

Projet pour la préparation d'un Plan d'Action Stratégique pour la Conservation
de la Biodiversité dans la Région Méditerranéenne
(PAS - BIO)

Le coralligène en Méditerranée

Définition de la biocénose coralligène en Méditerranée, de ses principaux
« constructeurs », de sa richesse et de son rôle en écologie benthique et analyse des
principales menaces



Projet pour la préparation d'un Plan d'Action Stratégique
pour la Conservation de la Biodiversité dans la Région
Méditerranéenne
(PAS – BIO)

Le coralligène en Méditerranée

Définition de la biocénose coralligène en Méditerranée, de ses principaux « constructeurs », de sa richesse et de son rôle en écologie benthique et analyse des principales menaces



**CAR/ASP– Centre d'Activités Régionales pour les Aires Spécialement Protégées
2003**

Note : les appellations employées dans ce document et la présentation des données qui y figurent n'impliquent de la part du CAR/ASP et du PNUE aucune prise de position quant au statut juridique des pays, territoires, villes ou zones, ou de leur autorité, ni quant au tracé de leur frontière ou limites. Les avis exprimés dans ce document sont propres à l'auteur et ne représentent pas nécessairement les avis du CAR/ASP ou du PNUE.

Ce document a été préparé pour le CAR/ASP par le Dr Enric Ballesteros du Centre d'études Avancées de Blanès (CSIC Accès Cala Sant Francesc, 14. E-17300 Blanes, Girona, Espagne). Sa version française a été légèrement augmentée par Mr Ben Mustapha Karim de l'Institut National des Sciences et Technologies de la Mer (INSTM, Salammbô, Tunisie), avec quelques ajouts relatifs aux données récentes sur le coralligène en Tunisie, afin de donner une idée sur la richesse de cette biocénose en Méditerranée orientale.

Mars 2003

Couverture
A.Bouajina
© CAR/ASP

**Représentation idéalisée d'une communauté coralligène typique
(d'après un dessin de Zabala, in Ros et al, 1985)**

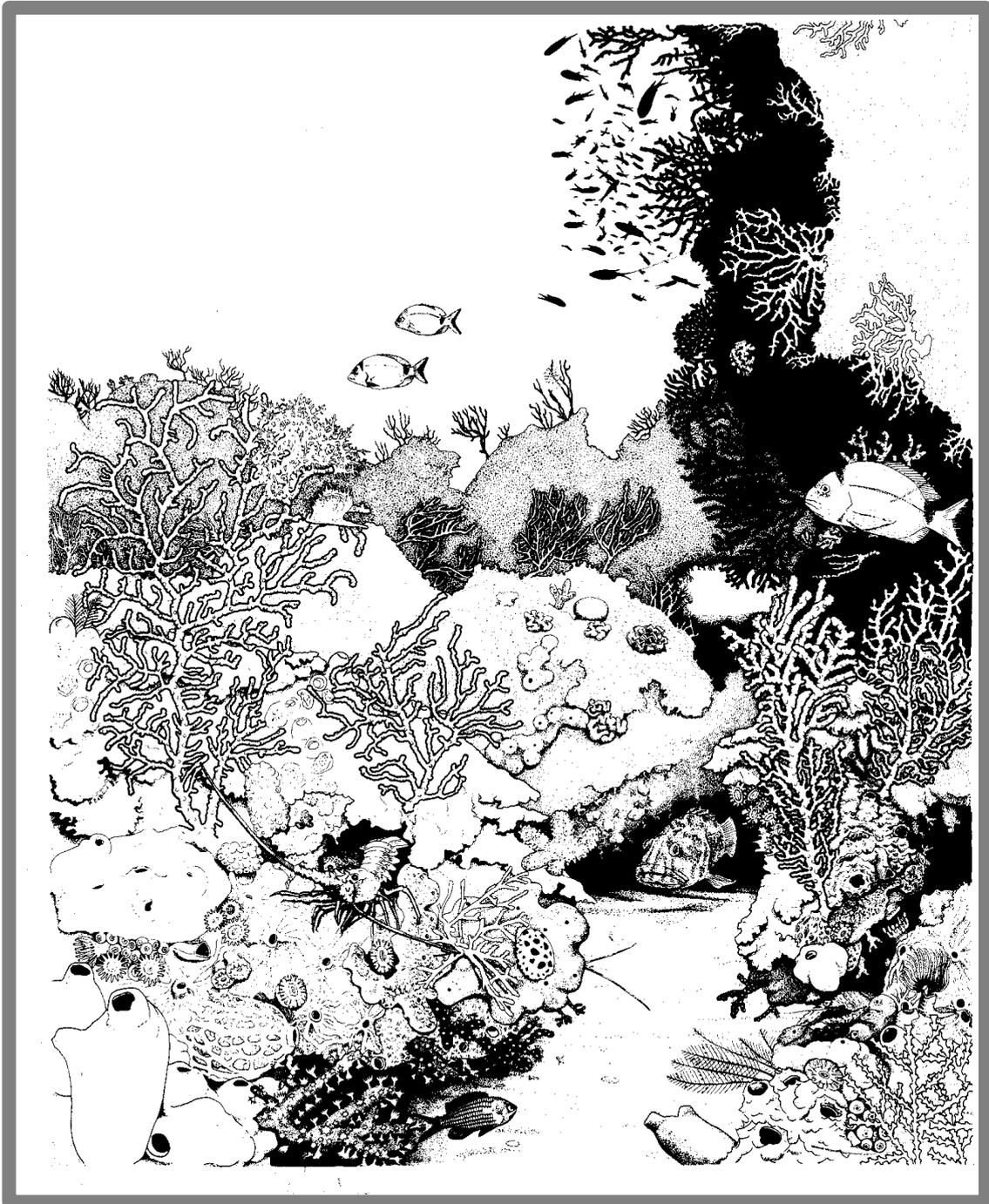


Table des matières

1.- Description	1
2.- Historique et études principales	2
2.1.- Les études générales de faunistiques	2
2.2.- Les études algales	4
3.-Facteurs environnementaux et distribution	6
3.1.- La lumière	6
3.2.- Les nutriments, POC, DOC	6
3.3.- L'hydrodynamisme	7
3.4.- Les températures	8
3.5.- La salinité	8
3.6.- La distribution géographique	8
3.7.- La distribution en profondeur	9
4.-Structure	10
4.1.- Les types de coralligènes : structure et habitats	10
4.2.- Les constructeurs algaux	11
4.3.- Les constructeurs animaux	13
4.4.- Les organismes responsables de la bio-érosion	15
4.5.- Les Peuplements	16
5.- Biodiversité	20
5.1.-Groupes taxonomiques	22
5.1.1.les algues	22
5.1.2.les protozoaires	23
5.1.3.les éponges	23
5.1.4.les hydrozoaires	24
5.1.5.les anthozoaires	25
5.1.6.les scyphozoaires	26
5.1.7.les tubellariaires	26
5.1.8.les nemertiniens	26
5.1.9.les nématodes	26
5.1.10.les polychètes	26
5.1.11.les sipunculidés	27
5.1.12.les échuriens	27
5.1.13.les mollusques	27
5.1.14.les mites	28
5.1.15.les pycnogonidés	29
5.1.16.les copépodes	29
5.1.17.les ostracodes	29

5.1.18.les cirripèdes	29
5.1.19.es phyllocaridés	29
5.1.20.les mysidacés	29
5.1.21.les cumacéens	29
5.1.22.les tanaidacés	29
5.1.23.les amphipodes	30
5.1.24.les isopodes	30
5.1.25.les décapodes	30
5.1.26.les ptérobanches	31
5.1.27.les brachiopodes	31
5.1.28.les bryozoaires	31
5.1.29.les crinoïdes	32
5.1.30.les ophiuries	32
5.1.31.les astéroïdes	32
5.1.32.les échinoides	33
5.1.33.les holothurides	33
5.1.34.les tuniciers	33
5.1.35.les poissons	34
5.2.- Les espèces en danger	35
6.-Rapports biotiques	38
6.1.-interactions Spatiales, herbivores, carnivores	38
6.2.-Chimie écologique	39
6.3.-Epibiosie, mutualisme, commensalisme et le parasitisme	39
7.-Processus	42
7.1.-Croissance et âge de concrétions coralligènes	42
7.2.- La production de carbonate	42
7.3.- La bioérosion	43
7.4.- La Sédimentation	44
8.-Dynamique et saisonnalité	45
9.-Fonctionnement des espèces remarquable et des espèces clef	47
9.1.-Les algues Corallines	47
9.2.-Halimeda tuna	47
9.3.-Les éponges	49
9.4.-Les hydrozoaires	48
9.5.-Le corail rouge	49
9.6.-Les Gorgonaires	50
9.7.-Les alcyonaires	52
9.8.-Les tuniciers	52
10.-Les perturbations	54
10.1.-Les événements à Grande échelle	54
10.2.-Dégradations par les eaux usées	55
10.3.-Dégradations par la pratique de la pêche	55
10.4.-Dégradations par la fréquentation des plongeurs	56

10.5.-Les espèces invasives	57
11.-Conclusions à propos des connaissances des communautés coralligènes	59
12.-Les actions	62
12.1.-Lacunes dans la connaissance scientifique	62
12.2.-Recommandations pour la protection coralligène	62
13.-Références	65

1. DESCRIPTION

1.1. Définir le coralligène ?

Il n'existe pas un réel consensus, parmi les scientifiques qui étudient les communautés benthiques en mer Méditerranée, de ce qu'est le coralligène. Dans cette révision nous considérerons le coralligène comme un fond dur d'origine biogénique principalement produit par l'accumulation d'algues calcaires encroûtantes vivant dans des conditions de luminosité réduite. Bien qu'il soit plus étendu dans l'étage circalittoral, il peut aussi se développer dans l'étage infralittoral, à condition que la luminosité soit assez faible pour permettre la croissance des algues corallines, qui sont à l'origine du concrétionnement; c'est pourquoi, les concrétions coralligènes infralittorales se développent presque toujours sur les parois verticales, les canaux profonds, ou bien les surplombs et occupent des surfaces réduites.

Dans la présente révision, nous ne tiendrons pas compte de communautés sciaphiles qui se développent près du niveau de mer, dans les sites où l'hydrodynamisme est fort, d'habitude au-dessous du trottoir biogénique constitué par l'algue coralline *Lithophyllum lichenoides* (Boudouresque et Cinelli, 1976), bien que ces communautés puissent montrer de petits concrétionnement d'algues corallines. D'autres communautés à dominance algales prospérant dans l'étage circalittoral comme les lits à rhodolithes (Basso et Tomaselli, 1994) ou bien le faciès à *Cystoseira zosteroides* (Ballesteros, 1990) ne sont pas considérées ici, étant donnée que le concrétionnement des algues corallines est réduit voir même inexistant.

Quelques faciès du coralligène - regroupé sous le nom de "précoralligène" par plusieurs auteurs (par exemple. Pérès et Picard, 1964; Gili et Ros, 1985; Ros et d'autres., 1985) - ne sont pas pris en compte dans cette révision, sauf s'ils se réfèrent aux communautés sciaphiles sans concrétionnement basal d'algues corallines.

Donc, la présence d'un bioherme d'algues corallines vivantes à des taux de radiations faibles et dans des eaux relativement calmes, sont les critères principaux que nous avons considérés pour définir le coralligène. Ce bioherme est toujours très complexe dans sa structure et permet le développement - au fait - de plusieurs sortes de communautés (Laborel, 1961; Laubier, 1966) allant de celles dominées par les algues vivantes (la partie supérieure des concrétions), les suspensivores (la partie basale des concrétions, les parois des cavités et les surplombs des concrétionnements), les foreurs (à l'intérieur des concrétions) et même la faune des fonds meubles (dans le sédiment déposé dans les cavités et les trous). C'est pourquoi le coralligène doit être considéré plutôt comme un paysage sous-marin ou bien un puzzle formé par plusieurs communautés, que comme une seule communauté.

2. HISTORIQUE ET PRINCIPALES ÉTUDES

2.1. Etudes de faunistiques générales

Marion (1883) a été le premier à utiliser le mot coralligène pour décrire les fonds durs que les pêcheurs de Marseille appelaient "broudo", qui s'étendent entre 30 et 70 mètres de profondeur, entre les prairies de phanérogames à *Posidonia oceanica* et les fonds envasés côtiers. "Coralligène" signifie "producteur de corail" et ce terme est lié à l'abondance du corail rouge (*Corallium rubrum*) dans ce type de fonds. Marion inclut de longues listes faunistiques d'espèces collectées dans ces fonds "coralligène".

Pruvot (1894, 1895) a aussi utilisé le terme "coralligène" pour décrire des fonds semblables dans la région des Pyrénées Méditerranéennes (Banyuls) et cette terminologie a été incluse dans les descriptions bionomiques des fonds Méditerranéens à partir de la fin du dix-neuvième siècle.

Feldmann (1937) a minutieusement décrit la composition algale du coralligène de Banyuls et a identifié les algues calcaires principales à l'origine du concrétionnement coralligène. Il a aussi fait des observations sur les animaux contribuant à ce concrétionnement ainsi que ceux responsables de la bio érosion (bio-foreurs).

Pères et Picard (1951) ont continué le travail de Marion (1883) sur les fonds coralligènes de la région de Marseille, définissant les composantes du coralligène, montrant sa haute variabilité microspatiale et décrivant les facteurs exogènes qui permettent son développement.

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

Pères et Picard (1958) ont caractérisé les communautés coralligènes de la Méditerranée nord-orientale, définissant un aspect avec plusieurs espèces d'eaux chaudes et sans la présence de nombreuses espèces qui dominent les concrétionnements coralligènes de Méditerranée occidentale.

Laborel (1960, 1961) a aussi étendu l'étude du coralligène à d'autres secteurs de la Méditerranée, y compris la Méditerranée Orientale. Il a décrit cinq types principaux de coralligènes (grotte et concrétions surplombantes, concrétions des parois, concrétions à la base de parois_sous-marines, concrétions couvrant les surfaces rocheuses plates et le coralligène de plateau). Laborel (1960) a aussi donné les premières listes quantitatives d'espèces algales et animales obtenues par plongée sous-marine.

Pères et Picard (1964) ont résumé les connaissances sur le coralligène, ont défini la notion de précoraligène et ont simplifié les catégories de Laborel (1961) en deux types de coralligène : le coralligène de la roche littorale et le coralligène de plateau ou des bancs, selon le substrat original (rocheux ou meuble) sur lequel le concrétionnement s'est amorcé. Ils ont proposé une série évolutive reliant les différentes biocénoses de l'étage circalittoral en Méditerranée et ont suggéré le coralligène comme biocénose climacique de cet étage.

Ces mêmes auteurs ont aussi fait référence au terme précoraligène comme un faciès ayant un grand développement d'algues sciaphiles érigées non calcaires et à faible couvert d'invertébrés. Une version anglaise résumée du travail de Pérès et Picard (1964) peut être trouvée dans Pérès (1967).

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

Gamulin Brida (1965) a réalisé les premières études bionomiques sur le coralligène de la Mer Adriatique et a conclu qu'il est bio-géographiquement très similaire au coralligène de la Méditerranée nord occidentale, avec une forte abondance de grands bryozoaires, gorgonaires et alcyonaires.

Laubier (1966) a fait une contribution principale à la connaissance des invertébrés vivant dans le coralligène, basée sur les concrétionnements des Pyrénées Méditerranéennes. Il a d'abord exposé la grande diversité biologique de ces fonds et a soigneusement étudié la faune de ces concrétions (les études sur polychètes, les copépodes et les échinodermes étaient particulièrement précis) puis a défini les conditions physico-chimiques permettant l'installation du coralligène. Il était aussi le premier à faire beaucoup d'observations liées à l'histoire naturelle des espèces peuplant le coralligène et, en particulier, il a mentionné les rapports et les relations d'epibioses, endobioses, commensalismes et de parasitismes.

Sarà (1968, 1969) a décrit le coralligène dans la région italienne des Pouilles.

True (1970) a récolté des échantillons quantitatifs dans le coralligène de Marseille, avançant des données sur la biomasse des principales espèces suspensivores.

Hong (1980, 1982) a décrit de manière exhaustive le coralligène de Marseille et les effets des rejets d'eaux usées sur la faune peuplant les concrétions coralligènes. Il a aussi mentionné les animaux contribuant aux concrétions coralligènes et a défini quatre catégories différentes d'invertébrés qui peuvent être distinguées suivant leur signification écologique dans le coralligène. Les listes considérables de plusieurs groupes taxonomiques (principalement des foraminifères, des éponges, des mollusques, pycnogonides, amphipodes et bryozoaires) ont fortement augmenté la connaissance de la diversité biologique du coralligène.

Gili et Ros (1984) ont passé en revue les communautés coralligènes des îles Medes, dans la côte nord-est de l'Espagne et ont évalué avec précision la surface totale occupée par le coralligène dans cette réserve marine (Gili et Ros, 1985). Les listes détaillées d'espèces de la plupart des groupes végétaux et animaux du coralligène de zones remarquables en Méditerranée espagnole peuvent aussi être trouvées dans Ballesteros et al (1993) et Ballesteros et Tomas (1999).

Sartoretto (1996) a étudié le taux de croissance des concrétionnements coralligènes par la datation au carbone 14 et a lié les périodes de croissance aux différentes conditions environnementales, principalement au niveau eustatique de l'eau et à la transparence de la colonne d'eau. Il a aussi identifié les principales algues calcaires qui finalement constituent le concrétionnement et a souligné l'importance de *Mesophyllum alternans*.

L'effet de la sédimentation et de l'érosion par les brouteurs et des foreurs a été aussi quantitativement évaluée.

2.2. Les études algales

Feldmann (1937) était le premier qui a explicitement décrit la composition algale du coralligène, il a différencié ces fonds des lits algaux profonds de *Cystoseira spinosa* et *Cystoseira zosteroides* et a identifié les algues calcaires principales formant le concrétionnement coralligène. La communauté algale vivant dans le coralligène a reçu le nom d'association à *Pseudolithophyllum expansum*-*Lithophyllum hauckii*.

La plongée sous marine a été appliquée à l'étude de la flore algale du coralligène d'abord par Giaccone (1965), qui a réalisé quelques "relevés" du coralligène et l'a défini comme une association particulière de plantes, le *Pseudolithophyllo-Halimedetum platydiscae* dans la zone de Palerme (Sicile). Giaccone et de Léo (1966) ont aussi étudié par plongée sous-marine le coralligène et le précoraligène du Golfe de Palerme en utilisant la méthode phytosociologique de Braun Blanquet. Ils ont distingué les deux types de communautés qu'ils ont nommé association à *Lithophyllum expansum* et *Lithothamnion philippi* (coralligène) et association à *Halimeda platydisca* et *Udotea desfontainii* (précoraligène). La population de *Laminaria rodriguezii* vivant sur une communauté coralligène à l'île d'Ustica a été aussi étudiée par Giaccone (1967), bien que ce varech endémique de la Méditerranée soit d'habitude plus abondant dans les lits à rhodolithes profonds ("des fonds à pralinés") (Molinier, 1956).

Boudouresque (1970) a étudié les communautés macroalgales du coralligène dans le cadre d'un travail détaillé et complet sur les communautés benthiques sciaphiles en Méditerranée occidentale avec une méthodologie précise (Boudouresque, 1971). Le prélèvement d'échantillons au scaphandre autonome et leur tri et identification détaillés au laboratoire ont été utilisés. Augier et al. (1971) ont étudié avec cette même méthode les communautés algales sciaphiles dans l'île de Port-Cros (France).

Boudouresque (1973) a proposé d'éviter l'utilisation des termes coralligène et précoraligène, qui ont une valeur physiognomical, mais ne constituent pas une entité bionomique ou phytosociologique, et a regroupé l'ensemble des colonies d'algues sciaphiles vivants sous des conditions relativement abritées en une association (*Peyssonnelietum rubrae*), avec deux sous-associations, correspondant aux faciès bionomiques développés dans l'étage infralittoral (*Peyssonnelietum aglaothamnietosum*) ou bien dans l'étage circalittoral (*Peyssonnelietum rodriguezellietosum*). Il a souligné la grande diversité biologique de ces faciès et a défini le groupe écologique d'algues caractéristiques des concrétions coralligène (CC ou *Rodriguezellikon*).

Augier et Boudouresque (1975) ont considéré que la composition algale du coralligène vivant en eaux profondes diffère de la composition algale de l'assemblage sciaphile de l'étage infralittoral et l'ont nommé *Rodriguezellietum strafforellii* selon la nomenclature phytosociologique.

Boudouresque (1980) et Coppejans & Hermy (1986) ont apporté des contributions significatives à l'étude des associations algales du coralligène en Corse.

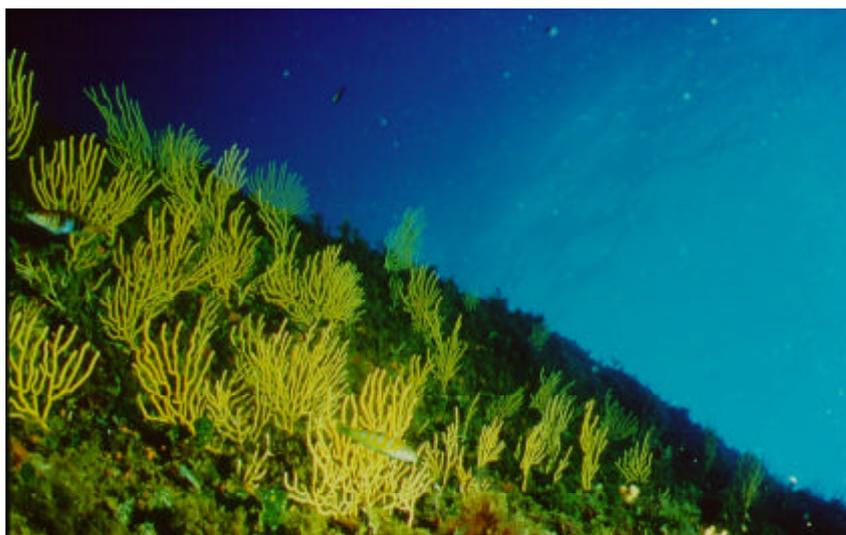
Ballesteros (1991a, 1991b, 1991c, 1992) a fourni les premières données sur la dynamique et la structure à petite échelle de l'association algale des communautés coralligène.

Giaccone et al. (1994) ont réalisé une révision phytosociologique des associations sciaphiles décrites en Méditerranée. Selon cette révision, la plupart des associations phytobenthiques du coralligène doivent être incluses dans l'ordre Lithophylletalia, où deux associations sont distinguées : le Lithophyllo-Halimedetum tunae décrit par Giaccone (1965) et le Rodriguezelletum strafforellii décrit par Augier et Boudouresque (1975). Les associations phytobenthiques formant des concrétions coralligènes des parois verticales et des surplombs de l'étage infralittoral doivent être incluses dans l'Ordre Rhodymenietalia et appartenir la plupart des temps à l'association Udoteo-Peyssonnelietum squamariae décrite par Molinier (1960) en Corse, qui semble être identique à l'association de Peyssonnelia squamaria décrite par Feldmann (1937) dans les Pyrénées Méditerranéennes .

3. FACTEURS ENVIRONNEMENTAUX ET DISTRIBUTION DU CORALLIGÈNE

3.1. La Lumière

La lumière est probablement le facteur exogène le plus important quant à la distribution d'organismes benthiques le long des fonds rocheux de la plate-forme continentale (Ballesteros, 1992; Marti, 2002). La Lumière est aussi très importante pour le développement et la croissance du coralligène, comme ses constructeurs principaux sont les macroalgues qui ont besoin d'assez d'éclairement pour croître mais qui ne supportent pas de hauts niveaux des irradiations (Pérès et Picard, 1964; Laubier, 1966). Selon Ballesteros (1992) le coralligène est capable de se développer à des taux des irradiations variant entre 1.3 MJ m^{-2} par an et $50 - 100 \text{ MJ m}^{-2}$ par an, c'est à dire entre 0.05 % et 3 % d'irradiations en surface. Des niveaux semblables sont donnés par Ballesteros et Zabala (1993) qui placent la limite inférieure pour la croissance des corallines Méditerranéennes autour de 0.05 % des irradiations de surface. Ces valeurs sont similaires à celles obtenues par Laubier (1966) dans le coralligène de Banyuls, à la profondeur de 32 mètres, où il a fait état de niveaux de lumières de 1.8 – 2,6 % des irradiations de surface à midi en septembre.



Champ foisonnant de gorgonaires vers 50 m de profondeur, luminosité très réduite. CAR/ASP

Cependant, les taux de luminosités atteignant les micro-environnements différents du coralligène peuvent différer, au moins, dans deux ordres d'amplitudes. Par exemple Laubier (1966) rapporte des taux de luminosités 17 fois plus bas dans un surplomb dominé par le corail rouge que ceux enregistrés dans une surface horizontale exposée. Des taux de luminosité atteignant les petits trous et les cavités du coralligène doivent être presque nuls et similaires aux taux de luminosités atteignant la zone bathyale ou la partie la plus interne des grottes.

3.2. Les nutriments, PCO et COD

Les substances nutritives dissoutes dans l'eau de mer aux profondeurs du coralligène suivent le modèle annuel décrit pour les eaux côtières de la Méditerranée, avec les valeurs les plus hautes en hiver et les valeurs les plus basses en été. La concentration de nitrate

annuelle dans l'eau près des concrétions coralligène à 18 et 40 mètres de profondeur à Tossa (Méditerranée nord occidentale) est autour de $0.6 \mu \text{ Mol l}^{-1}$, avec les pics de $1.5 \mu \text{ Mol l}^{-1}$ en hiver et des niveaux non détectables en été (Ballesteros, 1992). Des valeurs semblables sont signalées dans une station de Cabrera, à la profondeur de 50 mètres (Ballesteros et Zabala, 1993). Cependant, ces valeurs sont beaucoup inférieures que celles reportées de stations situées près des embouchures fluviales, comme le coralligène des îles Medes, où des 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 en deçà de la valeur de $0.1 \mu \text{ Mol l}^{-1}$ à Tossa et Cabrera (Concentrations moyennes autour $0.04 \mu \text{ Mol l}^{-1}$ ou plus bas) (Ballesteros, 1992; Ballesteros et Zabala, 1993), ou toujours en deçà de la valeur de $0.2 \mu \text{ Mol l}^{-1}$ dans des îles Medes (concentrations moyennes autour $0.13 \mu \text{ Mol l}^{-1}$) (Garrabou, 1997). Le coralligène semble être adapté à ces concentrations basses de nutriments dans l'eau de mer, étant donné que leur disponibilité accrue affecte énormément la composition spécifique, inhibe la construction du coralligène et augmente son taux de destruction (Hong, 1980).

Des moyennes annuelles en particules de carbone organique (PCO) de $387 \mu \text{ G C l}^{-1}$ sont signalées de la communauté planctonique située près du fond autour des îles Medes à la profondeur de 15 mètres (Ribes et al., 1999a), bien que les valeurs d'hiver et de printemps soient beaucoup plus élevées (500 à $800 \mu \text{ G C l}^{-1}$). Le Carbone Organique Dissous (COD), signalé aussi à partir du même site par Ribes et al. (1999a), s'élève à $2560 \mu \text{ G C l}^{-1}$, avec des pics au printemps et en été. Ribes et al. (1999a) ont conclu que la fraction détritique était le composant dominant du carbone organique total à travers l'année dans la communauté planctonique située près du fonds, que l'on pourrait expliquer par l'importance des particules provenant de l'écoulement de surface aux îles Medes, mais aussi par l'apport de matières organiques à partir de la production des macro-algues (et des phanérogames) et par l'activité de suspensivores benthiques qui prélèvent les organismes microbiens du plancton. Cependant, d'autres études sont nécessaires sur ce thème parce que les îles Medes sont fortement affectées par les apports en POC et en COD à partir des eaux continentales, ce qui n'est pas le cas habituel pour la plupart des zones côtières Méditerranéennes (principalement dans les îles ou bien dans la partie sud).

3.3. L'hydrodynamisme

Les courants dominant aux profondeurs où le coralligène se développe (Riedl, 1966), mais l'hydrodynamisme généré par les vagues est très significatif même aux profondeurs de 50 mètres (Ballesteros et Zabala, 1993; Garrabou, 1997) pour les hauteurs de vague dépassant 1 mètre. Les taux annuels moyens de mouvement d'eau dans une communauté coralligène aux îles Medes, située entre 25 et 35 mètres de profondeur sont de 40 mg de CaSO_4 par heure, c'est-à-dire un ordre d'ampleur plus bas que le mouvement d'eau à la profondeur de 2 mètres (Garrabou, 1997). Néanmoins et en raison de la morphologie imbriquées du coralligène, l'hydrodynamisme peut y différer énormément pour les micro-environnements divers, d'une manière semblable à celle annoncée pour les taux de luminosités (Laubier, 1966).

