

CONVENTION SUR LE COMMERCE INTERNATIONAL DES ESPECES
DE FAUNE ET DE FLORE SAUVAGES MENACEES D'EXTINCTION



Quinzième session de la Conférence des Parties
Doha (Qatar), 13 – 25 mars 2010

EXAMEN DES PROPOSITIONS D'AMENDEMENT DES ANNEXES I ET II

A. Proposition

Inscrire à l'Annexe II de la CITES toutes les espèces de la famille Coralliidae (*Corallium* spp. et *Paracorallium* spp.). Les espèces *C. rubrum*, *C. secundum*, *C. lauense* (*C. regale*), *P. japonicum*, *C. elatius*, *C. konojoi*, et *C. sp. nov.* remplissent les conditions d'inscription à l'Annexe II, conformément à l'Article II, paragraphe 2 a), de la Convention, et remplissent le critère B de l'annexe 2a de la résolution Conf. 9.24 (Rev. CoP14)¹. Les 24 autres espèces décrites remplissent les conditions d'inscription à l'Annexe II conformément à l'Article II, paragraphe 2 b), de la Convention, et remplissent le critère A de l'annexe 2b de la résolution Conf. 9.24 (Rev. CoP14).

L'inscription à l'Annexe II est assortie de l'annotation suivante: L'entrée en vigueur de l'inscription des espèces de la famille des Coralliidae à l'Annexe II de la CITES sera retardée de 18 mois pour permettre aux Parties de résoudre les questions techniques et administratives qu'elle pose.

Annexe 2a, critère B. *Il est établi, ou il est possible de déduire ou de prévoir, qu'une réglementation du commerce de l'espèce est nécessaire pour faire en sorte que le prélèvement de ses spécimens dans la nature ne réduit pas la population sauvage à un niveau auquel sa survie pourrait être menacée par la poursuite du prélèvement ou d'autres influences.*

Les espèces susmentionnées remplissent les conditions d'inscription à l'Annexe II en vertu de ce critère car elles font l'objet d'un prélèvement intensif pour répondre à la demande internationale de bijoux et autres produits et parce que leurs caractéristiques biologiques (très grande longévité, maturité tardive, croissance lente et faible fécondité) les rendent particulièrement vulnérables à la surexploitation. En ce qui concerne les organismes coloniaux sessiles (attachés) tels que les Coralliidae, la réussite de la reproduction et le maintien de populations saines dépendent fortement de la taille des colonies (les colonies de grande taille ont une mortalité plus faible et des niveaux de fécondité exponentiellement plus élevés) et de leur densité (une densité minimale est nécessaire pour assurer la réussite de la reproduction). Le prélèvement sélectif dans les colonies les plus grandes (les plus anciennes) et les plus intéressantes sur le plan commercial ou dans toutes les colonies d'un endroit donné, tel qu'il est réalisé dans de nombreuses zones de pêche de Coralliidae, réduit de manière significative leur potentiel reproducteur, entraîne fréquemment des extinctions locales et rend ces populations beaucoup plus vulnérables à d'autres facteurs d'agression. Ces espèces sont également exposées à un risque accru du fait de leurs exigences spécifiques en matière d'habitat (substrat solide et sédimentation faible); la poursuite de l'utilisation de longue date de méthodes de prélèvement destructrices se traduit dans de nombreuses zones par une dégradation de l'habitat. Les prélèvements pour répondre à la demande

¹ Les Etats-Unis pensent qu'aux endroits indiqués, les critères et définitions doivent être appliqués avec souplesse et en contexte, ce qui est compatible avec la "Note" figurant au début de l'annexe 5 dans la résolution Conf. 9.24 (Rev. CoP14) qui prévoit que: "Lorsque des lignes directrices chiffrées sont citées dans cette annexe, elles sont présentées à titre d'exemples car il est impossible de donner des valeurs numériques qui soient applicables à tous les taxons, du fait des différences existant dans leur biologie." La définition du terme "déclin" donnée dans l'annexe 5 est utile pour déterminer si une espèce remplit ou non l'un ou l'autre des critères énoncés à l'annexe 2a de la résolution. Les Etats-Unis sont néanmoins d'avis qu'il est possible qu'une espèce réponde remplisse les critères et les conditions d'inscription à l'Annexe II même si elle ne respecte pas les paramètres précis énoncés dans la définition du terme "déclin". Lorsque des données quantitatives sont disponibles, elles devraient être utilisées pour évaluer l'état de l'espèce. Toutefois, lorsqu'il n'existe pas de données sur l'abondance de la population mais que des signes montrent qu'une surexploitation a lieu ou est susceptible d'avoir lieu, (c.-à-d. lorsqu'elle est "établie", ou qu'il est possible de [la] déduire ou de [la] prévoir)" et que la réglementation du commerce pourrait favoriser la conservation de l'espèce, il conviendrait de soutenir l'inscription de l'espèce en question.

internationale constituent la plus importante menace qui pèse sur les populations de Coralliidae partout dans le monde, la réduction de la structure de la taille des populations touchées par la pêche équivalant à une réduction de 80 à 90% des modules reproducteurs (les polypes) et les débarquements ayant diminué de plus de 60 à 80% depuis les années 1980. Les stocks non exploités, y compris les populations en eau profonde, pourraient connaître un déclin similaire à moins qu'une réglementation du commerce international n'incite à introduire ou à renforcer les mesures de suivi et de gestion pour servir de fondement à des avis de commerce non préjudiciable et d'acquisition légale.

Annexe 2b, critère A. *Dans leur forme commercialisée, les spécimens de l'espèce ressemblent aux spécimens d'une autre espèce inscrite à l'Annexe II au titre des dispositions de l'article II, paragraphe 2 a), ou à l'Annexe I, au point qu'il est peu probable que les agents chargés de la lutte contre la fraude soient en mesure de les distinguer.*

B. Auteur de la proposition

Suède, au nom des Etats membres de la Communauté européenne, et Etats-Unis d'Amérique *

C. Justificatif

1. Taxonomie

- 1.1 Classe: Anthozoa
- 1.2 Ordre: Gorgonacea (Alcyonacea)
- 1.3 Famille: Coralliidae
- 1.4 Genres, espèces et auteurs et années:

Corallium (24 espèces). Voir tableau 1.

Paracorallium (7 espèces). Voir tableau 1.

1.5 Synonymes scientifiques:

C. rubrum: *Madrepora rubra* Linnaeus 1758; *Isis nobilis* Pallas 1766; *Gorgonia nobilis* Linnaeus 1789; *P. secundum*: *Pleurocorallium* Gray 1867; *C. johnsoni*: *Hemicorallium* Gray 1867; *C. lauuense*: *C. regale* Baco et Shank 2005; *C. lauuense*: *C. laanense* Bayer et Cairns 2003.

Selon de récentes révisions taxonomiques, la famille des Coralliidae se divise en deux genres: *Corallium* et *Paracorallium* (Bayer et Cairns 2003). Il existe à l'heure actuelle 31 espèces reconnues, en plus de plusieurs espèces non décrites et d'une espèce classée *Corallium* sp. nov (corail de profondeur de Midway). A noter que la taxonomie du corail non décrit de Midway reste à clarifier et que des signes donnent à penser que le corail de Midway pourrait représenter plusieurs espèces de la famille des Coralliidae (Grigg 2001). Les espèces *C. lauuense* et *C. regale* sont inscrites en tant qu'espèces distinctes dans le Plan américain de gestion de la pêche du corail précieux mais ces espèces sont généralement considérées comme synonymes (Parrish 2007). Il est recommandé aux Parties d'adopter Bayer et Cairns 2003 comme référence de nomenclature officielle pour Coralliidae.

1.6 Noms communs:

anglais: pink coral, red coral, noble coral, angel skin coral, Sardinia coral, midway coral
français: corail rouge, corail Sardaigne, corail Sciaca
espagnol: coral rojo, Coral Cerdeña,
japonais: Aka Sango (rouge), Momo Iro Sango (rose), Shiro Sango (blanc), boke coral

1.7 Numéro de code: 3Alpha Code: COL

* Les appellations géographiques employées dans ce document n'impliquent de la part du Secrétariat CITES ou du Programme des Nations Unies pour l'environnement aucune prise de position quant au statut juridique des pays, territoires ou zones, ni quant à leurs frontières ou limites. La responsabilité du contenu du document incombe exclusivement à son auteur.

2. Vue d'ensemble

La famille des Coralliidae comprend plus de 30 espèces de corail, rouge ou rose – les plus précieux sur le plan commercial. Ces taxons sont pêchés depuis des millénaires et chaque année, des millions d'articles sont commercialisés dans le monde. Les prélèvements pour répondre aux besoins du commerce international constituent la plus lourde menace qui pèse sur les populations de Coralliidae, avec des débarquements en diminution de plus de 60 à 80% depuis les années 1980 et une réduction de la structure de la taille des populations dans les zones où la pêche a lieu équivalant à une perte de 80 à 90% des modules reproducteurs (les polypes). La demande internationale a contribué à des appauvrissements en série de la plupart des populations connues de corail rouge ou rose et les nouveaux stocks ont été rapidement épuisés peu de temps après avoir été découverts. Une fois décimés, rien ne permet d'établir que les stocks parviennent à se rétablir dans un délai significatif sur le plan écologique (Tsounis et al. à paraître).

Toutes les espèces de la famille des Coralliidae présentent les caractéristiques biologiques typiques des organismes à faible productivité, qui les rendent vulnérables à la surpêche. Ces caractéristiques sont notamment une forme de croissance sessile (attachée), des rythmes de croissance lents, une maturité reproductive relativement tardive, une fécondité qui augmente de manière exponentielle avec la taille, une grande longévité et un potentiel de dispersion limité. Les bancs de Coralliidae connus dans le commerce correspondent à des unités discrètes, génétiquement isolées, généralement présentes en eau profonde dans des habitats limités avec des colonies présentant une faible densité. Le recrutement se fait essentiellement au sein même des populations, lesquelles présentent une faible circulation des gènes et sont séparées par de vastes zones d'habitats impropres et des courants forts. Le prélèvement à des fins commerciales a entraîné la diminution de la diversité génétique dans et entre les populations de Coralliidae et a remplacé la structure de taille et d'âge par des populations dominées par de petites colonies dépourvues du potentiel de recrutement nécessaire pour assurer le maintien de la population. De plus, les chaluts de fond et les dragues utilisés pour la pêche au corail ou la pêche d'espèces comestibles sur les monts sous-marins et dans d'autres habitats privilégiés des Coralliidae détruisent le relief et tous les organismes benthiques sessiles sur leur passage, provoquant une dégradation importante des écosystèmes coralliens.

Parmi les mesures de gestion appliquées dans les eaux américaines (Hawaï) et dans certaines régions de la Méditerranée pour les pêcheries de Coralliidae figurent l'interdiction d'exploiter certaines zones, des prélèvements par rotation, des tailles minimales, des quotas basés sur le rendement maximal durable (RMD), l'octroi de licences et des restrictions sur les engins de pêche non sélectifs. Ces mesures ne se retrouvent pas ailleurs, notamment dans les eaux internationales, et même lorsqu'elles sont appliquées, elles ne suffisent pas à garantir la gestion durable des pêcheries et du commerce. Selon les consultations scientifiques menées par la FAO depuis 1988, de récents ateliers sur le corail rouge et les dernières recherches: 1) ces coraux croissent à un rythme inférieur de moitié, voire davantage, à celui précédemment signalé et atteignent leur maturité sexuelle 2 à 3 fois plus tard, ce qui entraîne concrètement une réduction du rendement maximal durable d'au moins 50%; 2) les aires marines protégées interdites d'exploitation sont trop petites, trop peu nombreuses et mal situées pour contenir le potentiel de dispersion limité et le degré élevé de variabilité génétique entre populations à proximité immédiate; 3) les stratégies de prélèvement par rotation présentent un intérêt limité, à moins de laisser des zones inexploitées pendant des décennies, voire des siècles, comme en témoigne l'existence de colonies ne mesurant encore que la moitié de leur taille normale dans des zones fermées depuis une dizaine ou une vingtaine d'années au minimum; 4) les colonies de *C. rubrum* doivent être âgées de 98 ans pour atteindre le rendement maximal durable; or, la pratique actuelle veut que des colonies âgées de 7 à 10 ans soient prélevées; 5) on constate un déclin de 80 à 90% de la structure de taille des populations prélevées en Méditerranée, avec une hauteur de 300-500 mm passée à une hauteur de 30-50 mm et un diamètre de 10-30 mm ramené à un diamètre de 5-7 mm; 6) en Méditerranée, la pêche au scaphandre s'est progressivement déplacée de zones d'eaux peu profondes (30-50 m) à des zones d'eaux plus profondes (6-130 m) car les populations à moins de 80 m de profondeur sur lesquelles les prélèvements étaient auparavant opérés sont surexploitées et présentent peu de colonies d'une taille supérieure à la taille minimale légale; 7) les données scientifiques relatives aux zones profondes se limitent à quelques études réalisées au large de la Sardaigne (Italie) et de la Costa Brava (Espagne); elles comprennent une seule étude génétique qui donne à penser que les coraux d'eau profonde sont génétiquement distincts, et elles ne donnent aucune information sur la croissance, la reproduction ou le recrutement ni d'autres renseignements nécessaires pour définir des niveaux de prélèvement durable; 8) les techniques utilisées pour extraire les colonies de ces zones profondes (mélanges de gaz et utilisation d'engins télécommandés pour déceler des sites renfermant du corail) permettent une exploitation ciblée susceptible d'éradiquer toutes les colonies de grande taille jouant un rôle essentiel dans la pérennité des populations; 9) des cas

de braconnage et de prélèvement de colonies de taille inférieure à la taille minimale légale ont été relevés en eau peu profonde et il est difficile de faire appliquer les mesures de gestion.

La réglementation du commerce de Coralliidae est nécessaire pour que la poursuite du prélèvement de spécimens dans la nature ou d'autres influences ne réduisent pas les populations à un niveau auquel leur survie pourrait être menacée. Dans toute la Méditerranée, la structure de la population originelle a été modifiée sous l'effet de la pression de la pêche avec une diminution des débarquements et une réduction de la structure de population supérieures au niveau requis pour l'inscription à l'Annexe II. D'énormes changements se sont produits au niveau de la structure de taille et de la dynamique de population de *C. rubrum* en eaux peu profondes: 1) la taille moyenne de 100-150 mm a été ramenée à une taille de 30 -50 mm et la hauteur des colonies présentes, de 300 à 500 mm, a été ramenée à une hauteur moyenne de 30 à 50 mm, avec quelques colonies de plus de 100 mm de hauteur; 2) on constate désormais la présence de populations denses, à courte durée de vie et à fort taux de renouvellement, lesquelles sont plus exposées à un mortalité de masse lorsque la pression de la pêche se conjugue au changement climatique mondial (notamment à des anomalies de température); 3) on constate une prédominance en eaux peu profondes (où se trouvent 30 à 70% des coraux) d'individus immatures et de colonies matures en termes de reproduction contenant à peine une centaine de modules reproducteurs (les polypes) contre des dizaines de milliers de polypes au sein de colonies plus importantes, ce qui constitue la mesure de viabilité la plus pertinente d'animaux coloniaux de ce type appartenant à la famille des Coralliidae. Dans le Pacifique, les populations semblent connaître un sort moins enviable encore, comme en témoignent les éléments suivants: 1) faibles débarquements en provenance des eaux internationales autour des monts sous-marins de l'Empereur (de 1 à 5 t/an, contre 100 à 450 t/an dans les années 1960-1980) et impossibilité de trouver de larges bancs viables au cours des vastes études menées à l'aide d'engins submersibles réalisées en 2008; 2) présence de densités de coraux au large du Japon de 10 à 100 fois inférieures (entre 0,05 et 0,005 colonie/m²) à celles signalées au sein d'une population non exploitée au large d'Hawaï (entre 0,5 et 1 colonie/m²); 3) débarquements par les pêcheurs taiwanais composés à 80% au minimum de colonies mortes, signe de la présence de zones précédemment endommagées et surexploitées au moyen de chaluts qui ne contiennent plus que quelques rares colonies vivantes.

3. Caractéristiques de l'espèce

3.1 Répartition géographique

On trouve des espèces de la famille des Coralliidae dans toutes les eaux marines tropicales, subtropicales et tempérées du monde, y compris dans l'océan Atlantique, la mer Méditerranée, l'océan Indien, l'océan Pacifique Est et l'océan Pacifique Ouest à des profondeurs de 7 à 1500 m (Grigg 1974, Weinberg 1976, Bayer et Cairns 2003). Les seules populations connues de Coralliidae suffisamment importantes pour supporter le prélèvement commercial se trouvent à 19° de latitude nord, notamment sept espèces prélevées dans le Pacifique et une dans la Méditerranée. Toutes les espèces connues de cette famille sont peu abondantes (Grigg 1982). *Corallium rubrum* est endémique à la Méditerranée (entre 7 et 300 m de profondeur mais plus couramment entre 30 et 200 m) où on le trouve principalement autour du bassin central et occidental, avec des populations plus petites dans les eaux plus profondes du bassin oriental et au large des côtes atlantiques de l'Afrique (Carpine et Grasshoff 1975, Weinberg 1976, Carleton 1987, Chiuntiroglou et al. 1989, Garrabou et al. 2001, Santangelo et al. 2004, Rossi et al. 2008). Pour de plus amples renseignements sur la répartition des espèces, consulter le tableau 1 dans l'annexe.

3.2 Habitat

Les espèces de la famille des Coralliidae forment des populations géographiquement isolées, appelées bancs ou parcelles. Bien que certaines espèces aient une aire de répartition relativement importante, la plupart se présentent sous forme de populations fragmentées du fait d'exigences spécifiques en matière d'habitat et il est rare qu'une population ou un banc donné renferme plus d'une espèce. Pour se fixer, ces coraux ont besoin de substrats solides et se regroupent le plus souvent sur des fonds rocheux, des bancs et des monts sous-marins, dans des zones à forts courants et à faibles niveaux de sédimentation (Baco et Shank 2005). Ces habitats rocheux à relief élevé sont le plus souvent de petite taille, se trouvent dans une fourchette de profondeur restreinte et sont séparés par de vastes étendues d'habitats impropres au substrat meuble.

En Méditerranée, *C. rubrum* coexiste avec différentes gorgones, grandes éponges et autres invertébrés benthiques. Les colonies sont le plus abondantes dans les grottes faiblement éclairées et à proximité, sous les surplombs sombres, les falaises verticales et dans les crevasses à des profondeurs de 20-50 m et forment généralement de petites parcelles de moins d'1 m de diamètre.

En eau plus profonde (50-200 m), elles sont présentes en plus faible densité (<1 colonie/m²) sur des affleurements et autres structures rocheuses (Marchetti 1965). Bien que la fourchette de répartition en profondeur de *C. rubrum* ait été établie entre 5 et 300 m, des colonies isolées ont récemment été découvertes en trois endroits distincts du détroit de Sicile à une profondeur de 600 m (Taviani et al. 2009); néanmoins, ce corail ne se présentait que sous forme de regroupements suffisamment étendus autrefois pour supporter un prélèvement à partir de 30-200 m de profondeur, et des données récentes indiquent qu'on ne rencontre désormais des populations saines et exploitables qu'à 60-130 m de profondeur. Un corail scléactinien (*Lophelia pertusa*) occupe la majeure partie de l'habitat disponible en eau profonde (en dessous de 90-120 m) et *C. rubrum* y est très rare (Rossi et al. 2008, Angiolillo et al. 2009), sans doute en raison de prélèvements à grande échelle réalisés à l'aide de dragues à corail avant que ce type d'engin ne soit interdit dans les années 1989-1994.

Dans le Pacifique, les espèces se rencontrent essentiellement sur des affleurements, des récifs et des éminences de plus de 2 m de relief vertical (Grigg 2001). Les conditions requises en matière d'habitat sont de forts courants de fond (1-3 nœuds), des pentes de moins de 20°, un faible taux de sédimentation terrestre et une absence d'accumulation de sédiments. La quantité de lumière influence la fixation des larves et donc la profondeur supérieure limite de leur répartition géographique. Les deux zones de profondeur les plus riches en Coralliidae sont 90-400 m et 1000-1500 m, principalement autour des monts sous-marins et des hauts-fonds; les colonies sont le plus abondantes près des chenaux et sur les bords extérieurs des monts sous-marins, où les courants sont les plus forts. Les différentes espèces de Coralliidae vivent généralement dans des habitats séparés. Elles peuvent se développer sur des substrats carbonatés ou à base de basalte et de manganèse; *C. secundum* préfère les substrats plats exposés et *C. lauense* (*C. regale*) un habitat rocheux irrégulier incrusté (Parrish 2007). Les deux espèces sont absentes des plateaux (<400 m de profondeur) au large des îles peuplées où les substrats sont périodiquement recouverts de couches peu profondes de sable et de sédiments (Grigg, 1993). On trouve parmi les habitats privilégiés de ces espèces les habitats marins benthiques les plus isolés au monde (Baco et Shank 2005).

3.3 Caractéristiques biologiques

Les caractéristiques biologiques les plus fondamentales pour tout organisme sessile (attaché) formant des colonies arborescentes complexes et capables de vivre plus de 100 ans sont la taille de la colonie (les grandes colonies présentent un taux de mortalité inférieur et un taux de fécondité exponentiellement plus élevé, ce dernier augmentant indéfiniment avec la taille et l'âge) et sa densité (une densité minimale étant nécessaire pour la reproduction).

La famille des Coralliidae se compose de coelentérés sessiles (cnidaires) attachés de manière permanente à un substrat à l'exception d'une courte période, au stade larvaire. A l'issue de cette période planctonique, la larve se fixe et se métamorphose en un polype qui s'attache à un substrat solide et commence à former un squelette en carbonate de calcium. Le polype se divise ensuite en deux; après une période de croissance, les deux polypes se divisent à nouveau et le processus se répète jusqu'à donner naissance à une colonie branchue et arborescente. Chaque polype est relié à d'autres par une série de canaux responsables de la translocation de l'eau et des nutriments, ce qui permet à tous les polypes de fonctionner ensemble sous forme d'organisme unique plus vaste. Ces colonies doivent atteindre une certaine taille avant de devenir sexuellement matures mais une fois cette taille atteinte, elles peuvent se reproduire à l'infini. La fécondité augmente de manière exponentielle avec la taille et l'on pense que les colonies les plus importantes de cette population produisent 90% des descendants, voire davantage (Babcock 1991, Coma et Gili 1995, Beiring et Lasker 2000, Santangelo et al. 2003, Torrents et al. 2005).

