

CONVENCIÓN SOBRE EL COMERCIO INTERNACIONAL DE ESPECIES  
AMENAZADAS DE FAUNA Y FLORA SILVESTRES



Decimoquinta reunión de la Conferencia de las Partes  
Doha (Qatar), 13-25 de marzo de 2010

EXAMEN DE LAS PROPUESTAS DE ENMIENDA A LOS APÉNDICES I Y II

A. Propuesta

Incluir todas las especies de la familia Coralliidae (*Corallium* spp. y *Paracorallium* spp.) en el Apéndice II de la CITES. *C. rubrum*, *C. secundum*, *C. lauense* (*C. regale*), *P. japonicum*, *C. elatius*, *C. konojoi*, y *C. sp. nov* cumplen las condiciones para figurar en el Apéndice II, de conformidad con el párrafo 2 a) del Artículo II de la Convención y el Criterio B del Anexo 2a de la Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP14)<sup>1</sup>. Las otras 24 especies descritas cumplen las condiciones para figurar en el Apéndice II de conformidad con el párrafo 2 b) del Artículo II de la Convención y el Criterio A del Anexo 2b de la Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP14).

Incluirlas en el Apéndice II con la siguiente anotación: la entrada en vigor de la inclusión de las especies de la familia Coralliidae en el Apéndice II de la CITES se retrasará dieciocho meses para permitir a las Partes resolver las cuestiones técnicas y administrativas conexas.

Anexo 2a, Criterio B. *Se sabe, o puede deducirse o preverse, que es preciso reglamentar el comercio de la especie para garantizar que la recolección de especímenes del medio silvestre no reduce la población silvestre a un nivel en el que su supervivencia se vería amenazada por la continua recolección u otros factores.*

Las especies enumeradas *supra* cumplen las condiciones para figurar en el Apéndice II conforme a este criterio porque padecen una intensa recolección destinada a atender la demanda internacional de joyería y otros productos y las características de su historia vital (extrema longevidad, maduración tardía, crecimiento lento y escasa fecundidad) las vuelven particularmente vulnerables a una explotación excesiva. Los organismos coloniales sésiles, como las Coralliidae, la reproducción lograda y el mantenimiento de poblaciones sanas dependen decisivamente del tamaño de la colonia (las colonias grandes tienen una mortalidad menor y niveles exponencialmente mayores de resultado reproductivo) y de su densidad (una densidad mínima es necesaria para una reproducción lograda). La extracción selectiva de las colonias mayores (más antiguas) y más valiosas comercialmente o de todas las colonias en un emplazamiento determinado, como es habitual en muchas pesquerías de Coralliidae, con frecuencia originan extirpaciones locales y vuelven esas poblaciones mucho más vulnerables a otros factores de tensión. Esas especies tienen también un riesgo mayor a causa de sus necesidades específicas en materia de hábitat (substrato duro y escasa sedimentación) y la utilización antigua y actual de métodos destructivos de recolección ha causado la degradación de los hábitats en muchas zonas. La mayor amenaza para las poblaciones de Coralliidae a escala mundial es la recolección para el suministro del comercio internacional, con lo que se han producido descensos en la estructura de tamaño de las poblaciones pescadas equivalente a entre el 80 y el 90 por ciento

<sup>1</sup> Los Estados Unidos consideran que en los casos indicados se deben aplicar los criterios y las definiciones con flexibilidad y teniendo en cuenta las circunstancias, lo que es conforme con la "Nota" que figura al comienzo del Anexo 5 de la Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP14): "Las directrices numéricas expuestas en este Anexo se presentan exclusivamente a título de ejemplo, ya que es imposible dar valores numéricos que se aplican a todos los taxones debido a las diferencias de su biología." La definición de "disminución" que figura en el Anexo 5 es pertinente para determinar si una especie cumple cualquiera de los dos criterios del Anexo 2a de la resolución. No obstante, los Estados Unidos creen que es posible que una especie cumpla los criterios y las condiciones para figurar en el Apéndice II, aun cuando no cumpla los parámetros concretos expuestos en la definición de "disminución". En los casos en que se disponga de datos cuantitativos, se debe utilizarlos para evaluar el estado de una especie. Sin embargo, en los casos en que no se disponga de datos sobre la abundancia de la población, pero haya indicios de que se esté produciendo o pueda producirse una explotación excesiva (es decir, "se sabe o se puede inferir o se puede proyectar") y la regulación del comercio podría beneficiar a la conservación de la especie, se debe apoyar su inclusión.

de los módulos reproductivos (pólipos) y disminuciones en los desembarques de entre el 60 y el 80 por ciento desde el decenio de 1980. Las existencias no pescadas, incluidas las poblaciones que se encuentran en aguas profundas, acabarán experimentando las mismas disminuciones, a no ser que la regulación del comercio internacional brinde un incentivo para introducir o mejorar las medidas de supervisión y gestión que constituyan una base para los dictámenes sobre extracciones no perjudiciales o sobre la adquisición legal.

Anexo 2b, Criterio A. *En la forma en que se comercializan, los especímenes de la especie se asemejan a los de otra especie incluida en el Apéndice II (con arreglo a lo dispuesto en el párrafo 2 a) del Artículo II) o en el Apéndice I, de tal forma que es poco probable que los funcionarios encargados de la observancia que se encuentren con especímenes de especies incluidas en los Apéndices de la CITES puedan diferenciarlos*

## B. Autor de la propuesta

Suecia, en nombre de los Estados miembros de la Comunidad Europea, y los Estados Unidos de América.

## C. Justificación

### 1. Taxonomía

1.1 Clase: Anthozoa

1.2 Orden: Gorgonacea (Alcyonacea)

1.3 Familia: Coralliidae

1.4 Género, especie o subespecie, incluido el autor y el año:

*Corallium* (24 especies). Véase el cuadro 1.

*Paracorallium* (7 especies). Véase el cuadro 1.

1.5 Sinónimos científicos:

*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. lauense*: *C. regale* Baco y Shank 2005; *C. lauense*: *C. laanense* Bayer y Cairns 2003.

Las revisiones taxonómicas recientes dividen la familia Coralliidae en dos géneros: *Corallium* y *Paracorallium* (Bayer y Cairns 2003). Actualmente, hay treinta y una especies reconocidas, además de varias otras no descritas y una incluida como *Corallium* sp. nov (coral de aguas profundas de Midway). Conviene observar que la taxonomía del coral de Midway no descrito sigue sin estar clara y hay algunos indicios de que dicho coral puede representar varias especies de la familia Coralliidae (Grigg 2001). *C. lauense* y *C. regale* figuran como especies diferentes en el Plan de Gestión de la Pesca de Corales Preciosos de los Estados Unidos, pero se suelen considerar sinónimas esas especies (Parrish 2007). Se recomienda que las Partes adopten la de Bayer y Cairns 2003 como referencia oficial de nomenclatura para las Coralliidae.

1.6 Nombres comunes:

inglés: pink coral, red coral, noble coral, angel skin coral, Sardinia coral, midway coral

francés: corail rouge, Corail Sardaigne, Coral Sciacca

español: coral rojo, Coral Cerdeña,

Japonés: Aka Sango (rojo), Momo Iro Sango (rosado), Shiro Sango (blanco), boke coral

1.7 Número de código: 3Alpha Code: COL

---

Las denominaciones geográficas empleadas en este documento no implican juicio alguno por parte de la Secretaría CITES o del Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente sobre la condición jurídica de ninguno de los países, zonas o territorios citados, ni respecto de la delimitación de sus fronteras o límites. La responsabilidad sobre el contenido del documento incumbe exclusivamente a su autor.

## 2. Visión general

La familia Coralliidae comprende más de 30 especies de coral rojo y rosado, los corales preciosos comercialmente de mayor valor. Esos taxones han sido objeto de pesca durante milenios y todos los años millones de artículos son objeto de comercio internacional. La mayor amenaza para la población de Coralliidae es la pesca destinada al suministro del comercio internacional, a la que se deben unas disminuciones de los desembarques de entre el 60 y el 80 por ciento desde el decenio de 1980 y disminuciones en la estructura de tamaño de las poblaciones en las zonas objeto de pesca equivalentes a una pérdida de entre el 80 y el 90 por ciento de los módulos reproductivos (pólipos). La demanda internacional ha contribuido a mermas sistemáticas de las poblaciones más conocidas de los corales rojo y rosado y las nuevas existencias han quedado agotadas rápidamente después de su descubrimiento. Una vez que las existencias resultan mermadas, no se tiene noticia de que se recuperen en un período ecológicamente significativo (Tsounis *et al.*, en prensa).

Todas las especies de la familia Coralliidae presentan características de su historia vital típicas de los organismos con escasa productividad y que las vuelven vulnerables a la pesca excesiva: entre ellas, una forma de crecimiento sésil, tasas de crecimiento lento, una madurez reproductiva relativamente tardía, un resultado reproductivo que aumenta exponencialmente con el tamaño, larga duración vital y limitadas posibilidades de dispersión. Los lechos de Coralliidae comercialmente conocidos son trechos discretos y genéticamente aislados que se dan en hábitats limitados y con frecuencia en aguas profundas, con colonias que presentan una escasa densidad. Se trata primordialmente de poblaciones que se autorreclutan, presentan tasas bajas de corriente de genes y están separadas por grandes zonas de hábitat inadecuado y corrientes intensas. La recolección comercial ha reducido la diversidad genética dentro de las poblaciones de Coralliidae y entre ellas y ha convertido su estructura de edad y de tamaño en poblaciones en las que predominan colonias pequeñas que carecen del potencial necesario para mantener la población. Además, las redes de arrastre y las rastras utilizadas para recolectar el coral o para la pesca de peces comestibles en montes submarinos y otros hábitats preferidos de Coralliidae destruyen las características de los fondos marinos y eliminan a su paso todos los organismos bénticos sésiles, lo que causa daños profundos a los ecosistemas de coral.

Entre las medidas de gestión aplicadas en las aguas de los Estados Unidos (Hawaii) y en zonas del Mediterráneo en relación con la pesca de Coralliidae figuran las siguientes: zonas de prohibición de capturas, recolección rotativa, tamaños mínimos, cupos basados en la producción máxima sostenible, concesión de licencias y limitaciones de los tipos de aparejos no selectivos. Dichas medidas no existen en otros emplazamientos, incluidas las aguas internacionales, e incluso cuando se aplican son insuficientes para velar por una gestión sostenible de la pesca y del comercio. Las consultas científicas de la FAO celebradas desde 1988, los seminarios recientes sobre el coral rojo y las nuevas investigaciones demuestran que 1) esos corales tienen tasas de crecimiento que son la mitad o menos de lo que antes se había comunicado y también alcanzan la madurez sexual dos o tres veces más tarde, con lo que se reduce en realidad la producción máxima sostenible en un 50 por ciento por lo menos, 2) las zonas marinas protegidas y de prohibición de capturas son demasiado pocas y demasiado pequeñas y no están situadas adecuadamente para tener en cuenta las limitadas posibilidades de dispersión y el alto grado de variabilidad genética entre las poblaciones que se encuentran más próximas, 3) las estrategias basadas en la recolección rotativa son de un valor limitado, a no ser que se dejen descansar las zonas durante muchos decenios o siglos, como lo demuestra la presencia de colonias que siguen teniendo menos de la mitad de su tamaño histórico en zonas en que se han prohibido las capturas durante uno o dos decenios o más, 4) la producción máxima sostenible correspondiente a *C. rubrum* no se logra hasta que las colonias tienen 98 años de antigüedad, aunque el procedimiento actual consiste en extraer las que sólo tienen entre siete y diez años de antigüedad, 5) en el Mediterráneo ha habido disminuciones de entre el 80 y el 90 por ciento de la estructura de tamaño de las poblaciones recolectadas, de entre 300 y 500 mm hasta entre 30 y 50 mm de altura y de entre 10 y 30 mm de diámetro hasta entre 5 y 7 mm, 6) en la pesca con escafandra en el Mediterráneo ha habido un paso gradual de aguas poco profundas (entre 30 y 50 m) a aguas más profundas (entre 60 y 130 m), porque las poblaciones que se encuentran a <80 m de profundidad, que antes soportaban la pesca, han padecido una explotación excesiva y son pocas las colonias que tienen un tamaño mayor que el mínimo legal, 7) los datos científicos correspondientes a zonas profundas se limitan a algunos estudios frente a las costas de Cerdeña (Italia) y de la Costa Brava (España), incluido un solo estudio genético según el cual los corales de aguas profundas son genéticamente diferentes, y no se dispone de información sobre el crecimiento, la reproducción, el reclutamiento u otros datos pertinentes y necesarios para determinar los niveles de recolección sostenible, 8) la tecnología necesaria para la extracción de colonias de esas zonas profundas (con mezcla de gases y utilización de vehículos controlados a distancia para descubrir los emplazamientos con coral) permite la explotación específica que puede eliminar todas las colonias grandes, decisivas para la persistencia de las

poblaciones, y 9) en aguas poco profundas ha habido pesca furtiva y extracciones de colonias demasiado pequeñas y se encuentran dificultades para imponer el cumplimiento de las medidas de gestión.

La regulación del comercio de Coralliidae es necesaria para velar por que la recolección de especímenes en el medio silvestre no reduzca las poblaciones silvestres hasta niveles en los que la recolección continua u otras influencias podrían amenazar la supervivencia. La estructura original de la población en todo el Mediterráneo ha quedado alterada por la presión de la pesca, con reducciones de los desembarques y de la estructura de la población que exceden el nivel necesario para figurar en el Apéndice II. Ha habido grandes cambios en la estructura de tamaño y la dinámica de la población de *C. rubrum* de aguas poco profundas: 1) de un tamaño medio de entre 100 y 150 mm y colonias presentes de entre 300 y 500 mm de altura a un tamaño medio de entre 30 y 50 mm y pocas colonias de más de 100 mm de altura, 2) a la presencia de poblaciones densas y de corta vida con un rápido ritmo de cambio, que son más susceptibles a las mortalidades en masa cuando la presión de la pesca se combina con el cambio climático planetario (en particular, las anomalías de la temperatura), 3) a un predominio en las aguas poco profundas (entre el 30 y el 70 por ciento de los corales) de ejemplares inmaduros y colonias reproductivamente maduras que contienen sólo unos 100 módulos reproductivos (pólipos) frente a las decenas de miles de ellos con que cuentan las colonias grandes, que es la medida más pertinente de la viabilidad de los animales coloniales como los de la familia Coralliidae. Las poblaciones del Pacífico parecen estar en condiciones aún peores, como lo demuestran 1) los escasos desembarques notificados procedentes de aguas internacionales en torno a los montes submarinos del Emperador (entre 1 y 5 t/año frente a entre 100 y 450 t/año en los decenios de 1960 y 1980) y la imposibilidad de descubrir grandes lechos viables durante los extensos estudios con sumergible hechos en 2008, 2) la existencia de densidades de coral frente a las costas de Japón que son entre 10 y 100 veces menores (entre 0,05 y 0,005 colonias/m<sup>2</sup>) que las notificadas en una población que no es objeto de pesca frente a las costas de Hawaii (entre 0,5 y 1 colonia/m<sup>2</sup>) y 3) desembarques por parte de pescadores taiwaneses que contienen un 80 por ciento o más de colonias muertas, lo que indica que se trata de zonas previamente dañadas, sometidas a una explotación excesiva mediante pesca de arrastre y en las que quedan pocas colonias vivas.

### 3. Características de la especie

#### 3.1 Distribución

Las especies de la familia Coralliidae se encuentran en los océanos tropicales, subtropicales y templados de todo el mundo, incluidos el océano Atlántico, el mar Mediterráneo, el océano Índico, el océano Pacífico oriental y el océano Pacífico occidental en profundidades comprendidas entre los 7 y los 1.500 m (Grigg 1974, Weinberg 1976, Bayer y Cairns 2003). Las únicas poblaciones conocidas de Coralliidae con el tamaño suficiente para soportar la recolección comercial se encuentran al norte de la latitud 19° N, incluidas siete especies del Pacífico y una del Mediterráneo. Todas las especies conocidas de esta familia cuentan con abundancias escasas (Grigg 1982). *Corallium rubrum* es endémica en el Mediterráneo, principalmente en torno a la cuenca occidental y central (entre 7 y 300 m de profundidad, pero la más común es la comprendida entre 30 y 200 m), con poblaciones menores en las aguas profundas de la cuenca oriental y en el Atlántico oriental frente a las costas de África (Carpine y Grasshoff 1975, Weinberg 1976, Carleton 1987, Chiuntiroglou *et al.* 1989, Garrabou *et al.* 2001, Santangelo *et al.* 2004, Rossi *et al.* 2008). Véase una información más detallada sobre la distribución de las especies en el cuadro 1 del Anexo.

#### 3.2 Hábitat

Las especies de la familia Coralliidae se presentan como poblaciones geográficamente aisladas, llamadas lechos o trechos. Algunas especies tienen una zona de distribución relativamente amplia, aunque suelen darse como poblaciones fragmentadas por las necesidades específicas de los hábitats y las poblaciones individuales o lechos raras veces contienen más de una especie. Esos corales necesitan substratos duros para su asentamiento y se encuentran con más frecuencia en fondos, bajíos y montes submarinos rocosos, en zonas con corrientes intensas y bajos niveles de sedimentación (Baco y Shank 2005). Esos hábitats rocosos y de relieve elevado suelen ser de pequeño tamaño, se dan dentro de una zona de distribución de profundidad limitada y están separados por grandes extensiones de hábitat blando e inapropiado.

En el Mediterráneo, *C. rubrum* coexiste con otras gorgonias, esponjas grandes y otros invertebrados bénticos. Las colonias más abundantes de *C. rubrum* se dan en –y en torno a– cuevas poco iluminadas, salientes oscuros, acantilados verticales y grietas en profundidades comprendidas entre 20 y 50 m y suelen presentarse en trechos pequeños, que pueden tener menos de un metro de

diámetro. En aguas más profundas (entre 50 y 200 m), se presentan con densidades menores ( $<1$  colonia/m<sup>2</sup>) en afloramientos descubiertos y otras estructuras rocosas (Marchetti 1965). Aunque se ha informado de que la distribución por profundidad de *C. rubrum* abarca las comprendidas entre 5 y 300 m, recientemente se han encontrado colonias aisladas en tres emplazamientos en el Estrecho de Sicilia en profundidades de 600 m (Taviani *et al.* 2009); no obstante, ese coral se daba históricamente sólo en conglomerados lo suficientemente grandes para haber soportado la pesca a partir de una profundidad comprendida entre 30 y 200 m y datos recientes indican que ahora las poblaciones sanas y explotables se dan sólo a entre 60 y 130 m de profundidad. Un coral escleractinio (*Lophelia pertusa*) ocupa gran parte del hábitat disponible en aguas más profundas (por debajo de entre 90 y 120 m) y *C. rubrum* es muy escaso (Rossi *et al.* 2008, Angiolillo *et al.* 2009), posiblemente por la generalizada recolección en aguas profundas con la utilización de rastras para la pesca de coral antes de la prohibición de esa clase de aparejos a partir del período 1989-1994.