3.4. Les Températures

La plupart des organismes vivant dans le coralligène peuvent supporter les variations saisonnières normales de températures que l'on rencontre dans les eaux de la Méditerranée. Bien que Pérès et Picard (1951) aient déclaré que le coralligène montre une stenothermie relative, Laubier (1966) a décrit des variations de température annuelles de 10 à 23°C dans le coralligène de Banyuls. Ballesteros (1992) a rapporté plus ou moins les mêmes températures pour le coralligène se développant entre - 20 et - 40 mètres de profondeur à Tossa de Mar entre la fin novembre et la fin juin (13 à 16°C), mais des différences allant jusqu'à 9 degrés en été, quand le thermocline est située autour de la profondeur de - 35 mètres; cependant les températures maximales de 22°C sont détectées à la fin d'août à la profondeur de 40 mètres.

Dans les Baléares, où le coralligène est limité aux eaux situées en dessous de la profondeur de 40 mètres, la température de l'eau varie entre 14.5 et 17°C pendant la plupart de l'année, mais des pointes ponctuelles de 22°C sont détectées à la fin d'octobre, quand le thermocline est à son niveau le plus profond (Ballesteros et Zabala, 1993). Cependant, quelques organismes vivant dans le coralligène d'eaux profondes semblent être fortement stenothermes, comme ils ne sont jamais trouvés dans des eaux peu profondes. C'est le cas, par exemple, du varech *Laminaria rodriguezii*, qui semble être principalement limité aux profondeurs au-dessous de 70 mètres et rarement rencontrés entre 50 et 70 mètres, mais seulement au niveau des montagnes marines (cas des bancs Sorelles et Mazzariles, nord ouest de la Tunisie) ou les zones de remontées des eaux, upwelling (Ballesteros, données non publiées ; Ramos et al, données non publiées). De plus, les événements récents de mortalités à grande échelle de suspensivores benthiques prospérant dans le coralligène ont été attribués à des expositions prolongées et peu communes aux températures élevées pendant l'été (Perez et al., 2000; Romano et al., 2001), et en automne (Ben Mustapha et El Abed, 2001). Ces derniers auteurs signalent une thermocline de 22°C jusqu'à 60 m de profondeur, affectant le coralligène du parc marin de Zembra et de la région du Cap Bon (Tunisie). Mais la cause ultime de ces mortalités soit toujours peu claire (températures élevées, la faible disponibilité d'aliments, stress d'origines pathogènes et physiologiques ?).

3.5. La salinité

Le coralligène relativement peu profond et côtier de Banyuls montre des taux de salinité entre 37 et 38 pour mille (Laubier, 1966), mais les variations de salinité du coralligène de régions insulaires devraient être inférieures.

3.6. La distribution géographique

Les concrétionnements coralligènes sont communs tout autour des côtes de la Méditerranée, avec l'exception possible des côtes du Liban et d'Israël (Laborel, 1987). Selon Laborel (1961) les meilleures formations développées sont celles de la mer Egée, bien que les bancs les mieux étudiés soient ceux situés en Méditerranée nord occidentale, c'est pourquoi la plupart des données présentées ici proviennent de cette région.

3.7. La distribution en profondeur

La profondeur minimale pour la formation de concrétions coralligènes dépend de la quantité de radiations atteignant le fond de la mer. Sur les pentes verticales du secteur de Marseille, cette profondeur minimale atteint - 20 mètres, mais elle est inférieure de beaucoup dans quelques zones, comme dans le Golfe de Fos, où le coralligène est capable de croître dans des eaux peu profondes (- 12 mètres) à cause de la haute turbidité de l'eau liée à la bouche du Rhône. Cette profondeur minimale est déplacée vers les eaux plus profondes dans des régions insulaires où la transparence de l'eau est très élevée comme c'est le cas en Corse, aux Baléares (Ballesteros et Zabala, 1993) ou bien à Zembra, la Galite, et aux Fratelli (Ben Mustapha et al, 2003).

Néanmoins, des concrétions coralligènes peuvent vivre dans des eaux très peu profondes si des conditions de luminosité sont assez faibles, permettant un grand développement d'algues corallines (Laborel, 1987; Sartoretto, 1994), même dans les eaux les plus claires, comme ceux de l'île de Cabrera où un concrétionnement coralligène peut être trouvé à seulement 10 mètres de profondeur dans une entrée de grotte (Martí, 2002).

Distribution en profondeur du coralligène dans différentes régions de la Méditerranée (substrats sub-horizontaux à horizontaux)

Région	Profondeur	Références
Région de Banyuls	20-40 mètres	Feldmann, 1937; Laubier, 1966
Région de Marseille	20-50 mètres	Laborel, 1961; Hong, 1980
îles Medes	20-55 mètres	Gili et Ros, 1984
Tossa de Mar	20-60 mètres	Ballesteros, 1992
Naples	45-70 mètres	Bacci, 1947
Cabrera	50-100 mètres	Ballesteros et al., 1993
Corse	60-80 mètres	Laborel, 1961
La Méditerranée Nord orientale	70-90 mètres	Laborel, 1961
Les îles de la mer Égée	90 - 110 mètres	Laborel, 1961
Région Siculo-tunisienne	90 - 120 mètres	Laborel, 1961
Cap Farine - Ile Cani	Supérieur à 60 m	Ben Mustapha et al, 2003
Cap Bon – Zembra	40 à 70 m	Ben Mustapha et El Abed, 2001, Ben Mustapha, non publiés
la Méditerranée du Sud-est	100 - 120 mètres	Laborel, 1961

4. STRUCTURE

4.1. Les Types de coralligènes : Structure et habitat

La morphologie du concrétionnement coralligène

La morphologie et la structure intérieure du coralligène dépendent fortement de la profondeur, la topographie et la nature des constructeurs algaux prévalant (Laborel, 1961). Deux principales morphologies différentes peuvent être distinguées (Pérès et Picard, 1964; Laborel, 1987) : bancs et affleurements.

- ' Les bancs sont des concrétionnements plats d'épaisseur variable qui s'étendent entre 0.5 et plusieurs (3-4) mètres. Ils sont principalement construits sur des substrats plus ou moins horizontaux et ils ont une structure très caverneuse, pleine de trous (Laborel, 1987), qui mène souvent à une morphologie très typique (il ont été comparé à un fromage de Gruyère). Ces bancs sont parfois entourées par des fonds sédimentaires et Pérès et Picard (1952) ont exprimé l'idée que ces derniers ce sont développés à partir de la coalescence de rhodolithes ou maërl ("coralligène du plateau"). Néanmoins, il est très probable que ces concrétionnements se soient développés presque toujours sur des affleurements rocheux (Got et Laubier, 1968; Laborel, 1987) comme c'est le cas en méditerranée orientale aux bancs Hallouf et Gréco (Ben Mustapha, données non publiées).
- ' Les affleurements se développent dans la partie extérieure des grottes marines et sur des falaises verticales, d'habitude dans des profondeurs moindres que celles des bancs. L'épaisseur des affleurements est aussi variable et elle varie entre 20-25 cm à plus de 2 mètres, l'épaisseur augmente des eaux peu profondes vers les eaux plus profondes (Laborel, 1987).

En eau peu profonde le constructeur algal principal est *Mesophyllum alternans*, qui construit des bancs ou des affleurements plats ou bien légèrement arrondis avec une structure foliacée. Plus le fonds devient plus profond, et plus d'autres corallines (*Lithophyllum stictaeforme*, *Lithophyllum cabiochae*, *Neogoniolithon mamillosum*) deviennent d'importants constructeurs.

Les bancs peu profonds sont généralement couverts par un peuplement d'algues vertes à *Halimeda tuna* et *Flabellia petiolata* (*Lithophyllo-Halimedetum tunae*), qui peut être si dense qu'il cache les algues calcaires, comme cela se produit en contre bas des énormes affleurements rocheux au banc Hallouf (Ben Mustapha, non publiées). Cependant, à des profondeurs plus grandes, la densité de ces algues érigées diminue, et se sont alors les algues corallines qui dominent la communauté (*Rodriguezellium strafforellii*).

Les trous et les cavités de la structure coralligène hébergent toujours une communauté complexe dominée par des suspensivores (éponges, hydrozoaires, anthozoaires, bryozoaires, serpulidés, mollusques, tuniciers). Les crevasses les plus petites et les interstices du concrétionnement coralligène ont une endo faune vagile extraordinairement

riche et diversifiée de polychètes et crustacés, alors que beaucoup d'animaux, attachés ou libres, couvrent les macroalgues et la macrofaune principale, grouillant de partout, de la surface aux cavités ou à l'intérieur des organismes principaux et prospèrent dans les petites tâches sédimentaires retenues par le concrétionnement.

Selon Hong (1982) quatre catégories différentes d'invertébrés peuvent être distinguées, suivant leur position et leur signification écologique dans le coralligène :

- 1) Une faune contribuant aux concrétionnements, aidant et consolidant la structure créée par les algues calcaires. Plusieurs bryozoaires, polychètes (serpulidés), des coraux et des éponges constituent cette catégorie. Ils incluent 24 % du nombre total d'espèces.
- 2) Une cryptofaune qui colonise les petits trous et les crevasses du coralligène. Ils représentent à peu près 7 % des espèces, se sont des représentants de mollusques, des crustacés et des polychètes.
- 3) L'épifaune (vivant sur les concrétions) et endofaune (vivant à l'intérieur des sédiments conservés par le concrétionnement), qui représentent un grand nombre des espèces (presque 67 %).
- 4) Les espèces érosives, représentant seulement 1 % du total.

4.2. Les constructeurs algaux

Les algues corallines sont les constructeurs principaux du coralligène (Laborel, 1961; Laubier, 1966; Sartoretto, 1996). La taxonomie de ce groupe d'algues est très difficile et la nomenclature de l'espèce est en changement constant. En raison de sa grande importance dans la construction du coralligène nous ferons ici quelques considérations quant au statut taxonomique et à la nomenclature actuelle de l'espèce principale.

Selon Sartoretto (1966) et plusieurs auteurs, l'algue principale intervenant dans la construction était à plusieurs reprises identifiée comme *Mesophyllum lichenoides* (Ellis) Lemoine. Cependant, Cabioch et Mendoza (1998) l'ont identifiée comme une espèce différente et l'on nommée *Mesophyllum alternans* (Foslie) Cabioch et Mendoza. Donc, probablement toutes les signalisations de *Mesophyllum lichenoides* comme constructeur coralligène doivent être mentionnées *Mesophyllum alternans* (Cabioch et Mendoza, 1998).

Pseudolithophyllum expansum (sensu Lemoine) a été probablement identifiée par la plupart des auteurs comme étant la deuxième algue coralline la plus commune dans le coralligène. Néanmoins, Boudouresque et Verlaque (1978) ont identifié une autre espèce, semblable à *Pseudolithophyllum expansum* et l'ont appelée *Pseudolithophyllum cabiochae*. Plus tard, les travaux de Woelkerling (1983), Athanasiadis (1987), Woelkerling et al. (1993) et Furnari et al. (1996) ont apporté un peu d'éclaircissement (mais aussi beaucoup de confusion) à propos du nom qui devait être appliqué à l'algue "*Pseudolithophyllum expansum*" et-ou "*Pseudolithophyllum cabiochae*" par les phycologistes et les biologistes marins en Méditerranée. Athanasiadis (1999) a suggéré, dans sa dernière révision, que *Pseudolithophyllum* ne devait pas être reconnu comme un genre différent de *Lithophyllum* et que les deux espèces vivants dans les communautés coralligènes devraient être nommées

Lithophyllum stictaeforme (Areschoug) Hauck [= *Lithophyllum frondosum* (Dufour) Furnari, Cormaci et Alongi; = *Pseudolithophyllum expansum* (Philippi) Lemoine; *Lithophyllum expansum* sensu Lemoine et *Lithophyllum cabiochae* (Boudouresque et Verlaque) Athanasiadis.

L'algue identifiée par Feldmann (1937) comme *Lithophyllum hauckii* (Rothpletz) Lemoine, une algue coralline très commune dans les concrétionnements coralligènes de la région de Banyuls, devrait être nommée *Neogoniolithon mamillosum* (Hauck) Setchell et Mason (Hamel et Lemoine, 1953; Bressan et Babbini-Benussi, 1996) [= *Spongites mamillosa* (Hauck) Ballesteros].

Bien qu'elle ne soit pas une algue coralline, il convient de signaler que les auteurs avant 1975 ont identifié l'algue calcaire *Peyssonnelia* vivant dans le coralligène comme *Peyssonnelia polymorpha* (Zanardini) Schmitz. Boudouresque et Denizot (1975) ont décrit une espèce semblable, *Peyssonnelia rosa-marina* Boudouresque et Denizot, plus fréquente que *P. polymorpha* et qui peuple aussi les concrétions coralligènes. C'est pourquoi les signalisations de *Peyssonnelia polymorpha* avant la description de *P. rosa marina* devraient probablement faire référence à cette dernière espèce ou bien aux deux entités à la fois.

Feldmann (1937) a identifié les quatre algues calcaires principales constructrices des concrétionnements coralligènes dans la région de Banyuls : *Lithophyllum stictaeforme* (à la place de *Pseudolithophyllum expansum*), *Neogoniolithon mamillosum* (à la place de *Lithophyllum hauckii*), *Mesophyllum alternans* (à la place de *Mesophyllum lichenoides*) et *Peyssonnelia rosa-marina* f. *saxicola* (à la place de *Peyssonnelia polymorpha*). Les mêmes espèces ont été signalées dans les concrétions coralligènes étudiées dans plusieurs zones près du Golfe de Lion (par exemple. Boudouresque, 1973; Ballesteros, 1992). Il semble que ces espèces sont presque toujours les mêmes, avec l'exception possible de *Lithophyllum stictaeforme* qui semble être substituée par *Lithophyllum cabiochae* dans plusieurs secteurs de la Méditerranée, plus chauds que le Golfe de Lion (par exemple. La Corse, les Baléares, la Méditerranée Orientale ?).



Lithophyllum sp : est parmi les constructeurs principaux du coralligène.
A Bouajina © CAR/ASP

Hong (1980) signale trois espèces principales dans la construction des concrétionnements coralligènes dans la région de Marseille : *Lithophyllum cabiochae*, *Mesophyllum alternans* et *Neogoniolithon mamillosum*. *Peyssonnelia rosa-marina* est aussi très abondante. Les autres espèces calcaires contribuant à ces concrétionnements sont: *Archaeolithothamnion mediterraneum*, *Lithothamnion sonderi* (?) et *Peyssonnelia polymorpha*.

Selon Sartoretto et al. (1996) *Mesophyllum alternans* est l'algue constructrice principale tant du coralligène ancien que récent en Méditerranée nord-occidentale. *Mesophyllum alternans* est une espèce à haute tolérance quant à la lumière, la température et l'hydrodynamisme et c'est réellement l'espèce dominante dans des eaux peu profondes. Dans quelques zones, *Peyssonnelia rosa-marina* et *Peyssonnelia polymorpha* peuvent être aussi les espèces dominantes, construisant un coralligène très caverneux, fortement bio-érode. Dans des eaux profondes *Lithophyllum cabiochae* est l'algue calcaire principale dans la région de Marseille et en Corse, mais son recouvrement peut varier suivant les zones géographiques. Par exemple le couvert algal incrustant dans les concrétions coralligènes profondes à Marseille est limité à quelques petits thalles vivant isolés qui semblent insuffisants pour permettre le renouvellement actuel de la construction coralligène. Au contraire, ces concrétions profondes sont luxuriantes en Corse comme cela est prouvé par l'accumulation de thalles vivants de *Lithophyllum cabiochae*.

L'identification des espèces présentes dans la structure algale de blocs coralligènes datant de 7700 ans et ceux des temps présents a montré qu'aucun changement d'espèces ne s'est produit (Sartoretto et al., 1996). Cinq Corallines et une Peyssonneliaceae ont été distinguées dans le travail de Sartoretto et al. (1996) de la région de Marseille et en Corse : la coralline non-geniculée *Mesophyllum alternans* (à la place de *M. lichenoides*), *Lithophyllum* sp. (à la place 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 coralline geniculée *Amphiroa verruculosa* et *Peyssonnelia* sp.. *Mesophyllum alternans* est aussi le principal constructeur algal dans les concrétions coralligènes dans les Pyrénées Méditerranéennes (Bosence, 1985), avec *Lithophyllum* et *Titanoderma* (citée comme *Pseudolithophyllum* et *Tenarea* dans l'article de Bosence). *Peyssonnelia polymorpha* et *Peyssonnelia rosa-marina* f. *saxicola* peuvent être aussi abondants dans les concrétions coralligènes de Pyrénées Méditerranéennes, la côte nord-est Espagnole et les Baléares (Bosence, 1985; Ballesteros, 1992; Ballesteros et al., 1993).

Néanmoins, même si *Peyssonnelia* est abondante comme algue vivante incrustante, elle est presque absente dans les signalisations fossiles (Bosence, 1985; Sartoretto, 1996). Le contenu carbonaté des espèces de *Peyssonnelia* est plus bas que celui de la moyenne du contenu carbonaté chez les corallines (Laubier, 1966; Ballesteros, 1992) et la calcification sous forme d'aragonite au lieu de calcite empêche une bonne fossilisation de cette espèce (James et al., 1988). Néanmoins ces espèces et d'autres espèces de *Peyssonnelia* ont d'habitude une couche basique d'aragonite qui peut contribuer à la consolidation des concrétions coralligènes quand elle est mélangée avec les précipitations physicochimiques de CaCO_3 (Sartoretto, 1996)

4.3. Les constructeurs animaux

Les constructeurs animaux du coralligène de la région de Marseille ont été étudié par Hong (1980). Il a trouvé un nombre total de 124 espèces contribuant aux concrétionnements, qui représentent grossièrement 19 % du nombre total d'espèces reporté dans le coralligène de Marseille. Le groupe animal le plus abondant est celui des bryozoaires, représentant 62 % des espèces, suivie par les polychètes serpulidés, avec 23.4 % des espèces. Les groupes contribuant de manière mineure à ces constructions coralligènes sont les cnidaires (4 %), les mollusques (4 %), les éponges (4 %), les crustacés (1.6 %) et les foraminifères (0.8 %). Cependant, Laborel (1987) considère le foraminifère *Miniacina miniacea* comme étant le constructeur algal le plus important.

Hong (1980) a distingué trois types différents de constructeurs animaux : ceux contribuant directement au concrétionnement, qui sont relativement importants; ceux à activité de concrétionnement réduite à cause de leur petite taille; et ceux qui agglomèrent des particules de carbonate. Parmi le premier groupe, il y a les bryozoaires *Schizomavella* spp., *Onychocella marioni*, *Cribilaria radiata*, *Entalophoroecia deflexa*, *Celleporina caminata*, *Myriapora truncata*, *Brodiella armata* et *Turbicellepora coronopus*, plusieurs serpulidés (*Serpula vermicularis*, *Serpula concharum*, *Spirobranchus polytremma*), les mollusques *Vermetus* sp., *Serpulorbis arenarius* et *Clavagella melitensis* et les scleractinaires *Hoplangia durotrix*, *Leptopsammia pruvoti*, *Caryophyllia inornata* et *Caryophyllia smithii*.

Parmi le deuxième groupe, Hong (1980) rapporte certains petits bryozoaires comme *Crassimarginatella maderensis* et *Mollia patellaria*, les serpulidés comme *Hydroides* spp., *Filigranula* spp. et *Spirorbis* spp., Les cirripèdes *Verruca strömia* et *Balanus perforatus* et le foraminifère *Miniacina miniacea*. Parmi les animaux "agglomérants", il signale quelques éponges comme *Geodia* spp., *Spongia virgultosa* et *Faciospongia cavernosa*, les bryozoaires *Beania* spp. et l'alcyonaire *Epizoanthus arenaceus*.



Le bryzoaire *Myriapora truncata* qui compte parmi les constructeurs importants du coralligène. D.Cebrain

4.4. Organismes responsables de la bio érosion

Feldmann (1937) a décrit l'abondance de plusieurs organismes qui érodent les concrétions calcaires, en particulier l'éponge perforante *Cliona viridis*, le bivalve *Lithophaga lithophaga* et plusieurs annélides. Hong (1980) a établi une liste de 11 bio-perforeurs dans le coralligène de Marseille : 4 espèces différentes d'éponges du genre *Cliona*, 3 espèces de mollusques, deux espèces de polychètes du genre *Polydora* et deux sipunculidés.

Selon Sartoretto (1996), les organismes qui érodent le coralligène sont semblables à ceux érodant d'autre bio-constructions marines comme les "trottoirs" de *Lithophyllum* lichenoides ou les récifs de corail. Trois types d'organismes bio-perforants peuvent être distingués : Brouteurs, micro-foreurs et macro-foreurs.



Les brouteurs sont limités aux oursins en Méditerranée (Laubier, 1966), puisque le seul poisson important pâturant sur les algues (*Sarpa salpa*) ne prospère pas d'habitude dans les communautés coralligènes. *Sphaerechinus granularis* est un agent biologique important qui érode considérablement le coralligène, bien que des variations locales dans l'abondance d'oursin et la taille individuelle influencent énormément la quantité de carbonate de calcium érodée annuellement. Un autre oursin généralement trouvé dans le coralligène est *Echinus melo*. La proportion d'algues calcaires dans son contenu digestif varie entre 18 et 50 % du total (Sartoretto, 1996) et il est un prédateur principal des éponges, des bryozoaires et des serpulidés polychètes. Étant donné la densité faible de cet oursin dans le coralligène (1 à 3 individus dans 25 m²), Sartoretto (1996) conclut que le rôle de bioérosion d'*Echinus melo* est très bas.

Sphaerechinus granularis : un agent biologique important érodant le coralligène.

A Bouajina © CAR/ASP

Les micro-foreurs incluent des algues « bleus » (Cyanobacteria), des algues vertes et des moisissures (Hong, 1980). Trois algues vertes (*Ostreobium quekettii*, *Phaeophila* sp. et *Eugomontea* sp.) et 4 Cyanobacteria (*Plectonema tenebrans*, *Mastigocoleus testarum*, *Hyella caespitosa* et *Calothrix* sp.), ensembles avec quelques moisissures non identifiées, semblent être les micro-foreurs principaux du coralligène. La diversité est plus élevée dans des eaux peu profondes, alors qu'elle est limitée à seulement une espèce (*Ostreobium*) dans les eaux profondes (-60 m), selon les études de colonisation faites par Sartoretto (1998).

Les macro-foreurs comprennent des mollusques (*Lithophaga lithophaga*, *Gastrochaena dubia*, *Petricola lithophaga*, *Hyatella arctica*), des sipunculidés (*Aspidosiphon mülleri*, *Phascolosoma granulatum*), des polychètes (*Dipolydora* spp., *Dodecaceria concharum*) et plusieurs éponges perforantes (Sartoretto, 1996; Martin et Britayev, 1998). Parmi les éponges perforantes communes dans le coralligène, certaines d'entre-elles perforent principalement *Corallium rubrum* et d'autre cnidaires calcaires (*Aka labyrinthica*,

Scantilletta levispira, *Dotona pulchella* ssp. *mediterranea*, *Cliona janitrix*), pendant que d'autres peuvent être rencontrées dans une gamme importante de substrats calcaires (des algues corallines, des bivalves, des madréporaires, etc.) comme *Cliona vastifica*, *Cliona celata*, *Cliona amplicavata*, *Cliona schmidtii* et *Cliona viridis* (Rosell et Uriz, 2002). *Cliona viridis* est la plus puissante éponge destructrice de substrats calcaires (Rosell et al., 1999) et c'est l'éponge perforante la plus abondante dans le coralligène (Uriz et al., 1992). Les éponges encroûtantes et les Sipunculidés deviennent plus abondants dans les environnements coralligènes pollués (Hong, 1983).

4.5. Les peuplements

Hétérogénéité des peuplements

Le résultat final des constructeurs et des organismes qui érodent le coralligène est une structure très complexe, où plusieurs micro-habitats peuvent être distingués. Les facteurs exogènes (par exemple la lumière, l'hydrodynamisme, les taux de sédimentation) peuvent avoir des ordres de grandeurs différents de deux à trois fois parmi les zones d'un même concrétionnement placé seulement à un mètre l'un de l'autre. Cette haute hétérogénéité environnementale permet la coexistence de plusieurs peuplements différents dans un espace réduit. Pour des raisons pratiques nous distinguerons ceux situés en eaux ouvertes (A partir des surfaces horizontales à celles presque verticales) de ceux situés dans les surplombs et les cavités. Nous ne commenterons pas l'assemblage de macro-foreurs (puisque les seules données disponibles ont été déjà signalées), ni sur les peuplements prospérant dans les tâches de sédiments entre ou bien à l'intérieur des concrétionnements coralligènes (car il n'y a aucune donnée quantitative sur eux). D'habitude, les algues, tant encroûtantes corallines que les algues vertes, dominent dans les surfaces horizontales ou sub-horizontales, bien que leur abondance diminue avec la profondeur ou des conditions de luminosité faibles.

Les phycologistes ont distingué deux communautés principales selon les niveaux de luminosité atteignant le coralligène. Dans des eaux peu profondes *Mesophyllum alternans* domine d'habitude dans la couche de base et *Halimeda tuna* dans la strate supérieure, avec une couverture importante d'autres algues (*Peyssonnelia* spp., *Flabellia petiolata*). Cette association de plante a reçu le nom de *Lithophyllo-Halimedetum tunae* et a été très bien décrite par Ballesteros (1991b). La biomasse algale s'étend entre 1200 et 2100 gps/m², tandis que le pourcentage de couverture s'étend de 180 à 400 %.

Le nombre d'espèces de cette association est très élevé (en moyenne 76 espèces dans 1024 cm²) et la diversité moyenne est de 2.5 unités d'information/individus. Sa distribution bathymétrique s'étend de 12-15 mètres à la profondeur de 30-35 mètres dans le Golfe de Lion, mais elle peut atteindre des profondeurs au-dessous de 50 mètres dans les eaux claires des montagnes et bancs marins et les territoires insulaires de la Méditerranée Occidentale et la Méditerranée Orientale. Cette association se développe à des taux de radiations s'étendant approximativement de 2.3 à 0.3 W/m², ce qui correspond

respectivement à 3 et 0.4 % des radiations superficielles. D'autres "relevés" peuvent être trouvés dans Marino et al. (1998).

Dans les eaux plus profondes là où les radiations sont inférieures aux taux décrits plus haut, la densité d'*Halimeda tuna* diminue et d'autres algues calcaires deviennent dominantes (*Lithophyllum stictaeforme*, *Neogoniolithon mamillosum*, *Peyssonnelia Rosa Marina*). Les autres algues communes sont des membres de la famille *Delesseriaceae* ainsi que d'autres algues rouges laminaires (*Kallymenia*, *Faucheia*, *Sebdenia*, *Rhodophyllis*, *Predaea*) et l'algue verte incrustante *Palmophyllum crassum*. Ces peuplements correspondent au *Rodriguezellium strafforellii* d'Augier et Boudouresque (1975), qui peut être identique au peuplement algal des concrétions coralligènes décrit par Feldmann (1937) des Pyrénées Méditerranéennes. Les listes d'espèces estimées quantitativement peuvent être retrouvées dans Boudouresque (1973), Augier et Boudouresque (1975), Ballesteros (1992) et Marino et al. (1998). La biomasse algale est en moyenne de 1600 g/m² et le pourcentage de recouvrement est de 122 %, correspondant surtout aux algues incrustantes et 90 % correspondent aux algues corallines; Le nombre d'espèces est faible (38 espèces dans 1600 cm² ou moins encore) (Ballesteros, 1992).

Les peuplements animaux de ces deux associations de plantes peuvent différer énormément entre les deux associations, entre des sites et des secteurs géographiques différents. L'abondance de suspensivores dépend principalement de l'intensité moyenne actuelle et de la disponibilité alimentaire (plancton, POC, COD). Dans les zones les plus riches (par exemple. Le golfe de Lion, le secteur de Marseille) les gorgonaires peuvent dominer la communauté, mais dans les eaux très oligotrophes (par exemple. Les Baléares, la Méditerranée orientale), des éponges, des bryozoaires et de petits hexacoralliaires sont les suspensivores dominants. Les seules données quantitatives disponibles de biomasse des peuplements d'invertébrés sont ceux de True (1970) de la zone de Marseille.

