2016. A well-kept treasure at depth: Precious red coral rediscovered in Atlantic deep coral gardens (SW Portugal) after 300 years. *PLoS ONE* **11(1)**, e0147228.
- Bodilis, P., Louisy, P., Draman, M., Arceo, H.O. & Francour, P. 2014. Can citizen science survey the non-indigenous fish species in the Eastern Mediterranean Sea? *Environmental Management* **53**, 172-180.
- Boero, F. 1996. Episodic events: their relevance to ecology and evolution. *Marine Ecology* **17**, 237-250.
- Boero, F. 2017. From marine protected areas to MPA networks. In *Management of Marine Protected Areas. A network perspective*, P. Goriup (ed.), Wiley & Sons, Chichester, 1-20.
- Boero, F., Balduzzi, A., Bavestrello, G., Caffa, B. & Vieti, R. 1986. Population dynamics of *Eudendrium glomeratum* (Cnidaria, Anthomedusae) on the Portofino promontory (Ligurian Sea). *Marine Biology* **92**, 81-85.
- Bonacorsi, M., Alami, S., Breand, N., Clabaut, P. Daniel, B., Pergent, G. & Pergent-Martini, C. 2014. Cartography of main coastal ecosystems (coralligenous and rhodolith beds) along the Corsican coasts. In *Proceedings of the Second Mediterranean Symposium of coralligenous and other calcareous bioconcretions (Portoroz, Slovenia, 29-30 October 2014)*, C. Bouafif, H. Langar, A. Ouerghi (eds.). Tunis: RAC/SPA publ., 37-42.
- Bonacorsi, M., Pergent-Martini, C., Clabaut, P. & Pergent, G. 2012. Coralligenous "atolls": Discovery of a new morphotype in the western Mediterranean Sea. *Comptes Rendues Biologies* **335**, 668-672.
- Bosence, D.W.J. 1985. The "coralligène" of the Mediterranean - a recent analog for Tertiary Coralline algal limestones. In *Paleoalgology: contemporary research and applications*, D. F. Toomey & M. H. Nicketi (eds.): 216-225.
- Bouafif, C., Torchia, G., Abidi, A., Trainito, E., Dragan, M., Tronconi, D., Berutti, P., Sghaier, Y.R., Ouerghi, A., Guellouz, S., Rais, C. & Langar, H. 2019 – Cap Negro-Cap Serrat (Tunisia, Mediterranean): A marine area with environmental values of national and regional interest. In *Proceedings of the Third Mediterranean Symposium on the conservation of the coralligenous and other calcareous bioconcretions (Antalya, 15-16 January 2019)*. Tunis: RAC/SPA publ., 109-110.
- Boudouresque, C.F. 1970. *Recherches sur bionomie analytique, structurale et expérimentale sur les peuplements benthiques sciaphiles en Méditerranée occidentale (fraction algale)*. Thèse. Université d'Aix-Marseille II. 624 pp.
- Boudouresque, C.F. 1971. Méthodes d'étude qualitative et quantitative du benthos (en particulier du phytobenthos). *Téthys* **3**, 79-104.
- Boudouresque, C.F. 1973. Recherches de bionomie analytique, structurale et expérimentale sur les peuplements benthiques sciaphiles de Méditerranée Occidentale (fraction algale). Les peuplements sciaphiles de mode relativement calme sur substrats durs. *Bulletin Muséum d'Histoire Naturelle de Marseille* **33**, 147-225.
- Boudouresque, C.F. 1980. *Phytocénoses benthiques de la Réserve de Scandola. Compte-rendu de la mission rara-avis sur la façade maritime du Parc Naturel Régional de Corse*. PNRC et Laboratoire Biologie végétale marine Luminy. 76 pp.
- Boudouresque, C.F. 1985. Groupes écologiques d'algues marines et phytocénoses benthiques en Méditerranée nord-occidentale: une revue. *Giornale Botanico Italiano* **118**, 7-42.
- Boudouresque, C.F. 2004a. Marine biodiversity in the Mediterranean: status of species, populations and communities. *Scientific Reports of Port-Cros National Park* **20**, 997-146.
- Boudouresque, C.F. 2004b. The erosion of Mediterranean biodiversity. In *The Mediterranean Sea. An overview of its present state and plans for future protection*. Lectures from the 4th International Summer School on the Environment, C. Rodríguez-Prieto & G. Pardini (eds.). Girona: Universitat de Girona, 53-112.
- Boudouresque, C.F., Avon, M. & Gravez, V. (eds.) 1991. *Les espèces marines à protéger en Méditerranée*. Marseille: GIS Posidonie. 447 pp.
- Boudouresque, C.F., Blanfuné, A., Fernandez, C., Lejeusne, C., Pérez, T., Ruitton, S., Thibault, D., Thibaut, T. & Verlaque, M. 2017. Marine biodiversity – Warming vs. biological invasions and overfishing in the Mediterranean sea: Take care, "one train can hide another". *MOJ Ecology and Environmental Science* **2(4)**, 00031.
- Boudouresque, C.F., Blanfuné, A., Harmelin-Vivien, M., Personnic, S., Ruitton, S., Thibaut, T. & Verlaque, M. 2016. Where seaweed forests meet animal forests: the examples of macroalgae in coral reefs and the Mediterranean coralligenous ecosystem. In: *Marine Animal Forests*, Rossi, S., Bramanti, L., Gori, A, Orejas, C. (eds.), Springer, 369-396.

- Boudouresque, C.F. & Cinelli, F. 1976. Le peuplement algal des biotopes sciaphiles superficiels de mode battu en Méditerranée Occidentale. *Pubblicazione Stazione Zoologica di Napoli* **40**, 433-459.
- Boudouresque, C.F., Meinesz, A., Ballesteros, E., Ben Maiz, N., Boisset, F., Cinelli, F., Cirik, S., Cormaci, M., Jeudy de Grissac, A., Laborel, J., Lanfranco, E., Lundberg, B., Mayhoub, H., Panayotidis, P., Semroud, R., Sinnassamy, J. M. & Span, A. 1990. *Livre Rouge «Gérard Vuignier» des végétaux, peuplements et paysages marins menacés de Méditerranée*. MAP Technical Report Series, 43. Athens: UNEP/IUCN/GIS Posidonie, 1-250.
- Boudouresque, C.F. & Denizot, M. 1975. Révision du genre *Peyssonnelia* (Rhodophyta) en Méditerranée. *Bulletin Muséum d'Histoire Naturelle de Marseille* **35**, 7-92.
- Boudouresque, C.F. & Ribera, M. A. 1994. Les introduction d'espèces végétales et animales en milieu marin. Conséquences écologiques et économiques et problèmes législatifs. In *First International Workshop on Caulerpa taxifolia*, C. F. Boudouresque, A. Meinesz & V. Gravez (eds.). Marseille: GIS Posidonie, 29-102.
- Boudouresque, C.F. & Verlaque, M. 1978. Végétation marine de la Corse (Méditerranée). I. Documents pour la flore des algues. *Botanica Marina* **21**, 265-275.
- Boudouresque, C.F. & Verlaque, M. 2002. Biological pollution in the Mediterranean Sea: invasive versus introduced macrophytes. *Marine Pollution Bulletin* **44**, 32-38.
- Bracchi, V., Savini, A., Marchese, F., Palamara, S., Basso, D. & Corselli, C. 2015. Coralligenous habitat in the Mediterranean Sea: a geomorphological description from remote data. *Italian Journal of Geosciences* **134**, 32-40.
- Bracchi, V.A., Basso, D., Marchese, F., Corselli, C. & Savini, A. 2017. Coralligenous morphotypes on subhorizontal substrate: A new categorization. *Continental Shelf Research* **144**, 10-20.
- Bracchi, V.A., Basso, D., Savini, A., Marchese, F. & Corselli, C. 2014. Coralligenous: insights for a new morphological definition. In *Proceedings of the Second Mediterranean Symposium of coralligenous and other calcareous bioconcretions (Portoroz, Slovenia, 29-30 October 2014)*, C. Bouafif, H. Langar, A. Ouerghi (eds.). Tunis: RAC/SPA publ., 49-54.
- Bramanti, L., Benedetti, M.C., Cupido, R., Cocito, S., Priori, C., Erra, F., Iannelli, M. & Santangelo, G. 2016. Demography of Animal Forests: The example of Mediterranean gorgonians. In *Marine Animal Forests*, Rossi, S., Bramanti, L., Gori, A, Orejas, C. (eds.), Springer, 1-20.
- Bramanti, L., Magagnini, G., De Maio, L. & Santangelo, G. 2005. Recruitment, early survival and growth of the Mediterranean red coral *Corallium rubrum* (L. 1758), a 4-year study. *Journal Experimental Biology and Ecology* **314**, 69-78.
- Bramanti, L., Movilla, J., Guron, M., Calvo, E., Gori, A., Dominguez-Carrió, C., Grinyó, J., López-Sanz, A., Martínez-Quintana, A., Pelejero, C., Ziveri, P. & Rossi, S. 2013. Detrimental effects of ocean acidification on the economically important Mediterranean red coral (*Corallium rubrum*). *Global Change Biology* **19**, 1897-1908.
- Bramanti, L., Rossi, S., Tsounis, G., Gili, J.M. & Santangelo, G. 2007. Settlement and early survival of red coral on artificial substrates in different geographic areas: some clues for demography and restoration. *Hydrobiologia* **580**, 219-224.
- Bramanti, L., Vielmini, I., Rossi, S., Stolfa, S. & Santangelo, G. 2011. Involvement of recreational scuba divers in emblematic species monitoring: The case of Mediterranean red coral (*Corallium rubrum*). *Journal for Nature Conservation* **19**, 312-318.
- Bramanti, L., Vielmini, I., Rossi, S., Tsounis, G., Iannelli, M., Cattaneo-Vietti, R., Priori, C. & Santangelo, G. 2014. Demographic parameters of two populations of red coral (*Corallium rubrum* L. 1758) in the North Western Mediterranean. *Marine Biology* **161**, 1015-1026.
- Bressan, G. & Babbini-Benussi, L. 1996. Phytoceanographical observations on coralline algae (Corallinales) in the Mediterranean Sea. *Rendiconti Lincei Scienze Fisiche e Naturali* **9**(7), 179-207.
- Bressan, G., Kaleb, S., Sodini, N. & Tromba, G. 2009. Characterisation of coralligenous concretions with X-ray microtomography. In *Proceedings of the First Mediterranean Symposium on the conservation of the coralligenous and other calcareous bioconcretions (Tabarka, 15-16 January 2009)*, C. Pergent-Martini, M. Brichet (eds.). Tunis: RAC/SPA publ., 177-179.
- Cabanellas-Reboredo, M., Vázquez-Luis, M., Mourre, B., Álvarez, E., Deudero, S., Amores, A., Addis, P., Ballesteros, E., Barrajón, A., Coppa, S., García-March, J.R., Giacobbe, S., Giménez-Casalduero, F., Hadjioannou, L., Jiménez-Gutiérrez, S.V., Katsanevakis, S., Kersting, D., Macic, V., Mavric, B., Patti, F.P., Planes, S., Prado, P., Sánchez, J., Tena, J., de Vaugelas, J., Vicente, N., Zohra Belkhamza, F., Zuppan, I. & Hendriks, I. 2019. Tracking the dispersion of a pathogen causing mass mortality in the pen shell *Pinna nobilis*: A collaborative effort of scientists and citizens. *Scientific Reports* **9**, 13355.
- Cabioch, J. & Mendoza, M.L. 1998. *Mesophyllum alternans* (Foslie) comb. nov. (Corallinales, Rhodophyta), a mediterraneo-atlantic species, and new considerations on the *Lithothamnion philippii* Foslie complex. *Phycologia* **37**, 208-221.
- Cabioch, J. & Mendoza, M.L. 2003. *Mesophyllum expansum* (Philippi) comb. nov. (Corallinales, Rhodophytes), et mise au point sur les *Mesophyllum* des mers d'Europe. *Cahiers Biologie Marine* **44**, 257-273.

- Cahill, A.E., De Jode, A., Dubois, S., Bouzaza, Z., Aurelle, D., Boissin, E., Chabrol, O., David, R., Egea, E., Ledoux, J.B., Mérigot, B., Weber, A.A. & Chenuil, A. 2017. A multispecies approach reveals hot spots and cold spots of diversity and connectivity in invertebrate species with contrasting dispersal modes. *Molecular Ecology* **26**, 6563-6577.
- Calcinai, B., Bavestrello, G. & Bertolino, M. 2007. La comunità endolitica a poriferi del concrezionato coralligeno. *Biologia Marina Mediterranea* **14**, 152-153.
- Calcinai, B., Bavestrello, G., Cattaneo-Vietti, R., Cerrano, C. & Sarà, M. 2001. Bioerosione e biocostruzione: il ruolo dei poriferi sul coralligeno del Mediterraneo. *Biologia Marina Mediterranea* **8**, 181-190.
- Calcinai, B., Bertolino, M., Bavestrello, G., Montori, S., Mori, M., Pica, D., Valisano, L. & Cerrano, C. 2015. Comparison between the sponge fauna living outside and inside coralligenous bioconstruction. A quantitative approach. *Mediterranean Marine Science* **16**, 413-418.
- Calderón, I., Giribet, G. & Turon, X. 2008. Two markers and one history: phylogeography of the edible common sea urchin *Paracentrotus lividus* in the Lusitanian region. *Marine Biology* **154**, 137-151.
- Canals, M. & Ballesteros, E. 1997. Production of carbonate sediments by phytobenthic communities in the Mallorca-Minorca Shelf, Northwestern Mediterranean Sea. *Deep Sea Research II* **44**, 611-629.
- Canals, M., Ballesteros, E., Serra, J., Alonso, B. & Catafau, E. 1988. The Pollensa Bay carbonate factory (Balearic islands, NW Mediterranean Sea). *Rapports CIESMM* **31**, 298.
- Canese, S., Giusti, M., Rossi, L., Angiolillo, M., Salvati, E., Cardinali, A., Bo, M. & Greco, S. 2009. Integration of different technologies into a Geographic Information System (GIS) to study coralligenous biocenosis in Calabrian coastal waters (South Italy). In *Proceedings of the First Mediterranean Symposium on the conservation of the coralligenous and other calcareous bioconcretions (Tabarka, 15-16 January 2009)*, C. Pergent-Martini, M. Bricchet (eds.). Tunis: RAC/SPA publ., 64-68.
- Canessa, M., Montefalcone, M., Bavestrello, Povero, P., Coppo, S., Morri, C. & Bianchi, C.N. 2017. Fishery maps contain approximate but useful information for inferring distribution of marine habitats of conservation interest. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **187**, 74-83.
- Cannas, R., Sacco, F., Cau, A., Coluccia, E., Follesa, M.C. & Cau, A. 2015. New insights into connectivity patterns of mesophotic red coral (*Corallium rubrum*) populations. *Hydrobiologia* **759**, 63-73.
- Cánovas-Molina, A., Montefalcone, M., Bavestrello, G., Cau, A., Bianchi, C.N., Morri, C., Canese, S. & Bo, M. 2016b. A new ecological index for the status of mesophotic megabenthic assemblages in the Mediterranean based on ROV photography and video footage. *Continental Shelf Research* **121**, 13-20.
- Cánovas-Molina, A., Montefalcone, M., Bavestrello, G., Masmoud, M.B., Haguenaer, A., Hammani, P., Chaoui, L., Kara, M.H. & Aurelle, D. 2018. From depth to regional spatial genetic differentiation of *Eunicella cavolini* in the Mediterranean. *Comptes Rendus Biologies* **341**, 421-432.
- Cánovas-Molina, A., Montefalcone, M., Canessa, M., Coppo, S., Diviacco, G., Morri, C., Ferrari, M., Cerrano, C., Armstrong, R., Bianchi, C.N. & Bavestrello, G. 2014. Coralligenous reefs in Liguria: distribution and characterization. In *Proceedings of the Second Mediterranean Symposium of coralligenous and other calcareous bioconcretions (Portoroz, Slovenia, 29-30 October 2014)*, C. Bouafif, H. Langar, A. Ouerghi (eds.). Tunis: RAC/SPA publ., 55- 60.
- Cánovas-Molina, A., Montefalcone, M., Gatti, G., Morri, C., Bavestrello, G., Coppo, S., Diviacco, G., Montepagano, E. & Bianchi, C.N. 2013. Preliminary assessment of coralligenous reef distribution in Liguria (NW Mediterranean Sea). *Biologia Marina Mediterranea* **20**, 160-161.
- Cánovas-Molina, A., Montefalcone, M., Vassallo, P., Morri, C., Bianchi, C.N. & Bavestrello, G. 2016a. Combining literature review, acoustic mapping and *in situ* observations: An overview of coralligenous assemblages in Liguria (NW Mediterranean Sea). *Scientia Marina* **80**, 7-16.
- Carbonell, J. 1984. Crustacis de les illes Medes. In *Els sistemes naturals de les Illes Medes*, J. Ros, I. Olivella & J. M. Gili (eds.). *Arxius Secció Ciències* **73**, 505-530.
- Cardinali, A., Canese, S., Giusti, M., Angiolillo, M., Salvati, E., Fabroni, F., Di Muccio, S. & Greco, S. 2009. Observation of fish assemblage in coralligenous habitats along the Calabrian coast by means of Remotely Operated Vehicle. In *Proceedings of the First Mediterranean Symposium on the conservation of the coralligenous and other calcareous bioconcretions (Tabarka, 15-16 January 2009)*, C. Pergent-Martini, M. Bricchet (eds.). Tunis: RAC/SPA publ., 180-182.
- CARHAMB'AR, 2013. Cartographie des habitats marins benthiques: de l'acquisition à la restitution. Actes de Colloque. Édition Ifremer-AAMP. 230 pp.
- Carpine, C. & Grashoff, M. 1975. Les gorgonaires de la Méditerranée. *Bulletin du Museum Océanographique de Monaco* **71**, 1-140.

- Carpine, C. 1964. Contribution à l'étude bionomique de la Méditerranée Occidentale (côte du Var et des Alpes-Maritimes, côte occidentale de Corse). (3) La côte de l'Estérel, de la pointe des Lions à la pointe de l'Aiguille (région A2). *Bulletin Institut Océanographique Monaco* **63**(1312), 1-52.
- Casas-Güell, E., Cebrian, E., Garrabou, J., Ledoux, J.B., Linares, C. & Garrabou, J. 2016. Structure and biodiversity of coralligenous assemblages dominated by the precious red coral *Corallium rubrum* over broad spatial scales. *Scientific Reports* **6**, 36535.
- Casas-Güell, 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.
- Casellato, S. & Stefanon, A. 2008. Coralligenous habitat in the northern Adriatic Sea: an overview. *Marine Ecology* **29**, 321-341.
- Casellato, S., Masiero, L., Sichirollo, E. & Soresi, S. 2007. Hidden secrets of the Northern Adriatic: "Tegnùe", peculiar reefs. *Central European Journal of Biology* **2**, 122-136.
- Casellato, S., Soresi, S., Masiero, L. & Stefanon, A. 2009. The northern Adriatic Sea coralligenous: Habitat in peculiar environmental conditions? In *Proceedings of the First Mediterranean Symposium on the conservation of the coralligenous and other calcareous bioconcretions (Tabarka, 15-16 January 2009)*, C. Pergent-Martini, M. Bricchet (eds.). Tunis: RAC/SPA publ., 183-185.
- Casoli, E., Nicoletti, L., Mastrantonio, G., Jona-Lasinio, G., Belluscio, A. & Ardizzone, G.D. 2016. Scuba diving damage on coralligenous builders: Bryozoan species as indicators of stress. *Ecological Indicators* **74**, 441-450.
- Casoli, E., Ventura, D., Cutroneo, L., Capello, M., Jona-Lasinio, G., Rinaldi, R., Criscoli, A., Belluscio, A. & Ardizzone, G.D. 2017. Assessment of the impact of salvaging the Costa Concordia wreck on the deep coralligenous habitats. *Ecological Indicators* **80**, 124-134.
- Catanese, G., Grau, A., Valencia, J.M., Garcia-March, J.R., Vázquez-Luis, M., Álvarez, E., Deudero, S., Darriba, S., Carballal, M.J. & Villalba, A. 2018. *Haplosporidium pinnae* sp. nov., a haplosporidan parasite associated with mass mortalities of the fan mussel, *Pinna nobilis*, in the Western Mediterranean Sea. *Journal of Invertebrate Pathology* **157**, 9-24.
- Cattaneo Vietti, R., Bavestrello, G., Bo, M., Canese, S., Vigo, A., & Andaloro, F. 2017. Illegal ingegno fishery and conservation of deep red coral banks in the Sicily Channel (Mediterranean Sea). *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* **27**, 604-616.
- Cattaneo-Vietti, R., Bo, M., Cannas, R., Cau, A., Follesa, C. & Meliadoro, E. 2016. An overexploited Italian treasure: past and present distribution and exploitation of the precious red coral *Corallium rubrum* (L. 17858) (Cnidaria:Anthozoa). *Italian Journal of Zoology* **83**, 443-455.
- Cau, A., Follesa, M.C., Moccia, D., Altivo, A., Bo, M., Angiolillo, M., Canese, S., Paliaga, E.M., Orrù, P.E., Sacco, F. & Cannas, R. 2015. Deepwater corals biodiversity along roche du large ecosystems with different habitat complexity along the south Sardinia continental margin (CW Mediterranean Sea). *Marine Biology* **162**, 1865-1878.
- Cebrian, E. & Ballesteros, E. 2007. Invasion of the alien species *Lophocladia lallemandii* in Eivissa-Formentera (Balearic Islands). In: *Proceedings of the Third Mediterranean Symposium on Marine Vegetation (Marseilles, 27-29 Mars 2007)* C. Pergent-Martini & S. El Asmi (eds.): 34-41. C. Le Ravallec Ed., RAC/SPA publ., Tunis.
- Cebrian, E. & Ballesteros, E. 2009. Temporal and spatial variability in shallow- and deep-water populations of the invasive *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* in the Western Mediterranean. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **83**, 469-474.
- Cebrian, E. & Ballesteros, E. 2010. Invasion of Mediterranean benthic assemblages by red alga *Lophocladia lallemandii* (Montagne) F. Schmitz: depth-related temporal variability in biomass and phenology. *Aquatic Botany* **92**, 81-85.
- Cebrian, E., Ballesteros, E. & Canals, M. 2000. Shallow rocky bottom benthic assemblages as calcium carbonate producers in the Alboran Sea (Southwestern Mediterranean). *Oceanologica Acta* **23**, 311-322.
- Cebrian, E., Linares, C., Marschal, C. & Garrabou, J. 2012. Exploring the effects of invasive algae on the persistence of gorgonian populations. *Biological Invasions* **14**, 2647-2656.
- Cebrian, E. & Rodriguez-Prieto, C. 2012. Marine invasion in the Mediterranean Sea: the role of abiotic factors when there is no biological resistance. *PLoS ONE* **7**(2), e31135.
- Cecchi, E., Gennaro, P., Piazzzi, L., Ricevuto, E. & Serena, F. 2014. Development of a new biotic index for ecological status assessment of Italian coastal waters based on coralligenous macroalgal assemblages. *European Journal of Phycology* **49**, 298-312.
- Cecchi, E. & Piazzzi, L. 2010. A new method for the assessment of the ecological status of coralligenous assemblages. *Biologia Marina Mediterranea* **17**, 162-163.

