núm. 09 2024

Chronica naturae

Revista de divulgación científica promovida y editada por HyT

ISSN: 2253-6280

Monográfico Científico-Técnico Especial Corales

: EDITORIAL

Repensando los océanos.

: EL INVESTIGADOR INVITADO

Micro-reservas y restauración para proteger los corales en la época del Antropoceno.
Free Espinosa Torre

: ARTÍCULOS

Cladocora caespitosa Coral Marine Reserve in the Çanakkale Strait-Dardanelles, Türkiye. / Reserva Marina de *Cladocora caespitosa* del Estrecho de Çanakkale-Dardanelos, Turquía.
H. Barış Özalp y Pilar Casado-Amezua

Efecto de la profundidad sobre el sex-ratio de la especie protegida *Astroides calycularis* (coral naranja): Implicaciones en su conservación.
Lucía Pérez López, Alexis Terrón-Sigler y Free Espinosa Torre

Respuesta a interacciones exógenas bióticas y abióticas del coral endémico y amenazado *Cladocora caespitosa*.
Esperanza Algar Salas, Free Espinosa Torre, David León-Muez y Alexis Terrón-Sigler

Primera cita en el litoral atlántico andaluz de una población estable del coral alóctono *Dendrophyllia laboreli*: estado actual de su distribución en Golfo de Cádiz.
Alexis Terrón-Sigler, Patricio Peñalver-Duque y David León-Muez.

: PROYECTOS DE INVESTIGACIÓN-CONSERVACIÓN

Estado actual de las poblaciones de coral naranja (*Astroides calycularis*) tras la invasión del alga invasora *Rugulopteryx okamurae* en el infralitoral rocoso somero andaluz.
Alexis Terrón-Sigler

El coralígeno como herramienta de conservación de espacios marinos. El caso del Mar de Gades (entre Cabo de Trafalgar e islote de Sancti Petri).
David León-Muez, Patricio Peñalver Duque, Alejandro Ibáñez-Yuste, Francisco Sedano, Eduardo Franco Fuentes y Alexis Terrón-Sigler

núm.
09
2024

Chronica naturae

Revista de divulgación científica promovida y editada por HyT

Monográfico Científico-Técnico Especial Corales

chronicanaturae.org hombreyterritorio.org

Chronica naturae, 9 (2024)

ISSN: 2253-6280

Junio 2024. Sevilla

contacto@chronicanaturae.org

—

Chronica naturae es una publicación coordinada, editada y difundida por la Asociación Hombre y Territorio (HyT)

www.hombreyterritorio.org

+34 955 382991 . 637 524 856 . 645 387 526

Índice

: EDITORIAL

Repensando los océanos.
.....7

: EL INVESTIGADOR INVITADO

Micro-Reservas y restauración para proteger los corales en la época del Antropoceno.
Free Espinosa Torre 9

: ARTÍCULOS

Cladocora caespitosa Coral Marine Reserve in the Çanakkale Strait-Dardanelles, Türkiye.
Reserva *Marina de Cladocora caespitosa del Estrecho de Çanakkale-Dardanelos, Turquía.*
H. Barış Özalp y Pilar Casado-Amezua.....12

Efecto de la profundidad sobre el sex-ratio de la especie protegida *Astroides calycularis* (coral naranja): Implicaciones en su conservación.
Lucía Pérez López, Alexis Terrón-Sigler y Free Espinosa Torre 22

Respuesta a interacciones exógenas bióticas y abióticas del coral endémico y amenazado *Cladocora caespitosa*.
Esperanza Algar Salas, Free Espinosa Torre, David León-Muez y Alexis Terrón-Sigler.....31

Primera cita en el litoral atlántico andaluz de una población estable del coral alóctono *Dendrophyllia laboreli*: estado actual de su distribución en Golfo de Cádiz.
Alexis Terrón-Sigler, Patricio Peñalver-Duque y David León-Muez.....41

: PROYECTOS DE INVESTIGACIÓN-CONSERVACIÓN

Estado actual de las poblaciones de coral naranja (*Astroides calycularis*) tras la invasión del alga invasora *Rugulopteryx okamura*e en el infralitoral rocoso somero andaluz.
Alexis Terrón-Sigler 49

El coralígeno como herramienta de conservación de espacios marinos. El caso del Mar de Gades (entre Cabo de Trafalgar e islote de Sancti Petri).
David León-Muez, Patricio Peñalver Duque, Alejandro Ibáñez-Yuste, Francisco Sedano, Eduardo Franco Fuentes y Alexis Terrón-Sigler 60



EDITORIAL

Repensando los océanos

Desde que en 2008 comenzamos "en serio" a trabajar en el Mediterráneo y sus especies, nos dimos cuenta que eran necesarios cambios, y no pequeños sino a gran escala. Decimos en serio porque aunque desde que estudiábamos Biología y comenzábamos a bucear a nivel recreativo nos llamaban la atención ciertas cosas, no pudimos darle forma hasta que nos concedieron la primera ayuda para un proyecto de conservación. Ya ha llovido desde aquello.

2008 fue, dentro de HyT, un momento de inflexión. Fue en ese año cuando pusimos en marcha lo que probablemente fuera el comienzo de nuestra trayectoria como investigadores, comunicadores y conservacionistas de los océanos, y fue a través de la que quizás sea la especie más emblemática para nosotros del Mediterráneo: el coral naranja. Ese año comenzó también, aunque aún no lo sabíamos, el Programa MedCoral de HyT.

En ese proyecto, de un año de duración, nos dimos cuenta de muchas cosas: una de ellas fue la elevada biodiversidad que albergan los ecosistemas marinos, algo que ya sabíamos pero que pudimos corroborar en las decenas de inmersiones que realizamos en las 4 zonas de seguimiento del proyecto. Pero además nos percatamos de las necesidades que ya entonces lo eran, y que se han visto como estandartes de las políticas nacionales, europeas y globales, en materia de conservación.

> *"Lo que no se conoce no se conserva, comentaba el gran Cousteau, y no le faltaba razón*

Por un lado, verificamos el generalizado desconocimiento de la población general y de buena parte del sector del buceo en particular, de la existencia de corales en el Mediterráneo y de su importancia. A partir de ese momento una de las líneas de acción de MedCoral fue la divulgación de estos aspectos: lo que se conoce no se conserva, comentaba el gran Cousteau, y no le faltaba razón. Así, y empezando por el coral naranja, comenzamos una senda de iniciativas para divulgar la existencia, importancia y valores asociados a los corales. Charlas, talleres, exposiciones, cursos y voluntariados, publicaciones, entrevistas y reuniones…son incontables las experiencias que hemos tenido y seguimos teniendo a día de hoy, cuando ofrecemos datos acerca de la existencia de especies exclusivas del Mediterráneo, de su papel como vertebradores de hábitats y ecosistemas, y de su belleza.

Pero también nos dimos cuenta de otra, esta quizás más preocupante, que ha centrado buena parte de estos 16 años ya de trayectoria: los océanos y sus especies estaban en declive, y había que hacer algo para remediarlo.

EDITORIAL

En el citado proyecto se hicieron cerca de 500 encuestas a buceadores a "pie de agua", posiblemente uno de los esfuerzos más importantes llevados a cabo en muchas millas a la redonda para conocer diferentes aspectos del sector, entre los que se incluía la percepción de cambio de la zona, en el tiempo. Cerca del 60% de personas encuestadas, la gran mayoría buceadores/as experimentados/as declararon un relevante deterioro en el ecosistema, así como la necesidad de poner en marcha acciones directas de conservación y gestión. Gente que llevaba allí buceando más de 20 años nos decía que había que hacer algo, aunque fuera a escala local, para conservar el espacio y sus especies.

Desde ese momento, la línea de conservación del Programa se encaminó a una cosa: poner en marcha herramientas para el desarrollo de posibles vías de recuperación de poblaciones de coral, por si fuera falta en un futuro en las políticas de gestión. Y ese momento, lamentablemente, ha llegado.

Hemos hecho cientos de inmersiones de censo, de monitorización de impactos, de pruebas y localización de zonas estratégicas. En 2021 conseguimos "cerrar el ciclo" de la especie, al cultivar larvas de coral naranja en medio controlado, hasta su asentamiento y posterior generación de colonias, que fueron reinsertadas en el medio. Este hito sin precedentes en el Mediterráneo nos aportó una visibilidad, credibilidad y confianza suficientes como para desarrollar las dos metodologías de recuperación de corales que hemos denominado "Rescate y Recuperación" y "Siembra de Reclutas". Estas dos técnicas, complementarias entre sí, fueron presentadas en Bruselas y seleccionadas como experiencias demostrativas para la restauración de ecosistemas. Era hora de aplicarlas

Y así nos hemos plantado en 2024, con la experiencia demostrada y demostrable de que las técnicas que hemos tardado en aplicar tanto tiempo y que hemos probado y comprobado primero a pequeña escala, luego en medio controlado y después en medio natural, que hemos difundido, publicado y compartido con investigadores y gestores abren la puerta a una de las herramientas de gestión que ya en 2008 alertaban los buceadores veteranos.

Europa ha declarado recientemente la década 2020-2030 como la "Década de la Restauración", e incita a los estados miembros a poner en marcha acciones directas para la recuperación de ecosistemas marinos. Es hora de repensar los océanos, y da una gran satisfacción saber que desde MedCoral, el Programa para el conocimiento y conservación de los corales de HyT, Asociación Hombre y Territorio, hemos buceado en el buen camino todos estos años.

Queremos agradecer a todas las entidades, universidades, centros y clubes de buceo, ayuntamientos y sobre todo a las personas buceadoras que nos han acompañado y nos acompañan en las diferentes campañas su confianza en nuestro trabajo y su ayuda.

EL INVESTIGADOR INVITADO

Micro-reservas y restauración para proteger los corales en la época del Antropoceno

Free Espinosa Torre

Laboratorio de Biología Marina, Departamento de Zoología, Facultad de Biología, Universidad de Sevilla, Avda. Reina Mercedes 6, 41012 Sevilla.

E-mail: free@us.es

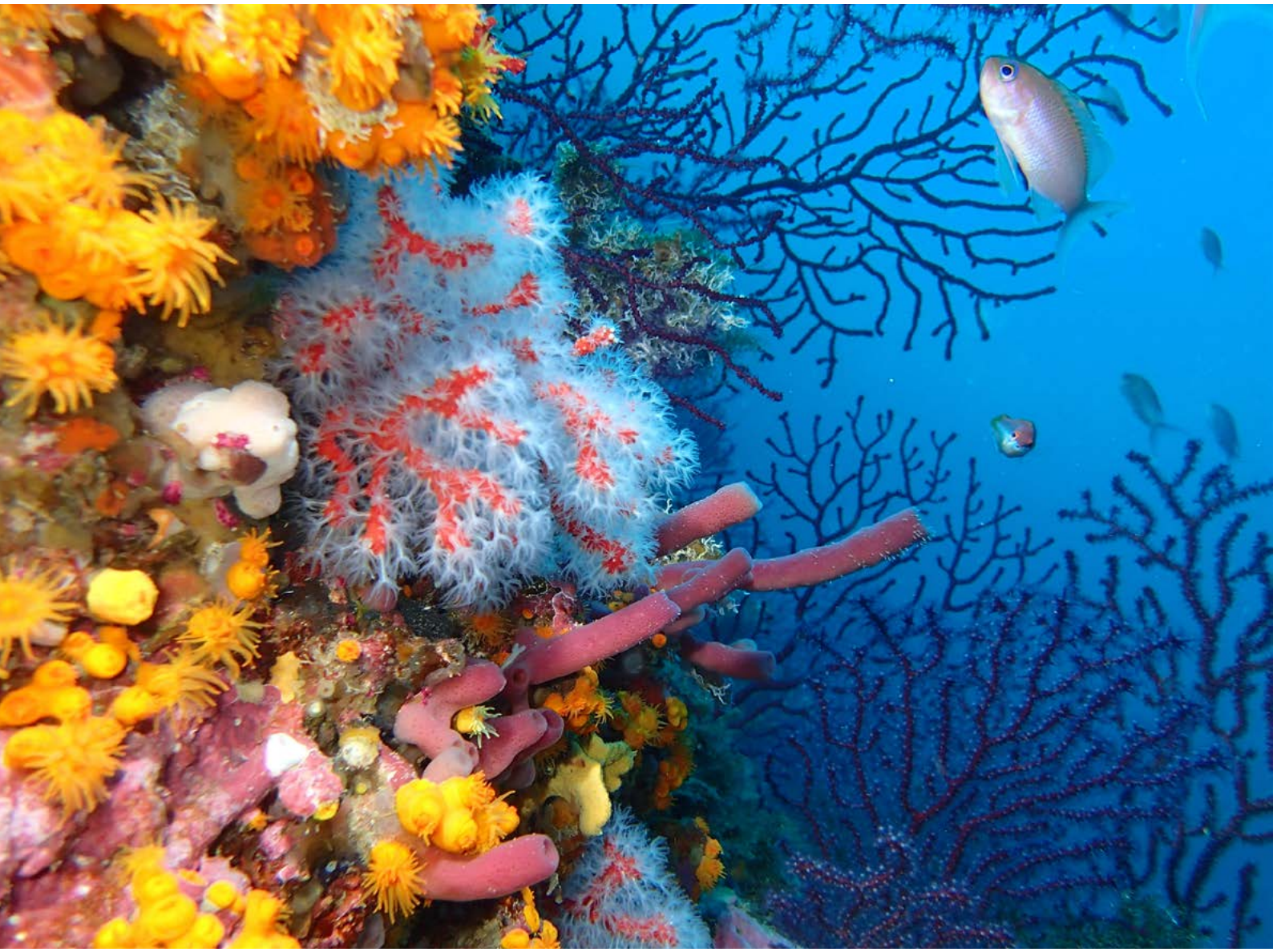
En los últimos decenios la crisis ambiental que sufre el planeta se ha ido agudizando, alcanzando niveles de alteración de los ecosistemas y de los servicios ecosistémicos que prestan nunca vistos hasta la fecha, tanto por su intensidad como por la velocidad a la que están sucediéndose. Puesto que estos cambios están provocados por causas de origen antropogénico, como son la emisión de gases de efecto invernadero, contaminación, destrucción de hábitats, sobreexplotación de recursos o transporte de especies exóticas entre otros, ya se conoce la época actual como el Antropoceno.

En el medio marino, uno de los hábitats más afectados está siendo los arrecifes de coral, con tasas de pérdida muy severas, y con afecciones como enfermedades o eventos de blanqueamiento cada vez más frecuentes, intensas y extendidas geográficamente. Los arrecifes de coral, aparte de ser puntos calientes de biodiversidad, constituyen sumideros de CO_2 y su destrucción no solo comporta una drástica reducción de la biodiversidad a escala mundial, sino también un ciclo de retroalimentación positiva con el fenómeno del calentamiento global, al reducirse la cantidad de CO_2 que es retirado y acelerándose dicho proceso. Pero los corales no sólo cumplen funciones ecológicas muy relevantes en las zonas tropicales, donde conforman estos arrecifes coralinos, sino también en zonas templadas como puede ser el Mediterráneo. De hecho, en estas latitudes podemos encontrar otro hábitat de gran interés como es el coralígeno, considerado como hábitat de interés por la Directiva Hábitats de la UE (92/43), y en el que los corales son una parte esencial de su estructura y función. Sin embargo, este hábitat está siendo sometido a numerosas amenazas tales como contaminación, impacto por anclas, desarrollo de especies invasoras, desarrollo costero, impacto de artes de pesca o eventos crecientes de mortalidad masiva de numerosas especies motivado por el calentamiento global.

Dentro de este difícil contexto, las Áreas Marinas Protegidas (AMPs) han sido, tradicionalmente, la herramienta más utilizada y exitosa para preservar la biodiversidad marina, si bien la ausencia de una vigilancia efectiva o de una regulación adecuada ha lastrado su efectividad. Por otro lado, Naciones Unidas ha declarado la década 2021-30 como la Década de la Restauración, como herramienta para mitigar el impacto humano sobre los

EL INVESTIGADOR INVITADO

ecosistemas mediante acciones de restauración que pretenden devolver los ecosistemas a su composición original o, al menos, a una situación menos degradada que la que pudieran presentar. Los corales, por la facilidad para su manejo y ser especies ingenieras del ecosistema (proporcionan estructura para el desarrollo de muchos organismos), son especies que han sido muy utilizadas en proyectos de restauración. Así, áreas protegidas y restauración devienen en un cóctel que puede ser muy efectivo para contrarrestar la crisis ambiental inherente al Antropoceno en el medio marino.



Hábitat de coralígeno en el Estrecho de Gibraltar.

©LBM-US

Sin embargo, lo extenso de muchas AMPs, así como la imposibilidad de excluir la presencia humana constituyen factores limitantes para proteger determinadas especies y/o implementar programas de restauración. Por ello, la propuesta de establecer microrreservas marinas artificiales (AMMRs en sus siglas en inglés: 'Artificial Marine Micro Reserves') constituyen una novedad de gran interés que ha sido ya planteada en base a la evidencia científica. Se tratan de zonas artificiales (típicamente escolleras de zonas portuarias o ubicadas en otro tipo de enclaves) que por albergar poblaciones de especies

amenazadas gracias a unas condiciones ambientales favorables podrían cumplir un rol importante en su conservación. La principal ventaja es que este tipo de sustratos pertenecen a un titular, que puede ser público (Puertos del Estado) o privados (escolleras de empresas o algunos puertos deportivos), de modo que el acceso a este tipo de infraestructuras (en toda su extensión o en parte de ellas) está prohibido y suelen contar con una vigilancia bastante efectiva por medio de cámaras, policía portuaria o vigilancia de seguridad privada. Esto permite que determinadas poblaciones de ciertas especies encuentren aquí un buen refugio frente a la recolección o el impacto de otro tipo de amenazas de origen antropogénico. Si esta realidad se articula legalmente y se dota de unos recursos mínimos (humanos y económicos), los beneficios para la conservación serían muy importantes. De hecho, esta figura encaja perfectamente con las denominadas 'OECMs: Other Effective área-based Conservation Measures' por la Organización Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN por sus siglas en inglés). El desarrollo de redes de 'AMMRs' próximas entre sí, permitiría la conectividad genética de las poblaciones asentadas en las mismas y, por tanto, el mantenimiento de metapoblaciones funcionales que serían una garantía de resiliencia frente al cambio global.

> *"La propuesta de establecer microrreservas marinas artificiales constituyen una novedad de gran interés que ha sido ya planteada en base a la evidencia científica.*

Existen muchas especies de corales que podrían beneficiarse de este tipo de herramientas de gestión y conservación, constituyendo un buen ejemplo en nuestras costas el coral naranja (*Astroides calycularis*). Éste ha sido detectado en una gran cantidad de sustratos artificiales que serían susceptibles de constituir 'AMMRs', lo cual permitiría aumentar el grado de vigilancia y protección de las poblaciones de esta especie en esos sustratos y, eventualmente, establecer programas de translocación rescatando colonias desprendidas en sustratos naturales (bien por acción humana o eventos naturales) y, por tanto, condenadas a morir a corto plazo. Estas colonias podrían translocarse a las 'AMMRs' donde podrían ir configurando poblaciones estables y numerosas desde las cuales exportar larvas a zonas adyacentes, contribuyendo a extender así el área de distribución de la especie y la conectividad con otras poblaciones. Otras especies que podrían también beneficiarse de este tipo de acciones serían diferentes gorgonias, el coral rojo o el coral candelabro, entre otros.

Por tanto, la creación de Micro-Reservas y las acciones coherentes de restauración se alzan como los dos grandes retos para la gestión de ecosistemas marinos en la época del Antropoceno. Y son los gestores marinos competentes, las entidades científicas y aquellas que pertenecen al tercer sector las que tendrán el papel más importante en su coordinación, dinamización e implementación.

ARTÍCULOS

Cladocora caespitosa Coral Marine Reserve in the Çanakkale Strait-Dardanelles, Türkiye.

Reserva Marina de *Cladocora caespitosa* del Estrecho de Çanakkale-Dardanelos, Turquía.

H. Barış Özalp[1], Pilar Casado-Amezua[2]

ORCID: 0000-0003-2640-8912

[1] *Vocational School of Marine Technology, Çanakkale Onsekiz Mart University, 17100 Çanakkale, Turkey*

[2] *Hombre y Territorio Association (HyT), Alameda Santa Eufemia 24, Tomares, Sevilla 41940, Spain*

ABSTRACT:

Cladocora caespitosa reef site in the southeast of Çanakkale Strait represents a marine biodiversity hotspot overall the Turkish Straits System (TSS). Recently, this region has been formally protected by the Turkish authorities, and named as Dardanos Coral Marine Reserve -CMPA. Mortality events of *C. caespitosa* colonies have been observed. These events have been associated with sea water temperature increases and the opportunistic presence of filamentous red algae. Further monitoring of this marine hotspot and a detailed management strategy is needed in order to preserve the first coral marine protected area in the Turkish coasts.la profundidad, y el almacén de carbono, tanto por los flujos como por la tasa de acreción. En ausencia de erosión mecánica, el AC en los suelos de *P. oceanica* parece verse afectado por la pérdida de cobertura en la parte más superficial del depósito. Esta pérdida podría extenderse progresivamente hacia capas más profundas de la mata muerta, aunque se requieren más estudios para confirmar esto.

Keywords: Coral, *Cladocora caespitosa*, zoobenthos, mortality, Çanakkale Strait.

ARTÍCULOS

RESUMEN:

El arrecife de *Cladocora caespitosa* del sureste del Estrecho de Dardanelos representa un punto crítico de biodiversidad marina en todo el Sistema de Estrechos de Turquía. Recientemente, esta región ha sido formalmente protegida, y constituye la primera Reserva Marina de Coral en las costas turcas. Recientemente, se han observado varios eventos de mortandad de *C. caespitosa*, relacionados con el incremento en la temperatura superficial del agua, y una mayor abundancia de algas rojas sobre las colonias de la especie. Es de urgente necesidad contar con una estrategia de gestión del área marina protegida, así como incrementar la información ecológica y seguimientos acerca de *C. caespitosa* y las comunidades asociadas, con la finalidad de preservar la primera Reserva Marina de coral en las costas turcas.

Palabras clave: Coral, *Cladocora caespitosa*, zoobentos, eventos de mortandad, Estrecho de Dardanelos.

Dardanos Coral Marine Protected Area

Cladocora caespitosa (Linnaeus, 1767) is the only Mediterranean scleractinian coral that can be considered as a remnant of the ancient Mediterranean reefs. This coral is, physiologically and morphologically, similar to the typical tropical reef-building corals in being zooxanthellate, colonial, and able to form extensive bioherms that may fuse in reef-like structures (Schuhmacher and Zibrowius 1985; Kružić *et al.* 2008a).

Cladocora caespitosa colonies inhabiting the southeast of the Çanakkale Strait (Figure 1), represent the only reef site in the Turkish coasts and overall the Turkish Straits System (TSS) (Özalp, 2021).

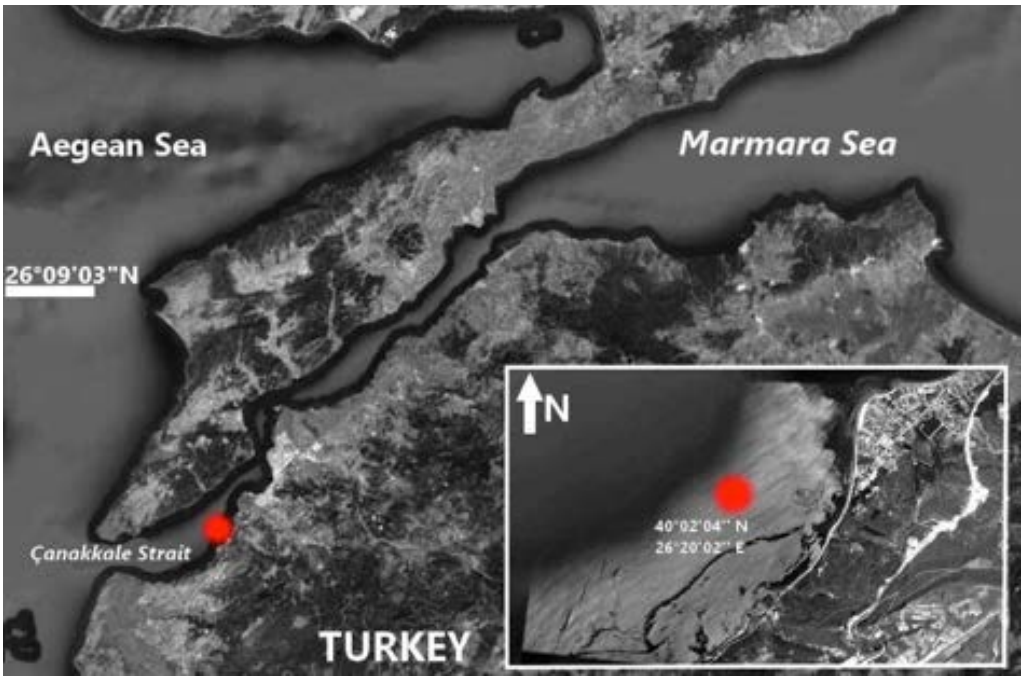


Figure 1. Location of *Cladocora caespitosa* Coral Marine Reserve at the Çanakkale-Dardanelles Strait. It constitutes the only marine protected area for a scleractinian coral in the Turkish seas (Dardanelles, the Bosphorus and the Sea of Marmara).