Nous récapitulerons ci-dessous ses résultats :

True (1970) a étudié un assemblage dominé par *Eunicella cavolini*. Il signale une couche basique d'algues incrustantes accompagnées aussi par des algues érigées (la biomasse totale est de 163 g/m²). *Eunicella cavolini* est l'espèce la plus abondante (jusqu'à 304 g/m²), suivi par les bryozoaires *Pentapora fascialis* (280.1 g/m²), *Turbicellepora avicularis* (49,1 g/m²), *Celleporina caminata* (22.3 g/m²) et *Myriapora truncata* (19.9 g/m²). Les autres espèces moins abondantes, incluent des *Serpulidae* non identifiés, les anthozoaires *Parerythropodium coralloides*, *Alcyonium acaule*, *Leptopsammia pruvoti* et *Caryophyllia smithii*, les tuniciers *Microcosmus polymorphus* et *Halocynthia papillosa*, le foraminifère *Miniacina miniacina*, les éponges *Chondrosia reniformis* et *Axinella damicornis* et d'autres bryozoaires (*Adeonella calveti*, *Beania hirtissima*, *Sertella* spp., *Schizomavella* spp. et *Cellaria salicornioides*). Le nombre d'espèces d'invertébrés récoltés s'est élevé à 146 dans 7500 cm², avec un poids total d'invertébrés proche de 1563 g/m².

La biomasse principale correspondait à celle des bryozoaires, suivi de près par les cnidaires et, avec valeurs très inférieures, par les annélides, les éponges, les chordés (tuniciers) et les mollusques.

Un autre peuplement étudié par True (1970) est celui qui est dominé par *Paramuricea clavata*. Les populations de *Paramuricea clavata* sont abondantes dans les parois rocheuses raides, mais ils vivent aussi sur les surfaces horizontales à sub-horizontales si les niveaux de luminosité sont très réduits. La couche basale de la communauté peut

être principalement occupée par des algues (d'habitude attribuable à l'association *Rodriguezellum strafforellii*) ou par d'autres suspensivores (éponges et bryozoaires). Le "relevés" de True (1970) ne signale pas d'algues. *Paramuricea clavata* a une biomasse totale de 746 gps/m², suivi par les cnidaires *Caryophyllia smithii* (326.3 gps/m²) et *Hoplangia durotrix* (188.1 gps/m²), le bryzoaire *Celleporina caminata* (119.6 gps/m²), l'anthozoaire *Leptopsammia pruvoti* (54.9 gps/m²), les bryozoaires *Adeonella calveti* (32.8 gps/m²) et *Turbicellepora avicularis* (31.4 gps/m²) et le corail rouge (*Corallium rubrum*, 16.9 gps/m²).

D'autres espèces moins abondantes incluent les Serpulidae non identifiés, les éponges *Ircinia variabilis* (*fasciculata* dans True, 1970), *Spongia officinalis*, *Sarcotragus spinosula*, *Cacospongia mollior*, *Petrosia ficiformis*, *Aplysina cavernicola*, *Erylus euastrum* et *Agelas oroides*, les bryozoaires *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'invertébrées collecté s'élève à 111 dans 7500 cm², avec un poids total de 3175 gps/m². La biomasse principale correspond au phylum des cnidaires, suivi par ceux des annélides, bryozoaires, éponges, mollusques et chordés.

Gili et Ballesteros (1991) ont décrit la composition spécifique et l'abondance des populations de cnidaires dans les concrétions coralligènes dominées par le gorgonaire *Paramuricea clavata* des îles Medes. La biomasse totale des cnidaires atteignait 430 gps/m², avec 13 espèces d'hydrozoaires et 9 espèces d'anthozoaires trouvées dans une aire de 5202 cm². Les espèces contribuant le plus à la biomasse totale de cette taxocénose étaient les anthozoaires *Paramuricea clavata*, *Leptopsammia pruvoti*, *Parazoanthus axinellae*, *Caryophyllia inornata*, *Caryophyllia smithii*, *Alcyonium acaule* et *Parerythropodium coralloides*, avec les hydrozoaires *Sertularella gaudichaudii* et *Halecium tenellum*, étant aussi abondants.

Les surplombs et les grandes cavités du coralligène ont une composition spécifique différente de celle du coralligène de mer ouverte. Les algues sont d'habitude complètement absentes parce que la lumière est très réduite. Néanmoins, certains thalles de corallines incrustantes, *Peyssonnelia* spp. et *Palmophyllum crassum* peuvent être rencontrés de temps en temps. Il n'y a aucun "relevé" relatif à cette sorte d'habitat publié dans la littérature disponible, sauf celui de True (1970), qui, en fait, ne provient pas d'un concrétionnement coralligène, mais d'une zone semi-obscurité d'une grotte dominée par le corail rouge (Grotte de l'île Plane). Nous décrirons cet assemblage étant donné qu'il est très semblable à ceux qui se développent dans les surplombs des concrétionnements coralligènes en Méditerranée nord-occidentale ou bien ceux du coralligène des eaux très profondes.

L'assemblage de corail rouge décrit par True (1970) est dominé par les cnidaires *Corallium rubrum* (2002 gps/m²), *Caryophyllia smithii* (303 gps/m²), *Hoplangia durotrix* (54.1 gps/m²) et *Leptopsammia pruvoti* (52.4 gps/m²), les éponges *Petrosia ficiformis* (241.5 gps/m²) et *Aplysina cavernicola* (27.9 gps/m²), le bryzoaire *Celleporina caminata* (100.5 gps/m²) et des Serpulidae non identifiés (232.4 gps/m²). Les autres espèces abondantes sont les éponges *Ircinia variabilis*, *Spongia officinalis*, *Aaptos aaptos* et *Ircinia oros*, les mollusques *Chama gryphoides* et *Anomia ephippium* et plusieurs bryozoaires non identifiés. Le nombre total d'espèces d'invertébrées identifiées est de 63 dans 7500 cm², avec une biomasse totale de 3817 gps/m². Le phylum largement dominant est celui des cnidaires, mais les éponges, les annélides et les bryozoaires sont aussi abondants.

Nous devons tenir compte que la plupart des données relatives aux invertébrées présentées dans ce chapitre, dans le cas où nous les considérerons représentatifs, reflètent

la biomasse et la composition spécifiques de plusieurs peuplements des concrétionnements coralligènes du Golfe de Lion, qui sont différents de ceux signalés dans d'autres sites de la Méditerranée occidentale (par exemple. Les Baléares; Ballesteros et al., 1993) ou la Méditerranée orientale (Pérès et Picard, 1958; Laborel, 1960). Donc, ces données ne peuvent pas être extrapolées à l'ensemble des peuplements coralligènes de la Méditerranée. Dans une étude récente relative à l'aire qualitative minimale du coralligène de la roche littorale, Romdahne et al (données non encore publiées) listent un total de 128 espèces d'organismes du méga et macro benthos dans un échantillon de 1 m² au golfe de Tunis.

5. Biodiversité

Haute diversité biologique du coralligène

Les concrétionnements coralligènes sont un des sites de plongée préféré par les touristes en raison de la haute diversité d'organismes. Les plongeurs sont stupéfiés par le grand nombre d'espèces appartenant à des groupes taxonomiques aussi divers que les éponges, les gorgonaires, les mollusques, les bryozoaires, les tuniciers, les crustacés ou bien les poissons. De plus, il y a une quantité énorme d'organismes vivant dans le coralligène qui ne peut pas être observée en plongée, ni sans un triage prudent des échantillons. Par exemple, dans un échantillon de 370 gps de *Mesophyllum alternans* d'une petite concrétion coralligène au Sud de l'Espagne, García-Raso (1988) a trouvé 903 spécimens de crustacés, mollusques et polychètes ainsi que d'autres organismes d'autres groupes qui étaient aussi abondants bien que non évalués quantitativement : Pcnogonidés, Nématodes, Échinodermes, sipunculidés, éponges, Tuniciers, petits poissons -Gobiidae et Bleniidae-, Hydrozoaires et Bryozoaires.

Laubier (1966) est le premier auteur qui souligne la haute diversité biologique du coralligène et liste 544 invertébrés du coralligène de la région de Banyuls. Plus tard, Hong (1980), dans une étude exhaustive du coralligène de Marseille liste un total de 682 espèces, pendant que plusieurs auteurs (dans Ros et al., 1984) signalent 497 espèces d'invertébrés dans le coralligène des îles Medes. Nos estimations de la richesse spécifique du coralligène donnent un nombre très prudent et conservateur de 1241 invertébrés (tableau I). Dans un prélèvement correspondant à une superficie de 1 m², Romdhane et al (données non encore publiées) dénombre 35 espèces algales et 93 espèces animales provenant d'un coralligène installé sur une paroi verticale de la roche littorale du golfe de Tunis.

Boudouresque (1973) a évalué qu'au moins 315 espèces de macro-algues peuvent prospérer dans les communautés sciaphiles Méditerranéennes (le coralligène étant la communauté la plus répandue). Finalement, il n'y a aucune évaluation du nombre de poissons qui peut être trouvé dans le coralligène, en raison de la haute mobilité de la plupart des espèces de ce groupe, mais nos évaluations, basées sur la littérature disponible sur la biologie des poissons de Méditerranée (par exemple. Whitehead et al., 1984-1986; Corbera et al., 1996; Mayol et al, 2000) avancent un chiffre compris entre 110 et 125 espèces.

**Nombre approximatif d'espèces signalées dans le coralligène
(plusieurs auteurs).**

Groupe	Totaux	Références
Algues	315	1
Protozoaires	61	2,3
Eponges	142	2,3,4,5,6,7
Hydrozoaires	55	2,4,5,8
Anthozoaires	43	2,4,5,6,19
Scyphozoaires	1	2,3
Turbellariaires	3	2,3
Nemertéans	12	2
Polychètes	191	9
Sipunculidés	3	2,3
Echiuridés	2	2
Chitons	7	3
Prosobranches	61	3
Opistobranches	33	3
Bivalves	41	3
Céphalopodes	3	6
Mites	6	2
Pycnogonidés	15	3
Copepodes	54	2
Ostracodes	10	2
Cirripèdes	3	2,3
Phyllocaridés	1	3
Mysidés	7	3
Cumacéaires	3	2,3
Tanaïdés	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
Echinoïdes	14	2,3,4,5,6,15,16
Astéroïdes	8	2,15,16
Holoturioidés	9	2,3,4,5,6,15,16
Tuniciers	82	17
Poissons	110	18,19

Références

- | | | |
|------------------------------|--------------------------|-----------------------------------|
| 1 Boudouresque (1973) | 7 Rosell & Uriz (2002) | 14 Zabala (1986) |
| 2 Laubier (1966) | 8 Llobet et al. (1991a) | 15 Tortonese (1965) |
| 3 Hong (1980) | 9 Martin (1987) | 16 Munar (1993) |
| 4 Ros et al. (1984) | 10 Bellan Santini (1998) | 17 Ramos (1991) |
| 5 Ballesteros et al. (1993) | 11 Garcia Raso (1988) | 18 Whitehead et al. (1984/86) |
| 6 Ballesteros & Tomas (1999) | 12 Garcia Raso (1989) | 19 Ballesteros (unpublished data) |
| | 13 Logan (1979) | |

Problèmes d'inventaires

Il est très difficile de mentionner toutes les espèces rencontrées dans le coralligène jusqu'à aujourd'hui, en raison de la littérature taxonomique existante très abondante et du grand nombre de synonymes, qui rend impossible, pour un non spécialiste de la plupart des groupes, d'avancer un nombre précis d'espèces signalées.

Néanmoins, nous avons essayé de faire une première estimation, très conservatrice, de ce nombre total d'espèces, qui s'élève à environ 1666 (voir tableau 1). Une première étape vers une meilleure connaissance de la diversité biologique existant dans le coralligène doit essayer de donner une évaluation plus précise des espèces rencontrées dans le coralligène et de leur nombre.

Dans la partie qui suit, les connaissances principales acquises pour chaque groupe taxonomique sont présentées.

5.1. Groupes taxonomiques

5.1.1. Les algues

Au moins 315 espèces de macroalgues prospèrent dans les communautés sciaphiles d'eaux profondes en Méditerranée (Boudouresque, 1973) et la plupart d'entre elles sont trouvées dans le coralligène. Les peuplements algaux trouvés dans les concrétions coralligènes ont une haute diversité biologique, avec une moyenne de 40 espèces algales par 600 cm².

Boudouresque (1973) a défini le groupe écologique caractéristique d'algues des concrétions coralligènes (CC ou Rodriguezellikon), qui - après sa propre révision - (Boudouresque, 1985) est constitué par 28 espèces (par exemple. *Rodriguezella* spp., *Aeodes marginata*, *Fauchea restylos*, *Chondrymenia lobata*, *Gulsonia nodulosa*, *Polysiphonia elongata*, *Neogoniolithon mamillosum*). Cependant, le coralligène n'est jamais dominé par ce groupe d'espèces, mais par d'autres espèces avec une distribution bathyale plus large comme les corallines encroutantes *Mesophyllum alternans*, *Lithophyllum stictaeforme* et *Lithophyllum cabiochae*, les algues vertes *Palmophyllum crassum*, *Flabellia petiolata*, *Halimeda tuna* et *Valonia macrophysa*, quelques algues brunes comme *Dictyota dichotoma*, *Dictyopteris membranacea*, *Spatoglossum solierii*, *Zonaria tournefortii*, *Halopteris filicina*, *Phyllariopsis brevipes*, *Zanardinia prototypus* et *Laminaria rodriguezii* et une grande quantité d'algues rouges (plusieurs espèces de *Peyssonnelia*, *Kallymenia*, *Halymenia*, *Sebdenia*, *Predaea*, *Eupogodon*, *Myriogramme*, *Neurocaulon foliosum*, *Acrodiscus vidovichii*, *Osmundaria volubilis*, *Phyllophora crispa*, *Rhodymenia ardissoni*, *Acrosorium venulosum*, *Rhodophyllis divaricata*, *Hypoglossum hypoglossoides*, *Polysiphonia banyulensis*, *Plocamium cartilagineum*, *Sphaerococcus coronopifolius*, *Erythroglossum sandrianum* et *Aglaothamnion tripinnatum*) (Boudouresque, 1973, 1985; Ballesteros, 1992, 1993).

Au banc Hallouf, des investigations en cours (Ben Mustapha, données non encore publiées), permettent d'ores et déjà de signaler la présence d'un dense couvert algal de *pheophyceae*; sous lequel se développe un important coralligène. Ils sont essentiellement représentés par *Dictyota membranacea*, *Sargassum hornschurchii*, *Sargassum vulgare* et *Zonaria tournefortii*. Les *rhodophyceae* sont représentées par un plus grand nombre d'espèces ; ils occupent souvent la sous-strate, étant donné leur taille moins imposante que celle des représentants des algues brunes. Les espèces suivantes étaient les plus fréquentes : *Fauchea repens*, *Galaxaura oblongata*, *Ptilophora mediterranea*, *Phyllophora nervosa*, *Vidalia volubilis*, *Chondrymnea lobata*, *Sebdenia dichotoma*, *Halarchnion ligatum*, *Halymenia* sp, *Peysonea rosa-marina*, *Peysonea rubra*, *Litophyllum expansum* et *Lithothamnium* sp ; alors que les algues vertes étaient les moins présentes sur le site avec deux espèces dominantes: *Flabellia petiolaris*, et *Caulerpa racemosa*, bien qu'une troisième espèce, à affinité sciaphile, a été rencontrée dans quelques stations, il s'agit de *Palmophyllum crassum*.

La composante algale du coralligène est en grande partie constituée par les endémiques méditerranéennes, qui représentent quantitativement entre 33 et 48 % de la flore totale (Boudouresque, 1985). La communauté coralligène est plutôt riche en espèces algales, bien que cette richesse soit inférieure à celle rencontrée dans les communautés photophiles ou modérément sciaphiles (Ballesteros, 1992). Ballesteros (1991b) signale 90 espèces de macro-algues du coralligène de Tossa de Mar dominé par *Mesophyllum alternans* et *Halimeda tuna*, mais seulement 38 macro-algues d'un coralligène situé dans un site profond (Ballesteros, 1992).

Cependant, les populations algales du coralligène diffèrent énormément d'un site à un autre (Boudouresque, 1973) et c'est la raison principale que, même si la richesse spécifique dans un site donné est plutôt basse, la richesse algale globale du coralligène est énorme.

5.1.2. Les protozoaires

54 espèces de Foraminifères sont inscrites dans une liste de contrôle des espèces du coralligène de Marseille (Hong., 1980). Aucune de ces espèces ne semble être caractéristique du coralligène. *Miniacina miniacina* est l'espèce la plus abondante. Les autres espèces communes sont *Massilina secans*, *Planorbulina mediterranea*, *Elphidium crispum* et *Triloculina rotunda*. Laubier (1966) rapporte six espèces de *Folliculinidae* vivants comme épibiontes des bryozoaires.

5.1.3. Les éponges

Le coralligène est très riche en éponges, vivant principalement dans les environnements les plus sciaphiles, mais aussi dans les zones plus exposées. Il y a aussi certaines espèces (*Clionidae*) étant des bio-foreurs actifs, creusent la structure corallienne. Le nombre d'espèces signalées de différentes zones bien étudiées est de 26 espèces à Banyuls (Laubier, 1966), 78 espèces à Marseille (Hong, 1980), 48 espèces aux îles Medes (Bibiloni et al., 1984), 74 espèces à Cabrera (Ballesteros et al., 1993) 32 espèces à Zembra (Ben Mustapha et Sanchez Jerez, données non publiées) et 24 espèces à Tossa (Ballesteros et Tomas, 1999). La liste d'éponges signalée dans tous ces travaux (et ceux de True, 1970 et Rosell et Uriz, 2002) s'élève à 142 espèces différentes. Selon Hong (1980) les espèces suivantes sont caractéristiques de la biocénose coralligène : *Axinella damicornis*, *Acanthella acuta*, *Hymedesmia pansa*, *Agelas oroides*, *Dictyonella pelligera*, *Haliciona mediterranea*, *Spongionella pulchella* et *Faciospongia cavernosa*. Les autres éponges

abondantes (Laubier, 1966; True., 1970; Hong, 1980; Bibiloni et al., 1984; Ballesteros et al. 1993; Ballesteros et 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 mollior*, *Dictyonella obtusa*, *Erylus euastrum*, *Hippospongia communis*, *Reniera cratera*, *Reniera fulva*, *Reniera mucosa*, *Spirastrella cunctatrix*, *Spongosorites intricatus* et *Hemimycale columella*.

Eponges du coralligène du bassin oriental

Le coralligène de la Méditerranée orientale semble être très riche en éponges (Pérès et Picard, 1958), comme il est presque exempt d'alcyonaires et de gorgonaires. La plus part des espèces ont déjà été citées plus haut, mais nous pouvons insister et faire ressortir ceux du genre *Axinella* (*A. polypoides*, *A. damicornis*, *A. verrucosa*), *Agelas oroides* et *Petrosia ficiformis* (Pérès et Picard, 1958).

Dans l'étude en cours du banc hallouf, situé à 30 MN à l'est de Monastir (Tunisie), Ben Mustapha (données non publiées) signale la présence des espèces à fréquence élevée suivantes: *Hippospongia communis*, *Cacospongia mollior*, *Ircinia dendroides*, *Ircinia fasciculata*, *Petrosia dura*, *Chalinella* sp, *Cliona* sp, *Chondrosia reniformis*, *Crambe crambe*, *Hamigera hamigera*, *Anchinoe* sp, *Acanthella acuta*, *Agelas oroides*, *Axinella damicornis*, *Axinella polypoides*, *Hippospongia communis*, *Spongia officinalis*, *Spongia nitens*, *Cacospongia mollior*, *Fasciospongia cavernosa*, *Ircinia fasciculata*, *Ircinia spinosula*, *Ircinia chevreuxi*, *Sarcotragus muscarum*. *Dysidea fragilis*.

Plus au sud, dans le coralligène des bancs Greco et Messioua, située à 35 MN à l'est de Zarzis, Ben Mustapha et al (soumis) signalent les espèces les plus fréquentes suivantes *Oscarella lobularis*, *Cliona viridis*, *Cliona celata*, *Chalinula*. sp, *Crambe crambe*, *Phorbas tenacior*, *Hemimycale columella*, *Hamigera hamigera* et *Petrosia ficiformis*.

Enfin, dans l'étude du coralligène de la roche littorale au golfe de Tunis (Romadhe et al, données non encore publiées) les éponges suivantes étaient inventoriées : *Leucascandra* sp, *Sycon raphanus*, *Spirastrella cunctatrix*, , *Scopalina lophyropoda*, *Axinella damicornis*, *Hymeniacion sanguinea*, *Chondria nucula*, *Cacospongia mollior*, *Hippospongia communis*, *Spongia officinalis*, *Ircinia fasciculata*, *Petrosia ficiformis*, *Aplysina aerophoba*, *Aplysinella* sp . Ces derniers travaux viennent enrichir la liste d'éponges signalées dans le coralligène et le précoraligène en Tunisie. Cette dernière ne comporterait que 31 espèces seulement sur un total de 120 éponges pour toute la Tunisie (Ben Mustapha et al, 2002).

5.1.4. Les hydrozoaires

Laubier (1966) signale 16 hydrozoaires dans le coralligène de Banyuls et aucune liste de ces organismes n'est présente dans le travail de Hong (1980). Gili et al. (1993) signalent 44 espèces d'hydrozoaires du coralligène et des communautés précoraligène des îles Medes ; alors qu'au golfe de Tunis, le coralligène de la roche littorale contenait les 7 espèces suivantes : *Clytia johnstoni*, *Campanularia hincksi*, *Sertularella* sp, *Obelia* sp, *Orthopyxis*

calculata, *Gonothyrea gracilis*, *Halecium halecinum* (Romdhane et al, données non encore publiées).

Selon Laubier (1966) et Gili et al. (1984, 1989) certaines espèces d'hydrozoaires sont communes sur les fonds rocheux profonds et le coralligène : *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 sur les hydrozoaires du coralligène est celle de Llobet et al. (1991a), qui signalent trente-cinq espèces d'hydroïdes vivant sur les thalles de *Halimeda tuna* dans les concrétions coralligènes de Tossa de Mar (Méditerranée nord-occidentale). Llobet et al. (1991a) classent les hydrozoaires les plus abondants dans trois catégories suivant leur zonation horizontale sur le thalle. Les hydroïdes communs sur les articles proximaux (les plus vieux) sont relativement grands et présents le long de l'année (*Eudendrium racemosum*, *Eudendrium capillare*, *Halecium tenellum* et *Kirchenpaueria echinulata*) ; ceux 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 tâches denses mono-spécifiques ; et ceux communs sur les articles distaux (*Campanularia raridentata*, *Clytia hemisphaerica*, *Sertularia distans*, *Sertularella polyzonias* et *Aglaophenia pluma*) sont présents seulement pendant de courtes périodes et sont hautement opportunistes. Ces zonations semblent refléter une sélection de niches interspécifiques, permettant une compétition pour l'espace réussie avec d'autres hydroïdes, des algues et des bryozoaires.

5.1.5. Les anthozoaires

Les travaux de Laubier (1966), True (1970), Hong (1980) et Gili et al. (1984, 1989) signalent plusieurs espèces d'anthozoaires du coralligène (jusqu'à 44 dans Gili et al., 1993). Les espèces les plus communes sont : *Parazoanthus axinellae*, *Leptopsammia pruvoti*, *Parerythropodium coralloides*, *Alcyonium acaule*, *Paramuricea clavata*, *Eunicella singularis*, *Eunicella cavolinii*, *Rolandia rosea*, *Corallium rubrum*, *Telmatactis elongata*, *Maasella edwardsii*, *Monomyces pygmaea*, *Hoplangia durotrix*, *Caryophyllia inornata*, *Caryophyllia smithii*, *Clavularia ochracea*, *Cornularia cornucopiae* et *Epizoanthus arenaceus*. *Madracis pharensis* est particulièrement abondante dans les affleurements coralligènes de la Méditerranée orientale (Laborel, 1960).



Parazoanthus axinellae : Espèce d'anthozoaires commune du coralligène.
A Bouajina © CAR/ASP

5.1.6. Les scyphozoaires

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

5.1.7. Les turbellariaires

Laubier (1966) signale trois espèces de turbellariaires du coralligène de Banyuls, toutes très rares.

5.1.8. Les nemertiniens

Les nemertiniens sont des endolithiques des concrétionnements. Selon Pruvot (1897) et Laubier (1966), qui signalent jusqu'à 12 espèces dans le coralligène de Banyuls, ils sont plutôt communs. *Drepanophorus crassus*, *Tetrastemma coronatum*, *Micrura aurantiaca* et *Micrura fasciolata* sont les plus abondants.

5.1.9. Les nématodes

Les nématodes sont des métazoaires microscopiques les plus abondants dans les sédiments marins et ils sont présents dans les sédiments retenues dans le coralligène, et aussi bien dans l'endofaune des concrétionnements que dans l'épifaune d'algues et d'invertébrés sessiles. Cependant, il n'y a aucun travail traitant de ce groupe d'organismes dans le coralligène.

5.1.10. Les polychètes

Les polychètes sont extrêmement abondants dans le coralligène. Martin (1987) a annoncé un total de 9195 individus présents dans vingt échantillons de 400 cm² récoltés dans des communautés coralligènes dominées par *Mesophyllum alternans* et *Lithophyllum stictaeforme* de la côte catalane (Méditerranée nord-occidentale). Cela signifie une moyenne de 460 vers par échantillon et une densité de plus d'un individu par cm². Cet auteur a trouvé 191 espèces différentes, avec une dominance des *Syllidae* (31 % du total). Le nombre d'espèces par échantillon est très élevé, compris entre 71 et 32 pour la macrofaune (> 0.4 millimètres) et entre 55 et 27 pour la microfaune (< 0.04 millimètres). La diversité des échantillons est aussi très haute, atteignant en moyenne 4.54 unités d'information/ind pour la macrofaune et 4.34 unités d'information/ind pour la microfaune (index de Shannon-Weaver). Selon Martin (1987) le coralligène est un habitat très approprié pour les polychètes car la complexité structurelle élevée des concrétionnements permet la coexistence de plusieurs espèces dans un espace réduit. La première liste de polychètes rassemblée dans le coralligène étudiée est celle de Bellan (1964), qui a signalé 70 espèces différentes dans les communautés coralligènes.

Laubier (1966) a soigneusement étudié le peuplement de polychètes dans deux stations coralligènes dans la région de Banyuls. Il a signalé 130 espèces différentes, dont les plus abondantes étaient *Lepidasthenia elegans*, *Kefersteinia cirrata*, *Xenosyllis scabra* et *Typosyllis variegata*. Selon ses observations et ceux de Bellan (1964) les polychètes peuplant les concrétions coralligènes sont principalement des espèces ubiquistes, bien qu'il ait distingué deux groupes principaux : ceux appartenant à la microfaune et ceux de la macrofaune. Parmi la microfaune il y a trois groupes écologiques : espèces psammophiles (par exemple.

Xenosyllis scabra, Eurysyllis tuberculata, Trypanosyllis coeliac), espèces Limices (par exemple. Scalibregmidae, Sclerocheilus minutus) et espèces strictement endogènes, qui sont les « plus caractéristiques » du coralligène (par exemple. Pholoe minuta, Chrysopetalum caecum, Eulalia tripunctata, Sige microcephala, Opisthodonta morena, Syllides longocirrata, et cetera). Parmi la macrofaune il a distingué 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 Terebellidae, aussi bien qu'Eunice torquata, le grand polychète vagile vivant sur ou à l'intérieur des trous du coralligène (par exemple. Lepidonotus clava, Harmothoe aerolata, Pontogenia chrysocoma, Trypanosyllis zebra) et, finalement, les espèces fouillisseuses du genre Dipolydora et Dodecaceria concharum.