- Cerrano, C., Arillo, A., Azzini, F., Calcinai, B., Castellano, L., Muti, C., Valisano L., Zega, G. & Bavestrello, G. 2005. Gorgonian population recovery after a mass mortality event. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* **15**, 147-157.
- Cerrano, C., Bakran-Petricioli, T., Boavida, J., Ferretti, E., Gari, A., Gómez-Gras, D., Gori, A., Hereu, B., Kipson, S., Milanese, M., Ledoux, J.B., Linares, C., López-Sanz, A., López-Sendino, P., Montero-Serra, I., Pagès, M., Pica, D., Sarà, A., Serrao, E., Torsani, F., Viladrich, N. & Garrabou, J. 2018. Restoring biodiversity in the Mediterranean coralligenous-the MERCES project. *Peer Journal Preprints* DOI:10.7287/peerj.preprints.26813v1.
- Cerrano, C. & Bavestrello, G. 2008. Medium-term effects of die-off of rocky benthos in the Ligurian Sea. What can we learn from gorgonians. *Chemistry and Ecology* **24**, 73-82.
- Cerrano, C. & Bavestrello, G. 2009. Mass mortalities and extinctions. In Marine Hard Bottom Communities, M. Wahl (ed.). *Ecological Studies* **206**, 295-307.
- Cerrano, C., Bavestrello, G., Bianchi, C.N., Calcinai, B., Cattaneo-Vietti, R., Morri, C. & Sarà, M. 2001. The role of sponge bioerosion in the Mediterranean coralligenous accretion. In: F.M. Faranda, L. Guglielmo, G. Spezie (eds.), *Mediterranean Ecosystems: Structures and processes*. Springer, Milano, 235-240.
- Cerrano, C., Bavestrello, G., Bianchi, C.N., Cattaneo-Vietti, R., 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 (NW Mediterranean), summer 1999. *Ecology Letters* **3**, 284-293.
- Cerrano, C., Bavestrello, G., Cicogna, F. & Cattaneo-Vietti, R. 1999. New experiences on transplantation and red coral harvesting effects in the Ligurian Sea. In *Red Coral and other Mediterranean octocorals, biology and protection*, F. Cicogna, R. Cattaneo-Vietti (eds.). Roma: Ministero Politiche e Risorse Agricole Alimentari e Forestali, 62-67.
- Cerrano, C., Bertolotto, R., Coppo, S., Palma, M., Pantaleo, U., Valisano, L., Bavestrello, G. & Ponti, M. 2014. Assessment of coralligenous assemblages status in the Ligurian Sea. In *Proceedings of the Second Mediterranean Symposium of coralligenous and other calcareous bioconcretions (Portoroz, Slovenia, 29-30 October 2014)*, C. Bouafif, H. Langar, A. Ouerghi (eds.). Tunis: RAC/SPA publ., 61-65.
- Cerrano, C., Cardini, U., Bianchelli, S., Corinaldesi, C., Pusceddu, A. & Danovaro, R. 2013. Red coral extinction risk enhanced by ocean acidification. *Scientific Reports* **3**, 1457.
- Cerrano, C., Milanese, M. & Ponti, M. 2017. Diving for science – science for diving: Volunteer scuba divers support science and conservation in the Mediterranean Sea. *Aquatic Conservation: Freshwater and Marine Ecosystems* **27**, 303-323.
- Cerrano, C., Totti, C., Sponga, F. & Bavestrello, G. 2006. Summer disease in *Parazoanthus axinellae* (Schmidt, 1862) (Cnidaria, Zoanthidea). *Italian Journal of Zoology* **73**, 355-361.
- Cerruti, A. 1921. Ulteriori notizie biologiche riguardanti il periodo de imaturità sessuale degli animale del golfo di Napoli. *Pubblicazioni della Stazione Zoologica di Napoli* **3**, 229-240.
- Chauvet, C. 1991. Statut d'*Epinephelus guaza* (Linnaeus, 1757) et éléments de dynamiques des populations méditerranéenne et atlantique. In *Les espèces marines à protéger en Méditerranée*, C. F. Boudouresque, M. Avon, V. Gravez (eds.). Marseille: GIS Posidonie, 255-275.
- Chazottes, V., Le Campion-Alsumard, T. & Peyrot-Clausade, M. 1995. Bioerosion rates on coral reefs: interactions between macroborers, microborers and grazers (Moorea, French Polynesia). *Paleogeography, Paleoclimatology, Paleoecology* **113**, 189-198.
- Chimienti, G., Bracchi, V.A., Corselli, C., Marcehese, F., Mastrototaro, F., Panza, M., Savini, A. & Tursi, A. 2014. Mapping and characterisation of coralligenous bioconstruction using accoustic and visual integrated approach. In *Proceedings of the Second Mediterranean Symposium of coralligenous and other calcareous bioconcretions (Portoroz, Slovenia, 29-30 October 2014)*, C. Bouafif, H. Langar, A. Ouerghi (eds.). Tunis: RAC/SPA publ., 205-206.
- Chimienti, G., Stithou, M., Daille Mura, I., Mastrototaro, F., D'Onghia, F., Tursi, A., Izzi, C. & Frascchetti, S. 2017. An explorative assessment of the importance of Mediterranean coralligenous habitat to local economy: The case of recreational diving. *Journal of Environmental Accounting and Management* **5**, 315-325.
- Chintiroglou, H., Dounas, C. & Koukouras, A. 1989. The presence of *Corallium rubrum* (Linnaeus, 1758) in the eastern Mediterranean Sea. *Mitteilungen aus dem zoologischen Museum Berlin* **65**, 145-149.
- Çinar, M.E., Gönülal, O. & Öztürk, B. 2018. Wanted dead or alive: *Corallium rubrum* (Cnidaria: Anthozoa) on the coasts of Turkey. *Cahiers Biologie Marine* **59**, 175-179.
- Cocito, S., Ferdeghini, F. & Sgorbini, S. 1998. *Pentapora fascialis* (Pallas) [Cheilostoma: Ascophora] colonization of one sublittoral rocky site after sea-storm in the northwestern Mediterranean. *Hydrobiologia* **376/376**, 59-66.
- Cocito, S. & Lombardi, C. 2007. Competitive interactions in the coralligenous assemblages of S.M. Leuca (Ionian Sea). *Biologia Marina Mediterranea* **14**, 176-177.

- Coll, J., Garcia-Rubies, A., Moranta, J., Stefanni, S. & Morales-Nin, B. 1999. Efectes de la prohibició de la pesca esportiva sobre l'estructura poblacional de l'anfós (*Epinephelus marginatus* Lowe, 1834. Pisces, Serranidae) en el Parc Nacional de Cabrera. *Bolletí Societat Història Natural de Balears* **42**, 125-138.
- Coma, R., Gili, J.M., Zabala, M. & Riera, T. 1994. Feeding and prey capture cycles in the aposymbiotic gorgonian *Paramuricea clavata*. *Marine Ecology Progress Series* **115**, 257-270.
- Coma, R., Linares, C., Ribes, M., Diaz, D., Garrabou, J. & Ballesteros, E. 2006. Consequences of a mass mortality in populations of *Eunicella singularis* (Cnidaria: Octocorallia) in Menorca (NW Mediterranean). *Marine Ecology Progress Series* **327**, 51-60.
- Coma, R., Llobet, I., Zabala, M., Gili, J.M. & Hughes, R.G. 1992. The population dynamics of *Halecium petrosum* and *Halecium pusillum* (Hydrozoa, Cnidaria), epiphytes of *Halimeda tuna* in the northwestern Mediterranean. *Scientia Marina* **56**, 161-169.
- Coma, R., Llorente-Llurba, E., Serrano, E., Gili, J.M. & Ribes, M. 2015. Natural heterotrophic feeding by a temperate octocoral with symbiotic zooxanthellae: a contribution to understanding the mechanisms of die-off events. *Coral Reefs* **34**, 549-560.
- Coma, R., Polà, E., Ribes, M. & Zabala, M. 2004. Long-term assessment of temperate octocoral mortality patterns, protected vs. unprotected areas. *Ecological Applications* **14**, 1466-1478.
- Coma, R. & Ribes, M. 2003. Seasonal energetic constraints in Mediterranean benthic suspension feeders: effects at different levels of ecological organization. *Oikos* **101**, 205-215.
- Coma, R., Ribes, M., Gili, J. M. & Zabala, M. 1998a. An energetic approach to the study of life-history traits of two modular colonial benthic invertebrates. *Marine Ecology Progress Series* **162**, 89-103.
- Coma, R., Ribes, M., Gili, J.M. & Zabala, M. 2000. Seasonality in coastal benthic ecosystems. *Trends in Ecology and Evolution* **15**, 448-453.
- Coma, R., Ribes, M., Gili, J.M. & Zabala, M. 2002. Seasonality of *in situ* respiration rate in three temperate benthic suspension feeders. *Limnology and Oceanography* **47**, 324-331.
- 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 National Academy of Sciences USA* **106**, 6176-6181.
- 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., Ribes, M., Zabala, M. & Gili, J.M. 1998b. Growth in a modular colonial marine invertebrate. *Estuarine Coastal and Shelf Science* **47**, 459-470.
- Coma, R., Serrano, E., Linares, C., Zabala, M. & Ribes, M. 2012. Effect of a severe storm event on the mortality rate of the gorgonian *Paramuricea clavata* on the Medes Islands Marine Reserve and the nearby Montgrí coast. In *Assessment of the ecological impact of the extreme storm of Sant Esteve's Day (26 December 2008) on the littoral ecosystems of the north Mediterranean Spanish coasts*, M.A. Mateo & A.M. Garcia-Rubies (eds.), Final Report (PIEC 200430E599). Centro de Estudios Avanzados de Blanes, Consejo Superior de Investigaciones Científicas, Blanes, 67-78.
- Coma, R., Zabala, M. & Gili, J.M. 1995b. Sexual reproductive effort in the Mediterranean gorgonian *Paramuricea clavata*. *Marine Ecology Progress Series* **117**, 185-192.
- Consoli, P., Andaloro, F., Altobelli, C., Battaglia, P., Campagnuolo, S., Canese, S., castriota, L., Cillari, T., Falautano, M., Peda, C., Perzia, P., Sinopoli, M., Vivona, P., Scotti, G., Esposito, V., Galgani, F. & Romeo, T. 2018. Marine litter in and EBSA (Ecologically or Biologically Significant Area) of the central Mediterranean Sea: Abundance, composition, impact on benthic species and basis for monitoring entanglement. *Environmental Pollution* **236**, 405-415.
- Constanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R. V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P. & van den Belt, M. 1997. The value of world's ecosystem services and natural capital. *Nature* **387**, 253-260.
- Coppejans, E. & Hermy, M. 1985. L'épiflore des substrats de l'étage circalittoral dans la baie de Calvi (Corse, Méditerranée). V. Ordination et classification des données. *Progress in Belgian Oceanographic Research: Proceedings of a Symposium held at the Palace of Academies Brussels 3-5 March 1985*, 430-441.
- Coppo, S. & Diviacco, G. 2009. Coralligenous assemblages in the marine habitats atlas of Liguria region (Italy). In *Proceedings of the First Mediterranean Symposium on the conservation of the coralligenous and other calcareous bioconcretions (Tabarka, 15-16 January 2009)*, C. Pergent-Martini, M. Bricchet (eds.). Tunis: RAC/SPA publ., 186-188.
- Coppo, S., Diviacco, G. & Tunesi, L. 2009. Environmental and conservation relevance of the Punta Manara coralligenous beds (Eastern Ligurian Sea). In *Proceedings of the First Mediterranean Symposium on the conservation of the coralligenous and other calcareous bioconcretions (Tabarka, 15-16 January 2009)*, C. Pergent-Martini, M. Bricchet (eds.). Tunis: RAC/SPA publ., 76-82.

- Corbera, J., Ballesteros, E. & Garcia, L. 1993. Els crustacis decàpodes. In *Història Natural de l'arxipèlag de Cabrera*, J. A. Alcover, E. Ballesteros & J. J. Fornós (eds.). Mon. Soc. Hist. Nat. Balears 2. Palma de Mallorca: CSIC-Ed. Moll, 579-587.
- Corbera, J., Sabates, A. & Garcia-Rubies, A. 1996. *Peces de mar de la Península Ibérica*. Barcelona: Planeta. 312 pp.
- Cormaci, M., Furnari, G. & Scamacca, B. 1985. Osservazioni sulle fitocenosi bentoniche del golfo di Augusta (Siracusa). *Bollettino dell'Accademia Gioenia Scienze Naturali* **18**, 851-872.
- Cossu, A., Chessa, L., Gazale, V. & Ragazzola, F. 2009. On the circalittoral benthic communities in the Asinara Marine Park. *Biologia Marina Mediterranea* **16**, 256-257.
- Costantini, F. & Abbiati, M. 2016. Into the depth of population genetics: pattern of structuring in mesophotic red coral populations. *Coral Reefs* **35**, 39-52.
- Costantini, F., Aurelle, D., Ledoux, J.B. & Abbiati, M. 2016b. Population genetic structure of *Corallium rubrum* in the Mediterranean Sea: Diversity, phylogeography and bathymetric patterns. In: *The Cnidaria, past, present and future*, S. Goffredo & Z. Dubinsky (eds.). Springer, Cham, 717-728.
- Costantini, F., Fauvelot, C. & Abbiati, M. 2007. Fine-scale genetic structuring in *Corallium rubrum*: Evidence of inbreeding and limited effective larval dispersal. *Marine Ecology Progress Series* **340**, 109-119.
- Costantini, F., Ferrario, F. & Abbiati, M. 2018. Chasing genetic structure in coralligenous reef invertebrates: Patterns, criticalities and conservation issues. *Scientific Reports* **8**, 5844.
- Costantini, F., Gori, A., López-González, P., Bramanti, L., Rossi, S., Gili, J.M. & Abbiati, M. 2016a. Limited genetic connectivity between gorgonian morphotypes along a depth gradient. *PLoS ONE* **11(8)**, e0160678.
- Costantini, F., Rossi, S., Pintus, E., Cerrano, C. & Gili, J.M. 2011. Low connectivity and declining genetic variability along a depth gradient in *Corallium rubrum* populations. *Coral Reefs* **30**, 991-1003.
- Crisci, C., Bensoussan, N., Romano, J.C. & Garrabou, J. 2011. Temperature anomalies and mortality events in marine communities: Insights on factors behind differential mortality impacts in the NW Mediterranean. *PLoS ONE* **6(9)**, e23814.
- Crisci, C., Ledoux, J.B., Mokhtar-Jamäi, K., Bally, M., Bensoussan, N., Aurelle, D., Cebrian, E., Coma, R., Féral, J.P., Rivière, M., Linares, C., López-Sendino, P., Marschal, C., Ribes, M., Teixidó, N., Zuberer, F. & Garrabou, J., 2017. Regional and local environmental conditions do not shape the response to warming of a marine habitat-forming species. *Scientific Reports* **7**, 5069.
- Cupido, R., Cocito, S. & Sgorbini, S. 2007. Epibiosis in *Paramuricea clavata* after mortality events in the Ligurian Sea. *Biologia Marina Mediterranea* **14**, 178-179.
- Cupido, R., Cocito, S., Barsanti, M., Sgorbini, S., Peirano, A. & Santangelo, G. 2009b. Unexpected long-term population dynamics in a canopy-forming gorgonian coral following mass mortality. *Marine Ecology Progress Series* **394**, 195-200.
- Cupido, R., Cocito, S., Manno, V., Ferrando, S., Peirano, A., Iannelli, M., Bramanti, L. & Santangelo, G. 2012. Sexual structure of a highly reproductive, recovering gorgonian population: quantifying reproductive output. *Marine Ecology Progress Series* **469**, 25-36.
- Cupido, R., Cocito, S., Peirano, A. & Santangelo, G. 2009a. Mortality and resilience: A ten year monitoring of gorgonian population trends in the Eastern Ligurian Sea (Northwestern Mediterranean). In *Proceedings of the First Mediterranean Symposium on the conservation of the coralligenous and other calcareous bioconcretions (Tabarka, 15-16 January 2009)*, C. Pergent-Martini, M. Bricchet (eds.). Tunis: RAC/SPA publ., 83-88.
- Cupido, R., Cocito, S., Sgorbini, S., Bordone, A. & Santangelo, G. 2008. Response of a gorgonian (*Paramuricea clavata*) population to mortality events: recovery or loss? *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* **18**, 984-992.
- Curiel, D., Falace, A., Bandelj, V., Kaleb, S., Solidoro, C. & Ballesteros, E. 2012. Species composition and spatial variability of macroalgal assemblages on biogenic reefs in the northern Adriatic Sea. *Botanica Marina* **55**, 625-638.
- Curiel, D., Orel, G. & Marzocchi, M. 2001. Prime indagini sui popolamenti algali degli affioramenti rocciosi del Nord Adriatico. *Bollettino della Società Adriatica di Scienze* **80**: 3-16.
- D'Onghia, G., Capezzuto, F., Carlucci, R., Carluccio, A., Maiorano, P., Panza, M., Ricci, P., Sion, L. & Tursi, A. 2018. Using a benthic lander to explore and monitor vulnerable ecosystems in the Mediterranean Sea. *Acta IMEKO* **7**, 45-59.
- Darriba, S. 2017. First haplosporidan parasite reported infecting a member of the Superfamily Pinnoidea (*Pinna nobilis*) during a mortality event in Alicante (Spain, Western Mediterranean). *Journal of Invertebrate Pathology* **148**, 14-19.
- David, R., Arvanitidis, C., Çınar, M.E., Sartoretto, S., Dogan, A., Dubois, S., Erga, Z., Guillemain, D., Thierry de Ville d'Avray, L., Zuberer, F., Chenuil, A. & Féral, J.P. 2014. CIGESMED habitat's characterization: A simple and reusable typology at the Mediterranean scale. In *Proceedings of the Second Mediterranean Symposium of coralligenous and other calcareous bioconcretions (Portoroz, Slovenia, 29-30 October 2014)*, C. Bouafif, H. Langar, A. Ouerghi (eds.). Tunis: RAC/SPA publ., 211-212.

- David, R., Féral, J.P., Archambeau, A.S., Bailly, N., Blanpain, C., Breton, V., De Jode, A., Delavaud, A., Dias, A., Gachet, S., Guillemain, D., Lecubin, J., Romier, G., Surace, C., Thierry de Ville d'Avray, L., Arvanitidis, C., Chenuil, A., Çinar, M.E., Koutsoubas, D., Sartoretto, S. & Taton, T. 2016. IndexMed projects: new tools using the CIGESMED DataBase on Coralligenous for indexing, visualizing and data mining based on graphs. In *8th International Congress on Environmental Modelling and Software*, S. Sauvage, J.M. Sánchez-Pérez, A. Rizzoli (eds.). 9 pp.
- Davies, C., Moss, D. & Hill, M.O. *EUNIS Habitat classification revised 2004*. European Topic Centre on Nature Protection and Biodiversity. 306 pp. + Annex 1.
- De Caralt, S. & Cebrian, E. 2013. Impact of an invasive alga (*Womersleyella setacea*) on sponge assemblages: compromising the viability of future populations. *Biological Invasions* **15**, 1591-1600.
- De Jode, A., David, R., Dubar, J., Rostan, J., Guillemain, D., Sartoretto, S., Feral, J.P. & Chenuil, A. 2019. Community ecology of coralligenous assemblages using a metabarcoding approach. In *Proceedings of the Third Mediterranean Symposium on the conservation of the coralligenous and other calcareous bioconcretions (Antalya, 15-16 January 2019)*. Tunis: RAC/SPA publ., 41-45.
- De Ville d'Avray, T., Ami, D., Chenuil, A., David, R. & Féral, J.P. 2017. Application of the ecosystem service concept to a local scale: The cases of coralligenous habitats in the North-Western Mediterranean Sea. <halshs-01624589>.
- Deter, J., Descamp, P., Ballesta, L., Boissery, P. & Holon, F. 2012. A preliminary study toward an index based on coralligenous assemblages for the ecological status assessment of Mediterranean French coastal waters. *Ecological Indicators* **20**, 345-352.
- Deter, J., Descamp, P., Boissery, P., Ballesta, L. & Holon, F. 2012. A rapid photographic method detects depth gradient in coralligenous assemblages. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **418-419**: 75-82.
- Deudero, S., Vázquez-Luis, M. & Álvarez, E. 2015. Human stressors are driving coastal benthic long-lived sessile fan mussel *Pinna nobilis* population structure more than environmental stressors. *PLoS ONE* **10(7)**, e0134530.
- Di Camillo, C.G. & Cerrano, C. 2015. Mass mortality events in the NW Adriatic Sea: Phase shift from slow- to fast-growing organisms. *PLoS ONE* **10(5)**, e0126689.
- Di Camillo, C.G., Ponti, M., Bavestrello, G., Krelj, M. & Cerrano, C. 2018. Building a baseline for habitat-forming corals by a multisource approach, including Web Ecological Knowledge. *Biodiversity and Conservation* **27**, 1257-1276.
- Di Geronimo, I., Di Geronimo, R., Rosso, A. & Sanfilippo, R. 2002. Structural and taphonomic analysis of a columnar coralline algal build-up from SE Sicily. *Geobios* **24**, 86-95.
- Diaz, D., Mallol, S., Parma, A.M. & Goñi, R. 2011. Decadal trend in lobster reproductive output from a temperate marine protected area. *Marine Ecology Progress Series* **433**, 149-157.
- Donnarumma, L., Sandulli, R., Appolloni, L., Russo, G.F. 2018. Assessing mollusc functional diversity within different coastal habitats of Mediterranean marine protected areas. *Ecological Questions* **29**, 35-51.
- Doxa, A., Holon, F., Deter, J., Villéger, S., Boissery, P. & Mouquet, N. 2016. Mapping biodiversity in three-dimensions challenges marine conservation strategies: The example of coralligenous assemblages in northwestern Mediterranean Sea. *Ecological Indicators* **61**, 1042-1054.
- Dring, M.J. 1981. Chromatic adaptation of photosynthesis in benthic marine algae: an examination of its ecological significance using a theoretical model. *Limnology and Oceanography* **26**, 271-284.
- Enrichetti, F., Bava, S., Bavestrello, G., Betti, F., Lanteri, L., Bo, M. 2019a. Artisanal fishing impact on deep coralligenous animal forests: A Mediterranean case study of marine vulnerability. *Ocean & Coastal Management* **177**, 112-126.
- Enrichetti, F., Bo, M., Morri, C., Montefalcone, M., Toma, M., Bavestrello, G., Tunesi, L., Canese, S., Giusti, M., Salvati, E. & Bianchi, C.N. 2019b. Criteria to assess the environmental status of temperate mesophotic reefs: A new, integrated methodological approach. *Ecological Indicators* **102**, 218-229.
- Esposito, V., Andaloro, F., Canese, S., Bortoluzzi, G., Bo, M., Di Bella, M., Italiano, F., Sabatino, G., Battaglia, P., Consoli, P., Giordano, P., Spagnoli, F., La Cono, V., Yakimov, M.M., Scotti, G. & Romeo, T. 2018. Exceptional discovery of a shallow water hydrothermal site in the SW area of Basiluzzo islet (Aeolian archipelago, South Tyrrhenian Sea): An environment to preserve. *PLoS ONE* **13(1)**, e0190710.
- Ezzat, L., Merle, P.L., Furla, P., Buttler, A., Ferrier-Pagès, C. 2013. The response of the Mediterranean gorgonian *Eunicella singularis* to thermal stress is independent of its nutritional regime. *PLoS ONE* **8(5)**, e64370.
- Falace, A., Kaleb, S., Curiel, D., Miotti, C., Galli, G., Querin, S., Ballesteros, E., Solidoro, C. & Bandelj, V. 2015. Calcareous bio-concretions in the northern Adriatic Sea: Habitat types, environmental factors that influence habitat distributions and predictive modeling. *PLoS ONE* **10(11)**, e0140931.