Figura 1. Localización de la Reserva Marina de *Cladocora caespitosa* del Estrecho de Çanakkale-Dardanelos. Constituye la única área protegida marina de coral escleractinio en los mares turcos (Dardanelos, el Bósforo y el Mar de Mármara).

This reef represents a biodiversity hotspot, in which also serpulid communities, several other species of marine invertebrates and the seagrass *Posidonia oceanica* largely occurr associated to the coral habitat (Özalp and Alparslan, 2016). Recently, this region has been formally protected by the Turkish Ministry of Agriculture and Forestry- General Directorate of Fisheries and Aquaculture, according to the Turkish Fisheries Statement 2021/31 (Official Gazette 27th August 2021), as Dardanos Coral Marine Reserve-CMPA. The region has an overall area of 2000 m^2. *Cladocora caespitosa* colonies at Dardanos CMPA have been monitored since 2009 (Özalp and Alparslan (2009a; 2009), Özalp and Alparslan (2011), Özalp (2014b; 2014a; 2014), Özalp *et al.* (2016), Özalp and Alparslan (2016), Özalp *et al.* (2022) (Figure 2).

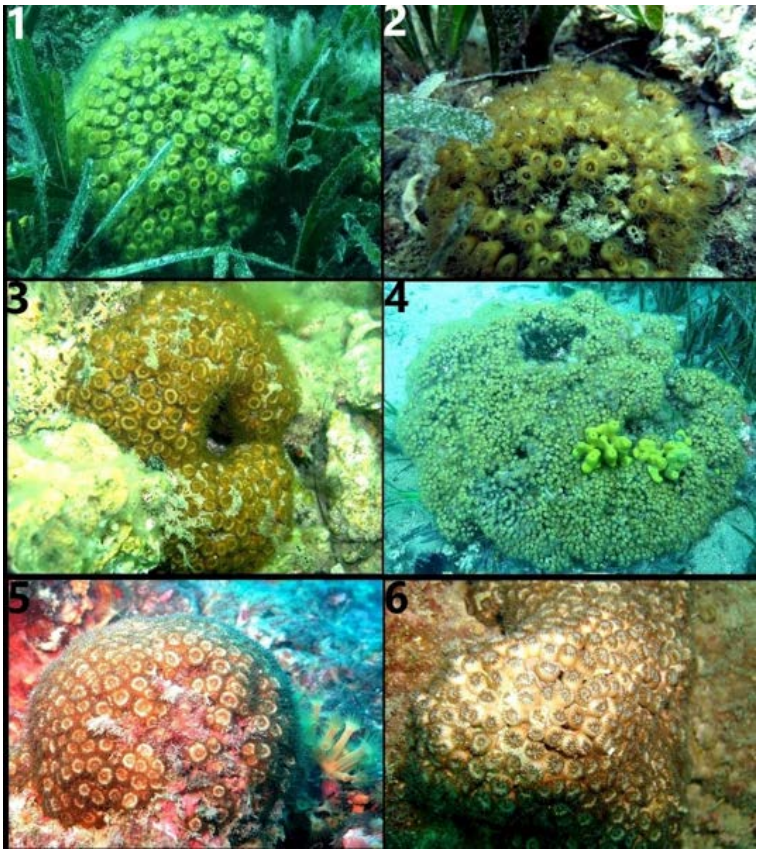


Figure 2. Samples of *Cladocora caespitosa* colonies photographed at the Dardanos Strait (t© Özalp 2009-2014).

Figura 2. Colonias de *Cladocora caespitosa* en la Reserva Marina de Coral del Estrecho de Dardanelos. (© Özalp 2009-2014).

The coral colonies form beds of globose to hemispherical colonies, or large frameworks of colonies- named banks- similar to the formations described in other regions of the Mediterranean (Topçu and Özalp, 2016). Of a total of 442 colonies measured at depths between 4-5 m, ninety-eight can be classified as banks, reaching a maximum diameter (D1) of 101 cm of diameter. Fourteen colonies measured are dated to about 100 years old. Banks of *C. caespitosa* are distributed over an 720 m^2 area, while beds and some scattered colonies of the coral can be found all over the CMPA.

Despite the key importance of the communities that occur at the CMPA, and the endangered status of *C. caespitosa* (*Endangered*- The International Union for Conservation of Nature (IUCN) Red List of Threatened Species. Casado de Amezua *et al.* 2015), the existing information is limited. Recently, several mortality events of *C. caespitosa* have been recorded. A detailed management strategy of the CMPA is crucially needed for this hotspot location for Marine Biodiversity Conservation Action in the Çanakkale Strait.

ARTÍCULOS

Reserva Marina de Coral del Estrecho de Dardanelos

Cladocora caespitosa (Linnaeus, 1767) es el único coral escleractinio que puede considerarse como parte de la historia fósil del mar Mediterráneo. Este coral es, fisiológica y morfológicamente, similar a los típicos corales tropicales constructores de arrecifes al ser zooxantelado, colonial y capaz de formar extensas bioconstrucciones (Schuhmacher y Zibrowius 1985; Kružić *et al.* 2008a).

Las colonias de *Cladocora caespitosa* que habitan en el sureste del estrecho de Çanakkale-Dardanelos (Figura 1), representan el único sitio de arrecife en las costas turcas y en el Sistema de Estrechos Turcos (TSS, por sus siglas en inglés) (Özalp, 2021). Este arrecife se considera como un punto caliente de biodiversidad en el que también se encuentran, en gran medida asociados al hábitat formado por el coral, comunidades de serpúlidos, varias otras especies de invertebrados marinos y la fanerógama marina *Posidonia oceanica* (Özalp y Alparslan, 2016). Recientemente, esta región ha sido protegida formalmente por el Ministerio de Agricultura y Silvicultura de Turquía - Dirección General de Pesca y Acuicultura, según la Declaración de Pesca 2021/31 (Boletín Oficial de Turquía del 27 de agosto de 2021), como Reserva Marina de Coral del Estrecho de Dardanelos (CMPA, por sus siglas en inglés). La región tiene una superficie total de 2000 m^2. Las colonias de *C. caespitosa* en la CMPA han sido objeto de seguimientos periódicos desde 2009 (Özalp y Alparslan (2009a; 2009), Özalp y Alparslan (2011), Özalp (2014b; 2014a; 2014), Özalp *et al.* (2016), Özalp y Alparslan (2016), Özalp *et al.* (2022) (Figura 2). Las colonias de coral forman "beds" o lechos de colonias globosas a semiesféricas, o formaciones de mayor envergadura de colonias agrupadas en contacto unas con otras- denominadas como "banks", bancos o arrecifes-, que pueden llegar a cubrir superficies de varios metros cuadrados similares a las formaciones descritas en otras regiones del Mediterráneo (Topçu y Özalp, 2016). De un total de 442 colonias medidas a profundidades de entre 4 y 5 m, noventa y ocho pueden clasificarse como bancos o arrecifes, alcanzando un diámetro máximo (D1) de 101 cm de diámetro. Catorce de estas colonias están datadas en unos 100 años de antigüedad. Los bancos de *C. caespitosa* se distribuyen en un área de 720 m^2, mientras que los lechos y algunas colonias dispersas de este coral pueden encontrarse en toda la CMPA (Figura 2).

A pesar de la importancia clave de las comunidades de éste área marina protegida, y de la categoría de amenaza de *C. caespitosa* (*En Peligro de Extinción*- Lista Roja de Especies Amenazadas de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN). Casado de Amezúa *et al.* 2015), la información existente es limitada. Además, recientemente, se han registrado eventos de mortandad masiva del coral. Es por tanto, que se hace necesaria de forma urgente de una estrategia de gestión detallada de la Reserva Marina de *C. caespitosa* en Dardanelos.

Recent impacts on *Cladocora caespitosa* reefs at Dardanos Coral Marine Reserve

Monitoring of coral mortality has been primarily research in recent years. The worldwide coral mortality events has led to an increase of key references until today (Glynn, 1984; Williams and Bunkley-Williams, 1990; Bryant *et al.*, 1998; Garrabou *et al.*, 2019; REEFBASE, 2019). The results indicate that coral mortality is substantially linked to sea water temperature increases, regional temperature fluctuations, and anomalies in the marine environment (Pomerance *et al.*, 1999; Cerrano *et al.*, 2000). To date, data on mortality events of the endangered coral *C. caespitosa* has contributed to the existing literature

(AIMS, 2016; Mark-Eakin *et al.*, 2019; Wilkinson, 2000) but the existing knowledge about the easternmost regions of the Mediterranean, is still scarce.

In 2016, several negative effects were observed on *C. caespitosa* colonies at Dardanos CMPA. These effects included the total mortality of some colonies, tissue necrosis, and complete and/or partial bleaching of corallites. A total of 64 colonies were completely bleached leading to the death of the corals (Figures 3 and 4); 15 colonies (34%) were partially damaged.

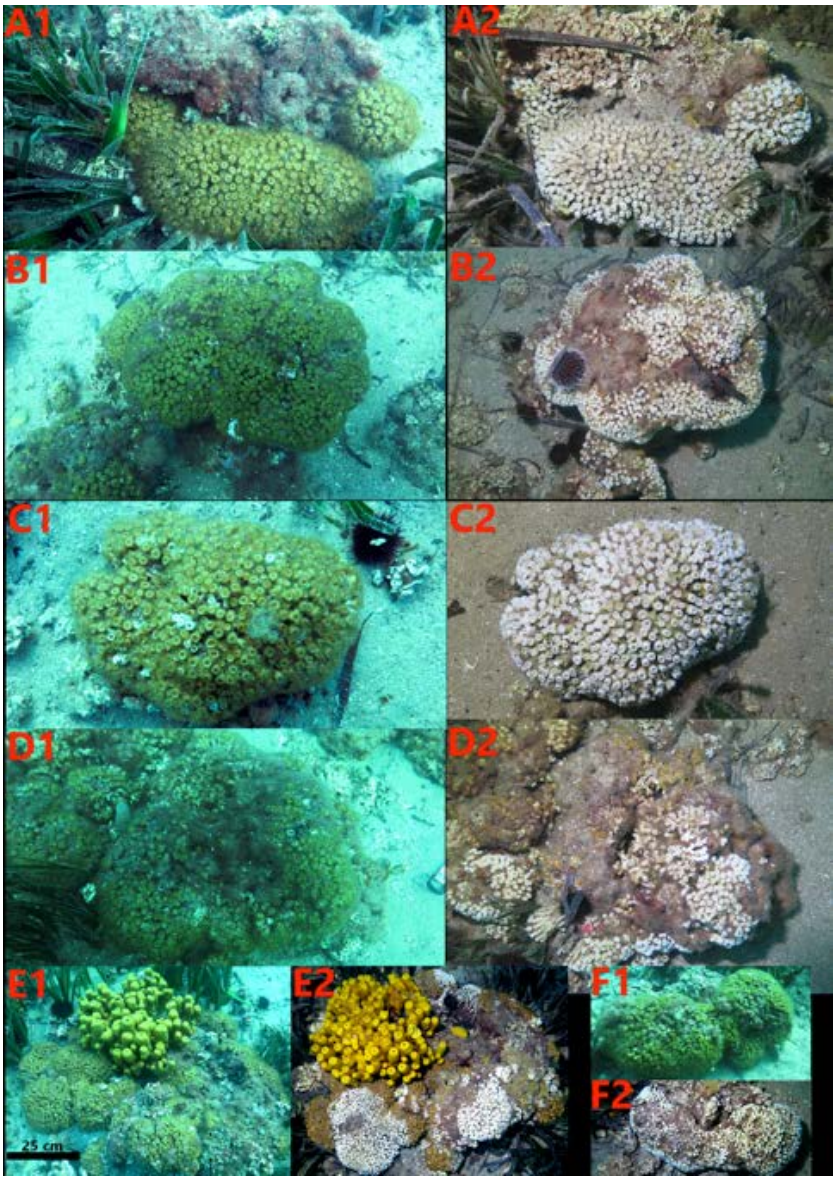


Figure 3. Effects of mortality the events recorded in *Cladocora caespitosa* in 2015 (figures A1-F1) and 2016 (figures A2-F2).

Figura 3. Efectos de los eventos de mortandad observados en *Cladocora caespitosa* en los años 2015 (figuras A1-F1) y 2016 (figuras A2-F2 en 2016).

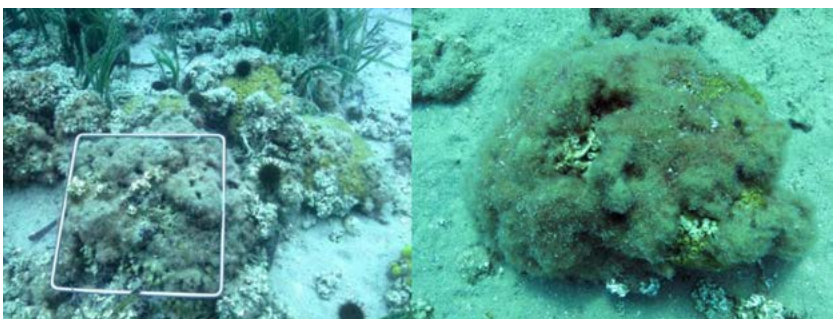


Figure 4. Quantification of red algae cover on *Cladocora caespitosa* colonies. In the lower part of the colony, symptoms of bleaching are observed (© Özalp 2016). (© Özalp 2016).

Figura 4. Cuantificación de la cobertura de algas rojas sobre colonias de *Cladocora caespitosa*. En la parte más baja de la colonia, se observan síntomas de blanqueamiento (© Özalp 2016).

It is thought that these mortality records may be a response to temperature fluctuations. A recent study presented a 2 C°-anomaly comparing the sea surface and bottom temperature in the Çanakkale Strait, and some high fluctuations between 2008 and 2021. In the same research, temperature anomalies were observed in the stable thermocline layer for the region (Özalp, 2021). Besides, sea surface temperature conditions between the summer of 2015 and 2016, were the highests since the beginning of the monitoring at the CMPA, reaching 26.9°C (Özalp *et al.*, 2018). In addition, the increase of filamentous red algae covering alive colonies, might increase the probabilities of coral mortalities, as this effect may be a likely response to blocked photosynthesis activity of zooxanthellate (Kersting *et al.*, 2015, 2014; Kruzic and Benkovic, 2008). Regarding this issue, abundance of filamentous red algae on alive colonies was measured at 7 colonies, leading to a 90% coverage rate. Nonetheless a further investigation and detailed monitoring efforts are needed for a better understanding on the exact cause of mortality.

Sea water temperature increases might be also the reason for the observed increase in the abundance of some thermophilic and/or opportunistic species mostly tolerant of such conditions (Hayes and Goreau, 1998; Coll *et al.*, 2010). Such is also as the recent finding of the Alcyonacean coral Maasella edwardsii at the Turkish coasts. Additionally regarding the environmental conditions in the region, it is also vital in understanding the sudden alterations to monitor the unusual abundance of the stenotherm species Centrostephanus longispinus tending to be observed more commonly on rocky substrates and inside holes of some massive colonies of *C. caespitosa*.

Impactos recientes en los arrecifes de *Cladocora caespitosa* en el Reserva Marina del Estrecho de Dardanelos

El seguimiento de eventos de mortandad en corales escleractinios ha sido de amplio objeto de investigación en los últimos años (Glynn, 1984; Williams y Bunkley-Williams, 1990; Bryant *et al.*, 1998; Garrabou *et al.*, 2019; REEFBASE, 2019). Los resultados de estas investigaciones, indican que la mortalidad de las poblaciones de estas especies está sustancialmente vinculada al aumento de la temperatura superficial del agua del mar y a las fluctuaciones regionales de la temperatura (Pomerance *et al.*, 1999; Cerrano *et al.*, 2000). Hasta la fecha, los datos sobre eventos de mortandad del coral amenazado *C. caespitosa* han contribuido a la literatura existente (Wilkinson, 2000; AIMS, 2016; Mark-Eakin *et al.*, 2019), pero el conocimiento de estos eventos en regiones más orientales del Mediterráneo, como es el caso del TSS, es todavía escaso.

En 2016, se observó la mortandad total de algunas colonias en el estrecho de Dardanelos, así como la necrosis de los tejidos y el blanqueo total y/o parcial de coralitos en varias colonias. Se observaron un total de 64 colonias completamente blanqueadas (Figuras 3), y quince colonias (34%) fueron parcialmente dañadas. Este evento de mortandad podría ser una respuesta a las fluctuaciones en la temperatura del agua. Recientemente en Dardanelos, se han observado anomalías de 2 C° entre la temperatura de la superficie del mar y la del fondo, así como elevadas fluctuaciones de la temperatura entre los años 2008 y 2021 (Özalp, 2021). En esta misma investigación, se relatan anomalías en la temperatura de la capa estable de la termoclina presente región. Así mismo, la temperatura de la superficie del mar entre los veranos de 2015 y 2016, se registró como la más alta- 26,9°C- durante todo el periodo en el que se han llevado a cabo actividades de seguimiento en la Reserva Marina (Özalp *et al.*, 2018). Además, el aumento de algas rojas que se han observado

durante las últimas décadas cubriendo las colonias, podría aumentar las probabilidades de mortalidad de las colonias de *C. caespitosa*, como respuesta al bloqueo de la actividad fotosintética de esta especie zooxantelada (Kersting *et al.*, 2015, 2014; Kruzic y Benkovic, 2008). En este sentido, la abundancia de algas rojas filamentosas sobre colonias vivas de *C. caespitosa* se midió en 7 colonias, dando como resultados tasas de cobertura del 90% (Figura 4). No obstante, se hacen necesarias más investigaciones y un seguimiento detallado para comprender mejor la causa exacta de este evento de mortandad.

El aumento de la temperatura del agua del mar podría ser también la razón del incremento observado en las costas turcas en la abundancia de algunas especies termófilas y/o oportunistas (Hayes y Goreau, 1998; Coll *et al.*, 2010). Este es el caso del incremento de abundancia observado en las raíces de P. oceanica del coral alcionáceo Maasella edwardsii (Özalp pers. comm. 2022). Además, en lo que respecta a las condiciones ambientales de la región, también se ha observado una inusual abundancia de la especie estenoterma Centrostephanus longispinus la cual, en la actualidad, tiende a observarse comúnmente en sustratos rocosos y en el interior de los agujeros de algunas colonias masivas de *C. caespitosa*.

Management actions needed

Advance studies and some alternative applications are needed to promote the importance of the only hard coral Marine Reserve in the Turkish coasts. More frequent scientific monitoring, non governmental organizations supporting guarding activities, voluntarily or funded by the local authorities, and coral transplantation studies at the site are also recommended. Former experimental studies of coral transplantation to rehabilitate the destroyed colonies and to prevent the impact of fishing nets have shown promising results for the ecology of the CMPA (Özalp, 2018).

Medidas de gestión necesarias para la Reserva Marina de *Cladocora caespitosa* de Dardanelos

Se considera de urgente necesidad seguir llevando a cabo estudios y seguimientos periódicos para promover la importancia de la Reserva Marina de *C. caespitosa* en las costas turcas. También se recomiendan actividades de vigilancia apoyadas por organizaciones no gubernamentales, de carácter voluntario o financiadas por las autoridades locales. Así mismo, se recomienda el estudio de trasplantes de coral. Se han llevado a cabo estudios experimentales de trasplante del coral para rehabilitar las colonias destruidas, con la finalidad de prevenir el impacto de las redes de pesca. Estos estudios se consideran prometedores y beneficiosos para la ecología de la Reserva Marina y del coral amenazado *C. caespitosa* (Özalp, 2018).

ACKNOWLEDGEMENTS

The author would like to thank to Simge Özalp, Harun Kıran, K. Rıdvan Gürses, K. Emre Barış, Malik Selek, Evren Göçen and Volkan Artut for their huge support during the scientific dives.

AGRADECIMIENTOS

El autor desea agradecer a Simge Özalp, Harun Kıran, K. Rıdvan Gürses, K. Emre Barış, Malik Selek, Evren Göçen y Volkan Artut su enorme apoyo durante las inmersiones científicas.

BIBLIOGRAFÍA

AIMS (2019). Available at: https://www.aims.gov.au/docs/research/climate-change/coral-bleaching/bleaching-events.html.

BRYANT, D., BURKE, L., MCMANUS, J., & SPALDING, M. (1998). Reefs at risk: a map-based indicator of threats to the world's *Coral Reefs*. Report of World Resources Institute, Washington, 60pp.

CASADO DE AMEZUA, P., KERSTING, D., LINARES, C.L., BO, M., CAROSELLI, E., GARRABOU, J., CERRANO, C., OZALP, B., TERRÓN-SIGLER, A., BETTI, F. (2015). *Cladocora caespitosa* The IUCN Red List of Threatened Species 2015. https://www.iucnredlist.org/species/133142/75872554. 5 Nov 2021.

CERRANO, C., BAVESTRELLO, G., BIANCHI, C.N., CATTANEO-VIETTI, R., BAVA, S., MORGANTI, C., MORRI, C., PICCO, P., SARA, G., SCHIAPARELLI, S., SICCARDI, A., & SPONGA, F. (2000). A catastrophic mass-mortality episode of gorgonians and other organisms in the Ligurian sea (NW Mediterranean), summer 1999. Ecology Letters, 3, 284-293.

COLL, M., PIRODDI, C., STEENBEEK, J., KASCHNER, K., BEN RAIS LASRAM, F., AGUZZI, J., BALLESTEROS, E., BIANCHI, C.N., CORBERA, J., DAILIANIS, T., *et al.* (2010) The biodiversity of the Mediterranean Sea: estimates, patterns, and threats. *Plos One*, 5, e11842.

GARRABOU, J., GOMEZ-GRAS, D., LEDOUX, J.B., LINARES, C., BENSOUSSAN, N., LÓPEZ-SENDINO, P., BAZAIRI, H., ESPINOSA, F., RAMDANI, M., GRIMES, S., *et al.* (2019). Collaborative Database to Track Mass Mortality Events in the Mediterranean Sea. *Frontiers in Marine Science*, 6, 707.

GIORDANO, G., MASTASCUSA, V., & RUSSO, G.F. (2012). Riproduzione di *Maasellaedwardsii* (Cnidaria, Anthozoa) Nell'Area Marina Protetta Di Santa Maria Di Castellabate. *Proceedings of the 43rd Congress of Italian Society of Marine Biology,* 145–146.

GLYNN, P.W. (1984). Widespread coral mortality and the 1982-83 El Niño warming event. *Environmental Conservation*, 11, 133-146.

HAYES, R.L., & GOREAU, N.I. (1998). The significance of emerging diseases in the tropical coral reef ecosystem. *Revista de Biologia Tropical*, 5, 173-185.

KERSTING, D.K., CEBRIAN, E., CASADO, C., TEIXIDÓ, N., GARRABOU, J., & LINARES, C. (2015). Experimental evidence of the synergistic effects of warming and invasive algae on temperate reef-builder coral. *Scientific* Report, 5, 1-8.

KERSTING, D.K., BALLESTEROS, E., DE CARALT, S., & LINARES, C. (2014). Invasive macrophytes in a marine reserve (ColumbretesIslands, NW Mediterranean): spread dynamics and interactions with the endemic scleractinian coral *Cladocora caespitosa*. *Biological Invasions*, 16(8), 1599-1610.

KRUŽIĆ, P., & BENKOVIĆ, L. (2008). Bioconstructional features of the coral *Cladocora caespitosa* (Anthozoa, Scleractinia) in the Adriatic Sea (Croatia). *Marine Ecology*, 29(1), 125-139.