Hong (1980) a aussi cité une longue liste de polychètes du peuplement coralligène de Marseille, rapportant un nombre total de 109 espèces. Il a distingué certaines espèces caractéristiques comme 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 les plus 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 remarquables vivants dans le coralligène ne sont pas d'habitude les plus abondantes, mais les grandes espèces de serpulidés (True, 1970) qui sont très apparentes : Salmacina dysteri, Serpula vermicularis, Serpula concharum, Sabella pavonina, Myxicola aesthetica, Sabella spallanzani et Protula spp. (Ballesteros et Tomas, 1999). Alors que Romdhane et al (données non encore publiées) reportent les 14 espèces suivantes du coralligène de la roche littorale du golfe de Tunis : Fabricia sabell, Maldanidaesp, Hydroïdes uncinata, Chrysopetalum debile, Hesionie pantherina, Nematonereis unicornis, Syllis sp, Lagisca sp, Halla parthenopera, Eunice harassii, Eunice torquata, Nereis sp, Euphosine foliosa et Leptonereis glauca

5.1.11. Les sipunculidés

Sont toujours des espèces endolithes, l'espèce la plus abondante de sipunculidés est Phascolosoma granulatum, qui est aussi un bio-érosif très actif (Sartoretto, 1996), ensemble avec Aspidosiphon mülleri. Laubier (1966) signale une troisième espèce dans le coralligène de Banyuls : Golfingia minuta.

5.1.12. Les échiuriens

Bonellia viridis, très commun dans le coralligène, s'est un détritivore important. Laubier (1966) signale une autre espèce, extrêmement rare, du coralligène de Banyuls.

5.1.13. Les mollusques

Les Mollusques sont extrêmement abondants dans le coralligène. Martin et al. (1990) ont signalé un nombre total de 897 individus dans vingt échantillons de 400 cm², ce qui signifie une moyenne de 45 espèces par échantillon et plus d'un mollusque par 10 cm². Ils signalent un très grand nombre d'espèces trouvés dans le secteur réduit échantillonné : 131. Le nombre d'espèces par échantillon est compris entre 5 et 33. La diversité moyenne pour tous les échantillons est de 3 unités d'informations ind⁻¹ (l'index de Shannon-Weaver). Salas

et Hergueta (1986) ont aussi signalé une très haute diversité, avec une moyenne de 22.7 espèces par échantillon.

Le nombre d'espèces signalées dans les études consacrées aux communautés coralligènes d'aires géographiques réduites est toujours élevé : 69 espèce à Banyuls (Laubier, 1966), 142 espèce à Marseille (Hong, 1980) et 108 espèce aux îles Medes (Huelin et Ros, 1984). Selon ces auteurs ainsi que Martin et al. (1990), les espèces les plus communes et constantes sont le chiton *Callochiton achatinus*, les prosobranches *Acmaea virginea*, *Calliostoma zizyphinum*, *Alvania lineata*, *Alvania cancellata*, *Setia semistriata*, *Setia tenera*, *Chauvetia des minimums*, *Chauvetia mamillata*, *Hinia incrassata*, *Fusinus pulchellus*, *Fusinus rostratus*, *Raphitoma linearis*, *Clanculus corallinus*, *Rissoina bruguieri*, *Triphora perversa*, *Muricopsis cristatus* et *Bittium reticulatum*, l'opisthobranchs *Odostomia rissoides*, *Diaphorodis papillata*, *Limacia clavigera*, *Cadlina laevis*, *Hypselodoris fontandraui*, *Chromodoris luteorosea*, *Chromodoris purpurea*, *Dendrodoris grandiflora*, *Duvaucelia striata*, *Discodoris atromaculata*, *Glossodoris gracilis*, *Glossodoris tricolor*, *Polycera quadrilineata*, *Flabellina affinis* et *Dondice banyulensis* et les bivalves *Arca barbata*, *Striarca lactea*, *Musculus costulatus*, *Kellia suborbicularis*, *Lithophaga lithophaga*, *Coralliophaga lithophagella*, *Anomia ehippium*, *Pteria hirundo*, *Chlamys multistriata*, *Chama gryphoides*, *Lima lima* et *Hiatella arctica*.

Dans un échantillonnage de 1 m², Romdhane et al (données non encore publiées) reportent les 27 espèces de mollusques suivantes du coralligène de la roche littorale du golfe de Tunis. *Arca noae*, *Modiolus barbatus*, *Modiolarca subpicta*, *Chlamys varia*, *Anadara diluvii*, *Neopycnodonte cochlea*, *Coralliophaga lithophagella*, *Bittium latreilli*, *Bittium reticulatum*, *Alvania lactea*, *Alvania semistriata*, *Alvania cimex*, *Alvania lineata*, *Philbertia* sp, *Helicofusus sfaxianus*, *Clanculus cruciatus*, *Jujubinus monterosatoi*, *Trophonopsis richardi*, *Triphora perversa*, *Eulina incurva*, *Rissoa* sp, *Cythara taeniata*, *Murex trunchulus*, *Capulus hungaricus*, *Raphitoma echinata*, *Callochiton laevis*, *Chiton olivaceus*

Les céphalopodes sont aussi présents dans le coralligène bien que d'habitude non signalés dans les listes. Tant l'*Octopus vulgaris* que la *Sepia officinalis* sont régulièrement présents.



Les œufs de *Loligo vulgaris* sont fréquemment observés vers la fin de l'hiver et le début du printemps dans quelques plates-formes coralligènes. D. Ceberian.

5.1.14. Les mites

Les mites sont toujours rares dans le coralligène. Laubier (1966) signale 6 espèces à Banyuls.

5.1.15. Les pycnogonides

Jusqu'à 15 espèces de pycnogonides sont signalées dans le coralligène de Marseille par Hong (1980). *Achelia echinata*, *Rynchothorax mediterraneus*, *Tanystylum conirostre* et *Callipallene spectrum* semblent être les plus communs, bien que toujours rares. Une espèce seulement est signalée par Laubier (1966) à Banyuls et deux espèces par Munilla et de Haro (1984) aux îles Medes.

5.1.16. Les copépodes

la faune des copépodes a été soigneusement étudiée par Laubier (1966) dans une station du coralligène de Banyuls. Il signale 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 abondantes. Il y a plusieurs copépodes qui vivent en parasites chez différents invertébrés : polychètes, éponges, échinodermes, mollusques, cnidaires et tuniciers (Laubier, 1966 et les références dans cet article).

5.1.17. Les ostracodes

Bien que plusieurs espèces d'ostracodes soient présentes dans le coralligène (Laubier, 1966; Hong, 1980), aucune étude n'a été consacrée à ce groupe. Laubier (1966) signale plus de 10 espèces non identifiées dans la microfaune "endogène".

5.1.18. Les cirripèdes

Les bernacles *Balanus perforatus* et *Verrucosa strömia*, dans les parois coralligènes et les crevasses et *Acasta spongites*, endobionte de plusieurs éponges (par exemple. *Dysidea*, *Ircinia*), sont signalés dans le coralligène (Laubier, 1966; Hong, 1980, Carbonell, 1984).

5.1.19. Les phyllocaridés

Seulement une espèce est citée dans le coralligène de Marseille par Hong (1980).

5.1.20. Les mysidacés

Hong (1980) signale 7 mysidacés du coralligène de Banyuls.

5.1.21. Les cumacéens

Trois cumacéens sont signalés dans le coralligène, toujours rares (Laubier, 1966; Hong, 1980).

5.1.22. Les Tanaidacés

Tanais cavolini et *Leptochelia savignyi* sont plutôt communs parmi la microfaune "endogène" des concrétions coralligènes (Laubier, 1966; Hong, 1980).

5.1.23. Les amphipodes

Les amphipodes sont échantillonnés en nombre remarquable dans le coralligène. Bien que Laubier (1966) signale seulement 12 espèces du coralligène de Banyuls, une liste de 49 espèces est apportée par Hong (1980) à Marseille, et 40 espèces sont signalées par Jimeno et Turon (1995) dans une étude intensive des concrétions à *Mesophyllum alternans* le long des côtes de la Catalogne (Méditerranée nord-occidentale). Le coralligène héberge un certain nombre d'amphipodes de la communauté des algues photophiles, ensemble avec des espèces réophobes et sciaphiles, liée à la présence d'hydroïdes, d'éponges et de bryozoaires. Bellan-Santini (1998) liste 44 espèces de la communauté coralligène (au-dessous de la profondeur de 35 mètres), auquel doit être ajoutée une liste de 56 autres espèces récoltées dans la communauté sciaphiles avec *Flabellia petiolata* et *Halimeda tuna*. Donc, un nombre total de 100 espèces est probablement une bonne évaluation des amphipodes prospérant dans le coralligène.

Selon la littérature disponible, les espèces communes incluent *Maera inaequipis*, *Maera grossimana*, *Liljeborgia dellavallei*, *Leptocheirus bispinosus*, *Gitana sarsi*, *Amphilochus picadurus*, *Colomastix pusilla*, *Iphimedia serratipes* et *Stenothoe tergestina*. Dans des communautés coralligènes ayant quelques algues érigées, sont aussi abondants *Orchomene abondant humilis*, *Leptocheirus guttatus*, *Stenothoe dollfusi*, *Leucothoe venetiarum*, *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 récoltées uniquement dans le coralligène (Bellan-Santini, 1998).

5.1.24. Les isopodes

Laubier (1966) et Hong (1980) signalent 14 espèces d'isopodes dans le coralligène. *Cymodoce truncata*, *Jaeropsis brevicornis*, *Paranthura nigropunctata*, *Synisoma* sp., *Gnathia maxillaris* et *Paragnathia formica* semblent être les espèces relativement communes.

5.1.25. Les décapodes

La densité de décapodes dans des concrétions coralligène sont très élevées, étant évalués à 170 individus dans 500 g dw de *Mesophyllum alternans* (García-Raso et Fernández Muñoz, 1987). Selon García-Raso et al. (1996) il est très difficile de distinguer des espèces caractéristiques de la communauté coralligène parce que le peuplement est très semblable à celui trouvé dans d'autres communautés ou des abris existents (par exemple les rhizomes de *Posidonia oceanica*).

Alpheus dentipes, *Athanas nitescens*, *Pilumnus hirtellus*, *Pisidia longicornis*, *Galathea bolivari*, *Cestopagurus timidus* et *Thoralus cranchii* sont considérés les espèces caractéristiques de crustacés décapodes vivant dans les concrétions coralligènes peu profondes de *Mesophyllum alternans* en Méditerranée sud-occidentale, ensemble avec, dans certains endroits, *Porcellana plathycheles*, *Synalpheus hululensis* et *Calcinus tubularis* (García-Raso, 1988).

Les trois espèces qui représentent la plupart de la biomasse des crustacés décapode dans le coralligène peu profond de la Méditerranée sud-occidentale font une utilisation différente de cet environnement. Chez *Pilumnus hirtellus*, le coralligène semble être une aire de recrutement, où principalement des juvéniles sont signalés. *Alpheus dentipes* développe tout son cycle de vie dans le coralligène, alors que pour *Synalpheus hululensis* le coralligène est un abri pour les individus reproducteurs (García-Raso et Fernández Muñoz, 1987).

D'autres espèces de décapodes fréquemment signalées dans les fonds coralligènes sont : *Alpheus ruber*, *Alpheus megacheles*, *Pilumnus spinifer*, *Pisa tetraodon*, *Galathea* des intermédiés, *Eurynome aspera*, *Macropodia czerniavskii*, *Inachus thoracicus*, *Processa macrophtalma*, *Periclimenes scriptus*, *Typton spongicola*, *Balssia gasti* et *Pisidia longimana* (Laubier, 1966; Hong 1980; Carbonell, 1984; García-Raso, 1988). D'autres décapodes de grandes tailles et qui sont d'habitude rencontrés dans le coralligène sont *Dromia personata*, *Palinurus elephas*, *Scyllarus arctus*, *Scyllarides latus* et *Homarus gammarus* (Corbera et al., 1993).

Dans des eaux profondes, la faune de décapode signalée par García-Raso (1989) diffère de celle signalée dans le coralligène des eaux peu profondes. Il a trouvé un total de 30 espèces, avec *Pilumnus inermis*, *Galathea nexa* et *Euchirograpsus liguricus* étant les décapodes les plus abondants dans ces fonds de la Méditerranée sud-occidentale.

5.1.26. Les ptérobranches

Un seul ptérobranche, *Rhabdopleura normani*, est signalé par Laubier (1966) vivant comme épibionte de bryozoaires

5.1.27. Les brachiopodes

D'habitude les espèces de brachiopodes peuplent de petites crevasses et les interstices dans les masses concrétionnées du coralligène. *Cranias anomalia*, *Argyrotheca cistellula*, *Argyrotheca cordata*, *Argyrotheca cuneata*, *Megathiris detruncata* et *Lacazella mediterranea* sont généralement les brachiopodes les plus signalés du coralligène (Laubier, 1966; Logan, 1979; Hong, 1980). Deux autres espèces, *Megerlia truncata* et *Platidia davidsoni*, plus typique de la zone bathyale sont récoltées de manière sporadique dans le coralligène (Vaissière et Fredj, 1963; Gamulin-Brida, 1967; Logan, 1979).

5.1.28. Les bryozoaires

Les bryozoaires sont très abondants dans le coralligène. Le nombre d'espèces signalées s'élève à 67 à Banyuls (Laubier, 1966), 133 à Marseille (Hong, 1980), 113 dans des îles Medes (Zabala, 1984) et 92 à Cabrera (Ballesteros et al., 1993). Une estimation expérimentale du nombre total de bryozoaires qui prospère dans les fonds coralligènes selon les études mentionnées ci-dessus s'établit autour de 170 espèces. Selon Zabala (1986) quatre aspects différents quant à la distribution de bryozoaires peuvent être distingués dans le coralligène. Nous signalerons dans le présent document les espèces principales selon les travaux de Laubier (1966), Hong (1980), (Zabala, 1984, 1986) et Ballesteros et al. (1993).

les surfaces plates de la plate-forme coralligène sont dominées par *Pentapora fascialis* et *Myriapora truncata*, qui portent *Nolella* spp., *Aetea* spp., *Crisia* spp., *Scrupocellaria* spp., *Mimosella verticillata* et *Synnotum aegyptiacum* comme épibiontes. *Turbicellepora avicularis* vit communément sur les gorgonaires et *Chorizopora brongniartii*, *Diplosolen obelium*, *Tubulipora plumosa*, *Puellina gattyae* et *Lichenopora radiata* sont des épibiontes communs 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*.

Le coralligène des parois contient les espèces citées plus haut, mais aussi *Smittina cervicornis*, *Adeonella calvetii*, *Chartella tenella*, *Cribilaria innominata*, *Schizomavella* spp.,

Parasmittina tropica, *Sertella* spp., *Caberea boryi* et *Spiralaria gregaria*. Dans un échantillon de 1 m², 10 espèces ont été dénombrées sur paroi verticale de la roche littorale, le coralligène de Korbous (golfe de Tunis) : *Crisia fistulos*, *Crisia oranensis*, *Caberia boryi*, *Annectocym* sp, *Synnotum aegyptiacum*, *Aetea* sp, *Scrupocellaria reptans*, *Lichenopora radiata*, *Pherusella tubulosa*, et *Corallina balsaci* (Romdhane et al, données non encore publiées)

Les cavités et les surplombs du coralligène abritent une faune bryzoaire presque identique à celle présente dans les caves semi-obscurées, avec plusieurs espèces déjà citées ci-dessus, mais aussi *Dentiporella sardonica*, *Brodiella armata*, *Turbicellepora coronopus*, *Rynchozoon bispinosum*, *Schizotheca serratumargo*, *Escharoides coccinea*, *Escharina vulgaris*, *Callopora dumerillii*, *Smittoidea reticulata*, *Cribilaria radiata*, *Hippomenella mucronelliformis*, *Crassimarginatella maderensis*, *Crassimarginatella crassimarginata*, *Buskea nitida*, *Celleporina* spp., *Prenantia inerma*, *Diaporoecia* spp., *Enthalporoecia deflexa* et *Idmidronea atlantica*.

Un dernier groupe est constitué par les espèces qui apparaissent principalement dans le coralligène profond, au-dessous de la profondeur de 50 mètres, et qui est composé par les espèces stenothermes qui sont aussi très résistantes à la sédimentation : *Figularia figularis*, *Escharina dutertrei*, *Escharina porosa*, *Onychocella marioni*, *Omaloseca ramulosa*, *Buskea dichotoma*, *Escharella ventricosa*, *Enthalporoecia gracilis*, *Schizoporella magnifica*, *Mecynoecia delicatula*, *Idmidronea coerulea* et *Hornera frondiculata*.

5.1.29. Les crinoïdes

Deux crinoïdes ont été signalés dans le coralligène, l'*Antedon* commun l'*Antedon mediterranea*, (Laubier, 1966; Ballesteros et al., 1993) et *Antedon bifida* (Montserrat, 1984).

5.1.30. Les ophiures

D'après les commentaires de Tortonese (1965) et les listes de Laubier (1966), Hong (1980) et Montserrat (1984), jusqu'à 17 espèces d'ophiures ont été signalées dans le coralligène. Il y a certaines espèces que l'on peut considérer caractéristiques du coralligène comme *Ophioconis forbesii*, *Amphiura mediterranea* et *Amphiura apicula* (Tortonese, 1965; Laubier, 1966). D'autres ophiures vivent empêtrées sur les gorgonaires : *Astropartus mediterraneus* et *Ophiacantha setosa*. Cependant, les espèces les plus communes sont *Ophiothrix fragilis*, *Ophiopsila aranea*, *Amphiura chiajei*, *Amphiura filiformis*, *Amphipholis squamata* et *Ophioderma longicaudum*. *Ophiocomina nigra*, bien qu'étant une espèce typique de fonds meubles, est trouvée d'habitude dans les petites cavités du coralligène à dépôt sédimentaire coralligène

5.1.31. Les astéroïdes

Huit espèces d'étoiles de mer ont été signalées dans les fonds coralligènes (Tortonese, 1965; Laubier, 1966, Munar, 1993). A. Bouajina



L'espèce la plus abondante est *Echinaster sepositus*. Omniprésente. *Marthasterias glacialis* et *Hacelia attenuata* sont aussi communes et *Ophidiaster ophidianus* est seulement trouvée dans la région sud, plus chaude, de la Méditerranée.

5.1.32. Les échinoides

Quatorze espèces d'oursins sont signalées dans le coralligène (Tortonese, 1965; Laubier, 1966; Hong, 1980; Montserrat, 1984; Munar, 1993). L'espèce la plus commune est *Sphaerechinus granularis* (Sartoretto, 1966) qui est un facteur important de bio érosion. Sont aussi communs dans les eaux profondes *Genocidaris maculata* et *Echinus melo*. *Psammechinus microtuberculatus* est d'habitude caché à l'intérieur des cavités du coralligène.

Les juvéniles de *Paracentrotus lividus* (et *Arbacia lixula*) peuvent être parfois rencontrés, mais ne sont jamais abondants. *Centrostephanus longispinus* est plus abondant dans les secteurs plus chauds de la Méditerranée et vit d'habitude dans les crevasses du coralligène (Pérès et Picard, 1958; Laborel, 1960; Harmelin et al., 1980; Francour, 1991). Finalement, *Echinocyamus pusillus* est une très petite espèce omniprésente qui peuple les petites tâches de sable et de gravier à l'intérieur des concrétions.



L'oursin *Centrostephanus longispinus* à proximité de l'algue coralline *Lithophyllum* et les éponges *Chondrialla nucula* et *suberites* sp. A. Bouajina © CAR/ASP

5.1.33. Les holothuries

L'espèce généralement la plus rencontrée de concombre de mer est *Holothuria forskali*, qui peut être plutôt abondant dans certaines plate-forme coralligènes (Laubier, 1966; Ballesteros et Tomas, 1999). Néanmoins, le genre *Cucumaria* a plusieurs espèces qui endolithes (*C. saxicola*, *C. planci*, *C. kirschbergii*, *C. petiti*). Quatre autres espèces typiques d'habitats sablonneux et vaseux sont aussi signalées (Tortonese, 1965; Laubier, 1966; Montserrat, 1984): *Holothuria tubulosa*, *Holothuria mammata*, *Trachytyone tergestina* et *Stichopus regalis*.

5.1.34. Les tuniciers

Ramos (1991) a décrit une haute richesse spécifique d'ascidies dans la communauté coralligène, avec un degré élevé de présence des familles *Didemnidae* et *Polyclinidae*. En fait, autour de 70 % de la faune des ascidies est présent dans le coralligène (82 espèces). Selon

Ramos (1991), les espèces les plus caractéristiques du 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 récoltées dans le coralligène, 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 densus* et *Aplidium conicum* (Laubier, 1966; Hong, 1980; Turon, 1990; Turon, 1993). *Clavelina dellavallei* et *Rhodosoma verecundum* semblent être particulièrement abondantes dans les concrétions coralligènes de la Méditerranée orientale (Pérès et Picard, 1958).

5.1.35. Les poissons

La faune ichthyque de la communauté coralligène renferme beaucoup de poissons que l'on peut considérer à large gamme bathymétrique, comme *Epinephelus marginatus*, *Sciaena umbra*, *Coris julis*, *Dentex dentex*, *Symphodus mediterraneus*, *Symphodus tinca*, *Diplodus vulgaris*, *Apogon imberbis*, *Chromis chromis* ou *Labrus merula*. Néanmoins, il y a un groupe d'espèces, caractéristique du coralligène. Certains d'entre eux comme *Lappanella fasciata* ou *Acantholabrus palloni* sont des espèces limitées aux eaux profondes (Sartoretto et al., 1997), mais d'autres sont facilement observés lors des activités subaquatiques comme *Anthias anthias* (Harmelin, 1990) et parmi les espèces les plus communes, il y'a aussi *Gobius vittatus*, *Phycis phycis* et *Labrus bimaculatus* (Garcia-Rubies, 1993, 1997). D'autres espèces sont plus abondantes dans le coralligène que dans les eaux peu profondes : *Serranus cabrilla*, *Spondylisoma cantharus*, *Diplodus puntazzo*, *Ctenolabrus rupestris*, *Spicara smaris*, *Scorpaena scrofa* et *Symphodus doderleini*. Finalement, *Conger conger*, *Muraena Hélène*, *Zeus faber*, *Scorpaena notata*, *Scyliorhinus canicula* et *Scyliorhinus stellaris* sont aussi observés dans le coralligène (Sartoretto et al., 1997; Ballesteros, pers. obs.).



Banc de *Diplodus vulgaris* au dessus d'un coralligène sur roche, recouvert par l'éponge *Phorbasp* sp et quelques colonies d'*Astroïdes calicularis*.

A. Bouajina © CAR/ASP

La faune ichthyque peuplant les petites crevasses du coralligène est probablement en relation avec celle demeurant dans les grottes, bien que les données soient très rares. Hong (1980) signale des juvéniles de *Diplecogaster maculata* et le Nigier *Gobius*. Selon Patzner (1999), les espèces cryptobenthiques observées d'habitude dans les grottes, peuvent aussi être présentes dans les petites crevasses du coralligène profond : *Thorogobius ephippiatus*, *Thorogobius macrolepis*, *Corcyrogobius liechtensteinii*, *Gammogobius steinitzii* et *Didogobius splechnai*. *Odondebuena balearica* est aussi un poisson cryptobenthique peuplant le coralligène mais rarement observé (Riera et al., 1993).

Les travaux traitant de la faune ichthyique du coralligène ont des résultats légèrement différents selon l'origine de la région étudiées (Bell, 1983; Harmelin, 1990; Garcia-Rubies, 1993, 1997; Ballesteros et Tomas, 1999). Ces différences devraient être liées à la biogéographie ou bien à des différences de rugosités du coralligène. *Symphodus melanocercus*, par exemple, est une espèce caractéristique du coralligène à Cabrera et d'autres zones des îles Baléares, mais c'est une espèce répandue quant à sa distribution bathymétrique en Méditerranée nord-occidentale (García-Rubies, 1993).

5.2. Les espèces en danger

Bien qu'il soit très difficile de connaître le statut de conservation de n'importe quelle espèce marine vivant dans les eaux relativement profondes où le coralligène se développe, plusieurs approches concernant les espèces en danger sont déjà disponibles.

Le coralligène victime de sa popularité !

On considère aussi que plusieurs animaux du coralligène sont dans une situation à risque (Boudouresque et al., 1991). En fait, aucune d'entre-elles n'est en danger d'extinction, bien que l'épuisement local des stocks de certaines espèces puisse avoir lieu. La plupart des espèces en voie de disparition ont une grande valeur commerciale et c'est la raison principale de leur raréfaction. Parmi les anthozoaires, le corail rouge (*Corallium rubrum*) est exploité commercialement dans presque tous les pays de la Méditerranée et ses stocks ont fortement baissé dans la plupart des régions, principalement dans les eaux peu profondes (Weinberg, 1991). Des populations de gorgonaires, communes dans le coralligène, mais sans valeur commerciale, comme *Paramuricea clavata*, *Eunicella cavolinii* ou *Eunicella singularis*, sont récoltées par mégarde par des plongeurs (Coma et al., 2001). Le corail noir, *Gerardia savaglia*, est une espèce très rare et peut être ciblée par les plongeurs collectionneurs, ce qui peut rendre l'espèce encore plus rare (Boudouresque et d'autres., 1991), ou bien par les plongeurs de loisirs dont les nombreuses visites peuvent perturber son habitat naturel comme cela se produit à Tabarka en Tunisie (Ben Mustapha, données non publiées)

Le mérou commun (ou mérou noir), *Epinephelus marginatus* (= *E. guaza*), est l'espèce cible principale des activités de pêches sous marines et son abondance a énormément diminué dans plusieurs régions de la Méditerranée, principalement dans ses parties nord (Chauvet, 1991). Néanmoins, immatures et juvéniles sont très abondants dans certains secteurs (par exemple aux Baléares; Riera et al., 1998) et, donc, l'espèce est menacée seulement là où il n'y a pas de recrutement régulier (par exemple la Méditerranée nord-occidentale). De plus, le rétablissement de cette espèce dans les aires marines protégées était à plusieurs reprises signalée (Bell, 1983; Garcia-Rubies et Zabala, 1990; Francour, 1994; Coll et al., 1999) et même sa reproduction (Zabala et al. 1997a, b), suggérant qu'une gestion adéquate pourrait rapidement améliorer sa situation dans les secteurs où ses stocks diminuent toujours. D'autres mérous sont probablement dans une situation plus précaire comme *Epinephelus costae* (= *E. alexandrinus*), *Mycteroperca rubra* ou *Polyprion americanus* (Riera et al., 1998; Mayol et al., 2000), dont les stocks de population sont beaucoup inférieures à celles du mérou commun.

Selon Boudouresque et al. (1990), on peut considérer au moins 8 espèces des macroalgues qui vivent dans le coralligène comme en danger : *Chondrymenia lobata*, *Halarachnion ligulatum*, *Halymenia trigona*, *Platoma cyclocolpa*, *Nemastoma dichotomum*, *Ptilophora mediterranea*, *Schizymenia dubyi* et *Laminaria rodriguezii*. Cependant et selon nos observations propres, cette liste peut être augmentée de manière significative avec des espèces comme *Aeodes marginata*, *Sphaerococcus rhizophylloides*, *Schmitzia neapolitana*, *Ptilocladopsis horrida*, *Microcladia glandulosa*, *Rodriguezella bornetii*, *Rodriguezella pinnata* ou *Lomentaria subdichotoma* (Ballesteros, données non publiées). La plus part de ces espèces ont pour unique habitat le coralligène ou les lits à maërl et semblent être très sensibles à la pollution et à des taux de sédimentation accrus (Boudouresque et al., 1990), Deux des menaces principales du coralligène. Le cas de *Laminaria rodriguezii* est particulièrement approprié, puisque c'est une espèce qui se développe le mieux dans les lits à rhodolithes, d'où elle a presque disparu à cause des activités de chalutage, et les fonds coralligènes constituent actuellement son seul refuge comme cela semble être les cas aux bancs Mazzariles et Sorelles au nord ouest de la Tunisie (Ramos et al, données non publiées).

Quelques espèces de mollusques vivant dans le coralligène sont aussi menacées. On considère le bivalve comestible foreur de roches, *Lithophaga lithophaga*, comme une espèce en voie de disparition (Boudouresque et al., 1991), bien qu'elle soit extrêmement abondante. La collecte par les plongeurs est seulement importante dans des eaux peu profondes et la raison des appels à la protection de cette espèce visent, en fait, la protection des communautés benthiques peu profondes des côtes rocheuses dominées par les macroalgues (Russo et Cicogna, 1991; Hrs-Brenko et al., 1991), et non pas celles du coralligène. Les deux espèces de jambonneau de mer (*Pinna nobilis* et *Pinna rudis*) présentes en Méditerranée, ont été proposées pour la protection (Boudouresque et al. 1991), comme elles ont été décimées dans les régions de la Méditerranée occidentale par la modification du littoral et aussi par leur collecte comme souvenir (Vicente et Moreteau, 1991). *Pinna nobilis* grandit principalement dans les prairies de phanérogames et sa présence dans le coralligène est très peu commune (Vicente et Moreteau, 1991).