Toutes les espèces de la famille des Coralliidae sont des éléments benthiques qui se nourrissent principalement de particules de matière organique en suspension et capturent occasionnellement des éléments du zooplancton de plus grande taille (copépodes et crustacés). Contrairement aux coraux d'eau peu profonde, aucune de ces espèces n'a d'algue vivante en symbiose dans ses tissus (elles sont azooxanthelles). Il s'agit essentiellement d'espèces de type sélection-k présentant des caractéristiques biologiques – grande longévité (75-200 ans; Andrews et al. 2005), maturité tardive (7-12 ans, voire 25 ans selon de nouvelles mesures), faible croissance (<1 cm/an) et faible fécondité, ce qui les rend particulièrement vulnérables à la surexploitation. Si elles ne sont pas soumises à la pression de la pêche, elles peuvent atteindre des tailles allant de 300 mm (*P. japonicum*, *C. konojoi*) à 500-600 mm (*C. rubrum*), voire supérieures à 1 m (*C. secundum*, *C. elatius*). *Corallium rubrum* présente un taux de croissance moyen de 0,2 à 2 cm/an en longueur et de 0,24 à 1,32 mm en diamètre, la croissance diminuant avec l'âge. Autrefois, les colonies de *C. rubrum* atteignaient souvent des masses supérieures à 2 kg, des hauteurs de 500 mm et un

diamètre à la base de 30 à 100 mm. A l'exception de quelques populations connues d'eau profonde, il est rare aujourd'hui que les colonies de *C. rubrum* dépassent 100 à 200 mm de haut et 20 mm de diamètre à la base à des profondeurs de 60 m ou inférieures car les prises commerciales ont éliminé la plupart des grands individus, si bien que la plupart des populations sont dominées par des colonies de 20 à 50 mm de hauteur (Barletta et al. 1968, Liverino 1989, Rossi et al. 2008). Il faudrait que cette population ne soit plus soumise à la pression de la pêche pendant plusieurs décennies pour rétablir sa structure.

Certains aspects de la biologie reproductive de *C. secundum*, *C. rubrum* et *C. regale* (*C. lauuense*) ont été étudiés. Ces espèces ont des sexes séparés et un cycle de reproduction annuel. *C. secundum* et *C. regale* pondent en pleine eau et atteignent la maturité sexuelle entre 12 et 13 ans (Grigg 1993), voire deux fois plus tard (25 ans) selon de récentes données radiométriques sur les taux de croissance qui indiquent que ces espèces croissent deux fois moins rapidement que ce que l'on pensait auparavant (Roark et al. 2006). Les colonies matures libèrent des œufs et du sperme dans la colonne d'eau et la fécondation est externe. Les larves pélagiques peuvent passer plusieurs semaines dans la colonne d'eau avant de se fixer sur le fond et de former une nouvelle colonie.

Toutes les espèces sauf *C. rubrum* ont été répertoriées en tant qu'espèces à faible productivité dans une précédente étude de la FAO. Il est suggéré dans cette étude que *C. rubrum* est une espèce à productivité moyenne puisqu'elle peut se reproduire en présentant une petite taille (20-30 mm) et à un âge précoce (2-8 ans, en fonction des estimations de croissance). Ces espèces présentent cependant des caractéristiques reproductives qui semblent faire d'elles des espèces à faible productivité dotées de capacités d'adaptation qui leur permettent de survivre à de fréquents épisodes de perturbation en eau peu profonde. A titre d'exemple, l'âge réel pour la première reproduction est probablement compris entre 7 et 10 ans au minimum, sur la base d'estimations de croissance plus précises (Marschal et al. 2004). *C. rubrum* peut atteindre la maturité sexuelle à un âge compris entre 3 et 10 ans avec une hauteur de 20 à 30 mm; toutefois, il est fréquent que les colonies d'une taille aussi restreinte renferment une combinaison de polypes matures et immatures, et ceux qui se reproduisent libèrent de plus faibles quantités de larves que les polypes appartenant à des colonies plus importantes (Tsounis et al. 2006b, Torrents et al. 2005, Santangelo et al. 2003). Une colonie de 20-30 mm de hauteur peut produire de 10 à 100 planulas, contre 10.000 pour une colonie de 200-300 mm. *C. rubrum* est un géniteur à fécondation interne, avec un stade de développement plus long à l'intérieur de l'individu, qui donne des larves passives à courte durée de vie. La planulation chez *C. rubrum* a lieu une fois par an et dure environ un mois pendant l'été. Les larves vivent de quelques heures à quelques jours (4 à 12 jours en laboratoire) dans la colonne d'eau avant de s'établir tout près des colonies parentales (Santangelo et al., 2003). Il se peut que ce processus accroisse leurs chances de survie car les larves se fixent dans une zone où leurs parents ont eux-mêmes survécu, mais il réduit les échanges entre populations si bien qu'il faut parfois des décennies, voire plus, pour qu'une population décimée (après un épisode de mortalité massive ou victime d'un prélèvement de tous les coraux commercialement rentables) se rétablisse, et dans certaines zones victimes d'une pêche intensive, certains bancs qui contenaient des coraux du genre *Corallium* sont désormais épuisés (Tsounis et Rossi, com. pers.).

Dans les zones d'eau profonde inexploitées (<40 m de profondeur), le recrutement de *C. rubrum* a été de 0 à 32 recrues par m² par an entre 1995 et 1999 (Linares et al., 2000), et de 0 à 12,5 recrues par m² par an entre 1979 et 2000 sur un autre site (Garrabou et al., 2001), bien qu'il ait eu lieu de manière sporadique et pulsatoire, avec plusieurs années marquées par l'absence de recrutement net. Certaines populations d'eau peu profonde de *C. rubrum* semblaient se reproduire à un âge relativement précoce (3-10 ans) et avec une petite taille (20-30 mm de haut). Or, ces colonies composées d'individus de petite taille n'ont pas développé de morphologie arborescente et ne comprennent qu'un nombre relativement restreint de polypes reproducteurs qui ne produisent que de faibles quantités de gamètes (des dizaines par colonie) au rythme d'une fois par an. Les colonies de *C. rubrum* atteignent un taux de fécondité de 100% dès qu'ils mesurent 60 mm de haut ils mais ne produisent qu'un nombre relativement faible de gamètes en dépit de leur taille (Torrents et al. 2005, Tsounis 2005). A l'âge de 7 ans environ, les colonies de *C. rubrum* ont la forme de tiges dépourvues de branches de 20 à 30 mm de haut et d'un diamètre à la base de 5 à 7 mm, et chacune ne renferme au maximum que 100 polypes capables de produire entre des dizaines et quelques centaines de larves au maximum par an. Au bout d'un siècle, elles peuvent atteindre une taille de 500 mm et comporter des centaines de branches et des milliers de polypes capables de libérer des centaines de milliers de larves tous les ans (Bruckner 2009, Tsounis 2009). Pour un organisme modulaire qui se caractérise par sa capacité à former des colonies arborescentes complexes, le passage de colonies d'une taille autrefois comprise entre 200 et 500 mm à plus de 90% des colonies d'une taille inférieure à 50 mm correspond à une perte de 80 à 90% des modules reproducteurs de chaque colonie.

Les populations locales d'espèces de Coralliidae se perpétuent localement et sont génétiquement distinctes (Santangelo et Abbiati, 2001; Santangelo et al 2004); on constate occasionnellement une dispersion lointaine qui maintient la connexion entre les sites pour quelques espèces (Baco et Shank, 2005). Plusieurs études ont mis au jour des cas importants d'isolement génétique et une dispersion de larves limitée entre populations, certains bancs isolés dépendant essentiellement du recrutement local (Weinberg 1979, Abbiati et al. 1993, Baco et Shank 2005). De nouvelles données provenant de Sardaigne font apparaître un degré élevé de différenciation génétique et des segments de population distincts en eau profonde et peu profonde, ce qui réduit la probabilité que ces populations d'eau profonde servent de refuge pour les populations d'eau peu profonde victimes de surexploitation. Il s'ensuit que la surexploitation des bancs de Coralliidae peut avoir un impact sur la diversité génétique de la population dans son ensemble et que l'échec de la reproduction peut repousser ou empêcher le rétablissement d'une population donnée.

Les espèces de la famille des Coralliidae entrent dans la catégorie des espèces à faible productivité car les colonies ont une croissance relativement lente assortie d'une longue durée de vie et on estime que le renouvellement de la population a lieu tous les 15-25 ans (Grigg 1976) ou plus, sur la base d'estimations plus récentes quant à l'âge (Marschal et al. 2004). La densité des recrues de *C. rubrum* peut être assez élevée en eau peu profonde (0-32 recrues/m² par an de 1995 à 1999 en Espagne (Linares et al. 2000) et 0-12.5 recrues/m² par an de 1979 à 2000 en France (Garrabou et al. 2001), bien que le recrutement se produise de manière pulsatoire et qu'il arrive qu'aucune fixation ne se produise pendant plusieurs années; jusqu'à 95% des larves meurent avant de se fixer (Tsounis 2005) et entre 66 et 70% des nouvelles recrues meurent dans les quatre premières années (Bramanti et al. 2005). On pense que les larves des coraux qui expulsent leurs gamètes ont un taux de survie encore plus faible (<1%), bien que ces coraux produisent un nombre bien plus élevé de gamètes qui restent viables sur une longue période et sont fécondés dans la colonne d'eau. *C. rubrum* nécessite une fécondation interne réussie qui dépend de la présence d'une colonie femelle à une distance suffisamment proche de la colonie mâle pour qu'une rencontre ait lieu; il se peut que ce soit moins souvent le cas en eau profonde, où la densité des colonies est encore plus réduite sous l'effet de la pression de la pêche. Le taux de croissance varie selon les sites, la profondeur et les habitats (Garcia-Rodríguez et Massò, 1986; Abbiati et al., 1992; Cerrano et al., 1999; Garrabou et Hamelin, 2002; Bramanti et al., 2005). L'âge était en grande partie déterminé en comptant les anneaux de croissance mais l'utilisation *in situ* de mesures de la croissance combinée à la coloration de la matrice organique indique que les colonies sont beaucoup plus anciennes et que la première reproduction a lieu à un âge bien plus avancé que ce que l'on pensait précédemment (Marschal et al. 2004, Garrabou et Harmelin 2002, Roark et al. 2006). De précédents rapports sous-estimaient l'âge de *C. rubrum* d'un facteur de 2 à 4, le taux de croissance s'avérant inférieur de 2,6 à 4,5 par rapport aux estimations antérieures; les colonies d'un diamètre à la base de 7 mm pourraient être âgées de 30 à 40 ans (Marschal et al. 2004). En raison de leur âge de maturité plus avancé et de leur taux de croissance plus lent, la taille minimale légale en vigueur pour le prélèvement de colonies de *C. rubrum* dans les populations gérées ne permet pas une optimisation du niveau de reproduction avant prélèvement (Bruckner 2009).

3.4 Caractéristiques morphologiques

Les espèces de la famille des Coralliidae sont des octocoralliaires à squelette axial calcifié, solide, à stries longitudinales, ramifiés, en éventail ou en buisson. La couleur des colonies va du blanc pur à des teintes roses, saumon, rouge sang et oranges; les polypes sont d'un blanc transparent et ont huit tentacules et des pinnules fins. L'organe central des autres octocoralliaires est remplacé par un axe solide de spicules calcaires fusionnés formés d'une structure en carbonate de calcium très dure à taux élevé de magnésium. Les principales caractéristiques morphologiques et la couleur permettent de distinguer facilement la famille des Coralliidae des autres familles de coraux.

3.5 Rôle de l'espèce dans son écosystème

Les espèces de la famille des Coralliidae forment de hautes colonies à forte arborescence. On les qualifie de coraux créateurs d'habitats car ils augmentent la complexité tridimensionnelle de leur habitat et donc la biodiversité partout où ils sont présents. Ces colonies fournissent un habitat précieux aux invertébrés sessiles en les protégeant des courants forts et des prédateurs. Elles offrent un relief où les poissons et les invertébrés mobiles s'alimentent, pondent et se reposent. *C. rubrum* jouait autrefois un rôle de premier plan dans la structuration de la zone coralligène de la Méditerranée grâce à son activité trophique et à sa structure biogénique, formant l'une des communautés les plus complexes de la région, composée d'une grande variété de suspensivores et d'une grande richesse d'espèces et de diversité fonctionnelle (Gili et Coma, 1998). Il y a au

moins un invertébré (*Pseudosimnia* spp.), gastropode hautement spécialisé, qui pond des œufs sur *C. rubrum*. Un crustacé rare présent seulement en Méditerranée, *Balssia gastii*, s'attache aux colonies de *C. rubrum* (Santangelo et al., 1993).

4. Etat et tendances

4.1 Tendances de l'habitat

A l'exception de quelques zones précises au large d'Hawaï et en Méditerranée, on ne dispose que de très peu d'informations sur l'étendue globale de l'habitat et sur son mode d'évolution dans le temps. Toutefois, de nouvelles recherches menées au large du Japon et des îles qui lui sont associées, ainsi que des vidéos benthiques réalisées par des pêcheurs de corail, mettent en avant une partie des principales caractéristiques des habitats utilisés par ces espèces ainsi que la faible densité, en général, de ces taxons et, dans l'ensemble, leur rareté (Iwasaki 2009.). La disparition de l'habitat n'est pas très importante, sauf celle des habitats adaptés situés à proximité des zones côtières susceptibles de connaître un accroissement de la sédimentation. En revanche, la détérioration de ces habitats sous l'effet de méthodes de pêche destructrices et de l'utilisation d'engins de pêche ratissant les fonds marins (dragues et chaluts) est extrêmement préoccupante.

Les dragues et les chaluts utilisés pour prélever le corail et le chalutage prenant pour cible les poissons de haute mer et vivant autour des monts sous-marins ont des effets sur les habitats en eau profonde occupés par les coraux rose et rouge. Ces types d'engins ratissent le fond, modifient ses caractéristiques, détachent les organismes fixés et causent des dégâts sur les coraux qui sont ramassés comme prises incidentes. A l'exception d'un prélèvement limité au moyen de submersibles dans plusieurs sites du Pacifique et d'un prélèvement à l'aide de scaphandres en Méditerranée (méthode qui, dans cette région, a en grande partie supplanté la pêche à la drague en 1989-1994), les coraux sont prélevés essentiellement au moyen de dragues puissantes consistant en un filet de nylon relié à une barre de fer ou à des blocs de ciment traînés sur le fond. Ces types d'engins sont encore utilisés de manière légale par des pêcheurs provenant du Japon et de l'île de Taïwan et de manière illégale dans certaines zones de la Méditerranée. Les coraux s'emmêlent dans les filets et sont ramenés à la surface. C'est une méthode destructrice et source de gaspillage qui brise et déloge fréquemment les coraux, dont 60 à 90% sont perdus, se détachent et meurent. De plus, les dragues détachent et détruisent tous les invertébrés sessiles sur leur passage, y compris les coraux précieux de petite taille et de faible valeur qui sont ensuite écartés. Elles peuvent également déstabiliser le fond marin en réduisant la présence de substrats solides propices à la fixation future de larves. Les dragues utilisées pour extraire le *C. rubrum* sont connues pour avoir eu des effets considérables sur l'habitat de la zone coralligène en Méditerranée (Chessa and Cudoni 1988). L'utilisation de dragues à corail et la pêche intensive au moyen de scaphandres a détérioré la structure tridimensionnelle "en forêt" créée par les vastes colonies de *C. rubrum* à forte arborescence pour laisser place à une structure semblable à une "plaine à herbe" ou prédominant des colonies sans branches de 10 à 15 mm de hauteur. La structure originelle "en forêt" existait encore il y a 20 ans (Garcia-Rodríguez et Massò 1986, Tsounis et al. 2006, Rossi et al. 2008).

4.2 Taille de la population

On ignore le nombre total de colonies correspondant à toutes les espèces de la famille des Coralliidae; néanmoins, on constate que la plupart des sites étudiés disposant d'un habitat adapté et/ou de bancs de coraux rouge et rose ont tendance à n'abriter qu'un nombre relativement faible de colonies (des centaines de milliers par parcelle). Le plus souvent, les colonies sont présentes en faible densité (faible nombre de colonies par parcelle, en règle générale <1 par m²), en faible abondance globale (nombre de colonies) à l'intérieur d'un banc donné et seule une petite partie des parcelles constituées d'habitats adaptés est occupée. Les quelques populations plus importantes commercialement exploitables signalées en Méditerranée et dans le Pacifique Ouest (Grigg 1974, 1993, 2002) se caractérisent elles aussi par une faible densité et la présence d'un nombre assez restreint de colonies matures intéressantes sur le plan économique. Les seules exceptions concernent certains habitats en eau peu profonde de Méditerranée, lesquels ne sont plus jugés intéressants du point de vue commercial car ces populations sont désormais dominées par de petites colonies (de 10 à 50 mm de hauteur) qui n'atteignent jamais une taille suffisante pour faire l'objet d'un prélèvement légal.

Méditerranée: En eau peu profonde (<50 m), *Corallium rubrum* est présent en densité relativement élevée dans de petites parcelles mais le nombre total de colonies réellement présentes est très faible

dans cette fourchette de profondeur, à l'instar de la densité moyenne des colonies dans tout l'habitat disponible. On trouve par exemple des densités pouvant atteindre 127 colonies/m² en Espagne (Tsounis 2005), 200-600 colonies/m² en France (Garrabou et al. 2001), et 1300 colonies/m² dans la mer de Ligurie, en Italie (Cerrano et al. 1999) à des profondeurs inférieures à 50 m. Sur la Costa Brava, en Espagne (20-50 m de profondeur), les populations (parcelles) couvrent des zones de taille limitée (en moyenne 0,43 m²) et le nombre de parcelles est relativement faible (0,063 parcelle/m²), avec une densité globale de *C. rubrum* estimée à 3,4 colonies/m² (Tsounis 2005). Par comparaison, il y a plusieurs décennies, une densité de 55 colonies/m² a été observée à 40 m de profondeur (Palma de Mallorca), de 20 colonies/m² à 60 m de profondeur le long de la Costa Brava et de 90 à 100 colonies/m² en Corse (FAO, 1984). Ces écarts de densité traduisent également différentes morphologies et une éventuelle réaction à de fréquents épisodes de perturbation. En mer de Ligurie, les colonies en eau peu profonde à forte densité sont fines et peu épaisses, tandis que des colonies moins denses peuvent produire une arborescence plus importante. Il convient également de noter que ces coraux étaient beaucoup plus importants et plus résistants aux facteurs de stress naturels; ils pouvaient en effet survivre à des perturbations et, en dépit d'une mortalité partielle, reprendre leur croissance. A contrario, des colonies de plus petite taille ont de plus fortes chances de connaître une mortalité totale (Santangelo et al. 2007). On trouve encore de vastes colonies en eau profonde mais elles se présentent en densité bien plus faible qu'en eau peu profonde, formant de petits ensembles (en règle générale moins de 20 à 30 colonies sur un affleurement avec une densité globale <1 colonie/m²) sur des bancs ou des zones à surface dure, avec des colonies concentrées sur des surfaces exposées dans des zones à fort courant (Rossi et al. 2008; Cannas et al. 2009).

Pacifique: Aux Etats-Unis, on a trouvé des bancs de Coralliidae au large d'Hawaï dans 16 sites d'une profondeur de 380 à 575 m, dont trois seulement ont été jugés suffisamment importants pour supporter une activité de pêche à des fins commerciales (qui n'a pas lieu actuellement) (annexe, fig. 1; Grigg, 2002; Baco et Shank, 2005). Ces trois bancs présentent une densité et un nombre total de colonies faibles et une taille relativement restreinte. Le plus grand de ces bancs (celui de Makapu'u, dans le chenal de Molokai, au large d'Oahu) couvre une superficie de 4,3 km² et est dominé par *C. secundum* avec une densité de 0,3 colonie/km² et une population globale de 120.000 colonies. Selon les estimations, son rendement maximal durable serait de 1500 kg/an. Le deuxième plus grand de ces bancs (le mont sous-marin Cross, de 6 km de diamètre) comporterait, selon les estimations, 2500 colonies de taille légale composées essentiellement de *C. lauuense* et son rendement maximal durable serait d'à peine 35 kg/an (Grigg 2002). Enfin, le banc de Keahole Point couvre 0,96 km² et contient jusqu'à 7000 colonies de *C. regale* de taille légale dont le rendement maximal durable serait de 90 kg/an (Grigg 2002).