Las especies del Pacífico se dan primordialmente en afloramientos, crestas y pináculos con más de dos metros de relieve vertical (Grigg 2001). Entre las necesidades del hábitat figuran fuertes corrientes en el fondo (de entre uno y tres nudos), pendientes de menos de 20°, tasas bajas de sedimentación terrestre e inexistencia de acumulaciones de sedimentos. Los niveles de luz influyen en el asentamiento larval y controlan el límite superior de profundidad de su distribución. Las dos zonas del Pacífico más ricas en Coralliidae se encuentran entre 90 y 400 m y entre 1.000 y 1.500 m, primordialmente en torno a montes submarinos y bajíos cercanos a la costa. Las colonias más abundantes son las colindantes con canales y en el borde exterior de montes submarinos, donde las corrientes son más intensas. Las diferentes especies de la familia Coralliidae suelen darse en hábitats no superpuestos. Esas especies pueden crecer en substratos de carbonato y de basalto/manganeso, aunque *C. secundum* se da en substratos uniformes, de bajo relieve y descubiertos, mientras que *C. lauense* (*C. regale*) prefiere un hábitat de fondo rocoso irregular e incrustado (Parrish 2007). Las dos especies son inexistentes en plataformas marinas ( $<400$  m de profundidad) frente a las costas de islas pobladas, donde los substratos quedan periódicamente cubiertos por capas superficiales de arena y lécamo (Grigg 1993). Entre los hábitats preferidos figuran muchos de los hábitats marinos bénticos más aislados del mundo (Baco y Shank 2005).

### 3.3 Características biológicas

Los aspectos biológicos más decisivos en el caso de un organismo sésil, que forma colonias complejas y ramificadas y puede vivir cien años o más, son el tamaño de las colonias (las colonias mayores tienen tasas de mortalidad menores y niveles exponencialmente más altos de resultado reproductivo, que aumenta indefinidamente con el tamaño y la edad) y su densidad (una densidad mínima es necesaria para la reproducción).

La familia Coralliidae está compuesta de colenteratos (cnidarios) sésiles que están permanentemente fijados al fondo marino, exceptuado un corto período durante su fase larval. Después de ese período planctónico, la larva se asienta y se metamorfosea en un pólipo que se fija a un substrato duro y empieza a formar un esqueleto de carbonato. Después el pólipo se divide en dos; tras un período de crecimiento, cada uno de ellos se divide de nuevo y con el tiempo se repite el proceso para formar una colonia arborescente y ramificada. Cada uno de los pólipos está conectado con otros por una serie de canales encargados del traslado del agua y los nutrientes, lo que permite a los pólipos funcionar juntos como un solo organismo mayor. Esas colonias deben alcanzar determinado tamaño antes de llegar a la madurez sexual, pero, una vez alcanzado dicho tamaño, pueden reproducirse indefinidamente. El resultado reproductivo aumenta exponencialmente con el tamaño y se cree que las colonias mayores de la población producen el 90 por ciento o más de la descendencia (Babcock 1991, Coma y Gili 1995, Beiring y Lasker 2000, Santangelo *et al.* 2003, Torrents *et al.* 2005).

Todas las de la familia Coralliidae son especies bénticas que se alimentan de partículas en suspensión y consumen materia orgánica en partículas y a veces capturan zooplancton de mayor tamaño (copépodos y crustáceos). A diferencia de los corales de aguas poco profundas, carecen de algas simbióticas en sus tejidos (azooxanthelados). Son primordialmente seleccionadas por  $k$  con características de su historia vital que las vuelven particularmente vulnerables a la explotación excesiva, incluida una longevidad extrema (entre 75 y 200 años; Andrews *et al.* 2005), edad tardía de maduración (entre siete y 12 años o posiblemente hasta los 25 años, según nuevos cálculos), crecimiento lento ( $<1$  cm/año) y escasa fecundidad. Cuando no padecen la presión de la pesca, pueden alcanzar alturas comprendidas entre 300 mm (*P. japonicum*, *C. konojoi*) y 500 y 600 mm (*C. rubrum*) hasta más de un metro (*C. secundum*, *C. elatius*). *Corallium rubrum* presenta tasas medias de crecimiento de entre 0,2 y 2 cm/año de longitud y entre 0,24 y 1,32 mm de diámetro, que

disminuyen con la edad. Históricamente, las colonias de *C. rubrum* alcanzaban con frecuencia masas mayores de dos kilos, alturas de 500 mm y diámetros basales de entre 30 y 100 mm. Aparte de algunas poblaciones conocidas de aguas profundas, en la actualidad las colonias de *C. rubrum* raras veces superan una altura de entre 100 y 200 mm y 20 mm de diámetro basal en profundidades de 60 m o menos y en la mayoría de las poblaciones predominan colonias de entre 20 y 50 mm de altura, pues las capturas comerciales han extraído la mayoría de las colonias grandes (Barletta *et al.* 1968, Liverino 1989, Rossi *et al.* 2008). Para conseguir el restablecimiento de esa estructura de población, habría que suprimir la presión de la pesca durante decenios.

Se han estudiado aspectos de la biología reproductiva de *C. secundum*, *C. rubrum* y *C. regale* (*C. lauense*). Estas especies tienen sexos separados y un ciclo reproductivo anual. *C. secundum* y *C. regale* son hembras cuyo desove se caracteriza por una gran dispersión y alcanzan la madurez sexual entre los 12 y los 13 años (Grigg 1993) o posiblemente al doble de esa edad (25 años), según recientes tasas radiométricas de crecimiento según las cuales esas especies crecen a la mitad de la tasa que antes se creía (Roark *et al.* 2006). Las colonias maduras sueltan huevos y esperma en la columna de agua y la fecundación es externa. Las larvas pelágicas pueden pasar varias semanas en la columna de agua antes de asentarse en el fondo y formar una nueva colonia.

Todas las especies, excepto *C. rubrum*, fueron consideradas de baja productividad en un examen anterior de la FAO. En dicho examen se indicó que *C. rubrum* era una especie de productividad media, pues puede reproducirse con un tamaño pequeño (entre 20 y 30 mm de altura) y a una edad temprana (entre dos y ocho años, según los cálculos sobre su crecimiento). Sin embargo, esta especie presenta muchos aspectos reproductivos excepcionales que indican que es de baja productividad, con ciertas adaptaciones que le permiten sobrevivir a frecuentes episodios perturbadores en aguas poco profundas. Por ejemplo, la edad real de la primera reproducción probablemente se produzca entre los siete y los 10 años o más, según cálculos más precisos del crecimiento (Marschal *et al.* 2004). *C. rubrum* puede alcanzar la madurez sexual con entre 20 y 30 mm de altura y entre tres y diez años de edad; sin embargo, las colonias así de pequeñas contienen con frecuencia una mezcla de pólipos maduros e inmaduros y los que en efecto se reproducen producen con frecuencia un número menor de larvas que los de colonias mayores (Tsounis *et al.* 2006b, Torrents *et al.* 2005, Santangelo *et al.* 2003). Una colonia de entre 20 y 30 mm de altura puede producir entre 10 y 100 plánulas, mientras que una colonia que tenga entre 200 y 300 mm puede producir 10.000 plánulas. *C. rubrum* es un incubador con fecundación interna, una fase de desarrollo más larga dentro de su procreador y larvas pasivas de vida breve. La planulación de *C. rubrum* se produce una vez al año, a lo largo de un mes, aproximadamente, durante el verano. Las larvas viven en la columna de agua entre unas horas y varios días (entre cuatro y 12 días en el laboratorio) antes de asentarse muy cerca de las colonias parentales (Santangelo *et al.* 2003), lo que puede aumentar la supervivencia, porque las larvas se asientan en una zona en la que sus procreadores tuvieron éxito, pero reduce al mínimo el intercambio entre las poblaciones, hasta el punto de que una población dañada (la que experimente un episodio de mortalidad en masa o la extracción de todos los corales comercialmente viables de una zona) puede necesitar decenios o más tiempo para recuperarse y en algunas zonas sometidas a una pesca muy intensa pequeños trechos que contenían *Corallium* están ahora agotados (Tsounis y Rossi, com. pers.).

En zonas de aguas poco profundas y que no eran objeto de recolección (<40 m de profundidad), las tasas de reclutamiento de *C. rubrum* oscilaron entre 0 y 32 reclutados/m<sup>2</sup> por año de 1995 a 1999 (Linares *et al.* 2000) y en otro emplazamiento entre 0 y 12,5 reclutados/m<sup>2</sup> por año de 1979 a 2000 (Garrabou *et al.* 2001), aunque el reclutamiento era esporádico y se producía en intervalos, con varios años en que no lo había. Se creía que algunas poblaciones de *C. rubrum* de aguas poco profundas se reproducían a una edad relativamente temprana (entre tres y diez años) y tamaño pequeño (entre 20 y 30 mm de altura). Sin embargo, esas pequeñas colonias individuales no han desarrollado una morfología ramificada y se componen de relativamente pocos pólipos reproductivos que producen sólo pocas cantidades de gametos (decenas de gametos por colonia) una vez al año. Las colonias de *C. rubrum* alcanzan el 100 por ciento de fecundidad, una vez que tienen 60 mm de altura, pero, aun así, producen un número pequeño de gametos con ese tamaño (Torrents *et al.*, Tsounis 2005). Con unos siete años, aproximadamente, las colonias de *C. rubrum* son barras no ramificadas de no más de entre 20 y 30 mm de altura, con un diámetro basal de entre 5 y 7 mm, cada una de ellas con un máximo de 100 pólipos con capacidad para producir entre decenas y no más de unos centenares de larvas anuales. Después de un siglo, pueden crecer hasta alcanzar 500 mm de altura con centenares de ramas y millares de pólipos, que pueden soltar centenares de miles de larvas todos los años (Bruckner 2009, Tsounis 2009). Por tratarse de un organismo modular que se caracteriza por formar colonias ramificadas y muy complejas, el paso de medidas históricas de

entre 200 y 500 mm de altura a >90% de colonias con menos de 50 mm de altura equivale a una pérdida de entre 80 y 90 por ciento de los módulos reproductivos de las colonias.

Las poblaciones locales de especies Coralliidae se autorreproducen y son genéticamente distintas (Santangelo y Abbiati 2001, Santangelo *et al.* 2004) y en el caso de algunas especies los episodios ocasionales de dispersión a larga distancia mantienen las conexiones entre los emplazamientos (Baco y Shank 2005). Varios estudios han descubierto un importante aislamiento genético y una limitada dispersión larval entre las poblaciones, pues los lechos dependen primordialmente del reclutamiento local (Weinberg 1979, Abbiati *et al.* 1993, Baco y Shank 2005). Datos nuevos procedentes de Cerdeña muestran también un alto grado de diferenciación genética y segmentos distintos de la población en aguas profundas y poco profundas, lo que reduce la probabilidad de que las poblaciones de aguas profundas sirvan de refugio para las de aguas poco profundas y sometidas a una explotación excesiva. Así, pues, la explotación excesiva de determinados lechos de Coralliidae puede afectar a la diversidad genética de la población en conjunto y el fracaso reproductivo puede retrasar o impedir la recuperación.

Las especies de la familia Coralliidae son de la variedad que tiene poca productividad, pues las colonias tienen un desarrollo relativamente lento y una vida larga, y se calcula que la renovación de la población se produce al cabo de entre 15 y 25 años (Grigg 1976) o más tarde, según cálculos más recientes de la edad (Marschal *et al.* 2004). La densidad de los reclutados de *C. rubrum* puede ser bastante alta en aguas poco profundas (entre 0 y 32 reclutados/m<sup>2</sup> al año de 1995 a 1999 en España (Linares *et al.* 2000) y entre 0 y 12,5 reclutados/m<sup>2</sup> al año de 1979 a 2000 en Francia (Garrabou *et al.* 2001)); aunque el reclutamiento se produce a intervalos y sin un asentamiento logrado durante algunos años, hasta el 95 por ciento de las larvas mueren antes del asentamiento (Tsounis 2005) y entre el 66 y el 70 por ciento de los nuevos reclutados mueren en los primeros cuatro años de vida (Bramanti *et al.* 2005). Se cree que la supervivencia de las larvas de los corales que dispersan sus gametos es aún menor (<1%), aun cuando produzcan muchos más gametos que siguen siendo viables durante un largo período y resultan fecundados en la columna de agua. *C. rubrum* necesita una fecundación interna lograda que depende de que una colonia masculina esté lo suficientemente cerca de la femenina para que haya una coincidencia casual; puede ocurrir menos frecuentemente en aguas profundas, cuando las densidades de las colonias resultan reducidas aún más por la presión de la pesca. Las tasas de crecimiento varían según la localización, las profundidades y los hábitats (García Rodríguez y Massó 1986, Abbiati *et al.* 1992, Cerrano *et al.* 1999, Garrabou y Harmelin 2002, Bramanti *et al.* 2005). Se ha determinado la edad en gran medida contando los anillos de crecimiento, pero la utilización de medidas *in situ* del crecimiento y el tinte del esqueleto demuestran que las colonias son mucho más antiguas y la primera reproducción se produce a una edad mucho mayor de lo que antes se creía (Marschal *et al.* 2004, Garrabou y Harmelin 2002, Roark *et al.* 2006). Los informes anteriores subestimaron la edad de *C. rubrum* por un factor de entre 2 y 4, con tasas de crecimiento de entre 2,6 y 4,5 menos que las calculadas antes; las colonias con un diámetro basal de 7 mm pueden tener entre 30 y 40 años de edad (Marschal *et al.* 2004). En vista de su más tardía edad de maduración y sus más lentas tasas de crecimiento, el tamaño mínimo vigente para la recolección de colonias de *C. rubrum* de las poblaciones gestionadas no permite niveles óptimos de reproducción antes de la recolección (Bruckner 2009).

### 3.4 Características morfológicas

Las especies de la familia Coralliidae son octocorales, con un esqueleto sólido, axial calcítico, estriado longitudinalmente y ramificado, y tienen forma de abanico o de arbusto. El color de las colonias oscila entre el blanco puro y los matices de rosa, salmón, rojo sangre y naranja y tienen pólipos blancos y transparentes con ocho tentáculos y pínulas finas. La gorgonina orgánica central observada en otros octocorales está substituida por un eje sólido de espículas calcáreas fundidas y compuestas de una estructura muy dura de carbonato de calcio con gran contenido en magnesio. La familia *Coralliidae* se distingue fácilmente de otras familias de coral por los caracteres morfológicos generales y el color.

### 3.5 Función de la especie en su ecosistema

Las especies de la familia Coralliidae forman colonias altas y muy ramificadas. Se denominan corales formadores de hábitat, pues aumentan la complejidad tridimensional de éste y, por tanto, aumentan la diversidad biológica allí donde se dan. Esas colonias brindan un hábitat valioso a los invertebrados sésiles, pues los protegen de las corrientes fuertes y de los depredadores. Constituyen un relieve estructural que los peces y los invertebrados móviles utilizan como terreno para la alimentación, el desove y el descanso. En el pasado *C. rubrum* desempeñaba un papel decisivo en

la estructuración de la zona coralígena mediterránea mediante su actividad trófica y su estructura biogenética, al crear una de las comunidades más complejas de la región con una gran diversidad de alimentadores en suspensión y una gran riqueza de especies y diversidad funcional (Gili y Coma, 1998). Las *Pseudosimnia* spp. son gastrópodos muy especializados y se sabe que ponen huevos en *C. rubrum*. Un crustáceo poco común (*Balssia gast*), conocido sólo en el Mediterráneo, se fija en colonias de *C. rubrum* (Santangelo *et al.*, 1993).

#### 4. Estado y tendencias

##### 4.1 Tendencias del hábitat

Con la excepción de determinadas zonas frente a las costas de Hawaii y en el Mediterráneo, se dispone de muy poca información sobre la extensión total del hábitat y de cómo ha cambiado con el paso del tiempo. No obstante, nuevas investigaciones hechas frente a las costas de Japón y sus islas asociadas, así como vídeos béticos producidos por recolectores de coral, ilustran algunos de los rasgos importantes que se dan en los hábitats utilizados por estas especies, así como la poca densidad general de estos taxones y su escasez general (Iwasaki 2009.). La pérdida de hábitat reviste importancia menor, con la excepción de los hábitats idóneos cercanos a las zonas costeras que pueden experimentar una mayor sedimentación. Sin embargo, el mayor motivo de preocupación es la degradación de dichos hábitats a consecuencia de los métodos de recolección destructivos (pesca de palangre y rastras).

Los hábitats de aguas profundas ocupados por corales rojos y rosados han sufrido las consecuencias de los palangres y las rastras utilizados para recolectar corales y de la pesca de arrastre de los peces que viven en montes submarinos y los que viven en aguas profundas. Esos tipos de aparejos restriegan el fondo, alteran sus rasgos, vuelven a dejar en suspensión el sedimento, desalojan los organismos fijados en él y causan daños accidentales a los corales al desalojarlos mediante su captura accidental. Con la excepción de una recolección limitada mediante sumergibles en varios emplazamientos del Pacífico y una recolección selectiva con escafandras en el Mediterráneo (que substituyó en gran medida las rastras en él utilizadas para recolectar corales en el período 1989-1994), se ha recolectado la mayor parte del coral utilizando rastras pesadas compuestas de redes de nilón atadas a una barra de hierro o a bloques de cemento arrastrados por el fondo del océano. Los pescadores de Japón y de la isla de Taiwán siguen utilizando legalmente esos aparejos de pesca y en algunas zonas del Mediterráneo se los utiliza ilegalmente. El coral queda atrapado en las redes y es sacado a la superficie, proceso destructivo y derrochador, pues con frecuencia rompe y desaloja el coral y entre un 60 y un 90 por ciento se suelta y se pierde durante la recolección y, por tanto, muere. Además, las operaciones de draga desalojan y eliminan a su paso todos los invertebrados sésiles, incluidos corales preciosos de poco tamaño y poco valor que después se desechan. También pueden desestabilizar el fondo, al reducir la disponibilidad de substratos duros para el futuro asentamiento de larvas. Se sabe que en el Mediterráneo las rastras utilizadas para extraer *C. rubrum* han tenido importantes consecuencias en los hábitats de la zona coralígena (Chessa y Cudoni 1988). La utilización de las rastras y la pesca intensiva con escafandras para recolectar coral han degradado la estructura tridimensional "semejante a un bosque" creada por colonias grandes y muy ramificadas de *C. rubrum* y la ha convertido en una estructura "semejante a una pradera" en la que predominan colonias no ramificadas de entre 10 y 50 mm de altura. La estructura original semejante a un bosque aún se podía ver hace veinte años (García-Rodríguez y Massò 1986, Tsounis *et al.* 2006, Rossi *et al.* 2008).