Cependant, *Pinna rudis* (= *P. pernula*), est observée fréquemment dans le coralligène, au moins dans les régions plus chaudes de la Méditerranée occidentale (Ballesteros, 1998) comme c'est le cas au parc marin de Zembra (Ben Mustapha et Sanchez Jerez, données non publiées).

Selon Templado (1991) l'extinction ne menace aucune des deux espèces du genre *Charonia* présentes en Méditerranée. *Charonia lampas* est rare en Méditerranée occidentale, mais plutôt commune dans le sud-ouest, pendant que *Charonia tritonis variegata* a été signalée en Méditerranée orientale et du sud-ouest. Les deux espèces sont récoltées et utilisées à des buts décoratifs, mais Templado (1991) pense que des pressions anthropogéniques indirectes (développement littoral) sont la raison principale de leur raréfaction ou, même, de leur extinction locale.

L'oursin *Centrostephanus longispinus* est aussi considéré comme une espèce en danger par Boudouresque et al. (1991), bien que, en fait, ce soit une espèce rare en Méditerranée nord-occidentale et aussi dans le coralligène du bassin oriental comme c'est le cas à Zembra et au banc Hallouf (Ben Mustapha et Sanchez Jerez, données non publiées), probablement pour des raisons biogéographiques. Aucune pression anthropique n'a été signalée pour expliquer sa rareté.

La petite cigale, *Scyllarides latus*, est très apprécié gastronomiquement. Ces prix de marché élevés ont stimulé la pression accrue de sa pêche qui a entraîné un déclin spectaculaire de son abondance dans plusieurs régions de la Méditerranée (Spanier, 1991). Elle est plus commune dans les secteurs plus chauds de la Méditerranée (par exemple en Méditerranée Orientale et aux Baléares), étant plus rare dans les régions plus froides.

Sciaena umbra et *Umbrina cirrosa* sont les deux autres espèces de poissons à considérer comme en danger dans la revue de Boudouresque et al. (1991). Tous les deux peuvent vivre dans le coralligène, la première étant plus abondante. Les deux espèces sont facilement pêchées par la pêche sous marine, mais au moins les stocks de *Sciaena umbra* se remettent facilement après la prohibition de la pêche (Garcia-Rubies et Zabala, 1990; Francour, 1994).

On ne tient pas compte d'autres espèces dans la liste d'espèces menacées ou en danger de la Méditerranée préparée par Boudouresque et al. (1991), mais selon Mayol et al. (2000) elles sont dans une situation à risque majeur. C'est le cas de plusieurs petits requins peuplant les habitats détritiques et le coralligène : *Scyliorhinus stellaris*, *Mustelus asterias*, *Mustelus mustelus*, *Squalus acanthias* et *Squalus blainvillei*. Toutes ces espèces étaient très communes dans les prises des pêcheurs des Baléares au début du vingtième siècle, mais actuellement, elles sont extrêmement rares. Les autres espèces prospérant dans le coralligène et qui sont considérées menacées par Mayol et al. (2000) sont : les Hippocampes (principalement *Hippocampus ramulosus*), *Gaidropsarus vulgaris* et quelques poissons cryptobenthiques (*Didogobius splechnai*, *Gammogobius steinitzii*). Ceux-ci ne sont pas des espèces commerciales et leur raréfaction peut être liée aux effets indirects de la pêche (effets en cascade?), les perturbations physiques du chalutage, ou d'autres causes inconnues.

6. Rapports Biotiques

6.1. Interactions spatiale, herbivores, carnivores

Les rapports Biotiques, tant ceux trophiques que ceux liés aux interactions spatiales constituent une force principale dans la structuration de tous les écosystèmes. En fait toute la construction des concrétions coralligènes est affectée par les interactions établies entre les algues encroûtantes corallines et d'autres invertébrés constructeurs sessiles. Le résultat final (c'est-à-dire à quoi la concrétion ressemble) est non seulement en relation avec le constructeur qui a été le plus efficace, mais aussi comment les foreurs (aussi bien les oursins que les éponges perforantes et les polychètes) ont modelé l'habillage. Ainsi, les rapports biotiques à ce niveau sont cruciaux dans la construction du coralligène.

Les rapports trophiques sont particulièrement intéressants dans le coralligène, puisque les organismes principaux ne sont pas facilement comestibles. La plupart d'entre eux ont un squelette qui contribue au concrétionnement, mais qui dissuade aussi l'alimentation (Zabala et Ballesteros, 1989). D'autres peuvent avoir des défenses chimiques qui les rendent dégoûtants ou même toxiques (Marti, 2002). La plupart des plus grands invertébrés sessiles vivants dans le coralligène ne s'alimentent pas directement à partir d'autres animaux du coralligène, mais à partir du système pélagique; en fait la plus grande partie de la biomasse vivante dans le coralligène provient soit des algues soit des suspensivores (True, 1970; Zabala et Ballesteros, 1989), ce qui pourrait suggérer que les herbivores et les carnivores ne soient pas aussi importants qu'ils le sont dans d'autres environnements marins de la Méditerranée. Le dynamisme faible du coralligène (Garrabou et al., 2002) converge aussi vers cette direction.



L'éponge *Petrosia dura* broutée par un Nudibranch. D.Cebrian

Cependant, tant les herbivores que les carnivores, ne sont pas sans importance dans le coralligène. L'oursin *Sphaerechinus granularis* est un brouteur principal d'algues corallines encroûtantes (Sartoretto et Francour, 1997) et plusieurs invertébrés (Opisthobranches, amphipodes, copépodes) sont capable de se nourrir de l'algue verte *Halimeda* (Ros, 1978). Les exemples de carnivores sont fournis par la plupart des poissons prospérant dans le

coralligène, mais aussi par la plupart des prosobranches, échinodermes, polychètes vagiles et des crustacés. Bien que l'alimentation de la plupart des animaux ne soit pas sélective, il y a quelques exemples remarquables d'animaux ayant une sélection stricte de proies. Les exemples sont les cas bien connus de l'opisthobranche *Discodoris atromaculata* se nourrissant de l'éponge *Petrosia ficiformis*, ou d'un autre opisthobranche *Flabellina affinis* s'alimentant principalement sur hydrozoaires du genre *Eudendrium* (Ros, 1978). D'autres exemples intéressants ont été récemment fournis pour les copépodes du genre *Astrocheres*, qui s'alimentent systématiquement tant sur les rhagons que sur les éponges adultes en suçant le matériel produit à l'ectosome de l'éponge (Mariani et Uriz, 2001).

6.2. Chimie écologique

La production de substances actives chez les organismes benthiques joue un rôle principal dans la structuration benthique des communautés. Certaines de ces substances agissent comme une défense contre les consommateurs (des substances par exemple dégoûtantes ou répugnantes) et d'autres stabilisent les interactions entre espèces quant à l'occupation spatiale (Marti, 2002). Les éponges, bryozoaires et tuniciers sont les taxons ayant le plus grand nombre d'espèces produisant des substances actives (Uriz et al., 1991). Le côté inférieur des blocs coralligènes aussi bien que les caves semi-obscurcs et les surplombs, montrent le pourcentage le plus élevé d'espèces actives de toutes les communautés de la Méditerranée échantillonnées par Uriz et al. (1991), suggérant que l'investissement dans la production d'allelochimies joue un rôle important dans la compétition spatiale dans le coralligène.

6.3. Epibiosie, mutualisme, commensalisme et parasitisme

Il y a une quantité énorme de rapports entre les espèces du coralligène qui peuvent être décrites comme "des associations", impliquant ou pas des transferts trophiques. Parfois il est difficile de différencier entre ces rapports puisque l'histoire naturelle de l'espèce ou bien les bénéfices et les dépenses des composants de l'association sont inconnus ou non clairement compris. Notre but n'est pas de faire une révision de ces associations, ni même de mentionner celles qui ont été décrites dans le coralligène, mais de reporter quelques exemples d'épibiosie, mutualisme, commensalisme et de parasitisme, qui peuvent donner une idée de la complexité du coralligène dans la présente révision.

L'épibiosie est un phénomène répandu dans des communautés benthique et le coralligène est un exemple excellent des différentes stratégies adaptées par les organismes pour faire face à ce problème (True, 1970). Certains basibiontes tolèrent des degrés différents d'épibiosie et même un envahissement presque totale, pendant que d'autres ont développé des défenses anti-salissures pour éviter ce genre d'envahissement. Les deux types de stratégies peuvent être observées chez des espèces du même groupe zoologique vivant dans le coralligène. Par exemple, les ascidies *Microcosmus sabatieri* ou *Pyura dura* sont d'habitude complètement couvert par une large gamme d'épibiontes, alors que *Halocynthia papillosa* ou *Ciona edwardsi* sont toujours libres d'organismes épibiontes (Ramos, 1991).

On considère que certains épibiontes choisissent leurs hôtes, pendant que d'autres ne sont pas sélectifs. L'anthozoaire *Parerythropodium coralloides* grandit d'habitude sur les axes des gorgonaires (*Eunicella*, *Paramuricea clavata*), bien qu'il puisse aussi se fixer et vivre sur d'autres animaux, des algues, ou être attaché aux décombres ou tout autre type de substrats (Laubier, 1966; Gili, 1986). L'anthozoaire *Parazoanthus axinellae* préfère les éponges du genre *Axinella* (principalement *Axinella damicornis*) mais il peut aussi se fixer sur d'autres éponges ou sur la roche ou bien sur les algues corallines encrustantes (Gili, 1986). Le bryozoaire *Turbicellepora avicularis* préfère les parties basses des axes des gorgonaires *Paramuricea clavata* et *Eunicella* spp. (Laubier, 1966; Zabala, 1986).

Le nombre d'espèces qui peuvent agir comme épibiontes non sélectifs dans le coralligène est énorme, comme la plupart de l'espace est occupé, les larves doivent d'habitude coloniser des animaux ou des plantes vivants. Donc, presque toute espèce sessile peut être épibionte (True, 1970). Gautier (1962), par exemple, a passé en revue l'épibiosie des bryozoaires sur les bryozoaires dans le coralligène, et Nikolic (1960) rapporte jusqu'à 18 espèces vivant sur *Hippodiplosia foliacea* dans une concrétion coralligène en mer Adriatique. Les observations de Laubier (1966) sur quelques Hétérotriches (Protozoaires) de la famille des Folliculinidae sont particulièrement intéressantes qui vivent très près de la bouche des zoïdes d'espèces différentes de bryozoaires ou même à l'intérieur de son zoïde vide. Laubier (1966) reporte jusqu'à six espèces différentes de Folliculinidae dans le coralligène de Banyuls vivant comme épibiontes de bryozoaires.

Le mutualisme a été reporté, par exemple, dans le cas du scyphozoaire *Nausitoë punctata* et plusieurs éponges cornées (*Uriz et al.*, 1992b). *Cacospongia mollior*, *Dysidea avara* et *Dysidea fragilis* utilisent le thèse de *Nausitoë punctata* comme substitut aux fibres squelettiques, réduisant vraisemblablement les dépenses métaboliques associées à la construction squelettique. Le scyphozoaire devrait profiter d'une protection plus élevée contre la prédation et les perturbations mécaniques, des avantages trophiques (le flux inhalant transporte de petites particules susceptibles d'être capturées par le scyphozoaire) et d'une défense chimique contre des prédateurs, puisque ces trois espèces d'éponges montrent une toxicité (*Uriz et al.*, 1992c).

Le commensalisme est une des relations les plus communes du coralligène. On considère la plupart des rapports recensés dans les communautés coralligènes comme étant des rapports de commensalisme, puisqu'il manque à ces rapports les dispositifs clairs du parasitisme. Cela pourrait être le cas du polychète *Eunice siciliensis* et les décapodes *Alpheus dentipes* et *Typton spongicola* qui vivent comme endobiontes de l'éponge foreuse *Cliona viridis* (Laubier, 1966). Un autre exemple bien connu est celui qui a lieu entre *Cliona viridis* et le polychète foreur *Dipolydora rogeri* (Martin, 1996).

La curiosité de cette association réside dans sa durée, puisqu'elle persiste même quand l'éponge est massive et non plus perforante. L'activité alimentaire du polychète est favorisée par le flux inhalant de l'éponge et, de plus, l'éponge offre la protection physique au ver quand ce dernier n'est pas incorporé et incrusté dans les algues calcaires. La capacité du ver pour manipuler, relativement, de grandes particules (pour s'alimenter ou bien pour construire ses tubes) peut favoriser l'activité de filtrage de l'éponge en nettoyant le secteur autour des papilles inhalantes, empêchant ainsi l'écroulement de leurs orifices (Martin et Britayev, 1998).

Les polychètes du genre *Haplosyllis* sont des commensalistes bien connus (Martin et Britayev, 1998). Jusqu'à 200 spécimens de *Haplosyllis spongicola* ont été trouvés dans 1 cm² d'éponge (Bacescu, 1971) et ainsi les éponges méritent la description "d'hôtels vivants" (Ruetzler, 1976). Le polychète *Haplosyllis depressa chamaeleon* présente un autre cas, il vit exclusivement comme un commensal de l'éventail de mer *Paramuricea clavata*; où il rampe au-dessus des colonies vivantes (Laubier, 1960, 1966).

Le bernacle *Acasta spongites* vit à l'intérieur de l'éponge *Ircinia variabilis* et d'autres éponges (Laubier, 1966; Ruetzler, 1976; Uriz et d'autres., 1992b); on peut considérer cela un cas de parasitisme, comme le cirripède colonise l'oscule inhalant de l'éponge, le rendant inutile. Un autre bernacle, *Pyrgoma anglicum*, qui n'est pas rare, vit à l'intérieur de l'anthozoaire *Leptopsammia pruvoti*.

Un autre exemple de parasitisme dans le coralligène est présenté par deux polychètes spionides foreurs *Dipolydora armata* et *Polydora hoplura* et les bryozoaires *Dentiporella sardonica*, *Porella concinna*, *Brodiella armata* et *Schizomavella auriculata* (Laubier, 1959a, 1959b). Les bryozoaires sont partout infestés au niveau des couches basales et les polychètes creusent des galeries qui atteignent la surface de la colonie ou modifient la forme de la croissance des bryozoaires d'une telle manière que les tubes des polychètes sont composés par les zooïdes des hôtes. Dans les deux cas le bryzoaire est stimulé pour construire des formations calcaires autour des terminaisons des tubes des polychètes, facilitant le comportement alimentaire du ver et sa protection (Laubier, 1966).

7.PROCESSUS

7.1. Croissance et âge des concrétions coralligènes

Le taux de croissance moyen des colonnes de *Mesophyllum alternans* (comme *Mesophyllum lichenoides*) à la Ciotat (NW Méditerranéen) évalué par la méthode de datation au carbone 14 a été établi à 0.19 millimètres/an (Sartoretto, 1994), variant entre les limites de 0.11 millimètres/an à 0.26 millimètres/an. Des valeurs similaires de 0.16 millimètres/an pendant les 640 dernières années ont été obtenues dans un bloc de coralligène échantillonné à 15 mètres dans la réserve naturelle de Scandola (Corse) (Sartoretto et al., 1996).

Quel âge peut-il avoir ?

Les âges obtenus par la datation au carbone 14 sur des concrétions coralligènes situées aux profondeurs comprises entre 10 et 60 mètres en Méditerranée Nord-occidentale s'étendent entre 640 ± 120 ans BP et 7760 ± 80 ans BP (Sartoretto et al., 1996). Des surfaces d'érosion internes dans les concrétionnements témoignent d'un développement discontinu. Le taux d'accumulation des constructions coralligène est très bas (0.006 à 0.83 millimètres/an) et oscille énormément selon la profondeur et la période. Les taux d'accumulations plus élevés (0.20 à 0.83 millimètres/an) ont été enregistrés pour le coralligène profond et correspondent à une période comprise entre 8000 et 5000 ans BP. Après 5000 ans BP, les seuls taux d'accumulation appréciables (0.11 à 0.42 millimètres/an) ont été enregistrés pour des concrétions coralligènes placées dans des eaux relativement peu profondes (profondeur de 10 à 35 mètres), tandis que les taux d'accumulations chez le coralligène situé au-dessous de la profondeur de 50 mètres sont presque nuls.

Ainsi, le développement de ces formations coralligènes profondes s'est produit il y a longtemps, quand la profondeur de la couche d'eau au-dessus des concrétions n'excédait probablement pas 10-15 mètres de haut, et depuis ces périodes de colonisation (8500 à 7000 ans BP), le taux d'accumulation a progressivement baissé. On peut sans doute expliquer cette diminution dans les taux d'accumulation par les conditions environnementales stables, mais plutôt défavorables, résultant de la diminution des radiations liée à l'augmentation de la profondeur de la colonne d'eau. Il est aussi intéressant de souligner que les concrétions coralligènes au-dessous de la profondeur de 30 mètres dans le secteur de Marseille sont de nos jours inactives, presque exemptes d'algues corallines vivantes. Au contraire, celles présentes en Corse à la profondeur de 50 mètres au delà (jusqu'à la profondeur de 65 mètres) sont complètement couvertes par des algues corallines vivantes et se trouve actuellement dans une période de croissance active, qui doit être liée à la présence d'eaux claires en Corse.

7.2. LA production de carbonate

Bien qu'il n'y ait aucune étude spécifique sur la production de carbonate de la communauté coralligène sur une base annuelle, Canals et Ballesteros (1997) ont évalué la production de carbonate du phytobenthos dans le coralligène et dans d'autres communautés

de la plate-forme continentale des Baléares, en tenant compte de la biomasse permanente des algues calcaires et leurs rapports P/B. Le coralligène prospérant dans des eaux relativement peu profondes (avec, comme algues dominantes, *Mesophyllum alternans* et *Halimeda tuna*) était la communauté qui avait la production la plus élevée (autour de 465 g CaCO₃/m²/an). La production dans le coralligène profond dominé par *Lithophyllum cabiochae* était beaucoup moindre (autour de 170 g CaCO₃/m²/an), mais même ce taux est beaucoup plus grand que celui relatif à la production moyenne de carbonate pour l'ensemble du plateau continentale des Baléares (100 g CaCO₃/m²/an).

La contribution de suspensivores à la production de carbonate totale du coralligène dans le plateau des Baléares - aussi bien que dans la d'autres secteurs de la Méditerranée - est presque inconnue. Cependant, les évaluations de la production de carbonate animale profond (profondeur de 25 à 50 mètres) des fonds rocheux de la Mer d'Alboran (au sud de la Méditerranée occidentale) principalement dominé par de grands suspensivores à squelettes calcaires (principalement le cnidaire *Dendrophyllia ramea*, les bryozoaires *Pentapora fascialis*, *Smittina cervicornis* et *Myriapora truncata* et les polychètes comme *Salmacina dysteri*, *Protula* sp. et d'autre serpulidés) sont très hautes (autour de 660 g CaCO₃/m²/an) (Cebrian et al., 2000). Bien que la combinaison d'animaux calcaires fortement productifs dans ces fonds soit peu commune à d'autres secteurs de la Méditerranée, on peut considérer ces chiffres comme une limite supérieure pour la production de carbonate animale dans le coralligène.

7.3. La bioérosion

le brouteur le plus actif du coralligène est l'oursin *Sphaerechinus granularis* qui représente une grande partie de l'érosion totale dans le coralligène. Sartoretto et Francour (1997) ont calculé une érosion comprise entre 210 et 16 g CaCO₃ /m²/an, avec des valeurs plus hautes dans des eaux peu profondes et des valeurs inférieures dans des concrétions coralligènes autour de la profondeur de 50 mètres. Le rôle bio-érosionnel d'*Echinus melo* ne peut pas être mesuré, mais il est très faible.

Parmi les macroforeurs, le polychète *Spionide Polydora* spp. et le mollusque *Hyatella arctica* sont les seules représentants de la macrofaune colonisant des blocs expérimentaux après une exposition d'une année (Sartoretto, 1998). Dans cette étude, l'érosion totale causée par les annélides et les mollusques augmente avec le nombre d'individus mais elle n'excède pas, après un an d'exposition, 5.73 ± 0.77 g CaCO₃/m²/an à 20 mètres et 1.50 ± 0.99 g CaCO₃/m²/an à 60 mètres.

Dans les communautés naturelles, les macro-foreurs sont plus abondants (éponges perforantes, Sipunculidés, mollusques perforant) et leur absence dans les substrats expérimentaux peut s'expliquer en raison de leur croissance lente et de la haute variabilité spatiale et temporelle de recrutement larvaire (Kleeman, 1973).

La comparaison des taux d'érosion produits par les trois types d'organismes principaux de l'érosion (des brouteurs, des micro-foreurs et des macro-foreurs) a été évaluée par Sartoretto (1996). Les oursins comptent, de manière grossière, pour 95 % de la masse totale de CaCO₃ érodé. La bio-érosion par les micro et les macro-foreurs représente les 5 % résiduels, celle due aux micro-foreurs étant très basse en raison des grandes profondeurs dans lesquelles se développe le coralligène ainsi que les hauts taux de

sédimentation, qui évitent un développement important de micro-foreurs (Sartoretto, 1998). La bio-érosion par des macro-foreurs est probablement sous-estimée parce que les études de Sartoretto (1998) ne tiennent pas compte de plusieurs organismes communs du coralligène, en particulier le bivalve *Lithophaga lithophaga* et les éponges fouisseuses (Sartoretto et d'autres., 1996). Les limites globales de la bio-érosion observée dans le coralligène s'étendent entre 220 g CaCO₃/m²/an dans des eaux relativement peu profondes et 20 g CaCO₃/m²/an à la profondeur de 60 mètres. Ces gammes sont en accord avec la structure et l'âge des concrétions coralligènes placées au-dessous de la profondeur de 50 mètres dans la région de Marseille (Sartoretto, 1996) et sont situées au moins à un degré moindre de la bio-érosion expérimentalement évaluée dans des récifs coralliens (Chazottes et al., 1995).

7.4. La sédimentation

La rugosité des concrétions coralligènes soutient la déposition des particules qui participent à la construction de la structure coralligène par les processus complexes de lithification (Marshall, 1983). Cependant, des taux de sédimentation élevés peuvent être un problème parce que les particules sédimentaires peuvent couvrir le thalle des corallines encroutantes, faisant alors office d'écran à l'encontre de la lumière (Laborel, 1961) mais aussi prévenant le recrutement de nouvelles plantes (Sartoretto, 1996). Toutes les particules sédimentaires déposées dans le coralligène ne sont pas incluses dans le concrétionnement; une grande partie d'entre elle est éliminée par des brouteurs différents, et une autre partie est remise en suspension par les courants, les organismes et la gravitation. La rugosité des différents types de coralligène est différente et il en est donc ainsi pour la capacité de conservation de dépôt sédimentaire aussi.

La quantité de mouvements des masses d'eaux est aussi importante et elle diminue d'habitude avec la profondeur. Les études faites par Sartoretto (1996) dans la région de Marseille concluent qu'autour de 9 kg/m²/an sont conservées dans les concrétions coralligènes situées entre 30 et 60 mètres de profondeur, alors que la conservation dans des eaux peu profondes est beaucoup moindre. Néanmoins, les taux de sédimentation journaliers sont extrêmement hauts dans les eaux peu profondes (autour de 500 g/m²) et beaucoup plus basses dans les eaux profondes (entre 10 et 35 g/m²) (Sartoretto, 1996).

Le sédiment qui est finalement incorporé à la concrétion coralligène par un processus de lithification, contient une partie importante de composés calcaires provenant d'organismes vivant dans le coralligène (Laubier, 1966). Les contributions principales sont celles en provenance des algues corallines (57 %), des bryozoaires (19 %), des mollusques (16 %), des coraux et des serpulidés (3 % chacun) (Laubier, 1966).

8. DYNAMIQUE ET SAISONNALITE

L'étude de la dynamique pour l'ensemble de la communauté coralligène est une tâche très difficile à entreprendre et elle n'a été faite que très récemment. Garrabou et al. (2002) ont utilisé une méthode photographique pour rechercher les changements pendant deux années ayant lieu dans deux secteurs coralligènes contrôlés de 310 cm². Le taux moyen de changement observé est de 10 % par mois, avec une saisonnalité très basse à nulle. La plupart de la zone étudiée (> 70 %) est resté presque constante ne montrant que peu ou pas de transitions pendant les deux années de contrôle, indiquant la haute persistance des animaux et des plantes prospérant dans le coralligène.

D'autres travaux ont été appliqués à quelques compartiments ou d'autres espèces des communautés coralligènes. En fait, la plupart des études traitant de la biologie des espèces principales dans le coralligène (voir le chapitre "le Fonctionnement d'espèces clefs et d'espèces remarquables") ont décrit les effets de saisonnalité, quand ces derniers existaient.

Quant à la flore benthique, Ballesteros (1991a) a décrit le cycle saisonnier de plusieurs communautés phytobenthiques de la Méditerranée nord-occidentale, réalisant une comparaison parmi les communautés, utilisant les mêmes paramètres comme descripteurs. Le coralligène à *Mesophyllum alternans* et *Halimeda tuna* a la saisonnalité la plus basse de toutes les communautés subtidales étudiées ; restant pratiquement constant en automne, en hiver et au printemps, mais ayant un pic de productivité estival, avec des valeurs de biomasse plus hautes que pendant le reste de l'année. La croissance d'algues corallines est presque constante pendant l'année (Garrabou et Ballesteros, 2000) mais la croissance de *Halimeda* se produit principalement en été (Ballesteros, 1991c). En prêtant attention aux changements structurels de la communauté, deux étapes peuvent être discernées le long d'un cycle annuel : l'étape de la communauté diversifiée, avec une couverture réduite de *Halimeda* et d'autres algues souples et l'étape de la communauté développée, caractérisée par une couverture haute de *Halimeda* (Ballesteros, 1991b). La conversion de l'étape de la communauté diversifiée à l'étape de la communauté développée a lieu par une phase de production (le premier été). Une phase de diversification peut être distinguée à la fin de l'automne, quand une chute soudaine de la couverture d'*Halimeda* est détectée et observée (Ballesteros, 1991b).

La plupart des hydrozoaires benthiques montrent un modèle saisonnier, avec une phase de reproduction au printemps ou en automne et une phase de croissance s'étendant de l'automne au printemps; la plupart d'entre eux disparaissent pendant l'été, laissant seulement des stolons basiques dormants (Boero et al., 1986). L'abondance des hydrozoaires épiphytes d'*Halimeda* baisse pendant l'été à cause de la mort de vieux thalles d'*Halimeda*, la croissance de nouveaux thalles et d'articles apicaux des thalles existants et probablement aussi à cause de la compétition interspécifique avec des algues épiphytes (Llobet et d'autres., 1991a).

Les anthozoaires montrent une diminution marquée dans toutes leurs 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 pendant le cycle annuel, démontrant un modèle saisonnier marqué, mais ne montrant aucun cycle journalier ni aucune variabilité significative de ce taux d'un jour à l'autre pendant des mois. Le taux de respiration de *Paramuricea* (suspensivore passif) ne présente pas de corrélation avec la température, mais celui de *Dysidea* et d'*Halocynthia* (des suspensivores actifs) augmentent avec la température.

Il y a un taux faible de synthèse de nouveaux tissus pendant l'été, parallèlement à une contraction de polypes et un Q_{10} faible, qui explique les taux de respirations faibles de *Paramuricea* observés pendant la période des plus hautes températures. Ces taux de respirations faibles soutiennent l'hypothèse que les limitations d'énergie peuvent être à la base du repos estival chez quelques taxons suspensivores benthiques en Méditerranée.

Il existe des évidences de plus en plus nombreuses que les modèles saisonniers d'activité et la production secondaire de suspensivores dans le coralligène sont caractérisés par l'estivation (Coma et al., 2000). Plusieurs types de repos et de périodes de résistances ont été observés chez plusieurs ascidies coloniales pendant la saison chaude (Turon, 1992; Turon et Becerro, 1992). Dans le cas de *Polysyncrator lacazei* la surface des colonies est couverte par une pellicule lisse et les ouvertures siphonales sont scellées. Ce qui est interprété comme un phénomène de jouvence qui prolonge la durée de la vie des zoïdes (Turon, 1992). Quelques éponges traversent aussi une période de repos, sans alimentation, comprenant une restructuration cellulaire, principalement en été. Par exemple quelques spécimens de *Crambe crambe* apparaissent couverts par une cuticule lisse, oblitérant les oscules et les ostia après la reproduction, de la fin d'août jusqu'à la fin d'octobre (Turon et al., 1999). Ces auteurs suggèrent que ces étapes de repos se développent non seulement en réponse à une re-modélisation ayant lieu à la suite de la reproduction, mais aussi comme une réponse aux températures anormales de l'eau.