MARK-EAKIN, C., SWEATMAN, H.P.A., & BRAINARD, R.E. (2019). The 2014–2017 global-scale coral bleaching event: insights and impacts. *Coral Reefs*, 38, 539-545.

ÖZALP, H.B., DEMIR, V., EVCEN, A., ÖNEN-TARANTINI, S., MONTE-SANTO, F., ERDOĞAN, S., ÇULHA, M. & KOÇAK, F. (2022). Pre-assessment of zoobenthos diversity from the only hard coral Marine Reserve in the Turkish Seas (Çanakkale Strait, Turkey). *Regional Studies in Marine Science*, 55, 102571.

ÖZALP, H.B., (2021). First massive mucilage event observed in deep waters of Çanakkale Strait (Dardanelles) - Turkey. *Journal of the Black Sea and Mediterranean Environment*, 27(1), 49-66.

ÖZALP, H.B., (2018). Hard Coral Transplantation in the Çanakkale Strait. Final Report of BAP project.

ÖZALP, H.B., & Alparslan, M. (2016). Scleractinian diversity in the Dardanelles and Marmara Sea (Turkey): morphology, ecology and distributional patterns. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 45(2), 259-285.

ÖZALP, H.B. (ed). 2014b. *Recognition and Conservation of the coral communities in Çanakkale Strait*. Turkey 31pp (in Turkish).

ÖZALP, H.B. (2014a). Bleaching problem and population evaluation of the hard coral colonies of *Cladocora caespitosa*. Proceedings of the 17th Underwater Science and Technology Meeting. 1-12 (in Turkish).

ÖZALP, H.B. (2014). Effects of Fishing Anchors on Hard Coral Communities. Proceedings of the 17th Underwater Science and Technology Meeting. 13-30 (in Turkish).

ÖZALP, H.B., & ALPARSLAN, M. (2011). The first record of *Cladocora caespitosa* (Linnaeus, 1767) (Anthozoa, Scleractinia) from the Marmara Sea. *Turkish Journal of Zoology*, 35(5), 701-705.

ÖZALP, H.B., & ALPARSLAN, M., (2009a). Ecological Investigations on macrofauna distributed around the colonies of *Cladocora caespitosa* (Linnaeus, 1758). Proceedings of the 13th Underwater Science and Technologies Meeting. Cyprus International University. pp.74-79 (in Turkish).

ÖZALP, H.B., & ALPARSLAN, M., (2009). A Mediterranean Coral Species in the Dardanelles (Marmara Sea-Turkey). Proceedings of the First Mediterranean Symposium on Coralligenous Conservation and Other Calcareous Bio-concretions. pp. 226-228.

POMERANCE, R., REASER, J.K., & THOMAS, P.O. (1999). Coral bleaching, coral mortality, and global climate change report. http://www.state.gov/www/global/global_issues/coral _reefs/990305_coralreef_rpt.html.

REEFBASE (2019). Available at: http://reefbase.org/global_database/default.aspx?section=t4.

SCHUHMACHER, H., & ZIBROWIUS, H. (1985). What is hermatypic?.*Coral Reefs*,4(1), 1-9.

TOPÇU N.E., ÖZALP, B., 2016. Anthozoans of the Sea of Marmara. In: Özsoy E, Çağatay M.N, Balkıs N, Balkıs N, Öztürk B (Eds). The Sea of Marmara, Marine Biodiversity, Fisheries, Conservation and Governance. pp. 428-443.

WILKINSON, C.R. (2000). Word-wide coral reef bleaching and mortality during 1998: a global climate change warning for the new millen- nium? In: Sheppard, C. (ed) *Seas at the millennium: and environmental evaluation*, New York, Elsevier. pp. 43-57.

WILLIAMS, E.H., & BUNKLEY-WILLIAMS, L. (1990). The world-wide coral bleaching cycle and related sources of coral mortality. *Atoll Research Bulletin*, 335, 1-71.

ARTÍCULOS

Efecto de la profundidad sobre el sex-ratio de la especie protegida *Astroides calycularis* (coral naranja): Implicaciones en su conservación.

Lucía Pérez López[1], Alexis Terrón-Sigler[2,3], Free Espinosa Torre[3]

[1]*Área de Ecología, Departamento de Biología, Facultad de Ciencias del Mar, Universidad de Cádiz, Edificio CASEM, Avda. República Saharaui s/n, 11510 Puerto Real, España.*

[2]*Asociación Hombre y Territorio, Alameda Santa Eufemia, 24. Semisótano B - 41940. Tomares, Sevilla, España. Email: contacto@hombreyterritorio.org*

[3]*Laboratorio de Biología Marina, Departamento de Fisiología y Zoología, Facultad de Biología, Universidad de Sevilla, Avda. Reina Mercedes 6, 41012 Sevilla, España.*

E-mail: lucia.perez@uca.es; contacto@hombreyterritorio.org

RESUMEN:

Astroides calycularis es un coral ahermatípico endémico del mar Mediterráneo y amenazado a la extinción por la acción del hombre. Conocer su ecología y los factores que influyen en su distribución será útil para futuros programas de conservación.

Con el fin de indagar en uno de estos factores exógenos, y en su influencia sobre el coral naranja, se ha estudiado el efecto de la profundidad en el sex-ratio de la especie. El objetivo ha sido determinar la importancia de este factor para la biología de la especie y en qué medida debe tomarse en cuenta para la correcta conservación del coral. Para la realización de este estudio se tomaron muestras en Ceuta, España, al sur del mar de Alborán. Los resultados muestran una segregación de sexos, encontrándose un mayor porcentaje de hembras a profundidades someras o medias, y, en las zonas más profundas, un mayor porcentaje de machos.

Palabras clave: *Astroides calycularis*, profundidad, reproducción, sex-ratio, mar Mediterráneo.

ARTÍCULOS

INTRODUCCIÓN

Astroides calycularis (Pallas, 1766) es un coral colonial endémico del Mar Mediterráneo con un característico color anaranjado (Figura 1 B). Este coral azooxantelado (no presenta zooxantelas en sus tejidos), con un exoesqueleto formado por carbonato cálcico, no forma arrecifes de coral (ahermatípico), y puede habitar sustratos rocosos desde la superficie del mar hasta profundidades de 50 metros, colonizando paredes, extraplomos y cuevas marinas (Rossi 1971; Ocaña *et al.* 2000), aunque principalmente se encuentra en la zona somera infralitoral (Terrón-Sigler *et al.* 2015).

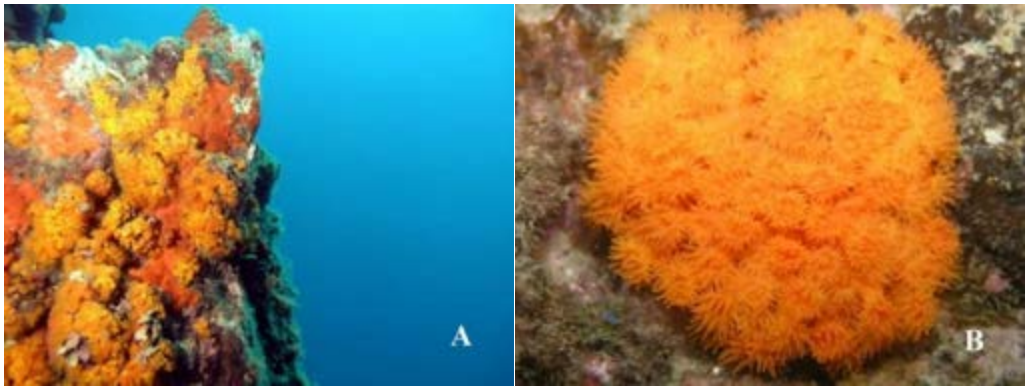


Figura 1: A: Extraplomos del fondo marino cubiertos de *Astroides calycularis*. B: Colonia de *Astroides calycularis*. Fotografía Alexis Terrón-Sigler.

Astroides calycularis es una especie endémica limitada a la parte suroccidental del Mar Mediterráneo (Zibrowius 1995; Bianchi 2007): Italia, Malta, Túnez, Argelia, Marruecos; Ceuta y Melilla (España) y, ya en el Atlántico, en Cabo Espartel (Marruecos) (Zibrowius, 1980). En la Península Ibérica, *A. calycularis* se extiende desde Rota (Cádiz) (Terrón-Sigler 2015), Estrecho de Gibraltar, hasta el Cabo de Palos (Murcia). También se ha citado la especie en las provincias de Málaga y Granada (Paraje Natural Acantilados de Maro-Cerro Gordo) (Ocaña *et al.* 2000; Terrón-Sigler *et al.* 2015). Además, recientemente, *A. calycularis* ha sido reconocido como un importante hábitat para otras especies, que varían dependiendo de la profundidad y los meses del año. En las costas de Andalucía pueden encontrarse hasta 81 especies distintas asociadas a las colonias de este coral, incluyendo anélidos, moluscos y, mayoritariamente, crustáceos. *A. calycularis* también interviene en la estrategia alimenticia de algunas de estas especies, como es el caso de los crustáceos peracáridos (Terrón- Sigler *et al.* 2016a). Esta relevancia ecológica de la especie, que desempeña un importante papel en las cadenas tróficas de las costas rocosas andaluzas donde se encuentra la especie (Terrón-Sigler *et al.* 2014), y la estrecha distribución biogeográfica la convierte en una especie vulnerable. Las principales causas de que el coral naranja esté amenazado son la sedimentación resultante de la urbanización costera (Ocaña *et al.* 2009) y las actividades humanas en el litoral, que aumentan la contaminación y contribuyen a la destrucción del hábitat de la especie. Además, las actividades recreativas dirigidas al turismo en la costa, como el submarinismo, pueden tener un efecto negativo sobre las poblaciones de coral, al ser estas dañadas o desprendidas por contacto directo (Terrón-Sigler *et al.* 2016b). Para entender la resistencia y tolerancia de las poblaciones del coral a impactos naturales o antropogénicos es importante conocer las estrategias reproductivas, e indagar qué factores exógenos influyen en ella (Torrents & Garrabou 2011), esto ayudará a desarrollar futuros planes de conservación y su correcta implantación, como pueden ser programas de restauración o de regulación de las actividades lúdicas.

Aunque aún existen lagunas en el conocimiento de la biología de la especie, su ciclo reproductivo está bien descrito (Goffredo *et al.* 2010; 2011b; Casado-Amezúa *et al.* 2013). La especie es gonocórica tanto a nivel de pólipo como de colonia, es decir, presenta sexos separados, y, en este caso, sin dimorfismo sexual, es decir, ambos sexos presentan la misma morfología. Es una especie incubadora, con fertilización y embriogénesis interna previa a la liberación de las larvas, caracterizadas por una flotabilidad negativa y un comportamiento demersal, definiéndose como "plánulas reptantes" (Goffredo *et al.* 2010) (Figura 2). Además, Casado-Amezúa (2012) contribuyó al conocimiento actual de la reproducción sexual de *A. calycularis*, estudiando el desarrollo gonadal del coral entre dos localizaciones distantes (Sur de España e Italia), con diferencias en la temperatura de la superficie del mar (SST, sea surface temperature), observando que existían diferencias en el desarrollo de las gónadas entre las diferentes localidades estudiadas. Por tanto, los factores exógenos pueden interaccionar en los biorritmos endógenos causando cambios en las estrategias reproductivas de la especie.



Figura 2: Pólipo de *Astroides calycularis* liberando una larva. Fotografía Alexis Terrón-Sigler.

Por otra parte, hay otros factores exógenos que pueden intervenir en los cambios de la reproducción de los corales, como el fotoperiodo, la cantidad y calidad del alimento o la influencia de la luna llena (Willis *et al.* 1985; Gili & Coma 1998). Asimismo, han sido también considerados otros aspectos importantes en el desarrollo gonadal de los corales como la disponibilidad de nutrientes, la sedimentación y/o, aunque menos estudiada, la profundidad (Acosta *et al.* 2001; Torrents & Garrabou 2011). En estudios anteriores, Terrón-Sigler (2016) ha mostrado que la profundidad es una variable importante que puede afectar la reproducción de *A. calycularis*. Los resultados sugieren que las poblaciones del mar de Alborán varían su estrategia reproductiva según la profundidad, siendo más abundantes poblaciones de machos en las zonas más profundas, y en zonas someras poblaciones de hembras.

El objetivo de este estudio se centra en estudiar esta influencia de la profundidad sobre el sexo de *A. calycularis*, y el consecuente efecto de esta sobre su ciclo reproductivo y discutir las posibles consecuencias que los resultados puedan tener sobre la conservación de este coral, y su implicación en posibles proyectos de restauración.

MATERIALES Y MÉTODOS

Para la realización del presente estudio, se recolectaron colonias de *A. calycularis* mediante buceo con escafandra autónoma en la costa este de Ceuta (España), en la playa El Desnarigado y los acantilados colindantes, el 29 de mayo de 2016 (Figura 3). Esta fecha fue seleccionada ya que en este mes se observa un estadio de desarrollo muy avanzado en los tejidos reproductivos de las hembras e incluso pueden verse embriones (Terrón-Sigler, 2016).



Figura 3. Área de estudio, Playa El Desnarigado (Ceuta, España), dónde las colonias de *Astroides calycularis* fueron recolectadas.

Para cumplir los objetivos planteados, se seleccionaron tres sitios dentro del área de estudio donde la densidad de colonias de *A. calycularis* era elevada (entre 50 y 75 % de cobertura) y dentro de cada punto, se escogieron tres profundidades diferentes donde se recolectaron las colonias: 0, 5 y 10 metros. A cada profundidad se recolectaron 5 colonias aleatoriamente obteniéndose un total de 45 colonias de *A. calycularis*. Las muestras se fijaron en formol al 4% y posteriormente, en el laboratorio, se cambiaron a etanol 70%. Para eliminar el exoesqueleto, las colonias fueron descalcificadas usando una solución de ácido fórmico 10% (Biodec R). A continuación se pasaron nuevamente a etanol 70%, antes del proceso de deshidratación para la inclusión en parafina. Para esto, primero se pasaron por una solución de xilol, que facilita la penetración de esta parafina y seguidamente se realizaron tres cambios que aseguran la pureza de la parafina en los bloques finales. Una vez las colonias fueron incluidas en parafina, se cortaron secciones transversales de los tejidos de 6 µm de grosor y se tiñeron con hematoxilina y eosina. Haciendo uso de un microscopio óptico se realizó las observaciones de los tejidos reproductivos necesarias para comprobar el sexo de las colonias.

Para la determinación de las colonias, se ha seguido la metodología de Casado-Amezúa (2012), asumiendo aquellos pólipos sin tejido reproductivo como machos inactivos después de la fertilización. Este tejido se sitúa en los filamentos mesentéricos, en los que se encuentran las espermarias cuando los machos permanecen activos o los oocitos, reconocibles por su forma ovalada (Figura 4).

ARTÍCULOS

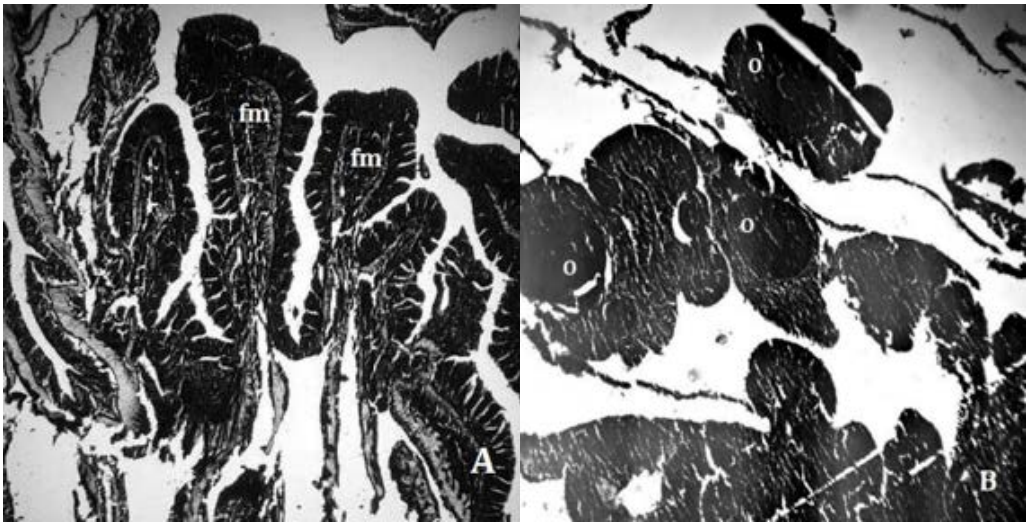


Figura 4. A: Filamentos mesentéricos rodeados de las fibras musculares, sin tejido reproductivo y; B: oocitos en el tejido reproductivo de *Astroides calycularis* (fm: filamentos mesentéricos, o: oocitos).

Para finalizar, se usó una prueba chi-cuadrado para comprobar si la distribución de sexos según la profundidad era significativamente distinta de un sex-ratio de 0,5 (50% machos y 50% hembras).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Finalmente se estudiaron 44 colonias, de las cuales 17 no pudieron determinarse correctamente. De las colonias restantes, 12 resultaron ser hembras y 15 machos. Se hizo un análisis conjunto de las colonias, y se comprobó que todos los pólipos de las colonias analizadas presentaban el mismo sexo.

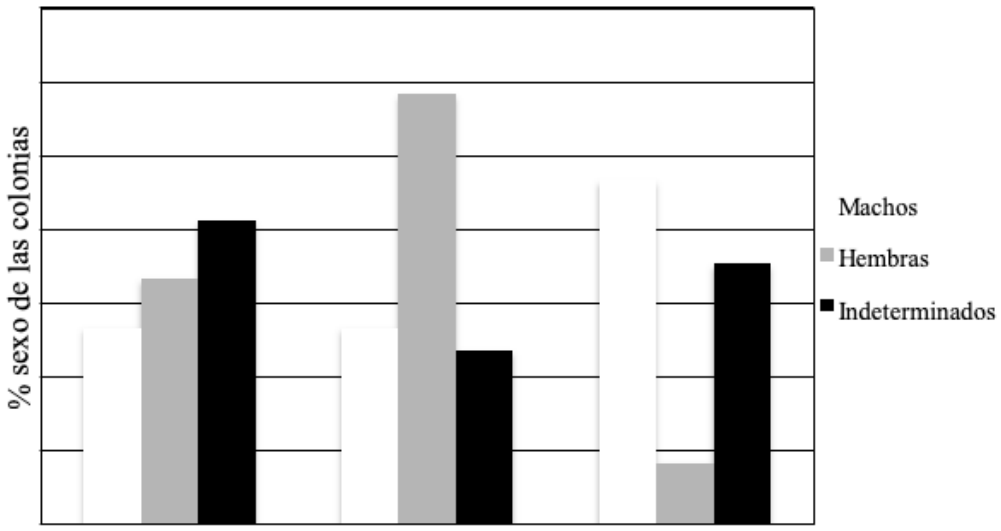


Figura 5. Porcentajes de sexo de las colonias encontrados a las tres profundidades estudiadas.

Con respecto a la profundidad, más de la mitad de las colonias hembras, el 58,34 %, se encontraron a 5 metros, el 33,33 % se recogió a 0 metros y el 8,33 % a 10 metros. Con relación a los machos, el 46,67 % de las colonias se encontraron a 10 metros y las restantes se repartían entre los 0 y 5 metros a partes iguales, 26,66 % a cada profundidad (Figura 5).

En estudios anteriores sobre la profundidad y el sex-ratio en colonias de *A. calycularis* al este del mar Mediterráneo, se observó una proporción 1:1 (Goffredo *et al.* 2010), mientras que en otras investigaciones al norte del mar de Alborán (oeste del Mediterráneo), Terrón-Sigler (2016) propone esta relación entre la profundidad y el sexo de las colonias en las poblaciones de este coral, encontrándose los machos a mayores profundidades que las hembras. Los resultados obtenidos en este estudio al sur del mar de Alborán siguen esta línea, localizando un alto porcentaje de las colonias macho estudiadas entre 5 y 10 metros de profundidad (más del 70 %) y la mayoría de las hembras entre 0 y 5 metros de profundidad (más del 80 %) (Figura 5).

Aunque la prueba de chi-cuadrado no mostró relación de dependencia entre el sexo y la profundidad (Test chi-cuadrado, $\chi 2=2,2486$; v=1; $p>0.05$ para machos y $\chi 2=2,81$; df=1, $p>0.05$ para hembras), ya que la distribución de sexos no difería significativamente del sex-ratio esperado (0,5), no se puede descartar dicha relación, habida cuenta del reducido tamaño de muestra analizado y de las limitaciones del test chi-cuadrado. Aumentar el área de estudio y número de colonias en futuros estudios será importante para corroborar definitivamente esta relación.

Dada la relevancia ecológica de *A. calycularis* (Terrón- Sigler *et al.* 2014; 2016b), es importante conocer los factores que influyen en la distribución de las colonias y afectan a su estrategia reproductiva para facilitar su conservación. De manera global, la temperatura, la cantidad y calidad de alimento disponible, el fotoperiodo, la iluminación nocturna, o la velocidad de las corrientes marinas tienen un importante papel en la fisiología de las especies bentónicas que se alimentan de organismos en suspensión (Coma *et al.* 2000). No obstante, los azooxantelados como el coral naranja no dependen de la luz, por lo que son otros parámetros los que determinan su distribución (temperatura, hidrodinamismo, alimentación, etc), y/o competición intra-específica o inter-específica. Todos estos factores mencionados pueden estar en algunos casos relacionados con la profundidad, influyendo de manera más evidente en algunos casos que en otros.

Por otro lado, la especie muestra diferencias en los periodos de fertilización y liberación de las plánulas entre las poblaciones del este y el oeste del mar Mediterráneo, probablemente por la variación de temperatura entre ambas zonas (Casado-Amezúa *et al.* 2013). Se demuestra así cómo los factores exógenos pueden influir fuertemente en los ciclos reproductivos de la especie. En áreas de costa, estos factores pueden cambiar drásticamente con pequeños cambios de profundidad (Rossi *et al.* 2003). Así, *A. calycularis* ha mostrado una segregación en colonias de machos y hembras según la profundidad al norte del mar de Alborán (Terrón-Sigler 2016) y parece que también pudiera seguir este patrón en la zona sur del mismo según los resultados preliminares del presente estudio. Sería interesante en estudios futuros comprobar si la profundidad pudiera afectar también a la especie produciendo diferencias en los periodos de fertilización o liberación entre la población de una misma área, cómo se ha observado en otras especies de coral (Gori *et al.* 2012).

Es importante promover la conservación de este coral endémico del Mediterráneo y en peligro de extinción, contribuyendo a su vez a la preservación de una importante biodiversidad marina. Conocer la estrategia reproductiva de la especie para poder entender su dinámica de poblaciones e indagar en los factores exógenos que intervienen en la misma es imprescindible para poder predecir la influencia de variaciones en el medio y poder implementar las herramientas apropiadas para conservar sus poblaciones. Por tanto, a la hora de valorar posibles impactos localizados, es importante determinar con precisión si existe esta segregación espacial de sexos en *Astroides calycularis*. Obras costeras en superficie podrían eliminar a las hembras, o emisarios en la profundidad afectarían más directamente a los

machos. Esta pérdida de uno de los sexos podría suponer extinciones parciales al impedirse la reproducción a escala local. Además las poblaciones de este coral que se encuentran cercanas a la costa se ven especialmente afectadas por las acciones humanas (Terrón-Sigler *et al.* 2015; 2016b). Diversas herramientas y métodos para la conservación de la especie están surgiendo (Ocaña *et al.* 2009; Terrón-Sigler *et al.* 2011) y otras siguen siendo investigadas, pero su correcta aplicación deberá tener en cuenta esta relación. Así, en futuros planes de restauración o regeneración de poblaciones, como podrían ser programas de traslado, se haría evidente la necesidad de recolectar colonias a diferentes profundidades en lugar de cogerlas en una cota sola batimétrica.

CONCLUSIONES

— Los resultados obtenidos parecen mostrar cierta segregación de sexos según la profundidad en *Astroides calycularis*, aunque no son concluyentes y requieren de una investigación más exhaustiva, aumentando el número de muestras y del área estudiada.

— Los datos resultantes, junto a estudios previos (Terrón-Sigler, 2016), recalcan la importancia de la profundidad sobre las poblaciones de *A. calycularis* en el mar de Alborán, contribuyendo al conocimiento de la ecología de este coral, y ayudando a diseñar planes de gestión más prácticos y específicos.