##### 4.2 Tamaño de la población

No se conoce el número total de colonias de todas las especies de la familia Coralliidae, aunque la mayoría de los emplazamientos examinados con un hábitat idóneo o lechos de corales rojos y rosados o ambas cosas suelen tener un número relativamente pequeño de colonias (entre centenares y millares de colonias por sector). En la mayoría de los casos, las colonias presentan densidades escasas (un pequeño número de colonias por unidad de superficie, generalmente <1 por metro cuadrado), poca abundancia (número de colonias) total dentro de un lecho determinado y una pequeña zona de ocupación en zonas determinadas con hábitats idóneos. Las pocas poblaciones grandes y comercialmente explotables de las que se tiene noticia en el Mediterráneo y en el Pacífico occidental (Grigg 1974, 1993, 2002) se caracterizan también por tener densidades escasas y un número relativamente pequeño de colonias maduras y económicamente valiosas. Las pocas excepciones son ciertos hábitats en aguas poco profundas del Mediterráneo que ya no se consideran comercialmente viables, pues en esas poblaciones predominan ahora colonias pequeñas (de entre 10 y 50 mm de altura) que nunca alcanzan un tamaño suficiente para soportar una recolección legal.



Mediterráneo: En aguas poco profundas (<50 m de profundidad), se encuentra *Corallium rubrum* con densidades relativamente grandes en pequeños trechos, pero en la zona de distribución de esa profundidad el número total de colonias reales presentes es muy pequeño, como también lo es la densidad media de colonias en todo el hábitat disponible. Por ejemplo, se han notificado densidades de hasta 127 colonias/m<sup>2</sup> en España (Tsounis 2005), entre 200 y 600 colonias/m<sup>2</sup> en Francia (Garrabou et al. 2001) y 1.300 colonias/m<sup>2</sup> en el mar de Liguria, en Italia (Cerrano et al. 1999) por encima de los 50 m de profundidad. En la Costa Brava, en España (entre 20 y 50 m de profundidad), las poblaciones individuales (trechos) cubren una zona pequeña (0,43 m<sup>2</sup> por término medio), el número de trechos es relativamente pequeño (0,063 trechos/m<sup>2</sup>) y se calcula que la densidad general de *C. rubrum* asciende a 3,4 colonias/m<sup>2</sup> (Tsounis 2005). En comparación, hace varios decenios se observaban densidades de 55 colonias/m<sup>2</sup> a una profundidad de 40 m (Palma de Mallorca), 20 colonias/m<sup>2</sup> a 60 m de profundidad a lo largo de la Costa Brava y entre 90 y 100 colonias/m<sup>2</sup> en Córcega (FAO 1984). Esas diferentes densidades reflejan también morfologías diferentes y una posible reacción ante perturbaciones frecuentes. Las colonias ligures, densas y de aguas poco profundas, son delgadas, mientras que las colonias menos densas pueden desarrollar configuraciones ramificadas más extensas. También es digno de mención que esos corales eran mucho mayores y más resistentes a los factores naturales de tensión, pues podían sobrevivir a perturbaciones que provocaban una mortalidad parcial y después exhibir un nuevo crecimiento, mientras que las colonias más pequeñas son más propensas a padecer una mortalidad total (Santangelo et al. 2007). En aguas profundas, se encuentran aún colonias grandes, pero se dan en densidades mucho más bajas que en aguas poco profundas y forman pequeños conglomerados (normalmente, no más de entre 20 y 30 colonias en un afloramiento y con una densidad total de <1 colonia/m<sup>2</sup>) en determinados bajíos y zonas de suelo duro, con colonias concentradas en las superficies descubiertas frente a zonas de corrientes intensas (Rossi et al. 2008; Cannas et al. 2009).

Pacífico: Se han encontrado lechos de Coralliidae en 16 zonas frente a las costas de Hawaii y en profundidades de entre 380 y 575 m, pero sólo tres de ellas están consideradas lo suficientemente grandes para soportar la pesca comercial (actualmente inactiva) (Fig. 1 del Anexo; Grigg 2002, Baco y Shank 2005). Esos tres lechos presentan densidades bajas y cantidades pequeñas de colonias y son de tamaño relativamente pequeño. El lecho de Makapu'u, el mayor de ellos, de 4,3 km (en el canal de Molokai, frente las costas de Oahu), tiene una densidad de 0,3 colonias/m<sup>2</sup> y un tamaño total de la población de 120.000 colonias de *C. secundum*; se calcula que la producción máxima sostenible podría ser de 1.500 kg/año. Se calcula que el lecho que le sigue en tamaño (Cross Seamount, 6 km de diámetro) contiene 2.500 colonias de un tamaño legal, la mayoría *C. regale*, con una producción máxima sostenible de sólo 35 kg/año (Grigg 2002). El lecho de Keahole Point comprende una superficie de 0,96 km<sup>2</sup> y contiene hasta 7.000 colonias de *C. regale* de tamaño legal, con una producción máxima sostenible de 90 kg/año (Grigg 2002).

Recurrir sólo a la abundancia y la densidad de las colonias como indicación del tamaño y la viabilidad de la población puede resultar engañoso, pues las poblaciones densas están limitadas sólo a *C. rubrum* y en ellas predominan colonias pequeñas y reproductivamente inmaduras. En el caso de los organismos coloniales, el cambio en la estructura de la población (distribución de la frecuencia del tamaño) es una medida más idónea de la disminución que los cambios en las cantidades absolutas de las colonias. La extracción comercial elimina primordialmente los corales mayores, a los que con el paso del tiempo siguen de colonias más pequeñas, pero son las colonias mayores y más antiguas las que más contribuyen al restablecimiento de la población. Además, entre los cambios en la estructura de tamaño de las poblaciones se pueden hacer comparaciones directas, mientras que en el caso de la densidad y la abundancia no se pueden hacer. Se debe a que esas medidas dependen de cómo se hagan sus evaluaciones (la densidad de las colonias medida en todo el hábitat idóneo es mucho menor que la de pequeños trechos ocupados por el coral dentro de su hábitat) y la fase vital de la población. De hecho, lo más probable es que una población menos densa represente una población más antigua, estable y viable, pues los substratos abiertos del hábitat idóneo pueden soportar grandes cantidades de reclutados, pero éstos presentan una supervivencia relacionada con el tamaño que aumenta a medida que las colonias resultan mayores. Así, poblaciones con gran abundancia y densidad, como las que se ven en aguas poco profundas del Mediterráneo, indican frecuentes perturbaciones continuas que provocan rápidas substituciones de las poblaciones y un estado persistente de recuperación temprana. Se trata de un fenómeno similar a los observados en otros corales que dispersan sus larvas; sin embargo, la mayoría de los demás corales que dispersan sus larvas están considerados especies de colonización temprana, especies "malas hierbas", mientras que *C. rubrum* es una especie con larga vida que puede estar intentando adaptarse a otros factores de tensión cada vez más localizados (intervenciones humanas directas) y planetarios (cambio climático). Esos tipos de poblaciones son mucho menos resistentes a otros factores de tensión y es más probable que presenten extirpaciones localizadas, en los casos

en que resulten agravadas por la presión de la pesca, que poblaciones que contengan una combinación de colonias pequeñas (entre 10 y 50 mm de altura), medias (entre 60 y 140 mm) y grandes (150-500 mm), como las que en tiempos se observaban en el Mediterráneo y siguen presentes en algunas zonas de aguas profundas que llevan varios decenios sin ser objeto de pesca.

#### 4.3 Estructura de la población

Mediterráneo: La estructura de tamaño y edad de las poblaciones de *Corallium rubrum* en estado de continuo reclutamiento corresponden, según las informaciones de que se dispone, a una curva monótonica con un exponente negativo (Santangelo *et al.* 1993), lo que significa que la población contiene un gran número de colonias pequeñas y cada vez menos colonias de cada una de las clases de tamaño mayor. Una carencia grave de colonias grandes (de mayor edad), como la observada en todas las zonas de pesca de Coralliidae en las que se han hecho estudios, es un indicio de gran mortalidad debida a la recolección y no a perturbaciones naturales, que tendrían repercusiones mayores en colonias pequeñas (jóvenes), mientras que las colonias grandes persistirían con una mortalidad tan sólo parcial. Como las posibilidades de reclutamiento están directamente vinculadas con el número de pólipos por colonia, las poblaciones que padecen una pesca muy intensa y en las que predominan las colonias jóvenes tienen más probabilidades de acabar en la extinción local, cuando padecen otros factores de tensión, a no ser que haya una fuente externa de larvas (Santangelo *et al.* 2007).

Se puede encontrar *C. rubrum* en profundidades de entre 5 y 700 m, si bien las más comunes se hallan son entre 30 y 200 m (Carpine y Grasshoff 1975, Rossi *et al.* 2008, Taviani *et al.* 2009). A medida que las poblaciones de aguas menos profundas han quedado agotadas, esas poblaciones de Coralliidae de aguas profundas han ido pasando a ser importantes objetivos de la pesca. En una reciente consulta de expertos celebrada en Italia (Seminario sobre el coral rojo: Nápoles (Italia), 2009), se llegó a la conclusión unánime de que las poblaciones de aguas poco profundas del Mediterráneo están excesivamente explotadas y se debe protegerlas de la pesca, mientras que las zonas más profundas siguen conteniendo grandes colonias que se podrían recolectar. Sin embargo, parece que las poblaciones de aguas profundas pueden seguir presentando una gran viabilidad comercial durante un período corto, pues los corales que se dan en esas profundidades tienen densidades menores y en posiciones más expuestas, con lo que resultan más vulnerables a la presión de la pesca. Esas poblaciones tienen más probabilidades de padecer la extirpación, en vista de las posibilidades de que queden reducidas a densidades menores de las necesarias para que haya una fecundación lograda (efecto de Allee). También hay noticias de que varias poblaciones de *C. rubrum* localizadas en aguas profundas quedaron agotadas en el decenio de 1980 (Tsounis *et al.*, en prensa) y no se han recuperado aún de una pesca intensa con rastras durante siglos. Además, una parte de su hábitat está ocupada por un coral escleractinio competidor, *Lophelia pertusa*, que crece más deprisa y puede monopolizar los hábitats de aguas profundas (Rossi *et al.* 2008, Tsounis *et al.*, en prensa). La ampliación a las aguas profundas de la pesca con escafandra utilizando una mezcla de gases (como se sabe que está ocurriendo en Cerdeña, a medida que van quedando agotadas las poblaciones de aguas poco profundas) puede ser problemática, pues se carece absolutamente de datos sobre las tasas de crecimiento, la mortalidad natural y el reclutamiento de esas poblaciones y también de datos cuantitativos sobre la distribución y la abundancia en esas zonas. Además, como la dispersión de las larvas está limitada a distancias cortas, las diferencias genéticas observadas entre las poblaciones en escalas espaciales de decenas de metros indican que las poblaciones de las aguas más profundas sólo tienen probabilidades de fecundar de nuevo poblaciones cercanas (del Gaudi *et al.* 2004, Calderón *et al.* 2006, Costantini *et al.* 2007, Abbiati *et al.* 2009, Costantini *et al.* 2009, Tsounis *et al.*, en prensa). En aguas poco profundas, *C. rubrum* forma poblaciones densas y en trechos, compuestas de colonias pequeñas (tamaño medio: 30 mm) y de vida breve (<10 años); menos de la mitad de ellas son reproductivas y la mayoría producen decenas de plánulas al año. Esas poblaciones de aguas poco profundas, y estructuradas en colonias pequeñas pueden producir la mayor parte de las plánulas (aunque en menor número que poblaciones equivalentes con colonias mayores), pero las repercusiones sinérgicas, cuya gravedad va en aumento a consecuencia de presiones humanas y cambio climático cada vez mayores, pueden causar la extinción de dichas poblaciones. En aguas más profundas, las colonias de *C. rubrum* son mayores, pero menos abundantes (Tsounis *et al.* 2006a, Rossi *et al.* 2008). Colonias mayores y más antiguas pueden producir entre centenares y más de 10.000 plánulas al año (Santangelo *et al.* 2003, Bruckner 2009).

Pacífico: En las poblaciones de *C. secundum* del lecho de Makapu'u (Hawaii) predominaban las colonias de entre 15 y 20 años de edad; las colonias mayores tenían 700 mm de altura y 80 años de edad y se calculó que, sin la presencia de la pesca, las tasas de mortalidad ascendían al seis por

ciento (Grigg 1984, 1993), si bien los estudios iniciales se hicieron después de varios años de actividad pesquera.

#### 4.4 Tendencias de la población

Es probable que los corales preciosos acaben económicamente extinguidos antes de que alcancen la extinción biológica, pues son animales coloniales extendidos y muy resistentes a la mortalidad total de las colonias, una vez que alcanzan un gran tamaño, y, a diferencia de los animales no coloniales, pueden sobrevivir incluso a una mortalidad parcial. Sin embargo, esas especies suelen darse allí donde los efectos físicos naturales son poco comunes y una presión de pesca insostenible puede provocar –y así lo ha hecho– la extracción de los segmentos más decisivos para la persistencia de dichas poblaciones (colonias grandes), seguida de la extracción (ilegal) de colonias menores, al aumentar la demanda y disminuir el recurso (Rossi *et al.* 2008, 2009).

Las estadísticas sobre la recolección mundial de 1950 a 2001 indican la rápida disminución de la abundancia de las especies del Mediterráneo y del Pacífico que coincide con el descubrimiento, el comienzo de la pesca comercial, el aumento de los desembarques, la explotación excesiva y, en última instancia, el agotamiento del recurso (cuadro 2 y figs. 2, 3 y 4 del Anexo, FAO 2008). Un gran lecho descubierto en 1965 (de entre 300 y 500 m de profundidad) y otro descubierto en 1978 (de entre 900 y 1.500 m), pertenecientes los dos a los montes submarinos del Emperador, fueron objeto de pesca por parte de centenares de barcos durante los años de máxima actividad (1965-1970, 1979-1981, 1982-1988) y la producción se acercó a las 300 toneladas métricas (t) o las superó durante varios años (Grigg 1993; Bruckner 2009). Aunque, cuando los precios al por mayor de *Corallium* de esas zonas cayeron hasta niveles poco rentables, hubo períodos de inactividad, a finales del decenio de 1980 y en el de 1990 aumentó hasta niveles sin precedentes. En 1989 se desplomaron los desembarques y durante los 19 últimos años han seguido por debajo de 5 t/año. Gracias a estudios recientes con sumergible en esos antiguos lechos de coral, se descubrieron colonias aisladas, muchas de las cuales estaban fragmentadas, muertas, y se vio que no quedaban poblaciones grandes (cuadro 3 del Anexo).

La viabilidad de las poblaciones de Coralliidae depende de la estructura de las existencias, incluido el grado de dispersión entre las poblaciones, las tasas y modalidades de restablecimiento y las modalidades de la historia vital. Aunque las colonias aisladas pueden sobrevivir a una presión de pesca muy intensa, si se reducen las densidades de las colonias, pueden quedar reproductivamente aisladas por su naturaleza sésil (el efecto de Allee). Los datos sobre la biología larval y la estructura genética de la población denotan una baja tasa de intercambio entre las poblaciones locales y de persistencia de poblaciones mediante el reclutamiento local (Torrents *et al.* 2005). Estudios genéticos recientes indican que las especies de Coralliidae del Pacífico tal vez puedan autorreclutarse y experimenten sólo limitados episodios de dispersión a larga distancia. La baja heterocigosidad observada en las poblaciones indica que la especie puede estar padeciendo depresión endogámica (Baco y Shank 2005).

**Mediterráneo:** Las poblaciones de *C. rubrum* han mostrado a lo largo de los veinte últimos años una dramática disminución en tamaño, estructura de edad y resultado reproductivo. La mayoría de las poblaciones de aguas poco profundas que quedan se caracterizan por la carencia de colonias grandes y un cambio general en virtud del cual predominan las colonias que no alcanzan el tamaño mínimo legal para la recolección comercial (ahora la altura media de las colonias en toda la región es de 30 mm; Liverino 1989, Garrabou y Harmelin 2002). Esas poblaciones se componen de colonias con pocas ramas y pocos pólipos, de los cuales sólo un porcentaje pequeño es reproductivamente maduro y produce menos larvas por pólipo que los de las colonias grandes (Tsounis 2005). La estructura de la población actual, extraordinariamente joven, es una consecuencia directa de una recolección excesiva (Santangelo *et al.* 1993, Santangelo y Abbiati 2001, Tsounis *et al.* 2007, Tsounis *et al.*, en prensa). Se trata de un motivo de preocupación principalmente porque el tamaño de las colonias de una población –y no la abundancia– es el indicador primordial de su estado y salud, pues son animales coloniales compuestos de pólipos que, cuando la colonia aumenta de tamaño y produce más ramas, presentan una mayor supervivencia y un aumento exponencial de la producción de larvas. En España, el 89 por ciento de las colonias de las zonas objetivo de pesca por encima de 60 m de profundidad no alcanzaban el tamaño legal para la recolección, el 96 por ciento presentaban modalidades de ramificación tan sólo rudimentarias (sólo ramas primarias y secundarias) y el 91 por ciento tenían menos de 50 mm de altura (Tsounis *et al.* 2006). De 1986 a 2003, el diámetro basal medio de las colonias disminuyó de 7,2 mm a 4,8 mm y la altura media se redujo de 61,8 mm a 27 mm (Tsounis *et al.* 2006). Incluso en zonas protegidas de la pesca durante más de 14 años, las colonias mayores raras veces superaban los 200 mm de altura y el diámetro

basal medio era de sólo 4,8 mm, correspondiente a una edad media de 7,5 años (Tsounis *et al.* 2006). La altura de las colonias aumenta con la profundidad hasta los 40 mm a entre 25 y 50 m y hasta los 60 mm a entre 50 y 90 m; las colonias mayores (de entre 130 y 160 mm de altura) se encuentran en zonas de >50 m de profundidad y que no han sido objeto de recolección (Rossi *et al.* 2008). En cambio, las colonias recolectadas en los decenios de 1950 y 1960 superaban con frecuencia los 500 mm de altura y los 20 mm de diámetro (Liverino 1989). Una recolección de 1962 ante las costas de la Costa Brava (España) constaba de colonias con un diámetro basal de entre 10 y 45 mm (media: 16 mm) y una altura de entre 100 y 500 mm (media: 115 mm) y se calculó que los corales mayores tenían entre 50 y 80 años de edad (Garrabou y Harmelin 2002).