La faune de décapodes montre aussi une certaine saisonnalité (Garcia-Raso et Fernández Muñoz, 1987), en raison du recrutement intense de plusieurs espèces à la fin de l'été et une diminution progressive de la densité du nombre d'individus et une augmentation de leur taille d'octobre à juin. La faune ichthyque du coralligène est aussi affectée par la saisonnalité (Garcia-rubis, 1997), bien que son effet ait une importance secondaire. Le nombre d'espèces dans les comptages de poissons effectués le long de transects visuels de 50m de longueur dans les fonds coralligène aux îles Medes diminue légèrement en hiver et la plupart des poissons semblent être moins actifs qu'en été.

9. FONCTIONNEMENT DES ESPÈCES CLEFS ET DES ESPÈCES REMARQUABLES

9.1. Les algues corallines

La dynamique de croissance de deux constructeurs coralligènes importants en Méditerranée Nord-occidentale, *Mesophyllum alternans* et *Lithophyllum stictaeforme* (pour *Lithophyllum frondosum*) a été étudiée dans les bio-concrétionnements de la réserve marine des îles Medes, dans une paroi raide située à une profondeur entre 15 et 30 mètres (Garrabou et Ballesteros, 2000). Les taux de croissances varient entre 0.16/mois pour *Mesophyllum alternans* et 0.09/mois pour *Lithophyllum stictaeforme*, avec des taux de rétrécissements de 0.09 et 0.04/mois respectivement. Ces taux de croissances ont un ordre de grandeur plus bas que ceux trouvés pour d'autres espèces Méditerranéennes et tropicales, mais semblables aux taux de corallines en croûtes des eaux arctiques et tempérées. Aucun modèle saisonnier ni dans la croissance ni dans le rétrécissement n'a été trouvé pour aucune des deux espèces; cependant une saisonnalité relative à la présence du conceptacle a été détectée chez *Lithophyllum stictaeforme*, avec une variabilité inter-annuelle élevée. Les thalles de *Mesophyllum alternans* subissent fréquemment des fissions et des fusions (un événement pratiquement au cours de la période de contrôle de 2 années pour 50 % des plantes contrôlées), tandis qu'elles étaient rarement observées chez *Lithophyllum stictaeforme*. Ces différences de la croissance, du rétrécissement et des événements de fissions ainsi que de fusions sont interprétées comme des stratégies de croissance différentes. *Mesophyllum alternans* a une stratégie plus opportuniste, avec une croissance plus rapide, gagnant de l'espace plus rapidement, bien qu'il en perde aussi à des taux plus élevés. *Lithophyllum stictaeforme* a une stratégie plus conservatrice, étant plus efficace à maintenir l'aire acquise à travers son taux de croissance réduit (Garrabou et Ballesteros, 2000).

9.2. *Halimeda tuna*

9.2.1 L'apport d'*Halimeda tuna*



Les valeurs de croissance et la production rapportées par Ballesteros (1991c) soulignent l'importance de *Halimeda tuna* comme un producteur, aussi bien de matière organique que de carbonate de calcium, dans le coralligène. En fait, des données disponibles suggèrent que la production de carbonate de calcium par *Halimeda* dans des concrétions coralligènes peu profondes soit semblable à celle des algues corallines (Canals et al., 1988).

Halimeda tuna : Important producteur de matière organique et de carbonate de calcium dans le coralligène.
A. Bouajina © CAR/ASP

La croissance et la production d'une population de *Halimeda tuna* d'une communauté coralligène (à la profondeur de 18 mètres) en Méditerranée nord-occidentale ont été étudiés par Ballesteros (1991c). La production de nouveaux segments changeait de manière saisonnière, avec un maximum en été et un minimal en hiver, suggérant que la croissance est principalement liée à la température et à la radiation. La perte de segments semblait être liée aux perturbations physiques (des tempêtes) et aux herbivores. La production annuelle de *Halimeda tuna* a été évaluée à 680 g/m², l'équivalent de 114 g de C organiques/m²/an et de 314 g de CaCO₃ /m²/an et la proportion P/B annuelle s'est élevée à 1.87 /an. L'assemblage d'épiphytes vivant sur les segments de *Halimeda tuna* a aussi montré une haute saisonnalité, avec une biomasse et une richesse spécifique maximales au début de l'été.

9.3. Les éponges

Garrabou et Zabala (2001) ont étudié la dynamique de croissance de quatre demosponges (*Crambe crambe* et *Hemimycale columella*) d'une communauté précoraligène et *Oscarella lobularis* et *Chondrosia reniformis* d'une communauté coralligène dans les Îles Medes), indiquant une dynamique de croissance relativement faible avec des taux de croissance et des taux de rétrécissement bas. Les espèces coralligènes avaient un taux de croissance relatif moyen de 0.15 /mois (*Oscarella*) et de 0.022 /mois (*Chondrosia*), avec les taux de rétrécissements de 0.12 et 0.017 /mois respectivement. Des différences interspécifiques des taux de croissances, de rétrécissements, de divisions et de fusions ont été interprétées comme la preuve de stratégies biologiques distinctes afin de persister et d'occuper le substrat. *Chondrosia reniformis* est conservatrice, avec une croissance lente, mais une grande résistance aux dégâts et dommages. *Crambe crambe* semble augmenter son taux d'occupation spatiale par un haut taux de division. *Hemimycale columella* s'accroît rapidement et se rétrécit à des taux bas, s'étendant ainsi rapidement sur le substrat. *Oscarella lobularis* s'accroît et rétrécit rapidement; montrant une grande croissance.

Le régime alimentaire naturel de *Dysidea avara*, une éponge commune des communautés coralligènes (Uriz et al., 1992), a été étudié par Ribes et al. (1999 b). *Dysidea avara* a obtenu 85 % de son carbone ingéré à partir de la fraction plus petite que 5 µm (surtout procaryotes et pico et nano-plancton) et 15 % à partir de la fraction plus grande que 5 µm (surtout phytoplancton). Cependant, les contributions partielles de groupes différents ont varié saisonnièrement, selon la composition planctonique de la colonne d'eau : pendant l'hiver le phytoplancton était un composant important de l'assimilation totale (26 %), tandis que pendant le reste de l'année il a contribué avec moins de 7 % à l'assimilation totale. Cette plasticité trophique peut représenter un avantage pour l'espèce parce qu'il atténue les effets des fluctuations saisonnières de la communauté planctonique. De plus, les taux de transport d'eau de 63 ml/g/minute et les taux élevés de dégagement pour les particules mesurant 4 µm ou moins observés chez *Dysidea avara* (Turon et al., 1997) indiquent un impact de pâturage significatif d'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).

9.4. Les hydrozoaires

L'hydrozoaire *Orthopyxis crenata*, hydroïde commun vivant sur l'algue *Halimeda tuna*, était le plus abondant de novembre à avril, quand trois cohortes ont été identifiées (Llobet et al., 1991b). Le reste de l'année seulement deux cohortes étaient identifiables sauf en juin et juillet où n'étaient présent qu'une cohorte juvénile. La reproduction a eu lieu de la fin octobre au début de décembre, le recrutement se produisant en même temps. En hiver, la taille des colonies a été multipliée par cinq et par trois tous les 15 jours, vivant un maximum de 6 semaines. L'abondance maximale des hydroïdes en hiver semble être liée à la disponibilité alimentaire accrue, à une diminution dans la compétence dû aux algues épiphytes et à un déclin dans le temps de reconversion de *Halimeda* (Ballesteros, 1991c). La stratégie d'*Orthopyxis crenata* et d'autres hydroïdes est complètement différente aux anthozoaires de grande longévité communs aussi dans le coralligène; les colonies survivent seulement pour un nombre réduit de semaines mais la reproduction asexuée par stolons rampants assure la survie de la colonie au-delà de la vie des thalles d'*Halimeda* et peut-être indéfiniment.

Coma et al. (1992) ont étudié le cycle de vie de deux espèces semblables d'hydrozoaires vivant sur le thalle de *Halimeda tuna* et a aussi constaté que la survie devrait être très longue pour chaque colonie, en raison de la reproduction asexuée active (par stolonisation chez *Halecium petrosum*; par des propagules planctoniques chez *Halecium pusillum*) ayant lieu pendant la plus grande partie de l'année. La durée de vie maximale de colonies a été évaluée seulement à huit semaines, les tailles moyennes des colonies augmentant entre trois à six fois au cours de périodes consécutives de deux semaines.

9.5. Le corail rouge



Polypes de corail rouge épanouis pour capturer les aliments en suspensions. ©CAR/ASP.

Le corail Rouge est typiquement associé à la communauté animale dominante vivant dans les conditions de luminosité faibles qui caractérisent les cavités les plus petites, les falaises verticales et les surplombs présents dans le coralligène. Il est distribué essentiellement dans le bassin occidental mais aussi présent dans quelques secteurs du bassin oriental et de la côte Atlantique africaine (Zibrowius et al., 1984; Chintiroglou et al., 1989).

La collecte (pêche) constitue la source principale de perturbation dans les populations de corail rouge bien que des mortalités à grande échelle aient aussi été signalées (Arnoux et

al., 1992; Garrabou et al., 2001). Les activités de sports subaquatiques semblent avoir un impact limité sur ces populations, mais les risques potentiels de braconnage et les perturbations d'origines mécaniques augmenteront dans un avenir proche avec l'augmentation prévisible des activités de plongées (Garrabou et Harmelin, sous presse).

Selon Garrabou et Harmelin (sous presse), le corail rouge a une survie élevée, 60 % des colonies atteignant 22 ans d'âge. La mortalité est plus élevée chez les juvéniles, mais la mortalité partielle de colonies est plus importante chez les vieilles colonies. Le recrutement s'effectue par impulsions mais il est généralement très faible. Les taux de croissances mesurés sont de 0,24 mm par année pour le diamètre basal et de 1.78 mm par année pour la croissance en hauteur des colonies. Le taux moyen d'édification des branches pour chaque colonie est de 3,4 branches en 22 ans. Les populations exploitées montrent des valeurs inférieures de 2 fois en moyenne pouvant atteindre des diminutions de 4 fois celles des taux moyens signalés dans les colonies des populations non exploitées. Garrabou et Harmelin (sous presse) apportent des données indiscutables sur la longévité des colonies et la dynamique de population parcimonieuse de *Corallium rubrum*.

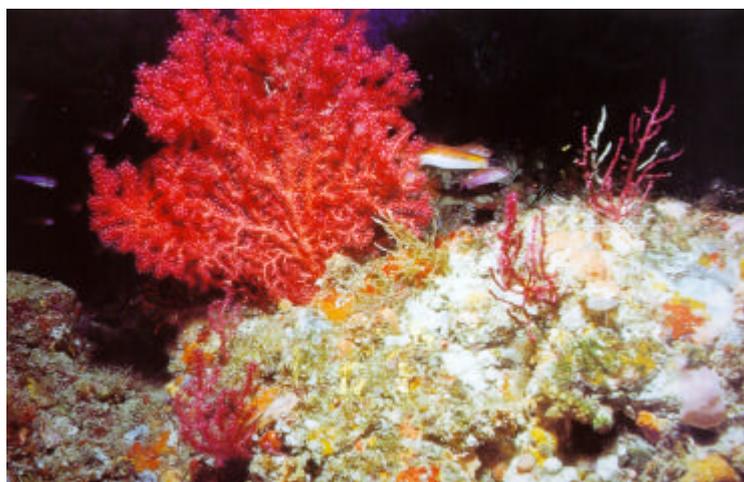
Des populations actuelles ont montré un changement dramatique dans la structure de leur taille caractérisée par l'absence de grandes colonies. Le rétablissement complet des populations exploitées d'eaux peu profondes peut durer plusieurs décennies ou même des siècles (Garrabou et Harmelin, sous presse).

Aucun signe de prédation n'a été observé dans les colonies contrôlées de *Corallium rubrum* (Garrabou et Harmelin, sous presse). En fait, la prédation semble jouer un rôle mineur dans les communautés sessiles, à dominance d'invertébrées (Garrabou et al., 2002).

9.6. Les gorgonaires

La croissance de *Paramuricea clavata* a été contrôlée photographiquement pendant deux années (Coma et al., 1998b). Basé sur les données de taux de croissance, les plus grandes colonies dans la population (55 cm) étaient âgées de près de 31 ans. En moyenne, la production nette pour toutes les colonies était de 75 % de la production brute. La production brute était de 4.4 g afps/m²/an, la valeur de P/B était de 0.11/an et le temps de transformation était de 9 ans (Coma et d'autres., 1998a, b). Mistri et Ceccherelli (1994) ont évalué pour *Paramuricea clavata* au détroit de Messine (Italie), une production de 3 g afps /m²/an, une valeur de P/B de 0.13/an et un temps de transformation de 7.5 ans. Chez *Eunicella cavolinii* Weinbauer et Velimirov (1995a, b) ont évalué une production de 0.3 à 7.4 g afps /m²/an, un P/B autour de 0.24 et 0.32/an et un temps de transformation variant entre 3 à 4 ans.

Paramuricea clavata est parmi les espèces les plus communes Des fonds coralligènes en Méditerranée
© CAR/ASP



L'augmentation moyenne de la hauteur maximale chez *Paramuricea clavata* s'étend de 1.8 à 2.7 cm/an (Weinberg et Weinberg, 1979; Mistri et Ceccherelli, 1984; Coma et al., 1998a). Des valeurs semblables ont été obtenues pour *Eunicella singularis* (2.2 cm/an; Weinberg et Weinberg, 1979). La croissance est inférieure chez *Eunicella cavolinii* (0.85 à l'année de 1.14 cm¹ : Velimirov, 1975; Weinbauer et Velimirov, 1995a).

La saisonnalité de la croissance chez *Paramuricea clavata* nécessite de longues périodes de contrôle pour être détectées explicitement, mais les données disponibles suggèrent qu'il y ait une période de croissance élevée au printemps, qui est compatible avec la fluctuation saisonnière des sources d'alimentation (le Coma et d'autres., 1998b).

L'âge minimal de la première reproduction (maturité sexuelle) chez *Paramuricea clavata* a été évalué entre 7 à 13 années en moyenne (Coma et al., 1995a). La fécondité augmente avec la taille des colonies. L'oogenèse chez *Paramuricea clavata* dure pendant 13 à 18 mois et culmine avec l'émission des oeufs mûrs en juin-juillet ; la reproduction étant synchrone chaque année et coïncidant avec l'augmentation de la température d'eau, elle est aussi corrélée au cycle lunaire (Coma et al., 1995a). Les oeufs émis adhèrent aux surfaces extérieures des colonies féminines grâce à l'action d'une membrane muqueuse. L'embryologie et la maturation finale ayant lieu parmi les polypes. En quittant la surface des colonies, les larves colonisent immédiatement le substrat environnant. Le maintien de la population est basé sur la reproduction sexuée (le Coma et d'autres., 1995b).

Le zooplancton (Nauplii, des oeufs de copépodes, d'autres oeufs d'invertébrés, des copépodes calanoides) représente une part importante du régime alimentaire. Des niveaux maxima de capture de proies sont enregistrés au printemps et à la fin de l'automne; ils diminuent considérablement en été, quand la proportion de colonies avec des polypes contractés est très haute. Le taux de capture de proies extrapolé à un cycle annuel suggère que les gorgonaires jouent un rôle important dans le flux d'énergie dirigé du plancton vers le benthos; les estimations des populations de *Paramuricea clavata* des îles Medes indiquent que cette espèce peut prélever l'équivalent de 12 à 85 mg C/ m²/jour de zooplankton (Coma et d'autres., 1994).

Néanmoins, *Paramuricea clavata* a un régime alimentaire couvrant un spectre assez large et hétérogène, s'étendant des nanoeukaryotes (3.8 μ M) aux copépodes (700 μ M), en passant par des proies aussi diverses que les ciliés, les dinoflagellés, les diatomées et la fraction organique détritique suspendue (Ribes et al, 1999c). Le carbone d'origine détritique intervient grossièrement pour 48 % du total du carbone ingéré et montre un modèle saisonnier marqué dans lequel l'hiver et le printemps sont les saisons comprenant les taux d'ingestions les plus élevés. La quantité de carbone prélevée dans l'eau environnante est équivalente à 2.7 mg C/m²/jour du PCO vivant (y compris les nanoeukaryotes, les diatomées, les ciliés et les dinoflagellés) et 28.7 mg C/m²/jour du PCO détritique. Aucun piégeage significatif de matière organique dissoute, ni de picoplankton n'a été observé. Ribes et al (1999c) donnent une évaluation de la diversification des sources alimentaires qui couvrent les besoins en énergie de *Paramuricea clavata*, en tenant compte de données relatives aux taux d'ingestions observés dans des chambres d'incubation et corrigées par l'effet de la vitesse de flux obtenue à partir de la littérature. Selon ces auteurs, il y a une contribution similaire de zooplankton et de POC détritique (environ 48 % chacun), avec le POC vivant représentant les 4 % restants, un chiffre qui peut probablement être extrapolé à d'autre gorgonaires.

9.7. Les alcyonaires

La croissance et l'occupation de l'espace de deux alcyonaires communs des communautés coralligènes des îles Medes (Méditerranée nord-occidentale) ont été étudiés par Garrabou (1999). *Parazoanthus axinellae* a une dynamique de croissance modérée (un taux de croissance relatif de 0.11/mois et un taux de rétrécissement de 0.09/mois), avec des différences insignifiantes dans le temps, bien que les taux de croissances aient atteint des niveaux maximum pendant les périodes estivales et automnales. Les événements de fissions sont communs, 29 % des colonies contrôlées subissent au moins 1 événement de fission en 2 ans. L'événement de fusion était moins fréquent, avec seulement 8 % des colonies subissant 1 événement de fusion en deux ans. Les taux de mortalités annuels moyens sont de 9 %. L'occupation de l'espace chez *Parazoanthus axinellae* semble se baser sur une diffusion, à un taux modéré, sur le substrat par croissance somatique et par fission. La plupart des colonies (60 %) étaient contractées en été et au milieu de l'automne (Garrabou, 1999).

D'autre part, *Alcyonium acaule* a une croissance très lente, presque non détectable au cours d'une période de deux années. Comme il n'y a aucune reproduction asexuée, le recrutement, étant la seule voie du maintien de la population, est très bas et se produit en automne. Les taux de mortalités annuels moyens sont de 12.7 %, avec des mortalités beaucoup plus élevées chez les petites colonies. Les colonies contractées sont beaucoup plus fréquentes en été que lors d'autres saisons (jusqu'à 80 %). Les colonies d'*Alcyonium acaule* sont d'habitude agrégées en raison de la conservation des oeufs par des « cordes » muqueuses, impliquant une dispersion de courte portée des larves et une colonisation près des colonies parentales (Garrabou, 1999).

9.8. Les tuniciers

Les colonies de *Cystodites dellechiaiei*, ascidie très commune du coralligène (Ramos, 1991), d'une paroi verticale située entre 10 et 12 mètres de profondeur en Méditerranée nord-occidentale montrent, sur une période de deux années, soit une croissance limitée soit pas de croissance du tout (Turon et Becerro, 1992) ; bien qu'une colonie sur onze a été capable de croître activement. Selon les observations des auteurs, seules les individus présents dans les micro environnements les plus abrités de la luminosité ont montré une croissance active. Les gonades étaient présentes dans la population la plus grande partie de l'année. *Cystodites dellechiaiei* montre une biomasse relative élevée par unité de surface, des taux de croissance bas, des taux de survie élevés (Turon et Becerro, 1992) et la présence de défenses chimiques (Uriz et al., 1991) qui semblent indiquer une stratégie de vie très conservatrice.

Deux espèces d'ascidies solitaires communes dans le coralligène fraient vers la fin de l'été et le début de l'automne. L'émission des gamètes s'est produite après la période des températures les plus élevées (Octobre-septembre) chez *Halocynthia papillosa*, alors qu'elle s'est produite en novembre-octobre pour *Microcosmus sabatieri* (Becerro et Turon, 1992). Pour expliquer le fait surprenant du fraie post estival, une période lors de laquelle la température et l'alimentation sont limitées, Ribes et al. (1998) ont étudié le régime naturel et

la capture de proie chez l'ascidie *Halocynthia papillosa* sur un cycle annuel. Le régime alimentaire naturel a inclus la matière organique détritique, des bactéries, *Prochlorococcus* et *Synechococcus*, des protozoaires et du phytoplancton, avec une taille limite moyenne de moins de 1 μm à 70 μm . On a estimé chez un spécimen d' *Halocynthia papillosa* pesant 0.25 g afps, l'ingestion annuelle moyenne de 1305 $\mu\text{gC/g afps/h}$. Le carbone d'origine détritique a représenté 92 % du total du carbone ingéré, tandis que le carbone vivant a été estimé seulement à 8 %. Les taux d'ingestions ont montré un modèle saisonnier marqué, avec l'ingestion la plus élevée de particules détritiques au printemps et l'ingestion la plus élevée de particules vivantes se produisant en été et en automne. Ribes et al. (1998) formulent une hypothèse suivant laquelle les particules vivantes ont plus de signification dans le régime alimentaire de l'espèce que les particules d'origine détritique, puisque la variation saisonnière d'azote particulaire ingéré d'origine vivantes explique 91 % de la variation du développement gonadique pendant l'année. Ainsi, les organismes sestoniques vivants, à la place du carbone détritique, peuvent constituer une source essentielle d'azote et d'autres substances nutritives nécessaires pour la croissance et la reproduction chez *Halocynthia papillosa*.

10. LES PERTURBATIONS

10.1. Les événements à grande échelle

Plusieurs épisodes de mortalité de suspensivores ont été détectés en Méditerranée nord-occidentale (Rivoire, 1991; Cerrano et al., 2000; Perez et al., 2000, Ben Mustapha et El Abed, 2001). Nous rapportons ici les données existantes sur la dernière mortalité à grande échelle de suspensivores qui a affecté les peuplements en eau peu profonde (profondeur de 10 à 40 mètres) situées à l'est de Marseille et dans quelques autres secteurs du centre de la Méditerranée occidentale (Minorque; Ballesteros, données non publiées).

Mortalités et anomalies climatiques

Lors de l'été 1999, et faisant suite de l'apparition d'anomalies climatiques et hydrographiques en Mer Ligure, les conditions caractéristiques de la saison estive, c'est à dire des ressources réduites, la stabilité de colonnes de haut marnage et des températures élevées (normalement pendant juillet et août) ont duré beaucoup plus longtemps que d'habitude. Cela a coïncidé avec un événement de mortalité massif de suspensivores benthiques sur plusieurs centaines de kilomètres, affectant les communautés coralligènes placées à une profondeur situées au-dessus de 40 mètres, où l'anomalie de température a duré plus qu'un mois (Perez et al., 2000; Romano et al., 2001, Ben Mustapha et el Abed, 2001).

Des populations de corail rouges vivant à des profondeurs au-dessus de 30 mètres ont été aussi affectées (Garrabou et al., 2001). Cet événement de mortalité de grande échelle, combiné à d'autres événements de mortalité massives d'échelle encore plus importante (Ben Mustapha & Vacelet., 1991 ; Vacelet., 1991) ou moindre (Cerrano et d'autres., 2000), suggèrent qu'ils puissent être liés à l'augmentation de température de l'eau de mer et le réchauffement global. Quelques suspensivores pourraient être capables de résister à une durée normale de conditions d'été défavorables, mais pas à une prolongation anormale de ces conditions (Coma et al., 2000, Coma et Ribes, soumis) en raison du manque d'énergie de suspensivores en relation avec la faible disponibilité de l'alimentation en été.

Si des événements de mortalités massives sont à rapprocher de la tendance du réchauffement globale, ces événements pourraient arriver de nouveau et devenir plus fréquents, ce qui induirait des changements profonds de la composition spécifique du coralligène et de sa structure. En fait, *Paramuricea clavata*, l'une des suspensivores le plus affecté lors de l'événement des mortalités estivales de 1999 (Perez et d'autres., 2000), est complètement absent des profondeurs au-dessus de 40 mètres dans les eaux chaudes de la Méditerranée centrales aux Baléares (Ballesteros, données non publiées), ceci peut être lié à la durée plus longue des conditions d'été dans ce secteur. Cependant, la cause ultime de ces mortalités est toujours non connue, puisque l'anomalie de température peut avoir causé seulement un stress physiologique qui a déclenché le développement d'un certain agent pathogène qui serait autrement resté non-virulent.

10.2. Dégradation par les eaux usées

Hong (1980) a étudié les effets des eaux usées le long de trois stations situées dans un gradient de pollution multisources dans le golfe de Fos (Marseille) et dans une zone de référence non polluée. La diversité biologique diminue de la station de référence (310 espèces) à la station la plus polluée (214 espèces) et affecte principalement les bryozoaires, les crustacés et les échinodermes, alors que celle des mollusques et des polychètes reste inchangée. Le nombre d'individus diminue aussi avec l'augmentation de la pollution, ainsi que la biomasse d'éponges et de bryozoaires et la diversité des invertébrés (l'index de Shannon). Cependant, la densité de sipunculidés augmente avec la pollution.

La pollution diminue aussi quantitativement le nombre d'espèces infralittorales dans le coralligène et augmente les espèces à large distribution écologique (Hong, 1980, 1983).

Les abondances d'espèces qui constituent les accumulations et ceux vivant dans le coralligène diminuent avec le gradient de pollution, tant en nombre qu'en densité d'individus. Il y a peu de données concernant l'impact de polluants divers sur la croissance d'algues corallines (Littler, 1976), bien que l'on sache que des ions orthophosphates interdisent la calcification (Simkiss, 1964). De toute façon, Hong (1980) a observé qu'avec la pollution accrue, les grands thalles de *Mesophyllum alternans* sont remplacés par des *Peyssonneliaceae* qui ont une capacité de construction beaucoup moindre (Sartoretto, 1996). De plus, les espèces qui agissent dans la bio-érosion sont plus abondantes dans les zones polluées (Hong-Kong, 1980). Ainsi, toutes les évidences disponibles, suggèrent que la pollution accélère la destruction du coralligène et interdisent l'activité de construction.

Les conclusions principales de Hong (1980) stipulent que cette pollution (1) diminue la richesse spécifique, (2) augmente fortement l'abondance relative d'espèces avec une large distribution écologique, (3) élimine presque quelques groupes taxonomiques, (4) diminue l'abondance des plus grands individus de l'épifaune et (5) inhibe le processus de construction du coralligène et augmente ses taux de destruction.

Cormaci et al. (1985) ont étudié les communautés phytobenthiques profondes se développant sur des concrétions coralligènes dans le Golfe d'Augusta, un site lourdement pollué par des eaux usées tant urbaines qu'industrielles. La turbidité de l'eau semble être le facteur principal causant la dégradation et l'homogénéisation du phytobenthos. Il y a une diminution légère dans le nombre d'espèces (26 espèces algales/échantillon) quand on le compare aux sites et aux profondeurs semblables de secteurs non pollués (30 à 38 espèces algales/échantillon) (Furnari et al., 1977; Battiato et al., 1979).

10.3. La dégradation causée par la pratique de la pêche

Le chalutage est probablement la méthode de pêche la plus destructive et celle qui cause la dégradation de grands secteurs du coralligène (Boudouresque et al., 1990; Ballesteros, données non publiées). Le chalutage a non seulement une action de destruction et de dégâts directs en cassant la structure du coralligène et en roulant les blocs de coralligène, mais il affecte aussi négativement la production photosynthétique d'algues encrustantes et érigées en augmentant la turbidité et les taux de sédimentation, quand cette pêche est pratiquée dans les fonds sédimentaires adjacents (Palanques et al., 2001).

Le chalutage spécifique visant à la collecte du précieux corail rouge avec "la Barre italienne" ou "Croix de Saint André » est fortement destructif. Ortiz et al. (1986) rapportent des prises allant jusqu'à 50 kg de faune benthique (principalement gorgonaires) pour la prise de 15 kg de corail rouge vivant en Mer Alboran. Cet artefact est si efficace dans la destruction du fond marin qu'il a été utilisé pour faire des études scientifiques sur la faune associée du corail rouge (Templado et al., 1986; Maldonado, 1992).