— En estudios futuros sería interesante comprobar si la profundidad pudiera afectar también a la especie en otros aspectos, como los periodos de fertilización o liberación entre la población de una misma área.

BIBLIOGRAFÍA

ACOSTA A., SAMMARCO P. W., DUARTE. L. F. (2001). Asexual reproduction in a zoanthid by fragmentation: the role of exogenous factors. *Bulletin of Marine Science*, 68 (3): 363–381.

BIANCHI C. N. 2007. Biodiversity issues for the forthcoming tropical Mediterranean Sea. *Hydrobiologia*, 580: 7–21.

CASADO-AMEZÚA P., GASPARINI G., GOFFREDO S. (2013). Phenological and morphological variations in the Mediterranean orange coral *Astroides calycularis* between two distant localities. *Zoology*, 116: 159– 167.

CASADO-AMEZÚA P., GOFFREDO S., TEMPLADO J., MACHORDOM A. (2012). Genetic assessment of population structure and connectivity in the threatened Mediterranean coral *Astroides calycularis* (Scleractinia, Dendrophylliidae) at different spatial scales. *Molecular Ecology*, 21: 3671–3685. doi: 10.1111/j.1365-294X.2012.05655.x

COMA R., RIBES M., GILI J. M., ZABALA M. (2000). Seasonality of in situ respiration rate in three temperate benthic suspension feeders. *Limnology and Oceanography*, 47:324–331.

GILI J. M., COMA R. (1998). Benthic suspension feeders: their paramount role in littoral marine food webs. *Tree*, 13:316–321.

GOFFREDO S., GASPARINI G., MARCONI G., PUTIGNANO M. T., PAZZINI C., ZACCANTI F. (2010). Gonochorism and planula brooding in the Mediterranean endemic orange coral *Astroides calycularis* (Scleractinia: Dendrophylliidae). Morphological aspects of gametogenesis and ontogenesis. *Marine Biology Research*, 6: 421–436. http://dx.doi.org/10.1080/17451000903428488

GOFFREDO S., CAROSELLI E., GASPARINI G., MARCONI G., PUTIGNANO M. T., PAZZINI C., ZACCANTI F. (2011a). Colony and polyp biometry and size structure in the orange coral *Astroides calycularis* (Scleractinia: Dendrophylliidae). *Marine Biology Research*, 7 (3): 272-280.

GOFFREDO S., GASPARINI G., MARCONI G., PUTIGNANO M. T., PAZZINI C., AIRI V., ZACCANTI F. (2011b). Sexual reproduction in the Mediterranean endemic orange coral *Astroides calycularis* (Scleractinia: Dendrophylliidae). *Bulletin of Marine Science*, 87 (3): 589–604. http://dx.doi.org/10.5343/bms.2010.1068

GORI A., VILADRICH N., GILI J-M., KOTTA M., CUCIO C., MAGNI L., BRAMANTI L. ROSSI S. (2012). Reproductive cycle and trophic ecology in deep versus shallow populations of the Mediterranean gorgonian *Eunicella singulares* (Cap de Creus, northwestern Mediterranean Sea). *Coral Reef*, 31 (3): 823-837. DOI 10.1007/s00338-012-0904-1

OCAÑA A., SÁNCHEZ TOCINO L., LÓPEZ-GONZÁLEZ P. J. (2000). Faunistic and biogeographical observations concerning the Anthozoa (Cnidaria: Anthozoa) of the Granada coast (Sea of Alboran). *Zoologica Baetica*, 11: 51-65.

OCAÑA O., RAMOS A., TEMPLADO J. (2009). Los paisajes sumergidos de la región de Ceuta y su biodiversidad. *Fundación Museo del Mar de Ceuta*. España, 254 pp.

PALLAS P. S. (1766). Elenchus zoophytorum sistens generum adumbrationes generaliores et specierum cognitarum succinctas descriptions cum selectis auctorum synonymis. *Hagae comitum*: P. van Cleef. XVI: 28-451.

ROSSI L. (1971). Cnidari e Ctenofori d´Italia. Cuaderni della Civica Stazione Idrobiologica di Milano, 2: 77-86.

ROSSI S., GRÉMARE A., GILI J. M., AMOUROUX J. M., JORDANA E., VÉTION G. (2003). Biochemical characteristic of settling particulate organic matter at two north-western Mediterranean sites: a seasonal comparison. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 58: 423–434.

TERRÓN-SIGLER A., PEÑALVER P., ESPINOSA F., LEÓN-MUEZ D. (2011). Ensayo experimental para el trasplante de colonias de coral naranja (*Astroides calycularis*, Pallas 1766); especie insignia del litoral sur de la Península Ibérica. *Chronica naturae*, 1: 35-45.

TERRÓN-SIGLER A., PEÑALVER P., LEÓN-MUEZ D., ESPINOSA F. (2014). Spatio-temporal macrofaunal assemblages associated with the endangered orange coral *Astroides calycularis* (Scleractinia: Dendrophylliidae). *Aquatic Biology*, 21: 143–154. doi: 10.3354/ab00577.

TERRÓN-SIGLER A., LEÓN-MUEZ D., PEÑALVER P., GÁLVEZ-CÉSAR R., ESPINOSA TORRE F. (2015). Geographic distribution of *Astroides calycularis* (Scleractinia: Dendrophylliidae) as a baseline to assess future human impacts on the Southern Iberian Peninsula. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 1-9. doi:10.1017/S0025315415001113

TERRÓN-SIGLER A. (2016). Conservation biology of the endangered orange *coral Astroides calycularis*. Universidad de Sevilla. Sevilla, España.

TERRÓN-SIGLER A., LEÓN-MUEZ D., PEÑALVER-DUQUE P., ESPINOSA TORRE F. (2016a). Diets of peracarid crustaceans associated with the orange coral *Astroides calycularis* in southern Spain. *Mediterranean Marine Science*. DOI: 10.12681/mms.1298.

TERRÓN-SIGLER A., LEÓN-MUEZ D., PEÑALVER P., ESPINOSA TORRE F. (2016b). The effects of SCUBA diving on the endemic Mediterranean coral *Astroides calycularis*. *Ocean & Coastal Management* 122: 1-8. http://dx.doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2016.01.

TORRENTS O., GARRABOU J. (2011). Fecundity of red coral *Corallium rubrum* (L.) populations inhabiting in contrasting environmental conditions in the NW Mediterranean. Marine Biology, 5: 1019–1028.

WILLIS B. L., BABCOCK R. C., HARRISON P. L., OLIVER J. K., WALLACE C. C. (1985). Patterns in the mass spawning of the corals on the Great Barrier Reef from 1981-1985. *Proceeding 5th Intenational Coral Reef Congress*, 4: 343-348.

ZIBROWIUS H. (1980). Les Scléractiniaires de la Méditerranée et de l`Atlantique nord-oriental. *Mémoires de l'Institut Océanographique*, Monaco 11, 1–284.

ZIBROWIUS H. (1995). The Southern *Astroides calycularis* in the Pleistocene of the Northern Mediterranean – An indicator of climatic changes (Cnidaria, Scleractinia). *Geobios*, 28: 9-16.

ARTÍCULOS

Respuesta a interacciones exógenas bióticas y abióticas del coral endémico y amenazado *Cladocora caespitosa*

Esperanza Algar Salas[1], Free Espinosa Torre[1], David León-Muez[2] y Alexis Terrón-Sigler[1,2]

[1]*Laboratorio de Biología Marina, Departamento de Fisiología y Zoología, Facultad de Biología, Universidad de Sevilla, Avda. Reina Mercedes 6, 41012 Sevilla.*

[2]*HyT, Asociación Hombre y Territorio, Alameda Santa Eufemia, 24. Semisótano B - 41940. Tomares, Sevilla, España.*

E-mail: contacto@hombreyterritorio.org

RESUMEN:

Cladocora caespitosa es el único coral zooxantelado formador de arrecifes endémico del mar Mediterráneo y, actualmente, está amenazado. Por ello, conocer los factores que influyen en su desarrollo es de gran importancia para conservar la especie. Con el fin de aumentar el conocimiento sobre *C. caespitosa* se ha realizado, a lo largo de tres años, un estudio preliminar de una población en la Punta de la Mona (enclave localizado en la costa de Granada y de alto valor ecológico, designado Zona de Especial Conservación dentro de Red Natura 2000). Se han tomado datos sobre el crecimiento y los epibiontes presentes en las colonias además de los daños presentes en los individuos. Todo ello con el objetivo de ver la influencia de factores abióticos como son las características del entorno en el que se encuentre la población y bióticos como son los epibiontes entre los que destaca *Rugulopteryx okamurae*, especie invasora y muy competitiva que amenaza al Mediterráneo. Los resultados muestran una evolución muy lenta pero positiva de la población que augura un posible desarrollo parecido al de otros enclaves donde la especie ha prosperado y es abundante, pero con un avance de *R. okamurae* y un empeoramiento de las condiciones climáticas que constituyen potenciales amenazas contra la especie. Esta información contribuirá a estimar la estructura y función del HIC 1170 "Arrecifes" en la ZEC de la Punta de la Mona.

Palabras clave: *Cladocora caespitosa*, mar Mediterráneo, cambio climático, especies exóticas, *Rugulopteryx okamurae*.

ARTÍCULOS

INTRODUCCIÓN

Cerca del 75% de la superficie terrestre es agua y, aunque a nivel de especie (casi 2 millones descritas actualmente) el medio terrestre es más diverso, a nivel de filos lo es más el medio marino (contiene en exclusiva casi el 50% de los filos animales descritos) (García-Gómez 2003). Sin embargo, esta diversidad se encuentra amenazada debido al calentamiento global y la proliferación de especies alóctonas, entre otros impactos a gran escala. El efecto de estos impactos se puede observar de forma específica en el mar Mediterráneo. Este mar se considera uno de los mares con mayor biodiversidad (engloba a más del 7% de la biodiversidad marina del mundo) siendo denominado "hotspot" a nivel mundial (Garrabou *et al.* 2019; Navarro-Barranco *et al.* 2019; Sempere-Valverde *et al.* 2021). Sin embargo, desde finales del siglo XX, la actividad antropogénica ha supuesto que el calentamiento global se haya visto potenciado. De esta manera, se desarrollará un "proceso de tropicalización", es decir, un aumento de la temperatura de las aguas (olas de calor marino fuertes y recurrentes) del Mediterráneo que dan lugar a eventos de mortalidad masiva sin precedentes (Kersting *et al.* 2013; Garrabou *et al.* 2019).

Por otro lado, al calentamiento global se le suma la proliferación de las especies alóctonas (Navarro-Barranco *et al.* 2019). Dichas especies pueden causar graves impactos ecológicos al modificar el hábitat colonizado, sus redes tróficas y la estructura de la comunidad, pudiendo desplazar a las especies autóctonas (García-Gómez *et al.* 2020).

El más reciente y destacado ejemplo es el del alga parda *Rugulopteryx okamurae* (Navarro Barranco *et al.* 2019). *Rugulopteryx okamurae* es una feoficea común de las zonas templadas del Pacífico noroccidental pero que se ha ido extendiendo desde el año 2015 por el Mediterráneo occidental (mar de Alborán), posiblemente debido a cambios en el medio marino (García-Gómez *et al.* 2020). En cuestión de unos años, *R. okamurae* se ha convertido en una especie invasora con una capacidad competitiva y un crecimiento desbordante, llegando desde fondos rocosos iluminados de la zona submareal hasta una profundidad máxima observada de 50 metros. Compite con la mayoría de los animales y vegetales locales de poca profundidad y crece por epibiosis sobre especies coralígenas (Terrón-Sigler com. pers.; García-Gómez *et al.* 2020).

Así, la relación entre algas y corales ha sido motivo de diversos estudios (Kersting *et al.* 2014a) puesto que estos últimos son especies de gran relevancia, siendo considerados especies ingenieras (aportan estructuras físicas que ofrecen nichos para muchos organismos, es decir, generan diversidad y su desaparición provoca un impacto de gran relevancia) (García-Gómez 2003).



ARTÍCULOS



Figura 1. Imagen tomada en el muestreo de diciembre del 2018 de la población de *Cladocora caespitosa* localizada en la ZEC de los Acantilados y Fondos Marinos de la Punta de la Mona.

El presente estudio está enfocado al coral endémico del Mediterráneo *Cladocora caespitosa* (Linnaeus 1767) o madrépora del Mediterráneo (Fig. 1). *Cladocora caespitosa* es una especie de coral escleractinio que destaca en el Mediterráneo por ser el único zooxantelado formador de arrecifes (Kersting *et al.* 2017) en esta zona, albergando en sus tejidos dinoflagelados endosimbióticos del género *Symbiodinium* (López-Márquez *et al.* 2021).

En lo que respecta al entorno, *C. caespitosa* aparece en una amplia gama de hábitats y de sustratos en un rango de profundidades normalmente de 5 a 40 metros, en condiciones hidrodinámicas (Casado-Amezúa *et al.* 2015). Esta especie muestra dos tipos de distribución de colonias: lechos (colonias subesféricas distintas) y bancos (grandes colonias que alcanzan varios decímetros de altura y cubren varios metros cuadrados de superficie) (Kersting *et al.* 2017). Con relación a la longevidad media, *C. caespitosa* vive alrededor de los 100 años (es una especie colonial de larga vida) con una duración media de la generación de 30 años. Esto lo hace de gran interés por ser su esqueleto una fuente de información biocrónica importante sobre el cambio climático (Zunino *et al.* 2018).

En relación con la presencia de sexos y a su reproducción, esta especie posee individuos gonocóricos y otros hermafroditas (Casado-Amezúa *et al.* 2015) y reproducción sexual, que es generalmente sincrónica y estacional (López-Márquez *et al.* 2021), y reproducción asexual. Además, *C. caespitosa* posee un crecimiento lento, un ciclo de vida caracterizado por una baja tasa de reclutamiento y una baja mortalidad natural (características que en equilibrio favorecen la supervivencia de la especie) (Kersting *et al.* 2014b).

Es destacable el hecho de que la salud de este coral escleractinio constructor está disminuyendo rápidamente. Las elevadas temperaturas inducen la pérdida de simbiontes y/o fotopigmentos del coral, lo que se conoce como blanqueo, mientras que la presencia de especies alóctonas puede representar un peligro adicional. Consecuentemente, *C. caespitosa* se ha convertido en uno de los muchos ejemplos de especies amenazadas.

Finalmente cabe destacar que no existen datos suficientes que estimen la estructura y la función del Hábitat de Interés Comunitario (HIC) 1170 ("Arrecifes") en la Zona de Especial Conservación de la Punta de la Mona, integrada en la Red Natura 2000 de la UE, lo que ha supuesto considerar su valoración como "desconocido" (Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio 2015). Puesto que *C. caespitosa*, como se ha señalado, es una especie considerada como formadora de arrecifes, conocer su distribución y biología en la ZEC de la Punta de la Mona podría contribuir a una adecuada valoración del HIC 1170.

ARTÍCULOS

MATERIALES Y MÉTODOS

Para la realización del presente estudio, se muestrearon 20 colonias de *C. caespitosa* mediante buceo en la ZEC de la Punta de la Mona (La Herradura-Granada-Andalucía), concretamente en el área conocida por los buceadores como La Calita o Ensenada de los Gigantes (Fig. 2).

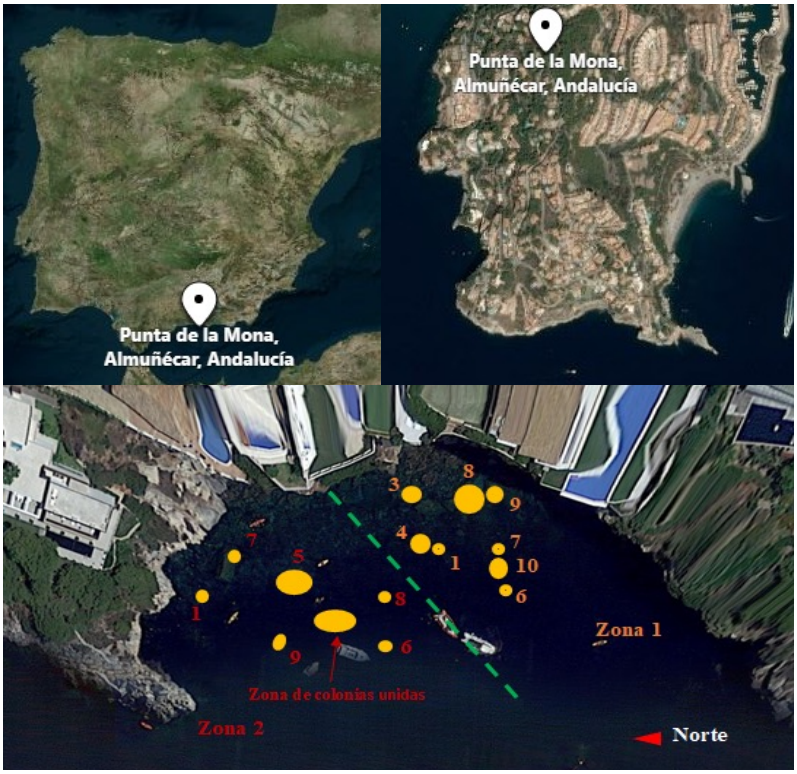


Figura 2. Localización del área de estudio donde se muestrearon las colonias de *C. caespitosa* y mapeo de las colonias en el que se observan las dos zonas, la dirección norte y la numeración correspondiente a cada colonia.

Para la realización del estudio, se llevaron a cabo tres muestreos: diciembre de 2018, marzo y mayo de 2021. En el primer muestreo (2018) se hizo un barrido de la zona para localizar el lugar exacto de las distintas colonias y se tomaron los datos de su ubicación.

Las tareas realizadas por cada uno de los buzos fueron consistieron en medir el eje mayor y menor de cada colonia con una cinta métrica, fotografiarlas y, por último, con una cuadrícula de muestreo de un metro cuadrado, recolectar todos los talos de *R. okamurae* presentes ubicando cada colonia del coral en el centro de la cuadrícula.

Una vez obtenidos esos datos, en el laboratorio, se pesaron las muestras recolectadas de *R. okamurae*. Además, se calculó el área total de la colonia (AC) mediante dos técnicas diferentes: a través del programa ImageJ y a través de la fórmula de la elipse propuesta como método por Goffredo *et al.* (2011) en el coral naranja (*Astroides calycularis*): AC = π* (M*m) /4, siendo "M" el diámetro mayor y "m" el menor (las medidas usadas para "M" y "m" fueron las tomadas en los muestreos). Para poder identificar los epífitos asociados a las colonias de coral, se analizaron las imágenes tomadas en cada muestreo. Con ImageJ se calculó tanto el área que cada epibionte ocupaba sobre el total de la colonia como las zonas necrosadas. Posteriormente, con los datos del área de cada colonia se calcularon los datos de cobertura de cada epibionte.

Se realizaron test estadísticos univariantes (ANOVA de una y dos vías) y multivariantes (MDS y PERMANOVA) con el programa SPSS 16.0 y PRIMER 6.0. Para los análisis univariantes se comprobó la homogeneidad de varianzas mediante el test de Levene y los multivariantes se implementaron sobre la matriz de similaridad de Bray-Curtis.

RESULTADOS

Los dos métodos de cálculo del área de las colonias mostraron resultados parecidos (Fig. 3), no encontrándose diferencias significativas en el área de las colonias con el test ANOVA de dos vías ni para el tipo de método utilizado ni para el tiempo (2018 vs. 2021) (Tabla 1), si bien se pudo observar un incremento en el tamaño de las colonias a lo largo del tiempo.

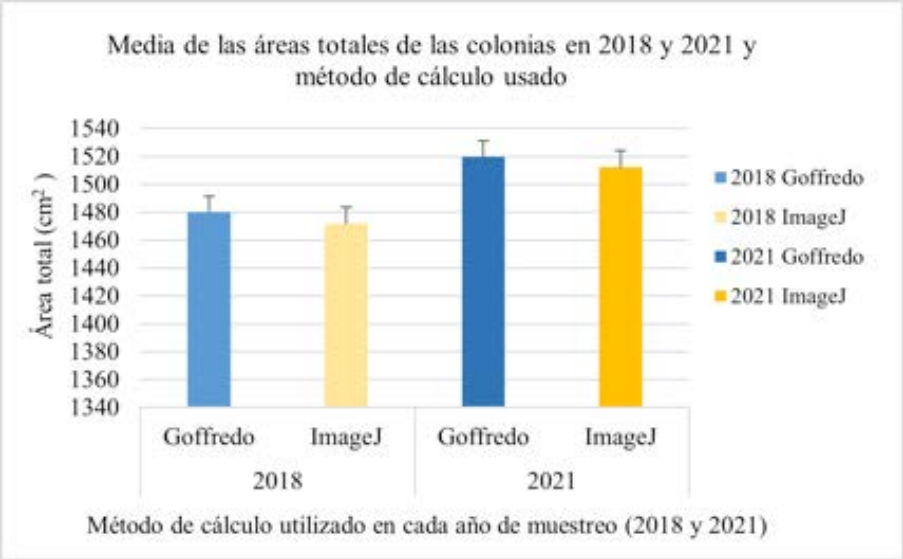


Figura 3. Media de las áreas totales de las colonias muestreadas en 2018 y 2021 calculadas con el método propuesto por Goffredo y con el programa de análisis de imagen ImageJ.

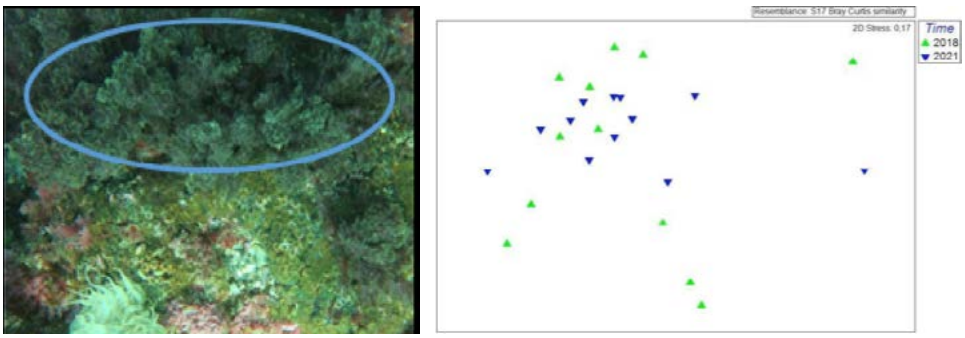


Figura 4. MDS en el que se representa la comunidad de epibiontes sobre las colonias en el muestreo de diciembre de 2018 y marzo de 2021.

En relación a la comunidad de epibiontes presentes en las colonias de *C. caespitosa*, el análisis MDS indicó que no se han producido cambios sustanciales a lo largo del tiempo (Fig. 4). En total en 2018 se identificaron 12 especies a las que se sumaron dos más en 2021 haciendo un total de 14 especies presentes en las colonias en la actualidad.

En lo que respecta a la cobertura de cada epibionte, *Halopteris scoparia* (presente en ocho de las diez colonias y llegando a una cobertura de hasta un 50%) y *Asparagopsis taxiformis* (presente en siete colonias y superando el 26% de cobertura) eran las especies más

predominantes en 2018 siendo también las más destacadas en 2021 junto a otras como *D. dichotoma*, *Litophyllum* spp. o *V. macrophysa*, todas presentes en 8-10 colonias y con coberturas que llegaron hasta el 43% (Fig. 5). El análisis PERMANOVA confirmó que no existían diferencias significativas entre las comunidades de epibiontes que interaccionan con las colonias entre 2018 y 2021(tabla 2). Sin embargo, destaca en 2021, a diferencia de 2018, la presencia de *Rugulopteryx okamurae*.