- Falace, A., Pezolesi, L., Kaleb, S., Alvito, A., Donnarumma, L., Di Stefano, F., Abbiati, M., Badalamenti, F., Bavestrello, G., Benedetti-Cecchi, L., Boero, F., Cannas, R., Cerrano, C., Mastrototaro, F., Chimienti, G., Ponti, M., Russo, G.F., Sandulli, R. & Rindi, F. 2016. Distribution of bioconstructor coralline algae of the genus *Lithophyllum* along the Italian shores. *Biologia Marina Mediterranea* **23**, 182-185.
- Fava, F., Bavestrello, G., Valisano, L. & Cerrano, C. 2010. Survival, growth and regeneration in explants of four temperate gorgonian species in the Mediterranean Sea. *Italian Journal of Zoology* **77**, 44-52.
- Fava, F., Ponti, M. & Abbiati, M. 2008. Possible effects of different protection levels on the epibenthic assemblages: The tegrùe of Chioggia. *Biologia Marina Mediterranea* **15**, 158-159.
- Fava, F., Ponti, M. & Abbiati, M. 2009. Coralligenous assemblages in the northern Adriatic continental shelf. In *Proceedings of the First Mediterranean Symposium on the conservation of the coralligenous and other calcareous bioconcretions (Tabarka, 15-16 January 2009)*, C. Pergent-Martini, M. Bricchet (eds.). Tunis: RAC/SPA publ., 195-197.
- Fava, F., Ponti, M. & Abbiati, M. 2011. Colonisation patterns on the coralligenous outcrops of the northern Adriatic Sea. *Biologia Marina Mediterranea* **18**, 77-80.
- Fava, F., Ponti, M. & Abbiati, M. 2016. Role of recruitment processes in structuring coralligenous benthic assemblages in the Northern Adriatic Continental shelf. *PLoS ONE* **11(10)**, e0163494.
- Federghini, F., Acunto, S., Cocito, S. & Cinelli, F. 2000. Variability at different spatial scales of a coralligenous assemblage at Giannutri island (Tuscan Archipelago, northwest Mediterranean). *Hydrobiologia* **440**, 27-36.
- Feely, R.A., Sabine, C.L., Lee, K., Berelson, W., Kleypas, J., Fabry, V.J. & Milero, F.J. 2004. Impact of anthropogenic CO₂ on the CaCO₃ system in the oceans. *Science* **305**, 362-366.
- Feldmann, J. 1937. *Recherches sur la végétation marine de la Méditerranée: la côte des Albères*. Rouen: Wolf. 339 pp.
- Ferdeghini, F., Acunto, S., Cocito, S. & Cinelli, F. 2000. Variability at different spatial scales of a coralligenous assemblage at Giannutri island (Tuscan Archipelago, northwestern Mediterranean). *Hydrobiologia* **440**, 27-36.
- Ferrer, E., Ribera, M.A. & Gómez-Garreta, A. 1994. The spread of *Acrothamnion preissii* (Sonder) Wollaston (Rhodophyta, Ceramiaceae) in the Mediterranean Sea: new record from the Balearic islands. *Flora Mediterranea* **4**, 163-166.
- Ferrier-Pagés, C., Tambutté, E., Zamoum, T., Segonds, N., Merle, P.L., Bensoussan, N., Allemand, D., Garrabou, J. & Tambutté, S. 2009. Physiological response of the symbiotic gorgonian *Eunicella singularis* to a long-term temperature increase. *Journal of Experimental Biology* **212**, 3007-3015.
- Ferrigno, F., Appolloni, L., Bruno, R., Di Stefano, F., Bonnarumma, L., Rendina, F., Russo, G.F. & Sandulli, R. 2017a. Characterization and monitoring of some deep coralligenous banks in the bay of Naples. *Biologia Marina Mediterranea* **24**, 112-113.
- Ferrigno, F., Appolloni, L., Russo, G.F. & Sandulli, R. 2018a. Impact of fishing activities on different coralligenous assemblages of Gulf of Naples (Italy). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* **98**, 41-50.
- Ferrigno, F., Appolloni, L., Sandulli, R., Casoria, P. & Russo, G.F. 2015. Deep coralligenous assemblages off Punta Campanella (Thyrrhenian Sea) with special reference to some facies with fan corals. *Biologia Marina Mediterranea* **22**, 89-90.
- Ferrigno, F., Bianchi, C.N., Lasagna, R., Morri, C., Russo, G.F. & Sandulli, R. 2016. Corals in high diversity reefs resist human impact. *Ecological Indicators* **70**, 106-113.
- Ferrigno, F., Russo, G.F. & Sandulli, R. 2017b. Coralligenous Bioconstructions Quality Index (CBQI): A synthetic indicator to assess the status of different types of coralligenous habitats. *Ecological Indicators* **82**, 271-279.
- Ferrigno, F., Russo, G.F., Semprucci, F. & Sandulli, R. 2018b. Unveiling the state of some underexplored coralligenous banks in the Gulf of Naples (Italy). *Regional Studies in Marine Sciences* **22**, 82-92.
- Follesa, M.C., Cannas, R., Cau, A., Cuccu, D., Gastoni, A., Ortu, A., Pedoni, C., Porcu, C. & Cau, A. 2011. Spillover effects of a Mediterranean protected area on the European spiny lobster *Palinurus elephas* (Fabricius, 1787) resource. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* **21**, 564-572.
- Foulquié, M., Blouet, S., Chere, E.m Dupuy de la Grandvive, R. & Garrabou, J. 2019. A mass mortality event of the sponge *Cliona viridis* in the coralligenous outcrops in the côte agathoise MPA (Gulf of Lion, Northwestern Mediterranean). In *Proceedings of the Third Mediterranean Symposium on the conservation of the coralligenous and other calcareous bioconcretions (Antalya, 15-16 January 2019)*. Tunis: RAC/SPA publ., 46-51.
- Franchi, F., Bergamasco, A., Da Lio, C., Donnici, S., Mazzoli, C., Montagna, P., Tavini, M., Tosi, L. & Zecchin, M. 2018. Petrographic and geochemical characterization of the early formative stages of Northern Adriatic shelf rocky buildups. *Marine and Petroleum Geology* **91**, 321-337.
- Francour, P. 1991. Statut de *Centrostephanus longispinus* en Méditerranée. In *Les espèces marines à protéger en Méditerranée*, C. F. Boudouresque, M. Avon, V. Gravez(eds.). Marseille: GIS Posidonie, 187-202.

- Francour, P. 1994. Pluriannual analysis of the reserve effect on ichthyofauna in the Scandola natural reserve (Corsica, Northwestern Mediterranean). *Oceanologica Acta* **17**, 309-317.
- Franzese, P.P., Buonocore, E., Donnarumma, L. & Russo, G.F. 2017. Natural capital accounting in marine protected areas: The case of the islands of Ventotene and S. Stefano (Central Italy). *Ecological Modelling* **360**, 290-299.
- Fraschetti, S., Terlizzi, A., D'Ambrosio, P., Maioano, P., Tursi, A., Mastrototaro, F., Costantino, G. & Boero, F. 2009. Marine sites of community importance (SCIs): State of knowledge and implication in monitoring strategies, management and conservation. *Biologia Marina Mediterranea* **16**, 84-87.
- Fredj, G. 1964. Contribution à l'étude bionomique de la Méditerranée Occidentale (côte du Var et des Alpes-Maritimes, côte occidentale de Corse). Fasc. 2. La région de Saint Tropez; du Cap Taillat au Cap de Saint Tropez (région A1). *Bulletin Institut Océanographique Monaco* **63**(1311), 1-55.
- Fretta-Valic, M., Kipson, S., Linares, C., Cebrian, E., Antunes, A. & Ledoux, J.B. 2014. Population genetics of *Paramuricea clavata* (Risso, 1826) in the eastern Adriatic Sea: Implications for its conservation and management. In *Proceedings of the Second Mediterranean Symposium of coralligenous and other calcareous bioconcretions (Portoroz, Slovenia, 29-30 October 2014)*, C. Bouafif, H. Langar, A. Ouerghi (eds.). Tunis: RAC/SPA publ., 72-77.
- Frölicher, T.L., Fischer, E.M. & Gruber, N. 2018. Marine heatwaves under global warming. *Nature* **560**, 360-364.
- Frölicher, T.L. & Laufkötter, C. 2018. Emerging risks from marine heat waves. *Nature Communications* **9**, 650.
- Furnari, G., Cormaci, M. & Alongi, G. 1996. *Lithophyllum frondosum* (Dufour) comb. nov. (Corallinaceae, Rhodophyta): the species to which Mediterranean "*Pseudolithophyllum expansum*" should be referred. *European Journal of Phycology* **31**, 117-122.
- Furnari, G., Scamacca, B., Cormaci, M. & Battiato, A. 1977. Zonazione della vegetazione sommersa dell'isola Lachea (Catania). *Atti Congresso Società Italiana Biologia Marina*, 245-257.
- Gabriele, M., Bellot, A., Gallotti, D. & Brunetti, R. 2003. Sublittoral hard substrate communities of the Northern Adriatic Sea. *Cahiers de Biologie Marine* **40**, 65-76.
- Gambi, M.C., Cigliano, M. & Iacono, B. 2006. Segnalazione di un evento di mortalità di gorgonacei lungo le coste delle isole di Ischia e Procida (Golfo di Napoli, Mar Tirreno). *Biologia Marina Mediterranea* **13**, 583-587.
- Gamulin-Brida, H. 1965. Contribution aux recherches bionomiques sur les fonds coralligènes au large de l'Adriatique moyenne. *Rapports et Procès-Verbaux des Réunions CIESMM* **18**(2), 69-74.
- Gamulin-Brida, H. 1967. The benthic fauna of the Adriatic Sea. *Oceanography and Marine Biology: an Annual Review* **5**, 535-568.
- García-Raso, J.E. 1988. Consideraciones generales sobre la taxocenosis de crustáceos decápodos de fondos de concrecionamiento calcáreo superficial del alga *Mesophyllum lichenoides* (Ellis & Sol.) Lemoine (Corallinaceae) del mar de Alborán. *Investigación Pesquera* **52**, 245-264.
- García-Raso, J.E. 1989. Resultados de la segunda campaña del I.E.O. para la exploración de los fondos de coral rojo en el mar de Alborán. Crustáceos decápodos. *Boletín Instituto Español de Oceanografía* **5**, 27-36.
- García-Raso, J.E. & Fernández-Muñoz, R. 1987. Estudio de una comunidad de crustáceos decápodos de fondos «coralígenos» del alga calcárea *Mesophyllum lichenoides* del sur de España. *Investigación Pesquera* **51** (supl. 1), 301-322.
- García-Raso, J.E., López de la Rosa, I. & Rosales, J.M. 1996. Decapod crustacean communities from calcareous seaweed and *Posidonia oceanica* (rhizome stratum) in shallow waters. *Ophelia* **45**, 143-158.
- García-Rodríguez, M. & Massó, C. 1986. Estudio biométrico de poblaciones de coral rojo del litoral de Gerona. *Boletín Instituto Español de Oceanografía* **3**, 65-74.
- García-Rubies, A. 1993. Distribució batimètrica dels peixos litorals sobre substrat rocòs a l'illa de Cabrera. In *Història Natural de l'arxipèlag de Cabrera*, J. A. Alcover, E. Ballesteros & J. J. Fornós (eds.). Mon. Soc. Hist. Nat. Balears 2. Palma de Mallorca: CSIC-Ed. Moll, 645-661.
- García-Rubies, A. 1997. *Estudi ecològic de les poblacions de peixos litorals sobre substrat rocòs a la Mediterrània occidental: efectes de la fondària, el substrat, l'estacionalitat i la protecció*. Tesi Doctoral. Universitat de Barcelona. 261 pp.
- García-Rubies, A. 1999. Effects of fishing on community structure on selected populations of Mediterranean coastal reef fish. *Naturalista Siciliano* **23**, 59-81.
- García-Rubies, A. & Zabala, M. 1990. Effects of total fishing prohibition on the rocky fish assemblages of Medes islands marine reserve. *Scientia Marina* **54**, 317-328.
- García-Rubies, A., Zabala, M. & Hereu, B. 2012a. Evaluation of the storm effects on highly targeted fish populations inside and outside the Medes islands Marine Reserve. In *Assessment of the ecological impact of the extreme storm of Sant Esteve's Day (26 December 2008) on the littoral ecosystems of the north Mediterranean Spanish coasts*, M.A.

- Mateo & A. Garcia-Rubies (eds.), Final Report (PIEC 200430E599). Centro de Estudios Avanzados de Blanes, Consejo Superior de Investigaciones Científicas, Blanes, 183-200.
- Garcia-Rubies, A., Zabala, M. & Hereu, B. 2012b. Impact of 2008 Sant Esteve's storm on littoral rocky reef fish assemblages in Medes islands Marine Protected Area and the coast of Montgrí (NW Mediterranean). In *Assessment of the ecological impact of the extreme storm of Sant Esteve's Day (26 December 2008) on the littoral ecosystems of the north Mediterranean Spanish coasts*, M.A. Mateo & A. Garcia-Rubies (eds.), Final Report (PIEC 200430E599). Centro de Estudios Avanzados de Blanes, Consejo Superior de Investigaciones Científicas, Blanes, 201-234.
- García, S., Blanco, J., Álvarez, H., Aguilar, R. & Pastor, X. 2014. The need of a cartography for coralligenous and rhodoliths beds along the Mediterranean Sea: The Balearic Islands case. In *Proceedings of the Second Mediterranean Symposium of coralligenous and other calcareous bioconcretions (Portoroz, Slovenia, 29-30 October 2014)*, C. Bouafif, H. Langar, A. Ouerghi (eds.). Tunis: RAC/SPA publ., 215-216.
- García-Gómez, J.C., Sempere-Valverde, J., Ostalé-Valriberas, E., Martínez, M., Olaya-Ponzzone, L., González, A.R., Espinosa, F., Sánchez-Moyano, E., Megina, C. & Parada, J.A. 2018. *Rugulopteryx okamurae* (E.Y. Dawson) I.K. Hwang, W.J. Lee & H.S. Kim (Dictyotales, Ochrophyta), alga exótica 'explosiva' en el Estrecho de Gibraltar. Observaciones preliminares de su distribución e impacto. *Almoraima. Revista de Estudios Campogibraltares* **49**, 103-119.
- Garrabou, J. 1997. *Structure and dynamics of north-western Mediterranean rocky benthic communities along a depth gradient: a Geographical Information System (GIS) approach*. Ph. D. Thesis. University of Barcelona. 214 pp.
- Garrabou, J. 1999. Life history traits of *Alcyonium acaule* and *Parazoanthus axinellae* (Cnidaria, Anthozoa), with emphasis on growth. *Marine Ecology Progress Series* **178**, 193-204.
- Garrabou, J., Aurelle, D., Bally, M., Linares, C., Ledoux, J.B., Bianchimani, O., Mokhtar-Jamaï, K., Cebrian, E., La Rivière, M., Harmelin, J.G., Fourt, M., Marschal, C., Zuberer, F., Romano, J.C., Bensoussan, N., Drap, P., Coma, R., Serrano, E., Teixidó, N., Torrents, O., Merle, P.L., Forcioli, D., Furla, P., Zamoun, T., Allemand, D., Tambutté, S., Tambutté, E., Ferrier-Pagès, C. & Zabala, M. 2009b. MedChange project. Evolution and conservation of marine biodiversity facing global change: The case of Mediterranean communities dominated by long-lived species. In *Proceedings of the First Mediterranean Symposium on the conservation of the coralligenous and other calcareous bioconcretions (Tabarka, 15-16 January 2009)*, C. Pergent-Martini, M. Brichet (eds.). Tunis: RAC/SPA publ., 202-204.
- Garrabou, J. & Ballesteros, E. 2000. Growth of *Mesophyllum alternans* and *Lithophyllum frondosum* (Corallinaceae, Rhodophyta) in the Northwestern Mediterranean. *European Journal of Phycology* **35**, 1-10.
- Garrabou, J., Ballesteros, E. & Zabala, M. 2002. Structure and dynamics of North-western Mediterranean benthic communities along a depth gradient. *Estuarine Coastal and Shelf Science* **55**, 493-508.
- Garrabou, J., Coma, R., Bensoussan, N., Bally, M., Chevaldonné, P., Cigliano, Diaz, D., Harmelin, J.G., Gambi, M.C., Kersting, D., Ledoux, J.B., Lejeune, C., Linares, C., Marschal, C., Perez, T., Ribes, M., Romano, J.C., Serrano, E., Teixidó, N., Torrents, O., Zabala, M., Zuberer, F. & Cerrano, C. 2009a. Mass mortality in Northwestern Mediterranean rocky benthic communities; Effects of the 2003 heat wave. *Global Change Biology* **15**, 1090-1103.
- Garrabou, J. & Harmelin, J.G. 2002. A 20-year study on life history traits of a harvested long-lived temperate coral in the NW Mediterranean: Insights into conservation and management needs. *Journal of Animal Ecology* **71**, 966-978.
- Garrabou, J. & Kipson, S. 2014. *Testing of monitoring protocol for coralligenous community: 2013 field report*. RAC/SPA-MedMPANet Project, Tunis, 101 pp.
- Garrabou, J., Kipson, S., Kaleb, S., Kruzic, P., Jaklin, P., Zuljevic, A., Rajkovic, Z., Rodic, P., Jelic, K. & Zupan, D. 2014. *Monitoring protocol for reefs - Coralligenous community*. RAC/SPA-UNEP/MAP, MedMPANet Project, Tunis. 35 pp.
- Garrabou, J., Perez, T., Sartoretto, S. & Harmelin, J.G. 2001. Mass mortality event in red coral (*Corallium rubrum*, Cnidaria, Anthozoa, Octocorallia) population in the Provence region (France, NW Mediterranean). *Marine Ecology Progress Series* **217**, 263-272.
- 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**, 302-312.
- Garrabou, J., Sala, E., Linares, C., Ledoux, J.B., Montero-Serra, I., Dominici, J.M., Kipson, S., Teixidó, N., Cebrian, E., Kersting, D. & Harmelin, J.G. 2017. Re-shifting the ecological baseline for the overexploited Mediterranean red coral. *Scientific Reports* **7**, 42404.
- Garrabou, J. & Zabala, M. 2001. Growth dynamics in four Mediterranean demosponges. *Estuarine Coastal and Shelf Science* **52**, 293-303.
- Gatti, G., Bianchi, C.N., Montefalcone, M., Venturini, S., Diviacco, G. & Morri, C. 2017. Observational information on a temperate reef community helps understanding the marine climate and ecosystem shift of the 1980-90s. *Marine Pollution Bulletin* **114**, 528-538.

- Gatti, G., Bianchi, C.N., Morri, C., Montefalcone, M., Sartoretto, S. 2015. Coralligenous reefs state along anthropized coasts: Application and validation of the COARSE index, based on a rapid visual assessment (RVA) approach. *Ecological Indicators* **52**, 567-576.
- Gatti, G., Bianchi, C.N., Parravacini, V., Rovere, A., Peirano, A., Montefalcone, M., Massa, F. & Morri, C. 2015. Ecological change, sliding baselines and the importance of historical data: Lessons from combining observations and quantitative data on a temperate reef over 70 years. *PLoS ONE* **10(3)**, e0123268.
- Gatti, G., Montefalcone, M., Rovere, A., Parravacini, V., Morri, C., Albertelli, G. & Bianchi, C.N. 2012. Seafloor integrity down the harbor waterfront: the coralligenous shoal off Vado Ligure (NW Mediterranean). *Advances in Oceanography and Limnology* **3**, 51-67.
- Gatti, G. & Sartoretto, S. 2013. Evaluating quality of coralligenous assemblages: Preliminary results of the rapid visual assessment method. *Rapports Commission Internationale pour la Mer Méditerranée* **40**, 874.
- Gattuso, J.P., Mach, K.J. & Morgan, G.M. 2013. Ocean acidification and its impacts: an expert survey. *Climate Change* **117**, 725-738.
- Gattuso, J.P., Magnan, A., Billé, R., Cheung, W.W.L., Howes, E.L., Joos, F., Allemand, D., Bopp, L., Cooley, S.R., Eakin, C.M., Hoegh-Guldberg, O., Kelly, R.P., Pörtner, H.O., Rogers, A.D., Baxter, J.M., Laffoley, D., Osborn, D., Rankovic, A., Rochette, J., Sumaila, U.R., Treyer, S. & Turley, C. 2015. Contrasting futures for ocean and society from different anthropogenic CO₂ emissions scenarios. *Science* **349(6243)**, aac4722.
- Gautier, Y. V. 1962. Recherches écologiques sur les Bryozoaires Cheilostomes en Méditerranée Occidentale. *Recueil Travaux Station Marine Endoume* **24-38**, 1-434.
- Georgiadis, M., Papatheodorou, G., Tzanatos, E., Geraga, M., Ramfos, A., Kouttsikopoulos, C. & Ferentinos, G. 2009. Coralligène formations in the eastern Mediterranean Sea: Morphology, distribution, mapping and relation to fisheries in the southern Aegean Sea (Greece) based on high resolution acoustics. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **368**, 44-58.
- Gerovasileiou, V., Dailianis, T., Panteri, E., Michalakis, N., Gatti, G., Sini, M., Dimitriadis, C., Issaris, Y., Salomidi, M., Filiopoulou, I., Dogan, A., Thierry de Ville d'Arvey, L., Davis, R., Çınar, M.E., Koutsoubas, D., Féral, J.P. & Arvanitidis, C. 2016. CIGESMED for divers: Establishing a citizen science initiative for the mapping and monitoring of coralligenous assemblages in the Mediterranean Sea. *Biodiversity Data Journal* **4**, e8692.
- Gerovasileiou, V., Sini, M., Poursanidis, D. & Koutsoubas, D. 2009. Contribution to the knowledge of coralligenous communities in the NE Aegean Sea. In *Proceedings of the First Mediterranean Symposium on the conservation of the coralligenous and other calcareous bioconcretions (Tabarka, 15-16 January 2009)*, C. Pergent-Martini, M. Bricchet (eds.). Tunis: RAC/SPA publ., 205-207.
- Giaccone, G. 1965. Le fitocenosi marine nel settore rosso di Capo Zafferano (Palermo). *Lavori Istituto Botanico di Palermo* **22**, 1-69.
- Giaccone, G. 1967. Popolamenti a *Laminaria rodriguezii* Bornet sul banco Apollo dell'isola di Ustica (Mar Tirreno). *Nova Thalassia* **3**, 1-10.
- Giaccone, G. 2007. Il coralligeno come paesaggio marino sommerso: distribuzione sulle coste italiane. *Biologia Marina Mediterranea* **14**, 126-143.
- Giaccone, G. 2009. The status of knowledge of the coralligenous and other calcareous bioconcretions. *Proceedings of the First Mediterranean Symposium on the conservation of the coralligenous and other calcareous bioconcretions (Tabarka, 15-16 January 2009)*, C. Pergent-Martini, M. Bricchet (eds.). Tunis: RAC/SPA publ., 21-22.
- Giaccone, G., Alongi, G., Pizzuto, F. & Cossu, A. 1994. La vegetazione marina bentonica sciafila del Mediterraneo: III. Infralitorale e circalitorale. Proposte di aggiornamento. *Bollettino dell'Accademia Gioenia Scienze Naturali* **27**, 201-227.
- Giaccone, G. & De Leo, A. 1966. Flora e vegetazione algale del Golfo di Palermo. *Lavori Istituto Botanico di Palermo* **22**, 251-317.
- Giacopello, G., Foti, M., Bottari, T., Fisichella, V. & Barbera, G. 2013. Detection of viral encephalopathy and retinopathy virus (VERV) in wild marine fish species of the South Tyrrhenian Sea (Central Mediterranean). *Journal of Fish Diseases* **36**, 819-821.
- Giakoumi, S., Sini, M., Gerovasileiou, V., Mazar, T., Beher, J., Possingham, H.P., Abdulla, A., Çınar, M.E., Dendrinis, P., Gucu, A.C., Karamanlidis, A., Rodic, P., Panayotidis, P., Taskin, E., Jaklin, A., Voultziadou, E., Webster, C., Zenetos, A. & Katsanevakis, S. 2013. Ecoregion-based conservation planning in the Mediterranean: Dealing with large-scale heterogeneity. *PLoS ONE* **8(10)**, e76449.
- Giannini, F., Gili, J.M. & Santangelo, G. 2003. Relationship between the spatial distribution of red coral *Corallium rubrum* and coexisting suspension feeders at Medas Islands Marine Protected Area (Spain). *Italian Journal of Zoology* **70**, 233-239.