La pêche traditionnelle et la pêche de loisirs ont aussi des effets sur le coralligène, mais cela affecte principalement les espèces cibles. La pêche mène à une diminution significative du nombre spécifique moyen d'espèces de poissons, impliquant des changements dans la composition de la communauté (Bell, 1983; Garcia-rubis et Zabala, 1990). Cet effet est non seulement dû à l'absence presque totale de certains poissons, démontré chez deux espèces (*Epinephelus marginatus* et *Sciaena umbra*), extrêmement vulnérables à la pêche sous marine, mais aussi à la pénurie notable d'autres espèces (Garcia-rubis, 1999). Cependant, la profondeur agit comme un facteur protecteur diminuant les effets de pêche, étant donné la difficulté inhérente à localiser à partir de la surface les fonds coralligène isolés de la côte (Garcia-rubis, 1999). Aucun effet de retombée en cascade par la surpêche n'a été déjà détecté dans le coralligène, comme ils l'ont été dans les fonds rocheux peu profonds (Sala et al., 1998), mais ils peuvent exister, puisque la densité et les tailles de poissons et des homards ont été fortement modifiés dans les cent dernières années.

De toute façon, les populations de mérous et d'autres poissons vulnérables, se remettent rapidement après la prohibition de la pêche (Harmelin, 1991; Coll et al., 1999; Harmelin et Robert, 2001) et montrent aisément des modèles comportementaux sociaux normaux et un succès dans la reproduction (Zabala et al., 1997a, b).

10.4. Dégradation due à la fréquentation de plongeurs

Le coralligène est un des sites les plus populaires pour la plongée de loisirs en Méditerranée en raison de la grande variété de la vie qui s'y trouve et de son grand attrait visuel. Quelques études ont mis en évidence l'impact direct des plongeurs chez les plus grands invertébrés du coralligène. Sala et al. (1996) ont trouvé dans les emplacements interdits à la plongée, que le grand et fragile bryzoaire calcaire *Pentapora fascialis* occupait tout les types d'expositions (exposition en surplomb à celles épibiotiques), alors que dans les endroits où la plongée était permise dans la réserve marine des îles Mèdes, les colonies étaient presque limitées aux positions cryptiques. La densité, le diamètre des colonies ainsi que leur hauteur étaient aussi significativement plus bas dans les sites fréquentés que dans ceux peu fréquentés. La densité des colonies du bryzoaire *Pentapora fascialis* a montré une diminution significative (50 % en un an) après qu'un site situé au parc marin des îles Mèdes a été ouvert à la plongée sous marine (Garrabou et d'autres., 1998). L'impact était plus important dans des rochers couverts par le coralligène que dans des parois verticales, probablement en raison de la protection fournie par l'auvent dense du gorgonaire *Paramuricea clavata*. Néanmoins, cette haute fréquentation de plongeurs sous marins de loisirs (par exemple > 1000 visites/site/an) semblent fortement modifier aussi les paramètres démographiques naturels de *Paramuricea clavata* dans la réserve marine des îles Medes et les sites adjacents au moyen de la multiplication par un facteur de trois de la mortalité adulte (Coma et Polà, 1999; Coma et al., 2001). Cette augmentation de la

mortalité adulte est due au vacillement et renversement de cette espèce par les plongeurs, puisque la mortalité annuelle due à la croissance est presque semblable entre des sites de plongées et ceux où la plongée est prohibée, mais la mortalité annuelle due à ces renversements dans les sites ouverts aux visiteurs et où le nombre des visiteurs est élevé, varie de 4,9 à 6,9 % (1,5 % dans les sites peu fréquentés par les visiteurs). L'ancrage semble avoir aussi un impact négatif sur le coralligène bien qu'il n'y ait aucune étude où il est évalué convenablement.

Garrabou et al. (1998) concluent que l'abrasion par les plongeurs peut affecter d'autres organismes du coralligène puisque ce peuplement renferme beaucoup d'organismes sessiles, de grande longévité, à squelettes fragiles et à taux de croissances lents qui les rendent sujets aux perturbations dues à la « manutention » par les plongeurs. Ils proposent que la plongée puisse rendre la communauté coralligène dominée par des espèces résistantes à l'érosion, comme les organismes incrustants ou les organismes massifs, au lieu d'espèces érigées (droite), articulée et foliosé. Donc, la fréquentation humaine peut affecter la communauté coralligène dans l'ensemble. Malheureusement, le manque de données sur les temps de transformation de la plupart des organismes prospérant sur le coralligène ne permet pas d'estimer quantitativement sa capacité à recevoir des plongeurs (Sala et al., 1996).

10.5. Les espèces invasives

Certaines espèces introduites en Méditerranée sont devenues envahissantes (Boudouresque et Ribera, 1994) et certaines d'entre-elles peuvent y prospérer, ou bien sont principalement adaptées à l'habitat coralligène. Actuellement, seules des espèces d'algues introduites menacent le coralligène dans quelques secteurs de la Méditerranée.

Probablement l'espèce étrangère la plus dangereuse pour la communauté coralligène est la petite algue rouge *Womersleyella* (*Polysiphonia*) *setacea* qui est actuellement distribuée le long de la plupart du bassin Méditerranéen (voir Athanasiadis, 1997). Cette espèce développe abondamment dans le coralligène (et d'autres communautés sublittorales) formant un tapis dense, de 1 à 2 cm d'épaisseur, sur les algues corallines incrustantes qui constituent le concrétionnement (*Mesophyllum alternans*, *Lithophyllum cabiochae* et d'autres) (Ballesteros, pers. Obs). Le tapis de *Womersleyella setacea* diminue sûrement la disponibilité de la lumière aux incrustations corallines (empêchant ou réduisant la photosynthèse et la croissance de ces algues), augmente le piégeage sédimentaire (Airoldi et al., 1995), exclue d'autres macroalgues par le biais d'une croissance trop rapide ainsi que la préemption (Piazzi et al., 2002) et inhibe le recrutement d'algues corallines et d'autres algues et espèces animales peuplant le coralligène (Ballesteros et al., 1998). *Womersleyella setacea* est très efficace à s'établir et à persister d'année en année (Airoldi, 1998) et, donc, les dégâts potentiels de cette algue à la communauté coralligène entière peuvent être énormes. En fait, la richesse spécifiques trouvées dans des sites envahis par *Womersleyella setacea* est inférieure que celle observée dans des sites non-colonisés (Piazzi et al., 2002).

Une autre algue gazonnante « étrangère » qui est capable de vivre dans des eaux profondes est *Acrothamnion preissii* qui, néanmoins, a été principalement signalées dans les fonds à maërl (Ferrer et al., 1994) et les rhizomes de la phanérogame *Posidonia oceanica* (Piazzi et al., 1996). Bien que présente dans le coralligène aux Baléares (Ballesteros, pers.), elle n'est jamais dominante dans cet environnement et vit toujours ensemble 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 et Hesse, 1991), elle a été signalée jusqu'à la profondeur de 99 mètres (Belsher et Meinesz, 1995) et dans quelques zones, comme Cap Martin (France), où elle a totalement envahi la communauté coralligène (Meinesz, 1999).

Deux autres espèces que l'on a signalées comme pouvant avoir un comportement envahissant en Méditerranée, il s'agit d'*Asparagopsis taxiformis* (Ballesteros et Rodríguez-Prieto, 1996) et *Lophocladia lallemandii* (Patzner, 1998). Les deux espèces deviennent de plus en plus abondantes tant dans des fonds peu profonds que ceux profonds dans les Baléares. Ils ont été trouvés jusqu'à la profondeur de 50 mètres dans des fonds coralligènes avec ou sans *Womersleyella setacea* (Ballesteros, obs. pers.).

11. CONCLUSIONS SUR LA CONNAISSANCE DES COMMUNAUTES CORALLIGÈNES

Nous avons passé en revue les connaissances actuelles relatives aux concrétionnements coralligènes de différents points de vue. Il est difficile de donner une courte liste de conclusions parce que la plupart des chapitres de cette revue récapitulent déjà un grand travail.

Le coralligène, comme décrit ici, est un concrétionnement biogénique typique de la Méditerranée essentiellement constitué par des algues corallines vivants dans des conditions de luminosité ternes et dans des eaux relativement calmes. Il se développe d'habitude dans la zone circalittorale mais il peut aussi prospérer dans la zone infralittorale inférieure, si les niveaux de radiations sont assez bas pour permettre la croissance des incrustations corallines qui constituent le concrétionnement.

La plupart des données disponibles proviennent d'études faites en Méditerranée Occidentale. On ne connaît presque rien des concrétionnements de la Méditerranée Orientale, qui peuvent être liés aux profondeurs plus grandes où le coralligène se développe dans ce secteur (d'habitude au-delà de la limite normale de la plongée sous marine scientifique) et au manque d'instituts de recherches traditionnels.

La distribution principale du coralligène est bien connue à une grande échelle : Il est commun tout autour des côtes Méditerranéennes avec l'exception possible de celles du Liban et d'Israël.

La connaissance sur les facteurs exogènes du coralligène est plutôt pauvre, étant donné que c'est un système fortement hétérogène et les paramètres environnementaux peuvent fortement varier tant à une échelle géographique qu'à une micro-échelle. Cependant, même si plus de données sont nécessaires, la connaissance de base sur la lumière (radiation), les températures, les concentrations nutritives et l'hydrodynamisme sont disponibles. La radiation semble être le facteur le plus critique pour le développement des concrétions coralligènes. Des données disponibles suggèrent que des niveaux de luminosité doivent être comprise entre 1.3 MJ/m²/an et 50-100 MJ/m²/an, ce qui correspond à 0.05 % à 3 % de la radiation superficielle.

Deux morphologies différentes principales peuvent être distinguées : Bancs - qui sont constitués / construits sur des substrats plus ou moins horizontaux - et des margelles / bords - qui se développent dans les parties extérieures des grottes sous-marines et des falaises verticales.

Le coralligène inclut plusieurs peuplements en raison de sa haute hétérogénéité. Le peuplement algale se développent dans des eaux ouvertes et est dominé par plusieurs espèces d'algues rouges encroutantes *Mesophyllum alternans* domine dans des eaux relativement peu profondes pendant que *Lithophyllum stictaeformis*, *Lithophyllum cabiochae* et *Neogoniolithon mamillosum* sont plus abondantes dans les eaux profondes. Deux principaux peuplements algaux différents ont été distingués. Les peuplements d'eau peu profonde, riche en espèces d'algues vertes, pendant que les peuplements profonds ont une flore algal plus pauvre, avec quelques algues rouges laminaires. Les peuplements animaux diffèrent énormément parmi les sites et les secteurs géographiques. Dans des zones de mer

ouverte, mélangés avec des algues, les cnidaires dominent le peuplement (principalement gorgonaires) dans les zones relativement eutrophiques, alors que dans les eaux plus oligotrophes, les éponges et les bryozoaires dominent. Dans les surplombs et les grandes cavités la communauté de suspensivores est dominée par les anthozoaires, les éponges et les bryozoaires. Quelques travaux ont touché l'étude des constructeurs algaux, les constructeurs animaux et, aussi, les bio-érodeurs (bio-destructeur). Cependant, les données sur la biomasse des différentes espèces intervenant dans la composition de l'assemblage sont très rares.

Il y a un travail considérable qui a été fait et qui intéresse la diversité biologique du coralligène. Probablement beaucoup d'autres données peuvent être collectées si nous tenons compte des travaux de floristiques et de faunistiques, ainsi que des monographies des différents groupes qui contiennent des commentaires relatifs à la distribution écologique des espèces. Une première évaluation sur le nombre d'espèces prospérant dans le coralligène est de près de 1666 espèces (315 algues, 1241 invertébrés et 110 poissons). Les travaux traitant du coralligène de certains secteurs donnent un nombre d'espèces compris entre 500 et 700 espèces d'invertébrés marins. La très haute densité de la faune vagile peuplant le coralligène est aussi très importante, elle peut atteindre plus de 3 invertébrés pour chaque gramme de coralligène et, par exemple, une densité de plus d'1 ver polychète/cm².

Quelques espèces méditerranéennes en voie de disparition vivent dans le coralligène, bien qu'aucune espèce ne soit exclusive de cet environnement.

La diversité étant si grande, le coralligène héberge une connectivité intense parmi ses habitants. La compétition spatiale est forte, l'espace est complètement saturé par des organismes et l'épibiosie est extrêmement fréquente. Les réactions allelo-chimiques doivent jouer un rôle important dans la compétition spatiale, puisque le coralligène présente un très haut pourcentage d'espèce chimiquement active. Les rapports trophiques sont aussi forts dans le coralligène, principalement parmi les espèces vagiles, puisque la plupart des invertébrés sessile ont un squelette qui dissuade l'alimentation. Plusieurs exemples de mutualisme, commensalisme et de parasitisme ont été observés.

La croissance des concrétionnements coralligènes, leur production de carbone, la bio-érosion et les taux de sédimentation ont bénéficié de très peu d'études, qui, cependant, ont fourni des données de grande valeur. Elles indiquent des taux d'accumulation très bas en relation avec la profondeur de l'eau et la disponibilité de l'éclairement, une source importante de carbone pour la plate-forme continentale que représente les concrétionnements coralligènes, un taux relativement bas de bio-érosion -au moins dans les eaux profondes la où la croissance algale est la plus faible- et des taux de sédimentation relativement hauts. Des chiffres relatifs aux taux de concrétionnement atteignant jusqu'à 0.83 millimètres/an, de production de carbone (végétale et animale) atteignant 1000 g CaCO₃/m²/an et de bio-érosion de 220 g CaCO₃/m²/an, sont observés. Ces valeurs sont toujours plus hautes dans les eaux peu profondes que celles plus profondes.

De grands animaux et végétaux du coralligène sont hautement persistant et montrent une saisonnalité basse à nulle quant à l'occupation de l'espace. La plus grande partie d'un secteur coralligène reste invariable à la suite d'un suivi de deux ans par exemple. Cependant, les impulsions de croissance ont été détectées chez quelques organismes comme l'algue verte *Halimeda tuna* ou son épiphyte hydrozoaire. Les invertébrés vagiles et la faune ichtyque montrent aussi une certaine saisonnalité, principalement en raison des impulsions de recrutement et l'inactivité hivernale. Plusieurs suspensivores montrent aussi un

certain degré de saisonnalité physiologique, avec une diminution de leur activité estivale, probablement lié à la faible disponibilité des aliments et à des températures élevées qui ont lieu lors de cette saison.

Certaines espèces remarquables peuplant le coralligène (algues *Mesophyllum alternans*, *Lithophyllum stictaeforme* et *Halimeda tuna*; 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*; tuniciers *Halocynthia papillosa*, *Cystodytes dellechiaiei* et *Microcosmus sabatieri*) ont été soigneusement étudié pour connaître un ou plusieurs de ses fonctions: taux de croissance, dynamique de population, âge, production de carbone, régimes alimentaires naturels, capture de proie, reproduction, ponte et émission larvaire et modèles de recrutement.

Causes principales des perturbations

Cinq causes principales de perturbation affectant le peuplement coralligène sont mises en évidence:

1. Des événements de grande échelle, impliquant des mortalités massives de suspensivores, semblent être liées à la stabilité de colonne estivales de marée haute et de hautes températures, mais leurs causes ultimes sont toujours peu claires; il a été suggéré qu'ils sont à lier à la tendance du réchauffement global actuelle.
2. Des eaux usées affectent profondément la structure du coralligène en interdisant la croissance des algues corallines, en augmentant le taux de bio-érosion, en diminuant la richesse spécifique ainsi que la densité des plus grands individus de l'épifaune, en éliminant quelques groupes taxonomiques (par exemple la plupart des échinodermes, des bryozoaires et des crustacés) et en augmentant les abondances d'espèces fortement tolérantes.
3. La pêche est une autre cause de dégradation du coralligène. Le chalutage est particulièrement destructif étant donné qu'il détruit par une action physique la structure coralligène, mais il augmente aussi la turbidité et les taux de sédimentation, ce qui affecte négativement la croissance algale et l'alimentation des suspensivores. La pêche traditionnelle, ainsi que celle de loisirs, affecte principalement les espèces cibles, mais la plupart d'entre elles se remettent rapidement après la prohibition de ce type de pêches ou après la mise en oeuvre de gestion de pêche scientifiquement basée.
4. La fréquentation des plongeurs est une autre cause de la dégradation récente du coralligène mais cette sorte de perturbation affecte, pour l'instant, seulement très peu de secteurs situés dans des sites les plus populaires pour la plongée de loisirs.
5. Finalement, les espèces étrangères envahissantes sont une autre cause de souci, comme leur nombre augmente partout en Méditerranée. L'algue rouge gazonnante *Womersleyella setacea* est particulièrement dangereuse pour le coralligène, elle forme un tapis dense sur les encroûtements des algues corallines, interdisant la photosynthèse et la croissance des constructeurs coralligènes principaux.

12. LES ACTIONS

12.1. Les lacunes dans la connaissance scientifique

Pour ce qui est de l'état actuel sur la connaissance du coralligène il est facile de détecter plusieurs vides relatifs à cette connaissance scientifique et qui rendent plutôt difficile la proposition de recommandations pour protéger le coralligène :

1- Il y a un manque total d'information sur l'étendue et la répartition spatiale du coralligène en Méditerranée, à l'exception de certains endroits extrêmement réduits placés principalement dans les parcs marins ou les réserves. Une cartographie des fonds coralligènes en Méditerranée est nécessaire pour mieux gérer cet écosystème.

2- Il est fortement recommandé d'établir une liste de tous les organismes qui ont été trouvés vivants dans le coralligène, pour avoir une idée précise de la quantité de la diversité biologique contenue dans cet environnement.

3- On ne connaît presque rien des concrétions coralligènes de la Méditerranée orientale. Un effort spécial doit être fait pour la description et le fonctionnement du coralligène dans ce secteur.

4- D'autres études liées aux processus qui participent à la mise en place des concrétionnements et à l'érosion du coralligène doivent être réalisées, étant donné que presque toute l'information ne provient que d'un ou de deux endroits situés en Méditerranée nord-occidentale.

5- La compréhension du fonctionnement d'espèces clefs et d'espèces remarquables est essentielle pour la mise en œuvre d'une gestion adéquate du coralligène. Ces études peuvent être renforcées, principalement pour les groupes qui sont structurellement importants comme les macro-algues, les anthozoaires, les bryozoaires et les éponges.

6- On connaît très mal l'effet de perturbations dans le coralligène et il n'y a aucune donnée du tout sur la capacité de rétablissement (à l'exception des stocks de poisson après la prohibition de la pêche) de cet environnement. Les sujets suivants semblent être particulièrement importants :

- a) les impacts Indirects du chalutage
- b) les impacts des rejets des eaux usées
- c) les effets d'invasion d'espèces étrangères
- d) les causes des événements récents de mortalité à grandes échelles

12.2. Les recommandations pour la protection du coralligène

A la lumière des connaissances actuelles, il y a quelques recommandations qui peuvent être faites pour conserver (ou même améliorer) l'environnement coralligène. La plupart de ces recommandations concernent non seulement le coralligène mais la plupart des habitats benthiques côtiers, comme le rejet des eaux usées, le chalutage, la surpêche

et l'invasion par les espèces étrangères ainsi que les problèmes affectant la totalité du secteur côtier.

Les mesures réduisant ces impacts peuvent améliorer la qualité complète de l'environnement côtier marin.

Recommandations

Les mesures spécifiques pour la protection du coralligène qui peuvent être suggérées sont les suivantes.

- 1- Aucun rejet d'eaux usées ne doit être effectué sur des fonds coralligènes, ni à leur voisinage.
- 2- Le chalutage doit être complètement interdit dans les secteurs à affleurements coralligènes et à leur voisinage, afin d'éviter non seulement les dommages physiques du chalut sur le coralligène, mais aussi ses effets indirects qui augmenteront les taux de sédimentation et la turbidité.
- 3- Toute autre activité anthropique impliquant une augmentation de la turbidité de l'eau et/ou le déplacement de sédiments (par exemple la modification du littoral, la régénération de plage) doit être évitée au voisinage d'affleurements coralligènes.
- 1- La gestion correcte des pêcheries traditionnelles et de loisirs doit être mise en œuvre pour empêcher l'épuisement des stocks de poissons cibles et des crustacés.
- 2- La pression exercée par les activités de plongées subaquatiques doit être compatible avec le fonctionnement normal et la conservation du coralligène.
- 3- Il y a un besoin urgent d'établissement d'une législation correcte concernant l'introduction d'espèces étrangères.

13. RÉFÉRENCES

- Airoidi, L. 1998. Roles of disturbance, sediment stress, and substratum retention on spatial dominance in algal turf. *Ecology*, 79(8): 2759-2770.
- Airoidi, L., F. Rindi & F. Cinelli 1995. Structure, seasonal dynamics and reproductive phenology of a filamentous turf assemblage on a sediment influenced, rocky subtidal shore. *Botanica Marina*, 38: 227-237.
- Arnoux, A. J.G. Harmelin, J.L. Monod, L.A. Romaña & H. Zibrowius 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.
- Athanasiadis, A. 1987. A survey of the seaweeds of the Aegean Sea with taxonomic studies on species of the tribe Antithamniae (Rhodophyta). Göterna, Kungälv.
- Athanasiadis, A. 1997. North Aegean marine algae. IV. *Womersleyella setacea* (Hollenberg) R.E. Norris (Rhodophyta, Ceramiales). *Botanica Marina*, 40: 473-476.
- Athanasiadis, A. 1999. The taxonomic status of *Lithophyllum stictaeforme* (Rhodophyta, Corallinales) and its generic position in light of phylogenetic considerations. *Nordic Journal of Botany*, 19: 735-745.
- Augier, H. & C.F. Boudouresque 1975. Dix ans de recherches dans la zone marine du Parc National de Port-Cros (France). Troisième partie. *Ann. Soc. Sci. Nat. Arch. Toulon Var*, 27: 131-170.
- Augier, H., C.F. Boudouresque & J. Laborel 1971. Végétation marine de l'île de Port-Cros (Parc national). VII.- Les peuplements sciaphiles profonds sur substrat dur. *Bulletin Musée d'Histoire Naturelle de Marseille*, 20: 149-168.
- 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.
- Ballesteros, E. 1990. Structure and dynamics of the community of *Cystoseira zosteroides* (Turner) C. Agardh (Fucales, Phaeophyceae) in the Northwestern Mediterranean. *Scientia Marina*, 54(3): 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. Institut d'Estudis Catalans. Barcelona. 616 pp.
- Ballesteros, E. 1993. Algues bentòniques i fanerògames marines. In: Història Natural de l'arxipèlag de Cabrera (eds. J. A. Alcover, E. Ballesteros & J. J. Fornós). Mon. Soc. Hist. Nat. Balears, 2: 503-530. CSIC-Ed. Moll. Palma de Mallorca.
- 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. & M. Zabala 1993. El bentos: el marc físic. In: Història Natural de l'arxipèlag de Cabrera (eds. J. A. Alcover, E. Ballesteros & J. J. Fornós). Mon. Soc. Hist. Nat. Balears, 2: 663-685. CSIC-Ed. Moll. Palma de Mallorca.
- Ballesteros, E. & C. Rodríguez-Prieto 1996. Presència d'*Asparagopsis taxiformis* (Delile) Trevisan a Balears. Bolletí Societat Història Natural Balears, 39: 135-138.
- Ballesteros, E., M. Zabala, M.J. Uriz, A. Garcia-Rubies & X. Turon 1993. El bentos: les comunitats. In: Història Natural de l'arxipèlag de Cabrera (eds. J. A. Alcover, E. Ballesteros & J. J. Fornós). Mon. Soc. Hist. Nat. Balears, 2: 687-730. CSIC-Ed. Moll. Palma de Mallorca.
- Ballesteros, E., E. Sala, J. Garrabou & M. Zabala 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. & F. Tomas 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. CSIC. Inedit.
- Basso, D. & V. Tomaselli 1994. Palaeoecological potentiality of rhodoliths: a Mediterranean case history. *Boll. Soc. Paleont. Ital., spec. vol.*, 2: 17-27.
- Battiato, A., M. Cormaci, G. Furnari & B. Scamacca 1979. Osservazioni sulla zonazione dei popolamenti fitobentonici di substrato duro della Penisola della Maddalena (Siracusa). *Thalassia Salentina*, 9: 19-25.
- Becerro, M.A. & X. Turon 1992. Reproductive cycles of the ascidians *Microcosmus sabatieri* and *Halocynthia papillosa* in the northwestern Mediterranean. *P.S.Z.N.I: Marine Ecology*, 13(4): 363-373.
- 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 (ed. S. Ruffo): 869-894. Mémoires de l'Institut Océanographique, 13. Monaco.
- Belsher, T. & A. Meinesz, 1995. Deep-water dispersal of the tropical alga *Caulerpa taxifolia* introduced into the Mediterranean. *Aquatic Botany*, 51: 163-169.
- Ben Mustapha, K & Vacelet, J, 1991. Etat actuel des fonds spongières de Tunisie. In : C. F. Boudouresque et al (eds), Les espèces marines à protéger en Méditerranée :43-46. France, GIS Posidonie.
- Ben Mustapha, K & El Abed, A, 2001. Données nouvelles sur des éléments du macro benthos marin de Tunisie. In *Rapp. Comm. Int. Mer. Médit.*, 36 : 358.
- Ben Mustapha, K et El Abed, A. 2002. Herbiers de posidonie, éponges et méga-benthos importants du golfe de Hammamet. In « Elaboration d'une étude de création d'aires marines protégées et de récifs artificiels. 1 Le Golfe de Hammamet. » 91-128.
- Ben Mustapha, K., T. Komatsu, A., Hattour, C. Sammari, H. Djabou & A. El Abed. 2003. Mega benthos species recorded from the infra (*Posidonia meadows*) and circalittoral (Coralligenous) levels from Tunisian remarkable marine sites. *Bull INSTM*.
- Bibiloni, M.A., I. Olivella & J. Ros. 1984. Les éponges de les illes Medes. In: Els sistemes naturals de les Illes Medes (eds. J. Ros, I. Olivella & J.M. Gili). *Arxius Secció Ciències*, 73: 383-405. IEC. Barcelona.
- Boero, F., A. Balduzzi, G. Bavestrello, B. Caffa & R. Vieti 1986. Population dynamics of *Eudendrium glomeratum* (Cnidaria, Anthomedusae) on the Portofino promontory (Ligurian Sea). *Marine Biology*, 92: 81-85.
- 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.
- 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(1): 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 Musée 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. PNRG 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. & M. Denizot 1975. Révision du genre *Peyssonnelia* (Rhodophyta) en Méditerranée. *Bulletin Museum d'Histoire Naturelle de Marseille*, 35: 7-92.
- Boudouresque, C.F. & F. Cinelli 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. & M. Verlaque 1978. Végétation marine de la Corse (Méditerranée). I. Documents pour la flore des algues. *Botanica Marina*, 21: 265-275.
- Boudouresque, C.F. & M.A. Ribera 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* (eds. C.F. Boudouresque, A. Meinesz & V. Gravez): 29-102. GIS Posidonie.
- Boudouresque, C.F., A. Meinesz, E. Ballesteros, N. Ben Maiz, F. Boisset, F. Cinelli, S. Cirik, M. Cormaci, A. Jeudy de Grissac, J. Laborel, E. Lanfranco, B. Lundberg, H. Mayhoub, P. Panayotidis, R. Semroud, J.M. Sinnassamy & A. Span 1990. Livre Rouge "Gérard Vuignier" des végétaux, peuplements et paysages marins menacés de Méditerranée. MAP Technical Report Series, 43. UNEP/IUCN/GIS Posidonie. Athens. 250 pp.
- Boudouresque, C.F., M. Avon & V. Gravez (eds.) 1991. Les espèces marines à protéger en Méditerranée. GIS Posidonie, Marseille. 447 pp.
- Bressan, G. & L. Babbini-Benussi 1996. Phytoceanographical observations on coralline algae (Corallinales) in the Mediterranean Sea. *Rend. Fis. Acc. Lincei*, 9(7): 179-207.
- Cabioch, J. & M.L. Mendoza 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.
- Canals, M. & E. Ballesteros 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., E. Ballesteros, J. Serra, B. Alonso & E. Catafau 1988. The Pollensa Bay carbonate factory (Balearic islands, NW Mediterranean Sea). *Rapports CIESMM*, 31: 298.
- Carbonell, J. 1984. Crustacis de les illes Medes. In: *Els sistemes naturals de les Illes Medes* (eds. J. Ros, I. Olivella & J.M. Gili). *Arxius Secció Ciències*, 73: 505-530. IEC. Barcelona.
- 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.
- Cebrian, E., E. Ballesteros & M. Canals 2000. Shallow rocky bottom benthic assemblages as calcium carbonate producers in the Alboran Sea (Southwestern Mediterranean). *Oceanologica Acta*, 23(3): 311-322.