N'utiliser que l'abondance et la densité d'une colonie comme indicateurs de la taille et de la viabilité d'une population peut induire en erreur car il n'y a de populations denses que de *C. rubrum*, coraux qui tendent à être dominés par de petites colonies immatures en termes de reproduction. Eu égard aux organismes coloniaux, un changement dans la structure de la population (répartition de la fréquence de la taille) constitue une mesure plus pertinente du déclin qu'un changement du nombre de colonies en chiffres absolus. L'exploitation à des fins commerciales se concentre sur les coraux les plus grands avant de s'intéresser à de plus petites colonies; or, ce sont les colonies les plus anciennes qui participent le plus à la reconstitution des populations. En outre, s'il est possible de comparer directement les modifications de la structure de taille des populations sous l'effet de la pression de la pêche, ce n'est pas le cas pour la densité et l'abondance. Cette situation s'explique par le fait que ces mesures varient en fonction du mode d'évaluation (la densité en colonies mesurée sur la totalité de l'habitat adapté est bien inférieure à celle de petites parcelles composées de corail dans cet habitat) et du stade de développement d'une population. En réalité, une population à faible densité a de fortes chances de représenter une population plus ancienne, plus stable et plus viable car des substrats ouverts d'habitat adapté peuvent assurer la subsistance d'un grand nombre de recrues, mais ces dernières ont un taux de survie lié à la taille, qui augmente à mesure que les colonies s'étendent. La présence de populations en grande abondance et à forte densité, comme celles rencontrées dans les eaux peu profondes de la Méditerranée, est donc le signe de fréquentes perturbations continues responsables du renouvellement rapide des populations et de la persistance d'un état de rétablissement à un stade précoce. Ce constat recoupe les observations réalisées sur d'autres coraux qui couvrent leurs larves; néanmoins, la plupart des autres coraux de ce type sont considérés comme des espèces "envahissantes" à colonisation précoce, contrairement à *C. rubrum*, qui est une espèce à longue durée de vie qui s'efforce sans doute de s'adapter à des facteurs de stress de plus en plus localisés (effets de l'activité humaine) ou mondiaux (changement climatique). Ce type de populations sont bien moins résistantes à d'autres facteurs de stress et ont le plus de chances de disparaître localement lorsqu'elles sont également exposées à la pression de la pêche, que d'autres populations renfermant une combinaison de colonies de petite taille (10-50 mm), de

taille moyenne (60-140 mm) et de grande taille (150-500 mm), comme celles observées en Méditerranée et que l'on continue de trouver dans certaines zones d'eau profonde épargnées par la pêche depuis plusieurs décennies.

4.3 Structure de la population

Méditerranée: La courbe des structures de taille et d'âge des populations inexploitées de *Corallium rubrum* à recrutement régulier est monotone à exposant négatif (Santangelo et al., 1993), ce qui signifie que la population renferme un grand nombre de petites colonies et, au fil du temps, de moins en moins de colonies de chaque catégorie de taille supérieure. L'existence d'une grave pénurie de colonies plus importantes (plus anciennes), comme c'est le cas dans toutes les zones soumises à la pêche aux Coralliidae ayant fait l'objet d'études, témoigne d'une mortalité élevée due au prélèvement et non à des perturbations naturelles qui auraient des effets plus significatifs sur de petites colonies (jeunes), tandis que des colonies plus importantes subsisteraient en ne présentant qu'une mortalité partielle. Le potentiel de recrutement étant directement fonction du nombre de polypes par colonie, les populations victimes de la pêche intensive où prédominent de jeunes colonies, ont de plus fortes chances d'être vouées à disparaître localement sous l'effet combiné d'autres facteurs de stress, à moins qu'il n'existe une source externe de larves (Santangelo et al. 2007).

C. rubrum se trouve entre 5 et 700 m de profondeur mais le plus souvent entre 30 et 200 m (Carpine et Grasshoff 1975, Rossi et al. 2008, Taviani et al. 2009). Ces populations de Coralliidae en eaux profondes sont devenues des cibles de plus en plus prisées par les pêcheurs car les populations d'eaux moins profondes ont été épuisées. Lors d'une récente réunion de spécialistes organisée en Italie (Atelier sur le corail rouge: Naples, Italie, 2009), il y a eu consensus sur le fait que les populations d'eau peu profonde de Méditerranée sont surexploitées et devraient être interdites de pêche, contrairement aux zones plus profondes qui abritent d'importantes colonies qui pourraient faire l'objet de prélèvements. Il apparaît cependant que les populations d'eau profonde pourraient ne présenter un grand intérêt commercial que sur une très courte période car on ne trouve ces coraux qu'en densité plus faible à ces profondeurs et dans des sites plus exposés, ce qui les rend plus vulnérables à la pression de la pêche. Il est probable que ces populations disparaissent localement en raison de possibilités d'une réduction de la densité en-dessous de celle requise pour maintenir la fécondité (effet Allee). Selon certains rapports, plusieurs populations d'eau profonde de *C. rubrum* ont été décimées depuis les années 1980 (Tsounis et al. in press) et ne se sont pas encore rétablies après des siècles d'exploitation intensive au moyen de dragues. En outre, une partie de leur habitat est occupée par un corail scléractinien concurrent, *Lophelia pertusa*, à croissance plus rapide et capable de monopoliser des habitats d'eau profonde (Rossi et al. 2008, Tsounis et al. à paraître). Le développement de la pêche au scaphandre en eau plus profonde à l'aide d'un mélange de gaz (comme elle est actuellement pratiquée en Sardaigne, les populations d'eau peu profonde ayant été décimées) pourrait poser problème car il n'existe absolument aucune donnée sur le taux de croissance, la mortalité naturelle et le recrutement de ces populations; parallèlement, les données quantitatives sur la répartition et à l'abondance de ces populations dans ces zones sont insuffisantes. De plus, la dispersion des larves étant limitée à de courtes distances, il semble ressortir des différences génétiques entre populations constatées à des échelles spatiales de dizaines de mètres que les populations d'eaux plus profondes ne pourront probablement perpétuer que des populations situées à proximité (del Gaudi et al. 2004, Calderon et al. 2006, Costantini et al. 2007, Abbiati et al. 2009, Costantini et al. 2009, Tsounis et al. à paraître). En eau peu profonde, *C. rubrum* forme des parcelles de populations denses constituées de petites colonies (taille moyenne=30 mm), à durée de vie courte (<10 ans); moins de la moitié d'entre elles sont des colonies reproductrices, la plupart produisant des dizaines de planulas par an. Il se peut que ces populations d'eau peu profonde formées de petites colonies produisent l'essentiel des planulas (bien qu'en quantité plus faible que des populations équivalentes aux colonies plus étendues), mais des effets de synergie de plus en plus graves imputables à l'augmentation des pressions exercées par l'homme et au changement climatique pourraient entraîner la disparition de ces populations. En eau plus profonde, les colonies de *C. rubrum* sont plus grandes mais moins abondantes (Tsounis et al. 2006a, Rossi et al. 2008). Les colonies plus grandes, plus âgées, peuvent produire entre des centaines et plus de 10 000 planulas par an (Santangelo et al., 2003, Bruckner 2009).

Pacifique: Les populations de *C. secundum* du banc de Makapu'u (Hawaï) étaient dominées par des colonies de 15 à 20 ans; les plus grandes faisaient 700 mm de haut et avaient 80 ans, et le taux de mortalité naturelle en l'absence de prélèvement était estimé à 6% (Grigg, 1984; 1993), bien que les premières études aient été entreprises au terme de plusieurs années d'exploitation.

4.4 Tendances de la population

Il est probable que les coraux précieux disparaîtront sur le plan économique avant de disparaître sur le plan biologique car il s'agit d'animaux coloniaux répandus qui, dès lors qu'ils ont atteint une grande taille, sont très résistants en termes de mortalité totale; ainsi, contrairement à d'autres animaux non coloniaux, ils peuvent survivre même en cas de mortalité partielle. Cela dit, ces espèces se rencontrent généralement dans des zones où les effets de phénomènes naturels sont rares et leur exposition aux effets de la pression de la pêche non durable a entraîné la disparition des parties de la population qui jouaient le rôle le plus crucial pour la pérennité de ces populations (les colonies de grande taille), suite à quoi de plus petites colonies ont fait l'objet d'un prélèvement constant (illégal), la demande allant en augmentant tandis que la ressource diminue (Rossi et al. 2008, 2009).

Les statistiques globales de 1950 à 2001 sur le prélèvement donnent une indication sur le déclin rapide de l'abondance des espèces en Méditerranée et dans le Pacifique, correspondant à leur découverte, au début de la pêche à des fins commerciales, à l'augmentation des débarquements, à la surexploitation et, en dernier ressort, à l'épuisement de la ressource (annexe, tableau 2; fig. 2, 3, 4, FAO 2008). Des centaines de bateaux coralliens ont exploité un premier grand banc découvert en 1965 (entre 300 et 500 m de profondeur) puis un second découvert en 1978 sur les monts sous-marins de l'Empereur (entre 900 et 1500 m) durant les années de pointe (1965-1970, 1979-1981, 1982-1988), la production approchant ou dépassant les 300 t pendant des années (Grigg, 1993; Bruckner 2009). En dépit de périodes d'inactivité, les prix de gros de *Corallium* provenant de ces zones ayant chuté à un niveau non rentable, le prélèvement a atteint des sommets vers la fin des années 1980 et 1990. Les débarquements se sont effondrés en 1989 et se maintiennent sous 5 t/an depuis 19 ans. Des études récentes faites au cœur de ces anciens bancs de corail au moyen d'engins submersibles ont mis au jour des colonies isolées; bon nombre d'entre elles étaient brisées, mortes et ne présentaient plus que de faibles populations (annexe, tableau 3).

La viabilité des populations de Coralliidae dépend de la structure des stocks, de l'ampleur de la dispersion entre populations, du taux et des modes de rétablissement, et des caractéristiques fondamentales de leur cycle biologique. Bien que des colonies isolées parviennent à survivre malgré une forte pression de la pêche, du fait de leur caractère sessile, ces populations peuvent se retrouver isolées sur le plan reproductif en cas de réduction de la densité des colonies (l'effet Allee). Des études sur la biologie des larves et la structure génétique des populations font apparaître des échanges réduits entre populations locales et une persistance des populations grâce au recrutement local (Torrents et al. 2005). Il ressort par ailleurs d'études génétiques récentes que les espèces de Coralliidae du Pacifique pourraient se perpétuer entre elles et ne connaître que de rares épisodes de dispersion sur de longues distances. La faible hétérozygotie observée au sein des populations donne à penser que les espèces pourraient souffrir de dépression de consanguinité (Baco et Shank 2005).

Méditerranée: Les populations de *C. rubrum* ont présenté un déclin spectaculaire de la structure de taille et d'âge et de la reproduction ces 20 dernières années. La plupart des populations encore présentes en eau peu profonde se caractérisent par l'absence de grandes colonies et le passage général à des colonies non reproductrices inférieures à la taille légale minimale autorisée pour le prélèvement commercial (la taille moyenne dans toute la région est à présent de 30 mm; Liverino, 1989; Garrabou et Harmelin, 2002). Ces populations se composent de colonies au nombre de branches et de polypes limité; un très faible pourcentage d'entre elles à peine est mature en termes de reproduction et elles produisent moins de larves par polype que les polypes de colonies de plus grande taille (Tsounis 2005). La structure actuelle de population, extrêmement jeune, résulte directement de la surexploitation (Santangelo et al. 1993, Santangelo et Abbiati 2001, Tsounis et al. 2007, Tsounis et al. à paraître). C'est une situation inquiétante, essentiellement du fait que c'est la taille des colonies et non leur abondance qui constitue le principal indicateur de l'état et de la santé d'une population car il s'agit d'animaux coloniaux constitués de polypes qui présentent un taux de survie plus élevé et une augmentation exponentielle de la production larvaire au fur et à mesure que la colonie grandit et que son arborescence augmente. En Espagne, 89% des colonies des zones exploitées à moins de 60 m de profondeur sont sous la taille légale de prélèvement, 96% présentent une ramification rudimentaire (uniquement des branches primaires et secondaires) et 91% font moins de 50 mm de haut (Tsounis et al., 2006). Le diamètre à la base moyen des colonies est passé de 7,2 à 4,8 mm et la hauteur moyenne de 61,8 à 27 mm entre 1986 et 2003 (Tsounis et al., 2006). Même dans les zones interdites de pêche pendant plus de 14 ans, les plus grandes colonies dépassaient rarement 200 mm de haut et leur diamètre à la base moyen n'était que de 4,8 mm, soit un âge moyen de 7,5 ans (Tsounis et al., 2006). La hauteur des colonies augmente avec la profondeur, avec des tailles allant jusqu'à 40 mm à 25-50 m et 60 mm à 50-90 m; c'est dans les zones inexploitées d'une profondeur >50 m que l'on trouve les colonies les plus grandes (130-160 mm de haut) (Rossi et

al. 2008). A l'inverse, les colonies prélevées dans les années 1950 et 1960 atteignaient fréquemment jusqu'à 500 mm de haut pour un diamètre de 20 mm (Liverino 1989). En 1962, au large de la Costa Brava, en Espagne, on a prélevé des colonies d'un diamètre à la base compris entre 10 et 45 mm (moyenne=16 mm) et d'une hauteur allant de 100 à 500 mm (moyenne=115 mm), les plus gros coraux ayant selon estimations entre 50 et 80 ans (Garrabou and Harmelin 2002).

En France, les colonies des sites inexploités étaient quatre fois plus grandes (en diamètre à la base et en hauteur) et, en moyenne, deux fois plus hautes que celles des sites exploités (Garrabou et Harmelin, 2002). Comparé à d'anciennes études faisant état de colonies de 300- 500 mm de hauteur, les colonies des zones exploitées font aujourd'hui 30-50 mm de haut, ce qui correspond à une moyenne de moins de 10% du nombre de polypes par colonie par rapport à autrefois et de 20 à 30% du nombre de polypes par colonie dans les zones interdites de pêche pendant 10 à 15 ans; ces colonies de plus petite taille produiront, par colonie, moins de 10% du nombre de descendants autrefois observé (Bruckner 2009). Les populations étudiées en 1998 dans les zones exploitées de France (archipel de Riou) étaient également plus grandes (hauteur moyenne=60 mm, pour une fourchette de 40-130 mm) que celles d'Espagne (bien que l'étude en question n'ait pas porté sur les petites colonies). Ces colonies étaient néanmoins deux fois plus petites que celles d'un habitat similaire situées, en France, dans des zones interdites de pêche depuis 1983 (hauteur moyenne=60 mm, pour une fourchette de 80-170 mm).

La première étude en eau profonde (Rossi et al. 2008), menée en Espagne, fait état d'une augmentation de la structure de taille des coraux en lien direct avec la profondeur, la hauteur des coraux allant de 30-50 mm en eau peu profonde (<30 m de profondeur) à 100-150 mm de hauteur à une profondeur de 80-120 m, les coraux les plus grands se trouvant sous des zones actuellement exploitées dans le cadre d'une pêche au scaphandre. Plus récemment, il est apparu que des zones en eau profonde étudiées au large de la Sardaigne contenaient elles aussi des coraux de grande taille. Des études approfondies ont été réalisées au large des côtes méridionales, occidentales et du nord-ouest et toutes ont mis au jour des coraux de plus grande taille que ceux d'habitats semblables en eau peu profonde, avec des différences en fonction du niveau de pression de la pêche. Les éléments à retenir sont les suivants: 1) la pêche est désormais cantonnée à ces bancs d'eau profonde car les populations d'eau peu profonde sont surexploitées, 2) de nouvelles mesures de gestion, plus axées sur la conservation, ont été prises, 3) depuis 2000, les débarquements en provenance de ces zones représentent jusqu'à 99% des coraux pêchés dans les eaux italiennes, contre 35% en 1983 (Cannas et al. 1983); pour autant, plus de 50% de ces débarquements présentaient un diamètre inférieur au minimum recommandé (10 mm) fixé pour cette région sur la base d'un échantillon de taille de plus de 200 colonies (Chessa et Scardi 2009). On peut en conclure que les colonies de plus grande taille, bien que présentes, ne constituent qu'une petite partie des populations isolées et qu'il est probable que la pression constante exercée sur cette ressource en l'absence de données plus approfondies sur l'état et les tendances de la population se traduise par un épuisement rapide de la ressource, à l'instar de ce qui s'est passé en eau peu profonde.

Pacifique: En 1971, après deux courtes périodes de prélèvement commercial, on estimait que le banc de Makapu'u (au large d'Hawaï) comprenait 79.200 colonies de *C. secundum*, avec des colonies de densité moyenne de 0,02 colonie/m² (Grigg, 1976). Entre 1974 et 1979, 40% du stock (17.500 kg) ont été prélevés (Grigg, 1988). Six ans après l'arrêt du prélèvement, la densité des colonies était similaire à celle d'avant le prélèvement (0,022 colonie/m²), mais les colonies étaient plus jeunes et plus petites, et il n'y en avait aucune de plus de 35 ans. En 2001, le pourcentage des classes de taille plus âgées (20-45 ans) avait augmenté mais les colonies les plus anciennes (45-55 ans) étaient encore sous-représentées (Grigg, 2002),² même en l'absence de pression due à la pêche pendant cette période.

4.5 Tendances géographiques

Les données officielles de la FAO sur les débarquements réalisés ces 45 dernières années (1962-2007) illustrent le cycle d'emballage et d'effondrement qui caractérise la pêche aux Coralliidae, avec une activité et des débarquements en augmentation rapide très peu de temps après la découverte d'un nouveau banc de coraux précieux suivis par un repli marqué quelques années plus

² Grigg (2002) suggère que la taille du banc de Makapu'u a augmenté de 20% et que son abondance était bien supérieure en 2001 (0,3 colonie/m²) que lors des études faites dans les années 1970 et 1980. Toutefois, les études couvraient des régions plus vastes et qui n'avaient pas été examinées précédemment.

tard, une fois le banc décimé (FAO 2008). Cette tendance s'est reproduite tout au long de l'histoire de la pêche dans tous les sites connus pour abriter des coraux de cette famille exploités à des fins commerciales, bien que, depuis 1990, aucun autre banc de grande taille présentant un intérêt commercial n'ait été découvert et que les débarquements se soient maintenus à des niveaux historiquement bas inférieurs de 10 à 20% à ceux de la fin des années 1980 (Carleton et Philipson 1987, Grigg 1989, Santangelo et al. 1993, FAO 2008). L'évolution des débarquements peut être liée à un déclin de la ressource ainsi qu'à un déclin de la valeur de gros du produit, deux éléments capables de rendre la pêche non rentable. A titre d'exemple, en 1981-1982, les marchés ont été inondés de corail d'eau profonde de mauvaise qualité provenant de Midway, ce qui a provoqué un effondrement spectaculaire des prix (Grigg 2002). On sait par ailleurs que le Japon et la Chine (île de Taïwan) ont renoncé à la pêche au centre du Pacifique en raison du coût élevé de l'activité en eau profonde et de l'augmentation des débarquements de coraux de mauvaise qualité. On présume que la pêche n'a pas été abandonnée en raison de la forte diminution de l'abondance ou de la biomasse (Kosuge 2007). Néanmoins, à supposer qu'il reste encore d'abondantes ressources en coraux le long de la chaîne des monts sous-marins de l'Empereur, les débarquements devraient contenir des colonies anciennes, en vie et de grande taille au lieu de ne renfermer que du corail de qualité médiocre, comme le fait observer Kosuge (2007). Par ailleurs, une diminution de la densité et de l'abondance du corail entraînerait une augmentation de l'effort nécessaire pour prélever la même quantité de corail, ce qui pousserait à la hausse les coûts de la pêche. Bien que les données de la FAO fassent encore état de la présence de taxons endémiques, en l'état actuel des connaissances, aux monts sous-marins de l'Empereur (*Corallium* sp. nov.), des dragues à corail ont été aperçues en train de pêcher sur ces sites à des fins commerciales et les prix atteignent des sommets sans précédent; or, la production de ces deux dernières décennies correspond à moins d'1% de celle des années 1980 (FAO 2008), ce qui semble signifier que la chute spectaculaire et permanente (15-20 ans) des débarquements est la conséquence de l'effondrement des populations des eaux internationales autour des monts de l'Empereur. En fait, ces dernières années, des études approfondies ont été faites par le Japon dans cette zone d'eau profonde, y compris dans les zones qui abritaient autrefois de vastes populations, et seules des colonies isolées ont été mises au jour (Agence de la pêche du Japon 2008).

La plupart des populations de *Corallium rubrum* de l'ouest de la Méditerranée ont également été épuisées dans les 4-5 ans suivant leur découverte, ce qui a entraîné la fin de la pêche ou le redéploiement de l'effort de pêche à mesure que de nouveaux bancs étaient découverts. Les populations de *C. rubrum* présentes en Méditerranée, au large de la Calabre, de Naples, de la Sardaigne, de la Corse et d'autres régions des côtes françaises et espagnoles, avaient toutes des bancs importants de Coralliidae dans les années 1950 mais la plupart ont été surexploités et ne sont plus rentables. *C. rubrum* a aussi été éliminé de plusieurs sites, dont un à l'est de Graham Bank (chenal de Sicile) (Liverno, 1984). Dans les années 1980, *C. rubrum* était encore prélevé sur au moins 25 sites; aujourd'hui, les seuls bancs jugés rentables se trouvent sur la côte africaine entre le Maroc et la Tunisie, dans le détroit de Bonifacio au large de l'ouest de la Sardaigne, en Italie, et le long des côtes espagnoles sur la Costa Brava et à Majorque (Tsounis et al. 2007).

De nombreuses plongées exploratoires et analyses de chalutages portant sur les coraux précieux réalisées ces trente dernières années dans les eaux de l'océan Indien, du Pacifique et de l'Atlantique ont révélé la présence de coraux de la famille des Coralliidae et permis d'identifier de nouvelles espèces, bien que les spécimens aient généralement été de mauvaise qualité, en faible abondance et de peu d'intérêt commercial. Les seuls cas de découverte de vastes bancs de Coralliidae commercialement intéressants se sont produits dans les années 1960 à 1980 à l'extrême ouest du Pacifique, essentiellement autour des monts de l'Empereur et d'Hawaï. D'autres sites abritant des Coralliidae ont été découverts autour d'Hawaï ces dix dernières années à l'aide d'engins submersibles et télécommandés, bien que trois de ces derniers à peine soient suffisamment grands pour supporter une exploitation commerciale, notamment l'un d'eux dont le rendement maximal durable est estimé à seulement 35 kg par an (Grigg 2002). En outre, des sites sur les monts sous-marins de l'Empereur autrefois rentables pour la pêche sont désormais surexploités au point que deux espèces sont sur le point de disparaître sur le plan commercial (Fujioka 2004, 2008).