- Gili, J.M. 1986. *Estudio sistemático y faunístico de los cnidarios de la costa catalana*. Tesis Doctoral. Universidad Autónoma de Barcelona. 565 pp.
- Gili, J.M. & Ballesteros, E. 1991. Structure of cnidarian populations in Mediterranean sublittoral benthic communities as a result of adaptation to different environmental conditions. *Oecologia Aquatica* **10**, 243-254.
- Gili, J.M., Garcia, A. & Colomer, P. 1984. Els cnidaris bentònics de les illes Medes. In *Els sistemes naturals de les Illes Medes*, J. Ros, I. Olivella & J. M. Gili (eds.). *Arxius Secció Ciències* **73**, 407-427.
- Gili, J.M., Murillo, J. & Ros, J. 1989. The distribution pattern of benthic cnidarians in the western Mediterranean. *Scientia Marina* **53**, 19-35.
- Gili, J.M. & Ros, J. 1984. L'estatge circalitoral de les illes Medes: el coral.ligen. In *Els sistemes naturals de les Illes Medes*, J. Ros, I. Olivella & J. M. Gili (eds.). *Arxius Secció Ciències* **73**, 677-705.
- Gili, J.M. & Ros, J. 1985. Study and cartography of the benthic communities of Medes islands (NE Spain). *P.S.Z.N.I: Marine Ecology* **6**, 219-238.
- Giuliani, S., Virno Lamberti, C., Sonni, C. & Pellegrini, D. 2005. Mucilage impact on gorgonians in the Tyrrhenian Sea. *Science of the Total Environment* **353**, 340-349.
- Giusti, M., Salvati, E., Angiolillo, M., Tunesi, L. & Canese, S. 2014. Predicting the suitable habitat of the red coral *Corallium rubrum* (Linnaeus, 1758) in relation to bathymetric variables. In *Proceedings of the Second Mediterranean Symposium of coralligenous and other calcareous bioconcretions (Portoroz, Slovenia, 29-30 October 2014)*, C. Bouafif, H. Langar, A. Ouerghi (eds.). Tunis: RAC/SPA publ., 217-218.
- Goffredo, S., Di Ceglie, S. & Zaccanti, F. 2009. Genetic differentiation of the temperate subtropical stony coral *Leptopsammia pruvoti* in the Mediterranean Sea. *Israel Journal of Ecology and Evolution* **55**, 99-115.
- Goffredo, S., Pensa, F., Neri, P., Orlandi, A., Gagliardi, M.S., Velardi, A., Piccinetti, C. & Zaccanti, F. 2010. Unite research with what citizens do for fun: "Recreational monitoring" of marine biodiversity. *Ecological Applications* **20**, 2170-2187.
- Goñi, R., Quetglas, A. & Reñones, O. 2006. Spillover of spiny lobsters *Palinurus elephas* from a marine reserve to an adjoining fishery. *Marine Ecology Progress Series* **308**, 207-219.
- Gori, A., Bavestrello, G., Grinyó, J., Dominguez-Carrió, C., Ambroso, S. & Bo, M. 2017. Animal forests in deep coastal bottoms and continental shelf of the Mediterranean Sea. In *Marine Animal Forests: the ecology of benthic biodiversity hotspots*, S. Rossi, L. Bramanti, A. Gori, C. Orejas (eds.). Springer, Cham, 1-27.
- Gori, A., Linares, C., Rossi, S., Coma, R. & Gili, J.M. 2007. Spatial variability in reproductive cycle of the gorgonians *Paramuricea clavata* and *Eunicella singularis* (Anthozoa, Octocorallia) in the Western Mediterranean Sea. *Marine Biology* **151**, 1571-1584.
- Gori, A., Linares, C., Viladrich, N., Clavero, A., Orejas, C., Fiorillo, I., Ambroso, S., Gili, J.M. & Rossi, S. 2013. Effects of food availability on the sexual reproduction and biochemical composition of the Mediterranean gorgonian *Paramuricea clavata*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **444**, 38-45.
- Gori, A., Rossi, S., Berganzo, E., Pretus, J.L., Dale, M.R.T. & Gili, J.M. 2011. Spatial distribution patterns of the gorgonians *Eunicella singularis*, *Paramuricea clavata*, and *Leptogorgia sarmentosa* (Cape of Creus, Northwestern Mediterranean Sea). *Marine Biology* **158**, 143-158.
- Got, H. & Laubier, L. 1968. Prospection systmique au large des Albères: nature du substrat originel du coralligène. *Vie Milieu* **19**, 9-16.
- Grinyó, J., Gori, A., Ambroso, S., Purroy, A., Calatayud, C., Domínguez-Carrió, C., Coppari, M., Lo Iacono, C., López-González, P.J. & Gili, J.M. 2016. Diversity, distribution and population size structure of deep Mediterranean gorgonian assemblages (Menorca Channel, Western Mediterranean Sea). *Progress in Oceanography* **145**, 42-56.
- Grinyó, J., Gori, A., Greenacre, M., Requena, S., Canepa, A., Lo Iacono, C., Ambroso, S., Purroy, A. & Gili, J.M. 2018. Megabenthic assemblages in the continental shelf edge and upper slope of the Menorca Channel, Western Mediterranean Sea. *Progress in Oceanography* **162**, 40-51.
- Guarnieri, G., Mcowen, C., Papa, L., Papadopoulou, N., Bilan, M., Böstrom, C., Capdevila, P., Carugati, L., Cebrian, E., Dailianis, T., Danovaro, R., De Leo, F., Fiorentino, D., Gagnon, K., Gambi, C., Garrabou, J., Gerovasileiou, V., Hereu B., Kipson, S., Kotta, J., Ledoux, J.B., Linares, C., Martin, J., Medrano, A., Montero-Serra, I., Morato, T., Pusceddu, A., Sevastou, K., Smith, C. Verdura, J. & Frascchetti, S. 2019. Active restoration across marine coastal habitats: Focus on the Mediterranean Sea. In *Proceedings of the Third Mediterranean Symposium on the conservation of the coralligenous and other calcareous bioconcretions (Antalya, 15-16 January 2019)*. Tunis: RAC/SPA publ., 57-62.
- Guidetti, P., Bussotti, S., Panzalis, P. & Navone, A. 2007. Fish fauna associated with the coralligenous formations of the "Papa Rocky Banks" (Tavolara – Punta Coda Cavallo Marine Protected Area, NR Sardinia, Italy). *Biologia Marina Mediterranea* **14**, 160-161.

- Guidetti, P., Terlizzi, A., Frascchetti, S. & Boero, F. 2002. Spatio-temporal variability in fish assemblages associated with coralligenous formations in south eastern Apulia (SE Italy). *Italian Journal of Zoology* **69**, 325-331.
- Haddad-Boubaker, S., Boughdir, W., Sghaier, S., Ben Soissi, J., Megdich, A., Dhaouadi, R., Amara, A., Panzarin, V. & Fakhfakh, E. 2014. Outbreak of viral nervous necrosis in endangered fish species *Epinephelus costae* and *E. marginatus* in northern Tunisian coasts. *Fish Pathology* **49**, 53-56.
- Haguenauer, A., Zuberer, F., Ledoux, J.B. & Aurelle, D. 2013. Adaptive abilities of the Mediterranean red coral *Corallium rubrum* in a heterogenous and changing environment: From population to functional genetics. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **449**, 349-357.
- Hamel, G. & Lemoine, P. 1953. Corallinacées de France et d'Afrique du Nord. *Archives du Muséum National d'Histoire Naturelle, Paris*, 7 série **1**, 15-136.
- Harmelin, J.G. 1990. Ichthyofaune des fonds rocheux de Méditerranée: structure du peuplement du coralligène de l'île de Port-Cros (Parc National). *Mesogée* **50**, 23-30.
- Harmelin, J.G. 1991. Statut du corb (*Sciaena umbra*) en Méditerranée. In *Les espèces marines à protéger en Méditerranée*, C. F. Boudouresque, M. Avon, V. Gravez (eds.). Marseille: GIS Posidonie, 219-227.
- Harmelin, J.G. 1993. Invitation sous l'écume. *Cahiers Parc National Port-Cros* **10**, 1-83.
- Harmelin, J.G. 2009. Le coralligène, un patrimoine exceptionnel: comment l'évaluer et le surveiller. In *Proceedings of the First Mediterranean Symposium on the conservation of the coralligenous and other calcareous bioconcretions (Tabarka, 15-16 January 2009)*, C. Pergent-Martini, M. Brichet (eds.). Tunis: RAC/SPA publ., 23-24.
- Harmelin, J.G. 2017a. Bryozoan facies in the coralligenous community: two assemblages with contrasting features at Port-Cros Archipelago (Port-Cros National Park, France, Mediterranean). *Scientific Reports Port-Cros National Park* **31**, 105-123.
- Harmelin, J.G. 2017b. *Pentapora fascialis*, a bryozoan under stress: Condition on coastal hard bottoms at Port-Cros Island (Port-Cros National Park, France, Mediterranean) and other sites. *Scientific Reports Port-Cros National Park* **31**, 125-133.
- Harmelin, J.G., Bouchon, C., Duval, C. & Hong, J. S. 1980. Les échinodermes des substrats durs de l'île de Port-Cros, parc national. Eléments pour un inventaire qualitatif. *Travaux Scientifiques Parc National Port-Cros* **6**, 25-38.
- Harmelin, J.G. & Marinopoulos, J. 1994. Population structure and partial mortality of the gorgonian *Paramuricea clavata* (Risso) in the North-Western Mediterranean (France, Port-Cros Island). *Marine Life* **4**, 5-13.
- Harmelin, J.G. & Robert, P. 2001. Evolution récente de la population du mérour brun (*Epinephelus marginatus*) dans le Parc national de Port-Cros (France, Méditerranée). *Scientific Reports Port-Cros National Park* **18**, 149-161.
- Hereu, B. & Kersting, D. 2016. Diseases of coralline algae in the Mediterranean Sea. *Coral Reefs* **35**, 713.
- Hereu, B., Matamalas, N., Aspillaga, E., Capdevila, P. & Rovira, G. 2019. Bleaching of crustose coralline algae in the Mediterranean Sea. In *Proceedings of the Third Mediterranean Symposium on the conservation of the coralligenous and other calcareous bioconcretions (Antalya, 15-16 January 2019)*. Tunis: RAC/SPA publ., 63-68.
- Höbaus, H., Fenaux, L. & Hignette, M. 1981. Premières observations sur les lésions provoquées par une maladie affectant le test des oursins en Méditerranée Occidentale. *Rapports et Procès verbaux Réunion Commission Internationale Exploration Scientifique de la Mer Méditerranée* **27**, 221-222.
- Holon, F., Boissery, P. & Deter, J. 2014. Environmental factors explaining taxonomical heterogeneity of coralligenous outcrops across France (Northwestern Mediterranean). In *Proceedings of the Second Mediterranean Symposium of coralligenous and other calcareous bioconcretions (Portoroz, Slovenia, 29-30 October 2014)*, C. Bouafif, H. Langar, A. Ouerghi (eds.). Tunis: RAC/SPA publ., 84-88.
- Holon, F., Mouquet, N., Boissery, P., Bouchouca, M., Delaruelle, G., Tribot, A.S. & Deter, J. 2015. Fine-scale cartography of human impacts along French Mediterranean coasts: A relevant map for the management of marine ecosystems. *PLoS ONE* **10(8)**, e0135473.
- Holon, F., Mouquet, N., Doxa, A., Boissery, P. & Deter, J. 2013. Species richness and anthropogenic pressures in French coralligenous assemblages. *Rapport Commission Internationale Mer Méditerranée* **40**, 479.
- Hong, J.S. 1980. Étude faunistique d'un fond de concrétionnement de type coralligène soumis à un gradient de pollution en Méditerranée nord-occidentale (Golfe de Fos). Thèse de Doctorat. Université d'Aix-Marseille II. 134 pp.
- Hong, J.S. 1982. Contribution à l'étude des peuplements d'un fond coralligène dans la région marseillaise en Méditerranée Nord-Occidentale. *Bulletin of KORDI* **4**, 27-51.
- Hong, J.S. 1983. Impact of the pollution on the benthic community. Environmental impact of the pollution on the benthic coralligenous community in the Gulf of Fos, northwestern Mediterranean. *Bulletin Korean Fisheries Society* **16**, 273-290.

- Hrs-Brenko, M., Zavodnik, D. & Zahtila, E. 1991. The date shell *Lithophaga lithophaga* Linnaeus, and its habitat calls for protection in the Adriatic sea. In *Les espèces marines à protéger en Méditerranée*, C. F. Boudouresque, M. Avon, V. Gravez (eds.). Marseille: GIS Posidonie, 151-158.
- Huelin, M.F. & Ros, J. 1984. Els mol·luscs marins de les illes Medes. In *Els sistemes naturals de les Illes Medes*, J. Ros, I. Olivella & J. M. Gili (eds.). *Arxius Secció Ciències* **73**, 457-504.
- Huete-Stauffer, C., Vielmini, I., Palma, M., Navone, A., Panzalis, P., Vezzulli, L., Misic, C. & Cerrano, C. 2013. *Paramuricea clavata* (Anthozoa, Octocorallia) loss in the Marine Protected Area of Tavolara (Sardinia, Italy) due to a mass mortality event. *Marine Ecology* **32**, 107-116.
- Ingrosso, G., Abbiati, M., Badalamenti, F., Bavestrello, G., Belmonte, G., Canas, R., Benedetti-Cecchi, L., Bertolini, M., Bevilacqua, S., Bianchi, C.N., Bo, M., Boscarì, E., Cardone, F., Cattaneo-Vietti, R., Cau, A., Cerrano, C., Chemello, R., Chimienti, G., Congiu, L., Corriero, G., Costantini, F., De Leo, F., Donnarumma, L., Falace, A., Frascchetti, S., Giangrande, A., Gravina, M.F., Guarneri, G., Mastrototaro, F., Milazzo, M., Morri, C., Musco, L., Pezzolesi, L., Piraino, S., Prada, F., Ponti, M., Rindi, F., Russo, G.F., Sandulli, R., Villamor, A., Zane, L. & Boero, F. 2018. Mediterranean bioconstructions along the Italian Coast. *Advances in Marine Biology* **79**, 61-136.
- Ingrosso, G., De Leo, F., Frascchetti, S. & Boero, F. 2019. Mediterranean bioconstructions: The case of Italy. In *Proceedings of the Third Mediterranean Symposium on the conservation of the coralligenous and other calcareous bioconcretions (Antalya, 15-16 January 2019)*. Tunis: RAC/SPA publ., 15-20.
- IPCC, 2013. Summary of the policymakers. In *Climate change 2013: The physical science basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, T. Stocker et al. (eds.), Cambridge University, Cambridge.
- James, N.P., Wray, J.L. & Ginsburg, R.N. 1988. Calcification of encrusting aragonitic algae (Peyssonneliaceae): Implications for the origin of late Paleozoic reefs and cements. *Journal of Sedimentary Petrology* **58**, 291-303.
- Jaziri, S., Costantini, F., Rugiu, L., Abbiati, M. & Jarboui, O. 2017. Does historical harvesting affect colony size distribution and genetic diversity in *Corallium rubrum* (Linnaeus, 1758)? Evidences from the southern Mediterranean commercial banks. *Hydrobiologia* **784**, 211-224.
- Jimeno, A. & Turon, X. 1995. Gammaridea and Caprellidae of the northeast coast of Spain: ecological distribution on different types of substrata. *Polskie Archiwum Hydrobiologii* **42**, 495-516.
- Joher, S., Ballesteros, E., Cebrian, E., Sánchez, N. & Rodríguez-Prieto, C. 2012. Deep-water macroalgal-dominated coastal detritic habitats on the continental shelf off Mallorca and Menorca (Balearic Islands, Western Mediterranean). *Botanica Marina* **55**, 485-497.
- Joher, S., Ballesteros, E. & Rodríguez-Prieto, C. 2015. Contribution to the study of deep coastal detritic bottoms: the algal communities of the continental shelf off the Balearic Islands, Western Mediterranean. *Mediterranean Marine Science* **16**, 573-590.
- Kara, H.M., Chaoui, L., Derbal, F., Zaisi, R., Boissésou, C., Baud, M. & Bigarré, L. 2014. Betanodavirus associated mortalities of adult wild groupers *Epinephelus marginatus* (Lowe) and *Epinephelus costae* (Steindachner) in Algeria. *Journal of Fish Diseases* **37**, 273-278.
- Kersting, D. & Linares, C. 2006. Mortandad de *Paramuricea clavata* asociada a un evento de macroagregados μmucilaginosos ("Ilepó") durante el verano de 2004 en las Islas Columbretes. XIV Simposio de Estudios de Biología Marina, Barcelona.
- Kipson, S. 2014. *Testing of monitoring protocol for coralligenous community: 2014 field report*. RAC/SPA-MedMPAnet Project, Tunis, 91 pp.
- Kipson, S., Cerrano, C., Linares, C., Bakran-Petricioli, T., Ferretti, E., Gómez-Gras, D., Ledoux, J.B., López-Sant, A., Montero-Serra, I., Pagès, M., Sarà, A., Torsani, F. & Garrabou, J. 2019. Can facilitation processes enhance the effectiveness of restoration actions in the coralligenous habitat? In *Proceedings of the Third Mediterranean Symposium on the conservation of the coralligenous and other calcareous bioconcretions (Antalya, 15-16 January 2019)*. Tunis: RAC/SPA publ., 69-74.
- Kipson, S., Fourn, M., Teixidó, N., Cebrian, E., Casas, E., Ballesteros, E., Zabala, M. & Garrabou, J. 2011. Rapid biodiversity assessment and monitoring method for highly diverse benthic communities: a case study of Mediterranean coralligenous outcrops. *PLoS ONE* **6**(11), e27103.
- Kipson, S., Kaleb, S., Kruzic, P., Rajkovic, Z., Zuljevic, A., Jaklin, A., Sartoretto, S., Rodic, P., Jelic, K., Krstinic, P., Zupan, D. & Garrabou, J. 2014. Croatian coralligenous monitoring protocol: the basic methodological approach. In *Proceedings of the Second Mediterranean Symposium of coralligenous and other calcareous bioconcretions (Portoroz, Slovenia, 29-30 October 2014)*, C. Bouafif, H. Langar, A. Ouerghi (eds.). Tunis: RAC/SPA publ., 95-99.

- Kipson, S., Linares, C., Cizmek, H., Cebrian, E., Ballesteros, E., Bakran-Petricioli, T. & Garrabou, J. 2015. Population structure and conservation status of the red gorgonian *Paramuricea clavata* (Risso, 1826) in the Eastern Adriatic Sea. *Marine Ecology* **36**, 982-993.
- Kipson, S., Linares, C., Teixidó, N., Bakran-Petricioli, T. & Garrabou, J. 2012. Effects of thermal stress on early developmental stages of a gorgonian coral. *Marine Ecology Progress Series* **470**, 69-78.
- Kipson, S., Novosel, M., Radic, I., Kruzic, P. & Pozar-Domac, A. 2009. The biodiversity of macrobenthos within the coralligenous community dominated by the red gorgonian *Paramuricea clavata* in the central part of the Eastern Adriatic Sea (Croatia): Preliminary results. In *Proceedings of the First Mediterranean Symposium on the conservation of the coralligenous and other calcareous bioconcretions (Tabarka, 15-16 January 2009)*, C. Pergent-Martini, M. Brichet (eds.). Tunis: RAC/SPA publ., 211-213.
- Kleeman, K.H. 1973. *Lithophaga lithophaga* (L.) (Bivalvia) in different limestone. *Malacologia* **14**, 345-347.
- Kohler, K.E. & Gill, S.M. 2006. Coral Point Count with Excel extensions (CPCe): A visual basic program for the determination of coral and substrate coverage using random point count methodology. *Computers & Geosciences* **32**, 1259-1269.
- Kroeker, K.J., Kordas, R.L., Crim, R., Hendriks, I.E., Ramajo, L., Singh, G.S., Duarte, C.M. & Gattuso, J.P. 2013. Impacts of ocean acidification on marine organisms: Quantifying sensitivities and interaction with warming. *Global Change Biology* **19**, 1884-1896.
- Kruzic, P. 2014. Bioconstructions in the Mediterranean: Present and future. In *The Mediterranean Sea: Its history and present challenges*, S. Goffredo, Z. Dubinsky, (eds.), Springer, 435-447.
- Kruzic, P. & Popijac, A. 2009. Populations structure of red coral (*Corallium rubrum* Linnaeus, 1758) in the area of the Dugi Otok Island (Eastern Adriatic Sea). In *Proceedings of the First Mediterranean Symposium on the conservation of the coralligenous and other calcareous bioconcretions (Tabarka, 15-16 January 2009)*, C. Pergent-Martini, M. Brichet (eds.). Tunis: RAC/SPA publ., 217-219.
- Kruzic, P. & Rodic, P. 2014. Impact of climate changes on coralligenous community in the Adriatic Sea. In *Proceedings of the Second Mediterranean Symposium of coralligenous and other calcareous bioconcretions (Portoroz, Slovenia, 29-30 October 2014)*, C. Bouafif, H. Langar, A. Ouerghi (eds.). Tunis: RAC/SPA publ., 100-105.
- Kruzic, P., Rodic, P., Popijac, A. & Sertic, M. 2016. Impacts of temperature anomalies on mortality of benthic organisms in the Adriatic Sea. *Marine Ecology* **37**, 1190-1209.
- Kuffner, I.B., Andersson, A.J., Jokiel, P.L., Rodgers, K.S. & Mackenzie, F.T. 2008. Decreased abundance of crustose coralline algae due to ocean acidification. *Nature Geosciences* **1**, 114-117.
- La Rivière, M., Garrabou, J. & Bally, M. 2015. Evidence of host specificity among dominant bacterial symbionts in temperate gorgonian corals. *Coral Reefs* **34**, 1087-1098.
- Laborel, J. 1960. Contribution à l'étude directe des peuplements benthiques sciaphiles sur substrat rocheux en Méditerranée. *Recueil Travaux Station Marine Endoume* **33**(20), 117-174.
- Laborel, J. 1961. Le concretionnement algal «coralligène» et son importance géomorphologique en Méditerranée. *Recueil Travaux Station Marine d'Endoume* **23**, 37-60.
- Laborel, J. 1987. Marine biogenic constructions in the Mediterranean. *Scientific Reports of Port-Cros National Park* **13**, 97-126.
- Lacaze-Duthiers, H. 1864. *Histoire Naturelle du corail*. Paris: J.B. Baillière.
- Laubier, L. 1959a. Contribution à la faunistique du coralligène. I. Quelques particularités biologiques de *Polydora armata* Langerhans. *Vie Milieu* **9**, 412-415.
- Laubier, L. 1959b. Contribution à la faunistique du coralligène. III. Deux spionidiens inquilins sur des bryozoaires chilostomides. *Vie Milieu* **10**, 347-349.
- Laubier, L. 1960. Une nouvelle espèce de Syllidien: *Haplosyllis depressa* Augener ssp. nov. *chamaeleon*, ectoparasite sur l'Octocorallaire *Muricea chamaeleon* von Koch. *Vie Milieu* **11**, 75-87.
- Laubier, L. 1966. Le coralligène des Albères: monographie biocénétique. *Annales Institut Océanographique de Monaco* **43**, 139-316.
- Ledoux, J.B., Antunes, A., Haguénauer, A., Pratlong, M., Costantini, F., Abiatti, M. & Aurelle, D. 2016. Molecular forensics into the sea: How molecular markers can help to struggle against poaching and illegal trading in precious corals? In *The Cnidaria, past, present and future*, S. Goffredo & Z. Dubinsky (eds.), Springer, Cham, 729-745.