En Francia, el tamaño de las colonias (diámetro basal y altura) en los emplazamientos que no eran objeto de recolección era cuatro veces mayor y su altura media dos veces mayor que la de los corales de las zonas recolectadas (Garrabou y Harmelin 2002). En comparación con los datos históricos de colonias que tenían entre 300 y 500 mm de altura y entre 10 y 30 mm de diámetro, las colonias de las zonas que son objeto de pesca en la actualidad tienen entre 30 y 50 mm de altura, lo que equivale a una media de menos del 10 por ciento del número histórico de pólipos por colonia y entre el 20 y el 30 por ciento del número de pólipos por colonia en las zonas protegidas de la pesca durante entre 10 y 15 años; esas colonias menores producirán menos del 10 por ciento de la progenie por colonia observada históricamente (Bruckner 2009). Las poblaciones examinadas en 1998 en zonas objeto de pesca en Francia (archipiélago de Riou) eran también mayores (altura media: 60 mm; oscilación: entre 40 y 130 mm) que las correspondientes a España (aunque en ese estudio no se examinaron colonias pequeñas). Esas colonias seguían teniendo la mitad de tamaño, aproximadamente, que un hábitat similar de Francia protegido de la pesca desde 1983 (media: 118 mm; oscilación: entre 80 y 170 mm).

El primer estudio de aguas profundas (Rossi *et al.* 2008) hecho en España mostró un aumento de la estructura de tamaño de los corales directamente proporcional a la profundidad de las aguas –de entre 30 y 50 mm de altura en aguas poco profundas (<30 m de profundidad) y entre 100 y 150 mm a entre 80 y 120 m de profundidad– y los corales mayores se encontraban por debajo de las zonas que son actualmente objeto de pesca con escafandra. En época más reciente, zonas de aguas profundas examinadas frente a las costas de Cerdeña contenían también corales mayores. Se hicieron exámenes extensos frente a las costas nordoccidentales, occidentales y meridionales, zonas, todas ellas, que contenían corales mayores que hábitats similares en aguas poco profundas, pero se siguieron observando diferencias correspondientes al grado de presión de la pesca. Digno de mención: 1) la pesca está ahora limitada a esos lechos de aguas profundas, porque las poblaciones de aguas poco profundas han padecido una explotación excesiva, 2) se están aplicando nuevas medidas de gestión más conservadoras y 3) los desembarques procedentes de esas zonas constituyen hasta el 99 por ciento del coral capturado en aguas italianas desde 2000, en comparación con el 35 por ciento en 1983 (Cannas *et al.* 1983), y, sin embargo, más del 50 por ciento de los desembarques no alcanzaban el diámetro mínimo recomendado (10 mm) para ese emplazamiento y basado en un tamaño de muestra de más de 200 colonias (Chessa y Scardi 2009), lo que indica que, aunque no falten colonias mayores, constituyen sólo una porción pequeña de las poblaciones y, a falta de información más completa sobre el estado y las tendencias de la población, es probable que la presión continua sobre esos recursos, provoque un rápido agotamiento de ellos, como el que ya ha habido en aguas poco profundas.

Pacífico: En 1971, tras dos períodos breves de recolección comercial, se calculó que el lecho de Makapu'u (frente a las costas de Hawái) contenía 79.200 colonias de *C. secundum* y la densidad media era de 0.02 colonias/m<sup>2</sup> (Grigg 1976). Desde 1974 hasta 1979, un 40 por ciento, aproximadamente, de las existencias (17.500 kg) había sido recolectado. Seis años después de que cesara la recolección, la densidad de las colonias era similar a los niveles anteriores a ella (0,022 colonias/m<sup>2</sup>), si bien las colonias eran más jóvenes y más pequeñas y no había colonias de más de 35 años de edad. En 2001, el porcentaje de clases de tamaño mayor (entre 20 y 45 años) había aumentado, pero las colonias de mayor edad (entre 45 y 55 años) seguían siendo menos abundantes (Grigg 2002),<sup>2</sup> pese a que no había habido presión de pesca en ese período.

---

<sup>2</sup> Grigg (2002) indica que el tamaño del lecho de Makapu'u aumentó el 20% y la abundancia de colonias era mucho mayor en 2001 (0.3 colonias/m<sup>2</sup>), en comparación con estudios anteriores de los decenios de 1970 y 1980. Sin embargo, los estudios eran más extensos y abarcaban zonas que no se habían examinado antes.

#### 4.5 Tendencias geográficas

Los datos oficiales de la FAO sobre desembarques correspondientes a los 45 últimos años (1962-2007) ilustran el ciclo característico de auge y decadencia de la pesca de Coralliidae, con rápidos aumentos del esfuerzo pesquero y de los desembarques poco después del descubrimiento de un nuevo lecho de coral precioso, seguido de marcadas disminuciones unos años después, una vez agotado el lecho (FAO 2008). Esa tónica se ha repetido a lo largo de la historia de la pesca en todas las localizaciones de las que se sabe que soportan poblaciones comerciales de esos corales, si bien desde 1990 no se han descubierto grandes lechos nuevos comercialmente viables y los desembarques se han mantenido en los niveles históricamente bajos y equivalentes a entre el 10 y el 0 por ciento de los notificados a finales del decenio de 1980 (Carleton y Philipson 1987, Grigg 1989, Santangelo *et al.* 1993, FAO 2008). Se pueden atribuir los cambios en los desembarques a la disminución del recurso, además de una reducción del valor al por mayor del producto, factores ambos que pueden hacer que la pesca no resulte rentable. Por ejemplo, en el período 1981-1982 los mercados quedaron inundados con coral de aguas profundas Midway y de poca calidad, lo que causó una espectacular bajada del precio (Grigg 2002). Se ha sabido que Japón y China (isla de Taiwán) han abandonado la pesca en el Pacífico central a consecuencia de los altos precios de la recolección de aguas profundas y del aumento de los desembarques de coral de poca calidad. Es de suponer que no se abandonó la pesca por una gran disminución de la abundancia o de la biomasa (Kosuge 2007). Sin embargo, si siguiera habiendo abundantes recursos de coral en la cadena de montes submarinos del Emperador, los desembarques deberían contener colonias vivas, grandes, de desarrollo antiguo, en lugar de tan sólo coral de poca calidad, como informó Kosuge (2007). Además, las disminuciones de la densidad y la abundancia del coral desencadenarían aumentos del esfuerzo de pesca necesario para recolectar la misma cantidad, lo que aumentaría su costo. Aunque los taxones conocidos sólo en los montes submarinos del Emperador siguen apareciendo en los datos de la FAO (*Corallium* sp. nov.), se ha visto a arrastreros dedicados a la pesca de coral comercial faenando en esas zonas y los precios de mercado han subido hasta niveles sin precedentes, la producción en los dos últimos decenios representa menos del uno por ciento del rendimiento del decenio de 1980 (FAO 2008), lo que indica que la dramática y permanente (entre 15 y 20 años) disminución de los desembarques es consecuencia del desplome de las poblaciones situadas en aguas internacionales en torno a los montes submarinos del Emperador. De hecho, en los últimos años Japón ha hecho estudios extensos de las aguas profundas de esa zona, incluidas las que en tiempos soportaba grandes poblaciones, y sólo se han observado colonias aisladas (Organismo de Pesca de Japón 2008).

La mayoría de las poblaciones de *Corallium rubrum* del Mediterráneo occidental quedaron agotadas también al cabo de entre cuatro y cinco años de su descubrimiento, lo que provocó el abandono o el traslado del esfuerzo de pesca, a medida que se descubrieron nuevos lechos. Todas las poblaciones mediterráneas de *C. rubrum* frente a las costas de Calabria, Nápoles, Cerdeña, Córcega y algunas zonas costeras francesas y españolas tenían bancos importantes de Coralliidae en el decenio de 1950, pero la mayoría han padecido una explotación excesiva y han dejado de ser comercialmente viables. *C. rubrum* ha quedado también extirpada de al menos una localización al este del Banco de Graham (Canal de Sicilia) (Liverino 1984). Durante el decenio de 1980, al menos 25 localizaciones seguían soportando la recolección de *C. rubrum*, mientras que en la actualidad los únicos lechos comercialmente viables conocidos se encuentran a lo largo de la costa africana desde Marruecos hasta Túnez, en el Estrecho de Bonifacio frente a las costas de la Cerdeña occidental, en Italia, y en la Costa Brava y Mallorca, en España (Tsounis *et al.* 2007).

Numerosas inmersiones exploratorias y estudios con artes de arrastre en busca de corales preciosos hechos en toda la extensión de los océanos Índico, Pacífico y Atlántico a lo largo de los tres últimos decenios han revelado la presencia de corales de la familia Coralliidae, incluido el descubrimiento de nuevas especies, si bien el material ha sido por lo general de poca calidad, poca abundancia y poco valor comercial. Los únicos casos en que se descubrieron grandes lechos valiosos de Coralliidae se produjeron entre los decenios de 1960 y 1980 en el Pacífico más occidental, sobre todo en torno a los montes submarinos del Emperador y las islas de Hawaii. En el último decenio se han descubierto otros emplazamientos con Coralliidae en aguas hawaianas utilizando sumergibles y vehículos dirigidos a distancia, aunque sólo tres de ellos son lo suficientemente grandes para soportar la extracción comercial, incluido uno cuya producción máxima sostenible está calculada en sólo 35 kg por año (Grigg 2002). Además, los emplazamientos en los montes submarinos del Emperador, que en tiempos fueron caladeros productivos, están ahora excesivamente explotados y dos especies están próximas a la extinción comercial (Fujioka 2004, 2008).

## 5. Amenazas

Entre las causas generales de mortalidad de Coralliidae figuran la asfixia bajo acumulaciones de arena, la separación y el hundimiento causados por organismos que debilitan el emplazamiento de la unión basal, la depredación por gastrópodos (*Pseudosimnia* sp.), erizos de mar encidáridos y crustáceos (*Balssia* sp.) y la incrustación por esponjas hexactinélidas, incluidas al menos diez especies de esponjas cliónidas perforadoras (Grigg 1993, Garrabou *et al.* 2001). Dichas esponjas pueden afectar hasta al 50 por ciento de las colonias con desprendimientos y bioerosión conexas (Corriero *et al.* 1997). Entre las repercusiones humanas secundarias figuran la contaminación, la sedimentación, el turismo y el buceo recreativo (Mediterráneo) y la extracción accidental o la degradación de los hábitats relacionados con la pesca con palangre y la pesca de arrastre (Pacífico occidental). Se han equiparado las repercusiones bénticas de los aparejos móviles con las de las técnicas de tala de bosques de crecimiento avanzado (Watling y Norse 1998), pues las redes extraen las colonias octocorales de las rocas en las que crecen.

La principal amenaza directa a las especies de la familia Coralliidae es la recolección excesiva para el comercio de corales preciosos, industria caracterizada por ciclos de auge y decadencia durante más de 5.000 años en el Mediterráneo y durante unos 200 años en el Pacífico. Las repercusiones de la pesca resultan exacerbadas aún más por métodos destructivos de recolección, sobre todo los aparejos no selectivos, como, por ejemplo, las rastras y los palangres, además de la pesca con escafandra, cuando se practica de modo que extrae todas las colonias mayores de determinado tamaño de los trechos. Las repercusiones de la pesca resultan agravadas por los factores naturales de tensión y el cambio climático, en particular en las aguas poco profundas, en las que se han documentado episodios de mortalidad en masa. La acidificación del océano y la disminución de los niveles de saturación de aragonita son un motivo de preocupación cada vez mayor en el caso de las poblaciones de aguas profundas, pues las colonias pueden empezar a producir esqueletos más débiles y experimentar periodos extensos sin calcificación.

En el Mediterráneo, la intensa recolección habida en los 200 últimos años ha causado una grave merma de la mayoría de las existencias de *Corallium rubrum* comercial, por lo que existe consenso en considerar que las poblaciones de aguas poco profundas, hasta 50 m de profundidad están ahora excesivamente explotadas en toda la región (Garrabou *et al.* 2001, Santangelo *et al.* 1993, Santangelo y Abbiati 2001, Tsounis *et al.*, en prensa, Seminario sobre el coral rojo: Nápoles (Italia) 2009). Algunas de las primeras noticias sobre las mermas de los recursos se remontaban al decenio de 1880, tras el descubrimiento de grandes lechos entre Sicilia y Túnez, lo que provocó una afluencia sin precedentes de casi 2.000 barcos, que rápidamente agotaron los caladeros (Tescione 1973). Los datos sobre desembarques en el Mediterráneo compilados por la FAO ilustran también una acelerada disminución (80 por ciento) desde 98 t en 1978 hasta 20,5 t en 1998 (figura 3 del Anexo, FAO 2008). Algunos señalan que se debe a una sustitución de rastras, no selectivas, por la pesca con escafandra, pero 1) donde primero se prohibieron las rastras fue en Cerdeña en 1989 y en el resto del Mediterráneo se hizo en 1994, mientras que la mayor disminución de los desembarques (casi el 60 por ciento) ocurrió entre 1978 y 1984, 2) los desembarques muestran rápidas fluctuaciones según los países, que no reflejan cambios de gestión y 3), como la introducción de la pesca con escafandra se remonta al decenio de 1950, la mayoría de los desembarques procedentes de aguas poco profundas reflejan la recolección con escafandra y no la utilización de rastras. Además, hay noticias históricas de recolección de coral por buceadores por libre que siguieron, entrado el decenio de 1980, en algunas zonas cerca de la costa, pero esos emplazamientos ahora carecen en gran medida de colonias que hayan alcanzado el tamaño mínimo de recolección legal. Si bien constituye un reflejo parcial de una disminución del peso total de las capturas, se debe también a la falta de colonias grandes y a un consiguiente aumento de las colonias pequeñas extraídas. Frente a las costas de la Costa Brava (España), donde la recolección mínima legal es de 7 mm, el diámetro basal medio de una recolección profesional fue de 7,8 mm, indicio de unas existencias casi agotadas (García Rodríguez y Massò 1986), y, según un estudio de la pesca independiente, el diámetro basal era de sólo 4,8 mm (Tsounis *et al.* 2006). Las tendencias observadas por García Rodríguez y Massò en 1986 se están dando ahora en Marruecos, donde la altura media de las colonias en dos existencias recolectadas –Topo – Cala Iris y Sidi Hsein– era de sólo 72,5 mm y 64 mm, respectivamente (Abdelmajid 2009, Zoubi 2009, Tsounis *et al.* en prensa).

También es importante observar que los desembarques han aumentado a lo largo de los diez últimos años desde un mínimo de 20,5 t en 1998 hasta 40,5 t en 2006. Esas brascas subidas recientes pueden deberse a la explotación de nuevas zonas frente a las costas de Marruecos, Argelia y Croacia, así como en las aguas profundas frente a las costas de Cerdeña que históricamente no eran objeto de recolección, mientras se cree que los aumentos en otros países se deben a la recolección de un número cada vez mayor de colonias de tamaño menor (Tsounis *et al.* 2006a). Los datos sobre desembarques de la FAO están agrupados por peso y no dan indicación alguna del tamaño ni la edad de las colonias. Sin embargo,

tanto las evaluaciones biológicas como las notificaciones de los pescadores ofrecen pruebas de que las colonias son substancialmente menores que las notificadas históricamente (Bruckner 2009). El uso actual en el Mediterráneo de recolectar coral con un diámetro basal mínimo de 7 mm hace que el coral recolectado tenga 11 años, aproximadamente, de edad. La recolección de coral de esa edad impide a las colonias lograr su máximo resultado reproductivo potencial (Tsounis *et al.* 2007). En un emplazamiento cuya última recolección se remonta a 1977, las colonias mayores aún no habían alcanzado, 23 años después, el tamaño comercialmente viable (Garrabou y Harmelin 2002).

También se tiene noticia de una rápida explotación excesiva de lechos de Coralliidae poco después de su descubrimiento en la mayoría de los caladeros del Pacífico occidental. Así fue en los caladeros de Miyako, cerca de Okinawa, en 1963 (Morita 1970), y de nuevo en 1965, cuando los pescadores japoneses de coral descubrieron un gran lecho de coral rosado a 400 m de profundidad en los bancos de Milwaukee de la cordillera submarina del Emperador (Grigg 1993). La recolección de Coralliidae alcanzó su nivel máximo de recolección entre 1965 y 1968 (entre 300 y 370 t/año), se redujo aceleradamente en 1968 (103 t), aumentó hasta 222 t en 1969 y después se redujo aceleradamente y siguió siendo escasa durante los años siguientes, hasta que se descubrió una especie de aguas profundas en profundidades comprendidas entre 900 y 1.500 m (Grigg 1993, Organismo de Pesca de Japón 2008). Durante los años de auge de esa pesca, en el decenio de 1980, más de cien barcos coralleros recolectaron hasta 240 t anuales en esos montes submarinos. La producción alcanzó otro punto máximo en 1981, se redujo bruscamente en 1982 por un desplome de los precios del mercado, aumentó después, en el período 1983-1985, hasta su nivel más alto jamás alcanzado y más tarde, en 1989, se redujo hasta unos niveles bajos sin precedentes, cuando los lechos en aguas profundas se agotaron, pese a que su valor era el mayor jamás alcanzado (Consejo Regional de Gestión de la Pesca del Pacífico Occidental 2001, 2003, Grigg 2002).

La recolección no selectiva mediante rastras y palangres está prohibida en los Estados Unidos y en la mayor parte del Mediterráneo, pero pescadores de Japón y de la isla de Taiwán los utilizan en aguas internacionales del Pacífico y en torno al Japón, Okinawa, y las islas Bonin. La muy destructiva Cruz de San Andrés fue prohibida completamente en la Unión Europea en 1994, pero sigue habiendo numerosas observaciones anecdóticas de su utilización: en Córcega ha habido quejas sobre barcos sardos y puede que se utilice ilegalmente en Argelia y Grecia (Harmelin 2007 para la UICN, Dounas *et al.* 2009). Además, aunque la mayoría de los pescadores de *Corallium rubrum* utilizan ahora la escafandra, están explotando cada vez más colonias de tamaños menores y utilizando métodos muy destructivos que afectan a toda la diversidad de tamaños de poblaciones (Santangelo *et al.* 2003), con lo que extraen sus bases completamente y reducen la posibilidad de un nuevo crecimiento.