5. Menaces

Les causes de mortalité les plus fréquentes chez les Coralliidae sont l'ensablement, le détachement et le basculement dus à des organismes qui affaiblissent la fixation des coraux à la base, la prédation par les gastéropodes (*Pseudosimnia* sp.), les oursins de mer de type eucidaris et les crustacés (*Balssia* sp.), et l'incrustation d'éponges hexactinellides, notamment de 10 espèces de clionidés (Grigg, 1993; Garrabou et al., 2001). Ces éponges peuvent toucher jusqu'à 50% des colonies et participer au détachement et à la bioérosion (Corriero et al. 1997). Parmi les effets secondaires dus à l'homme citons la pollution, la

sédimentation, le tourisme et la plongée de loisir (Méditerranée), ainsi que les prises incidentes et la dégradation de l'habitat due à la pêche à la palangre et au chalut (Pacifique Ouest). Les effets benthiques de la pêche à l'aide d'engins mobiles ont été comparés aux techniques de défrichage dans les forêts anciennes (Watling et Norse, 1998), les chaluts détachant les colonies octocoralliennes des rochers où elles grandissent.

La surpêche à des fins commerciales des coraux précieux est la principale menace directe qui pèse sur la famille des Coralliidae; elle se caractérise par des cycles d'emballement et d'effondrement depuis plus de 5000 ans en Méditerranée et depuis près de 200 ans dans le Pacifique. Les conséquences de la pêche sont encore aggravées par des méthodes de prélèvement destructrices, notamment l'utilisation d'engins de pêche non sélectifs, comme les dragues et les chaluts, ou la pêche pulsatoire au scaphandre qui consiste à prélever toutes les colonies d'une taille supérieure à la taille minimale d'une parcelle donnée. Les effets de la pêche sont également aggravés par des facteurs de stress naturels et par le changement climatique, notamment en eau peu profonde où des cas de mortalité de masse ont été signalés. L'acidification des océans et la diminution du niveau de saturation en aragonite pèsent de plus en plus sur les populations d'eau plus profonde car il se peut que les colonies commencent à produire des squelettes plus fragiles et connaissent de longues périodes dépourvues de toute calcification.

En Méditerranée, la pêche intensive de ces 200 dernières années a provoqué un grave appauvrissement de la plupart des stocks de *Corallium rubrum* d'intérêt commercial, si bien qu'il y a consensus sur le fait que les populations d'eau peu profonde (<50 m) de la région sont désormais surexploitées (Garrabou et al. 2001, Santangelo et al. 1993, Santangelo et Abbiati 2001, Tsounis et al. à paraître, Atelier sur le corail rouge: Naples, Italie 2009). Les premiers cas d'épuisement de la ressource remontent en partie aux années 1880, suite à la découverte de vastes bancs entre la Sicile et Tunis sur lesquels s'étaient rués près de 2000 navires, un record, provoquant rapidement l'épuisement des sites (Tescione 1973). Les données sur les débarquements en Méditerranée réunies par la FAO témoignent également d'une chute vertigineuse (80%), de 98 t en 1978 à 20,5 t en 1998 (annexe, fig. 3, FAO 2008). D'aucuns pensent que cette situation s'explique par le passage d'un mode de pêche non sélectif, au moyen de dragues, à l'utilisation de scaphandres, or: 1) les dragues ont été interdites d'utilisation pour la première fois en Sardaigne en 1989 et dans le reste de la Méditerranée en 1994, alors que la plus forte baisse des débarquements (près de 60%) a été enregistrée entre 1978 et 1984; 2) les débarquements font apparaître de rapides fluctuations au sein de pays donnés qui ne témoignent pas de changements en termes de gestion; 3) la pêche au scaphandre ayant été introduite dans les années 1950, le plus gros des débarquements de corail d'eau peu profonde provient de ce type de pêche et non de l'utilisation de dragues. De plus, d'anciens rapports font état de prélèvements de coraux par des plongeurs de loisir qui se sont poursuivis dans les années 1980 dans certaines régions littorales; or, ces sites sont désormais pauvres en colonies ayant atteint la taille minimale légale de prélèvement. Si cette situation traduit en partie une diminution du poids total des prises, elle s'explique également par l'absence de grandes colonies du fait d'une augmentation du nombre de petites colonies prélevées. Au large de la Costa Brava, en Espagne, où la taille minimale légale de prélèvement est de 7 mm, le diamètre à la base moyen dans le cadre de la pêche professionnelle était de 7,8 mm, signe du quasi-épuisement des stocks (García-Rodríguez et Massò 1986) tandis qu'une étude indépendante sur la pêche faisait état d'un diamètre à la base d'à peine 4,8 mm (Tsounis et al 2006). Les tendances observées par García-Rodríguez et Massò en 1986 s'appliquent aujourd'hui au Maroc, où la hauteur moyenne des colonies prélevées sur deux sites, Topo-Cala Iris et Sidi Hsein, était d'à peine 72,5 mm et 64 mm respectivement (Abdelmajid 2009, Zoubi 2009, Tsounis et al. à paraître).

Il est également important de noter que les débarquements ont augmenté ces dix dernières années, passant de 20,5 t en 1998 à 40,5 t en 2006. Cette hausse récente peut être imputée à l'exploitation de nouveaux sites au large du Maroc, de l'Algérie et de la Croatie et d'autres situés dans des eaux plus profondes au large de la Sardaigne jusque-là inexploités, tandis que les augmentations constatées dans d'autres pays peuvent s'expliquer par le prélèvement d'un nombre de plus en plus élevé de colonies de plus petite taille (Tsounis et al. 2006a). Les données de la FAO sur les débarquements sont compilées en fonction du poids et ne donnent aucune indication sur la taille ou l'âge des colonies. Cependant, des évaluations biologiques et des rapports provenant de pêcheurs attestent d'une diminution significative de la taille des colonies par rapport à autrefois (Bruckner 2009). En Méditerranée, la pratique actuelle qui veut que le prélèvement porte uniquement sur des coraux d'un diamètre à la base supérieur à 7 mm se traduit par le prélèvement de spécimens âgés d'environ 11 ans. Or, prélever des coraux de cet âge empêche les colonies de parvenir au sommet de leur potentiel de reproduction (Tsounis et al. 2007). Sur un site dont l'exploitation avait cessé en 1977, les colonies les plus grandes n'avaient toujours pas atteint une taille intéressante sur le plan commercial 23 ans plus tard (Garrabou et Harmelin 2002).

On a également signalé une surexploitation rapide des bancs de Coralliidae peu de temps après leur découverte dans la plupart des lieux de pêche du Pacifique occidental. Ce fut le cas près d'Okinawa sur les sites de Miyako en 1963 (Morita 1970), puis à nouveau en 1965, après que des pêcheurs de corail japonais ont découvert un grand banc de corail rose à 400 m de profondeur sur Milwaukee Banks, sur la chaîne des monts de l'Empereur (Grigg 1993). Le prélèvement de Coralliidae a connu un premier pic entre 1965-1968 (300-371 t/an), avant de connaître une chute abrupte en 1968 (103 t), suivie d'une remontée à 222 t en 1969 et d'une nouvelle baisse brutale; il est resté bas les années suivantes, jusqu'à la découverte d'espèces d'eau profonde à 900-1500 m (Grigg, 1993, Agence de la pêche du Japon 2008). Alors que l'activité de pêche était à son sommet dans les années 1980, plus de 100 bateaux prélevaient jusqu'à 240 t de Coralliidae par an sur ces monts sous-marins. Le rendement a atteint un nouveau sommet en 1981 avant de chuter brusquement en 1982 suite à l'effondrement des prix du marché; il est ensuite remonté pour atteindre un niveau sans précédent de 1983 à 1985, avant de connaître un repli record en 1989, suite à l'épuisement des bancs en eau profonde, bien que la valeur du corail ait été au plus haut (Western Pacific Regional Fishery Management Country 2001, 2003; Grigg 2002).

Le prélèvement non sélectif au moyen de dragues et de chaluts est interdit aux Etats-Unis et pratiquement partout en Méditerranée; en revanche, ces méthodes de pêche sont encore utilisées dans les eaux internationales du Pacifique et autour du Japon, d'Okinawa et des îles Bonin par des pêcheurs japonais et taïwanais. L'utilisation de la croix de Saint-André, très destructrice, a été interdite aux Etats-Unis en 1994, mais son utilisation a été signalée dans de nombreux cas isolés, notamment en Corse où des navires sardes ont fait l'objet de plaintes; il se peut qu'elle soit également utilisée illégalement en Algérie et en Grèce (Harmelin 2007 pour l'UICN, Dounas et al. 2009). En outre, bien que la plupart des pêcheurs de *Corallium rubrum* utilisent aujourd'hui des scaphandres, ils exploitent des colonies de taille de plus en plus réduite par des méthodes très destructrices qui ont des effets sur toutes les populations indépendamment de leur taille (Santangelo et al. 2003) puisqu'elles suppriment totalement leurs supports et réduisent leurs possibilités de repousse.

Les populations de *Corallium rubrum* sont soumises à de nouvelles sources de perturbations de plus en plus marquées depuis la fin des années 1990, notamment l'augmentation des épisodes de mortalité de masse liée à des anomalies de température et un dérangement mécanique lié à une intensification de la plongée de loisir (en Méditerranée) et des prélèvements pour la fabrication de souvenirs (Garrabou et al. 1998, 2001, 2003). Des simulations informatiques montrent que des épisodes de mortalité massive, comme ce fut récemment le cas lors d'étés exceptionnellement chauds, peuvent entraîner la disparition de populations d'eau peu profonde déjà soumises au facteur de stress qu'est la surpêche (Santangelo et al. 2007). Les populations en bonne santé ont de fortes chances de se remettre de ces bouleversements mais il est probable que ce ne sera pas le cas des populations surexploitées. Les coraux matures de grande taille sont les plus féconds et les plus à-mêmes de permettre le renouvellement de populations soumises à des perturbations; en outre, il est plus probable que les grandes colonies ne connaissent qu'une mortalité partielle et survivent à des perturbations de grande ampleur comme des anomalies thermiques, contrairement aux colonies de plus petite taille qui afficheront sans doute des taux plus élevés de mortalité totale (Tsounis 2009). En 1999, une perturbation a provoqué la mortalité à grande échelle de populations d'eau peu profonde (<30 m de profondeur) sur 50 km de littoral de la région Provence, en France, avec des pertes globales estimées à des millions de colonies. Cette mortalité massive inhabituelle a été attribuée à une maladie fongique et protozoaire et à des anomalies de température (Cerrano et al. 1999, Perez et al. 2000, Romano et al. 2000, Garrabou et al. 2001). Un épisode comparable a eu lieu en 1987 sur des récifs profonds (>80 m profondeur) entre Marseille et Nice (Rivoire, 1991) et dans des populations d'eau peu profonde à La Ciotat en 1983 (Harmelin, 1984). De telles menaces pourraient entraîner un risque d'extinction locale à court terme pour les populations de corail rouge, notamment celles d'habitats d'eau peu profonde, surtout lorsqu'elles se conjuguent aux effets de l'activité humaine liés à la pêche légale et illégale (Torrents et al. 2005, Santangelo et al. 2007, Tsounis et al. 2007).

6. Utilisation et commerce

Les coraux précieux de la famille des Coralliidae comprennent des espèces très appréciées dans la fabrication de bijoux et d'objets d'art. La valeur des spécimens de Coralliidae dépend de l'espèce prélevée (*C. rubrum*, *C. secundum*, *P. japonicum*, *C. elatius*, *C. konojoi* et *Corallium* sp. Nov sont les plus précieuses et constituent l'essentiel des débarquements), de la taille, de la couleur et de l'état au moment du prélèvement (de la valeur la plus grande à la plus petite: vivant, mort mais attaché, mort mais détaché, et "mangé par les vers").

6.1 Utilisation au plan national

Les coraux précieux de la famille des Coralliidae sont prélevés dans l'ouest de la Méditerranée et dans le Pacifique Nord-Ouest, y compris dans des zones au large du Japon et des îles Taïwan et Midway et autour des monts de l'Empereur dans les eaux internationales, ainsi qu'autour d'Hawaï. Dans le Pacifique, les Coralliidae sont prélevés dans deux zones de profondeur, 200-500 m et 1000-1500 m. En Méditerranée, le prélèvement de *C. rubrum* se fait essentiellement à 30-120 m de profondeur, une grande partie de la pêche en eau peu profonde (30-60 m) étant réalisée en Espagne, au Maroc, en France et dans d'autres pays, tandis que la pêche en eau plus profonde se concentre désormais sur les zones au large de la Sardaigne et ailleurs, les populations d'eau peu profonde ayant été surexploitées. Les débarquements commerciaux de coraux précieux (tous sites et espèces confondus) ont connu un pic en 1984 à 450 t, puis un déclin à 40 t en 1990, et ont fluctué entre 28 et 54 t ces 15 dernières années (annexe, tableau 3).

Méditerranée: Depuis plus de 5000 ans, l'approvisionnement en *Corallium rubrum* varie en fonction de la découverte de nouveaux bancs, de la demande, et de la stabilité politique et économique des pays voisins. Les plus anciennes utilisations remontent à l'époque romaine, lorsque les Coralliidae réduits en poudre étaient utilisés comme antidote en cas d'empoisonnement (Wells, 1981). L'exploitation du corail rouge à l'échelle industrielle a démarré au début des années 1800. En 1862, 347 bateaux prélevaient du corail dans cette zone. En l'espace de quelques années, on a dénombré 1200 navires et 24 usines de traitement du corail en Italie, et ce secteur employait près de 17.000 pêcheurs et bijoutiers (Tescione 1973). Gênes et Naples (Italie) devinrent les premiers centres de pêche au corail, cette pêche étant pratiquée au large de la côte nord-africaine. En 1870, le plus gros de l'activité de pêche se déplaça en Italie vers Torre del Greco, avec des pêcheries plus petites au large de Livourne, de Gênes et de la Corse (Torntore, 2002). Après la découverte de grands bancs de coraux au large de la Sicile entre 1875 et 1880, le nombre de bateaux a de nouveau augmenté, les niveaux de prélèvement ont été multipliés par quatre et le nombre d'usines de traitement est passé à plus de 80. Après avoir commencé dans les années 1830 au large de l'Italie et s'être poursuivie au moins jusqu'en 1989 au large de la Sardaigne et jusqu'en 1994 dans le reste des eaux de l'UE, la pêche au corail s'effectuait le plus souvent au moyen de filets et de dragues, en particulier la croix de Saint-André (Conseil de l'Union européenne, 1994). La pêche au scaphandre (gaz mélangés) a commencé dans les années 1950. Aujourd'hui, la plupart de l'activité se concentre sur la Costa Brava, en Espagne, dans des eaux peu profondes (30-50 m) (Tsounis 2005), tandis que la pêche au scaphandre, en Italie, s'est déplacée vers des eaux plus profondes (autour de 80-130 m). Des interdictions de pêche en eau peu profonde (<80 m de profondeur) ont été recommandées lors d'un récent atelier organisé en Italie suite à la reconnaissance du fait que les sites en eau peu profonde avaient été surexploités; néanmoins, actuellement, seule la Sardaigne s'est dotée d'une législation interdisant le prélèvement en eau peu profonde (Atelier sur le corail rouge: Naples, Italie 2009).

Les débarquements de *C. rubrum* de Méditerranée enregistrés sur 30 ans (1976-2006) ont atteint au total 1250 tonnes, dont 33,5% provenant d'Italie, 17,6% d'Espagne, 15,3% de Tunisie et 9,9% de France. Une tendance à la baisse des débarquements est apparue sur une quinzaine d'années pour ces quatre grands pays d'origine (avec une diminution >85%, passée de 97 t en 1976 à 12 t en 1992), les plus forts replis provenant de pays d'Europe et principalement d'Italie (70 t en 1978 contre 8 t en 1986). Les débarquements annuels totaux pour ces quatre pays ont fluctué entre 12 et 18 t de 1992 à 2003, pour atteindre progressivement 26 t en 2006. Les débarquements annuels en provenance de l'ensemble des pays d'Afrique ont connu des variations irrégulières, allant de 5 à 30 t, la Tunisie signalant un total de 68 t sur quatre ans (1979-1982) contre environ 88 t pour le Maroc et l'Algérie de 1988 à 1992. Les débarquements concernant six autres pays ont été inférieurs à 5 t par an, à l'exception de deux hausses de courte durée pour la Grèce (1987-1990) et la Croatie (1992-1994). En Croatie, les débarquements ont fortement chuté après 1994, avant de connaître une hausse sensible en 2005 et 2006. Au début des années 1990, de faibles prélèvements ont eu lieu au large de la Yougoslavie et de la Turquie, le Montenegro faisant pour la première fois état de débarquements de petites quantités de *C. rubrum* en 2006 (FAO 2008).

Pacifique: Des colonies de *Corallium* et de *Paracorallium* rentables sur le plan commercial ont été découvertes pour la première fois dans le Pacifique, au large du Japon, au début des années 1800. Il fallut néanmoins attendre le lendemain de la réforme de Meiji, en 1868, pour que la pêche prenne son essor (Kosuge 1993). Le siècle suivant, l'essentiel des débarquements du Pacifique provenait de bancs situés entre 100 et 400 m de profondeur au large du Japon (îles d'Okinawa et de Bonin) et de la Chine (île de Taïwan). Au plus haut de l'activité, près de 200 navires de pêche intervenaient dans cette région, chacun effectuant jusqu'à sept rotations par an (Grigg 1977). Après la découverte de

bancs de Coralliidae au nord de l'île de Midway, en 1965, et pendant les 20 années qui ont suivi, le plus gros des prélèvements effectués dans le monde sont provenus des Milwaukee Banks et des monts proches de la chaîne de l'Empereur. Les débarquements en provenance de Milwaukee Banks ont atteint près de 150 t en 1969 avant de chuter brusquement, jusqu'à la découverte d'une espèce jusque-là non décrite (le corail d'eau profonde de Midway, *Corallium* sp. nov.) vivant en eau profonde (900-1500 m) au large de l'île de Midway. Cette découverte entraîna une nouvelle "ruée vers le corail" de courte durée, avec à son plus haut une production d'environ 300 t, en 1981. Les marchés furent inondés de corail de 1981 à 1982, les prix s'effondrèrent et plus de 80% des navires renoncèrent à la pêche jusqu'à ce que la demande reprenne et que les débarquements atteignent un niveau record à 400 t en 1988 (Grigg 1993). En 1991, ces bancs furent épuisés et les débarquements chutèrent de plus de 90%, avec seulement 3 t pour l'ensemble du Pacifique, alors même que la valeur de gros du corail atteignait des niveaux sans précédent (FAO 2008).

Les débarquements de *Corallium* et de *Paracorallium* du Pacifique déclarés par le Japon et la Chine (île de Taïwan) font apparaître cinq grands sommets sur une période de 45 ans (1962-2007). Les débarquements en provenance du Japon ont atteint leur plus haut de 1965 à 1967 (1030 t au total), en 1969 (100 t) et de 1975 à 1978 (280 t). Depuis 1976, les débarquements réalisés par des pêcheurs taïwanais ont été deux à trois fois supérieurs à ceux du Japon, avec quatre grands sommets pour les débarquements de *C. secundum* en 1969 (112 t), 1976 (102 t), 1981 (270 t) et 1984 (226 t), et un sommet pour les débarquements de *Corallium* sp. nov. des îles Midway de 1983 à 1986 (564 t). Les débarquements en provenance de l'île de Taïwan se sont maintenus à de faibles niveaux (<5 t) sur les 20 années qui ont suivi, à l'exception de deux niveaux plus élevés en 1996 (12 t) et sur la période 2002-2004 (35 t), avec des prélèvements de *C. elatius* sur des bancs d'eau profonde situés entre l'île de Taïwan et les Philippines. Dans les années 1960, la production annuelle du Japon consistait en *C. konojoi*, alors que 70 à 90% des débarquements réalisés de 1979 à 1984 (57-91 t/an) consistaient en du corail d'eau profonde de Midway. Le volume des débarquements déclarés a chuté à 2,6 t en 1987 et s'est maintenu à moins de 5 t/an ces 20 dernières années; ils se composent pour l'essentiel de *C. elatius* (moyenne=1,9 t/an) et de *C. japonicum* (1,2 t/an), avec du *C. konojoi* et du *Corallium* sp. nov. en plus faibles quantités (0,22 t/an). Ces 15 dernières années, moins de 10 t par an ont été prélevées dans le Pacifique (FAO 2008).

Une pêche de bien moindre envergure a débuté dans les eaux américaines au large d'Hawaï en 1966, suite à la découverte de *C. secundum* au large de Makapu'u, Oahu. Quelque 2000 kg de Coralliidae ont été prélevés sur ce site de 1966 à 1969 au moyen de dragues. En 1969, l'industrie hawaïenne du corail précieux a généré près de 2 millions d'USD de ventes au détail, une partie de la production provenant de prélèvements nationaux et le reste consistant en des bijoux importés de l'île de Taïwan et du Japon (Grigg 1993, Simonds 2003). Des engins submersibles ont été utilisés pour effectuer les prélèvements sur le banc de Makapu'u de 1972 à 1978 avant que cette méthode de pêche ne soit abandonnée en 1978 en raison de coûts de fonctionnement trop élevés et d'un accident de plongée (Grigg 2002). En 1988, un bateau de pêche national a utilisé des dragues pour prélever du corail sur des bancs situés sur le mont sous-marin Hancock. Ses prises ont essentiellement consisté en du corail rose mort ou de qualité médiocre si bien que ce type de pêche a rapidement cessé. Les 20 années suivantes, Hawaï s'est appuyée sur des importations de Coralliidae en provenance du Japon et l'île de Taïwan. Aux Etats-Unis, la pêche a repris en 1999-2000 au moyen de deux submersibles d'une personne d'une capacité de plongée de 700 m. En 2000, 1216 kg de *C. secundum* du banc de Makapu'u et 61 kg de *C. regale* (*C. lauuense*) ont été prélevés dans des zones exploratoires au large de Kailua, Kona (Grigg, 2002). Aucun prélèvement n'a eu lieu de 2001 à 2006. Actuellement, tous les bancs de Coralliidae situés dans les eaux internationales autour de l'île de Midway et des monts de l'Empereur ont été décimés et ne supportent plus aucune activité de pêche de grande ampleur à des fins commerciales, bien que de petites quantités de ces taxons (<1000 kg/an) figurent dans les données de la FAO sur les débarquements et que des navires de pêche au corail aient été aperçus dans cette zone pas plus tard qu'en 2007 (Grigg, com. pers.). S'il est peu probable que la pression de la pêche ait eu un effet sur la répartition géographique d'espèces, elle a entraîné la disparition sur le plan commercial de certains bancs et une perte de biodiversité du fait d'une connexion et d'une dispersion faibles entre ces sous-populations (Baco et Shank 2005).