- Ledoux, J.B., Aurelle, D., Arizmendi-Mejía, R., Frleta-Valic, M., Linares, C., Mokhtar-Jamaï, K., Pralong, M., Antunes, A. & Garrabou, J. 2014a. Population genetics studies over contrasted spatial scales of two structural gorgonian species from the coralligenous: State of the art and conservation implications. In *Proceedings of the Second Mediterranean Symposium of coralligenous and other calcareous bioconcretions (Portoroz, Slovenia, 29-30 October 2014)*, C. Bouafif, H. Langar, A. Ouerghi (eds.). Tunis: RAC/SPA publ., 106-111.
- Ledoux, J.B., Aurelle, D., Bensoussan, N., Marschal, C., Feral, J.P. & Garrabou, J. 2014b. Potential for adaptive evolution at species range margins: Contrasting interactions between red coral populations and their environment in a changing ocean. *Ecology and Evolution* **5**, 1178-1192.
- Ledoux, J.B., Aurelle, D., Féral, J.P. & Garrabou, J. 2013. Molecular forensics in the precious Mediterranean red coral, *Corallium rubrum*: Testing DNA extraction and microsatellite genotyping using dried colonies. *Conservation Genetics Resources* **5**, 327-330.
- Ledoux, J.B., Garrabou, J., Bianchimani, O., Drap, P., Féral, J.P. & Aurelle, D. 2010a. Fine-scale genetics structure and inferences on population biology in the threatened Mediterranean red coral, *Corallium rubrum*. *Molecular Ecology* **19**, 4204-4216.
- Ledoux, J.B., Gómez Gras, D., Cruz, F., Alioto, T.S., Bakran-Petricioli, T., Boavida, J., del Campo, J., Cerrano, C., Ferretti, E., Gómez-Garrido, J., Gut, M., Kipson, S., Linares, C., López-Sendino, P., López-Sanz, A., Massana, R., Milanese, M., Montero-Serra, I., Paulo, D., Serrao, E. & Garrabou, J. 2019. Enhancing the effectiveness of restoration actions in coralligenous habitats: Insights from a thermotolerance experiment. In *Proceedings of the Third Mediterranean Symposium on the conservation of the coralligenous and other calcareous bioconcretions (Antalya, 15-16 January 2019)*. Tunis: RAC/SPA publ., 81-87.
- Ledoux, J.B., Mokhtar-Jamaï, K., Roby, C., Féral, J.P., Garrabou, J. & Aurelle, D. 2010b. Genetic survey of shallow populations of Mediterranean red coral (*Corallium rubrum* Linnaeus, 1758): New insights into evolutionary processes shaping nuclear diversity and implications for conservation. *Molecular Ecology* **19**, 675-690.
- Linares, C., Arizmendi-Mejía, R., Ballesteros, E., Cebrian, E., Coma, E., Diaz, D., Hereu, B., Kipson, S., Kersting, D.K., Ledoux, J.B., Teixidó, N., Thanapoulou, Z. & Garrabou, J. 2014. Response of coralligenous to global change: evidences from field and experimental studies in gorgonian forests. In *Proceedings of the Second Mediterranean Symposium of coralligenous and other calcareous bioconcretions (Portoroz, Slovenia, 29-30 October 2014)*, C. Bouafif, H. Langar, A. Ouerghi (eds.). Tunis: RAC/SPA publ., 112-117.
- Linares, C., Ballesteros, E., Verdura, J., Aspillaga, E., Capdevila, P., Coma, R., Diaz, D., Garrabou, J., Hereu, B., Ledoux, J.B., Tomas, F., Uriz, J.M. & Cebrian, E. 2018. Efectos del cambio climático sobre la gorgonia *Paramuricea clavata* y el coralígeno asociado en el Parque Nacional Marítimo-Terrestre del Archipiélago de Cabrera. In *Proyectos de investigación en Parques Nacionales: convocatoria 2012-2015*, P. Amengual (ed.) Madrid: Organismo Autónomo de Parques Nacionales, 45-67.
- 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., Cebrian, E. & Coma, R. 2012. Effects of turf algae on recruitment and juvenile survival of gorgonian corals. *Marine Ecology Progress Series* **452**, 81-88.
- Linares, C., Cebrian, E., Kipson, S. & Garrabou, J. 2013. Does thermal history influence the tolerance of temperate gorgonians to future warming? *Marine Environmental Research* **89**, 45-52.
- Linares, C., Coma, R. & Zabala, M. 2008. Effects of a mass mortality event on gorgonian reproduction. *Coral Reefs* **27**, 27-34.
- Linares, C., Coma, R. & Zabala, M. 2008. Restoration of threatened red gorgonian populations: An experimental and modelling approach. *Biological Conservation* **141**, 427-437.
- Linares, C., Coma, R., Diaz, D., Zabala, M., Hereu, B. & Dantart, L. 2005. Immediate and delayed impact of mass mortality event on a gorgonian population in the NW Mediterranean. *Marine Ecology Progress Series* **305**, 127-137.
- Linares, C., Coma, R., Garrabou, J., Bianchimani, O., Drap, P., Serrano, E. & Zabala, M. 2009. Contribution to the conservation of coralligenous communities through studies on population ecology of Mediterranean gorgonians. In *Proceedings of the First Mediterranean Symposium on the conservation of the coralligenous and other calcareous bioconcretions (Tabarka, 15-16 January 2009)*, C. Pergent-Martini, M. Bricchet (eds.). Tunis: RAC/SPA publ., 107-112.
- Linares, C., Coma, R., Garrabou, J., Diaz, D. & Zabala, M. 2007. Size distribution, density and disturbance in two Mediterranean gorgonians: *Paramuricea clavata* and *Eunicella singularis*. *Journal of Applied Ecology* **45**, 688-699.
- Linares, C., Coma, R., Mariani, S., Diaz, D., Hereu, B. & Zabala, M. 2008b. Early life history of the Mediterranean gorgonian *Paramuricea clavata*: Implications for population dynamics. *Invertebrate Biology* **27**, 1-11.

- 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., Doak, D.F., Coma, R., Diaz, D. & Zabala, M. 2007. Life history and viability of a long-lived marine invertebrate: The octocoral *Paramuricea clavata*. *Ecology* **88**, 918-928.
- Linares, C., Garrabou, J., Hereu, B., Diaz, D., Marschal, C., Sala, E. & Zabala, M. 2011. Assessing the effectiveness of marine reserves on unsustainably harvested long-lived sessile invertebrates. *Conservation Biology* **26**, 88-96.
- Linares, C., Montero-Serra, I., Aspillaga, E., Cabrito, A., Capdevila, P., Ledoux, J.B., López-Sanz, A., López-Sendino, P., Rovira, G. & Garrabou, J. 2019. Advances in the conservation of red coral populations: Long-term demographic data, management tools and restoration activities. In *Proceedings of the Third Mediterranean Symposium on the conservation of the coralligenous and other calcareous bioconcretions (Antalya, 15-16 January 2019)*. Tunis: RAC/SPA publ., 88-93.
- Linares, C., Vidal, M., Canals, M., Kersting, D.K., Amblas, D., Aspillaga, E., Cebrian, E., Delgado-Huertas, A., Diaz, D., Garrabou, J., Hereu, B., Navarro, L., Teixidó, N. & Ballesteros, E. 2015. Persistent natural acidification drives major distribution shifts in marine benthic ecosystems. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* **282**, 20150587.
- Linares, C., Zabala, M., Garrabou, J., Coma, R., Diaz, 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 of Port-Cros National Park* **24**, 161-184.
- Lipej, L., Orlando-Bonaca, M. & Mavric, B. 2016. *Biogenic formations in the Slovenian Sea*. Schwarz Print, Piran. 205 pp.
- Littler, M.M. 1976. Calcification and its role among the macroalgae. *Micronesica* **12**, 27-41.
- Llobet, I., Coma, R., Zabala, M., Gili, J.M. & Hughes, R.G. 1991b. The population dynamics of *Orthopyxis crenata* (Hartlaub, 1901) (Hydrozoa, Cnidaria), an epiphyte of *Halimeda tuna* in the northwestern Mediterranean. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **150**, 283-292.
- Llobet, I., Gili, J.M. & Hughes, R.G. 1991a. Horizontal, vertical and seasonal distributions of epiphytic hydrozoa on the alga *Halimeda tuna* in the northwestern Mediterranean Sea. *Marine Biology* **110**, 151-159.
- Lo Bianco, S. 1909. Notizie biologiche riguardanti specialmente il periodo di maturità sessuale degli animali del golfo di Napoli. *Pubblicazioni della Stazione Zoologica di Napoli* **19**, 513-692.
- Logan, A. 1979. The recent brachiopoda of the Mediterranean Sea. *Bulletin de l'Institut Océanographique Monaco* **72**(1434), 1-112.
- Lombardi, C., Cocito, S., Gambi, M.C., Cisterna, B., Flach, F., Taylor, P.D., Keltie, K., Freer, A. & Cusack, M. 2011a. Effects of ocean acidification on growth, organic tissue and protein profile of the Mediterranean bryozoan *Myriapora truncata*. *Aquatic Biology* **13**, 251-262.
- Lombardi, C., Gambi, M.C., Vasapollo, C., Taylor, P. & Cocito, 2011c. Skeletal alterations and polymorphism in a Mediterranean bryozoan at natural CO₂ vents. *Zoomorphology* **130**, 135-145.
- Lombardi, C., Rodolfo-Metalpa, R., Cocito, S., Gambi, M.C. & Taylor, P.D. 2011b. Structural and geochemical alterations in the Mg calcite bryozoan *Myriapora truncata* under elevated seawater pCO₂ simulating ocean acidification. *Marine Ecology* **32**, 211-221.
- Longo, C., Cardone, F., Pierri, C., Mercurio, M., Mucciolo, S., Nonnis Manzano, C. & Corriero, G. 2017. Sponges associated with coralligenous formations along the Apulian coasts. *Marine Biodiversity* **48**, 2151-2163.
- Luna Pérez, B., Valle, C. & Sánchez-Lizaso, J.L. 2009. Assessing the effect of divers on bryozoan species. In *Proceedings of the First Mediterranean Symposium on the conservation of the coralligenous and other calcareous bioconcretions (Tabarka, 15-16 January 2009)*, C. Pergent-Martini, M. Brichet (eds.). Tunis: RAC/SPA publ., 223-225.
- Lüning, K. 1981. Light. In *The biology of seaweeds*, C. S. Lobban & M. J. Wynne (eds.). London & Oxford: Blackwell Scientific, 326-355.
- Maes, P. & Jangoux, M. 1984. The bald sea urchin disease: a biopathological approach. *Helgoländer Meeresuntersuchungen* **37**, 217-224.
- Maes, P. & Jangoux, M. 1985. The bald sea urchin disease: a bacterial infection. In *Proceedings International Echinoderm Conference*, B.F. Keegan & B.D. O'Connor (eds.), Balkema, Rotterdam, 313-314.
- Maldonado, M. 1992. Demosponges of the red coral bottoms from the Alboran Sea. *Journal of Natural History* **26**, 1131-1161.

- Maltagliati, F., Di Giuseppe, G., Barbieri, M., Castelli, A. & Dini, F. 2010. Phylogeography and genetic structure of the edible sea urchin *Paracentotus lividus* (Echinodermata: Echinoidea) inferred from the mitochondrial cytochrome *b* gene. *Biological Journal of the Linnean Society* **100**, 910-923.
- Marchese, F., Bracchi, V.A., Savini, A., Basso, D. & Corselli, C. 2014. Geomorphometric analysis of coralligenous habitat along the Apulian continental shelf: An assessment of seafloor coverage and volume. In *Proceedings of the Second Mediterranean Symposium of coralligenous and other calcareous bioconcretions (Portoroz, Slovenia, 29-30 October 2014)*, C. Bouafif, H. Langar, A. Ouerghi (eds.). Tunis: RAC/SPA publ., 225-226.
- Mariani, S. & Uriz, M.J. 2001. Copepods of the genus *Asterocheres* (Copepoda: Siphonostomatoida) feeding on sponges: behavioral and ecological traits. *Invertebrate Biology* **120**, 269-277.
- Marino, G. & Azzurro, E. 2001. Nodavirus in dusky grouper *Epinephelus marginatus* (Lowe 1834) of the Natural Marine reserve of Ustica, South Tyrrhenian Sea. *Biologia Marina Mediterranea* **8**, 837-841.
- Marino, G., Di Martino, V. & Giaccone, G. 1998. La vegetazione marina nella Penisola Maddalena (Siracusa, Sicilia SE). *Bollettino dell'Accademia Gioenia Scienze Naturali* **31**, 235-287.
- Marion, A.F. 1883. Esquisse d'une topographie zoologique du Golfe de Marseille. *Annales Musée d'Histoire Naturelle Marseille* **1**, 1-108.
- Markantonatou, V., Marconi, M., Cappanera, V., Campodónico, P., Bavestrello, G., Cattaneo-Vietti, R., Papadopoulou, N., Smith, C. & Cerrano, C. 2014. Spatial allocation of fishing activity on coralligenous habitats in Portofino MPA (Liguria, Italy). In *Proceedings of the Second Mediterranean Symposium of coralligenous and other calcareous bioconcretions (Portoroz, Slovenia, 29-30 October 2014)*, C. Bouafif, H. Langar, A. Ouerghi (eds.). Tunis: RAC/SPA publ., 118-123.
- Marschal, C., Garrabou, J., Harmelin, J.G. & Pichon, M. 2005. A new method for measuring growth and age in the precious red coral *Corallium rubrum* (L.). *Coral Reefs* **23**, 423-432.
- Marshall, J.P. 1983. The fate of borings: relations between bioerosion, internal sediment infill and submarine cementation. In *Proceedings of the inaugural GBR conference*, J. T. Baker, R. M. Carter, P. W. Sammarco & K. P. Stark (eds.), 129-234. Australia.
- Martí, R. 2002. *Spatial and temporal variability of the natural toxicity in benthic communities of Mediterranean caves*. Ph. D. Thesis. University of Barcelona. 353 pp.
- Martin, C.S., Giannoulaki, M., De Leo, F., Scardi, M., Salomidi, M., Knitweiss, L., Pace, M.L., Garofalo, G., Gristina, M., Ballesteros, E., Bavestrello, G., Belluscio, E., Cebrian, Gerakaris, V., Pergent, G., Pergent-Martini, C., Schembri, P.J., Terribile, K., Rizzo, L., Ben Souissi, J., Bonacorsi, M., Guarnieri, G., Krzejl, M., Macic, V., Punzo, E., Valavanis, V. & Fraschetti, S. 2014. Coralligenous and maërl habitats: predictive modelling to identify their spatial distributions across the Mediterranean Sea. *Scientific Reports* **4**, 5073.
- Martin, D. 1987. La comunidad de anélidos poliquetos de las concreciones de algas calcáreas del litoral catalán. Caracterización de las especies. *Publicaciones Departamento de Zoología Universidad Barcelona* **13**, 45-54.
- Martin, D. 1996. A new species of *Polydora* (Polychaeta, Spionidae) associated with the excavating sponge *Cliona viridis* (Porifera, Hadromerida) in the north-western Mediterranean Sea. *Ophelia* **45**, 159-174.
- Martin, D. & Britayev, T.A. 1998. Symbiotic polychaetes: review of known species. *Oceanography and Marine Biology: an Annual Review* **36**, 217-340.
- Martin, D., Dantart, L. & Ballesteros, M. 1990. Moluscos de las concreciones de algas calcáreas del litoral catalán (NE España). *Lavori Società Italiana di Malacologia* **23**, 445-456.
- Martin, S., Charnoz, A. & Gattuso, J.P. 2013. Photosynthesis, respiration and calcification in the Mediterranean crustose coralline alga *Lithophyllum cabiochae* (Corallinales, Rhodophyta). *European Journal of Phycology* **48**, 163-172.
- Martin, S., Cogu, S., Vignot, C., Zimmerman, G. & Gattuso, J.P. 2013. One year experiment on the physiological response of the Mediterranean crustose coralline alga, *Lithophyllum cabiochae*, to elevated pCO₂ and temperature. *Ecology and Evolution* **3**, 676-693.
- Martin, S. & Gattuso, J.P. 2009. Response of Mediterranean coralline algae to ocean acidification and elevated temperature. *Global Change Biology* **15**, 2089-2100.
- Masmoudi, M.B., Chaoui, L., Topçu, N.E., Hammami, P., Kara, M.H. & Aurelle, D. 2016. Contrasted levels of genetic diversity in a benthic Mediterranean octocoral: Consequences of different demographic histories? *Ecology and Evolution* **6**, 8665-8678.
- Mateos-Molina, D., Palma, M., Ruiz-Valentín, I., Panagos, P., García-Charton, J.A. & Ponti, M. 2015. Assessing consequences of land cover changes on sediment deliveries to coastal waters at regional level over the last two decades in the Northwestern Mediterranean Sea. *Ocean and Coastal Management* **116**, 435-442.

- Mayol, J., Grau, A., Riera, F. & Oliver, J. 2000. Llista vermella dels peixos de les Balears. *Quaderns de Pesca* **4**, 1-126.
- Meinesz, A. 1999. *Killer algae. The true tale of a biological invasion*. Chicago & London: University of Chicago. 360 pp.
- Meinesz, A. & Hesse, B. 1991. Introduction et invasion de l'algue tropicale *Caulerpa taxifolia* en Méditerranée nord-occidentale. *Oceanologica Acta* **14**, 415-426.
- Meinesz, A. & Mercier, D. 1983. Sur les fortes mortalités de *Spondylus gaederopus* Linné observées sur les cotes de la Méditerranée. *Travaux Scientifiques du Parc National de Port-Cros* **9**, 89-95.
- Melli, V., Angiolillo, M., Ronchi, F., Canese, S., Giovanardi, O., Querin, S. & Fortibuoni, T. 2017. The first assessment of marine debris in a site of community importance in the north-western Adriatic Sea (Mediterranean Sea). *Marine Pollution Bulletin* **114**, 821-830.
- Mistri, M. & Ceccherelli, V.U. 1994. Growth and secondary production of the Mediterranean gorgonian *Paramuricea clavata*. *Marine Ecology Progress Series* **103**, 291-296.
- 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.
- Mokhtar-Jamaï, K., Coma, R., Wang, J., Zuberer, F., Féral, J.P. & Aurelle, D. 2013. Role of evolutionary and ecological factors in the reproductive success and the spatial genetic structure of the temperate gorgonian *Paramuricea clavata*. *Ecology and Evolution* **3**, 1765-1779.
- Mokhtar-Jamaï, K., Ledoux, J.B., Garrabou, J., Féral, J.P. & Aurelle, D. 2009. Interest and application of genetic markers for the study and conservation of Mediterranean sessile invertebrates. In *Proceedings of the First Mediterranean Symposium on the conservation of the coralligenous and other calcareous bioconcretions (Tabarka, 15-16 January 2009)*, C. Pergent-Martini, M. Bricet (eds.). Tunis: RAC/SPA publ., 113-117.
- Mokhtar-Jamaï, K., Pascual, M., Ledoux, J.B., Coma, R., Féral, J.P., Garrabou, J. & Aurelle, D. 2011. From global to local genetic structuring in red gorgonian *Paramuricea clavata*: the interplay between oceanographic conditions and limited larval dispersal. *Molecular Ecology* **20**, 3291-3305.
- Molinier, R. 1956. Les fonds à laminaires du Grand Banc de Centuri (Cap Corse). *Comptes Rendus Académie Sciences de Paris* **342**, 939-941.
- Molinier, R. 1960. Étude des biocénoses marines du Cap Corse. *Vegetatio* **9**, 212-312.
- Montefalcone, M., Morri, C., Bianchi, C.N., Bavestrello, G. & Piazzzi, L. 2017. The two facets of species sensitivity: Stress and disturbance on coralligenous assemblages in space and time. *Marine Pollution Bulletin* **117**, 229-238.
- Montero-Serra, I., Garrabou, J., Doak, D.F., Figuerola, L., Hereu, B., Ledoux, J.B. & Linares, C. 2018. Accounting for life-history strategies and timescales in marine restoration. *Conservation Letters* **11**, e12341.
- Montero-Serra, I., Linares, C., García, M., Pancaldi, F., Frleta-Valic, M., Ledoux, J.P., Zuberer, F., Merad, D., Drap, P. & Garrabou, J. 2014. Long-term demographic traits of red coral populations in the NW Mediterranean: insights into management strategies. In *Proceedings of the Second Mediterranean Symposium of coralligenous and other calcareous bioconcretions (Portoroz, Slovenia, 29-30 October 2014)*, C. Bouafif, H. Langar, A. Ouerghi (eds.). Tunis: RAC/SPA publ., 124-128.
- Montero-Serra, I., Linares, C., García, M., Pancaldi, F., Frleta-Valic, M., Ledoux, J.P., Zuberer, F., Merad, D., Drap, P. & Garrabou, J. 2015. Harvesting effects, recovery mechanisms, and management strategies for a long-lived and structural precious coral. *PLoS ONE* **10(2)**, e0117250.
- Montserrat, A. 1984. Els equinoderms de les illes Medes. In *Els sistemes naturals de les Illes Medes*, J. Ros, I. Olivella & J. M. Gili (eds.). *Arxius Secció Ciències* **73**, 563-580.
- Morganti, T., Coma, R., Yahel, G. & Ribes, M. 2017. Trophic niche separation that facilitates co-existence of high and low microbial abundance sponges is revealed by *in situ* study of carbon and nitrogen fluxes. *Limnology and Oceanography* **62**, 1963-1983.
- Movilla, J., Calvo, E., Coma, R., Serrano, E., López-Sanz, A. & Pelejero, C. 2016. Annual response of two Mediterranean azooxanthellate temperate corals to low-pH and high-temperature conditions. *Marine Biology* **163**, 135.
- Munar, J. 1993. Els equinoderms. In *Història Natural de l'arxipèlag de Cabrera*, J. A. Alcover, E. Ballesteros & J. J. Fornós (eds.). Mon. Soc. Hist. Nat. Balears 2. Palma de Mallorca: CSIC-Ed. Moll, 597-606.
- Munilla, T. & De Haro, A. 1984. Picnogònids de les illes Medes. In *Els sistemes naturals de les Illes Medes*, J. Ros, I. Olivella & J. M. Gili (eds.). *Arxius Secció Ciències* **73**, 531-536.
- Nash, M., Martin, S. & Gattuso, J.P. 2016. Mineralogical response of the Mediterranean crustose coralline alga *Lithophyllum cabiochae* to near-future ocean acidification and warming. *Biogeosciences* **13**, 5937-5945.