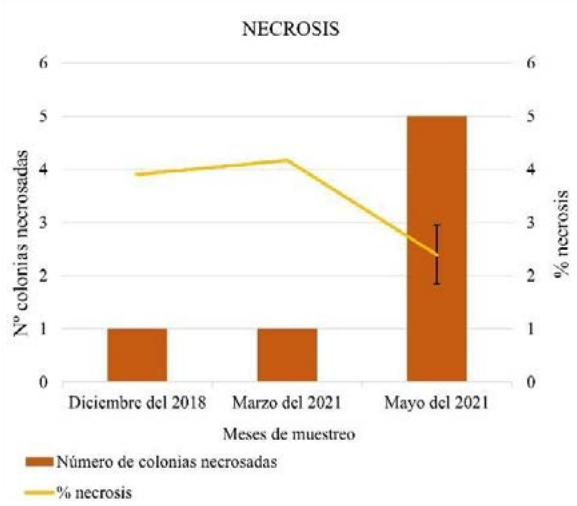


Figura 5. A: *Asparagopsis taxiformis* (círculo amarillo) epifita de *Cladocora caespitosa* en el año 2018; B: *Halopteris scoparia* (círculo azul) epifita de *Cladocora caespitosa* en el año 2018; C: *Litophyllum* spp. (círculo morado) y *Valonia macrophysa* (círculo marrón) epífitas de *Cladocora caespitosa* en 2021; D: Rodoficea filamentosa (cículo rosa) y Dictyota dichotoma (círculo rojo) epífitas de *Cladocora caespitosa* en 2021.

Por último, el número de colonias que presentaron necrosis aumentó de 2018 a 2021, aunque el porcentaje de superficie necrosada se redujo ligeramente (Fig. 6).

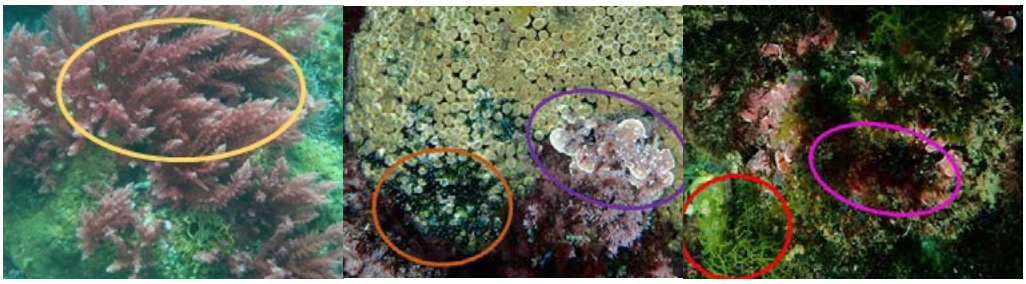


Figura 6. Número de colonias afectadas por necrosis según el muestreo y el correspondiente porcentaje de superficie necrosado junto a imagen ilustrativa de la zona necrosada de una colonia.

DISCUSIÓN

Para entender mejor los resultados obtenidos es necesario entender el enclave dónde las colonias se sitúan. La Punta de la Mona se trata de un cabo ubicado en el mar de Alborán, donde se encuentra la pequeña ensenada en forma de "C" donde se han localizado las colonias de *Cladocora caespitosa*. Las aguas del mar de Alborán son fruto de la mezcla de las aguas superficiales del Atlántico con las del Mediterráneo a través del Estrecho de Gibraltar a las que se añade un giro anticiclónico descrito por las aguas atlánticas que genera un afloramiento de aguas profundas en las costas de Málaga y Granada (Cebrián & Ballesteros, 2004).

Según los resultados obtenidos, las colonias de *C. caespitosa* mostraron un crecimiento en los últimos tres años, lo cual puede estar relacionado con la situación de afloramiento señalada. La protección hidrodinámica que el entorno natural donde se sitúan

les proporciona y la renovación de aguas hacen que la localización se vea enriquecida en especies de tipo k (con desarrollo lento, larga duración de vida, baja tasa reproductiva, etc.) y que las condiciones sean las idóneas para destacar el entorno como punto clave de biodiversidad y ecosistema en buen estado (Terrón-Sigler *et al.* 2014)

Como ya se ha nombrado, el cambio global es una de las principales amenazas para la biodiversidad marina. El Mediterráneo presenta una marcada estacionalidad en la que experimenta grandes cambios de temperatura que se han visto agravados por el efecto de dicho calentamiento. Hay estudios que confirman la correlación negativa entre el aumento o descenso excesivo de las temperaturas y el buen estado de salud de *C. caespitosa*. En los años 1999, 2003 y 2009 las temperaturas fueron altas en comparación con las registradas en otros años y, además, se mantuvieron durante un largo periodo de tiempo encontrándose una correlación positiva entre la mortalidad y el blanqueamiento de las colonias de *C. caespitosa* a lo largo del Adriático (Kružić *et al.* 2012). Se añade además a la conclusión que al estrés por las altas temperaturas se suman desarrollo de enfermedades y descenso de la calcificación (Rodolfo-Metalpa *et al.* 2006b, 2008).

Hay otros factores como el aporte nutricional (favorecido en el sitio de muestreo por el *upwelling*) o la luz que también influyen en los corales contrarrestando el efecto negativo de las temperaturas anómalas y favoreciendo la tasa de crecimiento. (Rodolfo-Metalpa *et al.* 2008). Kružić *et al.* (2014) corroboró la importancia de la luz, ya que demostró que estimula la tasa de crecimiento pero que, superado un alto nivel de irradiancia, se produce la fotoinhibición de las zooxantelas y una consiguiente reducción de la tasa de crecimiento.

En lo que respecta a la presencia de epibiontes, la comunidad ha permanecido casi al 100% estable (presencia permanente de individuos como *Halopteris scoparia*, *Valonia macrophysa*, *Litophyllum* spp., etc) y las colonias han mostrado crecimiento, indicando que dichos epibiontes no parecen ser un factor limitante para ellas. Sin embargo, los epifitos invasores sí pueden llegar a convertirse en un problema. *Rugulopteryx okamurae* es el alga invasora que actualmente amenaza el ecosistema que engloba la Punta de la Mona y que, según los resultados obtenidos, avanza en su colonización del entorno estudiado.

La expansión de *Rugulopteryx okamurae* no solo está motivada por el aumento de temperaturas sino también por su alta capacidad competitiva. Navarro-Barranco *et al.* (2019) indicaron la presencia en *R. okamurae* de un metabolismo secundario que podría disuadir a depredadores (defensa química), favoreciendo su dispersión y crecimiento.

A pesar de todas las amenazas mencionadas, *C. caespitosa* ha presentado técnicas para su supervivencia mostrando una destacada plasticidad. Las técnicas pueden englobarse en regulación, defensa y recuperación:

» La técnica de regulación: regula la heterotrofia cuando la autotrofia disminuye (Kersting *et al.* 2017)

» La técnica de defensa (*aleloquímica*): Kersting *et al.* (2013) midieron por primera vez la toxicidad de *C. caespitosa* describiendo dos terpenoides presentes en dicha especie los cuales tiene función como defensa contra depredadores, antifouling y competencia por el espacio.

» La técnica de recuperación: Kersting y Linares (2019) observaron la estrategia denominada rejuvenecimiento. Este se caracteriza por una reducción drástica del tamaño del pólipo y su retirada parcial de las estructuras esqueléticas originales. Los pólipos rejuvenecidos vuelven a crecer y por gemación van colonizando las colonias anteriormente muertas (Kersting & Linares 2019).

CONCLUSIONES

En lo que respecta a la parte metódica del estudio, es recomendable la utilización del programa ImageJ ya que no sería necesario tomar medidas in situ sino exclusivamente fotos (el muestreo sería más efectivo en términos de tiempo).

En relación con la población de *Cladocora caespitosa*, la presente en la Punta de la Mona parece demostrar que la plasticidad de la especie y las condiciones del entorno están permitiendo su persistencia en este enclave. Sin embargo, la muerte de algunas colonias de *C. caespitosa*, los eventos de necrosis y el avance de *Rugulopteryx okamurae* observados en dicha zona indican que existen una serie de amenazas que exigen una monitorización adecuada de estas poblaciones para garantizar su conservación.

El hecho de que el cambio climático esté empeorando y con él la temperatura del mar siga aumentando pone en peligro las estrategias que *Cladocora caespitosa* ha demostrado presentar. En la actualidad, ningún estudio asegura la efectividad de estas en un escenario en el que la frecuencia de anomalías térmicas sea mayor por lo que puede llegar un umbral en el que el coral sea incapaz de recuperarse y/o protegerse.

Para proteger la población localizada en la Punta de la Mona sería conveniente a una escala global seguir intentando disminuir los efectos negativos del calentamiento, retirar de forma manual el alga *Rugulopteryx okamurae* que se vaya introduciendo en la zona (muy especialmente sobre las colonias observadas) ya que al ser un entorno delimitado puede ser una medida no muy costosa de realizar y muy beneficiosa para la especie. Todo ello acompañado de un seguimiento de las distintas poblaciones para continuar recopilando datos con la intención de ampliar los conocimientos sobre taxonomía, distribución, población y ecología de *Cladocora caespitosa*. De esta manera, con el seguimiento y la investigación sobre la especie, será posible la conservación de *C. caespitosa* a la vez que se aporta información sobre el HIC 1170 ("Arrecifes") en esta ZEC. Igualmente, sería necesario para conservar sus poblaciones, desarrollar campañas divulgativas dirigidas a dar a conocer la especie y sus peculiaridades al sector recreativo (buceadores, turistas, pescadores, etc.) que realiza su actividad en la zona. Finalmente, sería fundamental trabajar en un mayor conocimiento de la interacción entre *R. okamurae* y *C. caespitosa* para ver cómo va afectando el alga al coral y la resiliencia de este último a los diferentes impactos a los que está sometido.

AGRADECIMIENTOS

Las campañas de muestreo se realizaron gracias al proyecto "Implementación de medidas de apoyo a la gestión de la Red Natura 2000 en el escenario de la expansión de *Rugulopteryx okamurae* en el Mediterráneo" desarrollado por HyT Asociación con el apoyo de la Fundación Biodiversidad.

BIBLIOGRAFÍA

CASADO-AMEZÚA, P., KERSTING, D. K., LINARES, C., BO, M., CAROSELLI, E., GARRABOU, J., CERRANO, C., OLZAP, B., TERRÓN-SIGLER, A., & BETTI, F. (2015). *Cladocora caespitosa*, Mediterranean Pillow Coral. *The IUCN Red List of Threatened Species*, e.T133142A75872554. https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015-2.RLTS.T133142A75872554.en

CEBRIÁN, E., & BALLESTEROS, E. (2004). Zonation patterns of benthic communities in an *upwelling* area from the western Mediterranean (La Herradura, Alboran Sea). *Scientia Marina*, 68(1), 69–84. https://doi.org/10.3989/scimar.2004.68n169

CONSEJERÍA DE MEDIO AMBIENTE Y ORDENACIÓN DEL TERRITORIO. (2015). Valores ambientales de la Zona Especial de Conservación Acantilados y Fondos Marinos de Punta de la Mona ES6140016. Junta de Andalucía, 44 pp.

GARCÍA-GÓMEZ, J.C. (2003). Biodiversidad y conservación en el medio marino. En: *XX Semana de Estudios del Mar*, pp. 59-74. Sevilla, España: Asociación de Estudios del Mar.

GARCÍA-GÓMEZ, J. C., SEMPERE-VALVERDE, J., GONZÁLEZ, A. R., MARTÍNEZ-CHACÓN, M., OLAYA-PONZONE, L., SÁNCHEZ-MOYANO, E., OSTALÉ-VALRIBERAS, E., & MEGINA, C. (2020). From exotic to invasive in record time: The extreme impact of *Rugulopteryx okamurae* (Dictyotales, Ochrophyta) in the strait of Gibraltar. Science of the Total Environment, 704, 135408. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135408

GARRABOU, J., GÓMEZ-GRAS, D., LEDOUX, J. B., LINARES, C., BENSOUSSAN, N., LÓPEZ-SENDINO, P., BAZAIRI, H., ESPINOSA, F., RAMDANI, M., GRIMES, S., BENABDI, M., SOUISSI, J. BEN, SOUFI, E., KHAMASSI, F., GHANEM, R., OCAÑA, O., RAMOS-ESPLÀ, A., IZQUIERDO, A., ANTON, I., HARMELIN, J. G. (2019). Collaborative Database to Track Mass Mortality Events in the Mediterranean Sea. *Frontiers in Marine Science*, 6 (November). https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00707

GOFFREDO, S., CAROSELLI, E., GASPARINI, G., MARCONI, G., PUTIGNANO, M. T., PAZZINI, C., & ZAZZANTI, F. (2011). Colony and polyp biometry and size structure in the orange coral *Astroides calycularis* (Scleractinia: Dendrophylliidae). Marine Biology Research, 7(3), 272–280. https://doi.org/10.1080/17451000.2010.492222

KERSTING, D. K., & LINARES, C. (2012). *Cladocora caespitosa* bioconstructions in the Columbretes Islands Marine Reserve (Spain, NW Mediterranean): Distribution, size structure and growth. *Marine Ecology*, 33(4), 427–436. https://doi.org/10.1111/j.1439-0485.2011.00508.x

KERSTING, D. K., & LINARES, C. (2019). Living evidence of a fossil survival strategy raises hope for warming-affected corals. *Science Advances*, 5(10), 1–6. https://doi.org/10.1126/sciadv.aax2950

KERSTING, D. K., BENSOUSSAN, N., & LINARES, C. (2013). Long-Term Responses of the Endemic Reef-Builder *Cladocora caespitosa* to Mediterranean Warming. *Plos One*, 8(8). https://doi.org/10.1371/journal.pone.0070820

KERSTING, D. K., BALLESTEROS, E., DE CARALT, S., & LINARES, C. (2014a). Invasive macrophytes in a marine reserve (Columbretes Islands, NW Mediterranean): Spread dynamics and interactions with the endemic scleractinian coral *Cladocora caespitosa*. *Biological Invasions*, 16(8), 1599–1610. https://doi.org/10.1007/s10530-013-0594-9

KERSTING, D. K., TEIXIDÓ, N., & LINARES, C. (2014b). Recruitment and mortality of the temperate coral *Cladocora caespitosa*: Implications for the recovery of endangered populations. *Coral Reefs*, 33(2), 403–407. https://doi.org/10.1007/s00338-014-1144-3

KERSTING, D. K., CEBRIAN, E., VERDURA, J., & BALLESTEROS, E. (2017). A new *Cladocora caespitosa* population with unique ecological traits. *Mediterranean Marine Science*, 18(1), 38–42. https://doi.org/10.12681/mms.1955

KRUŽIĆ, P., SRŠEN, P., & BENKOVIĆ, L. (2012). The impact of seawater temperature on coral growth parameters of the colonial coral *Cladocora caespitosa* (Anthozoa, Scleractinia) in the eastern Adriatic Sea. *Facies, 58(*4), 477–491. https://doi.org/10.1007/s10347-012-0306-4

KRUŽIĆ, P., LIPEJ, L., MAVRIČ, B., & RODIĆ, P. (2014). Impact of bleaching on the coral *Cladocora caespitosa* in the eastern Adriatic Sea. *Marine Ecology Progress Series*, 509, 193–202. https://doi.org/10.3354/meps10962

LÓPEZ-MÁRQUEZ, V., LOZANO-MARTÍN, C., HADJIOANNOU, L., ACEVEDO, I., TEMPLADO, J., JIMENEZ, C., TAVIANI, M., & MACHORDOM, A. (2021). Asexual reproduction in bad times? *The case of Cladocora caespitosa in the eastern Mediterranean Sea*. *Coral Reefs*, 40(2), 663–677. https://doi.org/10.1007/s00338-020-02040-3

NAVARRO-BARRANCO, C., MUÑOZ-GÓMEZ, B., SAIZ, D., ROS, M., GUERRA-GARCÍA, J. M., ALTAMIRANO, M., OSTALÉ-VALRIBERAS, E., & MOREIRA, J. (2019). Can invasive habitat-forming species play the same role as native ones? The case of the exotic marine macroalga *Rugulopteryx okamurae* in the Strait of Gibraltar. *Biological Invasions*, 21(11), 3319–3334. https://doi.org/10.1007/s10530-019-02049-y

RODOLFO-METALPA, R., RICHARD, C., ALLEMAND, D., & FERRIER-PAGÈS, C. (2006b). Growth and photosynthesis of two Mediterranean corals, *Cladocora caespitosa* and Oculina patagonica, under normal and elevated temperatures. *Journal of Experimental Biology*, 209(22), 4546–4556. https://doi.org/10.1242/jeb.02550

RODOLFO-METALPA, R., PEIRANO, A., HOULBRÈQUE, F., ABBATE, M., & FERRIER-PAGÈS, C. (2008). Effects of temperature, light and heterotrophy on the growth rate and budding of the temperate coral *Cladocora caespitosa*. *Coral Reefs*, 27(1), 17–25. https://doi.org/10.1007/s00338-007-0283-1

SEMPERE-VALVERDE, J., OSTALÉ-VALRIBERAS, E., MAESTRE, M., GONZÁLEZ ARANDA, R., BAZAIRI, H., & ESPINOSA, F. (2021). Impacts of the non-indigenous seaweed *Rugulopteryx okamurae* on a Mediterranean coralligenous community (Strait of Gibraltar): The role of long-term monitoring. *Ecological Indicators*, 121, 107135. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.107135

TERRÓN-SIGLER, A., PEÑALVER-DUQUE, P., LEÓN-MUEZ, D., & TORRE, F. E. (2014). Spatio-temporal macrofaunal assemblages associated with the endangered orange coral *Astroides calycularis* (Scleractinia: Dendrophylliidae). *Aquatic Biology*, 21(2), 143–154. https://doi.org/10.3354/ab00577

ZUNINO, S., PITACCO, V., MAVRIČ, B., ORLANDO-BONACA, M., KRUŽIĆ, P., & LIPEJ, L. (2018). The ecology of the Mediterranean stony coral *Cladocora caespitosa* (Linnaeus, 1767) in the Gulf of Trieste (northern Adriatic Sea): a 30-year long story. *Marine Biology Research*, 14(3), 307–320. https://doi.org/10.1080/17451000.2017.1408915.

ARTÍCULOS

Primera cita en el litoral atlántico andaluz de una población estable del coral alóctono *Dendrophyllia laboreli*: estado actual de su distribución en Golfo de Cádiz

Alexis Terrón-Sigler[1,2], Patricio Peñalver-Duque[1] y David León-Muez[1].

[1]*Programa MedCoral-HyT Asociación, Alameda Santa Eufemia, 24. Semisótano B - 41940. Tomares,Sevilla, España.*

contacto@hombreyterritorio.org.

[2]*Laboratorio de Biología Marina, Departamento de Fisiología y Zoología, Facultad de Biología, Universidad de Sevilla, Avda. Reina Mercedes 6, 41012 Sevilla.*

E-mail: contacto@hombreyterritorio.org

RESUMEN:

Dendrophyllia laboreli es un coral colonial que se distribuye en aguas del Atlántico oriental. Las nuevas condiciones que están originando el cambio climático, así como otras actuaciones antrópicas, están facilitando la expansión de la especie fuera de su rango de distribución. El presente estudio ha localizado y caracterizado nuevas citas sobre la distribución de la especie en el Golfo de Cádiz, así como una población estable en éste área geográfica. Los resultados del presente estudio aportan la información necesaria para conocer la dispersión de la especie y cómo el cambio climático puede estar modificando la composición faunística del Golfo de Cádiz.

Palabras clave: *Dendrophyllia laboreli*, Golfo de Cádiz, distribución geográfica, población nueva, coral.

ARTÍCULOS

INTRODUCCIÓN

Dendrophyllia laboreli es un pequeño coral colonial duro o pétreo perteneciente al grupo de los escleractinios, donde también se encuentran el coral naranja (*Astroides calycularis*), la madrépora mediterránea (*Cladocora caespitosa*) o su congénere el coral candelabro (*Dendropyllia ramea*). Las colonias pueden llegar a tener hasta 14 cálices que pueden alcanzar una altura de más de 3 cm y un diámetro de 3,5 cm (Zibrowius & Brito 1984). La coloración de los especímenes puede variar desde un amarillo pálido hasta un naranja intenso, pudiéndose confundir a los ojos no expertos con colonias de *A. calycularis* (Ocaña *et al.* 2011; León-Muez & Peñalver-Duque 2018). De forma general, la especie habita sobre sustratos duros infralitorales y circalitorales, entre 1 y 70 m de profundidad. En fondos más someros se sitúa en fisuras entre bloques, en cornisas y bajo algas laminariales. A mayor profundidad también vive en fondos con cierta sedimentación (Zibrowius & Brito 1984, Ocaña *et al.* 2011).

La especie se distribuye en las aguas del Atlántico oriental, desde las costas del Sahara (antiguo Sahara español, hasta 24º N) a Ghana, en el Golfo de Guinea (Zibrowius & Brito 1984). Canarias es el único archipiélago macaronésico donde ha sido confirmada su presencia. Aquí está presente en las costas de La Palma, La Gomera, Gran Canaria. Por su interés para los ecosistemas canarios, la especie está catalogada como vulnerable en el archipiélago. Además de encontrarse incluida en el apéndice II del Convenio CITES.

Sin embargo, en la última década se ha registrado un aumento en la distribución geográfica de la especie, probablemente como consecuencia del cambio climático. De esta manera, la especie ya ha colonizado aguas del Mediterráneo (mar de Alborán) (Ocaña *et al.* 2011), el litoral de Cádiz y Huelva (Golfo de Cádiz-Litoral de Andalucía-España) (López *et al.* 2010; León-Muez & Peñalver-Duque 2018) o el litoral del Algarve portugués como recogió OCEANA en 2011 (en Ocaña *et al.* 2011), siendo éstas colonias la distribución más al Norte de la especie.

Por todo ello, el objetivo principal del presente estudio es dar a conocer y actualizar la distribución conocida de *D. laboreli* en el litoral del Golfo de Cádiz andaluz. Además de añadir una nueva población estable de una especie alóctona en el litoral de Andalucía.

MATERIALES Y MÉTODOS

El presente trabajo se contempla dentro de las campañas de muestreo mediante inmersiones con equipos de buceo autónomos en el marco del proyecto para caracterizar el coralígeno del litoral comprendido entre el faro de Trafalgar y el islote de Sancti Petri: el Proyecto Mar de Gades, con el objetivo de establecer las bases necesarias para la creación de una Reserva Marina de Interés Pesquero (León-Muez y Peñalver-Duque 2018).

Para la campaña de muestreo del estudio bionómico del coralígeno se tuvo en cuenta los resultados obtenidos en una campaña previa con ROV (Remote Operated Vehicle) y en la experiencia y recomendaciones de expertos externos con conocimiento de la zona. Además, se tuvieron en cuenta las condiciones particulares de cada zona objeto de estudio durante la campaña (oleaje, corrientes, coeficientes de marea, visibilidad). Así, se seleccionaron 10 localizaciones distribuidas en el área potencial que cubrieran la demanda de información (ver Plano 1). La campaña se realizó entre agosto y septiembre de 2018.

ARTÍCULOS



Plano 1. Vista general del área objeto de estudio. El polígono rojo encuadra la zona de propuesta, los polígonos rellenos marcan las zonas monitorizadas con ROV; en naranja, las inmersiones realizadas.