6.2 Commerce légal

Les espèces de *Coralliidae* sont commercialisées sous forme 1) de colonies entières séchées, 2) de branches et de fragments de branches non travaillés, 3) de perles et de pierres polies, 4) de bijoux et 5) de poudre, pilules, granules, baume et liquide. Autrefois, la bijouterie haut de gamme rejetait les petites colonies, n'utilisant ni les coraux de petite taille ni les coraux reconstitués à l'aide de résine

époxyde (FAO, 1984). Néanmoins, la demande en petits coraux et en fragments, moins chers, a augmenté du fait de leur utilisation sur les marchés tant ethniques que touristiques.

Le commerce de Coralliidae, principalement sous forme de perles, remonte à l'époque classique, les principales exportations ayant lieu de Rome en Inde. Au 17^e siècle, les grands centres du commerce du corail étaient Naples, Marseille et Livourne-Leghorn, les exportations allant de l'Inde à l'Afrique de l'Ouest. Les exportations de *C. rubrum* ont continué jusque vers la fin des années 1800, période à laquelle l'Italie a commencé à importer de grandes quantités de Coralliidae du Pacifique Ouest en provenance du Japon et à réexporter des perles de corail vers l'Asie et l'Afrique (Torntore, 2002). Actuellement, l'Italie importe près de 70% de son corail brut du Pacifique, notamment du Japon et de l'île de Taïwan (Castilgigliano et Liverino 2004, FAO 2007, Torntore 2009). La valeur annuelle moyenne des exportations de corail de Torre del Greco représentait près de 30 millions d'USD en 1988 (Torntore, 2002). Aujourd'hui, Torre del Greco et la région de Naples comptent 300 petites et moyennes entreprises qui génèrent des recettes de près de 150 millions d'EUR (214 millions d'USD) par an (Carlson and Ascione, com. pers.). Les perles de qualité supérieure atteignent des prix pouvant aller jusqu'à 50 USD le gramme et les colliers 25 000 USD.

Dans les années 1970, il y a eu une expansion des centres de traitement de *Corallium* vers l'Inde, la Chine, le Japon et les Etats-Unis. En 1982, la valeur annuelle de l'industrie du corail rose sur l'île de Taïwan et au Japon était de 50 millions d'USD (Castilgigliano et Liverino, 2004). Le Japon en a importé 28 t en 1987 (8 millions d'USD), 77% en quantité et près de 200% en valeur par rapport aux importations de corail de 1983; les importations de corail sont retombées à 18 t (4,4 millions d'USD) en 1988. L'île de Taïwan a de tout temps été le principal fournisseur de corail du Japon, avec 56% des importations de corail du Japon de 1988. La France, l'Italie, l'Espagne et la Tunisie exportent aussi du corail au Japon. Les Etats-Unis se classent en tête des consommateurs, tous coraux précieux confondus. De 2001 à 2008, ils ont importé des squelettes non travaillés et des produits de Coralliidae traités en provenance de 55 pays, principalement de Chine, de l'île de Taïwan et d'Italie (annexe, fig. 4). En 2002, les exportations de *Corallium* spp. de l'Italie vers les Etats-Unis ont été cinq fois supérieures à leur volume des années précédentes comme des années suivantes. On ignore si cette situation est imputable à l'écoulement des réserves ou à la découverte et à l'exploitation d'un nouveau banc de corail. L'Italie et la Chine ont exporté 90% de la totalité de leurs coraux précieux vers les Etats-Unis, la part de l'Italie passant de 50% en 2002 à moins de 4% en 2006. Les achats de corail provenant de Thaïlande sont passés de 0,2% en 2001 à 5% en 2006. La Chine et l'île de Taïwan ont expédié 84% de 1.807.357 articles en corail vers les Etats-Unis en 2006. Les importations de produits en Coralliidae comprenaient plus de 26 millions d'articles travaillés et 51.456 kg d'articles manufacturés, ainsi que 428.644 squelettes et 6742 kg de Coralliidae brut (non travaillé) essentiellement composé de *C. elatius*, *P. japonicum*, *C. rubrum* et *C. secundum*.

6.4 Commerce illégal

Le braconnage par des étrangers était autrefois un problème dans les eaux des Etats-Unis. D'après certaines estimations, près de la moitié de la production globale était braconnée dans les eaux territoriales d'Hawaï durant les années 1970 et 1980. Dans les années 1980, des bateaux de pêche au corail du Japon et de l'île de Taïwan violaient continuellement la ZEE des Etats-Unis près du mont sous-marin Hancock. En 1985, 20 dragueurs de corail de l'île de Taïwan ont braconné près de 100 t de Coralliidae du mont sous-marin de la ZEE américaine au nord de Gardner Pinnacles et de l'île de Laysan (Grigg 1993). On signale par ailleurs de plus en plus de cas de braconnage dans la réserve des îles Medas et de prélèvement illégal de petits coraux par des pêcheurs sous licence au large de la Costa Brava (Espagne) (Zabala et al., 2003; Tsounis et al., 2005). La pénurie de colonies de *C. rubrum* de grande taille a rendu commercialisables les coraux de toutes tailles, comme en témoigne la hausse récente de la valeur de marché de petites branches au diamètre de base inférieur à la taille légale de 7 mm, celle-ci pouvant atteindre 180 USD par livre (le corail haut de gamme, de grand diamètre, s'échange en revanche à près de 700 USD la livre; Tsounis 2009). Théoriquement, les pêcheurs sont censés couper le corail à sa base, mais des études ont montré que jusqu'à 60-70% des prises saisies auprès de braconniers comprenaient la totalité de la colonie, base et partie du substrat servant de support comprises (Hereu et al. 2002, Linares et al. 2003).

6.5 Effets réels ou potentiels du commerce

Les récentes pressions liées à l'exploitation, qui résultent principalement de la demande des espèces par le biais du commerce international, ont entraîné un appauvrissement de grande ampleur touchant toutes les populations.

7. Instruments juridiques

7.1 Au plan national

Union européenne: *Corallium rubrum* est inscrit à l'annexe V de la directive de l'Union européenne sur les habitats (espèces d'intérêt communautaire dont le prélèvement et l'exploitation dans la nature sont susceptibles de faire l'objet de mesures de gestion). *C. rubrum* est inscrit à l'Annexe III de la Convention de Berne et à l'Annexe III du Protocole relatif aux aires spécialement protégées et à la diversité biologique en Méditerranée (en vertu de la Convention de Barcelone). Le Gouvernement espagnol a créé des réserves pour la protection de *C. rubrum* en Méditerranée (Hunnán, 1980). En 1994, l'Union européenne a interdit l'utilisation de dragues (*ingegno*, ou croix de St André) pour le prélèvement de Coralliidae en Méditerranée (Cicogna et Cattaneo-Viatti, 1993; réglementation du Conseil n° 1626/94; Conseil de l'Union européenne, 1994). En 2006, le Ministère espagnol de l'agriculture, de la pêche et de l'alimentation a publié une ordonnance ministérielle pour la gestion intégrée des pêcheries de la Méditerranée, qui interdit l'utilisation de chaluts, de bolinches et de dragues jusqu'à 50 m de profondeur.

Etats-Unis: Le Plan de gestion des pêcheries de coraux précieux (PPC) du *Western Pacific Fishery Management Council* (WPFMC) régule le prélèvement de Coralliidae depuis 1983. Le PPC impose l'obligation d'un permis valide pour des sites spécifiques, des quotas de prélèvement pour les bancs de coraux précieux, une taille minimale pour le corail rose, des restrictions sur les engins de pêche, les zones exploitées et les saisons de pêche. Les zones où le prélèvement de corail à des fins commerciales est autorisé comprennent les îles principales de l'archipel d'Hawaï, les Samoa américaines, Guam, Rota, Tinian, et Saipan. Le *Northwest Hawaiian Islands (NWHI) National Monument* interdit le prélèvement des coraux précieux (rose et rouge) dans la réserve. L'Etat d'Hawaï interdit le prélèvement et la vente de corail rose sans permis et a établi une taille minimale (254 mm). La Californie interdit le prélèvement commercial de Coralliidae et Guam interdit le prélèvement commercial de toutes les espèces de corail sans permis.

Chine: La réglementation de la pêche pour l'île de Taïwan a été renouvelée en janvier 2009. La régulation du prélèvement de Coralliidae par des navires se fait au moyen de permis et de zones de prélèvement et un nombre précis de jours de prélèvement par an a été fixé. Les données provenant d'un système de surveillance des navires, de livres de bord, de ports de débarquement précis, de criées centralisées et de programmes d'observation sont utilisées pour surveiller la pêche et faire appliquer la réglementation. Cinquante-six navires sont officiellement autorisés à prélever du *Corallium* et du *Paracorallium* et les quantités de prélèvement et d'exportation sont limitées à 200 et 120 kg respectivement par navire et par an. La saisie des engins de pêche et le retrait des permis de pêche au *Corallium* et au *Paracorallium* peuvent être prononcés en cas d'infraction.

Japon: Le prélèvement de *Corallium* et de *Paracorallium* au Japon est réglementé par les gouverneurs de préfecture (Kochi, Okinawa, Kagoshima, Nagasaki), conformément à la règle d'ajustement de la pêche en vertu de la loi sur la pêche et de la politique de conservation de la ressource marine. Pêcheurs et navires bénéficient de permis et des zones de prélèvement légal sont définies. Il n'existe pas de saison de pêche ni de quotas particuliers.

7.2 Au plan international

En 2008, la Chine a inscrit quatre espèces de Coralliidae à l'Annexe III de la CITES (*P. japonicum*, *C. elatius*, *C. konojoi* et *C. secundum*). Il n'existe aucune autre réglementation du commerce international ni aucune mesure de gestion.

8. Gestion de l'espèce

8.1 Mesures de gestion

Dans le Pacifique, peu de mesures de gestion ont été prises et appliquées en ce qui concerne la pêche des Coralliidae, en particulier dans les eaux internationales, et l'activité se caractérise par des phases successives d'exploration, de découverte, d'exploitation et d'épuisement (Grigg, 1976). Les différentes mesures de gestion appliquées ou proposées pour les espèces de la famille des Coralliidae ont consisté en des fermetures de zones, une rotation des zones de prélèvement, la mise en place de saisons de pêche et de tailles minimales et l'interdiction d'utilisation de dragues non sélectives, bien que ces mesures particulières et leur efficacité varient d'une région à l'autre. La

gestion a été entravée par des problèmes de juridiction et de lutte contre la fraude, le caractère multinational de la pêche, la présence de bancs de coraux précieux dans des eaux en dehors de la juridiction de tout Etat et par un manque de connaissance de l'état des populations et de la biologie des Coralliidae.

La fermeture de zones et la rotation des zones de prélèvement sont des instruments utiles pour la conservation des poissons de récif à dispersion larvaire pélagique. Néanmoins, dans le cas d'organismes sessiles à faible croissance comme *C. rubrum*, la fermeture de zones se révèle moins efficace, à moins d'être définitive, ces espèces nécessitant le plus souvent une centaine d'années au moins pour que l'ensemble d'une population se rétablisse (Francour et al. 2001). Il existe actuellement quatre aires marines protégées dans le nord-ouest de la Méditerranée destinées à préserver le corail rouge (trois en France et une en Espagne) (Francour et al. 2001). Après 14 ans de fermeture de l'aire marine protégée des îles Medas, au large de l'Espagne, les populations n'ont pas retrouvé leur état normal, les colonies d'une hauteur supérieure à 200 mm étant encore inexistantes. Outre la nécessité de fermetures définitives, les aires marines protégées où le prélèvement est interdit doivent être de grande envergure et créées sous forme de réseaux autour des zones exploitées. Leur emplacement doit être défini en fonction des possibilités de connexion entre sites exploités et non exploités afin de garantir la dispersion larvaire, compte tenu de degré élevé de variabilité génétique entre sites relativement proches et des schémas traditionnels de fixation larvaire (dispersion sur une courte distance et fixation proche des colonies parentales). A ce stade, rien ne permet d'affirmer que le nombre, la taille et l'emplacement des aires marines protégées existantes conviennent à la protection ou au maintien des populations de *C. rubrum*.

En matière de prélèvement, le diamètre à la base minimal de 7 mm est une autre mesure très répandue en Méditerranée. Elle est de 10 mm en Sardaigne, mais un écart de 20% est permis. Les récentes données sur les débarquements montrent que plus de 50% des colonies prélevées avaient un diamètre à la base de moins de 10 mm (Chessa et Scardi 2009). Sachant que la fertilité et le nombre de larves augmentent en fonction de la taille de la colonie (hauteur et nombre de branches), la taille de prélèvement en vigueur pour les colonies de *C. rubrum* ne convient pas à la protection des stocks reproducteurs. Ces petites colonies peuvent se reproduire à peine 2 ou 3 fois, au mieux, avant d'être prélevées et leur petite taille combinée à leur arborescence relativement restreinte limite leur capacité de reproduction. Au cours de plusieurs consultations de la FAO entreprises depuis 1988, des scientifiques ont indiqué qu'en raison de la croissance lente et de la longévité des colonies, il conviendrait d'augmenter la taille minimale légale pour garantir le prélèvement durable. De récentes études sur l'âge et la croissance des colonies viennent confirmer cette nécessité. Selon de précédentes études, les colonies se reproduisaient entre l'âge de 2 et 4 ans (Santangelo et al. 2003); or, il semble que ces colonies doivent être âgées de 7 à 10 ans au moins avant de pouvoir se reproduire (Torrents et al. 2005). Pour une population en Espagne, Tsounis et al. (2007) ont estimé le rendement maximal durable à 98 ans; or, la pratique actuelle consistant à prélever des colonies dès qu'elles ont atteint un diamètre à la base de 7 mm (soit l'âge de 11 ans) se traduit par un rendement d'à peine 6% du potentiel. Plus récemment, Rossi et Gili (2007) ont indiqué que le diamètre minimum devrait être porté à 8,6 mm au moins et la hauteur minimum à 100 mm de sorte que les colonies puissent produire une arborescence de troisième ordre permettant de garantir une fécondité capable de contrebalancer la pression de la pêche.

Dans les eaux américaines, le rendement maximal durable a été établi sur la base des rythmes supposés de croissance et de l'abondance des coraux dans les zones étudiées, avec une taille (hauteur) minimale autorisée pour le prélèvement. Sur le banc le plus facile d'accès du site étudié, le banc de Makapu'u, au large d'Hawaï, de faibles niveaux de prélèvement sélectif de 1972 à 1978 ont provoqué une diminution de la proportion de grandes colonies qui était encore manifeste 20 ans plus tard, bien qu'aucun prélèvement supplémentaire n'ait eu lieu pendant cette période (Grigg 2002). Aux Etats-Unis, le rendement maximal durable se fonde sur une hauteur minimale de prélèvement de 254 mm; néanmoins, les récentes datations au carbone 14 ayant permis d'établir que les colonies avaient un rythme de croissance de 2 à 3 fois inférieur à ce que l'on pensait précédemment, il se peut que les colonies de 280 mm de haut soient en réalité âgées de 67 à 71 ans, soit trois fois plus âgées que ce qu'indiquait Grigg (2002, Roark et al. 2006).

8.2 Surveillance continue de la population

Il n'existe pas de programme de suivi global pour les Coralliidae.

8.3 Mesures de contrôle

8.3.1 Au plan international

En 2008, la Chine a inscrit quatre espèces de Coralliidae (*P. japonicum*, *C. elatius*, *C. konojoi* et *C. secundum*) à l'Annexe III de la CITES, qui est le seul instrument international pour la conservation des Coralliidae, lesquels ne sont couverts par aucun accord international sur la faune ou la pêche et n'ont pas de statut légal international. Cependant, en 2004, les Etats membres des Nations Unies ont décidé de prendre des mesures urgentes pour la protection des écosystèmes marins vulnérables (EMV), comme les coraux d'eau froide. Ces mesures non contraignantes liées aux résolutions de l'Assemblée générale des Nations Unies interdisent les pratiques de pêche destructrices, notamment le chalutage par le fond, qui peuvent avoir des effets négatifs sur les EMV. Ces mesures sont importantes compte tenu du fait que les Coralliidae ne sont gérés par aucune organisation régionale de gestion de la pêche.

8.3.2 Au plan interne

Voit ci-dessous sous Consultations.

8.4 Elevage en captivité

Il n'existe actuellement aucun programme global d'élevage en captivité pour les Coralliidae. Une méthode de reproduction des coraux sur des substrats artificiels a été mise au point à l'université de Pise, en Italie, et un petit projet d'élevage de *C. rubrum* sur des substrats artificiels avant leur transplantation dans la nature a abouti à un taux de survie assez élevé (Cattaneo-Viotti et al. 1992, Bramanti et al. 2005, Santangelo et al. 2007); toutefois, à ce jour, les projets de restauration n'en sont qu'au premier stade et n'ont pas été appliqués à grande échelle (Tsounis et al. à paraître).

8.5 Conservation de l'habitat

Un certain nombre de refuges sont fermés au prélèvement en Méditerranée et dans les eaux américaines du Pacifique. Néanmoins, ils ne sont pas connectés entre eux de manière à garantir un flux de gènes d'une colonie à l'autre et en Méditerranée, ces aires protégées sont pour la plupart trop petites et en nombre insuffisant.

9. Information sur les espèces semblables

Le corail bambou et le corail éponge ont récemment fait leur apparition sur les marchés internationaux sous forme de bijoux; ils sont souvent teintés en rose ou rouge et vendus comme Coralliidae. Les Coralliidae non travaillés présentent des schémas de croissance différents que l'on distingue à l'examen au microscope. Les nodosités du corail bambou, qui renferment de la gorgonine noire, et la structure poreuse du corail éponge combinée à sa formation réticulée bicolore particulière excluent qu'ils soient identifiés comme Coralliidae (Torntore 2009). Il n'y a pas de caractéristiques en nombre suffisant permettant d'identifier de manière fiable les espèces de la famille des Coralliidae au niveau du squelette ou des bijoux et bibelots qui constituent l'essentiel du commerce. L'identification taxonomique des octocoralliaires nécessite l'analyse au microscope de la forme, de la taille et de la couleur des sclérites (minuscules éléments calcifiés du squelette) inclus dans le coenenchyme et la matrice organique du squelette axial; ces éléments disparaissent lors de la fabrication des bijoux. L'on ne peut donc identifier les spécimens travaillés qu'au niveau de la famille (les Coralliidae), en particulier s'ils se composent de plusieurs espèces. La famille ayant récemment été divisée en deux genres, et sachant qu'une future révision taxonomique pourrait en créer davantage, il est difficile d'identifier rapidement les spécimens travaillés au niveau du genre. Dans ce contexte, l'utilisation de noms de taxons supérieurs sur les permis pour les spécimens travaillés est justifiée (résolution Conf. 12.3 Partie XIV. e.i). Les coraux bruts ou morts peuvent généralement être identifiés au niveau de l'espèce. Les articles à base de corail reconstitué peuvent être identifiés par analyse chimique ou au microscope, en examinant les anneaux de croissance (Smith et al. 2007). La poudre de corail susceptible d'être trouvée dans le commerce peut être difficile à identifier rapidement au niveau de l'espèce à moins qu'elle ne soit qualifiée comme telle, auquel cas elle sera couverte par la résolution Conf. 9.6 (Rev.).

10. Consultations

Canada: Aucune espèce n'a encore été découverte dans les eaux canadiennes mais il est possible que des populations soient présentes sur des monts sous-marins ou de fortes pentes du Pacifique ou de l'Atlantique. Il n'y a pas de prélèvement connu de *Corallium* ou de *Paracorallium* au Canada et un prélèvement futur rentable sur le plan commercial est peu probable.

Cap-Vert: D'après les documents/informations disponibles sur les coraux présents dans les eaux capverdiennes, rien n'atteste de la présence d'espèces de la famille des Coralliidae (genres *Corallium* et *Paracorallium*) au Cap-Vert.

Gibraltar: Le corail rouge est protégé dans son intégralité à Gibraltar en vertu de la Loi relative à la protection de la nature de 1991, annexe V et supplément 1. Le commerce de l'espèce est interdit conformément à la Loi sur les espèces en voie de disparition de 1990. Cette espèce est désormais considérée très rare dans les eaux de Gibraltar suite à sa disparition des zones peu profondes proches du territoire. Le commerce est lui aussi très rare.

Italie: Aucune information sur l'état et la gestion des populations n'a été fournie lors du processus de consultation des Etats de l'aire de répartition.

Maroc: Depuis sa découverte, le corail rouge fait l'objet d'une forte exploitation dont les effets négatifs ont commencé à se manifester. Une étude sur l'abondance menée en 2003 a montré que le corail rouge avait entièrement disparu des bancs de Xauen et Tofino. Une autre zone de cette région composée en majorité de substrats rocheux abrite une forte concentration de corail rouge. Le rendement le plus élevé se situait entre 80 et 90 m de profondeur, là où le corail a une taille moyenne de 113,6 mm et est réparti sous forme d'agrégats. Le corail rouge correspondant à une ressource limitée à forte longévité et à croissance très lente, il importe de prévoir une exploitation rationnelle et adaptée qui soit proportionnée à la capacité de production de l'écosystème. En 2005, le Ministère de la pêche a promulgué le décret 2-04-26 du 6 hijra 1425 (17 janvier 2005) fixant les conditions et les modalités de pêche du corail rouge. Le décret 2.655-06 du 21 chaoual 1427 (13 novembre 2006) règlemente la pêche au corail rouge à l'aide de quotas.