- Navarro-Barranco, C., Espinosa, F., González, A.R., Maestre, M., García-Gómez, J.C., Benhoussa, A., Limam, A. & Bazairi, H. 2014. Coralligenous assemblages in Cabo Tres Forcas (Morocco, Mediterranean). In *Proceedings of the Second Mediterranean Symposium of coralligenous and other calcareous bioconcretions (Portoroz, Slovenia, 29-30 October 2014)*, C. Bouafif, H. Langar, A. Ouerghi (eds.). Tunis: RAC/SPA publ., 227-228.
- Nikolic, M. 1960. *Hippodiplosia foliacea* Solander, 1876 (Bryozoa), comme centre d'association sur un fond coralligène dans l'Adriatique. *Rapport Procès Verbaux Réunion CIESMM* **15**(2), 85-86.
- Nuez-Hernández, D., Valle, C., Forcada, A., González-Correa, J.M. & Fernández-Torquemada, Y. 2014. Assessing the erect bryozoan *Myriapora truncata* (Pallas, 1766) as indicator of recreational diving impact on coralligenous reefs communities. *Ecological Indicators* **46**, 193-200.
- Ortiz, A., Massó, C., Soriano, O. & Limia, J. 1986. La barra italiana como arte de pesca del coral rojo (*Corallium rubrum* L.) en el mar de Alborán (SE de España). *Boletín Instituto Español de Oceanografía* **3**, 83-92.
- Pacciardi, L., Virgilio, M., Abbiati, M. & De Biasi, A.M. 2004. Variabilità spazio-temporale dei briozoi del coralligeno di Calafuria (Livorno). *Biologia Marina Mediterranea* **11**, 451-454.
- Padrón, M., Costantini, F., Bramanti, L., Guizien, K. & Abbiati, M. 2018. Genetic connectivity supports recovery of gorgonian populations affected by climate change. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* **28**, 776-787.
- Palanques, A., Guillén, J. & Puig, P. 2001. Impact of bottom trawling on water turbidity and muddy sediment of an unfished continental shelf. *Limnology and Oceanography* **46**, 1100-1110.
- Palma, M., Pavoni, G., Pantaleo, U., Rivas-Casado, M., Torsani, F., Pica, D., Benelli, F., Nair, T., Coletti, A., Dellepiane, M., Callieri, M., Scopigno, R. & Cerrano, C. 2019. Effective SfM-based methods supporting coralligenous benthic community assessments and monitoring. In *Proceedings of the Third Mediterranean Symposium on the conservation of the coralligenous and other calcareous bioconcretions (Antalya, 15-16 January 2019)*. Tunis: RAC/SPA publ., 94-99.
- Palma, M., Rivas Casado, M., Pantaleo, U., Pavoni, G., Pica, D. & Cerrano, C. 2018. SfM-Based methods to assess gorgonian forests (*Paramuricea clavata*, Cnidaria, Octocorallia). *Remote Sensing* **10**, 1154.
- Paoli, C., Morten, A., Bianchi, C.N., Morri, C., Fabiano, M. & Vassallo, P. 2016. Capturing ecological complexity: OCI, a novel combination of ecological indices as applied to benthic marine habitats. *Ecological Indicators* **66**, 86-102.
- Paoli, C., Povero, P., Burgos, E., Dapuzo, G., Fanciulli, G., Massa, F., Scarpellini, P. & Vassallo, P. 2018. Natural capital and environmental flows assessment in marine protected areas: The case study of Liguria region (NW Mediterranean Sea). *Ecological Modelling* **368**, 121-135.
- Parenzan, P. 1960. Aspetti biocenotici dei fondi ad alghe litoproduttrici del Mediterraneo. *Rapports et Procès-Verbaux des Réunions CIESMM* **15**(2), 87-107.
- Parravacini, V., Donato, M., Rovere, A., Montefalcone, M., Albertelli, G. & Bianchi, C.N. 2007. Indagine preliminare sul coralligeno dell'area di Bergeggi (SV): tipologie ed ipotesi sul suo mantenimento. *Biologia Marina Mediterranea* **14**, 162-163.
- Parravacini, V., Mangialajo, L., Mousseau, L., Peirano, A., Morri, C., Montefalcone, M., Francour, P., Kulbicki, M. & Bianchi, C. 2015. Climate change and warm-water species at the north-western boundary of the Mediterranean Sea. *Marine Ecology* **36**, 897-909.
- Parravacini, V., Micheli, F., Montefalcone, M., Villa, E., Morri, C. & Bianchi, C.N. 2010. Rapid assessment of epibenthic communities: A comparison between two sampling techniques. *Journal of Experimental Biology and Ecology* **395**, 21-29.
- Pascual, J. & Flos, J. 1984. Meteorologia i Oceanografia. In *Els sistemes naturals de les illes Medes*, J. Ros, I. Olivella & J. M. Gili (eds.). Arxius Secció Ciències I.E.C. 73. Barcelona: Institut d'Estudis Catalans, 75-114.
- Pascual, M., Rives, B., Schunter, C., Macpherson, E. 2017. Impact of life history on gene flow: A multispecies systematic review across oceanographic barriers in the Mediterranean Sea. *PLoS ONE* **12**(5), e0176419.
- Patzner, R.A. 1998. The invasion of *Lophocladia* (Rhodomelaceae, Lophotalieae) at the northern coast of Ibiza (Western Mediterranean Sea). *Bolletí Societat Història Natural Balears* **41**, 75-80.
- Patzner, R.A. 1999. Habitat utilization and depth distribution of small cryptobenthic fishes (Blenniidae, Gobiidae, Trypeterigiidae) in Ibiza (western Mediterranean Sea). *Environmental Biology of Fishes* **55**, 207-214.
- Pavoni, G., Palma, M., Callieri, M., Dellepiane, M., Cerrano, C., Oantaleo, U. & Scopigno, R. 2018. Quasi-orthorectified projection for the measurement of red gorgonian colonies. In: *International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences* **42**(2), 853-860.
- Pedoni, C., Follesa, M.C., Cannas, R., Matta, G., Pesci, P. & Cau, A. 2009. Preliminary data on red coral *Corallium rubrum* (Linneo 1758) population of Sardinian Sea (Western Mediterranean). In *Proceedings of the First Mediterranean*

- Symposium on the conservation of the coralligenous and other calcareous bioconcretions (Tabarka, 15-16 January 2009), C. Pergent-Martini, M. Bricchet (eds.). Tunis: RAC/SPA publ., 230-232.
- Peirano, A., Sgorbini, S., Cupido, R., Lombardi, C. & Cocito, S. 2009 Decadal monitoring of coralligenous and bioconstruction organisms in the Eastern Ligurian sea (NW Mediterranean). *Proceedings of the First Mediterranean Symposium on the conservation of the coralligenous and other calcareous bioconcretions (Tabarka, 15-16 January 2009)*, C. Pergent-Martini, M. Bricchet (eds.). Tunis: RAC/SPA publ., 233-234.
- Peña, V., De Clerck, O., Afonso-Carrillo, J., Ballesteros, E., Bárbara, I., Barreiro, R. & Le Gall, L. 2015. An integrative systematic approach to species diversity and distribution in the genus *Mesophyllum* (Corallinales, Rhodophyta) in Atlantic and Mediterranean Europe. *European Journal of Phycology* **50**, 20-36.
- Penna, M., Gennaro, P., Bacci, T., Trabucco, B., Cecchi, E., Mancusi, C., Piazzzi, L., Rende, F.S., Serena, F. & Cicero, A.M. 2017. Multiple environmental descriptors to assess ecological status of sensitive habitats in the area affected by the Costa Concordia shipwreck (Giglio Island, Italy). *Journal of the Marine Biological Association United Kingdom* **98**, 51-59.
- Pérès, J. & Picard, J.M. 1951. Notes sur les fonds coralligènes de la région de Marseille. *Archives de Zoologie Expérimentale et Générale* **88**, 24-38.
- Pérès, J. & Picard, J.M. 1952. Les corniches calcaires d'origine biologique en Méditerranée Occidentale. *Recueil Travaux Station Marine d'Endoume* **4**, 2-33.
- Pérès, J. & Picard, J.M. 1958. Recherches sur les peuplements benthiques de la Méditerranée nord-orientale. *Annales Institut Océanographique de Monaco* **34**, 213-291.
- Pérès, J. & Picard, J.M. 1964. Nouveau manuel de bionomie benthique de la mer Méditerranée. *Recueil Travaux Station Marine Endoume* **31**(47), 1-131.
- Pérès, J. 1967. The Mediterranean benthos. *Oceanography and Marine Biology: an Annual Review* **5**, 449-533.
- Pérez-Portela, R., Cerro-Gávez, E., Taboada, S., Tidu, C., Campillo-Campbell, C., Mora, J. & Riesgo, A. 2016. Lonely populations in the deep: Genetic structure of red gorgonians at the heads of submarine canyons in the north-western Mediterranean Sea. *Coral Reefs* **35**, 1013-1026.
- Perez, T., Garrabou, J., Sartoretto, S., Harmelin, J. G., Francour, P. & Vacelet, J. 2000. Mortalité massive d'invertébrés marins: un événement sans précédent en Méditerranée nord-occidentale. *Comptes Rendus Académie des Sciences Série III, Life Sciences* **323**, 853-865.
- Pergent, G., Agnesi, S., Antonioli, P.A., Babbini, L., Belbacha, S., Ben Mustapha, K., Bianchi, C.N., Bitar, G., Cocito, S., Deter, J., Garrabou, J., Harmelin, J.G., Holon, F., Mo, G., Montefalcone, M., Morri, C., Parravacini, V., Peirano, A., Ramos-Esplá, A., Relini, G., Sartoretto, S., Semroud, R., Tunesi, L. & Verlaque, M. 2015. *Standard methods for inventorying and monitoring coralligenous and rhodoliths assemblages*. RAC/SPA, Tunis, 20 pp.
- Pergent-Martini, C., Alami, S., Bonacorsi, M., Clabaut, P., Daniel, B., Ruitton, S., Sartoretto, S. & Pergent, G. 2014. New data concerning the coralligenous atolls of Cap Corse: An attempt to shed light on their origin. In *Proceedings of the Second Mediterranean Symposium of coralligenous and other calcareous bioconcretions (Portoroz, Slovenia, 29-30 October 2014)*, C. Bouafif, H. Langar, A. Ouerghi (eds.). Tunis: RAC/SPA publ., 129-134.
- Personnic, S., Boudouresque, C.F., Astruch, P., Ballesteros, E., Blouet, S., Bellan-Santini, D., Bonhomme, P., Thibault-Botha, D., Feunteun, E., Harmelin-Vivien, M., Pergent, G., Pergent-Martini, C., Pastor, J., Poggiale, J.C., Renaud, F., Thibaut, T. & Ruitton, S. 2014. An ecosystem-based approach to assess the status of a Mediterranean ecosystem, the *Posidonia oceanica* seagrass meadow. *PLoS ONE* **9**(6), e98994.
- Pey, A., Zamoum, T., Allemand, D., Furla, P. & Merle, P.L. 2011. Depth-dependent thermotolerance of the symbiotic Mediterranean gorgonian *Eunicella singularis*: Evidence from cellular stress markers. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **404**, 73-78.
- Piazzzi, L., Atzori, F., Cadoni, N., Cinti, M.F. Frau, F. & Ceccherelli, G. 2018. Benthic mucilage blooms threaten coralligenous reefs. *Marine Environmental Research* **140**, 145-151.
- Piazzzi, L. & Balata, D. 2011. Coralligenous habitat: patterns of vertical distribution of macroalgal assemblages. *Scientia Marina* **75**, 399-406.
- Piazzzi, L., Balata, D. & Cinelli, F. 2007. Invasions of alien macroalgae in Mediterranean coralligenous assemblages. *Cryptogamie Algologie* **28**, 289-301.
- Piazzzi, L., Balata, D., Cecchi, E., Cinelli, F. & Sartoni, G. 2009. Species composition and patterns of diversity of macroalgal coralligenous assemblages in the northwestern Mediterranean Sea. *Journal of Natural History* **44**, 1-22.
- Piazzzi, L., Balata, D., Cecchi, E., Gennaro, P. & Serena, F. 2014a. Effectiveness of different investigation procedures in detecting anthropogenic impacts on coralligenous assemblages. *Scientia Marina* **78**, 319-328.

- Piazzi, L., Balata, D., Pertusati, M. & Cinelli, F. 2004. Spatial and temporal variability of Mediterranean macroalgal coralligenous assemblages in relation to habitat and substratum inclination. *Botanica Marina* **47**, 105-115.
- Piazzi, L., Bianchi, C.N., Cecchi, E., Gatti, G., Guala, I., Morri, C., Sartoretto, S., Serena, F. & Montefalcone, M. 2017b. What's in an index? Comparing the ecological information provided by two indices to assess the status of coralligenous reefs in the NW Mediterranean Sea. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* **27**, 1091-1100.
- Piazzi, L., Ceccherelli, G., Meinesz, A., Verlaque, M., Akali, B., Antolic, B., Argyrou, M., Balata, D., Ballesteros, E., Calvo, S., Cinelli, F., D'Archino, R., Djellouli, A. S., Javel, F., Mifsud, C., Pala, D., Panayotidis, P., Peirano, A., Pergent, G., Petrocelli, A., Ruitton, S. & Zuljevic, A. 2005. Invasion of *Caulerpa racemosa* (Caulerpales, Chlorophyta) in the Mediterranean Sea: the balance of thirteen years of spread. *Cryptogamie Algologie* **26**, 189-202.
- Piazzi, L., Cecchi, E., Serena, F., Guala, I., Cánovas-Molina, A., Gatti, G., Morri, C., Bianchi, C.N. & Montefalcone, M. 2014b. Visual vs. photographic methods to estimate the quality of coralligenous reefs under different human pressures. In *Proceedings of the Second Mediterranean Symposium of coralligenous and other calcareous bioconcretions (Portoroz, Slovenia, 29-30 October 2014)*, C. Bouafif, H. Langar, A. Ouerghi (eds.). Tunis: RAC/SPA publ., 135-140.
- Piazzi, L., Gennaro, P. & Balata, D. 2011. Effects of nutrient enrichment on macroalgal coralligenous assemblages. *Marine Pollution Bulletin* **62**, 1830-1835.
- Piazzi, L., Gennaro, P. & Balata, D. 2012. Threats to macroalgal coralligenous assemblages in the Mediterranean Sea. *Marine Pollution Bulletin* **64**, 2623-2629.
- Piazzi, L., Gennaro, P., Cecchi, E. & Serena, F. 2015. Improvement of ESCA index for the evaluation of ecological quality of coralligenous habitat under the European Framework Directives. *Mediterranean Marine Science* **16**, 419-426.
- Piazzi, L., Gennaro, P., Cecchi, E., Serena, F., Bianchi, C.N., Morri, C. & Montefalcone, M. 2017a. Integration of ESCA index through the use of sessile invertebrates. *Scientia Marina* **81**, 283-290.
- Piazzi, L., Gennaro, P., Montefalcone, M., Bianchi, C.N., Cecchi, E., Morri, C., Serena, F. 2019. STAR: An integrated and standardized procedure to evaluate the ecological status of coralligenous reefs. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* **29**, 189-201
- Piazzi, L., La Manna, G., Cecchi, E., Serena, F. & Ceccherelli, G. 2016. Protection changes the relevancy of scales of variability in coralligenous assemblages. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **175**, 62-69.
- Piazzi, L., Pardi, G. & Cinelli, F. 1996. Ecological aspects and reproductive phenology of *Acrothamnion preissii* (Sonder) Wollaston (Ceramiaceae, Rhodophyta) from the Tuscan Archipelago (Western Mediterranean). *Cryptogamie Algologie* **17**, 35-43.
- Piazzi, L., Pardi, G., Balata, D., Cecchi, E. & Cinelli, F. 2002. Seasonal dynamics of a subtidal north-western Mediterranean macroalgal community in relation to depth and substrate inclination. *Botanica Marina* **45**, 243-252.
- Pica, D., Cerrano, C., Puce, S., Mancini, L., Arzilli, F. & Calcinaï, B. 2014. A new tool to measure 3D coralligenous complexity at the micron scale. In *Proceedings of the Second Mediterranean Symposium of coralligenous and other calcareous bioconcretions (Portoroz, Slovenia, 29-30 October 2014)*, C. Bouafif, H. Langar, A. Ouerghi (eds.). Tunis: RAC/SPA publ., 229-230.
- Pilczynska, J., Boavida, J., Cocito, S., Lombardi, C., Peirano, A. & Queiroga, H. 2017. Low clonal propagation in Atlantic and Mediterranean populations of the red gorgonian *Paramuricea clavata* (Octocorallia). *Scientia Marina* **81**, 103-110.
- Pinedo, S., Jordana, E. & Ballesteros, E. 2015. A critical analysis on the response of macroinvertebrate communities along disturbance gradients: description of the MEDOCC (MEDiterranean OCCidental) index. *Marine Ecology* **36**, 141-154.
- Pivotto, I.D., Nerini, D., Masmoudi, M., Kara, H., Chaoui, L. & Aurelle, D. 2015. Highly contrasted responses of Mediterranean octocorals to climate change along a depth gradient. *Royal Society Open Science* **2**, 140493.
- Ponti, M., Falace, A., Rindi, F., Fava, F., Kaleb, S. & Abbiati, M. 2014. Beta diversity patterns in Northern Adriatic coralligenous outcrops. In *Proceedings of the Second Mediterranean Symposium of coralligenous and other calcareous bioconcretions (Portoroz, Slovenia, 29-30 October 2014)*, C. Bouafif, H. Langar, A. Ouerghi (eds.). Tunis: RAC/SPA publ., 147-152.
- Ponti, M., Fava, F. & Abbiati, M. 2011. Spatial-temporal variability of epibenthic assemblages on subtidal biogenic reefs in the northern Adriatic Sea. *Marine Biology* **158**, 1447-1459.
- Ponti, M., Grech, D., Mori, M., Perlini, R.A., Ventra, V., Panzalis, P.A. & Cerrano, C. 2016. The role of gorgonians on the diversity of vagile benthic fauna in Mediterranean rocky habitats. *Marine Biology* **163**, 1-14.
- Ponti, M., Perlini, R.A., Ventra, V., Grech, D., Abbiati, M. & Cerrano, C. 2014. Ecological shifts in Mediterranean coralligenous assemblages related to gorgonian forest loss. *PLoS ONE* **9**(7), e102782.
- Ponti, M., Turicchia, E., Costantini, F., Gori, A., Bramanti, L., Di Camillo, C.G., Linares, C., Rossi, S., Abbiati, M., Garrabou,

- J. & Cerrano, C. 2019. Mediterranean gorgonian forests: Distribution patterns and ecological roles. In *Proceedings of the Third Mediterranean Symposium on the conservation of the coralligenous and other calcareous bioconcretions (Antalya, 15-16 January 2019)*. Tunis: RAC/SPA publ., 7-14.
- Ponti, M., Turicchia, E., Ferro, F., Cerrano, C. & Abbiati, M. 2018. The understory of gorgonian forests in mesophotic temperate reefs. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* **28**, 1153-1166.
- Porzio, L., Buia, M.C. & Hall-Spencer, J.M. 2011. Effects of ocean acidification on macroalgal communities. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **400**, 278-287.
- Poursanidis, D. & Koutsoubas, D. 2015. A computerized database (CorMol) on the molluscan fauna from the Mediterranean reef ecosystems: Part I, the coralligenous formations. *Quaternary International* **390**, 29-43.
- Pranovi, F., Raicevich, S., Franceschini, G., Farrace, M.G. & Giovanardi, O. 2000. Rapido trawling in the northern Adriatic Sea: Effects on benthic communities in an experimental area. *ICES Journal of Marine Science* **57**, 517-524.
- Pratlong, M., Haguenaer, A., Hennesseau, S., Brener, K., Mitta, G., Toulza, E., Bonabaud, M., Rialle, S., Aurelle, D. & Pontarotti, P. 2017. Evidence for a genetic sex determination in Cnidaria, the Mediterranean red coral (*Corallium rubrum*). *Royal Society Open Science* **4**, 160880.
- Precali, R., Giani, M., Marini, M., Grilli, F., Ferrari, C.R., Pecar, O. & Paschini, E. 2005. Mucilaginous aggregates in the northern Adriatic in the period 1999-2002: typology and distribution. *Science of the Total Environment* **353**, 10-23.
- Previati, M., Magliozzi, C. Palma, M., Navone, A., Pantaleo, U., Landi, G. & Cerrano, C. 2011. Pruning techniques testing on *Paramuricea clavata* population affected by mass mortality events. *Biologia Marina Mediterranea* **18**, 40-43.
- Previati, M., Scinto, A., Cerrano, C. & Osinga, R. 2010. Oxygen consumption in Mediterranean octocorals under different temperatures. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **390**, 39-48.
- Pruvot, G. 1894. Sur les fonds sous-marins de la région de Banyuls et du cap de Creus. *Comptes Rendus Académie des Sciences* **118**.
- Pruvot, G. 1895. Coup d'oeil sur la distribution générale des invertébrés dans la région de Banyuls (Golfe du Lion). *Archives de Zoologie Expérimentale et Générale* **3**, 629-658.
- Pruvot, G. 1897. Essai sur les fonds et la faune de la Manche Occidentale (côtes de Bretagne) comparées à ceux du Golfe de Lion. *Archives de Zoologie Expérimentale et Générale* **5**, 511-660.
- Ramos, A.A. 1985. Contribución al conocimiento de las biocenosis bentónicas litorales de la isla Plana o Nueva Tabarca (Alicante). In *La reserva marina de la isla Plana o Nueva Tabarca (Alicante)*, ed. A. Ramos, Ayuntamiento de Alicante. pp. 111-147.
- Ramos, A. A. 1991. *Ascidias litorales del Mediterráneo ibérico. Faunística, ecología y biogeografía*. Tesis Doctoral. Universidad de Alicante. 405 pp.
- Ramos-Esplà, A., Benabdi, M., Sghaier, Y.R., Forcada Almarcha, A., Valle Pérez, C. & Ouerghi, A. 2016. *Algérie: île de Rachgoun. Cartographie des habitats marins clés de Méditerranée et initiation de réseaux de surveillance*. CAR/ASP - Projet MedKey Habitats, Tunis. 113 pp.
- Ramos-Esplà, A., Bitar, G., Khalaf, G., El Shaer, H., Forcada, A., Limam, A., Ocaña, O., Sghaiwr, Y.R. & Valle, C. 2014. *Ecological characterization of sites of interest for conservation in Lebanon: Enfeh Peninsula, Ras Chekaa cliffs, Raoucheh, Saida, Tyre and Nakoura*. RAC/SPA-MedMPAnet Project, Tunis, 146 pp.
- Ramos-Esplà, A. & Ocaña, O. 2017. A striking morphotype of *Aplidium proliferum* (Milne-Edwards, 1841) (Asciadiaceae, Polyclinidae) from the Strait of Gibraltar. *Mediterranean Marine Science* **18**, 156-160.
- Ribes, M., Calvo, E., Movilla, J., Logares, R., Coma, R. & Pelejero, C. 2016. Restructuring of the sponge microbiome favors tolerance to ocean acidification. *Environmental Microbiology Reports* **8**, 536-544.
- Ribes, M., Coma, R. & Gili, J.M. 1998. Seasonal variation of *in situ* feeding rates by the temperate ascidian *Halocynthia papillosa*. *Marine Ecology Progress Series* **175**, 201-213.
- Ribes, M., Coma, R. & Gili, J.M. 1999a. Seasonal variation of particulate organic carbon, dissolved organic carbon and the contribution of microbial communities to the live particulate organic carbon in a shallow near-bottom ecosystem at the Northwestern Mediterranean Sea. *Journal of Plankton Research* **21**, 1077-1100.
- Ribes, M., Coma, R. & Gili, J.M. 1999b. Natural diet and grazing rate of the temperate sponge *Dysidea avara* (Demospongiae, Dendroceratida) throughout an annual cycle. *Marine Ecology Progress Series* **176**, 179-190.
- Ribes, M., Coma, R. & Gili, J.M. 1999c. Heterogenous feeding in benthic suspension feeders: The natural diet and grazing rate of the temperate gorgonian *Paramuricea clavata* (Cnidaria: Octocorallia) over a year cycle. *Marine Ecology Progress Series* **183**, 125-137.
- Ribes, M., Jiménez, E., Yahel, G., López-Sendino, P., Díez, B., Massana, R., Sharp, J.H. & Coma, R. 2012. Functional convergence of microbes associated with temperate marine sponges. *Environmental Microbiology* **14**, 1224-1239.