- Cerrano, C. G. Bavestrello, C.N. Bianchi, R. Cattaneo-Vietti, S. Bava, C. Morganti, C. Morri, P. Picco, G. Sara, S. Schiaparelli, A. Siccardi & F. Sponga 2000. A catastrophic mass-mortality episode of gorgonians and other organisms in the Ligurian Sea (NW Mediterranean), summer 1999. *Ecological Letters*, 3: 284-293.
- 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* (eds. CF. Boudouresque, M. Avon, V. Gravez): 255-275. GIS Posidonie, Marseille.
- Chazottes, V., T. Le Campion-Alsumard & M. Peyrot-Clausade 1995. Bioerosion rates on coral reefs: interactions between macroborers, microborers and grazers (Moorea, French Polynesia). *Paleogeography, Paleoclimatology, Paleoecology*, 113: 189-198.
- Chintiroglou, H., C. Dounas & A. Koukouras 1989. The presence of *Corallium rubrum* (Linnaeus, 1758) in the eastern Mediterranean sea. *Mitteilungen aus dem zoologischen Museum Berlin*, 65: 145-149.
- Coll, J., A. Garcia-Rubies, J. Moranta, S. Stefanni & B. Morales-Nin 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. & E. Polà 1999. Seguiment temporal de la gorgònia *Paramuricea clavata* de les illes Medes. Exercici 1999. Universitat de Barcelona. Inedit.
- Coma, R. & M. Ribes submitted. Seasonal energetic constraints in Mediterranean benthic suspension feeders: effects at different levels of ecological organization. *Oikos*.
- Coma, R., I. Llobet, M. Zabala, J.M. Gili & R.G. Hughes 1992. The population dynamics of *Halecium petrosum* and *Halecium pusillum* (Hydrozoa, Cnidaria), epiphytes of *Halimeda tuna* in the northwestern Mediterranean. *Scientia Marina*, 56(2-3): 161-169.
- Coma, R., J.M. Gili, M. Zabala & T. Riera 1994. Feeding and prey capture cycles in the aposymbiotic gorgonian *Paramuricea clavata*. *Marine Ecology Progress Series*, 115: 257-270.
- Coma, R., M. Ribes, M. Zabala & J.M. Gili 1995a. Reproduction and cycle of gonadal development in the Mediterranean gorgonian *Paramuricea clavata*. *Marine Ecology Progress Series*, 117: 173-183.
- Coma, R., M. Zabala & J.M. Gili 1995b. Sexual reproductive effort in the Mediterranean gorgonian *Paramuricea clavata*. *Marine Ecology Progress Series*, 117; 185-192.
- Coma, R., M. Ribes, J.M. Gili & M. Zabala 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., M. Ribes, M. Zabala & J.M. Gili 1998b. Growth in a modular colonial marine invertebrate. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 47: 459-470.

- Coma, R., M. Ribes, J.M. Gili & M. Zabala 2000. Seasonality in coastal benthic ecosystems. *Trends in Ecology and Evolution*, 15: 448-453.
- Coma, R., E. Polà, M. Zabala & J. Ros 2001. Effect of recreational activity on the coralligenous community: a decade of assessment of demographic parameters of the gorgonian *Paramuricea clavata*. Poster presentation. European Marine Biology Symposium. Maó, Menorca.
- Coma, R., M. Ribes, J.M. Gili & M. Zabala 2002. Seasonality of in situ respiration rate in three temperate benthic suspension feeders. *Limnology and Oceanography*, 47(1): 324-331.
- Coppejans, E. & M. Hermy 1986. L'épiflore des substrats de l'étage circalittoral dans la baie de Calvi (Corse, Méditerranée). V. Ordination et classification des données. *Proc. Progr. Belg. Oceanogr. Res.*, 1985: 430-441.
- Corbera, J., E. Ballesteros & L. Garcia 1993. Els crustacis decàpodes. In: *Història Natural de l'arxipèlag de Cabrera* (eds. J. A. Alcover, E. Ballesteros & J. J. Fornós). *Mon. Soc. Hist. Nat. Balears*, 2: 579-587. CSIC-Ed. Moll. Palma de Mallorca.
- Corbera, J., A. Sabates & A. Garcia-Rubies 1996. *Peces de mar de la Península Ibérica*. Planeta. Barcelona. 312 pp.
- Cormaci, M., G. Furnari & B. Scamacca 1985. Osservazioni sulle fitocenosi bentoniche del golfo di Augusta (Siracusa). *Boll. Acc. Gioenia Sci. Nat.*, 18: 851-872.
- Feldmann, J. 1937. *Recherches sur la végétation marine de la Méditerranée: la côte des Albères*. Wolf. Rouen. 339 pp.
- Ferrer, E., M.A. Ribera & A. Gómez-Garreta 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.
- Francour, P. 1991. Statut de *Centrostephanus longispinus* en Méditerranée. In: *Les espèces marines à protéger en Méditerranée* (eds. C.F. Boudouresque, M. Avon, V. Gravez): 187-202. GIS Posidonie, Marseille.
- Francour, P. 1994. Pluriannual analysis of the reserve effect on ichthyofauna in the Scandola natural reserve (Corsica, Northwestern Mediterranean). *Oceanologica Acta*, 17: 309-317.
- 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.
- Furnari, G., B. Scamacca, M. Cormaci & A. Battiato 1977. Zonazione della vegetazione sommersa dell'isola Lachea (Catania). *Atti Congresso Società Italiana Biologia Marina*: 245-257.
- Furnari, G., M. Cormaci & G. Alongi 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.
- 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(2): 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(2): 27-36.
- García-Raso, J.E. & R. Fernández-Muñoz, 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., I. López de la Rosa & J.M. Rosales 1996. Decapod crustacean communities from calcareous seaweed and *Posidonia oceanica* (rhizome stratum) in shallow waters. *Ophelia*, 45(2): 143-158.
- 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. Alcover, E. Ballesteros & J. Fornós, eds.): 645-661. CSIC - Ed. Moll.
- 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. & M. Zabala 1990. Effects of total fishing prohibition on the rocky fish assemblages of Medes islands marine reserve. *Scientia Marina*, 54: 317-328.
- 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. & E. Ballesteros 2000. Growth of *Mesophyllum alternans* and *Lithophyllum frondosum* (Corallinaceae, Rhodophyta) in the Northwestern Mediterranean. *European Journal of Phycology*, 35: 1-10.

- Garrabou, J. & M. Zabala 2001. Growth dynamics in four Mediterranean demosponges. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 52: 293-303.
- Garrabou, J. & J.G. Harmelin in press. 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*.
- Garrabou, J. E. Sala, A. Arcas & M. Zabala 1998. The impact of diving on rocky sublittoral communities: a case study of a bryozoan population. *Conservation Biology*, 12: 302-312.
- Garrabou, J., T. Perez, S. Sartoretto & J.G. Harmelin 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., E. Ballesteros & M. Zabala 2002. Structure and dynamics of North-western Mediterranean benthic communities along a depth gradient. *Estuarine Coastal and Shelf Science*.
- Gautier, Y.V. 1962. Recherches écologiques sur les Bryozoaires Chilostomes en Méditerranée Occidentale. *Recueil Travaux Station Marine Endoume*, 24-38: 1-434.
- 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(6): 1-10.
- Giaccone, G. & A. De Leo (1966). Flora e vegetazione algale del Golfo di Palermo. *Lav. Ist. Bot. Giard. Col. Palermo*, 22: 251-317.
- Giaccone, G., G. Alongi, F. Pizzuto & A. Cossu 1994. La vegetazione marina bentonica sciafila del Mediterraneo: III. Infralitorale e circalitorale. Proposte di aggiornamento. *Boll. Acc. Gioenia Sci. Nat.*, 27: 201-227.
- 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. & J. Ros 1984. L'estatge circalitoral de les illes Medes: el coral.ligen. In: *Els sistemes naturals de les Illes Medes* (eds. J. Ros, I. Olivella & J.M. Gili). *Arxius Secció Ciències*, 73: 677-705. IEC. Barcelona.
- Gili, J.M. & J. Ros 1985. Study and cartography of the benthic communities of Medes islands (NE Spain). *P.S.Z.N.I: Marine Ecology*, 6(3): 219-238.
- Gili, J.M. & E. Ballesteros 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., A. Garcia & P. Colomer 1984. Els cnidaris bentònics de les illes Medes. In: Els sistemes naturals de les Illes Medes (eds. J. Ros, I. Olivella & J.M. Gili). Arxius Secció Ciències, 73: 407-427. IEC. Barcelona.
- Gili, J.M., J. Murillo & J. Ros, 1989. The distribution pattern of benthic cnidarians in the western Mediterranean. *Scientia Marina*, 53(1): 19-35.
- Got, H. & L. Laubier 1968. Prospection systmique au large des Albères: nature du substrat originel du coralligène. *Vie Milieu*, 19: 9-16.
- Hamel, G. & P. Lemoine 1953. Corallinacées de France et d'Afrique du Nord. *Arch. Mus. Hist. Nat.* 7a série, 1: 17-131.
- 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 (eds. C.F. Boudouresque, M. Avon, V. Gravez): 219-227. GIS Posidonie, Marseille.
- Harmelin, J.G. & P. Robert 2001. Evolution récente de la population du mérrou brun (*Epinephelus marginatus*) dans le Parc national de Port-Cros (France, Méditerranée). *Scientific Reports Port-Cros National Park*, 18: 149-161.
- Harmelin, J.G., C. Bouchon, C. Duval & J.S. Hong 1980. Les échinodermes des substrats durs de l'île de Port-Cros, parc national. *Éléments pour un inventaire qualitatif. Travaux Scientifiques Parc National Port-Cros*, 6: 25-38.
- 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(3): 273-290.
- Hrs-Brenko, M., D. Zavodnik & E. Zahtila 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 (eds. C.F. Boudouresque, M. Avon, V. Gravez): 151-158. GIS Posidonie, Marseille.
- Huelin, M.F & J. Ros. Els mol.luscs marins de les illes Medes. In: Els sistemes naturals de les Illes Medes (eds. J. Ros, I. Olivella & J.M. Gili). Arxius Secció Ciències, 73: 457-504. IEC. Barcelona.
- James, N.P., J.L. Wray & R.N. Ginsburg 1988. Calcification of encrusting aragonitic algae (Peyssonneliaceae): implications for the origin of late Paleozoic reefs and cements. *Journal of Sedimentary Petrology*, 58(2): 291-303.

- Jimeno, A. & X. Turon 1995. Gammaridea and Caprellidae of the northeast coast of Spain: ecological distribution on different types of substrata. *Polskie Archiwum Hydrobiologii*, 42: 495-516.
- Kleeman, K.H. 1973. *Lithophaga lithophaga* (L.) (Bivalvia) in different limestone. *Malacologia*, 14: 345-347.
- 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.
- 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 biocénotique. *Annales Institut Océanographique de Monaco*, 43: 139-316.
- Littler, M.M. 1976. Calcification and its role among the macroalgae. *Micronesica*, 12: 27-41.
- Logan, A. 1979. The recent brachiopoda of the Mediterranean Sea. *Bulletin de l'Institut Océanographique Monaco*, 72(1434): 1-112.
- Llobet, I., J.M. Gili & R.G. Hughes 1991a. Horizontal, vertical and seasonal distributions of epiphytic hydrozoa on the alga *Halimeda tuna* in the northwestern Mediterranean Sea. *Marine Biology*, 110: 151-159.
- Llobet, I., R. Coma, M. Zabala, J.M. Gili & R.G. Hughes 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.
- Maldonado, M. 1992. Demosponges of the red coral bottoms from the Alboran Sea. *Journal of Natural History*, 26: 1131-1161.
- Mariani, S. & M.J. Uriz 2001. Copepods of the genus *Asterocheres* (Copepoda: Siphonostomatoida) feeding on sponges: behavioral and ecological traits. *Invertebrate Biology*, 120(3): 269-277.

- Marino, G., V. Di Martino & G. Giaccone 1998. La vegetazione marina nella Penisola Maddalena (Siracusa, Sicilia SE). *Boll. Acc. Gioenia Sci. Nat.*, 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.
- 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.
- Marti, 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, 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. & T.A. Britayev 1998. Symbiotic polychaetes: review of known species. *Oceanography and Marine Biology: an Annual Review*, 36: 217-340.
- Martin, D., L. Dantart & M. Ballesteros 1990. Moluscos de las concreciones de algas calcáreas del litoral catalán (NE España). *Lavori S.I.M.*, 23: 445-456.
- Mayol, J., A. Grau, F. Riera & J. Oliver 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. University of Chicago. Chicago & London. 360 pp.
- Meinesz, A. & B. Hesse 1991. Introduction et invasion de l'algue tropicale *Caulerpa taxifolia* en Méditerranée nord-occidentale. *Oceanologica Acta*, 14(4): 415-426.
- Mistri, M. & V.U. Ceccherelli 1994. Growth and secondary production of the Mediterranean gorgonian *Paramuricea clavata*. *Marine Ecology Progress Series*, 103: 291-296.
- 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.
- Montserrat, A. 1984. Els equinoderms de les illes Medes. In: *Els sistemes naturals de les Illes Medes* (eds. J. Ros, I. Olivella & J.M. Gili). *Arxius Secció Ciències*, 73: 563-580. IEC. Barcelona.
- Munar, J. 1993. Els equinoderms. In: *Història Natural de l'arxipèlag de Cabrera* (eds. J. A. Alcover, E. Ballesteros & J. J. Fornós). *Mon. Soc. Hist. Nat. Balears*, 2: 597-606. CSIC-Ed. Moll. Palma de Mallorca.

- Munilla, T. & A. De Haro 1984. Picnogònids de les illes Medes. In: Els sistemes naturals de les Illes Medes (eds. J. Ros, I. Olivella & J.M. Gili). Arxius Secció Ciències, 73: 531-536. IEC. Barcelona.
- 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.
- Ortiz, A., C. Massó, O. Soriano & J. Limia 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(4): 83-92.
- Palanques, A., J. Guillén & P. Puig 2001. Impact of bottom trawling on water turbidity and muddy sediment of an unfished continental shelf. Limnology and Oceanography, 46(5): 1100-1110.
- Parenzan, P. 1960. Aspetti biocenotici dei fondi ad alghe litoprodottrici del Mediterraneo. Rapports et Procès-Verbaux des Réunions CIESMM, 15(2): 87-107.
- Patzner, R.A. 1998 The invasion of *Lophocladia* (Rhodomelaceae, Lophotaleiae) 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.
- Pérès, J. 1967. The Mediterranean benthos. Oceanography and Marine Biology: an Annual Review, 5: 449-533.
- Pérès, J. & J.M. Picard 1951. Notes sur les fonds coralligènes de la région de Marseille. Arch. Zool. Exp. Gen., 88(1): 24-38.
- Pérès, J. & J.M. Picard 1952. Les corniches calcaires d'origine biologique en Méditerranée Occidentale. Recueil Travaux Station Marine d'Endoume, 4: 2-33.
- Pérès, J. & J.M. Picard 1958 Recherches sur les peuplements benthiques de la Méditerranée nord-orientale. Annales Institut Océanographique de Monaco, 34: 213-291.
- Pérès, J. & J.M. Picard 1964. Nouveau manuel de bionomie benthique de la mer Méditerranée. Recueil Travaux Station Marine Endoume, 31(47): 1-131.
- Perez, T., J. Garrabou, S. Sartoretto, J.G. Harmelin, P. Francour & J. Vacelet 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.
- Piazzì, L., G. Pardi & F. Cinelli 1996. Ecological aspects and reproductive phenology of *Acrothamnion preissii* (Sonder) Wollaston (Ceramiaceae, Rhodophyta) from the Tuscan Archipelago (Western Mediterranean). Cryptogamie Algologie, 17(1): 35-43.

- Piazzì, L., G. Pardi, D. Balata, E. Cecchi & F. Cinelli 2002. Seasonal dynamics of a subtidal north-western Mediterranean macroalgal community in relation to depth and substrate inclination. *Botanica Marina*, 45: 243-252.
- 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). *Arch. zool. Exp. Gén.*, 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. *Arch. Zool. Exp. Gén.*, 5: 511-660.
- Ramos, A.A. 1991. *Ascidias litorales del Mediterráneo ibérico. Faunística, ecología y biogeografía. Tesis Doctoral. Universidad de Alicante. 405 pp.*
- Ribes, M., R. Coma & J.M. Gili 1998. Seasonal variation of in situ feeding rates by the temperate ascidian *Halocynthia papillosa*. *Marine Ecology Progress Series*, 175: 201-213.
- Ribes, M., R. Coma & J.M. Gili 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(6): 1077-1100.
- Ribes, M., R. Coma & J.M. Gili 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., R. Coma & J.M. Gili 1999c. Heterogeneous 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.
- Riedl, R. 1966. *Biologie der Meereshöhlen*. Paul Parey. Hamburg.
- Riera, F., S. Pou & A.M. Grau 1993. La ictiofauna. In: *Història Natural de l'arxipèlag de Cabrera* (J. Alcover, E. Ballesteros & J. Fornós, eds.): 623-644. CSIC - Ed. Moll.
- Riera, F., J. Oliver & J. Terrassa 1998. *Peixos de les Balears*. Govern Balear. Palma de Mallorca.
- Rivoire, G. 1991. Mortalité du corail et des gorgones en profondeur au large des côtes provençales. In: *Les espèces marines à protéger en Méditerranée* (eds. C.F. Boudouresque, M. Avon, V. Gravez): 53-59. GIS Posidonie, Marseille.
- Romano, J.C., N. Bensoussan, W.A.N. Younes, & D. Arlhac 2000. Anomalies thermiques dans les eaux du Golfe de Marseille durant l'été 1999. Une explication partielle de la mortalité des invertébrés fixés. *Comptes Rendus Académie des Sciences Série III, Life Sciences* 323: 853-865.

- Romdhane, N., K. Ben Mustapha, M. S. Romdhane. & A. El Abed 2003. Aire minimale qualitative d'un peuplement coralligène de la roche littorale du golfe de Tunis. Diplôme d'étude approfondie, Université de Tunis – INSTM – INAT (en préparation).
- Ros, J. 1978. La alimentación y el sustrato en los opistobranquios ibéricos. *Oecologia Aquatica*, 3: 153-166.
- Ros, J., I. Olivella & J.M. Gili (eds.) 1984. Els sistemes naturals de les Illes Medes. *Arxius Secció Ciències*, 73. Institut d'Estudis Catalans. Barcelona. 828 pp.
- Ros, J., J. Romero, E. Ballesteros & J.M. Gili 1985. Diving in blue water: the benthos. In: *Western Mediterranean* (ed. R. Margalef): 233-295. Pergamon. Oxford.
- Rosell, D., M.J. Uriz & D. Martin 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.
- Rosell, D. & M.J. Uriz 2002. Excavating and endolithic sponge species (Porifera) from the Mediterranean: species descriptions and identification key. *Organisms Diversity and Evolution*, 2: 55-86.
- Rossi, L. 1958. Osservazioni sul bentos coralligeno dei dintorni di Catania. *Arch. Oceanogr. Limnol.*, 11(2): 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.
- Russo, G.F. & F. Cicogna 1991. The date mussel (*Lithophaga lithophaga*), a "case" in the Gulf of Naples. In: *Les espèces marines à protéger en Méditerranée* (eds. C.F. Boudouresque, M. Avon, V. Gravez): 141-150. GIS Posidonie, Marseille.
- Rützler, K. 1976. Ecology of Tunisian commercial sponges. *Tethys*, 7: 249-264.
- Sala, E., J. Garrabou & M. Zabala 1996. Effects of diver frequentation on Mediterranean sublittoral populations of the bryozoan *Pentapora fascialis*. *Marine Biology*, 126: 451-459.
- Sala, E., C.F. Boudouresque & M. Harmelin-Vivien 1998. Fishing, trophic cascades and the structure of algal assemblages: evaluation of an old but untested paradigm. *Oikos*, 82: 425-439.
- Salas, C. & E. Hergueta 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.
- Sarà, M. 1968. Un coralligeno di piattaforma (coralligène de plateau) lungo il littorale pugliese. *Archiv. Oceanogr. Limnol.*, 15 (suppl.): 139-150.
- Sarà, M. 1969. Research on coralligenous formation: problems and perspectives. *Pubblicazione Stazione Zoologiche di Napoli*, 37: 124-134.

- 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., M. Verlaque & J. Laborel 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.
- Sartoretto, S. & P. Francour 1997. Quantification of bioerosion by *Sphaerechimnus granularis* on "coralligène" concretions of the western Mediterranean. *Journal of Marine Biological Association United Kingdom*, 77: 565-568.
- Sartoretto, S., P. Francour, J.G. Harmelin & E. Charbonnel 1997. Observations in situ de deux Labridae profonds, *Lappanella fasciata* et *Acantholabrus palloni*, en Méditerranée nord-occidentale. *Cybium*, 21(1): 37-44.
- Simkiss, K. 1964. Phosphates as crystalpoisons of calcification. *Biological Review*, 39: 487-505.
- Spanier, E. 1991. Artificial reefs to insure protection of the adult Mediterranean slipper lobster, *Scyllarides latus*. In: *Les espèces marines à protéger en Méditerranée* (eds. C.F. Boudouresque, M. Avon, V. Gravez): 179-185. GIS Posidonie, Marseille.
- Templado, J. 1991. Las especies del género *Charonia* (Mollusca: Gastropoda) en el Mediterráneo. In: *Les espèces marines à protéger en Méditerranée* (eds. C.F. Boudouresque, M. Avon, V. Gravez): 133-140. GIS Posidonie, Marseille.
- Templado, J., M. García-Carrascosa, L. Baratech, R. Capaccioni, A. Juan, A. López-Ibor, R. Silvestre & C. Massó. 1986. Estudio preliminar de la fauna asociada a los fondos coralíferos del mar de Alborán (SE de España). *Boletín Instituto Español de Oceanografía*, 3(4): 93-104.
- Tortonese, E. 1958. Bionomia marina della regione costiera fra punta della Chiappa e Portofino (Riviera Ligure di Levante). *Arch. Oceanogr. Limnol.*, 11(2).
- Tortonese, E. 1965. Fauna d'Italia. Echinodermata. Calderini. Bologna. 422 pp.
- 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.
- 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(4): 291-308.

- Turon, X. 1992. Periods of non-feeding in *Polysyncraton lacazei* (Ascidiacea: 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* (eds. J. A. Alcover, E. Ballesteros & J. J. Fornós). *Mon. Soc. Hist. Nat. Balears*, 2: 607-621. CSIC-Ed. Moll. Palma de Mallorca.
- Turon, X. & M. Becerro 1992. Growth and survival of several ascidian species from the northwestern Mediterranean. *Marine Ecology Progress Series*, 82: 235-247.
- Turon, X., J. Galera & M.J. Uriz 1997. Clearance rates and aquiferous systems in two sponges with contrasting life-history strategies. *Journal of Experimental Zoology*, 278: 22-36.
- Turon, X., M.J. Uriz & P. Willenz 1999. Cuticular linings and remodelisation processes in *Crambe crambe* (Demospongiae: Poecilosclerida). *Memoirs of the Queensland Museum*, 44: 617-625.
- Uriz, M.J., D. Martin, X. Turon, E. Ballesteros, R. Hughes & C. Acebal 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. D. Rosell & D. Martin 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., D. Rosell & M. Maldonado 1992b. Parasitism, commensalism or mutualism? The case of Scyphozoa (Coronatae) and horny sponges. *Marine Ecology Progress Series*, 81: 247-255.
- Uriz, M.J., D. Rosell & D. Martin 1992c. Relationships of biological and taxonomic characteristics to chemically mediated bioactivity in Mediterranean littoral sponges. *Marine Biology*, 113: 287-297.
- Vecelet, J. 1991. Report of a mission in Tunisia, Syria, Cyprus, Greece and Turkey in the context of the programme "Fight against the epidemic decimating sponges in the Mediterranean" Rome: FAO; Technical cooperation programme.
- 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. & G. Fredj 1963. Contribution à l'étude de la faune benthique du plateau continental de l'Algérie. *Bulletin de l'Institut Océanographique Monaco*, 60(1272): 1-83.
- Velimirov, B. 1975. Wachstum und altersbestimmung der Gorgonie *Eunicella cavolinii*. *Oecologia*, 19: 259-272.
- Vicente, N. & J.C. Moreteau 1991. Statut de *Pinna nobilis* L. en Méditerranée (Mollusque Eulamellibranche). In: *Les espèces marines à protéger en Méditerranée* (eds. C.F. Boudouresque, M. Avon, V. Gravez): 159-168. GIS Posidonie, Marseille.

- Weinbauer, M.G. & B. Velimirov 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. & B. Velimirov 1995b. Biomass and secondary production of the temperate gorgonian coral *Eunicella cavolini* (Coelenterata, Gorgonacea). *Marine Ecology Progress Series*, 121: 211-216.
- Weinberg, S. 1991. Faut-il protéger les gorgones de Méditerranée? In: *Les espèces marines à protéger en Méditerranée* (eds. C.F. Boudouresque, M. Avon, V. Gravez): 47-52. GIS Posidonie, Marseille.
- Weinberg, S. & F. Weinberg 1979. The life cycle of a gorgonian: *Eunicella singularis* (Esper, 1794). *Bijdragen tot de Dierkunde*, 49: 16-30.
- Whitehead, P.J.P., M.L. Bauchot, J.C. Hureau, J. Nielsen & E. Tortonese (eds.) 1984-1986. *Fishes of the North-eastern Atlantic and the Mediterranean*. Vols. I-III. Chaucer. Bungay.
- 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., D. Penrose & Y.M. Chamberlain 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* (eds. J. Ros, I. Olivella & J.M. Gili). *Arxius Secció Ciències*, 73: 537-562. IEC. Barcelona.
- Zabala, M. 1986. Fauna dels briozous dels Països Catalans. *Arxius Secció Ciències I.E.C.*, 84: 1-833.
- Zabala, M. & E. Ballesteros 1989. Surface-dependent strategies and energy flux in benthic marine communities or, why corals do not exist in the Mediterranean. *Scientia Marina*, 53(1): 3-17.
- Zabala, M., A. Garcia-Rubies, P. Louisy & E. Sala 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., P. Louisy, A. Garcia-Rubies & V. Gracia 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.
- Zibrowius, H., V. Monteiro-Marques & M. Grashoff 1984. La répartition du *Corallium rubrum* dans l'Atlantique (Cnidaria, Anthozoa: Gorgonaria). *Téthys*, 11(2): 163-170.

Le Centre d'Activités Régionales pour les Aires Spécialement Protégées (CAR/ASP) constitue l'une des institutions composant le Plan d'Action pour la Méditerranée (PAM) du Programme des Nations Unies pour l'environnement (PNUE), coordonné sous la supervision de l'Unité de Coordination du PAM. Le Centre a été créé en 1985, afin d'assister les pays méditerranéens dans la mise en œuvre du Protocole relatif aux aires spécialement protégées et la diversité biologique. Le Centre a pour objectif d'assister les pays méditerranéens pour établir et gérer les aires marines et côtières et conserver la diversité biologique.

Parmi les activités du Centre, un projet, **pour la préparation d'un Plan d'Action Stratégique pour la conservation de la biodiversité marine et côtière dans la région méditerranéenne** - PAS BIO, (1^{er} janvier 2001 – 30 juin 2003) a été mis en place.

A partir d'une évaluation de l'état de la biodiversité marine et côtière à l'échelle nationale et régionale, basée sur les données scientifiques existantes et prenant en compte le Mandat de Jakarta (développé dans le cadre de la Convention sur la diversité biologique) et le Protocole relatif aux aires spécialement protégées et à la diversité biologique, le projet PAS BIO a pour objectif d'analyser les facteurs négatifs affectant la biodiversité marine et côtière ou le manque d'informations et d'identifier des actions de redressement concrètes. L'intégration des actions déterminées à l'échelle nationale, sous-régionale et régionale en même temps que les détails du portefeuille d'investissements, l'engagement des différents acteurs, le développement des approches et des principes, vont donner le Plan d'Action Stratégique pour la biodiversité. En plus de cette stratégie, qui est le document final du processus dans le cadre du projet PAS BIO, une série des rapports nationaux et régionaux ont été préparés.

Le présent document fait partie de cette série.



**PROGRAMME DES NATIONS UNIES POUR
L'ENVIRONNEMENT
Centre d'Activités Régionales pour les Aires
Spécialement Protégées**

Boulevard de l'environnement
BP 337 – 1080 Tunis cedex TUNISIE
Tél : +216 71 795 760
Fax : +216 71 797 349

E-mail : car-asp@rac-spa.org.tn
URL: www.rac-spa.org.tn
www.sapbio.net