Mexique: Les données sur les espèces *Corallium* et *Paracorallium* sont très peu nombreuses. Ces genres ne sont pas recensés au Mexique et apparemment, seul *C. ducale* (qui ne fait pas l'objet de commerce international) est présent dans les eaux mexicaines du Pacifique Est, bien que très peu de données soient disponibles à ce sujet. Ces genres ne font pas partie de la Liste des espèces en danger (NOM-059-SEMARNAT-2001). Aucune autorisation de prélèvement n'a été octroyée et on ne dispose d'aucune information sur les activités illégales liées à ces espèces.

Monaco: L'habitat de *Corallium rubrum* est protégé et son exploitation est interdite.

Monténégro: *Corallium rubrum* est protégé par un décret sur la protection de certaines espèces végétales et animales ("Fig. CG Gazette" n° 76/06) publié par l'Institut pour la protection de la nature le 12 décembre 2006. Des demandes d'autorisation de prélèvement ont récemment été rejetées en raison du statut d'espèce protégée du corail et de la vulnérabilité de la population.

Nouvelle-Zélande: On trouve de nombreuses espèces non décrites dans la ZEE de la Nouvelle-Zélande mais il existe peu de données fiables sur leur état de conservation. *Corallium* fait désormais partie des taxons marins en danger dans les zones de l'organisation régionale de gestion de la pêche du Pacifique Sud. Toutes les espèces de corail rouge figurent à l'annexe 7a de la loi sur les espèces sauvages de 1953 – "Espèces marines déclarées être des animaux" – et sont de ce fait protégées dans toute la Nouvelle-Zélande et ses pêcheries. Il n'existe pas de données sur le commerce. *Corallium* fait l'objet de prises incidentes lors de chalutages réalisés sur des monts sous-marins. Les données sur les prises benthiques incidentes (dont les taxons de *Corallium*) sont conservées; il est demandé aux observateurs de renvoyer des sous-échantillons de coraux. Des manuels descriptifs détaillés sont remis aux observateurs afin de permettre une identification en mer plus précise. Les pêcheurs sont tenus de remettre des rapports sur les débarquements de toutes les espèces de corail.

République de Croatie: *Corallium rubrum* est protégé en vertu de la loi sur la protection de la nature (journal officiel 70/05, 134/08) et de l'ordonnance sur la proclamation de taxons sauvages protégés et strictement protégés (journal officiel 99/09); il est également inscrit sur la Liste rouge croate des espèces de corail en danger critique d'extinction. Le Ministère de l'agriculture, de la pêche et du Développement rural règlemente la pêche de *C. rubrum* au moyen, notamment, des mesures suivantes: fermeture saisonnière, prélèvement limité

à 200 kg par an et par licence (*Règlementation sur la pêche commerciale en mer (journal officiel 6/06, 46/06, 66/07, 121/08, 146/08)*), le prélèvement peut être réalisé à la main avec ou sans matériel de plongée ou à l'aide d'autres outils uniquement maniés à la force du bras, 2 axes au maximum pour le détachement des coraux (*règlementation sur les engins de pêche, 2006*), les espèces, outils de pêche et zones de pêche accordés au titulaire d'une licence doivent être indiqués sur la licence en question (*règlementation sur les licences pour la pêche commerciale en mer et le registre des licences (JO 155/05, 135/06, 133/07)*). Aucune nouvelle licence de pêche commerciale (y compris pour le prélèvement de corail) ne sera octroyée tant que des indicateurs de leur état reposant sur des données scientifiques ne seront pas disponibles (*règlementation sur la pêche commerciale en mer, journal officiel 6/06, 46/06, 66/07, 121/08, 146/08*). Des recherches préliminaires menées dans les eaux croates révèlent comment cette ressource renouvelable fait actuellement l'objet d'une exploitation non durable. Il ressort de l'analyse de toutes les données disponibles que les stocks d'eau peu profonde ont pour la plupart été décimés dans les eaux croates. Par ailleurs, des tendances récentes en matière de braconnage de colonies juvéniles et des épisodes de mortalité massive dus à des anomalies thermiques ou à la pollution mettent en péril la survie des populations d'eau peu profonde. Les effets de la pêche sur les populations ne peuvent être évalués qu'au moyen d'une étude approfondie des méthodes de pêche, à savoir un examen non seulement du rendement par plongée et par plongeur mais également de la profondeur, de la saison où les prélèvements sont réalisés ainsi que d'autres données accessibles uniquement par le biais de la littérature grise ou d'entretiens avec des pêcheurs.

République de Slovénie: Il n'existe pas d'espèces de la famille des Coralliidae dans les eaux slovènes, raison pour laquelle la législation slovène ne prévoit pas de protection à leur sujet.

Thaïlande: Les espèces sont protégées par la loi relative à la protection des animaux sauvages et aux réserves; néanmoins, on ne trouve pas d'espèces de coraux dans les eaux thaïlandaises et elles ne font pas l'objet d'un commerce.

Turquie: La législation/règlementation sur la pêche interdit le prélèvement des coraux dans les eaux turques. On manque d'informations scientifiques sur l'état actuel des coraux.

11. Remarques supplémentaires

11.1 Problèmes d'application

L'introduction en provenance de la mer (article IV, paragraphes 6 et 7) ne devrait pas être un problème important pour les Coralliidae, que ce soit en Méditerranée ou dans l'Atlantique. On ignore à quel point ce pourrait être un problème dans le Pacifique.

Identification des produits dans le commerce. Conscients de la difficulté d'identifier les produits finis de Coralliidae au niveau des espèces, nous avons proposé, dans le document CoP15 Doc. XX, que les Parties amendent la résolution Conf. 12.3 (Rev. CoP14) pour permettre l'identification de spécimens travaillés de Coralliidae sur les permis et certificats CITES au niveau du genre ou de la famille. De plus, un manuel d'identification des coraux précieux, axé sur les produits dans le commerce, est en préparation et sera disponible à la date d'entrée en vigueur de l'inscription, si la proposition était adoptée. Un tableau indiquant la répartition géographique (par pays) des espèces de la famille des Coralliidae est en préparation et sera disponible lors de la CoP15. Il importera, pendant le délai de 18 mois précédant l'application, d'établir des collections de référence, de dresser la liste des spécialistes qui pourront être consultés et de dispenser une formation pour aider les agents aux frontières à identifier les spécimens dans le commerce.

Spécimens pré-Convention. Un certain nombre d'entités présentes dans l'industrie du corail rouge conservent des réserves de spécimens de Coralliidae bruts ou semi-travaillés. Pendant les 18 mois précédant l'application, les organes de gestion des pays où ces entités se situent devront collaborer avec les industriels pour trouver un moyen de dresser un inventaire ou de justifier les spécimens pré-Convention. Cette question s'était posée pour d'autres espèces couvertes par la CITES et les organes de gestion pourraient s'appuyer sur l'expérience passée pour établir la procédure nécessaire.

Objets personnels ou à usage domestique. Nous avons recommandé dans le document CoP15 Doc. XX que les Parties conviennent d'amender la résolution Conf. 13.7 (Rev. CoP14) pour y inclure une dérogation aux exigences en matière de permis CITES concernant les objets personnels ou à usage domestique allant jusqu'à sept spécimens finis de Coralliidae dont le poids total ne dépassera pas 2 kg.

Avis de commerce non préjudiciable. Pour aider les Parties susceptibles de devoir formuler des avis de commerce non préjudiciable pour ces espèces, nous attirons l'attention sur le compte rendu de l'Atelier international de spécialistes sur les avis de commerce non préjudiciable qui s'est tenu à Cancun, au Mexique, en novembre 2008 (voir document AC24 Doc. 9), notamment sur le rapport du groupe de travail sur les invertébrés aquatiques et sur les études de cas relatives aux coraux noirs (*Antipatharia*) et aux coraux durs (*Scleractinia*). Dès lors que des mesures de gestion et d'application devront être mises en œuvre ou renforcées, il est conseillé aux Parties de mettre à profit le délai de 18 mois pour instituer ces changements. Le compte rendu du Premier atelier international sur la science, la gestion et le commerce du corail (Bruckner et Roberts, éd. 2009) et le compte rendu de l'Atelier international sur la science, la gestion et le commerce du corail rouge: enseignements tirés de la Méditerranée (à paraître) comprennent également des recommandations sur le renforcement des mesures de gestion.

11.2 Diminution de la population sauvage

L'abondance et la biomasse sont des facteurs essentiels pour évaluer l'état des populations et les tendances relatives aux espèces exploitées dans le cadre de la pêche. En ce qui concerne les espèces coloniales sessiles, cependant, la taille et les liens avec la densité constituent des mesures plus importantes. En effet, la taille est un paramètre crucial pour déterminer la première reproduction, la fécondité et la survie des colonies. Quant à la densité, elle est liée à la probabilité de fécondation. A mesure que les colonies grandissent, leur arborescence devient plus complexe, ce qui se traduit par une augmentation exponentielle du nombre de polypes. Les données sur l'abondance ne peuvent pas faire directement l'objet d'une comparaison dans le temps d'une population à l'autre ou d'un banc à l'autre, et ce en raison de leur présence inégale à l'intérieur de ces bancs, de différences relatives à l'habitat disponible au sein d'une zone occupée par ces populations de corail et de caractéristiques extrêmement variables comme la présence de fissures ou d'affleurements répartis de manière non uniforme à l'intérieur de l'habitat. De même, il est peu probable que le nombre de colonies par unité de surface donne une indication de l'état des populations ou des tendances en raison de leurs caractéristiques biologiques suivantes: 1) un caractère sessile (attaché), 2) des taux de recrutement élevés à l'intérieur de zones précises donnant lieu à des populations denses de petites colonies sans branches aux taux de mortalité précoce élevés, 3) la formation de grandes colonies tridimensionnelles à forte arborescence et à longévité importante qui, en l'absence de perturbation (prélèvement) se reproduiront tous les ans pendant toute leur durée de vie.

Dans le cas de *C. rubrum*, les colonies de plus petite taille se présentent généralement sous forme d'assemblages importants car elles se fixent à une distance relativement proche de leurs colonies parentales; ces colonies de plus petite taille sont dépourvues d'arborescence et présentent des taux élevés de mortalité naturelle. A mesure que leur taille augmente, elles prennent plus d'espace mais leur taux de survie s'accroît. Les populations qui parviennent à atteindre une taille importante finissent par perdre en densité; leur abondance globale diminue à l'intérieur du banc mais le nombre de leurs polypes augmentera globalement. Une grande colonie de 300 à 500 mm de hauteur peut contenir davantage de polypes qu'une centaine de petites colonies de 30 à 50 mm de haut, à l'image de celles que l'on trouve aujourd'hui en Méditerranée. L'augmentation du nombre de polypes est en partie liée à la taille des colonies (les grandes colonies renferment globalement plus de polypes mais ils sont moins nombreux au niveau de la base et peuvent présenter une densité plus élevée mais une taille plus petite aux extrémités des branches) mais c'est essentiellement en fonction du degré de ramification que le nombre de polypes augmente, lequel est nettement plus élevé au sein des grandes colonies. Pour toutes ces raisons, les structures de taille/d'âge donnent une meilleure indication du déclin d'une population, les prélèvements étant réalisés en fonction de la taille (les colonies les plus grandes sont prélevées en premier) et un déclin du nombre de grandes colonies pouvant entraîner une hausse du nombre de petites colonies car davantage d'espace est disponible pour la fixation des larves. Les données sur la structure de la population sont également plus utiles pour détecter une évolution de la proportion de colonies matures/immatures, ce qui sert de fondement plus précieux aux décisions de gestion qui doivent garantir un recrutement minimum, en particulier lorsqu'il s'agit d'animaux sessiles nécessitant une certaine densité pour que la fécondation réussisse (Bruckner 2009, Tsounis et al. à paraître).

La densité peut être importante mais cette mesure doit être conjuguée avec les données sur la taille. La reproduction de ces espèces dépend de leur densité; or, celle-ci est généralement faible, ce qui signifie qu'en cas de nouvelle diminution de la densité, elles peuvent se retrouver isolées sur le plan reproductif. Toutes les espèces connues du Pacifique et toutes les populations d'eau profonde de *C. rubrum* présentent généralement une faible densité (en général <1 colonie/m²), et toute nouvelle diminution de la densité multiplierait par deux ou trois la distance entre colonies, ce qui pourrait entraîner l'effet d'Allee. Si une faible densité n'est pas vraiment problématique pour les espèces de *Corallium* qui expulsent leurs

gamètes (toutes les colonies libérant de manière synchrone leurs gamètes dans l'eau), *C. rubrum* nécessite une fécondation interne qui n'a pas lieu si la colonie mâle est trop éloignée de la colonie femelle.

Si les données sur les débarquements ne suffisent pas à elles seules à fournir des renseignements sur l'effort de pêche, toute augmentation rapide du nombre de navires peu de temps après la découverte d'un nouveau banc de Coralliidae s'accompagne d'une augmentation des prises déclarées. A chaque nouvelle découverte, les prélèvements commencent à diminuer après plusieurs années de pêche intensive, dès que l'activité n'est plus rentable sur le plan économique; les bancs sont alors abandonnés, d'où le cycle perpétuel d'emballlement et d'effondrement qui caractérise la pêche aux Coralliidae. Depuis la fin des années 1980, aucun nouveau banc n'a été découvert et les prises déclarées se sont maintenues à des niveaux peu élevés, notamment dans le Pacifique. Eu égard aux coraux précieux, prétendre qu'on ne peut déduire que le déclin de la biomasse est lié au déclin du rendement est sans fondement. Dans certains cas isolés, le marché a été inondé de corail de qualité médiocre, les prix ont chuté et la pêche est devenue non rentable. Néanmoins, les prix se sont rapidement redressés et les débarquements ont augmenté, tout au moins sur une courte période, avant de s'effondrer du fait de l'appauvrissement des stocks de Coralliidae. Comme dans la plupart des cas, l'augmentation des prix va de pair avec la diminution des rendements, aucune loi ne limitant l'effort de pêche dans les eaux internationales. Il y a eu seulement trois exceptions à cette règle: le pic de 1968 suite au prélèvement de *C. konojoi* sur des bancs d'eau profonde autour des monts de l'Empereur, le premier pic lié aux prélèvements effectués au large de l'île de Midway, en 1981-1982, et la découverte de bancs de coraux morts sur les bancs de Sciacca. On peut donc affirmer, dans la plupart des cas, qu'une augmentation soudaine suivie d'une diminution abrupte signalées par un pays témoignent d'un appauvrissement de la ressource (Bruckner 2009, Tsounis et al. à paraître).

Si le volume total des prises est au moins en partie lié à l'effort de pêche, les prises déclarées en poids ne donnent aucune indication sur la qualité et l'âge des coraux. Il est possible d'atteindre le même rendement en prélevant un plus grand nombre de petites colonies, comme cela s'est déjà vu en Méditerranée. Bien que les données sur les prises (en poids total) en Méditerranée ne révèlent qu'une légère augmentation ces cinq dernières années, il apparaît que de plus en plus de prélèvements sont effectués sur des colonies de plus petite taille, ce qui met en lumière la pression croissante exercée sur la ressource pour répondre à la demande sur le marché international (Tsounis et al. 2007).

11.3 Ateliers internationaux sur la science, la gestion et le commerce du corail

En réponse aux questions soulevées à la CoP14 concernant la proposition d'inscription à l'Annexe II, les Etats-Unis ont partiellement financé deux ateliers sur le commerce, la gestion et la science des espèces de la famille des Coralliidae, et y ont participé. Le premier s'est tenu du 16 au 20 mars 2009 à Hong Kong et le second du 23 au 26 septembre 2009 à Naples, en Italie. Des spécialistes internationaux issus des pouvoirs publics, du milieu universitaire, d'ONG, de la FAO, de l'industrie du corail et du Secrétariat CITES ont échangé des informations et des données sur la biologie, la pêche et le commerce.

12. Références

- Abbiati, M., G. Buffoni, G. Caforio, G. Dicola and G. Santangelo. 1992. Harvesting, predation and competition effects on a red coral population. *Netherlands Journal of Sea Research* 30:219-228.
- Abbiati, M., G. Santangelo and S. Novelli. 1993. Genetic variation within and between two Tyrrhenian populations of the Mediterranean alcyonarian *Corallium rubrum*. *Marine Ecology Progress Series*, 95: 245-250.
- Abbiati, M., F. Costantini and C. Fauvelot. 2009. Conservation of coralligenous reefs: effective larval dispersal, scales of connectivity and resilience. In: P. Pergent-Martini and M. Bricchet (eds), *Proceedings of the 1st Mediterranean Symposium on the Conservation of the Coralligenous and other Calcareous Bio-Concretions*. Tunis: Regional Activity Center for Specially Protected Areas, 28-33.
- Andrews, A.H., G.M. Cailliet, L.A. Kerr, K.H. Coale, C. Lundstrom and A. DeVogleare. 2005. Investigations of age and growth for three species of deep-sea coral from the Davidson Seamount au large de central California. Cold-water corals and ecosystems. Pages 965–982 in A. Freiwald and J. M. Roberts, eds. *Proc. Second Intl. Symp. on Deep Sea Corals*. Erlangen, Germany. September 8–13 2003. pp. 965-982

- Angiolillo, M., S. Canese, M. Giusti, A. Cardinali, M. Bo, E. Salvati, S. Greco. 2009. Presence of *Corallium rubrum* on coralligenous assemblages below 50 m. In: P. Pergent-Martini and M. Bricchet (eds), Proceedings of the 1st Mediterranean Symposium on the Conservation of the Coralligenous and other Calcareous Bio-Concretions. Tunis: Regional Activity Center for Specially Protected Areas, 46-51.
- Babcock, R. 1991. Comparative Demography of Three Species of Scleractinian Corals Using Age- and Size-Dependent Classifications. *Ecological Monographs*: Vol. 61, No. 3, pp. 225-244.
- Baco, A. and T.M Shank. 2005. Population genetic structure of the Hawaiian precious coral *Corallium lauense* (Octocorallia: Coralliidae) using microsatellites. In: Freiwald and Roberts (eds), *Cold-water Corals and Ecosystems*. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, pp 663-678.
- Barletta G., R. Marchetti and M. Vighi. 1968. Ricerche sul corallo rosso, Part IV: Ulteriori osservazioni sulla distribuzione del corallo rosso nel Tirreno. *Istituto Lombardo RCB* 102:119-144.
- Bayer, F.M. 1950. A new precious coral from North Borneo. *Journal of the Washington Academy of Sciences* 40:59-61.
- Bayer, F.M. 1955. Contributions to the nomenclature, systematics, and morphology of the Octocorallia. *Proc. United States National Museum* 105:207-220.
- Bayer, F.M. 1956. Descriptions and redescrptions of the Hawaiian octocorals collected by the U.S. Fish Commission steamer "Albatross." *Pacific Science* 10:67-95.
- Bayer, F.M. 1964. The genus *Corallium* (Gorgonacea: Scleraxonia) in the western North Atlantic Ocean. *Bull. Mar. Sci. Gulf and Caribbean*. 14:465-478.
- Bayer, F.M. 1993. Generic reassignment and affinities of *Sympodium salomonense* Thomson and Mackinnon (Coelenterata: Octocorallia). *Precious Corals and Octocoral Research (Tokyo)* 1:14-19, pg10-17.
- Bayer, F.M. 1996. Three new species of precious coral (Anthozoa: Gorgonacea, genus *Corallium*) from Pacific waters. *Proceedings of the Biological Society of Washington* 109:205-228.
- Bayer, F.M. and S.D. Cairns. 2003. A new genus of the Scleraxonian Family Coralliidae (Octocorallia: Gorgonacea). *Proceedings of the Biological Society of Washington* 116(1):222-228.
- Beiring, E.A. and H.R. Lasker. 2000. *Egg production by colonies of a gorgonian coral*. *Marine Ecology Progress Series* 196:169-177.
- Bramanti, L.G., Magagnini, L.D. Maio and G. Santangelo. 2005. Recruitment, early survival and growth of the Mediterranean red coral *Corallium rubrum* (L 1758), a 4-year study. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 314:69-78.
- Bruckner, A.W. 2009. Rate and extent of decline in *Corallium* (pink and red coral) populations: existing data meet the requirements for a CITES Appendix II listing. *Marine Ecology Progress Series* (in press).
- Bruckner, A.W. and G.G. Roberts. 2009. Proceedings of the First International Workshop on *Corallium* Science, Management, and Trade. NOAA Technical Memorandum NMFS-OPR-43 and CRCP-8, Silver Spring, MD 153 pp.
- Cairns, S.D. 2007. Deep-water corals: an overview with special reference to diversity and distribution of deep-water scleractinian corals. *Bulletin of Marine Science*, 81(3): 311-322.
- Calderon, I., J. Garrabou, D. Aurelle. 2006. Evaluation of the utility of COI and ITS markers as tools for population genetic studies of temperate gorgonians. *Jour. of Exper. Mar. Biol. And Ecol.* 336:184-197.
- Cannas et al. 1983.
- Cannas, R., F. Caocci, M.C. Follesa, E. Grazioli, C. Pedoni, P. Pesci, F. Sacco, A. Cau. 2009. Multidisciplinary Data on the Status of Red Coral (*Corallium rubrum*) Resource in Sardinian Seas (Central Western Mediterranean). Proceedings, Red Coral Science, Management and Trading: Lessons from the Mediterranean, in press. Naples, Italy: September 22-26, 2009.
- Carleton, C. 1987. Report on a study of the marketing and processing of precious coral products in Taiwan, Japan and Hawaii. *South Pacific Forum Fisheries Report No.* 87/13.