- Riedl, R. 1966. *Biologie der Meereshöhlen*. Hamburg: Paul Parey.
- Riera, F., Oliver, J. & Terrassa, J. 1998. *Peixos de les Balears*. Palma de Mallorca: Govern Balear.
- Riera, F., Pou, S. & Grau, A.M. 1993. La ictiofauna. In *Història Natural de l'arxipèlag de Cabrera*, J.A. Alcover, E. Ballesteros & J.J. Fornós (eds.). Mon. Soc. Hist. Nat. Balears 2. Palma de Mallorca: CSIC-Ed. Moll, 623-644.
- Rivetti, I., Frascchetti, S., Lionello, P., Zambianchi, E. & Boero, F. 2014. Global warming and mass mortalities of benthic invertebrates in the Mediterranean Sea. *PLoS ONE* **9**(12), e115655.
- Rivoire, G. 1991. Mortalité du corail et des gorgones en profondeur au large des côtes provençales. In *Les espèces marines à protéger en Méditerranée*, C. F. Boudouresque, M. Avon, V. Gravez (eds.). Marseille: GIS Posidonie, 53-59.
- Rodolfo-Metalpa, R., Lombardi, C., Cocito, S., Hall-Spencer, J. & Gambi, M.C. 2009. Effects of ocean acidification and high temperatures on the bryozoan *Myriapora truncata* at natural CO₂ vents. *Marine Ecology* **31**, 447-456.
- Rodrigues, L.C., van den Berg, J.C.J.M., Loureiro, M.L., Nunes, P.A.L.D. & Rossi, S. 2016. The cost of Mediterranean Sea warming and acidification: A choice experiment among scuba divers at Medes Islands, Spain. *Environmental Resource Economics* **63**, 289-311.
- Rodríguez-Prieto, C. 2016. Light and temperature requirements for survival, growth and reproduction of the crustose coralline *Lithophyllum stictaeforme* from the Mediterranean Sea. *Botanica Marina* **59**, 95-104.
- Roghi, F., Parravacini, V., Montefalcone, M., Rovere, A., Morri, C., Peirano, A., Firpo, M., Bianchi, C.N. & Salvati, E. 2010. Decadal evolution of a coralligenous ecosystem under the influence of human impacts and climate change. *Biologia Marina Mediterranea* **17**, 59-62.
- Romano, J.C., Bensoussan, N., Younes, W.A.N. & Arlhac, D. 2000. Anomalie thermique dans les eaux du golfe de Marseille durant l'été 1999. Une explication partielle de la mortalité d'invertébrés fixés? *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences III - Sciences de la Vie* **323**, 415-427.
- Ros, J. 1978. La alimentación y el sustrato en los opistobranquios ibéricos. *Oecologia Aquatica* **3**, 153-166.
- Ros, J., Olivella, I. & Gili, J. M. (eds.) 1984. *Els sistemes naturals de les Illes Medes*. *Arxius Secció Ciències* **73**. Barcelona: Institut d'Estudis Catalans. 828 pp.
- Ros, J., Romero, J., Ballesteros, E. & Gili, J. M. 1985. Diving in blue water: the benthos. In *Western Mediterranean*, R. Margalef (ed). Oxford: Pergamon, 233-295.
- Rosell, D. & Uriz, M.J. 2002. Excavating and endolithic sponge species (Porifera) from the Mediterranean: species descriptions and identification key. *Organisms Diversity and Evolution* **2**, 55-86.
- Rosell, D., Uriz, M.J. & Martin, D. 1999. Infestation by excavating sponges on the oyster (*Ostrea edulis*) populations of the Blanes littoral zone (Northwestern Mediterranean Sea). *Journal Marine Biological Association United Kingdom* **79**, 409-413.
- Rossi, L. 1958. Osservazioni sul bentos coralligeno dei dintorni di Catania. *Archivi di Oceanografia e Limnologia* **11**, 161-165.
- Rossi, L. 1961. Sur un faciès à gorgonaires de la pointe du Mesco (Golfe de Gènes) (note préliminaire). *Rapports et Procès-Verbaux des Réunions CIESMM* **16**(2), 517-521.
- Rossi, S. 2001. *Environmental factors affecting the trophic ecology of benthic suspension feeders*. Ph. D. Thesis. University of Barcelona. 200 pp.
- Rossi, S., Tsounis, G., Orejas, C., Padrón, T., Gili, J.M., Bramanti, L. & Teixidó, N. 2008. Survey of deep dwelling red coral (*Corallium rubrum*) populations at Cap de Creus (NW Mediterranean). *Marine Biology* **154**, 533-545.
- Rosso, A. & Sanfilippo, R. 2009. The contribution of bryozoans and serpuloids to coralligenous concretions from SE Sicily. In *Proceedings of the First Mediterranean Symposium on the conservation of the coralligenous and other calcareous bioconcretions (Tabarka, 15-16 January 2009)*, C. Pergent-Martini, M. Bricchet (eds.). Tunis: RAC/SPA publ., 124-129.
- Rouanet, E., Lelong, P., Lecalard, C. & Martin, Y. 2009. Estimation of coralligenous assemblages' ecological state around Embiez Archipelago (Var, France). In *Proceedings of the First Mediterranean Symposium on the conservation of the coralligenous and other calcareous bioconcretions (Tabarka, 15-16 January 2009)*, C. Pergent-Martini, M. Bricchet (eds.). Tunis: RAC/SPA publ., 239-241.
- Rovere, A., Ferraris, F., Parravacini, V., Navone, A., Morri, C. & Bianchi, C.N. 2013. Characterization and evaluation of a marine protected area: Tavolara-Punta Coda Cavallo (Sardinia, NW Mediterranean). *Journal of Maps* **9**, 279-288.
- Ruitton, S., Belloni, B., Marc, C. & Boudouresque, C.F. 2019. Ghost Med: Assessment of the impact of lost fishing gear in the French Mediterranean Sea. In *Proceedings of the Third Mediterranean Symposium on the conservation of the coralligenous and other calcareous bioconcretions (Antalya, 15-16 January 2019)*. Tunis: RAC/SPA publ., 100-105.

- Ruitton, S., Personnic, S., Ballesteros, E., Bellan-Santini, D., Boudouresque, C.F., Chevaldonné, P., Bianchi, C.N., David, R., Féral, J.P., Guidetti, P., Harmelin, J.G., Montefalcone, M., Morri, C., Pergent, G., Pergent-Martini, C., Sartoretto, S., Tanou, H., Thibaut, T., Vacelet, J. & Verlaque, M. 2014. An ecosystem-based approach to assess the status of the Mediterranean coralligenous habitat. In *Proceedings of the Second Mediterranean Symposium of coralligenous and other calcareous bioconcretions (Portoroz, Slovenia, 29-30 October 2014)*, C. Bouafif, H. Langar, A. Ouerghi (eds.). Tunis: RAC/SPA publ., 153-158.
- Russo, G. F. & Cicogna, F. 1991. The date mussel (*Lithophaga lithophaga*), a “case” in the Gulf of Naples. In *Les espèces marines à protéger en Méditerranée*, C. F. Boudouresque, M. Avon, V. Gravez (eds.). Marseille: GIS Posidonie, 141-150.
- Rützler, K. 1976. Ecology of Tunisian commercial sponges. *Tethys* **7**, 249-264.
- Sala, E., Boudouresque, C. F. & Harmelin-Vivien, M. 1998. Fishing, trophic cascades and the structure of algal assemblages: evaluation of an old but untested paradigm. *Oikos* **82**, 425-439.
- Sala, E., Garrabou, J. & Zabala, M. 1996. Effects of diver frequentation on Mediterranean sublittoral populations of the bryozoan *Pentapora fascialis*. *Marine Biology* **126**, 451-459.
- Salas, C. & Hergueta, E. 1986. Fauna de moluscos de las concreciones calcáreas de *Mesophyllum lichenoides* (Ellis) Lemoine. Estudio de la diversidad de un ciclo anual. *Iberus* **6**, 57-65.
- Salomidi, M., Smith, C., Katsanevakis, S., Panayotidis, P. & Papatthanassiou, V. 2009. Some observations on the structure and distribution of gorgonian assemblages in the Eastern Mediterranean Sea. In *Proceedings of the First Mediterranean Symposium on the conservation of the coralligenous and other calcareous bioconcretions (Tabarka, 15-16 January 2009)*, C. Pergent-Martini, M. Brichet (eds.). Tunis: RAC/SPA publ., 242-245.
- Salvati, E., Angiolillo, M., Canese, S., Giusti, M. & Tunesi, L. 2019. Presence of two *Paramuricea macrospina* dense populations in the Tyrrhenian Sea (Mediterranean Sea). In *Proceedings of the Third Mediterranean Symposium on the conservation of the coralligenous and other calcareous bioconcretions (Antalya, 15-16 January 2019)*. Tunis: RAC/SPA publ., 115-116.
- Sant, N., Chappuis, E., Rodríguez-Prieto, C., Real, M. & Ballesteros, E. 2017. Cost-benefit of three different methods to study Mediterranean rocky assemblages. *Scientia Marina* **81**, 129-138.
- Santangelo, G. & Abbiati, M. 2001. Red coral: Conservation and management of an over-exploited Mediterranean species. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* **11**, 253-259.
- Santangelo, G., Abbiati, M., Giannini, F. & Cicogna, F. 1993. Red coral fishing trends in the Western Mediterranean Sea during the period 1981-1991. *Scientia Marina* **57**, 139-143.
- Santangelo, G., Bramanti, L. & Iannelli, M. 2007. Population dynamics and conservation biology of the over-exploited Mediterranean red coral. *Journal of Theoretical Biology* **244**, 416-423.
- Santangelo, G., Carletti, E., Maggi, E. & Bramanti, L. 2003. Reproduction and population sexual structure of the overexploited Mediterranean red coral *Corallium rubrum*. *Marine Ecology Progress Series* **248**, 99-108.
- Santangelo, G., Iannelli, M., Bramanti, L. & Vielmini, I. 2009. An important component of the coralligenous assemblages: The precious Mediterranean red coral. Some focal points for the study of population dynamics. In *Proceedings of the First Mediterranean Symposium on the conservation of the coralligenous and other calcareous bioconcretions (Tabarka, 15-16 January 2009)*, C. Pergent-Martini, M. Brichet (eds.). Tunis: RAC/SPA publ., 130-136.
- Santangelo, G., Maggi, E., Bramanti, L. & Bongiorno, L. 2004. Conservation biology and population demography of a Mediterranean overexploited species. *Scientia Marina* **67**, 199-204.
- Santín, A., Grinyó, J., Ambroso, S., Uriz, M.J., Gori, A., Domínguez-Carrió, C. & Gili, J.M. 2018. Sponge assemblages on the deep Mediterranean continental shelf and slope (Menorca Channel, Western Mediterranean Sea). *Deep Sea Research Part I* **131**, 75-86.
- Sara, G., Gasparini, G.P., Morri, C., Bianchi, C.N. & Cinelli, F. 2003. Reclutamento di gorgone dopo un episodio di koria di massa in Mar Ligure. *Biologia Marina Mediterranea* **10**, 176-182.
- Sarà, M. 1968. Un coralligeno di piattaforma (coralligène de plateau) lungo il litorale pugliese. *Archivi di Oceanografia e Limnologia* **15** (suppl.), 139-150.
- Sarà, M. 1969. Research on coralligenous formation: problems and perspectives. *Pubblicazione Stazione Zoologiche di Napoli* **37**, 124-134.
- Sardá, R., Rossi, S., Martí, X., Gili & J.M. 2012. Marine benthic cartography of the Cap de Creus (NE Catalan Coast, Mediterranean Sea). *Scientia Marina* **76**, 159-171.
- Sartoni, G., Boddi, S. & Hass, J. 1995. *Chrysonephos lewisii* (Sarcinochrysidales, Chrysophyceae), a new record for Mediterranean algal flora. *Botanica Marina* **38**, 121-125.

- Sartoni, G. & Sonni, C. 1991. *Tribonema marinum* J. Feldmann e *Acinetospora crinita* (Carmichael) Sauvageau nelle formazioni mucillaginose bentiche osservate sulle coste toscane nell'estate 1991. *Informatore Botanico Italiano* **23**, 23-30.
- Sartoretto, S. 1994. Structure et dynamique d'un nouveau type de bioconstruction à *Mesophyllum lichenoides* (Ellis) Lemoine (Corallinales, Rhodophyta). *Comptes Rendus Académie des Sciences Série III, Life Sciences* **317**, 156-160.
- Sartoretto, S. 1996. *Vitesse de croissance et bioérosion des concrétionnements «coralligènes» de Méditerranée nord-occidentale. Rapport avec les variations Holocènes du niveau marin*. Thèse Doctorat d'Écologie, Université d'Aix-Marseille, II. 194 pp.
- Sartoretto, S. 1998. Bioérosion des concrétions coralligènes de Méditerranée par les organismes perforants: essai de quantification des processus. *Comptes Rendus Académie des Sciences, Earth and Planetary Sciences* **327**, 839-844.
- Sartoretto, S., Bricourt, R., Charbonnel, E., Bachet, F., Aurelle, D., Pairaud, I. & Gatti, G. 2019. Deep population of giant red gorgonian (*Paramuricea clavata*): A natural heritage to know and protect. In *Proceedings of the Third Mediterranean Symposium on the conservation of the coralligenous and other calcareous bioconcretions (Antalya, 15-16 January 2019)*. Tunis: RAC/SPA publ., 117-118.
- Sartoretto, S., David, R., Aurelle, D., Chenuil, A., Guillemain, D., Thierry de Ville d'Avray, L., Féral, J.P., Çinar, M.E., Kipson, S., Arvanitidis, C., Schohn, T., Danie, B., Sakher, S., Garrabou, J., Gatti, G. & Ballesteros, E. 2014. An integrated approach to evaluate and monitor the conservation state of coralligenous bottoms: the INDEX-COR method. In *Proceedings of the Second Mediterranean Symposium of coralligenous and other calcareous bioconcretions (Portoroz, Slovenia, 29-30 October 2014)*, C. Bouafif, H. Langar, A. Ouerghi (eds.). Tunis: RAC/SPA publ., 159-164.
- Sartoretto, S. & Francour, P. 1997. Quantification of bioerosion by *Sphaerechimbus granularis* on "coralligène" concretions of the western Mediterranean. *Journal of Marine Biological Association United Kingdom* **77**, 565-568.
- Sartoretto, S., Francour, P., Harmelin, J. G. & Charbonnel, E. 1997. Observations *in situ* de deux Labridae profonds, *Lappanella fasciata* et *Acantholabrus palloni*, en Méditerranée nord-occidentale. *Cybium* **21**, 37-44.
- Sartoretto, S., Schohn, T., Bianchi, C.N., Morri, C., Garrabou, J., Ballesteros, E., Ruitton, S., Verlaque, M., Daniel, B., Charbonnel, E., Blouet, S., David, R., Féral, J.P. & Gatti, G. 2017. An integrated method to evaluate and monitor the conservation state of coralligenous bottoms: the INDEX-COR approach. *Marine Pollution Bulletin* **120**, 222-231.
- Sartoretto, S., Verlaque, M. & Laborel, J. 1996. Age of settlement and accumulation rate of submarine "coralligène" (-10 to -60 m) of the northwestern Mediterranean Sea; relation to Holocene rise in sea level. *Marine Geology* **130**, 317-331.
- Sbrescia, L., Russo, M., Di Stefano, F. & Russo, G.F. 2008. Analisi delle popolazioni di gorgonie dell'AMP di Punta Campanella dopo eventi di moria in massa. *Atti Associazione Italiana di Oceanografia e Limnologia* **19**, 449-457.
- Schunter, C., Carreras-Carbonell, J., Planes, S., Sala, E., Ballesteros, E., Zabala, M., Harmelin, J.G., Harmelin-Vivien, M., Macpherson, E. & Pascual, M. 2011. Genetic connectivity patterns in an endangered species: The dusky grouper (*Epinephelus marginatus*). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **401**, 126-133.
- Scinto, A., Bertolino, M., Calcinaï, B., Huete-Stauffer, C., Previati, M., Romagnoli, T. & Cerrano, C. 2009. Role of a *Paramuricea clavata* forest in modifying the coralligenous assemblages. In *Proceedings of the First Mediterranean Symposium on the conservation of the coralligenous and other calcareous bioconcretions (Tabarka, 15-16 January 2009)*, C. Pergent-Martini, M. Bricchet (eds.). Tunis: RAC/SPA publ., 137-141.
- Sempere-Valverde, J., Espinosa, F., Ostalé-Valriberas, E., Maestre, M., González, A.R., Ouerghi, A., Sghaier, Y.R., Benhoussa, A. & Bazairi, H. 2019. Temporary patterns of the coralligenous habitat of the marine protected area of Jbel Moussa (southwest Mediterranean). In *Proceedings of the Third Mediterranean Symposium on the conservation of the coralligenous and other calcareous bioconcretions (Antalya, 15-16 January 2019)*. Tunis: RAC/SPA publ., 119-120.
- Sezgin, M., Bakir, K., Katagan, T., Stuat-Ates, A. & Kirkim, F. 2009. Crustacean diversity of the coralligenous (maërl) beds of the Aegean coast of Turkey. In *Proceedings of the First Mediterranean Symposium on the conservation of the coralligenous and other calcareous bioconcretions (Tabarka, 15-16 January 2009)*, C. Pergent-Martini, M. Bricchet (eds.). Tunis: RAC/SPA publ., 253-255.
- Siegl, A., Bayer, K., Kozytska, S., Hentschel, U. & Schmitt, S. 2008. Sponges and microbes - new frontiers in an ancient symbiosis. *Vie et Milieu* **58**, 165-174.
- Simeone, S., Guala, I., Conforti, A., Innangi, A., Ferrigno, F., Tonielli, R. & de Falco, G. 2014. A first insight into the coralligenous assemblages of Western Sardinia shelf (Italy). In *Proceedings of the Second Mediterranean Symposium of coralligenous and other calcareous bioconcretions (Portoroz, Slovenia, 29-30 October 2014)*, C. Bouafif, H. Langar, A. Ouerghi (eds.). Tunis: RAC/SPA publ., 165-170.
- Simkiss, K. 1964. Phosphates as crystal poisons of calcification. *Biological Reviews* **39**, 487-505.
- Sini, M., Garrabou, J. & Koutsoubas, D. 2014. Diversity and structure of coralligenous assemblages dominated

- by *Eunicella cavolini* (Koch, 1887) in the Aegean Sea. In *Proceedings of the Second Mediterranean Symposium of coralligenous and other calcareous bioconcretions (Portoroz, Slovenia, 29-30 October 2014)*, C. Bouafif, H. Langar, A. Ouerghi (eds.). Tunis: RAC/SPA publ., 171-176.
- Sini, M., Kipson, S., Linares, C., Garrabou, J. & Koutsoubas, D. 2014. Distribution of *Eunicella cavolini* (Koch, 1887) across the Mediterranean. In *Proceedings of the Second Mediterranean Symposium of coralligenous and other calcareous bioconcretions (Portoroz, Slovenia, 29-30 October 2014)*, C. Bouafif, H. Langar, A. Ouerghi (eds.). Tunis: RAC/SPA publ., 235-236.
- Sini, M., Kipson, S., Linares, C., Koutsoubas, D. & Garrabou, J. 2015. The yellow gorgonian *Eunicella cavolini*: Demography and disturbance levels across the Mediterranean Sea. *PLoS ONE* **10(5)**, e0126253.
- Sivan, D., Wdowinski, S., Lambeck, K., Galili, E. & Raban, A. 2001. Holocene sea-level changes along the Mediterranean coast of Israel, based on archaeological observations and numerical mode. *Palaeogeography, Palaeoclimatology and Palaeoecology* **167**, 101-117.
- Spanier, E. 1991. Artificial reefs to insure protection of the adult Mediterranean slipper lobster, *Scyllarides latus*. In *Les espèces marines à protéger en Méditerranée*, C. F. Boudouresque, M. Avon, V. Gravez (eds.). Marseille: GIS Posidonie, 179-185.
- Spanier, E., Pisanty, S., Tom, M. & Almog-Shtayer 2006. The fish assemblage on a coralligenous shallow shelf off the Mediterranean coast of northern Israel. *Journal of Fish Biology* **35**, 641-649.
- Stefanon, A. & Zuppi, M. 2000. Recent carbonate rock formation in the Northern Adriatic Sea: Hydrological and geotechnical implications. *Hydrogeologie*, **4**: 3-10.
- Taranto, G.H., Kvile, K.O., Pitcher, T.J. & Morato, T. 2012. An ecosystem evaluation framework for global seamount conservation and management. *PLoS ONE* **7(8)**, e42950.
- Teixidó, N., Bensoussan, N., Gori, A., Fiorillo, I. & Viladrich, N. 2016. Sexual reproduction and early life-history traits of the Mediterranean soft coral *Alcyonium acaule*. *Marine Ecology* **37**, 134-144.
- Teixidó, N., Casas, E., Cebrian, E., Kersting, D.K., Kipson, S., Linares, C., Ocaña, O., Verdura, J. & Garrabou, J. 2014. Biodiversity patterns of coralligenous outcrops in the Western Mediterranean: First insights across temporal and spatial scales. In *Proceedings of the Second Mediterranean Symposium of coralligenous and other calcareous bioconcretions (Portoroz, Slovenia, 29-30 October 2014)*, C. Bouafif, H. Langar, A. Ouerghi (eds.). Tunis: RAC/SPA publ., 177-182.
- Teixidó, N., Casas, E., Cebrian, E., Linares, C. & Garrabou, J. 2013. Impacts on coralligenous outcrop biodiversity of a dramatic coastal storm. *PLoS ONE* **8(1)**, e53742.
- Teixidó, N., Garrabou, J. & Harmelin, J.G. 2005. Demographic dynamics over long-term period of the coralligenous communities in the NW Mediterranean Sea. XIV Simposio Ibérico de Estudios de Biología Marina.
- Teixidó, N., Garrabou, J. & Harmelin, J.G. 2009. Demographic dynamics over long-term period of the coralligenous communities in the NW Mediterranean Sea. In *Proceedings of the First Mediterranean Symposium on the conservation of the coralligenous and other calcareous bioconcretions (Tabarka, 15-16 January 2009)*, C. Pergent-Martini, M. Bricchet (eds.). Tunis: RAC/SPA publ., 142-145.
- Teixidó, N., Garrabou, J. & Harmelin, J.G. 2011. Low dynamics, high longevity and persistence of sessile structural species dwelling on Mediterranean coralligenous outcrops. *PLoS ONE* **6(8)**, e23744.
- Templado, J. 1991. Las especies del género *Charonia* (Mollusca: Gastropoda) en el Mediterráneo. In *Les espèces marines à protéger en Méditerranée*, C. F. Boudouresque, M. Avon, V. Gravez (eds.). Marseille: GIS Posidonie, 133-140.
- Templado, J., Ballesteros, E., Galparsoro, I., Borja, A., Serrano, A., Marín, L. & Brito, A. 2012. *Guía interpretativa: Inventario español de hábitats marinos*. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. 229 pp.
- Templado, J. & Calvo, M. 2002. *Flora y fauna de la Reserva Marina de las Islas Columbretes*. Secretaría General de Pesca Marítima, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid. 263 pp.
- Templado, J. & Calvo, M. 2006. *Flora y fauna de la Reserva Marina y Reserva de Pesca de la isla de Alborán*. Secretaría General de Pesca Marítima, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid. 269 pp.
- Templado, J., García-Carrascosa, M., Baratech, L., Capaccioni, R., Juan, A., López-Ibor, A., Silvestre, R. & Massó, C. 1986. Estudio preliminar de la fauna asociada a los fondos coralíferos del mar de Alborán (SE de España). *Boletín Instituto Español de Oceanografía* **3**, 93-104.
- Thibaut, T., Blanfuné, A., Boudouresque, C.F., Personnic, S., Ruitton, S., Ballesteros, E., Bellan-Santini, D., Bianchi, C.N., Bussoti, S., Cebrian E., Cheminée, A., Culioli, J.M., Derrien, S., Guidetti, P., Harmelin-Vivien, M., Hereu, B., Morri, C., Poggiale, J.C. & Verlaque, M. 2017. An ecosystem-based approach to assess the status of Mediterranean algal-dominated shallow rocky reefs. *Marine Pollution Bulletin* **117**, 311-329.