Desde finales del decenio de 1990, se han observado nuevas causas de perturbación de las poblaciones de *Corallium rubrum* y de mayor gravedad, incluidos varios episodios de mortalidad en masa relacionados con altas temperaturas anómalas y perturbaciones mecánicas debidas a un aumento del buceo recreativo (Mediterráneo) y la recolección como objetos de recuerdo para turistas (Garrabou *et al.* 1998, 2001, 2003). Las simulaciones informáticas muestran que las mortandades en masa que ha habido durante los últimos veranos excepcionalmente calurosos, pueden eliminar poblaciones de aguas poco profundas que ya padecen una recolección excesiva (Santangelo *et al.* 2007). Las poblaciones sanas probablemente se recuperarán de semejantes reveses, pero las excesivamente explotadas tal vez no. Los corales grandes y maduros son los más fértiles y más capaces de restablecer las zonas después de las perturbaciones; además, las colonias grandes tienen más probabilidades de experimentar una mortalidad sólo parcial y de sobrevivir a perturbaciones en gran escala, como, por ejemplo, las anomalías térmicas, mientras que las colonias más pequeñas presentan tasas mucho mayores de mortalidad total de colonias (Tsounis 2009). En 1999 un episodio causó extensa mortalidad a poblaciones de aguas poco profundas (<30 m de profundidad) a lo largo de 50 km de costa en la región francesa de Provenza y se calcula que las pérdidas ascendieron a millones de colonias. Se atribuyó esa mortandad inusual a una enfermedad de hongos y protozoos vinculada con las anomalías en las temperaturas (Cerrano *et al.* 1999, Perez *et al.* 2000, Romano *et al.* 2000, Garrabou *et al.* 2001). Un episodio de mortalidad en masa comparable ocurrió en 1987 en arrecifes de aguas profundas (>80 m de profundidad) entre Marsella y Niza (Rivoire 1991) y en poblaciones de aguas poco profundas en La Ciotat en 1983 (Harmelin 1984). Esas amenazas pueden estar poniendo las poblaciones de coral rojo, sobre todo en los hábitats de aguas poco profundas, en riesgo de extinción local en un futuro próximo. En particular si se combinan con repercusiones humanas relacionadas con la pesca legal e ilegal (Torrents *et al.* 2005, Santangelo *et al.* 2007, Tsounis *et al.* 2007).

## 6. Utilización y comercio

Entre los corales preciosos de la familia Coralliidae figuran especies muy apreciadas en joyería y como objetos artísticos. El valor de los especímenes de Coralliidae depende de las especies recolectadas (C.

*rubrum*, *C. secundum*, *P. japonicum*, *C. elatius*, *C. konojoi* y *Corallium* sp. nov son las más valiosas y constituyen la mayor parte de los desembarques; Cairns 2007) y el tamaño, el color y el estado en el momento de la recolección (de mayor a menor valor: vivos, muertos pero unidos, muertos pero sueltos y comidos por los “gusanos”).

## 6.1 Utilización nacional

Se recolectan corales preciosos de la familia Coralliidae en el mar Mediterráneo occidental y el océano Pacífico nordoccidental, incluidas zonas situadas frente a las costas de Japón y la isla de Taiwán, la isla de Midway y los montes submarinos del Emperador en aguas internacionales y Hawaii. En el Pacífico la recolección de Coralliidae corresponde a dos zonas generales de profundidad: de entre 200 y 500 m y entre 1.000 y 1.500 m. La mayor parte de la recolección de *C. rubrum* en el Mediterráneo corresponde a profundidades comprendidas entre 30 y 120 m y la mayor parte de la recolección en aguas poco profundas (entre 30 y 60 m) se da en España, Marruecos, Francia y otros países, mientras que ahora son objeto de ella zonas de aguas más profundas frente a las costas de Cerdeña y otros emplazamientos, pues las poblaciones de aguas poco profundas ya no soportan la recolección comercial. Los desembarques comerciales de coral precioso (de todas las especies y en todos los emplazamientos) alcanzaron su nivel máximo de 450 toneladas métricas (t) en 1984, se redujeron a 40 t en 1990 y han fluctuado entre 28 y 54 t a lo largo de los 15 últimos años (cuadro 3 del Anexo).

Mediterráneo. Durante más de 5.000 años, la oferta de *Corallium rubrum* fluctuó conforme al descubrimiento de nuevos lechos, la demanda y la estabilidad política y económica de los países ribereños. Algunos de los testimonios más tempranos de su utilización se remontan a la época romana, en la que se usaba el polvo de Coralliidae como antídoto del veneno (Wells 1981). La explotación a escala industrial del coral rojo comenzó en los primeros años del siglo XIX. En 1862, 347 barcos recolectaban coral en esa zona. Al cabo de pocos años, había 1.200 barcos y 24 fábricas italianas elaboraban coral, lo que daba empleo a unos 17.000 pescadores y joyeros (Tescione 1973). Génova y Nápoles (Italia) llegaron a ser los primeros centros de la pesca del coral, cuya recolección se hacía frente a las costas norteafricanas. En 1870, la mayor parte de la pesca del coral en Italia se había trasladado a Torre del Greco, con pesquerías menores en Livorno, Génova y Córcega (Torntore 2002). A raíz del descubrimiento de extensos bancos de coral frente a las costas de Sicilia entre 1875 y 1880, el número de barcos volvió a aumentar, los niveles de recolección se cuadruplicaron y el número de fábricas elaboradoras aumentó a más de 80. Para capturar el coral, se recurría sobre todo a redes de arrastre, en particular la Cruz de San Andrés, cuya utilización comenzó en el decenio de 1830 frente a las costas de Italia y continuó frente a las costas de Cerdeña al menos hasta 1989 y en el resto de las aguas de la UE hasta 1994 (Consejo de la Unión Europea, 1994). La recolección con escafandra (buceo con mezcla de gases) fue introducido en 1950. La mayor parte del esfuerzo pesquero actual en la Costa Brava de España se concentra en aguas poco profundas (entre 30 y 50 m) (Tsounis 2005), mientras que en Italia la pesca con escafandra se ha trasladado a aguas más profundas (entre 80 y 130 m, aproximadamente). En un seminario reciente celebrado en Italia, se recomendó la prohibición de la recolección en aguas poco profundas (>80 m de profundidad), pues se reconoció que las zonas de esas aguas habían padecido una explotación excesiva; sin embargo, sólo Cerdeña tiene una legislación que prohíbe la recolección en aguas poco profundas (Seminario sobre el coral rojo: Nápoles (Italia), 2009).

El total de desembarques de *C. rubrum* del Mediterráneo notificados a lo largo de un período de 30 años (1976-2006) ascendió a 1.250 toneladas métricas (t), de las cuales el 33,5 por ciento procedentes de Italia, el 17,6 por ciento de España, el 15,3 por ciento de Túnez y el 9,9 por ciento de Francia. Los desembarques procedentes de esos cuatro países principales revelan una tendencia decreciente a lo largo de 15 años (una disminución >85%: de 97 t en 1976 a 12 t en 1992) y las reducciones mayores correspondieron a países europeos, principalmente Italia (70 t en 1978 frente a 8 t en 1986). Los desembarques totales correspondientes a esos cuatro países fluctuaron entre 12 y 18 t entre 1992 y 2003, con aumentos progresivos hasta 26 t en 2006. Los desembarques totales procedentes de todos los países africanos revelan fluctuaciones irregulares de 5 a 30 t: Túnez notificó un total de 68 t a lo largo de cuatro años (1979-1982) y Marruecos y Argelia notificaron unas 88 t entre 1988 y 1992. Los desembarques correspondientes a otros seis países han sido <5 t/año, con la excepción de un aumento poco duradero en los desembarques procedentes de las aguas frente a las costas de Grecia (1987-1990) y Croacia (1992-1994). La pesca croata experimentó un marcado descenso después de 1994 y más adelante, en 2005 y 2006, experimentó un marcado aumento. Los desembarques correspondientes a las aguas frente a las costas de Yugoslavia y Turquía a comienzos del decenio de 1990 fueron limitados, mientras que en 2006 se notificaron por primera vez pequeñas cantidades de *C. rubrum* correspondientes a desembarques en Montenegro (FAO 2008).



Pacífico: En el Pacífico, se descubrieron las colonias comercialmente valiosas de *Corallium* y *Paracorallium* frente a las costas de Japón a comienzos del siglo XIX, pero la pesca no prosperó hasta la Reforma Meiji, en 1868 (Kosuge 1993). La mayoría de los desembarques a lo largo del siglo siguiente procedieron de lechos a entre 100 y 400 m de profundidad frente a las costas de Japón (Okinawa y las islas Bonin) y China (isla de Taiwán). En el momento de mayor auge de esa industria, unos 200 barcos pesqueros faenaban en esa zona y cada uno de ellos hacía hasta siete viajes al año (Grigg 1977). A raíz del descubrimiento de lechos de Coralliidae en bancos al norte de la isla de Midway en 1965 y a lo largo de los veinte años siguientes, la mayor parte de la recolección mundial procedió de los bancos de Milwaukee y los montes submarinos circundantes de la cordillera del Emperador. Los desembarques procedentes de los bancos de Milwaukee ascendieron a unas 150 toneladas métricas en 1969, disminuyeron rápidamente hasta el descubrimiento de una especie no descrita hasta entonces (coral de aguas profundas de Midway *Corallium* sp. nov.) en aguas profundas (entre 900 y 1.500 m) frente a las costas de la isla de Midway. Ese descubrimiento provocó un “auge del coral” poco duradero, con un nivel máximo de producción de unas 300 t en 1981. Entre 1981 y 1982, los mercados quedaron inundados con coral, los precios bajaron y >80% de los barcos abandonaron la pesca hasta que la demanda volvió a aumentar y los desembarques alcanzaron un histórico nivel máximo de 400 t en 1988 (Grigg 1993). En 1991, esos lechos quedaron agotados y los desembarques se redujeron en más del 90 por ciento, pues sólo se registraron 3 t a escala de todo el Pacífico, pese a que el valor al por mayor del coral había alcanzado niveles sin precedentes (FAO 2008).

Los desembarques de *Corallium* y *Paracorallium* procedentes del Pacífico y notificados por Japón y China (isla de Taiwán) presentan cinco niveles máximos a lo largo de un período de 45 años (1962-2007). Los mayores desembarques notificados por Japón correspondieron al período 1965-1967 (1.030 t en total), a 1969 (100 t) y al período 1975-1978 (280 t). Desde 1976, los desembarques por parte de pescadores de la isla de Taiwán fueron entre dos y tres veces mayores que los notificados por Japón, con cuatro niveles máximos de desembarques de *C. secundum* in 1969 (112 t), 1976 (102 t), 1981 (270 t) y 1984 (226 t) y un nivel máximo de desembarques de *Corallium* sp. nov. procedente de las islas Midway entre 1983 y 1986 (564 t). Los desembarques correspondientes a la isla de Taiwán siguieron teniendo niveles bajos (<5 t) en los veinte años siguientes, con la excepción de dos pequeños niveles máximos –en 1996 (12 t) y en el período 2002-2004 (35 t)– de *C. elatius* procedentes de los lechos de coral a media profundidad entre la isla de Taiwán y las Filipinas. La producción anual de Japón en el decenio de 1960 correspondió a *C. konojoi*, mientras que entre el 70 y el 90 por ciento de desembarques entre 1979 y 1984 (entre 57 y 91 t/año) correspondió al coral de aguas profundas de Midway. Los desembarques notificados disminuyeron hasta 2.6 t en 1987 y han seguido siendo de <5 t/año a lo largo de los veinte últimos años, la mayor parte correspondiente a *C. elatius* (media: 1.9 t/año) y *C. japonicum* (1,2 t/año) y cantidades menores de *C. konojoi* y *Corallium* sp. nov. (0,22 t/año). En el Pacífico se han recolectado menos de 10 t anuales a lo largo de los quince últimos años (FAO 2008).

En 1966 se inició una pesca mucho menos importante en aguas estadounidenses frente a las costas de Hawaii, a raíz del descubrimiento de *C. secundum* frente a las costas de Makapu'u (Oahu). De 1966 a 1969 se recolectaron 2.000 kg, aproximadamente, de Coralliidae con rastras con redes. En 1969, la industria de corales preciosos de Hawaii produjo dos millones de dólares, aproximadamente, en ventas al por menor, en parte con la recolección propia y el resto en forma de joyas importadas de la isla de Taiwán y de Japón (Grigg 1993, Simonds 2003). De 1972 a 1978 se utilizaron sumergibles tripulados para recolectar el lecho de Makapu'u, pero se abandonó en 1978 por los elevados costos de explotación y por un accidente de buceo (Grigg 2002). En 1988, un barco pesquero autóctono utilizó rastras con redes para recolectar los lechos del monte submarino de Hancock. La mayor parte de sus capturas consistieron en coral rosado muerto o de poca calidad y no se tardó en poner fin a la operación. Durante los 20 años siguientes, Hawaii dependió de las importaciones de Coralliidae procedentes de Japón y de la isla de Taiwán. La pesca estadounidense se reanudó en el período 1999-2000 utilizando sumergibles ocupados por una sola persona y con capacidad para bajar hasta 700 m de profundidad. En 2000, se recolectaron 1.216 kg de *C. secundum* en el lecho de Makapu'u y 61 kg de *C. regale* (*C. lauuense*) en zonas exploratorias frente a las costas de Kailua, en Kona (Grigg 2002). De 2001 a 2009, no hubo recolección. Actualmente, todos los lechos conocidos de Coralliidae en aguas internacionales en torno a las islas de Midway y los montes submarinos del Emperador han quedado agotados y no soportan la pesca comercial en gran escala, si bien en los datos sobre desembarques de la FAO figuran pequeñas cantidades de este taxón (<1.000kg/año) y en fecha tan reciente como 2007 se vio faenar a barcos recolectores de coral en esa zona (Grigg, com. pers.). Aunque no es probable que la presión de la pesca haya afectado a la distribución geográfica de las especies particulares, sí que ha tenido como resultado la

extinción comercial de los lechos y una pérdida de la diversidad biológica debida a la limitación de las conexiones y a la dispersión entre esas subpoblaciones (Baco y Shank 2005).

## 6.2 Comercio lícito

El comercio de Coralliidae reviste la siguiente forma: 1) entero, colonias secadas, 2) ramas no trabajadas y fragmentos de ramas, 3) cuentas y piedras pulidas, 4) joyería manufacturada y 5) polvo, píldoras, gránulos, pomada y líquido. Tradicionalmente, la industria de joyería de moda y de gama alta, que no utiliza corales de pequeño tamaño ni coral reconstituido y engarzado en epoxi, rechazaba las colonias pequeñas (FAO 1984). Sin embargo, la demanda de corales y fragmentos más pequeños, que resultan menos costosos, ha aumentado, en vista de su utilización en los mercados étnico y turístico.

El comercio de Coralliidae, principalmente en forma de cuentas, data al menos del período clásico, en el que hubo exportaciones importantes de Roma a la India. En el siglo XVII, los más importantes centros de comercio de coral eran Nápoles, Marsella y Livorno, desde donde se exportaba a la India y al África occidental. Las exportaciones de *C. rubrum* continuaron hasta finales del siglo XIX, cuando Italia empezó a importar grandes cantidades de Coralliidae del Pacífico occidental procedentes de Japón y a reexportar cuentas de coral elaboradas a Asia y África (Torntore 2002). Actualmente, la industria italiana importa el 70 por ciento, aproximadamente, de su materia prima de Coralliidae del Pacífico, en particular de Japón y de la isla de Taiwán (Castilgigliano y Liverino 2004, FAO 2007, Torntore 2009). En 1988, el valor medio anual de las exportaciones de coral procedentes de Torre del Greco ascendió a casi 30 millones de dólares (Torntore 2002). En la actualidad, Torre del Greco y la zona de Nápoles tienen unas 300 empresas pequeñas y medianas, con unos ingresos de unos 150 millones de euros (214 millones de dólares de los EE.UU.) al año (Carlson y Ascione, com. pers.). Las cuentas de calidad superior alcanzan precios de hasta 50 dólares de los EE.UU. por gramo y los collares cuestan hasta 25.000 dólares de los EE.UU.

En el decenio de 1970, los centros de elaboración de Coralliidae se ampliaron hasta la India, China, Japón y los Estados Unidos. En 1982, el valor anual de la industria del coral rosado en la isla de Taiwán y en Japón ascendió a 50 millones de dólares de los EE.UU. (Castilgigliano y Liverino 2004). Japón importó 28 t en 1987 (ocho millones de dólares de los EE.UU.), con un aumento del 77 por ciento en cantidad y de casi el 200 por ciento en valor en comparación con las importaciones de coral de 1983; en 1988 las importaciones de coral disminuyeron hasta 18 t (4.4 millones de dólares de los EE.UU.). Históricamente, la isla de Taiwán ha sido el mayor proveedor de coral al Japón, con el 56 por ciento, aproximadamente, del valor de las importaciones en 1988. Francia, Italia, España y Túnez exportan también coral al Japón. Los Estados Unidos son el mayor consumidor de todos los corales preciosos; de 2001 a 2008, importaron esqueletos no trabajados y elaboraron productos de Coralliidae procedentes de 55 países, sobre todo de China, la isla de Taiwán e Italia (fig. 4 del Anexo). En 2002, hubo un gran aumento de la exportación de *Corallium* spp. de Italia a los Estados Unidos; unas cinco veces mayores que el año anterior y los siguientes. No se sabe si se trató de la comercialización de unas existencias o del descubrimiento y la recolección de un nuevo lecho de coral. Italia y China exportaron el 90 por ciento, aproximadamente, de todos sus corales preciosos a los Estados Unidos, donde la contribución de Italia disminuyó del 50 por ciento en 2002 a menos del 4 por ciento en 2006. La compra de coral de Tailandia ha aumentado de 0,2 por ciento en 2001 al cinco por ciento en 2006. En 2006, China y la isla de Taiwán enviaron el 84 por ciento de 1.807.357 piezas de coral importadas en los Estados Unidos. Entre las importaciones de productos de Coralliidae figuraron más de 26 millones de piezas trabajadas y 51.456 kg de artículos manufacturados, y 428.644 esqueletos y 6.742 kg de Coralliidae en bruto (no trabajado), principalmente *C. elatius*, *P. japonicum*, *C. rubrum* y *C. secundum*.