- Carleton and Philipson. 1987. Report on a study of the marketing and processing of precious coral products in Taiwan, Japan, and Hawaii. South Pacific Forum Fisheries Agency, *FFA Report*, 87/13, 72 P
- Carpine, C. and M. Grasshoff. 1975. Les Gorgonaires de la Méditerranée. *Bulletin de l'Institut Océanographique* 71:1-140.
- Castigliano, A. and S. Liverino. 2004. *Il Corallo: Aspetto Storico - Geografico de una Tradizione Millenaria*. Napoli: Loffredo editore.
- Castro, C.B., C.M. Thiago and M.S. Medeiros. 2003. First record of the Family Coralliidae (Cnidaria: Anthozoa: Octocorallia) from the Western South Atlantic, with a description of *Corallium medea*. *Zootaxa* 323:1-8.
- Cattaneo-Vietti, R., F. Cicogna, L. Senes. 1992. I corallo rosso, una specie in pericolo? *Boll Mus Ist Biol Univ Genova* 56. 57:195–207.
- Cerrano, C., G. Bavastrello, C.N. Bianchi, R. Cattaneo-Vietti, S. Bava, C. Morganti, C. Morri, C., P. Picco, G. Sara and S. Schiaparelli. 1999. A catastrophic mass-mortality episode of gorgonians and other organisms in the Ligurian Sea (NW Mediterranean). *Ecological Letters Summer 1999*: 3: 284-293.
- Chessa, L.A., and S. Cudoni. 1988. Red coral, *Corallium rubrum* (L.) fishing in the “Bocche di Bonifacio” (Northern Sardinia, Italy) *FAO Fish Rep* 413:113-123
- Chessa, L.A., and S. Cudoni. 2009. Biometrical Analysis and Observations on Deep Red Coral *Corallium rubrum* (L.) in N.W. Sardinia Shoals (Italy). *Proceedings, Red Coral Science, Management and Trading: Lessons from the Mediterranean*, in press. Naples, Italy: September 22-26, 2009.
- Chintiroglou, H., C. Dounas and A. Koukouras. 1989. The presence of *Corallium rubrum* (Linnaeus, 1758) in the Eastern Mediterranean Sea. *Mitt. Zool. Mus. Berl.* 65:145-149.
- Cicogna, F., and R. Cattaneo-Vietti. 1993. Il corallo rosso in Mediterraneo: arte, storia e scienza /Red coral in the Mediterranean Sea: art, history and science. Massa Lubrense: Centro Lubrense Esplorazioni Marine, Italy.
- Coma and Gili. 1995. Reproduction and cycle of gonadal development in the Mediterranean gorgonian *Paramuricea clavata*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* Vol 117: 173-183.
- Costantini, F., C. Fauvelot, M. Abbiati. 2007a. Genetic structuring of the temperate gorgonian coral (*Corallium rubrum*) across the western Mediterranean Sea revealed by microsatellites and nuclear sequences. *Mol. Ecol.* 16:5168-5182.
- Costantini, F., C. Fauvelot, M. Abbiati. 2007b. Fine-scale genetic structuring in *Corallium rubrum* (L): evidences of inbreeding and limited effective larval dispersal. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 340:109-119.
- Costantini, F., M. Taviani, A. Remia, E. Pintus, P.J. Schembri and M. Abbiati. 2009. Deep-water *Corallium rubrum* (L., 1758) from the Mediterranean Sea: preliminary genetic characterisation. *Marine Ecology*. Accepted: 7 August 2009. 9pp
- Corriero, G., M. Abbiati and G. Santangelo. 1997. Sponges inhabiting a Mediterranean red coral population. *Pubblicazioni della Stazione Zoologica di Napoli I: Marine Ecology*, 18, 147-155.
- Council of the European Union. 1994. Laying down certain technical measures for the conservation of fishery resources in the Mediterranean: Council of the European Union. Council Regulation (EC) No 1626/94, 27 June 1994.
- Dana, J.D. 1846. Zoophytes. United States Exploring Expedition during the years 1838, 1839, 1840, 1841, 1842, under the command of Charles Wilkes. *U.S.N.* 7:1-740. Philadelphia.
- del Gaudio, D., G. Fortunato, M. Borriello, J.M. Gili, P. Buono, G. Calcagno, F. Salvatore, L. Sacchetti. 2004. Genetic typing of *Corallium rubrum*. *Mar. Biotechnol.* 6:511-515.
- DeVogelaere, A.P., E.J. Burton, T. Trego, C.E. King, D.A. Clauge, M.N. Tamburri, G.M. Caillet, R.E. Kochevar and W. J. Dourous. 2005. Deep-sea corals and resource protection at the Davidson Seamount, California, U.S.A. In: Freiwald, A. and J. M. Roberts, eds. *Cold-water Corals and Ecosystems*. Springer-Verlag: Berlin, Germany. pp. 1189-1198.

- Dounas, C., D. Koutsoubas, and M. Salomidi. 2009. Red Coral (*Corallium rubrum*, L. 1758) Fisheries in the Greek Aegean and Ionian Seas. Proceedings, Red Coral Science, Management and Trading: Lessons from the Mediterranean, in press. Naples, Italy: September 22-26, 2009.
- Dridi, A. 2009. Red Coral *Corallium rubrum*, Linné. 1758. Royaume du Maroc. Institut National de Recherche Halieutique. Casablanca, Morocco. In: Bruckner, A.W. and G.G. Roberts. 2009. Proceedings of the First International Workshop on *Corallium* Science, Management, and Trade. NOAA Technical Memorandum NMFS-OPR-43 and CRCP-8, Silver Spring, MD. 153 pp.
- Etnoyer, P. and L.E. Morgan. 2005. Habitat-forming deep-sea corals in the Northeast Pacific Ocean. In: Freiwald, A. and J.M. Roberts, eds. Cold-water Corals and Ecosystems. Springer-Verlag: Berlin, Germany. pp. 331-343.
- FAO. 1984. D.Charbonnier, S. Garcia (Eds). Rapport de consultation technique du CGPM sur les ressources du corail rouge de la Méditerranée occidentale et leur exploitation rationnelle. FAO Rapport No 306 sur les Pêches, Palma de Mallorca.
- FAO. 2007. Report of the second FAO ad hoc expert advisory panel for the assessment of proposals to amend Appendices I and II of CITES concerning commercially-exploited aquatic species. Rome, 26–30 March, 2007. FAO Fish Rep 833, 133 p.
- FAO. 2008. FishStatPlus datasets. Total fishery production 1950-2006. Release date March 2008. www.fao.org/fishery/statistics/software/fishstat/en.
- Fisheries Agency of Japan. 2008. Report on Identification of Vulnerable Marine Ecosystems in the Emperor Seamount and Northern Hawaiian Ridge in the Northwest Pacific Ocean and Assessment of Impacts Caused by Bottom Fishing Activities on such Vulnerable Marine Ecosystems or Marine Species as well as Conservation and Management Measures to Prevent Significant Adverse Impacts (Bottom Trawl). http://www.jfa.maff.go.jp/j/study/pdf/t_e/pdf
- Francour, P., J. Harmelin, D. Pollard, and S. Sartoretto. 2001. A review of marine protected areas in the northwestern Mediterranean region: Siting, usage, zonation and management. *Aquat. Cons.* 11 (3): 155-188.
- Fujioka, Y. 2004. Treasures of Kuroshio Current. *Farming Japan* Vol. 38-6, 2004.
- Fujioka, Y. 2008. Information on Coral Fisheries in the Emperor Seamount Area. Appendix M in: Fisheries Agency of Japan, December 2008. Report on Identification of Vulnerable Marine Ecosystems in the Emperor Seamount and Northern Hawaiian Ridge in the Northwest Pacific Ocean and Assessment of Impacts Caused by Bottom Fishing Activities on such Vulnerable Marine Ecosystems or Marine Species as well as Conservation and Management Measures to Prevent Significant Adverse Impacts (Bottom Trawl). http://www.jfa.maff.go.jp/j/study/pdf/t_e/pdf
- Garcia-Rodriguez, M. and C. Massò. 1986. Biometric study of *Corallium rubrum* (L.). *Bol. Inst. Esp. Oceanogr* 3.
- Garrabou, J., E. Sala, A. Arcas, and M. Zabala. 1998. The impact of diving on rocky sublittoral communities: A case study of a Bryozoan population. *Conservation Biology.* (12) 2: 302-312.
- Garrabou, J., T. Perez, P. Chevaldonné, N. Bensoussan, O. Torrents, C. Lejeusne, J.C. Romano, J. Vacelet, N. Boury-Esnault, M. Harmelin-Vivien, M. Verlaque, C.F. Boudouresque and J.G. Harmelin. 2003. Is global change a real threat for conservation of the NW Mediterranean marine biodiversity? *Geophysical Research Abstracts* 5, p. 10522.
- Garrabou, J. and J.G. Harmelin. 2002. A 20-year study on life-history traits of a harvested long-lived temperate coral in the NW Mediterranean: Insights into conservation and management needs. *Journal of Animal Ecology* 71:966-978.
- Garrabou, J., T. Perez, S. Sartoretto and G. Harmelin. 2001. Mass mortality event in red coral *Corallium rubrum* populations in the Provence Region (France, NW Mediterranean). *Marine Ecology Progress Series* 17:263-272.
- Gili, J.M. and R. Coma. 1998. Benthic suspension feeders: their paramount role in littoral marine food webs. *Trends in Ecol and Evol.* 13:316-321.

- Gray, J.E. 1860. Description of a new coral (*Corallium johnsoni*) from Madeira, Proc. Zool. Soc. London 1860:393-394.
- Grigg, R.W. 1974. Distribution and abundance of precious corals in Hawaii. Proc. Second International Symposium on Coral Reefs, Great Barrier Reef, Australia 2:233-240.
- Grigg, R.W. 1976. Fishery management of precious and stony corals in Hawaii. Sea Grant Technical Report UNIHI-Seagrant-TR-77-03. 48 pp.
- Grigg, R.W. 1977a. Hawaii's Precious Corals. Island Heritage Ltd., Honolulu, HI.
- Grigg, R.W. 1977b. Population dynamics of two gorgonians corals. Ecology 58: 278–290.
- Grigg, R.W. 1982. Economics and future development of the precious coral fishery in the Pacific. Infofish 2:8-11.
- Grigg, R.W. 1984. Resources management of precious corals: A review and application to shallow water reef building corals. Marine Ecology 5: 57-74.
- Grigg R.W. 1988 Precious coral fisheries of the Pacific and Mediterranean. In: J.F. Caddy (editor) Marine Invertebrate Fisheries: Their Assessment and Management. Pp 637-645. John Wiley and Sons, NY.
- Grigg, R.W. 1989. Precious coral fisheries of the Pacific and Mediterranean. In *Marine Invertebrate Fisheries: their Assessment and Management*. J.F. Caddy (ed) New York: John Wiley, 636-645.
- Grigg, R.W. 1993. Precious coral fisheries of Hawaii and the U.S. Pacific Islands - Fisheries of Hawaii and U.S. - Associated Pacific Islands. Marine Fisheries Review 55: 50-60.
- Grigg, R.W. 2001. Black coral: History of a sustainable fishery in Hawaii. Pacific Science 55, 291-299.
- Grigg, R.W. 2002. Precious corals in Hawaii: Discovery of a new bed and revised management measures for existing beds. Marine Fisheries Review 64: 13-20.
- Harmelin, G. 1984. Biologie du corail rouge. In: Charbonnier D., Garcia S (eds) Rapport de consultation technique du CGPM sur les ressources du corail rouge de la Méditerranée occidentale et leur exploitation rationnelle. FAO Rapport No 306 sur les Pêches, Palma de Mallorca pp. 99-103.
- Harmelin, J. 2007. in litt. to IUCN/TRAFFIC Analyses Team, Cambridge, UK.
- Harper, J.R. 1988. Precious coral prospecting strategies for the South Pacific region. CCOP/SOPAC Tech Rep. 84. 80 pp.
- Hereu, B., C. Linares, D. Diaz, M. Zabala. 2002. Avaluació de l'episodi d'espoli de corall vermell 22 (*Corallium rubrum*) de la zona de la Pedrosa (Costa de Montgrí) i de les mostres incautades els dies 21 23 i 22 de Desembre de 2002. Departament de Medi ambient, Generalitat de Catalunya, Barcelona.
- Hickson, S.J. 1905. On a new species of *Corallium* from Timor. Proceedings, Koninklijke Academie van Wetenschappen, Amsterdam 8:268-271.
- Hickson, S.J. 1907. Die Alcyoniden der Siboga-Expedition 1. Coralliidae. Siboga Expeditie Monogr. 13c:1-8.
- Hunnan, P.J. 1980. Mediterranean species in possible need of protection. IUCN. Prepared by Aquatic Biology Consultancy Services.
- Iwasaki, N., H. Hasegawa, T. Suzuki and M. Yamada. 2009. Biology of Japanese *Corallium* and *Paracorallium*. In: Bruckner, A.W. and G.G. Roberts. 2009. Proceedings of the First International Workshop on *Corallium* Science, Management, and Trade. NOAA Technical Memorandum NMFS-OPR-43 and CRCP-8, Silver Spring, MD. 153 pp.
- Johnson, J. 1898. Short diagnoses of two new species of Coralliidae from Madeira. Annals and Magazine of Natural History 7:421-422.
- Kishinouye, K. 1903. Preliminary note on the Coralliidae of Japan. Zoologischer Anzeiger 26:623-626.

- Kosuge, S. 1993. History of the precious coral fisheries in Japan. *Precious Corals and Octocorals Research* 1: 30-38.
- Kosuge, S. 2007. Situation about deep sea coral fisheries in the central pacific. *Bull Inst Malacology* 3(10).
- Linares, C., B. Hereu, M. Zabala. 2000. Avaluació de la població de corall *Corallium rubrum* de les Illes Medes. Exercici 1999. Seguiment temporal de la reserva marina de les Illes Medes. Informe anual 1999 Departament de Medi Ambient, Generalitat de Catalunya, Barcelona.
- Linares, C., D. Diaz, M. Zabala. 2003. Avaluació dels danys ocasionats per un espòli de corall vermell a la cala fredosa (Reserva Natural de Cap de Creus, parc natural del cap de Creus) l'Abril de 2003. Departament de Medi Ambient, Generalitat de Catalunya, Barcelona.
- Linnaeus, C. 1758. *Systema naturæ per regna tria naturæ, secundum classes, ordines, genera, species, cum characteribus, differentiis, synonymis, locis. Tomus I. Editio decima, reformata. Laurentii Salvii, Holmiæ.* 10th Edition: 824 pp.
- Liverino, B. 1984. *Il corallo. Analisi trend*, Bologna, 229 pp.
- Liverino, B. 1989. *Red Coral: Jewel of the Sea*. Bologna: Analisi.
- Marchetti, R. 1965. Ricerche Sul Corallo Rosso Della Costa Ligure e Toscana. In: *Il Promontorio de Portofino*. Rend. Ist. Lomb. Sci. Lett. B. 99: 279-316.
- Marschal, C., J. Garrabou, J.G. Harmelin and M. Pichon. 2004. A new method for measuring growth and age in precious red coral *Corallium rubrum* (L.). *Coral Reefs* 23:423-432.
- Morita, R. 1970. Story of Sango, To Commemorate the Tenth Anniversary of Coral Industry in Okinawa. Unpublished manuscript.
- Parrish, F.A. 2007. Density and Habitat of three deep-sea corals in the lower Hawaiian chain. In: George RY, Cairns SD (eds) *Conservation and adaptive management of seamount and deep-sea coral ecosystems*. Rosenstiel School of Marine and Atmospheric Science, University of Miami, p185-194.
- Perez, T., J. Garrabou, S. Sartoretto, J.G. Harmelin. P. Francour and J. Vacelet. 2000. Mortalité massive d'invertébrés marins: un événement sans précédent en Méditerranée nord-occidentale. *C. R. Acad Sci Ser III Life Sci.* 323:853-865.
- Ridley, S.O. 1882. On the arrangement of the Corallidae, with descriptions of the new or rare species. *Proc. Zool Soc. London* 1882:221-233.
- Rivoire, G. 1991. Mortalité de corail et de gorgons en profondeur au large des cotes provençales. In : Bourdoursque C.F., M. Avon, and V Gravez (eds) *Les espèces marines a protéger en Méditerranée*. GIS Posidonies, France. pp. 53-59.
- Roark, E.B., T.P. Guilderson, R.B. Dunbar, B.L. Ingram. 2006. Radiocarbon-based ages and growth rates of Hawaiian deep-sea coral. *Mar Ecol Prog Ser* 327:1-14.
- Romano, J.C., N. Bensoussan, A.N.Y. Walid and D. Arlhac. 2000. Anomalie thermique dans les eaux du golfe de Marseille Durant l'été 1999. Une explication partielle de la mortalité d'invertébrés fixes? *C. R. Acad. Sci. Ser. III Life Sci.* 323:415-427.
- Rossi, S. and J.M. Gili. 2007. Short-time-scale variability of near bottom seston composition during spring in a warm temperate sea. *Hydrobiologia* 557:373-388.
- Rossi, S., G. Tsounis, T. Padrón, C. Orejas, J.M. Gili, L. Bramanti, N. Teixidor, J. Gutt. 2008. Survey of deep-dwelling red coral (*Corallium rubrum*) populations at Cap de Creus (NW Mediterranean). *Mar Biol* 154:533-545.
- Santangelo, G. and M. Abbiati. 2001. Red coral: Conservation and management of an over-exploited Mediterranean species. *Aquatic Conservation – Marine and Freshwater Ecosystems* 11:253-259.
- Santangelo, G, M. Abbiati, F. Giannini and F. Cicogna. 1993. Red coral fishing trends in the western Mediterranean Sea. *Scientia Marina* 57:139-143.

- Santangelo, G., E. Carlietti, E. Maggi and L. Bramanti. 2003. Reproduction and population sexual structure of the overexploited Mediterranean red coral *Corallium rubrum*. *Marine Ecology Progress Series* 248:99-108.
- Santangelo, G., E. Maggi, L. Bramanti and L. Bongiorno. 2004. Demography of the over-exploited Mediterranean red coral (*Corallium rubrum* L. 1758). *Scientia Marina*. 68:199-204.
- Santangelo, G., L. Bramanti, M. Iannelli. 2007. Population dynamics and conservation biology of the overexploited Mediterranean red coral. *J. Theor. Biol.* 244:416-423
- Simonds, K.M. 2003. Managing marine fisheries of Hawaii'i and the U.S. Pacific Islands – past, present, and future. In: *Managing Our Nation's Marine Fisheries - Past, Present, and Future*. Washington DC:Western Pacific Regional Fishery Management Council.
- Taviani, M., A. Freiwald, L. Beuck, L. Angeletti, A. Remia, A. Vertino, M. Dimech, P. Schembri. 2009. The Deepest Known Occurrence of the Precious Red Coral *Corallium rubrum* (L. 1758) in the Mediterranean Sea. *Proceedings, Red Coral Science, Management and Trading: Lessons from the Mediterranean*, in press. Naples, Italy: September 22-26, 2009.
- Tescione, G. 1973. *The Italians and Their Coral Fishing*. Fausto Fiorentino, Naples.
- Tiffin, D.L. 1990. Report on Availability of Geological and Geophysical Data in Marine Areas Surrounding Guam, Technical Report. South Pacific Applied Geoscience Commission 110 pp.
- Torntore, S.J. 2002. Italian Coral Beads: Characterizing their Value and Role in Global Trade and Cross-Cultural Exchange, PhD dissertation, St. Paul: University of Minnesota. 259 pp..
- Torntore, S.J. 2009. Precious Corals in a Global Marketplace. In: Bruckner, A.W. and G.G. Roberts. 2009. *Proceedings of the First International Workshop on Corallium Science, Management, and Trade*. NOAA Technical Memorandum NMFS-OPR-43 and CRCP-8, Silver Spring, MD. 153 pp.
- Torrents, O., J. Garrabou, C. Marschal and J.G. Hamelin. 2005. Age and size at first reproduction in the commercially exploited red coral *Corallium rubrum* (L.) in the Marseilles area (France, NW Mediterranean). *Biological Conservation* 121:391-397.
- Tsounis, G. 2005. Demography, reproductive biology and trophic ecology of red coral (*Corallium rubrum* L.) at the Costa Brava (NW Mediterranean): ecological data as a tool for management. *Reports of Polar and Marine Science*. 512. Alfred Wegener Institute for Polar and Marine Research, Bremerhaven.
- Tsounis, G. 2009. Jewel of the Deep: Are the modern incarnations of age-old traditions selling Mediterranean red coral out? *Natural History*. 118 (3): 30-35.
- Tsounis, G, S. Rossi, J-M Gili and W. Arntz. 2006a. Population structure of an exploited benthic cnidarian: the case study of red coral (*Corallium rubrum* L.). *Mar. Biol.* 149:1059-1070.
- Tsounis, G, S. Rossi, J-M Gili and W. Arntz. 2006b. Effects of spatial variability and colony size on the reproductive output and gonadal development cycle of the Mediterranean red coral (*Corallium rubrum* L.). *Mar. Biol.* 148:513-527.
- Tsounis, G, S. Rossi, J-M Gili and W. Arntz. 2007. Red coral fishery at the Costa Brava (NW Mediterranean): case study for an overharvested precious coral. *Ecosystems* 10:975-986.
- Tsounis, G., S. Rossi, R.W. Grigg, G. Santangelo, L. Bramanti, J.M. Gili. in press. The exploitation and conservation of precious corals. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, Volume 48, in press.
- Watling, L. and E.A. Norse 1998. Disturbance of the seabed by mobile fishing gear: A comparison to forest clearcutting. *Conservation Biology* 12:1180-1198.
- Weinberg, S. 1976. Revision of the common Octocorallia of the Mediterranean circalittoral. I. Gorgonacea. *Beaufortia* 24:63-104.
- Weinberg, S. 1978. Mediterranean octocoral communities and the abiotic environment. *Mar. Biol.* 49:41-57.