- Thiel, M., Penna-Díaz, M.A., Luna-Jorquera, G., Salas, S., Sellanes, J. & Stotz, W. 2014. Citizen scientists and marine research: Volunteer participants, their contributions and projection for the future. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review* **52**, 257-314.
- Thierry De Ville d'Avray, L., Ami, D., Chenuil, A., David, R. & Féral, J.P. 2019. Application of the ecosystem service concept at a small scale: The cases of coralligenous habitats in the North-western Mediterranean Sea. *Marine Pollution Bulletin* **138**, 160-170.
- Tonin, S. 2018. Economic value of marine biodiversity improvement in coralligenous habitats. *Ecological Indicators* **85**, 1121-1132.
- Tonin, S. & Lucaroni, G. 2017. Understanding social knowledge, attitudes and perceptions towards marine biodiversity: The case study of tegnùe in Italy. *Ocean & Coastal Management* **140**, 68-78.
- Topçu, E.N. & Öztürk, B. 2014. Suspension-feeder dominated coralligenous communities in the lower saline layer of the Marmara Sea: Major octocoral assemblages. In *Proceedings of the Second Mediterranean Symposium of coralligenous and other calcareous bioconcretions (Portoroz, Slovenia, 29-30 October 2014)*, C. Bouafif, H. Langar, A. Ouerghi (eds.). Tunis: RAC/SPA publ., 239-240.
- Torchia, G., Pittito, F. Rais, C., Trainito, E., Badalamenti, F., Romano, C., Amosso, C., Bouafif, C., Dragan, M., Camisassi, S., Tronconi, D., Macic, V., Sghaier, Y.R. & Ouerghi, A. 2016a. *Montenegro: Platamuni and Ratac areas. Mapping of marine key habitats and initiation of monitoring network*. RAC/SPA – MedKey Habitats Project, Tunis, 77 pp.
- Torchia, G., Rais, C., Pittito, F., Langar, H., Bouafif, C., Abidi, A., Trainito, E., Romano, C., Dragan, M., Camisassi, S., Tronconi, D., Berutti P., Sghaier Y.R. & Ouerghi A. *Tunisie: Cap Negro-Cap Serrat. Cartographie des habitats marins clés de Méditerranée et initiation de réseaux de surveillance*. Ed. CAR/ASP - Projet MedKeyHabitats, Tunis. 78 pp.
- Torchia, G., Rais, C., Pittito, F., Langar, H., Bouafif, C., Abidi, A., Trainito, E., Romano, C., Dragan, M., Camisassi, S., Tronconi, D., Sghaier, Y.R. & Ouerghi, A. 2016b. *Tunisie: Cap Negro-Cap Serrat. Synthèse des connaissances disponibles et analyses des lacunes*. CAR/ASP-MedKey Habitats, Tunis, 37 pp.
- Torrents, O. & Garrabou, J. 2011. Fecundity of red coral *Corallium rubrum* (L.) populations inhabiting in contrasting environmental conditions in the NW Mediterranean. *Marine Biology* **158**, 1019-1028.
- Torrents, O., Garrabou, J., Marschal, C. & Harmelin, J.G. 2005. Age and size at first reproduction in the commercially exploited red coral *Corallium rubrum* (L.) in the Marseilles area (France, NW Mediterranean). *Biological Conservation* **121**, 391-397.
- Torrents, O., Tambutté, E., Caminiti, N. & Garrabou, J. 2008. Upper thermal thresholds of shallow vs. deep populations of the precious Mediterranean red coral *Corallium rubrum* (L.): Assessing the potential effects of warming. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **357**, 7-19.
- Tortonese, E. 1958. Bionomia marina della regione costiera fra punta della Chiappa e Portofino (Riviera Ligure di Levante). *Archivi di Oceanografia e Limnologia* **11**(2), 167-210.
- Tortonese, E. 1965. *Fauna d'Italia. Echinodermata*. Bologna: Calderini. 422 pp.
- Tossi, L., Zecchin, M., Franchi, F., Bergamasco, A., Da Lio, C., Baradello, L., Mazzoli, C., Montagna, C., Taviani, M., Tagliapietra, D., Carol, E., Franceschini, G., Giovanardi, O. & Donnici, S. 2017. Paleochannel and beach-bar palimpsest topography as initial substrate for coralligenous buildups offshore Venice, Italy. *Scientific Reports* **7**, 1321.
- Traganos, D., Miliou, A., Van den Bergh, J.P., Kirschbaum, R., Drakulic, M. & Matthews, S. 2014. Technique for the rapid assessment of coralligenous formations combining fishermen knowledge with boat-based surveys: An Eastern Aegean case study. In *Proceedings of the Second Mediterranean Symposium of coralligenous and other calcareous bioconcretions (Portoroz, Slovenia, 29-30 October 2014)*, C. Bouafif, H. Langar, A. Ouerghi (eds.). Tunis: RAC/SPA publ., 237-238.
- Tribot, A.S., Deter, J. & Mouquet, N. 2018. Integrating the aesthetic value of landscapes and biological diversity. *Proceedings Royal Society B* **285**, 20180971.
- Tribot, A.S., Mouquet, N., Villéger, S., Raymond, M., Hoff, F., Boissery, P., Holon, F. & Deter, J. 2016. Taxonomic and functional diversity increase the aesthetic value of coralligenous reefs. *Scientific Reports* **6**, 34229.
- True, M. A. 1970. Étude quantitative de quatre peuplements sciaphiles sur substrat rocheux dans la région marseillaise. *Bulletin Institut Océanographique Monaco* **69**(1401), 1-48.
- Trygonis, V. & Sini, M. 2012. PhotoQuad: A dedicated seabed image processing software and a comparative error analysis of four photoquadrat methods. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **424-425**, 99-108.
- Tsounis, G., Martinez, L., Bramanti, L., Viladrich, N., Gili, J.M., Martinez, A. & Rossi, S. 2012. Anthropogenic effects on reproductive effort and allocation of energy reserves in the Mediterranean octocoral *Paramuricea clavata*. *Marine Ecology Progress Series* **449**, 161-172.

- Tsounis, G., Rossi, S., Gili, J.M. & Arntz, W.E. 2007. Red coral fishery at the Costa Brava (NW Mediterranean): Case study of an overharvested precious coral. *Ecosystems* **10**, 975-986.
- Turicchia, E., Abbiati, M., Sweet, M. & Ponti, M. 2018. Mass mortality hits gorgonian forests at Montecristo Island. *Diseases in Aquatic Organisms* **131**, 79-85.
- Turon, X. 1990. Distribution and abundance of ascidians from a locality on the northeast coast of Spain. *P.S.Z.N.I: Marine Ecology* **11**, 291-308.
- Turon, X. 1992. Periods of non-feeding in *Polysyncraton lacazei* (Asciacea: Didemnidae): a rejuvenative process? *Marine Biology* **112**, 647-655.
- Turon, X. 1993. Els ascidis: faunística i distribució. In *Història Natural de l'arxipèlag de Cabrera*, J. A. Alcover, E. Ballesteros & J. J. Fornós (eds.). Mon. Soc. Hist. Nat. Balears 2. Palma de Mallorca: CSIC-Ed. Moll, 607-621.
- Turon, X. & Becerro, M. 1992. Growth and survival of several ascidian species from the northwestern Mediterranean. *Marine Ecology Progress Series* **82**, 235-247.
- Turon, X., Galera, J. & Uriz, M.J. 1997. Clearance rates and aquiferous systems in two sponges with contrasting life-history strategies. *Journal of Experimental Zoology* **278**, 22-36.
- Turon, X., Uriz, M.J. & Willenz, P. 1999. Cuticular linings and remodelisation processes in *Crambe crambe* (Demospongiae: Poecilosclerida). *Memoirs of the Queensland Museum* **44**, 617-625.
- UNEP-MAP-RAC/SPA 2006. *Classification of benthic marine habitat types for the Mediterranean region*. RAC/SPA, Tunis, 13 pp.
- UNEP-MAP-RAC/SPA 2008. *Action Plan for the coralligenous and other calcareous bio-concretions in the Mediterranean Sea*. RAC/SPA, Tunis, 21 pp.
- Uriz, M.J., Martin, D., Turon, X., Ballesteros, E., Hughes, R. & Acebal, C. 1991. An approach to the ecological significance of chemically mediated bioactivity in Mediterranean benthic communities. *Marine Ecology Progress Series* **70**, 175-188.
- Uriz, M.J., Rosell, D. & Maldonado, M. 1992b. Parasitism, commensalism or mutualism? The case of Scyphozoa (Coronatae) and horny sponges. *Marine Ecology Progress Series* **81**, 247-255.
- Uriz, M.J., Rosell, D. & Martin, D. 1992a. The sponge population of the Cabrera Archipelago (Balearic islands): characteristics, distribution, and abundance of the most representative species. *P.S.Z.N.I: Marine Ecology* **13**, 101-117.
- Uriz, M.J., Rosell, D. & Martin, D. 1992c. Relationships of biological and taxonomic characteristics to chemically mediated bioactivity in Mediterranean littoral sponges. *Marine Biology* **113**, 287-297.
- Urra, J., Rueda, J.L., Gofas, S. & Marina, P. 2012. A species-rich molluscan assemblage in a coralligenous bottom of the Alboran Sea (southwestern Mediterranean): Intra-annual changes and ecological considerations. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* **92**, 665-677.
- Vaissière, R. 1964. Contribution à l'étude bionomique de la Méditerranée Occidentale (côte du Var et des Alpes-Maritimes, côte occidentale de Corse). Fasc. 1: Généralités. *Bulletin Institut Océanographique Monaco* **63(1310)**, 1-12.
- Vaissière, R. & Fredj, G. 1963. Contribution à l'étude de la faune benthique du plateau continental de l'Algérie. *Bulletin Institut Océanographique Monaco* **60(1272)**, 1-83.
- Valencia, J.M., Grau, A., Box, A., Núñez-Reyes, Cohen-Sánchez, A. & Catanese, G. 2018. Primera detección de un nodavirus como agente etiológico del evento de mortalidad masiva de morenas (*Muraena helena*) en Ibiza y Formentera. In: *Llibre de Ponències i Resums de les VII Jornades de Medi Ambient de les Illes Balears*, G.X. Pons, L. del Valle, D. Vicens, S. Pinya, M. McMinn, F. Pomar (eds.), Societat d'Història Natural de les Balears & UiB, 172-175.
- Valencia, J.M., Grau, A., Pons, J., Jurdo-Rivera, J.A., Castro, J.A. & Catanese, G. 2019. Viral encephalopathy and retinopathy disease in *Epinephelus marginatus* from the Balearic Islands Marine Protected Areas. *Diseases in Aquatic Organisms* **135**, 49-58.
- Valisano, L., Notari, F., Mori, M. & Cerrano, C. 2016. Temporal variability of sedimentation rates and mobile fauna inside and outside a gorgonian garden. *Marine Ecology* **37**, 1303-1314.
- van de Water, J.A.J.M., Voolstra, C.R., Rottier, C., Cocito, S., Peirano, A., Allemand, D. & Ferrier-Pagès, C. 2018. Seasonal stability in the microbiomes of temperate gorgonians and the red coral *Corallium rubrum* across the Mediterranean Sea. *Microbial Ecology* **75**, 274-278.
- Van der Heijden, L.H. & Kamenos, N.A. 2015. Reviews and syntheses: Calculating the global contribution of coralline algae to total carbon burial. *Biogeosciences* **12**, 6429-6441.
- Vargas-Yañez, M., Garcia, M.J., Salat, J., Garcia-Martínez, M.C., Pascual, J. & Moya, F. 2008. Warming trends and decadal variability in the Western Mediterranean shelf. *Global and Planetary Change* **63**, 177-184.

- Vassallo, P., Bianchi, C.N., Paoli, C., Holon, F., Navone, A., Bavestrello, G., Cattaneo-Vietti, R. & Morri, C. 2018. A predictive approach to benthic habitat mapping: Efficacy and management implications. *Marine Pollution Bulletin* **131**, 218-232.
- Vázquez-Luis, M., Álvarez, E., Barrajón, A., García-March, J.R., Grau, A., Hendriks, I., Jiménez, S., Kersting, D., Moreno, D., Pérez, M., Ruiz, J.M., Sánchez, J., Villalba, A. & Deudero, S. 2017. SOS *Pinna nobilis*: a mass mortality event in western Mediterranean Sea. *Frontiers in Marine Science* **4**, 220.
- Velimirov, B. 1975. Wachstum und altersbestimmung der Gorgonie *Eunicella cavolinii*. *Oecologia* **19**, 259-272.
- Vendramin, N., Patarnello, P., Toffan, A., Panzarin, V., Cappelozza, E., Tedeco, P., Terlizzi, A., Terregino, C. & Cattoli, G. 2013. Viral encephalopathy and retinopathy in groupers (*Epinephelus* spp.) in southern Italy: A threat for wild endangered species? *BMC Veterinary Research* **9**, 20.
- Verdura, J., Linares, C., Ballesteros, E., Uriz, J.M., Coma, R. & Cebrian, E. 2019. Biodiversity loss in a Mediterranean ecosystem due to an extreme warming event unveil the role of an engineering gorgonian species. *Scientific Reports* **9**(1), 5911.
- Vezzulli, L., Pezzati, E., Huete-Stauffer, C., Pruzzo, C. & Cerrano, C. 2013. 16SrDNA pyrosequencing of the Mediterranean gorgonian *Paramuricea clavata* reveals a link among alterations in bacterial holobiont members, anthropogenic influence and disease outbreaks. *PLoS ONE* **8**(6), e67745.
- Vezzulli, L., Previati, M., Pruzzo, C., Marchese, A., Bourne, D.G. & Cerrano, C. 2010. *Vibrio* infections triggering mass mortality events in a warming Mediterranean Sea. *Environmental Microbiology* **12**, 2007-2019.
- Vicente, N. & Moreteau, J.C. 1991. Statut de *Pinna nobilis* L. en Méditerranée (Mollusque Eulamellibranche). In *Les espèces marines à protéger en Méditerranée*, C. F. Boudouresque, M. Avon, V. Gravez (eds.). Marseille: GIS Posidonie, 159-168.
- Vielzeuf, D., Garrabou, J., Baronnet, A., Grauby, O. & Marschal, C. 2008. Nano to macroscale biomineral architecture of red coral (*Corallium rubrum*). *American Mineralogist* **93**, 1799-1815.
- Vighi, M. 1972. Étude sur la reproduction du *Corallium rubrum* (L.). *Vie Milieu sér. A* **23**, 21-32.
- Virgilio, M., Airoidi, L. & Abbiati, M. 2006. Spatial and temporal variations of assemblages in a Mediterranean coralligenous reef and relationships with surface orientation. *Coral Reefs* **25**, 265-272.
- Weinbauer, M.G. & Velimirov, B. 1995a. Morphological variations in the Mediterranean sea fan *Eunicella cavolini* (Coelenterata: Gorgonacea) in relation to exposure, colony size and colony region. *Bulletin of Marine Science* **56**, 283-295.
- Weinbauer, M.G. & Velimirov, B. 1995b. Biomass and secondary production of the temperate gorgonian coral *Eunicella cavolini* (Coelenterata, Gorgonacea). *Marine Ecology Progress Series* **121**, 211-216.
- Weinberg, S. 1979. The light-dependent behaviour of planulae larvae of *Eunicella singularis* and *Corallium rubrum* and its implication for octocorallian ecology. *Bijdragen tot de Dierkunde* **49**, 16-30.
- Weinberg, S. 1991. Faut-il protéger les gorgones de Méditerranée? In *Les espèces marines à protéger en Méditerranée*, C. F. Boudouresque, M. Avon, V. Gravez (eds.). Marseille: GIS Posidonie, 47-52.
- Weinberg, S. & Weinberg, F. 1979. The life cycle of a gorgonian: *Eunicella singularis* (Esper, 1794). *Bijdragen tot de Dierkunde* **48**, 127-140.
- Weisz, J.B., Lindquist, N. & Martens, C.S. 2008. Do associated microbial abundances impact marine demosponge pumping rates and tissue densities? *Oecologia* **155**, 367-376.
- Whitehead, P. J. P., Bauchot, M. L., Hureau, J. C., Nielsen, J. & Tortonese, E. (eds.) 1984-1986. *Fishes of the North-eastern Atlantic and the Mediterranean*. Vols. I-III. Bungay: Chaucer.
- Witkowski, F., Vion, A. & Bouchoucha, M. 2016. Temporal partitioning of diurnal behavioural patterns of *Coris julis* and *Diplodus vulgaris* (Actinopterygii: Perciformes) in Mediterranean coralligenous habitats. *Acta Ichthyologica et Piscatoria* **46**, 171-183.
- Woelkerling, W. J. 1983. A taxonomic reassessment of *Lithophyllum* (Corallinaceae, Rhodophyta) based on studies of R. A. Philippi's original collections. *British Phycological Journal* **18**, 299-328.
- Woelkerling, W. J., Penrose, D. & Chamberlain, Y. M. 1993. A reassessment of type collections of non-geniculate Corallinaceae (Corallinales, Rhodophyta) described by C. Montagne and L. Dufour, and of *Melobesia brassica-florida* Harvey. *Phycologia* **32**, 323-331.
- Zabala, M. 1984. Briozous de les illes Medes. In *Els sistemes naturals de les Illes Medes*, J. Ros, I. Olivella & J. M. Gili (eds). *Arxius Secció Ciències* **73**, 537-562.

- Zabala, M. 1986. Fauna dels briozous dels Països Catalans. *Arxius Secció Ciències* **84**, 1-833.
- Zabala, M. & Ballesteros, E. 1989. Surface-dependent strategies and energy flux in benthic marine communities or, why corals do not exist in the Mediterranean. *Scientia Marina* **53**, 3-17.
- Zabala, M., Garcia-Rubies, A., Louisy, P. & Sala, E. 1997a. Spawning behaviour of the Mediterranean dusky grouper *Epinephelus marginatus* (Lowe, 1834) (Pisces, Serranidae) in the Medes islands Marine Reserve (NW Mediterranean, Spain). *Scientia Marina* **61**, 65-77.
- Zabala, M., Louisy, P., Garcia-Rubies, A. & Gracia, V. 1997b. Socio-behavioural context of reproduction in the Mediterranean dusky grouper *Epinephelus marginatus* (Lowe, 1834) (Pisces, Serranidae) in the Medes islands Marine Reserve (NW Mediterranean, Spain). *Scientia Marina* **61**, 79-89.
- Zapata-Ramírez, P.A., Huete-Stauffer, C., Coppo, S. & Cerrano, C. 2014. Using MAXENT to understand and predict the distribution of coralligenous assemblages. In *Proceedings of the Second Mediterranean Symposium of coralligenous and other calcareous bioconcretions (Portoroz, Slovenia, 29-30 October 2014)*, C. Bouafif, H. Langar, A. Ouerghi (eds.). Tunis: RAC/SPA publ., 183-188.
- Zapata-Ramírez, P.A., Huete-Stauffer, C., Scaradozzi, D., Marconi, M. & Cerrano, C. 2016. Testing methods to support management decisions in coralligenous and cave environments. A case study in Portofino MPA. *Marine Environmental Research* **118**, 45-56.
- Zapata-Ramírez, P.A., Scaradozzi, D., Sorbi, L., Palma, M., Pantaleo, U., Ponti, M. & Cerrano, C. 2013. Innovative study methods for the Mediterranean coralligenous habitats. *Advances in Oceanography and Limnology* **4**, 102-119.
- Zenetos, A., Koutsogiannopoulos, D., Ovalis, P. & Poursanidis, D. 2013. The role played by citizen scientists in monitoring marine alien species in Greece. *Cahiers de Biologie Marine* **54**, 419-426.
- Zibrowius, H., Monteiro-Marques, V. & Grashoff, M. 1984. La répartition du *Corallium rubrum* dans l'Atlantique (Cnidaria, Anthozoa: Gorgonaria). *Téthys* **11**, 163-170.
- Zunino, S., Canu, D.M., Bandelj, V. & Solidoro, C. 2017. Effects of ocean acidification on benthic organisms in the Mediterranean Sea under realistic climatic scenarios: A meta-analysis. *Regional Studies in Marine Science* **10**, 86-96.



**Mediterranean
Action Plan**
Barcelona
Convention



*The Mediterranean
Biodiversity
Centre*

Specially Protected Areas Regional Activity Centre (SPA/RAC)
Boulevard du Leader Yasser Arafat - B.P. 337 - 1080 Tunis Cedex - Tunisia
Tel: +216 71 206 649 / 485 | car-asp@spa-rac.org | www.spa-rac.org

ISBN 978-9909-9820-1-3



9 789909 982013