## 6.4 Comercio ilícito

La pesca furtiva en aguas de los Estados Unidos ha sido un problema en el pasado. Según algunos cálculos aproximados, casi la mitad de la producción mundial durante los decenios de 1970 y 1980 fue fruto de la pesca furtiva en aguas territoriales de Hawaii. Durante el decenio de 1980, los barcos de coral de Japón y de la isla de Taiwán violaron continuamente la zona económica exclusiva cercana a los montes submarinos de Hancock. En 1985, unos veinte barcos coraleros de la isla de Taiwán pescaron furtivamente 100 t, aproximadamente, de Coralliidae de los montes submarinos situados dentro de la zona económica exclusiva de Gardner Pinnacles y de la isla de Laysan (Grigg 1993). Cada vez hay más noticias de pesca furtiva en la Reserva de las Medas y de recolección ilegal de corales de tamaño menor del autorizado por pescadores autorizados frente a la Costa Brava de España (Zabala *et al.* 2003, Tsounis *et al.* 2007). La falta de colonias grandes de *C. rubrum* ha hecho

que se pueda vender el coral de cualquier tamaño, como lo demuestra un reciente aumento del valor en el mercado de ramas pequeñas, menores que el diámetro basal legal mínimo de 7 mm, a nada menos que 180 dólares de los EE.UU. la libra (en comparación, el coral de gran calidad y gran diámetro alcanza casi los 700 dólares de los EE.UU. la libra; Tsounis 2009). Lo ideal para los pescadores sería cortar la base del coral rojo, pero los estudios hechos han mostrado que hasta entre el 60 y el 70 por ciento de las capturas de pescadores furtivos confiscadas consistían en la colonia entera con la base y partes del sustrato subyacente aún unidas (Hereu *et al.* 2002, Linares *et al.* 2003).

#### 6.5 Efectos reales o potenciales del comercio

Las recientes presiones de la explotación, a consecuencia principalmente de la demanda de la especie para el comercio internacional, han causado mermas extensas de la población y el agotamiento de enteras zonas de distribución.

### 7. Instrumentos jurídicos

#### 7.1 Nacional

*Unión Europea:* *Corallium rubrum* figura en el Anexo V de la Directiva sobre Hábitats de la Unión Europea (especies de interés comunitario cuya extracción y explotación en el medio silvestre pueden ser objeto de medidas de gestión). *C. rubrum* figura en el Anexo III de la Convención de Berna y en el Anexo III del Protocolo relativo a zonas especiales protegidas y a la diversidad biológica en el Mediterráneo (con arreglo al Convenio de Barcelona). El Gobierno español ha creado reservas para la protección de *C. rubrum* en el mar Mediterráneo (Hunnan 1980). En 1994, la Unión Europea prohibió la utilización del *ingegno* o Cruz de San Andrés para la recolección de Coralliidae en el Mediterráneo (Cicogna y Cattaneo-Vietti 1993, Reglamento N° 1626/94 del Consejo, Consejo de la Unión Europea 1994). En 2006, el ministerio español de Agricultura, Pesca y Alimentación publicó una nueva Orden ministerial para la gestión integral de la pesca en el Mediterráneo, que prohíbe la utilización de palangres en el fondo del mar y redes barrederas de cerco y redes de arrastre a 50 m de profundidad.

*Estados Unidos:* El Plan de Gestión de la Pesca de Corales Preciosos del Consejo de Gestión de la Pesca en el Pacífico Occidental ha regulado la recolección de Coralliidae desde 1983. El Plan de Gestión impone la obtención de permisos válidos para determinados emplazamientos, cupos de recolección para los lechos de corales preciosos, un tamaño mínimo para el coral rosado, limitaciones de los aparejos de pesca y temporadas de pesca. Las zonas en las que se puede recolectar coral comercial abarcan las principales islas hawaianas, la Samoa americana, Guam, Rota, Tinian y Saipan. En las islas hawaianas noroccidentales, que son monumento nacional, está prohibida la extracción de todos los corales preciosos dentro de la Reserva. El Estado de Hawaii prohíbe la extracción y la venta del coral rosado sin permiso y ha establecido un tamaño mínimo (254 mm). California prohíbe la recolección comercial de Coralliidae y Guam prohíbe la recolección comercial de todas las especies de coral sin permiso.

*China:* En enero de 2009 se renovó la regulación de la recolección correspondiente a la isla de Taiwán. Los barcos que recolectan Coralliidae están regulados mediante la concesión de licencias y se han establecidos zonas de recolección y un máximo de días al año para la recolección. Para supervisar la pesca e imponer el cumplimiento de la regulación, se utilizan los datos del sistema de vigilancia de barcos, cuadernos de bitácora, puertos designados para los desembarques, mercados centralizados de subastas y programas de observación. Cincuenta y seis barcos cuentan con licencia para recolectar legalmente *Corallium* y *Paracorallium* y las cantidades de recolección y exportación están limitadas a 200 y 120 kilogramos, respectivamente, por barco y por año. Se pueden sancionar las violaciones con la confiscación de las artes de pesca y la suspensión de la licencia para recolectar *Corallium* y *Paracorallium*.

*Japón:* La recolección de *Corallium* y *Paracorallium* en Japón está regulada por los gobernadores de las prefecturas (Kochi, Okinawa, Kagoshima, Nagasaki), conforme al reglamento de la pesca de la Ley de Pesca y Política de Conservación de los Recursos Marinos. Tanto los pescadores como los barcos están obligados a obtener licencias y existen zonas designadas de recolección. No existen temporadas ni cupos específicos de recolección.

## 7.2 Internacional

En 2008, China incluyó cuatro especies de Coralliidae en el Apéndice III de la CITES (*P. japonicum*, *C. elatius*, *C. konojoi*, *C. secundum*). No hay otros controles ni medidas de gestión del comercio internacional.

## 8. Ordenación de la especie

### 8.1 Medidas de gestión

En el Pacífico se han aplicado o impuesto pocas medidas de gestión de la pesca de Coralliidae, en particular en aguas internacionales, y la pesca se ha caracterizado por la exploración, el descubrimiento, la explotación y el agotamiento (Grigg 1976). Entre los métodos de gestión propuestos o aplicados para las especies de la familia Coralliidae figuran zonas de exclusión de capturas, recolecciones rotativas, temporadas de pesca, tamaño mínimo y prohibiciones de la utilización de rastras no selectivas, si bien las medidas concretas y su eficacia varían según el emplazamiento. La gestión ha estado obstaculizada por problemas de jurisdicción y de imposición del cumplimiento de la regulación, el carácter multinacional de la pesca, la presencia de lechos de corales preciosos en aguas situadas fuera de la jurisdicción de Estado alguno y desconocimiento del estado de la población y la biología de las Coralliidae.

Las zonas excluidas y las recolecciones rotativas son instrumentos eficaces para la conservación de peces de arrecifes con dispersión pelágica de larvas. Sin embargo, en el caso de organismos sésiles y de crecimiento lento como *C. rubrum*, las zonas excluidas son menos eficaces, a no ser que sean permanentes, pues esas especies pueden necesitar hasta cien años o más para la recuperación plena de la población (Francour *et al.* 2001). Actualmente, hay cuatro zonas marinas protegidas en el Mediterráneo nordoccidental que protegen el coral rojo (Francia: 3, España: 1) (Francour *et al.* 2001). Después de 14 años de exclusión en la zona marina protegida de las islas Medas, las poblaciones no han recuperado su estado natural, pues sigue sin haber colonias mayores de 200 mm de altura. Además de la necesidad de zonas de exención permanente de capturas, las zonas marinas protegidas deben ser de gran extensión y establecerse como redes circundantes de las zonas de pesca. Su situación debe basarse en las probabilidades de conectividad entre los emplazamientos que son objeto de pesca y los que no, para garantizar la dispersión de las larvas, dado el alto grado de variabilidad genética entre emplazamientos relativamente próximos y las modalidades típicas de asentamiento de las larvas (dispersión a poca distancia y asentamiento cerca de colonias parentales). En este momento, no hay documentación sobre si el número, el tamaño y el emplazamiento de las zonas marinas protegidas son adecuados para proteger o mantener las poblaciones de *C. rubrum*.

Otra medida en materia de recolección muy utilizada en el Mediterráneo es un diámetro basal mínimo de 7 mm. En Cerdeña es de 10 mm, pero se permite una variación del 20 por ciento. Los datos recientes sobre desembarques de pesca han revelado que >50 por ciento de las colonias tenían menos de 10 mm de diámetro basal (Chessa y Scardi 2009). Como se sabe que la fertilidad y el número de las larvas aumenta con el tamaño de las colonias (altura y número de ramas), el tamaño actual de las colonias de *C. rubrum* recolectadas es insuficiente para proteger las existencias reproductivas. Esas colonias pequeñas pueden reproducirse sólo entre dos y tres veces como máximo antes de la recolección y su pequeño tamaño y la configuración de su ramificación, relativamente limitada, reduce su potencial reproductivo. En varias consultas hechas por la FAO desde 1988, los científicos han indicado que, en vista de las bajas tasas de crecimiento y longevidad de las colonias, es necesario un aumento del tamaño mínimo legal para garantizar una recolección sostenible. Los nuevos estudios sobre la edad y el crecimiento lo han corroborado. Los estudios anteriores expusieron la reproducción en colonias de entre dos y cuatro años de edad (Santangelo *et al.* 2003), pero ahora se indica que dichas colonias pueden tener al menos entre siete y diez años de edad (Torrents *et al.* 2005) antes de reproducirse. En una población de España, Tsounis *et al.* (2007) calcularon una producción máxima sostenible de 98 años, mientras que el uso actual de recolectar las colonias una vez que alcanzan un diámetro basal de 7 mm (once años de edad) da como resultado sólo el seis por ciento de producción potencial. En el informe más reciente, Rossi y Gili (2007) indicaron que habría que aumentar el tamaño mínimo hasta al menos 8,6 mm de diámetro y 100 mm de altura para que las colonias pudieran desarrollar sus ramas de tercer orden y garantizar así un resultado reproductivo que pueda compensar la presión de la pesca.

En aguas de los Estados Unidos, se estableció la producción máxima sostenible a partir de las tasas supuestas de crecimiento y abundancia de los corales de las zonas estudiadas, con un tamaño

(altura) mínimo permisible de recolección. En el lecho de más fácil acceso y emplazamiento del estudio, el lecho de Makapu'u frente a las costas de Hawaii, los bajos niveles de recolección selectiva entre 1972 y 1978 causaron una reducción de la proporción de colonias grandes que seguía siendo visible 20 años después, pese a que no había habido recolección alguna durante ese período (Grigg 2002). La producción mínima sostenible de los Estados Unidos se basa en un tamaño mínimo de recolección de 254 mm de altura, pero la datación reciente con radiocarbono indicó que las colonias crecen entre dos y tres veces más despacio de lo que antes se suponía y las colonias que tienen 280 mm de altura pueden tener en realidad entre 67 y 71 años de edad o aproximadamente tres veces más que la indicada por Grigg 2002, Roark *et al.* 2006.

## 8.2 Supervisión de la población

No hay programas amplios de supervisión de Coralliidae.

## 8.3 Medidas de control

### 8.3.1 Internacional

En 2008, China incluyó cuatro especies de Coralliidae en el Apéndice III de la CITES (*P. japonicum*, *C. elatius*, *C. konojoi*, *C. secundum*). Éste es el único instrumento internacional para la conservación de Coralliidae; no está incluido en ningún otro acuerdo internacional sobre la fauna y la flora silvestres o la pesca y carece de estatuto jurídico internacional. En 2004, los Estados Miembros de las Naciones Unidas acordaron adoptar medidas urgentes para la protección de los ecosistemas marinos vulnerables, como, por ejemplo, los corales de aguas frías. Las medidas no vinculantes adoptadas por una resolución de la Asamblea General de las Naciones Unidas prohíben los métodos de pesca destructivos, incluido el palangre de fondo, que tienen repercusiones perjudiciales en los ecosistemas marinos vulnerables. Dichas medidas son importantes, en vista de que las Coralliidae no están gestionadas por organización regional alguna de gestión de la pesca.

### 8.3.2 Nacional

Véase Consultas *infra*.

## 8.4 Cría en cautividad y reproducción artificial

Actualmente, no hay programas amplios de cría en cautividad de Coralliidae. La Universidad de Pisa (Italia) ha elaborado un método de propagación del coral en substratos artificiales y un pequeño proyecto de cría de *C. rubrum* en substratos artificiales y su trasplante al medio silvestre ha demostrado una proporción de supervivencia relativamente elevada (Cattaneo-Vietti *et al.* 1992, Bramanti *et al.* 2005, Santangelo *et al.* 2007), pero hasta el momento las medidas de restablecimiento siguen siendo muy incipientes y no se han aplicado en gran escala (Tsounis *et al.*, en prensa).

## 8.5 Conservación del hábitat

En el Mediterráneo y en el Pacífico estadounidense hay varios refugios de los que está excluida la recolección. Sin embargo, no están interconectados de un modo que garantice la corriente de genes entre las colonias y en el Mediterráneo la mayoría de esas zonas protegidas tienen poca extensión y son demasiado pocas.

## 9. Información sobre especies similares

El coral bambú y el coral esponja han aparecido en los mercados internacionales como joyería, con frecuencia teñidos de rosa o de rojo y se han vendido como Coralliidae. Los ejemplares de esta última especie tienen configuraciones de crecimiento nítidos y que resultan patentes en el examen con microscopio. Los nudos del coral bambú con substancia negra de gorgonina y la estructura porosa del coral esponja y la configuración reticular de dos colores excluyen su identificación como Coralliidae (Torntore 2009). En el caso de esqueletos o joyería manufacturada y objetos curiosos, que representan la mayor parte del comercio, no hay rasgos suficientes para una identificación fiable en el nivel de la especie dentro de la familia Coralliidae. La identificación taxonómica de octocorales requiere un análisis microscópico de la forma, el tamaño y el color de escleritos (diminutos elementos esqueléticos

calcificados) incrustados en la coenochyme y en la matriz orgánica del esqueleto axial: con la elaboración de la joyería esos rasgos se pierden. Así, pues, puede ser sólo posible identificar los especímenes trabajados en el nivel de la familia (Coralliidae), en particular en los casos en que los especímenes trabajados contienen múltiples especies. Como recientemente se dividió la familia en dos géneros y la futura revisión taxonómica puede crear más, resulta difícil identificar los especímenes trabajados en el nivel del género. Por esa razón, está justificado utilizar los nombres de taxones superiores en los permisos correspondientes a los especímenes trabajados (Res. Conf. 12.3 Parte XIV.e.i). Por lo que se refiere a los corales en bruto o muertos, se suele poder identificarlos en el nivel de la especie. Se pueden identificar las piezas de coral reconstituidas mediante análisis químico o utilizando un microscopio para examinar los anillos de crecimiento (Smith *et al.* 2007). En cuanto al polvo de coral que puede ser objeto de comercio, la especie puede resultar difícil de reconocer, a no ser que vaya indicada en una etiqueta, caso en el que estaría sujeta a lo dispuesto en la Resolución Conf. 9.6 (Rev.).

## 10. Consultas

*Canadá:* Todavía no se han encontrado especies en aguas canadienses, pero es posible que existan poblaciones en montes submarinos o taludes escarpados del Pacífico o del Atlántico. No se tiene noticia de recolección de *Corallium* o *Paracorallium* en el Canadá y no es probable que en el futuro haya una recolección comercial viable.

*Cabo Verde:* Según los documentos y la información disponibles sobre los corales existentes en las aguas de Cabo Verde, no se dispone de información sobre la existencia de ejemplares de la familia Coralliidae (géneros *Corallium* y *Paracorallium*) en Cabo Verde.

*República de Croacia:* El *Corallium rubrum* está protegido por la Ley de Protección de la Naturaleza (Gaceta Oficial 70/05, 134/08) y la Ordenanza sobre la declaración de taxones silvestres protegidos y estrictamente protegidos (Gaceta Oficial 99/09) y está clasificado como especie en peligro en la Lista Roja de Corales de Croacia. El Ministerio de Agricultura, Pesca y Desarrollo Rural regula la pesca de *C. rubrum* mediante las siguientes medidas: exclusión estacional de capturas, máximo de 200 kg recolectados por año y por licencia (*Regulación de la pesca comercial en el mar (Gaceta Oficial 6/06, 46/06, 66/07, 121/08, 146/08)*): se puede hacer la recolección a mano con o sin aparejos y otros instrumentos impulsados por la fuerza humana; máximo de dos hachas para arrancar coral (*Regulación de los aparejos*); se deben indicar en la licencia las especies, los instrumentos de pesca y las zonas de pesca autorizadas (*Regulación de licencias de pesca comercial en el mar y registro de licencias (OG 155/05, 135/06, 133/07)*). No se conceden nuevas licencias para la pesca comercial (incluida la extracción de coral) hasta que se disponga de indicadores de su estado basados en datos científicos (*Regulación de la pesca comercial en el mar (Gaceta Oficial 6/06, 46/06, 66/07, 121/08, 146/08)*). Las investigaciones preliminares hechas en aguas croatas revelan que ese recurso renovable no se está explotando de forma sostenible. El examen de todos los datos disponibles indica que la mayor parte de las existencias en aguas poco profundas de Croacia están agotadas. Además, las tendencias recientes en materia de pesca furtiva de colonias de juveniles y episodios de mortalidad en masa a causa de las anomalías térmicas o la contaminación amenazan la supervivencia de las poblaciones de aguas poco profundas. Sólo se puede calibrar la importancia de la pesca en las poblaciones con una comprensión detallada de los métodos de pesca, es decir, no sólo el rendimiento por inmersión y buceador, sino también a qué profundidad, durante qué temporada y otros datos accesibles sólo en la bibliografía al respecto y gracias a entrevistas a pescadores.

*Gibraltar:* El coral rojo está totalmente protegido en Gibraltar con arreglo a la Ley de Protección de la Naturaleza de 1991, Anexo V y Lista 1. Están prohibidas todas las formas de comercio de la especie con arreglo a la Ley de Especies Amenazadas de 1990. Ahora se considera una especie muy poco común en las aguas de Gibraltar, pues ha desaparecido de las aguas poco profundas cercanas al territorio. También el comercio es poco común.

*Italia:* No se ha facilitado información sobre el estado y la gestión de la población mediante el proceso de consulta sobre el estado de la zona de distribución.

*México:* Los datos sobre las especies *Corallium* y *Paracorallium* son muy escasos. No hay testimonios de esos géneros en México y, al parecer, en el océano Pacífico oriental mexicano sólo se encuentra *C. ducale* (que no es objeto de comercio internacional), aunque se dispone de muy pocos datos al respecto. Esos géneros no figuran en el Reglamento de Especies Amenazadas (NOM-059-SEMARNAT-2001). No se han concedido permisos para recolectar y no hay información sobre actividades ilegales relativas a dichas especies.