- Weinberg, S. 1979. The light-dependent behavior of planula larvae of *Eunicella singularis* and *Corallium rubrum* and its implication for octocorallian ecology. *Bijdr. Dierk.* 49: 16-30.
- Weinberg, S., and F. Weinberg. 1979. The life cycle of a gorgonian: *Eunicella singularis* (Esper, 1791). *Bijdr. Dierk.* 49:1-15.
- Wells, S. M. 1981. International trade in ornamental corals and shells. *Proc. 4th Int. Coral Reef Symp., Manila.* I: 323-330.
- Wells, S.M. 1981. The coral trade in the Philippines. *TRAFFIC Bulletin*, 3(5):50-51.
- Western Pacific Regional Fishery Management Council. 2001. A Framework Adjustment to Measures in the Fishery Management Plan for the Precious Coral Fisheries of the Western Pacific Region: Regarding Harvest Quotas, Definitions, Size Limits, Gear Restrictions, and Bed Classifications.
- Western Pacific Regional Fishery Management Council. 2003 Draft Environmental Impact Statement: Bottomfish and Seamount Groundfish Fisheries in the Western Pacific Region. 427 pp.
- Zabala, M., J. Romero, J. Ros, C. Linares, G. Mas, and D. Diaz. 2003. Propuesta per la Gestio del Corall Vermell *Corallium rubrum* a les Reserves Marines del Cap de Creus. Department de Medi Ambient, Generalitat de Catalunya, Barcelona.
- Zoubi, A. 2009. An overview on the main marine resources (commercial and non-commercial groups) at the Moroccan Mediterranean. Morocco: National Institute for Fisheries Research. In: Bruckner, A.W. and G.G. Roberts. 2009. Proceedings of the First International Workshop on *Corallium* Science, Management, and Trade. NOAA Technical Memorandum NMFS-OPR-43 and CRCP-8, Silver Spring, MD. 153 pp.

Tableau 1. Espèces de la famille Coralliidae. Les espèces marquées * ont été récemment réassignées à un nouveau genre, *Paracorallium* (Bayer et Cairns 2003). Les espèces ayant une valeur commerciale sont en gras (Torntore 2002). ³ renvoie à deux espèces d'eau profonde non décrites de l'île de Midway, l'une à 700-900 m de profondeur et l'autre à 800-1500 m de profondeur. Les autres espèces sont *C. boshuense*, *C. niveum*, *C. porcellanum*, *C. pusillum*, *C. vanderbilti*, et *C. variable*, et il y a au moins sept espèces non confirmées.

Espèce	Répartition géographique	Profondeur (m)	Référence
<i>C. abyssale</i>	Hawaï		Bayer 1956
<i>C. borneense</i>	Bornéo		Bayer 1950
<i>C. ducale</i>	Pacifique Est, Mexique		Bayer 1955
<i>C. elatius</i>	Pacifique Ouest; nord des Philippines au Japon et île de Taiwan; Maurice; Palaos	150-330	Ridley 1882
<i>C. halmaheirensis</i>	Indonésie		Hickson 1907
<i>C. imperiale</i>	Pacifique Est; Baja California	600	Bayer 1955
<i>P. inutile</i> *	Japon, Tonga ²	100-150;300-350 ²	Kishinouye 1903
<i>P. japonicum</i> *	Pacifique Ouest autour du Japon, Okinawa et îles Bonin; Vanuatu ²	80-300; 250-450 ²	Kishinouye 1903
<i>C. johnsoni</i>	Nord-est de l'Atlantique		Gray 1860
<i>C. kishinouyei</i>	Pacifique Est		Bayer 1996
<i>C. konojoi</i>	Pacifique Ouest du Japon au nord des Philippines; Palaos; îles chinoises d'Hainan, Iles Salomon ²	50-200; 262-382 ²	Kishinouye 1903
<i>C. lauuense (C. regale)</i>	Hawaï	390-500	Bayer 1956
<i>C. maderense</i>	Atlantique Est		Johnson 1898
<i>C. medea</i>	Atlantique Ouest: cap Hatteras au détroit de Floride; monts sous-marins au large du	380-500	Bayer 1964, Castro et al. 2003
<i>C. niobe</i>	Atlantique Ouest		Bayer 1964
<i>P. nix</i> *	Nouvelle-Calédonie	240	Bayer 1996
<i>C. reginae</i>	Indonésie		Hickson 1905
<i>C. rubrum</i>	Méditerranée et Atlantique Est: Grèce, Tunisie, Corse, Sardaigne, Sicile, Portugal, Maroc, Canaries et Cap-Vert.	5-300	Linnaeus 1758, Weinberg 1978
<i>P. salomonense</i> *	Archipel des Chagos, océan Indien	217-272	Bayer 1993
<i>C. secundum</i>	Pacifique Ouest autour d'Hawaï, Japon et île de Taiwan; ; îles chinoises d'Hainan, dans le détroit de Hong Kong	350-500 (quelques colonies à 230 m)	Dana 1846
<i>P. stylasteroides</i> *	Maurice; Samoa occidental ²	136; 350-360 ²	Ridley 1882
<i>C. sulcatum</i>	Japon		Kishinouye 1903
<i>P. thrinax</i> *	Nouvelle-Calédonie	240	Bayer 1996
<i>P. tortuosum</i> *	Pailolo Channel, Hawaii, Tonga ² ,	153-173; 325 ²	Bayer 1956
<i>C. tricolor</i>	Atlantique Est		Johnson 1898
<i>C. sp. nov.</i> ³	Ile de Midway jusqu'aux monts sous-marins de l'Empereur	700-1500	Grigg 1982

Détail: Dans le Pacifique Ouest, la famille Coralliidae est répartie du Japon au nord des Philippines (19°N-36° N) et des îles d'Hawaï (20° N) à Milwaukee Banks (36°N; 3800 km) (Grigg 1974) à deux profondeurs: 90-575 m et 1000-1500 m (Grigg 1974, Baco and Shank 2005). Cela inclut 1) *C. secundum* et *C. regale*, dans l'archipel des Hawaï au large d'Hawaï (20°N) à Milwaukee Banks (36°N) à 350-475 m de profondeur; 2) *Corallium. sp. nov.*, de l'île de Midway aux monts de l'Empereur, 28°-36°N à 1000-1500 m de profondeur; 3) *P. japonicum*, au Japon au large d'Okinawa et des îles Bonin, entre Okinawa et

l'île de Taiwan, au large des îles Pescadores près de l'île de Taiwan, dans le sud de la mer de Chine, 26°-36°N à 100-300 m de profondeur; 4) *C. konojoi* du nord des Philippines au Japon 19°-36°N de latitude, à 50-150 m de profondeur, et 5) *C. elatius* du nord des Philippines au Japon, 19°-36°N de latitude, à 100-330 m de profondeur (Grigg 2002). Il y a des colonies de Coralliidae isolées au large de l'Australie, aux Iles Salomon, Vanuatu, Fidji, Kiribati, Tonga, Samoa, et aux îles Cook à 200-500 m de profondeur (Harper 1988), dans les eaux internationales de la chaîne sous-marine de New England (Atlantique), et dans les eaux américaines au large de la Floride (bancs de *Lophelia* dans le détroit de Floride), en Californie (mont sous-marin Davidson), en Alaska (sous-marins du golfe d'Alaska), à Guam (Grigg 1974, Tiffin 1990, DeVogelaere et al. 2005, Etnoyer and Morgan 2005), et dans trois sites des Samoa américaines (Carleton 1987).

Fig. 1. Lieux des 16 bancs de coraux précieux dans l'archipel d'Hawaï ayant des populations de *Corallium lauense* et de *Corallium secundum*. La taille des bancs et l'abondance relative de *Corallium* sont indiquées par la taille du diagramme. Source: Hawaii Undersea Research Laboratory.

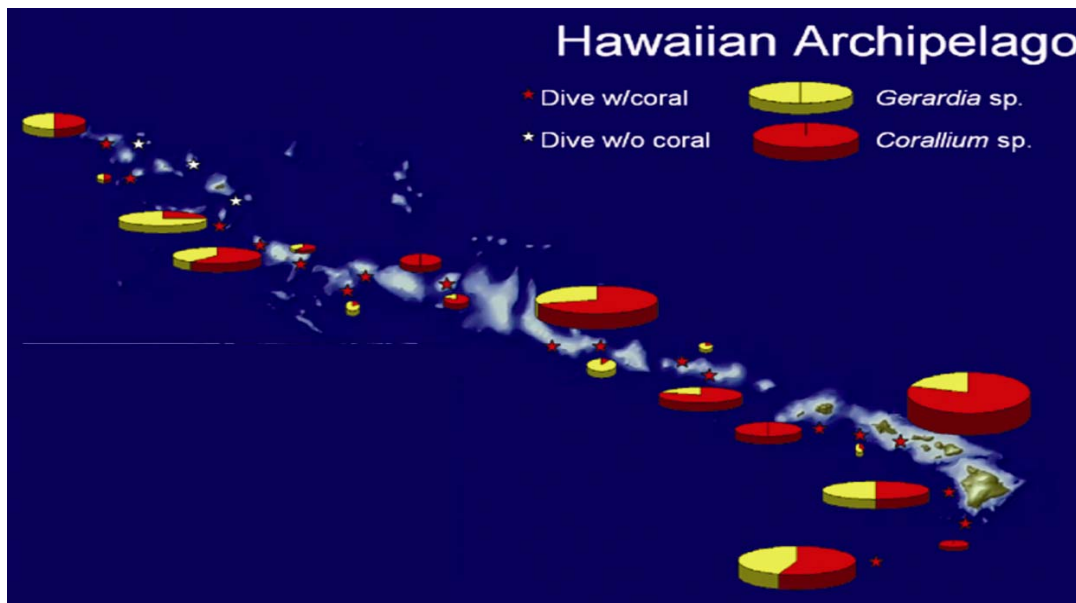


Tableau 2. Prélèvement total (kg) de *Corallium* des monts de l'Empereur dans le Pacifique Ouest. Les prélèvements par le Japon dans le Pacifique Ouest et à Midway ont été faits au moyen de dragues, et ceux dans toutes zones par submersibles. ¹ Les données sur les prélèvements pour le Japon par submersibles et dragues sont combinées en 1990 et 1991. Source: Grigg (1993).

Année	Japon			Ile de Taiwan
	Pacifique Ouest	Midway	Toutes zones	Toutes zones
1979	14.516	76.988	0	123.000
1980	10.227	74.228	0	154.000
1981	5381	30.484	775	254.000
1982	3000	52.166	551	69.200
1983	2947	51.087	306	109.000
1984	3315	33.164	634	157.000
1985	2366	9322	816	214.000
1986	1268	1650	1261	141.000
1987	1986	585	425	106.000
1988	1605	217	1082	50.000
1989	1057	1961	938	5400
1990			2172 ¹	1000
1991			1390 ¹	1000

Tableau 3. Prélèvement annuel de *C. secundum* de Makapu'u Bed, Hawaï, Etats-Unis. Les données pour 1999-2000 incluent 61 kg de *C. lauuense* prélevés dans des zones exploratoires de Kailua, Kona. Source: Grigg (1993).

Année	Engin	Prélèvement (kg)
1966-69	Drague	1800
1970-72	Pas de prélèvement	0
1973	Submersible	538
1974	Submersible	2209
1975	Submersible	1385
1976	Submersible	400
1977	Submersible	1421
1978	Submersible	474
1979-1998	Pas de prélèvement	0
1999-2000	Submersible	1216
2001-2009	Pas de prélèvement	0

Fig. 2. A. Débarquements de *Corallium* et de *Paracorallium* signalés pour le Pacifique et la Méditerranée de 1965 à 2007. Les deux plus grands pics (années 1960 et 1980) reflètent des débarquements massifs de deux taxons des eaux internationales, tous deux à présent rarement débarqués du fait de leur rareté. Sources: FAO (2008); informations supplémentaires de Fujioka (2008) pour les débarquements japonais des monts de l'Empereur de 1965 à 1976.

A.

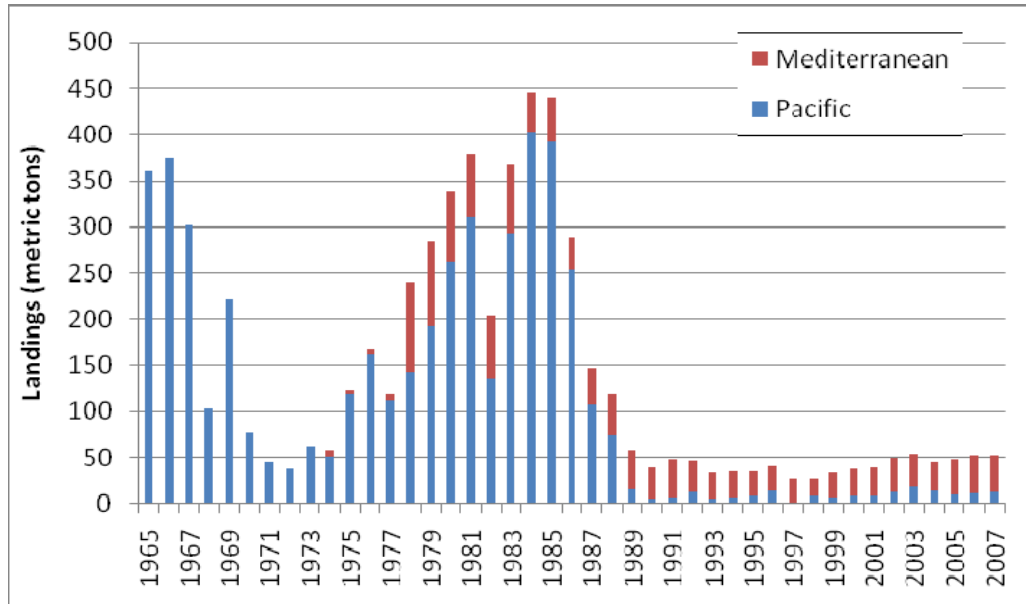


Fig. 2. B. Débarquements signalés pour cinq principales espèces du Pacifique (*C. japonicum*, *C. konojoi*, *C. elatius*, *C. sp. nov.*) et une de la Méditerranée (*C. rubrum*) de 1968 à 2007. Sources: FAO (2008); les données pour *C. konojoi* de 1965 à 1976 sont de Fujioka (2008).

B.

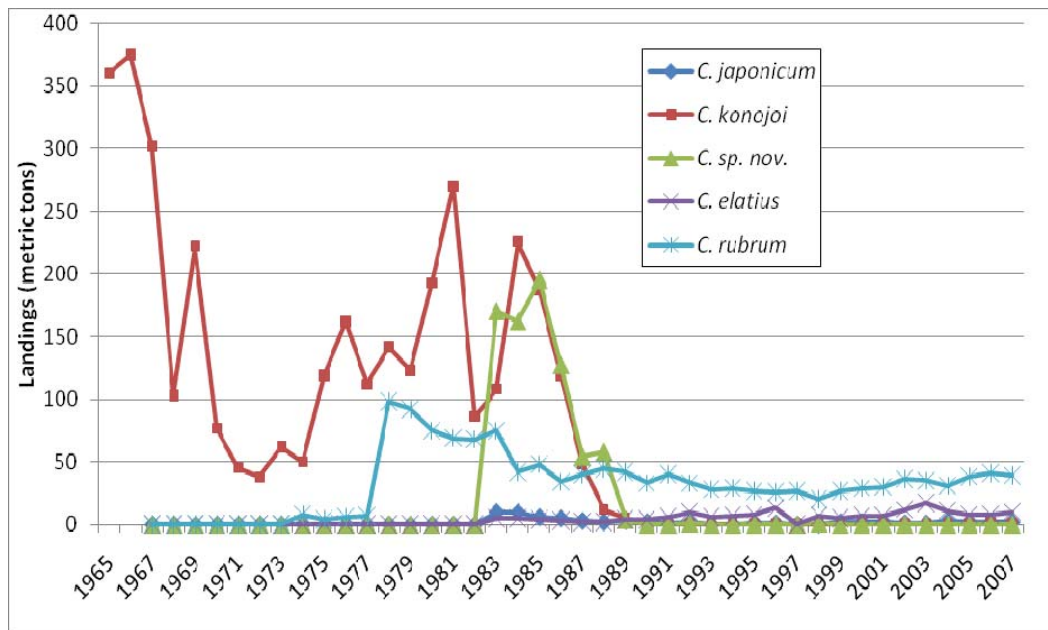


Fig. 2.C. Débarquements signalés de 1989 à 2007 pour les quatre taxons du Pacifique indiqués en B. Source: FAO (2008).

C.

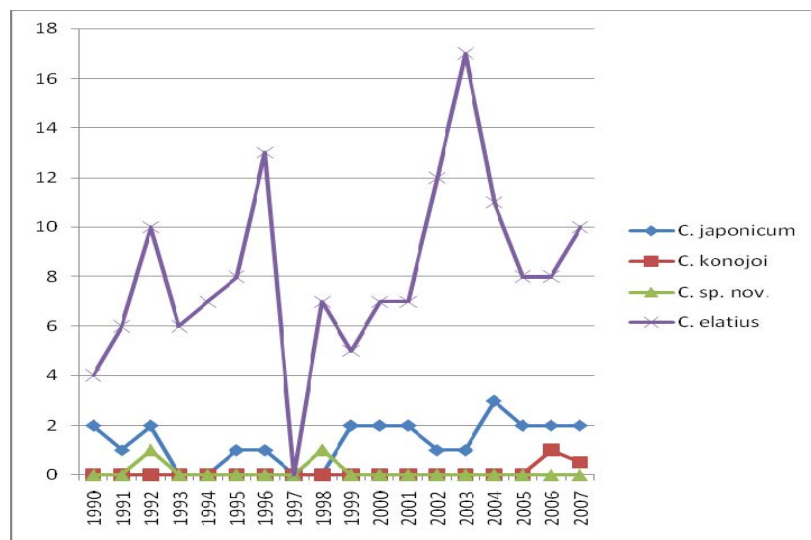


Fig. 3. Débarquements de *Corallium rubrum*. **A.** Débarquements signalés par des pays européens et par des pays africains de 1978 à 2007. **B.** Débarquements des quatre plus grandes sources de *C. rubrum*: Italie, Espagne, France, et Tunisie. **C.** Débarquements du Maroc, de l'Algérie, de la Grèce, et de la Croatie. Source: FAO (2008).

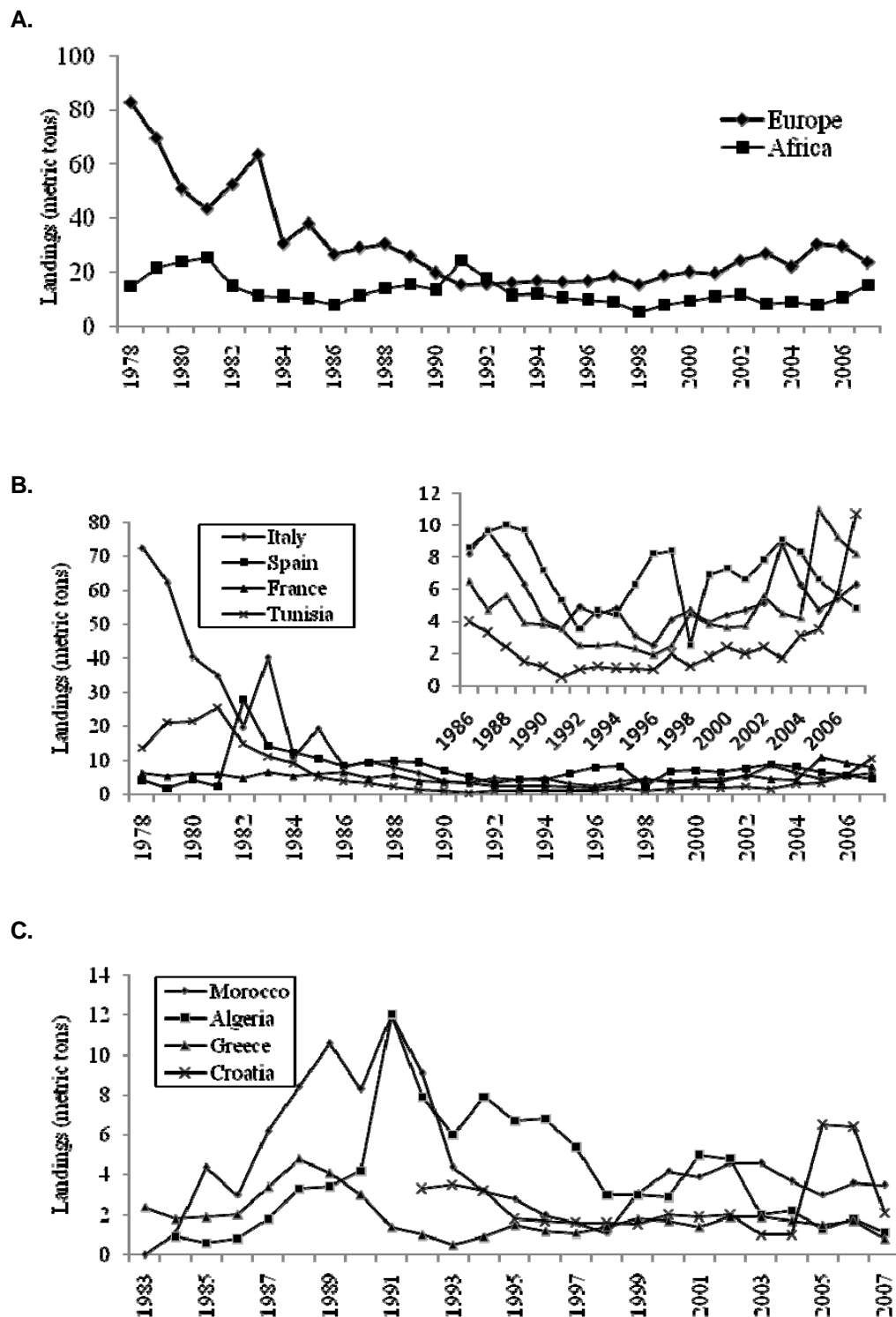


Fig. 4. Importations de cinq espèces de *Corallium* aux Etats-Unis de 2001 à 2008. *C. elatius* = Celat, *C. rubrum* = Crub, *C. japonicum* = Cjap, *Corallium* sp. nov. = Csp, *C. secundum* = Csec. **A.** Total des importations de *Corallium* manufacturés signalées par pièce. **B.** Total des importations de squelettes de *Corallium* non traités signalés par kg. Source: Données sur les importations, U.S. Fish and Wildlife Service.