En la siguiente tabla se detallan las estaciones de muestreo y las principales características:

Tabla 1. Características principales de cada una de las estaciones de muestreo

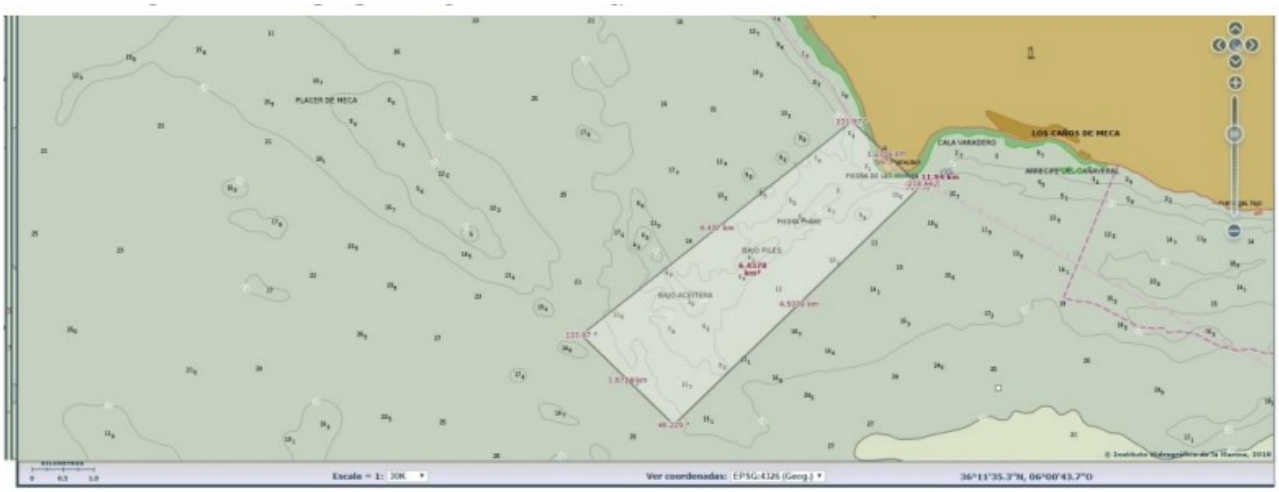
ESTACIÓN DE MUESTREO		COORDENADAS		PROFUNDIDAD		AREA	
Nombre	Código	Latitud	Longitud	Mínima	Máxima	Nombre	Ha
Navíos de Fuera	NVF	36,279925	-6,204456	15	23	LOS NAVÍOS	100
Piedra que revienta	PQR	36,295640	-6,192072	15	24	PIEDRA R	100
El Cepo	CEP	36,279925	-6,204455	12	24	PIEDRA R	
Agujas de Rigel	AGU	36,198261	-6,252936	18	32	AGUJAS R	400
Banco Trafalgar N	BTN	36,164927	-6,152936	18	23	BANCO T	2900
Banco Trafalgar S	BTS	36,138888	-6,155277	19	21	BANCO T	
Lajas Oeste	LJO	36,223913	-6,115508	15	17	LAJAS CONIL	400
Lajas Este	LJE	36,210833	-6,093611	11	13	LAJAS CONIL	
Trafalgar fuera	TRF	36,135991	-6,092810	17	28	TRAFALGAR	700
Trafalgar dentro	TRD	36,170433	-6,067200	16	17	TRAFALGAR	

Los especímenes de *D. laboreli* del Golfo de Cádiz han sido catalogados mediante fotografía submarina con cámara Olympus OMD-Mark II. Se decidió no recolectar ninguna colonia por la importancia de esta especie como especie centinela de cambio climático en su área natural de distribución (Catálogo Canario de Especies Amenazadas).

ARTÍCULOS

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Entre julio y agosto de 2018 se localizó, fotografió y geo-referenció una nueva población estable de *D. laboreli* en el Golfo de Cádiz hasta entonces desconocida, así como nuevas citas de especímenes aislados en varias zonas objeto de estudio. En total, se han registrado 4 nuevas localizaciones de especímenes de *D. laboreli*. Dos de ellas en el área denominada Trafalgar (TRF y TRD), y otras dos en las áreas denominadas Banco de Trafalgar (Sur y Norte) (Planos 1 y 2).



Plano 2. Localización de la población de *Dendrophyllia laboreli* (rectángulo negro) y las colonias aisladas en el área de Trafalgar.

Las colonias aisladas fueron encontradas sobre sustrato rocoso horizontal batido sin sedimentación, entre 9 y 15 metros de profundidad. El hábitat estaba dominado por el alga roja calcárea *Lithophyllum incrustans*: los antozoos *Astroides calycularis*, *Eunicella labiata*, *Eunicella gazella* y *Leptogorgia sarmentosa*; y el anélido *Filograna implexa*. De estas especies, únicamente *L. incrustans* y *A. calycularis* presentaron abundancias relativas muy abundantes, siendo las especies dominantes del sustrato. Además, la esponja *Axinella damicornis*, el briozoo *Pentapora fascialis* y las ascidias *Polycitor adriaticum* y *Synoicum sp.*, aparecen en la comunidad del coralígeno donde aparecieron los especímenes de *Dendrophyllia laboreli*.

En una perspectiva general, las colonias catalogadas en la cuenca del mar de Alborán (Ocaña *et al.* 2011) y en Huelva y Cádiz (Zibrowius y Brito 1984; López *et al.* 2010) se ajustan a los detalles descriptivos de las registradas en el presente estudio.

En las colonias aisladas observadas en las 4 localidades el número de pólipos oscilaron entre 5 y 6, y su densidad no superó la colonia por m². Acorde con lo publicado en 2010, en 3 de las localidades la densidad ha sido baja.

Sin embargo, en el área denominada como Banco de Trafalgar (Plano 1 y 2) se encontró una población que alcanzó las 12 colonias/m² con un amplio rango de tamaños y números de pólipos por colonia, entre 1 y 6 pólipos, algunos de ellos claramente incipientes (ver Fig. 1). Esta población se localizó bajo una laja con cierta sedimentación y en un sustrato rocoso dominado principalmente por *Lithophyllum spp.* entre 10 y 12 metros de profundidad.

En julio de 2011, se registró la especie *D. laboreli* en el litoral Sur de Portugal (Algarve). Las colonias se observaron sobre fondos rocosos influenciados por sedimentación. Se registraron 15 colonias en el área mostrando 7, 5, 5, 4 y 2 pólipos y las demás: dos colonias entre

ARTÍCULOS

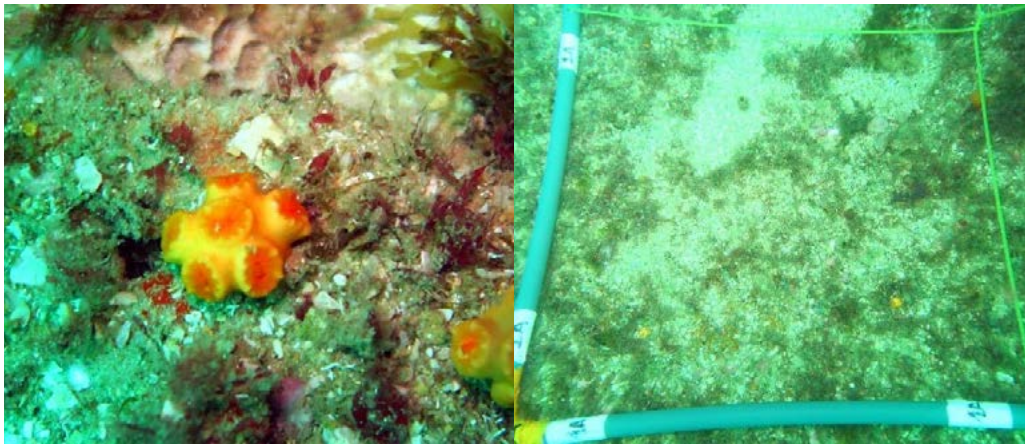
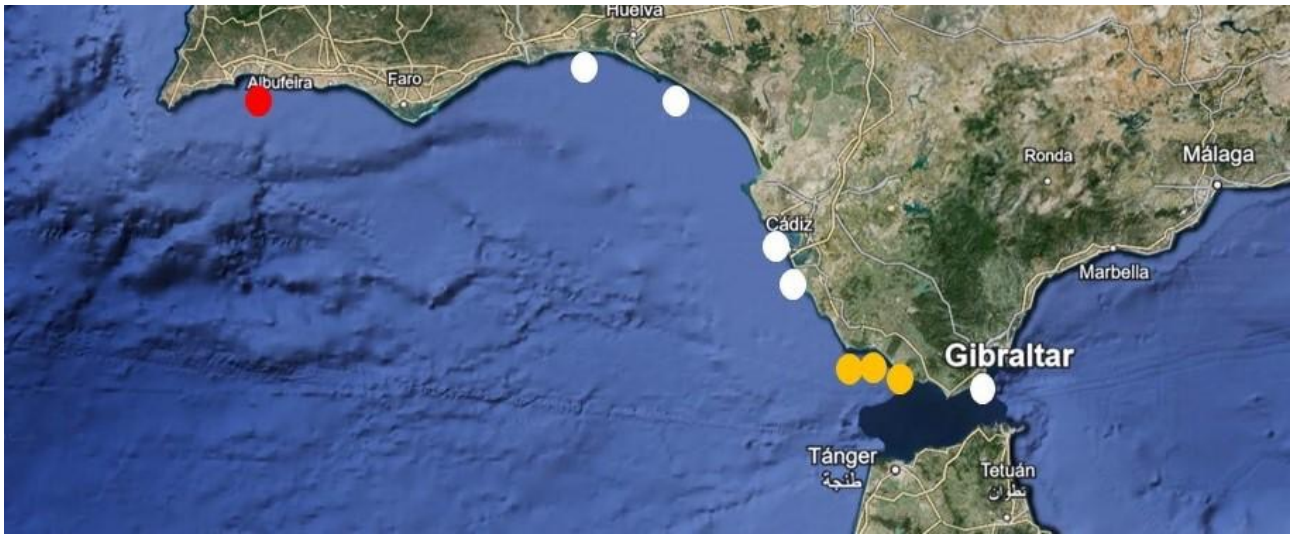


Figura 1. Izquierda: Colonias de *Dendrophyllia laboreli* en diferentes estadios de crecimiento. Derecha: Censo de colonias mediante cuadrante de 1 m2.

5-6 pólipos y ocho entre 1-3 pólipos. Las colonias del Algarve pueden ser las más desarrolladas de las costas europeas (en Ocaña *et al.* 2011), junto con las encontradas en el presente estudio en el área de Trafalgar.

Aunque con anterioridad se han descrito especímenes en el litoral atlántico andaluz (López *et al.* 2010), desafortunadamente los autores no aclaran el número de pólipos de las colonias estudiadas, así como el número de colonias por metros cuadrados, por lo que no se puede asegurar si contribuyen o establecen una población estable (en Ocaña *et al.* 2011). Sin embargo, OCEANA sí describe y cataloga una población desarrollada de *D. laboreli* en el litoral portugués del Golfo de Cádiz (en el Algarve) a partir del número de pólipos y desarrollo de colonias.

Por otro lado, de acuerdo con lo que comenta Ocaña *et al.* 2011, no se descarta que haya más especímenes y/o poblaciones en el Golfo de Cádiz de las que se han descrito y actualizado en el presente estudio, ya que no se ha realizado un estudio específico ni un gran esfuerzo al estudio de esta especie en la presente área.



Plano 3. Aproximación sobre la actual distribución de *Dendrophyllia laboreli* en el Golfo de Cádiz: Algarve (círculo rojo: reportado por Ocaña *et al.*, 2011); círculo blanco (colonias solitarias reportados por López *et al.*, 2010): y las aportaciones del presente estudio (círculo naranja).

Probablemente, la especie ha colonizado el Golfo de Cádiz gracias al actual escenario de cambio climático (Zenetos *et al.* 2010), pero de acuerdo con Ocaña et al 2011, aunque *D. laboreli* sea una especie alóctona, no se debe catalogar como una especie agresiva a la fauna autóctona. Las observaciones realizadas por los autores en el presente estudio no vislumbraron competencia interespecífica entre las principales especies de coral presentes en la zona: tales como *Astroides calycularis* o *Caryophyllia spp.* (Terrón-Sigler 2016; Terrón-Sigler *et al.* 2016). Por otro lado, López *et al.* (2010) indicaron que las poblaciones del Golfo de Cádiz no son muy densas y, por tanto, no podría interaccionar de forma negativa con otros organismos bentónicos. El presente artículo demuestra el hecho que ya existen poblaciones densas en el Golfo de Cádiz, al igual que registró OCEANA en el Algarve portugués (en Ocaña *et al.* 2011). No obstante, la población descubierta sí podría ocupar el mismo nicho que la especie de coral solitario *Balanophyllia regia*, aunque se desconoce si compite con ella por el espacio, como ya ha ocurrido con otras especies de coral que han ampliado su área de distribución gracias a las nuevas condiciones originadas por el cambio climático (Terrón-Sigler *et al.* 2015).

Especie exótica

En una recopilación de datos reciente, *D. laboreli* no fue considerada como una especie exótica en el mar Mediterráneo (Zenetos *et al.*, 2010), debido al modo incierto de introducción, aunque se menciona la posible influencia del calentamiento climático, con lo que se incluiría en la "neobiota" o grupo de especies que colonizan nuevas zonas por factores climáticos no por vectores antropogénicos. En relación con este reciente asentamiento en el mar de Alborán. López *et al.* (2010) discutieron la posible expansión debido al calentamiento global, así como la mediación humana por el intenso tráfico marítimo que soporta el suroeste de la Península Ibérica. Por otro lado, es un hecho indiscutible la afinidad tropical y subtropical de *D. laboreli*, así como el hecho de la tendencia al aumento de la temperatura media del mar durante los últimos 30 años en el Mar Mediterráneo. El aumento de unas especies y la presencia de otras, no conocidas antes en algunas zonas mediterráneas, son los signos visibles de los cambios biológicos en el Mar Mediterráneo. De acuerdo con esto, se puede postular que la presencia de *D. laboreli* en el Mar Mediterráneo puede deberse al actual marco de fluctuaciones climáticas, facilitando así que la especie se esté expandiendo desde la costa continental africana, el suroeste de la península ibérica y el estrecho de Gibraltar hacia el mar de Alborán.

AGRADECIMIENTOS

Queremos agradecer a Alejandro Ibáñez Yuste y a Francisco Sedano por formar parte del equipo de buceadores que participaron en las campañas de exploración de los fondos del litoral de Conil (Cabo de Trafalgar). Así como la colaboración de Alberto (Ocean Addicts) por guiarnos en las inmersiones realizadas, por su experiencia y buenos consejos. Agradecer también a todo el equipo de Mar de Gades por confiar en nosotros para la realización de este trabajo.

BIBLIOGRAFÍA

AGUILAR, R., A. DE LA TORRIENTE, J. PEÑALVER, J. LÓPEZ, R. GREENBERG Y C. CALZADILLA. (2011). Propuestas de Áreas Marinas de Importancia Ecológica, Islas Canarias. *OCEANA* edit: 296 pp.

LEÓN MUEZ D., PATRICIO PEÑALVER DUQUE. (2018). Estudio bionómico del coralígeno del entorno de Cabo Roche (entre Cabo de Trafalgar e Islote de Sancti Petri). *Asociación Hombre y Territorio*. 21 pp.

LÓPEZ P. J., *et al.* (2010). The northern distributional limits of *Dendrophyllia laboreli* (Cnidaria: Scleractinia: Dendrophylliidae). Marine Biodiversity Records, page 1 of 4. *Marine Biological Association of the United Kingdom*, 2010 doi: 10.1017/S1755267210000692; Vol. 3; e79; Published online.

OCAÑA O., R. HERRERA, A. BRITO, M. GARRIDO, G. GONZÁLEZ-LORENZO, O. MONTERROSO & R. AGUILAR, 2011. Current status and distribution of the madreporaria *Dendrophyllia laboreli* in the Canaries, south Portugal and Mediterranean Sea. Rev. Acad. Canar. Cienc., XXII (Núm. 3), 53-68

TERRÓN-SIGLER A. (2016). Conservation biology of the endangered orange coral *Astroides calycularis*. Ph.D. Thesis, Universidad de Sevilla, 263 pp.

TERRÓN-SIGLER A. LEÓN-MUEZ D., PEÑALVER P., GÁLVEZ R. AND F. ESPINOSA TORRE. (2016). Geographic distribution of *Astroides calycularis* (Scleractinia: Dendrophylliidae) as a baseline to assess future human impacts on the Southern Iberian Peninsula. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 96 (5) 1181-1189. doi:10.1017/S0025315415001113

TERRÓN-SIGLER A., PILAR CASADO DE AMEZÚA AND F. ESPINOSA TORRE. (2015). Abundance and distribution of the rapid expansive coral *Oculina patagonica* in the Northern Alborán Sea (Western Mediterranean). *Marine Biological Association of the United Kingdom*, 8: 1-5. doi:10.1017/S1755267215000238

ZENETOS, A., S. GOFAS, M. VERLAQUE, M.E. CINAR, J.E. GARCÍA RASO, C.N. BIANCHI, C. MORRI, E. AZZURRO, M. BILECENOGLU, C. FROGLIA, I. SIOKOU, D. VIOLANTI, A. SFRISO, G. SAN MART N, A. GIANGRANDE, T. KATA AN, E. BALLESTEROS, A. RAMOS-ESPLÁ, F. MASTROTOTARO, O. OCAÑA, A. ZINGONE, M.C. GAMBI and N. STREFTARIS. (2010). "Alien species in the Mediterranean Sea by 2010. A contribution to the application of European Union's Marine Strategy Framework Directive (MSFD). Part I. Spatial distribution". *Medit. Mar. Sci.*, 11/2: 381-493.

ZIBROWIUS, H., A. BRITO. (1984). "*Dendrophyllia laboreli* n.sp., coralliaire infralitoral et circalitoral de l'Afrique occidentale et des iles Canaries (Cnidaria, Anthozoa, Scleractinia)". *Bull. Mus. Natn. Hist. Nat.*, Paris, (4) 6-A (3): 641-657.



PROYECTOS DE INVESTIGACIÓN-CONSERVACIÓN

Estado actual de las poblaciones de coral naranja (*Astroides calycularis*) tras la invasión del alga invasora *Rugulopteryx okamurae* en el infralitoral rocoso somero andaluz

Alexis Terrón-Sigler[1,2]

[1]*Programa MedCoral-HyT Asociación, Alameda Santa Eufemia, 24. Semisótano B - 41940. Tomares, Sevilla, España.*

[2]*Laboratorio de Biología Marina, Departamento de Fisiología y Zoología, Facultad de Biología, Universidad de Sevilla, Avda. Reina Mercedes 6, 41012 Sevilla.*

RESUMEN:

Debido a su localización, el mar de Alborán es muy susceptible de ser invadido por especies foráneas y la principal entrada se produce por especies procedentes del océano Atlántico a través del Estrecho de Gibraltar. El coral naranja *Astroides calycularis* es la especie de coral más emblemática del litoral sur de la Península Ibérica. Tras la entrada de *Rugulopteryx okamurae* en 2016 por el Estrecho de Gibraltar, el litoral rocoso somero andaluz ha perdido entre un 35-40 % de cobertura de coral naranja. El objetivo principal del presente trabajo es evaluar el estado de conservación de las poblaciones de coral naranja (*Astroides calycularis*) en el infralitoral rocoso somero (entre 0 y 15 m de profundidad) de la costa andaluza tras 8 años desde la invasión del alga parda *Rugulopteryx okamurae*.

Palabras clave: *Astroides calycularis*, estado poblacional, mar Alborán, *Rugulopteryx okamurae*, especies exóticas.

PROYECTOS DE INVESTIGACIÓN-CONSERVACIÓN

INTRODUCCIÓN

Debido a su localización, el mar de Alborán es muy susceptible de ser invadido por especies foráneas y la principal entrada se produce por especies procedentes del océano Atlántico a través del Estrecho de Gibraltar. Cabe tener en cuenta que el Estrecho de Gibraltar es una de las zonas con mayor tráfico marítimo del planeta y, por ello, las aguas de lastres de los buques mercantes son un peligroso e importante vector de trasmisión de especies exóticas de cualquier mar del planeta.

Por otro lado, existen otras actividades que pueden ser importantes vectores de dispersión para las especies exóticas y hasta ahora no se han tenido en cuenta. Un claro ejemplo es el cultivo acuícola de especies no autóctonas, como pueden ser las ostras u ostiones (del género *Crassostrea*) que son cultivados a partir de semillas traídas de los mares de donde son originarias. Si no son bien tratadas, estas semillas pueden albergar en sus valvas epíbiontes de su lugar de origen o destino, como algas adheridas u otros organismos que pueden colonizar los lugares de cultivo.

Se estima que en la actualidad son más de un millar el número de especies exóticas las que habitan el Mediterráneo, algunas de ellas datadas por primera vez por el programa MedCoral de la Asociación HyT (Ibáñez-Yuste *et al.* 2012; Garrido *et al.* 2014).

En el mar Mediterráneo, los corales son uno de los principales organismos bio-constructores, por lo que juegan un papel importantísimo, ya que incrementan la complejidad y diversidad del hábitat donde se encuentran, cuando no originan ellos mismos dicho hábitat. De esta manera, en este mar, la madrépora del mediterráneo (*Cladocora caespitosa*) y el coral naranja (*Astroides calycularis*) son los únicos corales escleractinios de aguas someras que pueden ser considerados como generadores de hábitats y/o ecosistemas (Peirano *et al.* 1999, Morri *et al.* 2001; Terrón-Sigler *et al.*, 2014).

En 2016 se cita por primera vez el alga parda exótica *Rugulopteryx okamurae* en la isla de Tarifa (Cádiz), aunque probablemente ya estuviera con anterioridad en la zona, algo que corrobora y alerta la Asociación HyT en 2017. Por aquel entonces, la HyT hace hincapié en los efectos negativos del alga sobre la fauna y flora autóctona de los fondos marinos donde el alga se asienta. Más tarde, la HyT sigue estudiando y recabando información sobre la distribución, densidad y cobertura de *Rugulopteryx okamurae* en el litoral andaluz, así como el tipo de interacción y efectos sobre las especies autóctonas que habitan los fondos del infralitoral rocoso andaluz.

Gracias a que desde el 2009 el programa MedCoral apuesta por establecer "puntos de referencia" o "estados actuales de conservación" de las poblaciones de coral y otros antozoos en el litoral rocoso del mar de Alborán, podemos comparar la situación "antes y después" de la entrada de *R. okamurae* en el litoral Andaluz. Los corales son probablemente las especies más vulnerables a los impactos antropogénicos y tener bases de datos sobre el estado de conservación actual es de vital importación para conocer la deriva de sus poblaciones. Así, el programa MedCoral lleva recopilando información sobre cobertura, número de colonias/individuos, y biogeografía de las especies de coral más representativas del infralitoral rocoso comprendido entre los 0 y los 15 metros de profundidad a lo largo de toda la costa andaluza. Por ejemplo, en 2011 MedCoral establece el estado de conservación de las poblaciones del coral naranja (*Astroides calycularis*) (Terrón-Sigler *et al.*, 2016a) y en 2012 el estado cero de las poblaciones de *Oculina patagonica* (Terrón-Sigler *et al.*, 2015).

PROYECTOS DE INVESTIGACIÓN-CONSERVACIÓN

No obstante, aunque todavía no han sido publicados, MedCoral también tiene datos para establecer estados de referencia antes de la invasión de *R. okamurae* de otras 12 especies de antozoos, además de las ya citadas *Astroides calycularis* y Oculina patagonica.

Estos puntos de referencia son vitales para estudiar y evaluar los cambios que se producen en las poblaciones, principalmente, como consecuencia de impactos antropogénicos. De hecho, la creación de estados de referencia es el principal desafío de los investigadores y gestores marinos para evaluar los cambios que se producen en los ecosistemas marinos como consecuencia del cambio global (Francour *et al.*, 1994). Además, el uso de bases de datos históricas sobre densidad y/o número de individuos permite a los investigadores evaluar posibles degradaciones en las poblaciones silvestres y orientar las iniciativas de conservación y gestión para lograr restablecer, en su caso, las mejores condiciones del ecosistema (Sala *et al.*, 2012). Así, aunque para comprender los efectos de los impactos humanos a lo largo de la costa, el monitoreo debe ser una actividad rutinaria (Coll *et al.*, 2010), es de vital importancia obtener un punto de referencia.

Por todo lo expuesto, el objetivo principal del presente artículo es evaluar el estado de conservación de las poblaciones de coral naranja (*Astroides calycularis*) en el infralitoral rocoso somero (entre 0 y 15 m de profundidad) de la costa andaluza tras 8 años desde la invasión del alga parda *Rugulopteryx okamurae*.

La especie objetivo

El coral naranja *Astroides calycularis* es la especie de coral más emblemática del litoral sur de la Península Ibérica. Se trata de un coral colonial, endémico y amenazado que en el litoral andaluz encuentra una de las poblaciones más importantes de toda su distribución. La especie habita fondos rocosos desde la superficie del mar hasta los 50 metros de profundidad y entres sus colonias habitan gran número de taxones, lo que le da condición de hábitat para otras especies marinas (Terrón-Sigler *et al.*, 2014) y sus altas densidades le han conferido la condición de pseudo-arrecifes de coral (Musco *et al.*, 2017; 2018).

La especie tiene una distribución geográfica limitada en el mar Mediterráneo, ya que se encuentra presente en Italia; entre los estrechos de Sicilia y Messina y en el Golfo de Nápoles. En la Península Ibérica, desde el Estrecho de Gibraltar hasta Cabo de Palos (Murcia) (Zibrowius, 1980). Se puede encontrar en Malta, Túnez, Argelia, Marruecos, Ceuta (España) y Melilla (España). Además, también está presente en aguas atlánticas, en el Cabo Espartel (Marruecos) y Rota (Cádiz, España). Estas ubicaciones más occidentales son probablemente atribuibles a las corrientes que dispersan las larvas fuera del Estrecho de Gibraltar (Casado-Amezúa, 2012; Casado-Amezúa *et al.*, 2012).