*Mónaco*: El hábitat de *Corallium rubrum* está protegido y no se permite su explotación.

*Montenegro*: El *Corallium rubrum* está protegido con arreglo al Decreto sobre la protección de ciertas plantas y especies animales ("Fig. CG Gazette" nº. 76/06) promulgado por el Instituto de Protección de la Naturaleza de 12 de diciembre de 2006. Se han rechazado las recientes solicitudes de permisos por la condición de protegido del coral y la vulnerabilidad de su población.

*Marruecos*: Desde su descubrimiento el coral rojo ha sido objeto de una extensa explotación cuyos efectos perjudiciales han resultado patentes. Un estudio de su abundancia hecho en 2003 reveló que una zona de Xauen y Tofino no tenía rastros de coral rojo. Otra zona de esa región tiene un sustrato predominantemente rocoso y es una zona de concentración de coral rojo. El rendimiento más productivo se obtuvo entre 80 y 90 m de profundidad, donde el coral rojo tiene un tamaño intermedio de 113,6 mm y distribución agrupada. Como el coral rojo es un recurso limitado de gran longevidad y crecimiento muy lento, ese recurso requiere una explotación racional y adecuada, que esté en consonancia con la capacidad de producción del ecosistema. En 2005, el Departamento de Pesca promulgó el decreto 2-04-26, de 6 hija de 1425 (17 de enero de 2005), en el que se disponen las condiciones y los procedimientos para la recolección del coral. El decreto sobre la pesca 2.655-06, de 21 choual de 1427 (13 de noviembre de 2006), regula el coral rojo mediante cupos.

*Nueva Zelanda*: En la zona económica exclusiva de Nueva Zelanda se dan varias especies no descritas, pero se dispone de pocos datos fiables sobre su estado de conservación. Ahora *Corallium* figura como taxón marino vulnerable en las zonas de la Organización Regional de Ordenación Pesquera del Pacífico Meridional (SPRFMO). Conforme a la Lista 7a de la Ley de Fauna y Flora Silvestres, de 1953, todas las especies de coral rojo están declaradas "especies marinas que son animales", por lo que están absolutamente protegidas en toda Nueva Zelanda y en todas las zonas pesqueras neozelandesas. No hay datos sobre el comercio. La captura accidental de *Corallium* se da en la pesca de arrastre por los montes submarinos. Se mantienen registros de pesca béntica accidental (incluidos los taxones de *Corallium*); los observadores deben devolver las submuestras de corales. Se facilitan a los observadores manuales detallados para que mejore la identificación en el mar. También se pide a los pescadores que notifiquen el desembarco de todos los corales.

*República de Eslovenia*: En las aguas eslovenas no existen especies de la familia Coralliidae, por lo que no están protegidas con arreglo a la legislación eslovena.

*Tailandia*: Las especies están protegidas con arreglo a la Ley de Protección y Reserva de los Animales Silvestres: sin embargo, no se han notificado las especies en aguas de Tailandia y no son objeto de comercio.

*Turquía*: La pesca de corales en aguas turcas está prohibida por la legislación y la reglamentación relativa a la pesca. No se dispone de información científica sobre el estado actual de los corales.

## 11. Observaciones complementarias

### 11.1 Cuestiones de ejecución

No se espera que la introducción desde el mar (Artículo IV, párrafos 6 y 7) sea una cuestión importante en relación con las Coralliidae en el mar Mediterráneo ni en el océano Atlántico. No está claro hasta qué punto puede serlo en el Pacífico.

Identificación de los productos objeto de comercio. Como reconocimiento de que la identificación de productos de Coralliidae en el nivel de las especies es difícil, hemos propuesto en CoP15 Doc.XX que las Partes acuerden enmendar la Resolución Conf. 12.3 (Rev. CoP14) para que se puedan identificar los especímenes trabajados de Coralliidae en permisos y certificados CITES en el nivel de género o de familia. Además, se está preparando una guía de identificación de corales preciosos, centrada en los productos objeto de comercio, que estará disponible en la fecha efectiva de la inclusión, en caso de que se apruebe la propuesta. También se está preparando un cuadro en el que se indicará la distribución geográfica (por países) de las especies de la familia Coralliidae, que estará disponible en la CoP15. Durante el período de dieciocho meses de aplazamiento de la ejecución, será importante recopilar referencias, determinar los expertos a quienes se podría consultar e impartir capacitación para que los funcionarios de fronteras puedan identificar los especímenes objeto de comercio.

Especímenes anteriores a la Convención. Varias entidades participantes en la industria del coral rojo mantienen existencias de especímenes en bruto y semiacabados de Coralliidae. Durante el período de dieciocho meses de aplazamiento de la ejecución, las Autoridades Administrativas de los países en que dichas entidades estén radicadas deberán colaborar con la industria para emprender un proceso de preparación de inventarios o recuento de otra índole del material anterior a la Convención. Así se ha hecho en relación con otras especies y las Autoridades Administrativas deben poder extraer enseñanzas de las experiencias pasadas para establecer los procedimientos necesarios.

Efectos personales y domésticos. Hemos recomendado en CoP15 Doc.XX que las Partes acuerden enmendar la Resolución Conf. 13.7 (Rev. CoP14) a fin de que incluya una exención de los requisitos para la obtención del permiso CITES a los efectos personales y domésticos hasta un máximo de siete especímenes acabados de Coralliidae, siempre que el peso total no supere los 2 kg.

Dictámenes sobre extracciones no perjudiciales. Para prestar asistencia a las Partes que deban preparar dictámenes sobre extracciones no perjudiciales, señalamos a su atención las actas del Seminario de Expertos en Dictámenes sobre Extracciones no Perjudiciales, celebrado en Cancún (México) en noviembre de 2008 (véase AC24 Doc. 9), incluido el informe del grupo de trabajo sobre invertebrados acuáticos y los estudios de casos relativos a los corales negros (*Antipatharia*) y los corales rocosos (*Scleractinia*). En los casos en que haya que aplicar o mejorar medidas de ejecución de la ley, las Partes deben utilizar el período de dieciocho meses de aplazamiento de la ejecución para llevar a cabo esos cambios. También se pueden encontrar medidas de gestión en las Actas del Primer Seminario Internacional sobre ciencia, gestión y comercio de *Corallium* (Bruckner y Roberts, eds. 2009) y en las actas del Seminario Internacional sobre ciencia, gestión y comercio del coral rojo: enseñanzas procedentes del Mediterráneo (en prensa).

## 11.2 Reducción de la población silvestre

La abundancia y la biomasa suelen ser factores importantes para la evaluación del estado y las tendencias de la población de las especies objeto de pesca. Sin embargo, en el caso de especies sésiles, el tamaño y las relaciones con la densidad son medidas más importantes, pues el tamaño es un importante factor determinante de la primera reproducción, del resultado reproductivo y de la supervivencia de las colonias y la densidad está relacionada con la probabilidad de fecundación. Al aumentar su tamaño, las colonias desarrollan configuraciones más complejas de la ramificación que originan un aumento exponencial de los pólipos. No se pueden comparar directamente los datos de la abundancia entre poblaciones ni dentro de los lechos particulares con el paso del tiempo, porque se dan de forma irregular dentro de ellos por las diferencias del hábitat disponible en una zona ocupada por ese coral y rasgos muy variables, como, por ejemplo, las grietas y los afloramientos que no están distribuidos uniformemente en todo el hábitat. Además, no es probable que los números de colonias por sector brinden una indicación del estado ni de las tendencias de la población, dados sus rasgos de historia vital, entre ellos: 1) una existencia sésil, 2) tasas elevadas de reclutamiento en las zonas localizadas, que originan poblaciones densas de colonias pequeñas y sin ramificación, caracterizadas por tasas altas de mortalidad temprana y 3) la formación de grandes colonias tridimensionales, muy ramificadas y de larga vida, que se reproducen anualmente a lo largo de toda su vida, en caso de que no padezcan perturbaciones físicas (recolección).

En el caso de *C. rubrum*, las colonias pequeñas suelen darse en grandes conglomerados, porque se asientan relativamente cerca de aquellas con las que están emparentadas; esas colonias de pequeño tamaño carecen de morfología ramificada y presentan tasas mayores de mortalidad natural. Al aumentar de tamaño, necesitan más espacio, pero con el tamaño aumenta también la supervivencia. Si logran alcanzar un gran tamaño, las poblaciones acaban volviéndose menos densas, con menor abundancia total en todo el lecho, pero un mayor número potencial de pólipos. Por ejemplo, una sola colonia grande de entre 300 y 500 mm de altura puede contener más pólipos que 100 o más colonias pequeñas de entre 30 y 50 mm de altura, como las que se encuentran hoy en el Mediterráneo. El aumento del número de pólipos está relacionado parcialmente con el tamaño (las colonias mayores tienen un mayor número total de pólipos, pero carecen de ellos en las porciones basales y los pólipos pueden ser más densos, pero menores en las puntas de las ramas), pero lo que es más importante es que aumenta con el grado de ramificación, que es mucho más extensa en las colonias grandes. Por esas razones, las estructuras de tamaño y edad brindan una mejor indicación de la disminución de la población, pues la pesca selecciona el tamaño (las primeras colonias que se extraen son las mayores) y una reducción del número de colonias grandes puede originar un aumento de las colonias pequeñas, al quedar más espacio disponible para soportar el asentamiento de larvas. Los datos de la estructura de la población son también más útiles para identificar un cambio en la proporción de colonias maduras/inmaduras en transformación,



lo que resulta más funcional como base para adoptar decisiones sobre la gestión con miras a garantizar un reclutamiento mínimo, en particular en el caso de los animales sésiles, que requieren cierta densidad para garantizar el éxito de la fecundación (Bruckner 2009, Tsounis *et al.* en prensa).

La de la densidad puede ser una importante medida, pero debe combinarse con los datos del tamaño. Estas especies presentan una reproducción dependiente de la densidad y, como suelen darse en densidades pequeñas, pueden quedar reproductivamente aisladas, si se reduce aún más su densidad. Todas las especies conocidas del Pacífico y poblaciones de aguas profundas de *C. rubrum* se dan de forma natural con una densidad relativamente pequeña (normalmente, <1 colonia/m<sup>2</sup>) y toda mayor reducción de la densidad duplica o triplica la distancia entre colonias, lo que podría originar un efecto de Allee. Si bien la escasa densidad es menos problema en el caso de las especies *Corallium*, que dispersan sus gametos (porque todas las colonias sueltan sincrónicamente un grupo de gametos en el agua), *C. rubrum* requiere la fecundación interna, que no ocurre, si una colonia masculina está separada de una femenina por una distancia demasiado grande.

Si bien los datos relativos a desembarques no pueden por sí solos brindar información sobre el esfuerzo de pesca, la documentación sobre aumentos rápidos del número de barcos poco después del descubrimiento de un nuevo lecho de Coralliidae corresponde a aumentos en los datos de capturas notificadas. Con cada nuevo descubrimiento, las capturas empezaron a disminuir al cabo de varios años de pesca intensa hasta que dejó de resultar económicamente viable y se abandonaron los lechos, con lo que se perpetuaba un ciclo de auge y decadencia. Desde finales del decenio de 1980, no se han descubierto nuevos lechos y las capturas notificadas han seguido teniendo niveles bajos, en particular las del Pacífico. En el caso de los corales preciosos, carece de fundamento la afirmación de que no se puede deducir la reducción de la biomasa a partir de la disminución del rendimiento. Hubo casos aislados en los que el mercado quedó inundado con coral de poca calidad y los precios bajaron efectivamente, con lo que los niveles de la pesca resultaron inviables. Sin embargo, los precios se recuperaron rápidamente y los desembarques aumentaron al menos durante un corto período, antes de desplomarse por el agotamiento de las existencias de Coralliidae. Como en la mayoría de los casos, el aumento de los precios es paralelo a la disminución del rendimiento, al no haber leyes que limiten el esfuerzo de pesca en aguas internacionales. La tres únicas excepciones han sido un nivel máximo en 1968 de *C. konojoi* procedente de los lechos a media profundidad en los montes submarinos del Emperador, el primer nivel máximo en Midway en el período 1981-1982 y el descubrimiento de lechos de coral muertos en los bancos de Sciacca. Así, pues, en la mayoría de los casos podemos decir sin miedo a equivocarnos que los aumentos rápidos, seguidos de disminuciones aceleradas, notificados por un país determinado indican una merma del recurso (Bruckner 2009, Tsounis *et al.* en prensa).

Si bien el total de capturas está relacionado, al menos parcialmente, con el esfuerzo de recolección, las capturas notificadas por peso no brindan indicación de la calidad y la edad de los corales. Es posible lograr el mismo rendimiento extrayendo un número mayor de colonias pequeñas, como ya se ha visto en el Mediterráneo. Aunque los datos de las capturas (peso total) del Mediterráneo han aumentado ligeramente en los cinco últimos años, hay noticias de un aumento de la extracción de colonias más pequeñas, lo que subraya la presión en aumento sobre el recurso para mantener el comercio internacional (Tsounis *et al.*).

### 11.3 Seminarios internacionales sobre ciencia, gestión y comercio de Coralliidae

Para abordar cuestiones planteadas en la CoP14 en relación con la propuesta de inclusión en el Apéndice II, los Estados Unidos aportaron financiación parcial para los dos seminarios sobre ciencia, gestión y comercio de especies de la familia Coralliidae y participaron en ellos. El primero se celebró entre el 16 y el 20 de marzo de 2009 en Hong Kong y el segundo entre el 23 y el 26 de septiembre de 2009 en Nápoles (Italia). Expertos internacionales de los gobiernos, del mundo académico, de ONG, de la FAO, de la industria y de la Secretaría de la CITES compartieron datos biológicos, pesqueros y comerciales.

## 12. Referencias

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 1<sup>st</sup> 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 off 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 1<sup>st</sup> 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 *Symphodium 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.
- Castilgiano, 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 Bonnifacio” (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 Mediterranee occidentale et leur exploitation rationnelle. FAO Rapport No 306 sur les Peches, 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](http://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](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](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 UNIH-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 gorgonian corals. *Ecology* 58: 278–290.
- Grigg, R.W. 1982. Economics and future development of the precious coral fishery in the Pacific. *Infish* 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 Mediterranee occidentale et leur exploitation rationnelle.* FAO Rapport No 306 sur les Peches, 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 Corallidae 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. Mortalite massive d'invertebres marins: un evenement sans precedent en Mediterranee nord-occidentale. *C. R. Acad Sci Ser III Life Sci.* 323:853-865.
- Ridley, S.O. 1882. On the arrangement of the Coralliidae, with descriptions of the new or rare species. *Proc. Zool Soc. London* 1882:221-233.
- Rivoire, G. 1991. Mortalite de corail et de gorgons en profondeur au large des cotes provencales. In : Bourdoursque C.F., M. Avon, and V Gravez (eds) Les especes marines a proteger en Mediterranee. 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'ete 1999. Une explication partielle de la mortalite d'invertebres 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 Hawai'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.
- Tortore, 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..
- Tortore, 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 Capo 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.

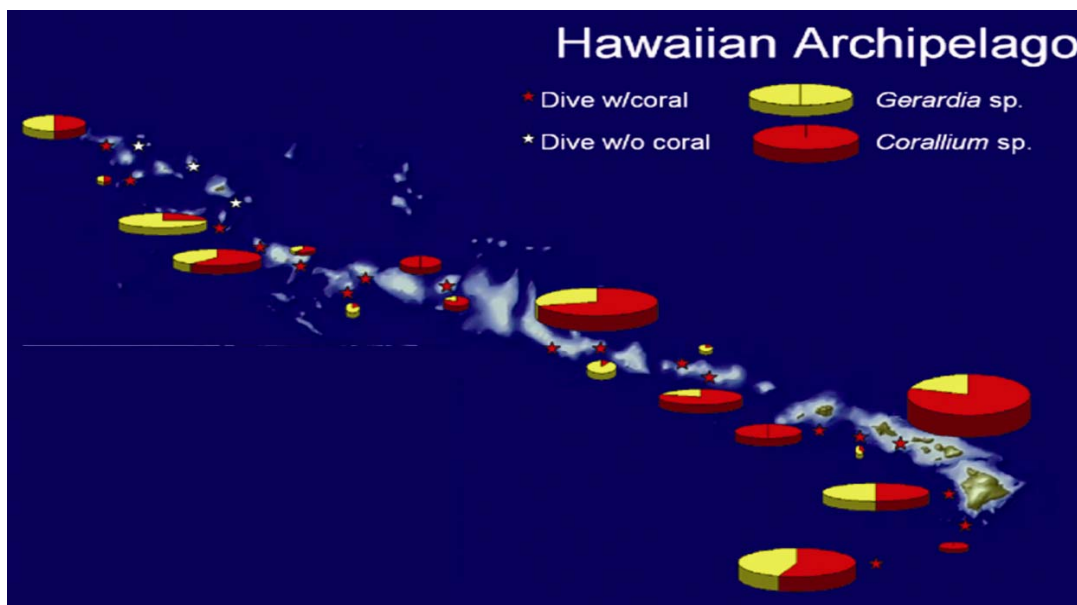


**Cuadro 1.** Especies de la familia Coralliidae. Las especies con \* corresponden a un nuevo género que se les ha asignado: *Paracorallium* (Bayer y Cairns 2003). Las especies de valor comercial van escritas en negrita (Torntore 2002). <sup>3</sup> se refiere a dos especies no descritas de la isla de Midway que se encuentran en aguas profundas: el coral granate se da en profundidades comprendidas entre 700 y 900 m y el coral de aguas profundas en profundidades comprendidas entre los 800 y los 1.500 m. Otras especies son *C. boshuense*, *C. niveum*, *C. porcellanum*, *C. pusillum*, *C. vanderbilti* y *C. variabile*, además de al menos siete especies cuyo nombre no está confirmado.