En la Península Ibérica, las mayores densidades de coral naranja se encuentran en las costas andaluzas (mar de Alborán), donde recientemente se ha reconocido como un hábitat importante para otras especies (Terrón-Sigler *et al.*, 2014).

Los impactos

Probablemente, los corales sean los animales bio-constructores más importantes de los ecosistemas marinos, ya que sus estructuras sirven tanto de cobijo y resguardo, como zona de alimento, reproducción y engorde de alevines de muchas especies. Pero, por otro lado,

probablemente sean también los animales más afectados por los cambios originados de forma antropogénica, directa o indirectamente.

El coral naranja se ve afectada por la sedimentación que resulta de la creciente urbanización costera (Ocaña *et al.*, 2009) y por las actuaciones humanas en la zona litoral, que aumentan la contaminación marina y/o la destrucción de su hábitat (Terrón-Sigler, 2016). Además, también se ha demostrado que actividades recreativas como el buceo tienen un efecto negativo sobre las poblaciones de coral, porque las colonias pueden ser dañadas o desprendidas del sustrato por acción del aleteo, golpeo con manos y otras partes del equipo de buceo (Terrón-Sigler, 2016; Terrón-Sigler *et al.*, 2016).

Por otro lado, en las últimas dos décadas, en el Mediterráneo se están registrando inusuales aumentos de temperaturas que han producido varios Eventos de Mortalidad Masiva de corales, gorgonias y otros invertebrados marinos: son las denominada *olas de calor*, producidas como consecuencia de la crisis climática planetaria en la que nos encontramos. Algunos de estos eventos han sido de tal magnitud que han causado la desaparición del 60% y el 100% de dichas especies en algunas áreas. En 2016, MedCoral corroboró que en el Mediterráneo español se produjo uno de estos eventos, que afectó a un 10% de las poblaciones de coral naranja, registrándose pérdidas de tejido vivo en las colonias. Sin embargo, este mismo evento causó una mortandad de invertebrados de marinos, entre los que se encuentran los corales que asoló no sólo algunas zonas de nuestras costas, sino también devastó las costas de Italia y Francia.

Por tanto, Los Eventos de Mortandad Masiva de invertebrados marinos como causa de incrementos inusuales de la temperatura del mar es un hecho más que demostrado, donde los corales y las esponjas son la punta de lanza de estas extinciones.

Estos eventos, pueden devastar áreas con gran abundancia de cobertura coralina que, por otro lado, es un atractivo para el buceo recreativo originando paisajes submarinos únicos en el Mediterráneo y que el litoral español concentra en ciertos puntos.

Por otro lado, al calentamiento global se le suma la proliferación de las especies alóctonas (Navarro-Barranco *et al.* 2019). Dichas especies pueden causar graves impactos ecológicos al modificar el hábitat colonizado, sus redes tróficas y la estructura de la comunidad, así como al desplazar a las especies autóctonas (García-Gómez *et al.* 2020). El más reciente y destacado ejemplo es el del alga parda *Rugulopteryx okamurae* (Navarro Barranco *et al.* 2019). *R. okamurae* es una feoficea común de las zonas templadas del Pacífico noroccidental pero que se ha ido extendiendo desde el año 2015 por el Mediterráneo occidental (mar de Alborán) posiblemente debido a cambios en el medio marino (García-Gómez *et al.* 2020). En cuestión de unos años *R. okamurae* se ha convertido en una especie invasora con una capacidad competitiva y un crecimiento desbordante, llegando desde fondos rocosos iluminados de la zona submareal hasta una profundidad máxima observada de 50 metros. Compite con la mayoría de los animales y vegetales locales de poca profundidad y crece por epibiosis sobre especies coralígenas (Terrón-Sigler com. pers.; García-Gómez *et al.* 2020).

El origen de los datos

Los datos han sido recopilados antes (campaña de muestreo realizada en 2011), durante (2016-2017) y tras la invasión de *Rugulopteryx okamurae* (2021-2022), a lo largo del infralitoral rocoso superior (comprendido entre 0 y 15 metros de profundidad) en puntos establecidos en función del tipo de sustrato, profundidad y presencia de las especies objeto de estudio.

PROYECTOS DE INVESTIGACIÓN-CONSERVACIÓN

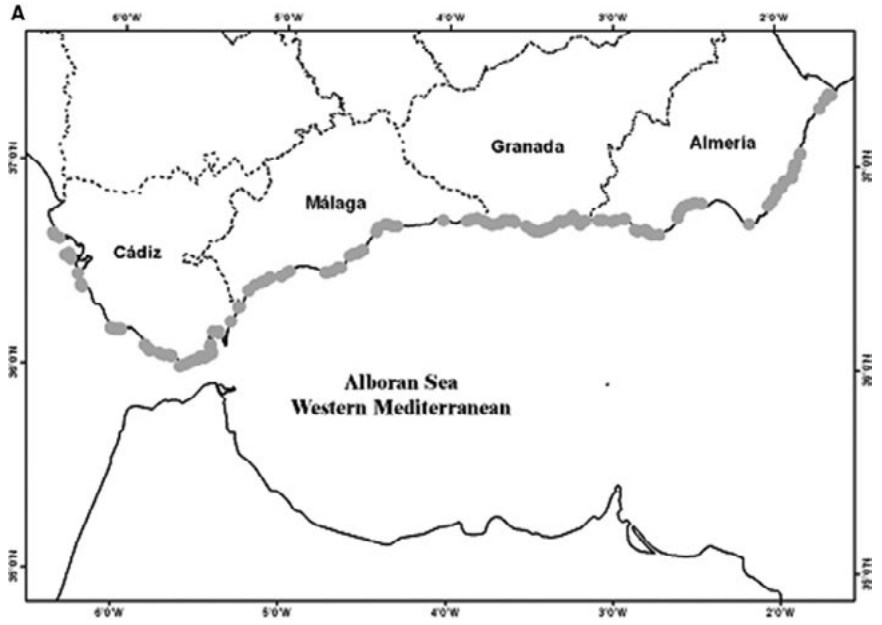


Figura 1. Puntos abarcados en toda el área de estudio.

En el presente estudio hemos abarcado cerca del 90 % del litoral andaluz. Es decir, los datos abarcan casi 700 km de litoral que incluyen las provincias de Cádiz, Málaga, Granada y Almería. Para establecer la abundancia y distribución de las diferentes especies se muestrearon 217 estaciones de muestreo separadas en función de la presencia de sustrato potencial donde se pudieran establecer las especies (ver figura 1).

En cada estación de muestreo se hizo un reconocimiento y estudio de abundancia de la especie objeto de estudio dando datos de cobertura o abundancia relativa.

Siguiendo otros trabajos realizados en el Mediterráneo para invertebrados sésiles marinos (Benedetti-Cecchi *et al.*, 1996; Terrón-Sigler *et al.*, 2016), diseñamos un muestreo sistemático y estratificado usando un cuadrante de 1 m2 como unidad estándar de superficie. En cada estación se realizaban 4 censos de cobertura y/o número de individuos. Además, en cada estación de muestreo se recopiló: fecha, profundidad, sustrato (natural o artificial) y posicionamiento geográfico.

Interacción alga-coral

Es importante destacar y describir que a lo largo de estos años se han podido ver diferentes tipos de interacción alga-coral (*R. okamurae-A. calycularis*) y éstos se pueden dividir en dos grandes tipos:

Interacción directa por:

» **Epifitismo**: El alga crece directamente sobre la colonia, tapando los pólipos entre sus frondes impidiendo a los individuos que se puedan alimentar.

» **Fricción**: Ya sea por el crecimiento sobre la colonia (epifitismo) o por crecimiento junto a las colonias, el vaivén de las frondes del alga al estar expuesta a las corrientes y mareas fricciona con los tejidos vivos de las colonias erosionándolas.

PROYECTOS DE INVESTIGACIÓN-CONSERVACIÓN

Interacción indirecta por:

» **Competencia por el espacio**: El coral naranja tiene una elevada tasa de reposición, es decir, las colonias se desprenden por acción natural y/o humana y los "huecos" volvían a ser colonizados de nuevo por la especie. Tras la entrada de *R. okamurae* en el litoral este "hueco" (espacio) es rápidamente colonizado por el alga foránea impidiendo el asentamiento del coral naranja y disminuyendo drásticamente la tasa de reposición.

» **Desplazamiento de especies**: Las larvas de coral naranja presentan cierta afinidad por especies del medio natural, tales como esponjas, algas calcáreas, las colonias de la propia especie etc. La entrada de *R. okamurae* en el litoral está desplazando a estas especies con las que las larvas de coral naranja presentan dicha afinidad, provocando un menor éxito de fijación de larvas de la especie.

Estado actual de las poblaciones de coral naranja

Para el presente estudio se han realizado más de 1.000 inmersiones a lo largo de más de 700 km de costa, y se han analizado un total de 11.270 datos acerca de la cobertura de coral naranja entre las profundidades de 0 y 15 metros.

En 2011, determinamos que el litoral del Parque Natural del Estrecho (Cádiz) existía una de las tres poblaciones más abundantes y mejor conservadas de esta especie (ver figura 2). Sin embargo, en la actualidad, donde ha colonizado *R. okamurae*, el coral naranja se ha visto reducido a en un 65% de su cobertura: es sin duda una de las especies más afectada por la entrada del alga en este estratégico enclave (figura 3). En esta área, este emblemático coral se ha quedado relegado a zonas principalmente umbría, como extraplomos y cavidades, donde el alga no puede colonizar o coloniza con menor fuerza.

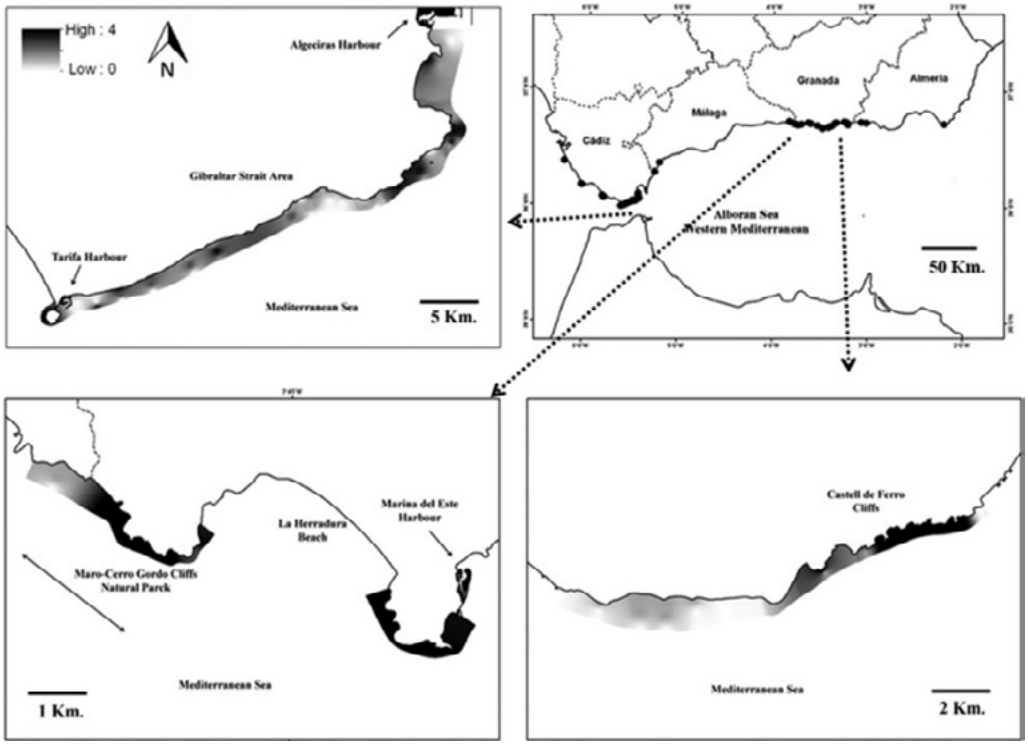


Figura 2. Representación de las tres poblaciones más importantes del litoral somero andaluz. Fuente: Terrón-Sigler *et al.*, 2016.

PROYECTOS DE INVESTIGACIÓN-CONSERVACIÓN



Imagen 1. Talo de Rugulopteryx okaumrae epifitando una colonia de coral naranja (*Astroides calycularis*).

En el litoral de Cádiz, se ha observado que *R. okamurae* afecta a *Astroides calycularis* de forma directa mediante epifitismo (imagen 1), competencia por el espacio, fricción y bloqueando el reclutamiento de larvas impidiendo el establecimiento de éstas. Además, de forma indirecta, al competir el alga también con la esponja *Chondrosia reniformis* y desplazarla, impide que las larvas de coral naranja, que tienen afinidad por esta esponja, se asiente en los bordes de ésta (imagen 2).

Por todo ello, el coral naranja una especie emblemática de nuestro litoral, endémica del Mediterráneo y vulnerable a la extinción está siendo la especie que más está afectando la invasión de *Rugulopteryx okamurae* al desaparecer el 65% de la cobertura de esta especie en el litoral de Cádiz comprendido entre Punta Paloma y Punta Carnero.



Figura 3. Superior: representación geográfica de los datos obtenidos de la cobertura de coral naranja en la campaña de muestre de 2011. Inferior: datos de cobertura de coral naranja en 2022.

PROYECTOS DE INVESTIGACIÓN-CONSERVACIÓN



Imagen 2. Competencia por el espacio. La cobertura de *R. okamurae* reduce la reposición de coral por bloqueo en el reclutamiento de la especie.

En el caso la provincia de Málaga (figura 2 y 3), un litoral bastante castigado por la contaminación y las acciones litorales humanas, las poblaciones ya eran casi inexistentes (Terrón-Sigelr *et al.*, 2016), y se han mantenido igual. En los pocos puntos donde aparece la especie, ésta no ha sido afectada por *R. okamurae*. Esto se debe principalmente a que en esta provincia el coral naranja ya se encontraba desplazado a zonas umbrías, donde el alga no ha podido colonizar. De hecho, en el estudio sobre el punto de referencia de las poblaciones de coral naranja, no se concluyó que en esta provincia hubiera una población estable bien conservada (ver figura 2).

Desafortunadamente, *Rugulopteryx okamurae* ha colonizado las tres áreas donde se concentran las poblaciones más abundantes de coral naranja en el litoral andaluz (ver figura 3). En el Litoral de Granada-Málaga, en los fondos del Paraje Natural de los Acantilados de Maro-Cerro Gordo, existen zona donde el alga ya recubre el 90% del sustrato, dejando únicamente al coral naranja en las cuevas o zonas con muy escasa luz, ya que *R. okamurae* no puede realizar la fotosíntesis. Esto ha provocado que en el litoral del Paraje se haya reducido la cobertura de *A. calycularis* en cerca de un 30% de cobertura. Dejando a Málaga, la provincia con menor cobertura de coral naranja con pérdidas del 45 % y en la provincia de Granada cerca del 40% ya que en los fondos de la Zona de Especial Conservación de los Acantilados de Castell de Ferro *Rugulopteryx okamurae* ha invadido severamente sus fondos, dejando casi sin coral áreas tan emblemáticas como La Rijana.

Finalmente, aunque el alga ha llegado a los fondos de la provincia de Almería, no ha afectado a las pequeñas poblaciones de coral naranja establecidas en las dos zonas donde el coral naranja se asienta del Parque Natural de Cabo de Gata-Níjar.

Por tanto, de los datos aportados en las diferentes campañas de recopilación de información podemos concluir que:

1. El litoral rocoso somero andaluz ha perdido entre un 35-40 % de cobertura de coral naranja tras la entrada del alga exótica e invasora *Rugulopteryx okamurae*.

2. De las 4 poblaciones bien establecidas de *A. calycularis* en el litoral andaluz, se ha estimado que en la zona litoral somera del Estrecho de Gibraltar se ha reducido en un 65% las poblaciones de coral naranja. Y en este último año las poblaciones de Granada se han reducido en más del 45% (Terron-Sigler obs. pers.).

3. La población más pequeña y aislada (la del Parque Natural de Cabo de Gata-Níjar) no se encuentra afectada, por ahora.

Recomendaciones para la gestión

Los datos aquí expuestos sobre el estado de las poblaciones de coral naranja indican que se deben tomar medidas gestoras innovadoras, más allá de las que ya existen establecidas para la especie. Así, en primer lugar, se recomienda actualizar la categoría de la especie tanto en el Libro Rojo de Invertebrados de Andalucía, como elaborar un informe para cambiar de categoría a coral naranja (*Astroides calycularis*) en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas. Probablemente, tras la elaboración de dicho informe, la especie cambie de categoría, pudiendo pasar de la actual "VULNERABLE" a una nueva categoría: "EN PELIGRO de extinción". Además, sería conveniente extrapolar esta revisión a las diferentes especies de corales escleractinios y octocorales presentes en el litoral andaluz.

Por otro lado, se deben potenciar la creación de Micro-Reservas, ya que el diseño de este tipo de áreas tiene en cuenta la escala espacial de dispersión y conectividad de las especies clave de los ecosistemas marinos, como son los corales. En el caso de *Astroides calycularis*, ya se ha recomendado la creación de micro-reservas, favoreciendo su auto-reclutamiento y permitiendo la dispersión a áreas no protegidas.

En sinergia con las micro-reservas, y totalmente compatible con las mismas, se debe potenciar la conectividad de poblaciones que se hayan o se estén quedando aisladas. Así, se deben realizar actuaciones para recuperar, mantener y restaurar las poblaciones de esta especie tan emblemática, endémica y amenazada del Mediterráneo, donde encontraba en Andalucía una de sus poblaciones mejor conservada.

La mitigación de aquellos impactos que quizás antes de la entrada de *R. okamurae* no tuvieran mucho interés, ahora pueden ser de vital importancia para potenciar la recuperación de las poblaciones de coral naranja. Así, desde MedCoral, hemos consensuado que para mejorar el estado de las poblaciones de coral del litoral andaluz se deben mitigar los impactos que existían con anterioridad dirigidos a reducir la carga de nutrientes en el mar, tales como la contaminación orgánica o la entrada de nutrientes tipo nitratos y fosfatos derivados de la agricultura.

Finalmente, el monitoreo actualizado del estado de las poblaciones es de vital importancia para conocer el estado de las especies y su evolución ante la toma de decisión en alguna medida mitigadora.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo no pudo haberse llevado a cabo sin el equipo de buzos profesionales que han recabado toda la información, así queremos agradecer a Alejandro Ibáñez Yuste, Oscar Mansilla, Enaitz González, Javier Casas, Carlos Núñez y Roberto García por las labores bajo el agua. Así como al equipo científico-técnico de MedCoral Free Espinosa, Pilar Casado, David León y Patricio Peñalver.

REFERENCIAS

BENEDETTI-CECCHI L., AIROLDI L., ABBIATI M. AND CINELLI F. 1996. Estimating the abundance of benthic invertebrates: a comparison of procedures and variability between observers. *Marine Ecology* Progress Series 138, 93–101.

CASADO-AMEZÚA P. 2012. Genetic assessment of population structure and connectivity in two endemic Mediterranean corals: *Astroides calycularis* (Pallas, 1766) and *Cladocora caespitosa* (Linnaeus, 1767). PhD thesis. Universidad de Alcalá de Henares, España.

CASADO- AMEZÚA P., GOFFREDO S., TEMPLADO J. AND MACHORDOM A. 2012. Genetic assessment of population structure and connectivity in the threatened Mediterranean coral *Astroides calycularis* (Scleractinia, Dendrophylliidae) at different spatial scales. Molecular Ecology 21, 3671–3685. doi: 10.1111/j.1365-294X.2012.05655.x

COLL M., PIRODDI C., STEENBEEK J., KASCHER K., LASRAM F.B.R., AGUZZI J., BALLESTEROS E., BIANCHI C.N., CORBERA J., DAILIANIS T., DANOVARO R., ESTRADA M., FROGLIA C., GALIL B.S., GASOL J.M., GERTWAGEN R., GIL J., GUILHAUMON F., KESNER-REYES K., KITSOS M.S., KOUKOURAS A., LAMPADARIOU N., LAXAMANA E., LÓPEZ-FÉ DE LA CUADRA C.M., LOTZE H.K., MARTIN D., MOUILLOT D., ORO D., RAICEVICH S., RIUS-BARILE J., SAIZ-SALINAS J.I., SAN VICENTE C., SOMOT S., TEMPLADO J., TURON X., VAFIDIS D., VILLANUEVA R. AND VOULTSIADOU E. 2010. The biodiversity of the Mediterranean Sea: estimates, patterns, and threats. *Plos One* 5, e11842

FRANCOUR P., BOUDOURESQUE C.F., HARMELIN-VIVIEN M., HARMELIN J.G. AND QUIGNARD J.P. 1994. Are the Mediterranean waters becoming warmer? Information from biological indicators. Marine Pollution Bulletin 28, 523–526.

GARCÍA-GÓMEZ, J. C., SEMPERE-VALVERDE, J., GONZÁLEZ, A. R., MARTÍNEZ-CHACÓN, M., OLAYA-PONZONE, L., SÁNCHEZ-MOYANO, E., Y MEGINA, C. (2020). From exotic to invasive in record time: The extreme impact of *Rugulopteryx okamurae* (Dictyotales, Ochrophyta) in the strait of Gibraltar. Science of the Total Environment, 704, 135408.

GARRIDO A., IBÁÑEZ-YUSTE, A. J., NORMAN C. Y A. TERRÓN-SIGLER. 2014. First record of *Chilomycterus spinosus mauretanicus* (Le Danois, 1954) (Osteichthyes: Diodontidae) in the Mediterranean Sea. Marine Biodiversity Records, 7: 1-3.

IBÁÑEZ-YUSTE A. J., ANA GARRIDO-DÍAZ, FREE ESPINOSA-TORRE Y Alexis Terrón-Sigler. 2012. First record of exotic mollusk *Bursatella leachii* de Blainville, 1817 (Mollusca: Opistobranchia) in the Mediterranean Coastal Line of Andalusia. *Chronica naturae*, 2: 25-31.

MORRI C, PEIRANO A, BIANCHI CN. 2001. Is the Mediterranean coral *Cladocora caespitosa* an indicator of climatic change? Archo Oceanogr Limnol 22: 139–144.

MUSCO, L., F. PRADA, G. D'ANNA, N. M. GALASSO, C. PIPITONE, T. VEGA FERNANDEZ, AND F. BADALAMENTI. 2017. Turning casualty into opportunity: fragmenting dislodged colonies is effective for restoring reefs of a Mediterranean endemic coral. Ecological Engineering 98:206 212.

PROYECTOS DE INVESTIGACIÓN-CONSERVACIÓN

MUSCO, LUIGI; VEGA FERNÁNDEZ, TOMÁS; CAROSELLI, ERIK; ROBERTS, JOHN MURRAY; BADALAMENTI, FABIO. 2018. Protocooperation among small polyps allows the coral *Astroides calycularis* to prey on large jellyfish. ECOLOGY 99. ISSN 0012-9658

NAVARRO-BARRANCO C., B. MUÑOZ-GÓMEZ, D. SAIZ, M. ROS, J.M. GUERRA-GARCÍA, M. ALTAMIRANO, E. OSTALÉ-VALRIBERAS, J. MOREIRA. 2019 Can invasive habitat-forming species play the same role as native ones? The case of the exotic marine macroalga *Rugulopteryx okamurae* in the Strait of Gibraltar Biol. Invasions, 21 (2019), pp. 3319-3334, 10.1007/s10530-019-02049-y

OCAÑA O., TEMPLADO A. AND TEMPLADO J. 2009. Los paisajes sumergidos de la región de Ceuta y su biodiversidad. España: Fundación Museo del Mar de Ceuta. 254 pp.

PEIRANO A, MORRI C, BIANCHI NC 1999. Skeleton growth and density pattern of the temperate, zooxanthellate scleractinian *Cladocora caespitosa* from the Ligurian Sea (NW Mediterranean). Mar Ecol Prog Ser 185: 195–201.

SALA E., BALLESTEROS E., DENDRINOS P., DI FRANCO A., FERRETTI F., FOLEY D., FRASCHETTI S., FRIEDLANDER A., GARRABOU J., GUCLSOY H., GUIDETTI P., HALPERN B.S., HEREU B., KARAMANLIDIS A.A., KIZILKAYA Z., MACPHERSON E., MANGIALAJO L., MARIANI S., MICHELI F., PAIS A., RISER K., ROSENBERG A.A., SALES M., SELKOE K.A., STARR R., TOMAS F. AND ZABALA M. 2012. The structure of Mediterranean rocky reef ecosys tems across environmental and human gradients, and conservation implications. *Plos One* 7, e32742. doi: 10.1371/journal.pone.0032742.