ESPECIE	DISTRIBUCIÓN	Profundidad (m)	CITA
<i>C. abyssale</i>	Hawaii		Bayer 1956
<i>C. borneense</i>	Borneo		Bayer 1950
<i>C. ducale</i>	Pacífico oriental de México		Bayer 1955
<b><i>C. elatius</i></b>	Pacífico occidental desde las Filipinas septentrionales hasta Japón y la isla de Taiwán; Mauricio; Palau	150-330	Ridley 1882
<i>C. halmaheirensis</i>	Indonesia		Hickson 1907
<i>C. imperiale</i>	Pacífico oriental; Baja California	600	Bayer 1955
<i>P. inutile</i> *	Japón, Tonga <sup>2</sup>	100-150; 300-350 <sup>2</sup>	Kishinouye 1903
<b><i>P. japonicum</i></b> *	Pacífico occidental en torno al Japón, Okinawa e islas Bonin; Vanuatu <sup>2</sup>	80-300; 250-450 <sup>2</sup>	Kishinouye 1903
<i>C. johnsoni</i>	Atlántico nordoriental		Gray 1860
<i>C. kishinouyei</i>	Pacífico oriental		Bayer 1996
<b><i>C. konojoi</i></b>	Pacífico occidental desde Japón hasta las Filipinas septentrionales; Palau; islas chinas de Hainán, islas Solomon <sup>2</sup>	50-200; 262-382 <sup>2</sup>	Kishinouye 1903
<b><i>C. lauuense (C. regale)</i></b>	Hawaii	390-500	Bayer 1956
<i>C. maderense</i>	Atlántico oriental		Johnson 1898
<i>C. medea</i>	Atlántico occidental: desde el cabo Hatteras hasta el estrecho de la Florida; montes oceánicos frente a las costas del Brasil	380-500	Bayer 1964, Castro et al. 2003
<i>C. niobe</i>	Atlántico occidental		Bayer 1964
<i>P. nix</i> *	Nueva Caledonia	240	Bayer 1996
<i>C. reginae</i>	Indonesia		Hickson 1905
<b><i>C. rubrum</i></b>	Mediterráneo y Atlántico oriental: Grecia, Túnez, Córcega, Cerdeña, Sicilia, Portugal, Marruecos, Canarias e islas de Cabo Verde.	5-300	Linnaeus 1758, Weinberg 1978
<i>P. salomonense</i> *	Archipiélago de Chagos, Océano Índico	217-272	Bayer 1993
<b><i>C. secundum</i></b>	Aguas del Pacífico occidental en torno a Hawaii, Japón y la isla de Taiwán; islas chinas de Hainán, en "el estrecho" de Hong Kong	350-500 (pocas colonias a 230 m)	Dana 1846
<i>P. stylasteroides</i> *	Mauricio; Samoa occidental <sup>2</sup>	136; 350-360 <sup>2</sup>	Ridley 1882
<i>C. sulcatum</i>	Japón		Kishinouye 1903
<i>P. thrinax</i> *	Nueva Caledonia	240	Bayer 1996
<i>P. tortuosum</i> *	Canal de Pailolo, Hawaii, Tonga <sup>2</sup> ,	153-173; 325 <sup>2</sup>	Bayer 1956
<i>C. tricolor</i>	Atlántico oriental		Johnson 1898
<b><i>C. sp. nov.</i></b> <sup>3</sup>	Isla de Midway hasta los montes submarinos del Emperador	700-1500	Grigg 1982

Detalle: En el Pacífico occidental, la familia Coralliidae está distribuida desde Japón hasta las Filipinas septentrionales (19° N-36° N) y desde las islas de Hawaii (20° N) hasta los bancos de Milwaukee (36°N; aproximadamente 3.800 km) (Grigg 1974) en dos profundidades: entre 90 y 575 m y entre 1.000 y 1.500 m (Grigg 1974, Baco y Shank 2005), incluidas 1) *C. secundum* y *C. regale*, que se encuentran desde las costas del archipiélago de Hawaii (20°N) hasta los bancos de Milwaukee (36°N) a entre 350 y 475 m de profundidad; 2) *Corallium* sp. nov., que se encuentra desde la isla de Midway hasta los montes submarinos del Emperador, 28°-36°N y a 1.000-1.500 m de profundidad; 3) *P. japonicum*, que se encuentra en Japón frente a las costas de Okinawa y las islas Bonin, en los bancos situados entre Okinawa y la isla de Taiwán, frente a las costas de las islas Pescadores, cerca de la isla de Taiwán y en el mar de la China Meridional, 26°-36°N entre 100 y 300 m de profundidad; 4) *C. konojoi* desde las Filipinas septentrionales hasta Japón, en la latitud 19°-36°N y a entre 50 y 150 m de profundidad y 5) *C. elatius* desde las Filipinas septentrionales hasta Japón, en la latitud 19°-36°N y a entre 100 y 330 m de profundidad (Grigg 2002). También se encuentran colonias aisladas de Coralliidae frente a las costas de Australia, las islas Solomon, Vanuatu, Fiji, Kiribati, Tonga, Samoa y las islas Cook, a entre 200 y 500 m de profundidad (Harper 1988), en aguas internacionales de la cordillera submarina de Nueva Inglaterra (Océano Atlántico) y en aguas estadounidenses frente a las costas de la Florida (en los lechos de *Lophelia*, en el estrecho de la Florida), California (montes submarinos de Davidson), Alaska (montes submarinos del golfo de Alaska), Guam (Grigg 1974, Tiffin 1990, DeVogelaere *et al.* 2005, Etnoyer y Morgan 2005) y en tres emplazamientos de la Samoa americana (Carleton 1987).

**Fig. 1.** Emplazamientos de 16 lechos de corales preciosos en el archipiélago de Hawaii, de los que se sabe que contienen poblaciones de *Corallium lauuense* y *Corallium secundum*. El tamaño del lecho y la relativa abundancia de *Corallium* está indicada por el tamaño del diagrama de sectores. Fuente: Laboratorio de Investigaciones Submarinas de Hawaii.



**Cuadro 2.** Recolección total (kg) de *Corallium* procedente de los montes submarinos del Emperador, en el Pacífico occidental. Para la recolección de Japón correspondiente al Pacífico occidental y los “caladeros de Midway”, se utilizaron rastras, mientras que para la recolección en “todas las zonas” se recurrió a sumergibles. <sup>1</sup>En 1990 y 1991, los datos sobre recolección de Japón corresponden a la obtenida tanto con sumergibles como con rastras. Fuente: Grigg (1993).

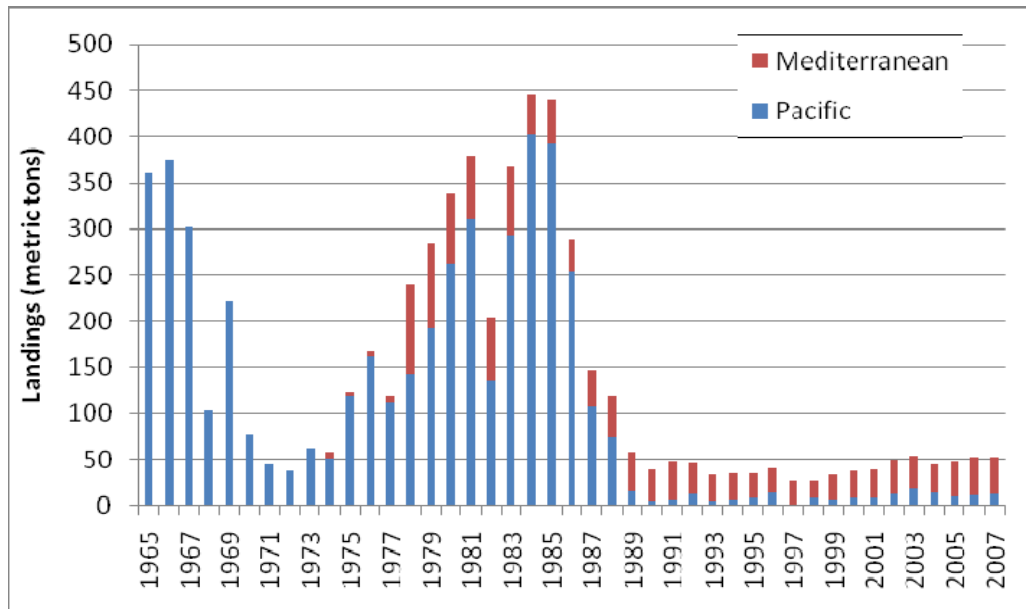
Año	Japón			Isla de Taiwán
	Pacífico occidental	Caladeros de Midway	Todas las zonas	Todas las zonas
1979	14,516	76,988	0	123,000
1980	10,227	74,228	0	154,000
1981	5,381	30,484	775	254,000
1982	3,000	52,166	551	69,200
1983	2,947	51,087	306	109,000
1984	3,315	33,164	634	157,000
1985	2,366	9,322	816	214,000
1986	1,268	1,650	1,261	141,000
1987	1,986	585	425	106,000
1988	1,605	217	1,082	50,000
1989	1,057	1,961	938	5,400
1990			2172 <sup>1</sup>	1,000
1991			1390 <sup>1</sup>	1,000

**Cuadro 3.** Recolección anual de *C. secundum* en el lecho de Makapu'u, Hawaii (Estados Unidos). Los datos correspondientes al período 1999-2000 incluyen 61 kg de *C. lauuense* recolectada en zonas exploratorias frente a las costas de Kailua, en Kona. Fuente: Grigg (1993).

Año	Aparejo	Recolección (Kg)
1966-69	Rastra	1,800
1970-72	No hay recolección	0
1973	Sumergible	538
1974	Sumergible	2,209
1975	Sumergible	1,385
1976	Sumergible	400
1977	Sumergible	1,421
1978	Sumergible	474
1979-1998	No hay recolección	0
1999-2000	Sumergible	1,216
2001-2009	No hay recolección	0

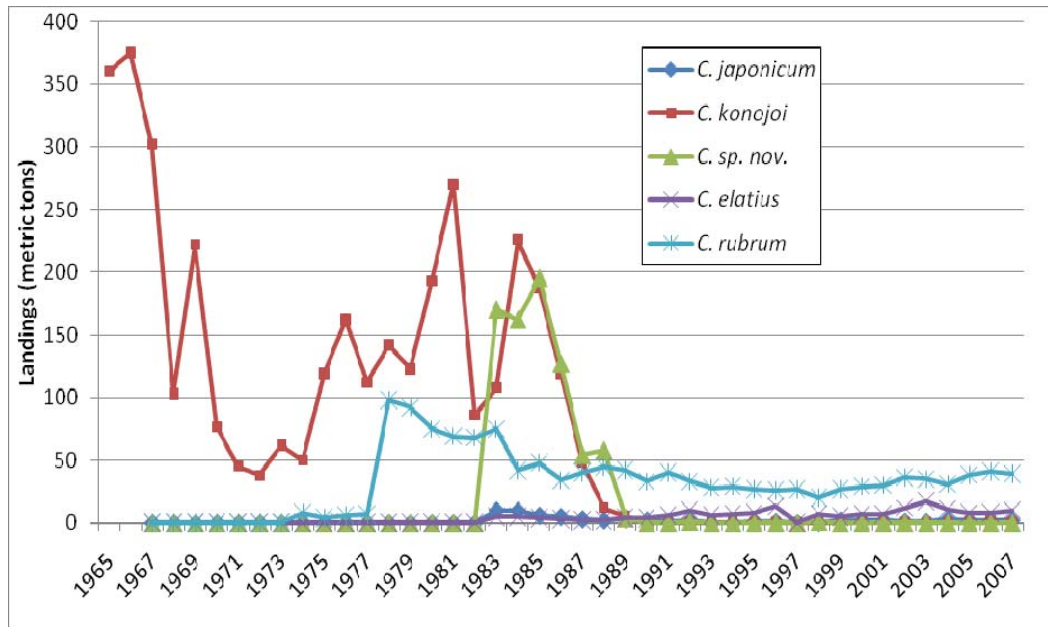
**Fig. 2. A.** Desembarques notificados de *Corallium* y *Paracorallium* correspondientes al Pacífico y al Mediterráneo desde 1965 a 2007. Los dos niveles máximos (decenios de 1960 y 1980) reflejan desembarques en gran escala de dos taxones procedentes de aguas internacionales y de los cuales raras veces hay desembarques ahora, en vista de su escasez. Fuentes: FAO (2008), con información suplementaria de Fujioka (2008) correspondiente a los desembarques japoneses en los montes submarinos del Emperador desde 1965 a 1976.

**A.**



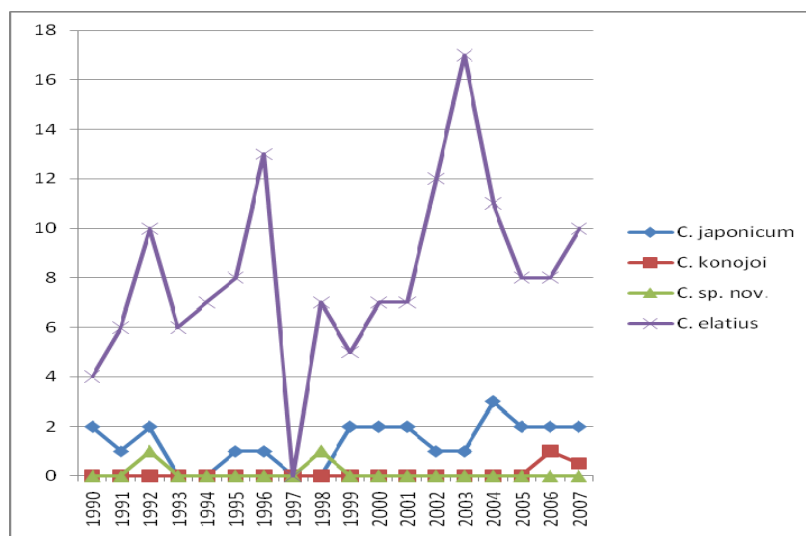
**Fig. 2. B.** Desembarques notificados y correspondientes a cinco especies importantes del Pacífico (*C. japonicum*, *C. konojoi*, *C. elatius*, *C. sp. nov.*) y una especie del Mediterráneo (*C. rubrum*) desde 1968 hasta 2007. Fuentes: FAO (2008); los datos correspondientes a *C. konojoi* desde 1965 a 1976 proceden de Fujioka (2008).

**B.**

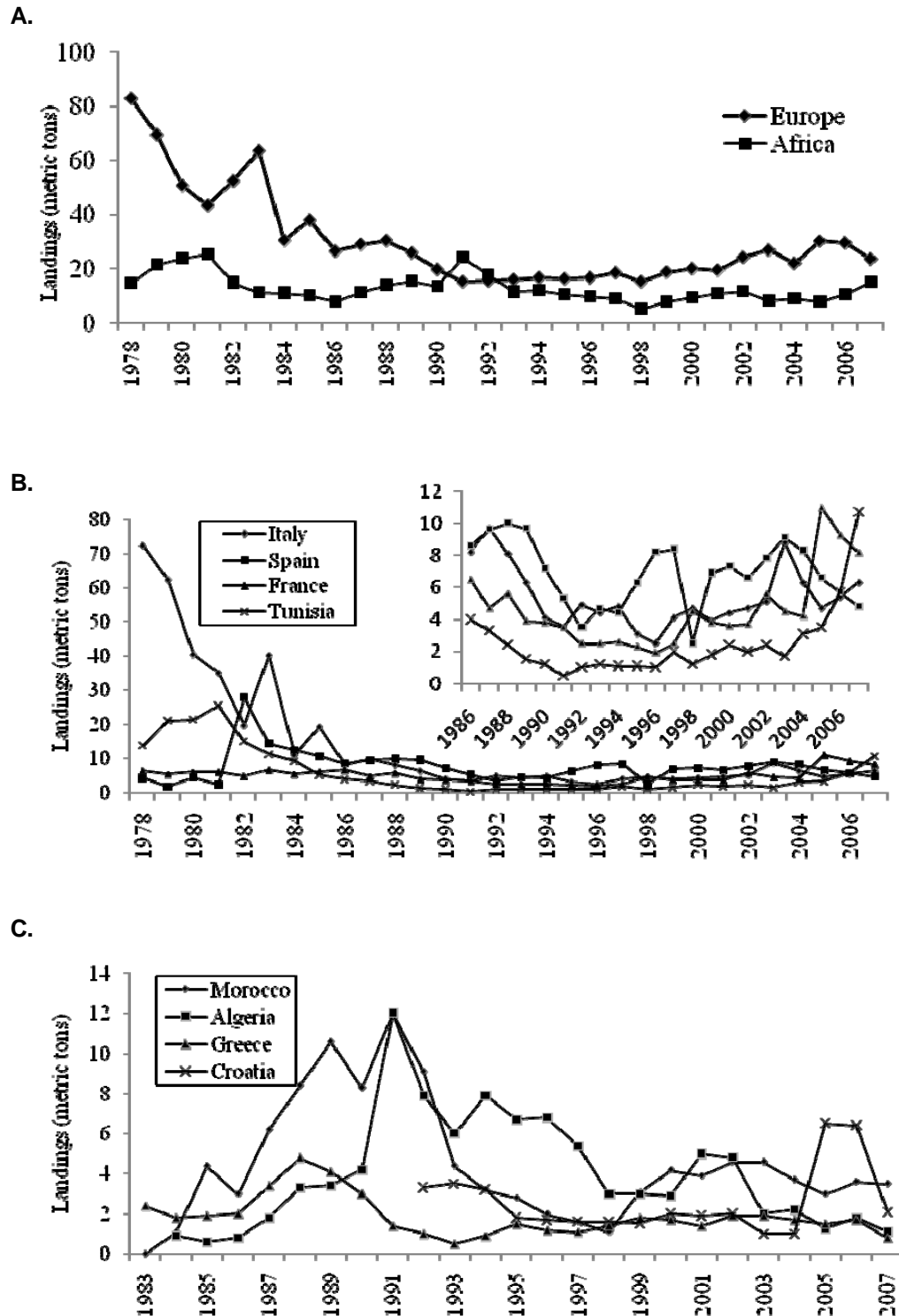


**Fig. 2.C.** Desembarques notificados desde 1989 hasta 2007 y correspondientes a los cuatro taxones del Pacífico que figuran en B. Fuente: FAO (2008).

**C.**



**Fig. 3.** Desembarques de *Corallium rubrum*. **A.** Desembarques notificados por países europeos (cuadrados negros) y países africanos (rombos) desde 1978 hasta 2007. **B.** Desembarques correspondientes a los cuatro orígenes mayores de *C. rubrum*, incluidas Italia (rombos), España (cuadrados), Francia (triángulos) y Túnez (equis). **C.** Desembarques correspondientes a Marruecos (rombos), Argelia (cuadrados), Grecia (triángulos) y Croacia (equis) Fuente: FAO (2008).



**Fig. 4.** Importaciones de cinco especies de *Corallium* en los Estados Unidos desde 2001 hasta 2008. *C. elatius* = Celat, *C. rubrum* = Crub, *C. japonicum* = Cjap, *Corallium sp. nov.* = Csp, *C. secundum* = Csec. **A.** Importaciones totales de *Corallium* manufacturado notificadas por pieza. **B.** Importaciones totales de esqueletos de *Corallium* no elaborado notificados por kg. Fuente: datos sobre importaciones del Servicio de Pesca y Vida Silvestre de los Estados Unidos.