TERRON-SIGLER A. 2016. Conservation biology of the endangered orange coral *Astroides calycularis*. *Ph.D.* thesis, Universidad de Sevilla, 263 pp.

TERRÓN-SIGLER A., PEÑALVER P., LEÓN-MUEZ D. AND F. ESPINOSA TORRE. 2014. Spatio-temporal macrofaunal assemblages associated with the endangered orange coral *Astroides calycularis* (Scleractinia: Dendrophylliidae). Aquatic Biology, 21: 143-154.

TERRÓN-SIGLER A., PILAR CASADO DE AMEZÚA AND F. ESPINOSA TORRE. 2015. Abundance and distribution of the rapid expansive coral Oculina patagonica in the Northern Alborán Sea (Western Mediterranean). *Marine Biological Association of the United Kingdom*, 8: 1-5. doi:10.1017/S1755267215000238

TERRÓN-SIGLER A. LEÓN-MUEZ D., PEÑALVER P., GÁLVEZ R. AND F. ESPINOSA TORRE. 2016. Geographic distribution of *Astroides calycularis* (Scleractinia: Dendrophylliidae) as a baseline to assess future human impacts on the Southern Iberian Peninsula. *sd*, 96 (5) 1181-1189. doi:10.1017/S0025315415001113

ZIBROWIUS H. (1980) Les Scléractiniaires de la Méditerranée et de l'Atlantique nord-oriental. Mémoires de l'Institut Océanographique, Monaco 11, 1 –284.

PROYECTOS DE INVESTIGACIÓN-CONSERVACIÓN

El coralígeno como herramienta de conservación de espacios marinos. El caso del Mar de Gades (entre Cabo de Trafalgar e islote de Sancti Petri)

David León-Muez, Patricio Peñalver Duque, Alejandro Ibáñez-Yuste, Francisco Sedano, Eduardo Franco Fuentes y Alexis Terrón-Sigler

HyT, Asociación Hombre y Territorio, Alameda Santa Eufemia, 24. Semisótano B - 41940. Tomares, Sevilla, España.

E-mail: contacto@hombreyterritorio.org

ABSTRACT:

During 2018, scuba dives were carried out to inventory and describe the coralligenous environment of Cabo Roche (between Cabo de Trafalgar and Sancti Petri island), in the province of Cádiz (Spain). Samplings were framed within the collection of bionomic information for this area, in order to promote its protection through some figure with associated planning. For this aim, dives were carried out in 10 identified points as potentially diverse, from a previous campaign with ROV and the information provided by the diving centers in the area. At these points, a census of species and relative abundance, study of coverage and inventory of habitats was carried out.

The results highlight the high biodiversity and conservation level of the coralligenous in the area, with about 70 species registered, the majority of them cnidarians, and several species in national or regional catalogs. Moreover, 12 of the species registered present some level of threat. With this data, protection areas are proposed within the perimeter of the project, which cover about 10% of it, to preserve its biodiversity and keep other activities carried out in the area, in a compatible way.

RESUMEN:

Durante 2018 se realizaron inmersiones con escafandra autónoma para inventariar y describir el coralígeno del entorno de Cabo Roche (entre Cabo de Trafalgar e islote de Sancti Petri), en la provincia de Cádiz, España. Los muestreos se enmarcaron dentro del levantamiento de información bionómica para esta zona, con el fin de impulsar su protección a través de alguna figura con ordenación asociada. Para ello

se realizaron inmersiones en 10 puntos identificados como potencialmente diversos, a raíz de una campaña anterior con ROV y la información facilitada por los centros de buceo de la zona. En estos puntos se realizó un censo de especies y abundancia relativa, estudio de cobertura e inventario de hábitats.

Los resultados destacan la elevada biodiversidad y conservación del coralígeno, con cerca de 70 especies censadas, con mayoritaria presencia de cnidarios, y varias especies en los catálogos nacionales o autonómicos. Además, 12 de las especies censadas presentan algún nivel de amenaza. Con estos datos se proponen áreas de protección dentro del perímetro del proyecto, que alcanzan cerca de un 10% del mismo, para preservar su biodiversidad y mantener otras actividades que se realizan en la zona, de manera compatible.

Palabras clave, keywords: coral, mediterranean, AMP, conservation, buceo, Mediterráneo.

ANTECEDENTES

Las formaciones de coralígeno consisten en organismos bioconstructores de carbonato que se desarrollan sobre sustrato rocoso desde 15 a 130 metros de profundidad, dependiendo de la transparencia del agua (Ballesteros, 2006). Estas formaciones se asientan principalmente sobre especies de algas calcáreas incrustantes, siendo las más comunes las de los géneros *Lithophyllum y Mesophyllum*, las cuales cementan el sustrato (Ingrosso *et al.* 2018). Muchas especies o comunidades se asocian a estas construcciones de algas rojas formando, por ejemplo, "bosques" de animales compuestos de gorgonias (*Eunicella spp.* o *Paramuricea clavata*); esponjas como las del género Axinella; briozoos (Pentapora fascialis); y otros pequeños animales sésiles pertenecientes principalmente a esponjas, cnidarios, anélidos, briozoos y/o ascidias (Boudouresque, 1973).

El resultado es un hábitat con una gran biodiversidad, incluyendo especies en muchos casos endémicas de la zona, indicadoras de aguas limpias y/o amenazadas, que pueden formar por sí mismas un hábitat. Por ejemplo, en el litoral sur-Atlántico de la Península Ibérica se concentra una de las poblaciones más importantes del coral naranja *Astroides calycularis*. Es común que esta especie forme parte del coralígeno en este litoral, aunque recientemente se ha mostrado que las agregaciones de dicha especie pueden llegar a formar por sí sola un hábitat o microhábitat (Terrón-Sigler *et al.*, 2014). De hecho, la Comisión Europea considera que las densas poblaciones de coral naranja son en sí mismas formadoras de arrecifes (European Commission 2013).

Sin embargo, estos hábitats y/o las especies que los componen se encuentran amenazados. La contaminación industrial, urbana y agrícola, el desarrollo costero, el cambio climático, la pesca, las actividades lúdicas o la invasión de especies exóticas representan las principales amenazas en nuestras costas. Estos hábitats son el resultado de un desarrollo biológico lento, ya que se estima que pueden llegar a formarse durante siglos o milenios. Por tanto su pérdida puede ser casi irreversible, requiriendo una gran atención dirigida a la conservación y desarrollo de medidas de gestión para conservarlos.

PROYECTOS DE INVESTIGACIÓN-CONSERVACIÓN

Los puntos calientes de biodiversidad ("hotspots") se pueden definir como áreas con una gran amenaza que albergan una notable riqueza de especies. Por ejemplo, el Mediterráneo en sí es un punto caliente de biodiversidad y dentro de éste el mar de Alborán. Sin embargo, dentro de estas grandes áreas existen otras más pequeñas que albergan la mayor parte de la fauna por la que se describe el área. Un ejemplo, dentro del mar Mediterráneo o el mar de Alborán es la Punta de la Mona (en Almuñécar-Granada).

El proyecto "Mar de Gades: Protección y Gobernanza del Mar de Cabo Roche" de WWF, dentro de la convocatoria del Programa Pleamar de la Fundación pretende crear un área protegida que mantenga la economía histórica pesquera de la zona y preserve los valores naturales y sus hábitats. Por ello, el objetivo principal del presente estudio fue caracterizar la comunidad coralígena del área comprendida entre el Cabo de Trafalgar y el Islote de Sancti Petri, un área escasamente estudiada, para proponer una zonificación en base a los resultados obtenidos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Los muestreos se realizaron mediante buceo autónomo. Para la campaña de muestreo del estudio bionómico del coralígeno se tuvo en cuenta los resultados obtenidos en una campaña previa con ROV (Remote Operated Vehicle) y en la experiencia y recomendaciones de expertos externos con conocimiento de la zona. Además, se tuvieron en cuenta las condiciones particulares de cada zona objeto de estudio durante la campaña (oleaje, corrientes, coeficientes de marea, visibilidad).

Así, se seleccionaron 10 localizaciones distribuidas en el área potencial que cubrieran la demanda de información. En la tabla 1 se detallan las estaciones de muestreo y las principales características.



Figura 1. Vista general del área objeto de estudio. El polígono rojo encuadra la zona de propuesta, los polígonos rellenos marcan las zonas monitorizadas con ROV; en naranja, las inmersiones realizadas.

PROYECTOS DE INVESTIGACIÓN-CONSERVACIÓN

Previamente a los trabajos se consultó la bibliografía disponible referente a especies y hábitats amenazados o protegidos en Europa, España y Andalucía. En cada una de esas estaciones se realizó un censo de especies y de abundancia relativa, y un estudio de cobertura. Posteriormente se analizaron los datos y se contrastaron con la bibliografía recopilada. Para los análisis de diversidad se utilizó el programa estadístico PRIMER 5®. La campaña se realizó entre agosto y septiembre de 2018.

Tabla 1. Características principales de cada una de las estaciones de muestreo

ESTACIÓN DE MUESTREO		COORDENADAS		PROFUNDIDAD		AREA	
Nombre	Código	Latitud	Longitud	Mínima	Máxima	Nombre	Ha
Navíos de Fuera	NVF	36,279925	-6,204456	15	23	LOS NAVÍOS	100
Piedra que revienta	PQR	36,295640	-6,192072	15	24	PIEDRA R	100
El Cepo	CEP	36,279925	-6,204455	12	24	PIEDRA R	
Agujas de Rigel	AGU	36,198261	-6,252936	18	32	AGUJAS R	400
Banco Trafalgar N	BTN	36,164927	-6,152936	18	23	BANCO T	2900
Banco Trafalgar S	BTS	36,138888	-6,155277	19	21	BANCO T	
Lajas Oeste	LJO	36,223913	-6,115508	15	17	LAJAS CONIL	400
Lajas Este	LJE	36,210833	-6,093611	11	13	LAJAS CONIL	
Trafalgar fuera	TRF	36,135991	-6,092810	17	28	TRAFALGAR	700
Trafalgar dentro	TRD	36,170433	-6,067200	16	17	TRAFALGAR	

Censo de especies y abundancia relativa

Para el censo de las especies de coralígeno, una pareja de buceadores realizó un transecto censando y fotografiando todas las especies observadas tanto en el sustrato horizontal como en el vertical, extraplomos, grutas y cuevas de los fondos estudiados. Cada buceador le otorgaba a cada especie censada una abundancia relativa para la estación objeto de estudio. Esta abundancia relativa era:

0: Ausencia
1: Presencia (aparece 1 o 2 individuos de la especie)
2: Poco abundante (la especie aparece esporádicamente)
3: Abundante (la especie aparece frecuentemente)
4: Muy abundante (la especie predomina en los fondos estudiados)

Cobertura de la comunidad coralígena

Para el estudio de la cobertura del coralígeno se optó por un muestreo aleatorio simple sistemático. Para ello, en cada estación seleccionada, una pareja de buceadores lanzaba un transecto y depositaba en el fondo un cuadrante de 1 x 1 m (Figura 2), subdividido a su vez en cuatro sub-cuadrantes de 50 x 50 cm del que se realizaba una fotografía para el análisis de la cobertura. Cada vez que se lanzaba el cuadrante se recogía muestra y réplica de ese punto en cuestión. Para cada estación de muestreo se recogió, por tanto, información de un mínimo de 8 metros cuadrados para el estudio de la cobertura. Esta cobertura se analizó

posteriormente mediante las fotografías digitales obtenidas para cada subcuadrante de 50 x 50 cm.

Para los análisis de cobertura se tuvo en cuenta, por tanto:

1. Porcentaje y valoración cualitativa de coralígeno respecto a porcentaje de sustrato arena, roca, algas y otros.
2. Porcentaje y valoración cualitativa de especies incluidas con régimen de protección.

Por tanto, por un lado para el análisis fotográfico de las cuadrantes analizaron los porcentajes de los organismos listados en la Tabla 2, y por el otro, de forma general se estudió el porcentaje de coralígeno; algas no calcáreas; sustrato arena-roca; y otros.

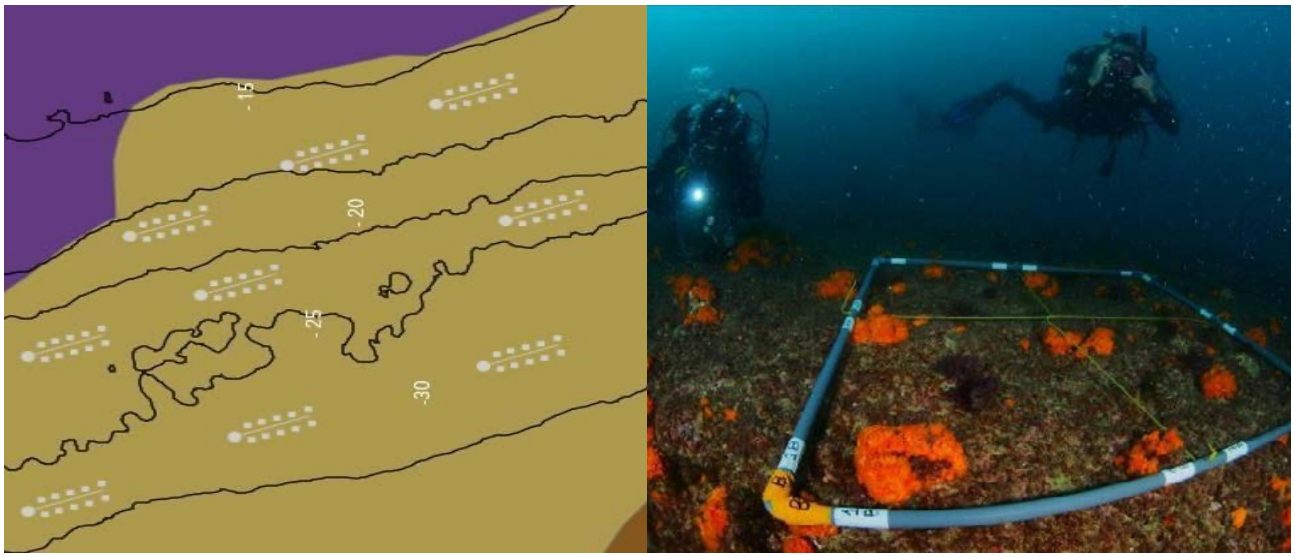


Figura 2. Izquierda: diseño del muestreo establecido para el estudio de la cobertura del coralígeno. Derecho: ejemplo de uno de los cuadrantes sobre el bentos marino. Foto: Alejandro Ibáñez Yuste.

Tabla 2. Grupos de organismos analizados en el estudio de cobertura

Rodofitas calcáreas	*Lithophyllum incrustans/ Mesophyllum* spp.
Esponjas	*Demosponjas*
Cnidarios	*Astroides calycularis* *Dendrophyllia laboreli* *Dendrophyllia ramea* *Eunicella labiata* *Eunicella verrucosa* *Eunicella gazella* *Leptogorgia sarmentosa*
Briozoos	*Pentapora fascialis* *Myriapora truncata*
Cordados	*Ascidias*

PROYECTOS DE INVESTIGACIÓN-CONSERVACIÓN

Análisis de especies y hábitats de la zona, con especial énfasis en aquellos con alguna protección especial

Para ello, se consultaron:

» Guía Interpretativa Inventario Español de Hábitats Marinos

» Directiva Hábitats (Anexos y Códigos)

» Lista Roja de la Unión Internacional de Conservación de la Naturaleza (IUCN)

» Lista Roja de la Unión Internacional de Conservación de la Naturaleza para el Mediterráneo (IUCN)

» Convenio de BERNA relativo a la conservación de la vida silvestre y del medio natural en Europa

» Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial, LESPRE

» Listado Andaluz de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial (LAESPE)

» Libro Rojo de Invertebrados de Andalucía

RESULTADOS

Censo de especies y abundancia relativa en cada zona de inmersión

Respecto al coralígeno, se censaron un total de 70 especies pertenecientes a 7 Filos diferentes (Tabla 3). De entre todos los grupos, los Antozoos fueron los más diversos con 21 especies diferentes de las 27 especies de cnidarios censados. Tras los cnidarios, las esponjas (Filo Poríferos) fue el grupo mejor representado, seguido de los cordados-ascidias (10 especies), briozoos (4 especies), algas rojas calcáreas (2 especies), equinodermos y anélidos, con una especie cada grupo.



Fotografía de los muestreos de censo de especies. Foto: Alejandro Ibáñez-Yuste

PROYECTOS DE INVESTIGACIÓN-CONSERVACIÓN

Únicamente 6 especies aparecieron en todas las estaciones; *Lithophyllum incrustans* (alga roja-calcárea); los antozoos *Astroides calycularis*, E*unicella labiata*, *Eunicella gazella* y *Leptogorgia sarmentosa*; y el anélido *Filograna implexa*. De estas especies, únicamente *L. incrustans* y *A. calycularis* presentaron abundancias relativas muy abundantes, siendo las especies dominantes del sustrato.

La esponja *Axinella damicornis*, el briozoo *Pentapora fascialis* y las ascidias *Polycitor adriaticum* y *Synoicum sp.*, aparecieron en todas menos en una de las estaciones, aunque la abundancia relativa fue menor para estas especies que para las anteriores.

Tabla 3. Listado de especies censadas durante las campañas de muestreo.

0 — No presencia
1 — Presencia
2 — Poco abundante
3 — Abundante
4 — Muy Abundante

		Figura de Protección													
		LRAND	IUCN	BERNA	LESPRE	BTS	LJO	BTN	LJE	AGU	CEP	NVF	PQR	TRF	TRD
RHODOPHYTA															
	Lithophyllum incrustans					4	2	4	2	3	2	2	2	2	2
	Mesophyllum spp.					0	2	0	2	2	2	2	1	1	0
PORIFERA															
Demospongiae	*Sarcotragus fasciculatus*					2	2	2	2	2	0	0	0	0	0
	Ircinia oros					0	1	0	1	1	0	0	0	0	1
	Haliclona spp.					0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
	Crambe crambe					0	1	0	1	0	0	1	0	0	1
	Chondrosia reniformis					0	0	0	0	0	1	1	1	0	0
	Axinella verrucosa					0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
	Axinella damicornis					3	2	3	2	0	2	1	1	1	1
	Aplysina aerophoba	VU				0	0	0	0	0	2	2	0	0	0
	Cacospongia sp.					1	0	1	0	0	0	0	0	0	0
	Dysidea avara					0	0	0	0	2	0	0	1	0	0
	Cliona spp.					0	1	0	1	0	0	0	0	0	0
	Hemimycale columella					0	0	0	0	2	2	1	0	1	0
	Crella elegans					0	0	0	0	1	2	1	0	0	0
	Pretosia ficiformis	LC				0	0	0	0	2	1	2	1	0	0
	Spongia (Spongia) lamella					0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
	Phorbas sp.					0	0	0	0	0	0	1	1	0	0
	Hamigera hamigera					0	0	0	0	0	0	1	1	0	0
	Ciocalypta spp.					1	0	1	0	0	0	0	0	0	0
	Pleraplysilla spinifera					0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
	Mycale (Aegogropila) rotalis					0	0	0	0	0	0	0	0	2	0
Homosclero-morpha	*Corticium candelabrum*					1	0	1	0	0	0	0	0	0	0
	Oscarella viridis					0	0	0	0	0	0	2	1	0	0
	Hymeniacidon perlevis					0	0	0	0	0	0	2	1	0	0
Sin clasificar	*Ircinia cf. Sp.*					0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
	Esponja spp.					0	0	0	0	0	0	0	0	2	0

Chronica naturae, 9: 63-80 (2024) D. León-Muez, *et al.*

PROYECTOS DE INVESTIGACIÓN-CONSERVACIÓN

0 — No presencia
1 — Presencia
2 — Poco abundante
3 — Abundante
4 — Muy Abundante

		Figura de Protección													
		LRAND	IUCN	BERNA	LESPRE	BTS	LJO	BTN	LJE	AGU	CEP	NVF	PQR	TRF	TRD
CNIDARIA															
Hydrozoa	*Sertularella sp.*					0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Aglaophenia spp.					0	2	0	2	0	1	0	0	0	0
	Pennaria disticha					2	1	2	1	0	2	1	0	2	2
	Gymnangium montagui					0	0	0	0	0	1	2	0	0	0
	Nemertesia antennina					0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
	Synthecium evansi					0	2	0	2	2	2	0	0	2	1
Anthozoa	*Parazoanthus axinellae*					0	0	0	0	0	0	1	1	0	0
	Aiptasia mutabilis					1	0	1	0	0	0	0	0	0	0
	Alicia mirabilis					1	1	1	1	0	0	0	0	0	0
	Actinothoe sp.					0	0	0	0	0	2	0	0	0	0
	Actinia spp.					0	0	0	0	0	0	1	0	1	1
	Caryophyllia smithii					0	0	0	0	0	1	1	1	0	0
	Caryophyllia inornata					0	0	0	0	0	1	1	1	0	0
	Polycyathus muellerae					0	0	0	0	0	2	2	1	0	0
	Leptopsammia pruvoti					0	0	0	0	0	0	2	1	0	0
	Balanophyllia regia					1	1	1	1	0	1	0	1	1	1
	Phyllangia mouchezii	VU				0	0	0	0	0	0	1	1	0	1
	Astroides calycularis	VU		SI	VU	2	2	2	2	3	3	4	3	3	2
	Dendrophyllia laboreli	DD*				1	0	1	0	0	0	0	0	1	3
	Dendrophyllia ramea	VU	VU			0	0	0	0	2	0	1	1	0	0
	Clavularia crassa				LC	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0
	Eunicella labiata	VU				1	1	1	1	3	2	2	2	2	1
	Eunicella verrucosa	VU	VU			1	0	1	0	2	1	2	2	1	1
	Eunicella gazella	VU				1	1	1	1	2	1	2	1	1	1
	Leptogorgia sarmentosa	VU	VU			2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
	Paramuricea clavata	VU	VU			0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
	Alcyonium acaule					1	0	1	0	1	0	0	1	0	0
ANNELIDA															
	Filograna implexa					1	2	1	2	2	2	2	2	1	1
BRYOZOA															
	Pentapora fascialis	VU				1	1	1	1	2	2	1	0	2	2
	Adeonella sp.					0	1	0	1	0	0	0	0	0	0
	Myriapora truncata					0	2	0	2	2	2	2	0	2	2
	Omalosecosa ramulosa					0	0	0	0	1	0	1	0	2	0
ECHINODERMATA															
	Holothuria spp.					1	0	1	0	1	1	0	0	1	1

(*) VU en Canarias.

Pág. 67

PROYECTOS DE INVESTIGACIÓN-CONSERVACIÓN

0 — No presencia
1 — Presencia
2 — Poco abundante
3 — Abundante
4 — Muy Abundante

		Figura de Protección													
		LRAND	IUCN	BERNA	LESPRE	BTS	LJO	BTN	LJE	AGU	CEP	NVF	PQR	TRF	TRD
CHORDATA															
Ascidiacea	*Botrylloides leachii*					0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
	Aplidium punctum					2	2	2	2	0	0	0	0	1	0
	Aplidium conicum					0	0	0	0	0	2	2	0	0	0
	Polycitor adriaticum					1	1	1	1	1	1	2	1	2	0
	Clavellina lepadiformis					0	0	0	0	2	0	0	0	1	0
	Clavelina nana					0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
	Clavelina dellavallei					2	2	2	2	0	1	0	0	1	2
	Halocynthia papillosa	VU				0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
	Synoicum sp					1	1	1	1	1	1	1	0	1	1
	Stolonica socialis					0	0	0	0	0	0	0	0	1	2

Por estaciones, "Navíos de Fuera" (NVF) fue la que mayor número de especies, e índice de diversidad de Shannon ha presentado (Tabla 4). Tras ésta le sigue "El Cepo" (CEP), "La Piedra que revienta" (PQR) y "Trafalgar Fuera" (TRF). No obstante, todos los valores del índice de Shannon son superiores a 3 por lo que se considera que todas las estaciones tienen un índice de diversidad elevado.

Tabla 4. Análisis diversidad biológica.

S — Total de especies
d — Riqueza
H' — Índice diversidad de Shannon

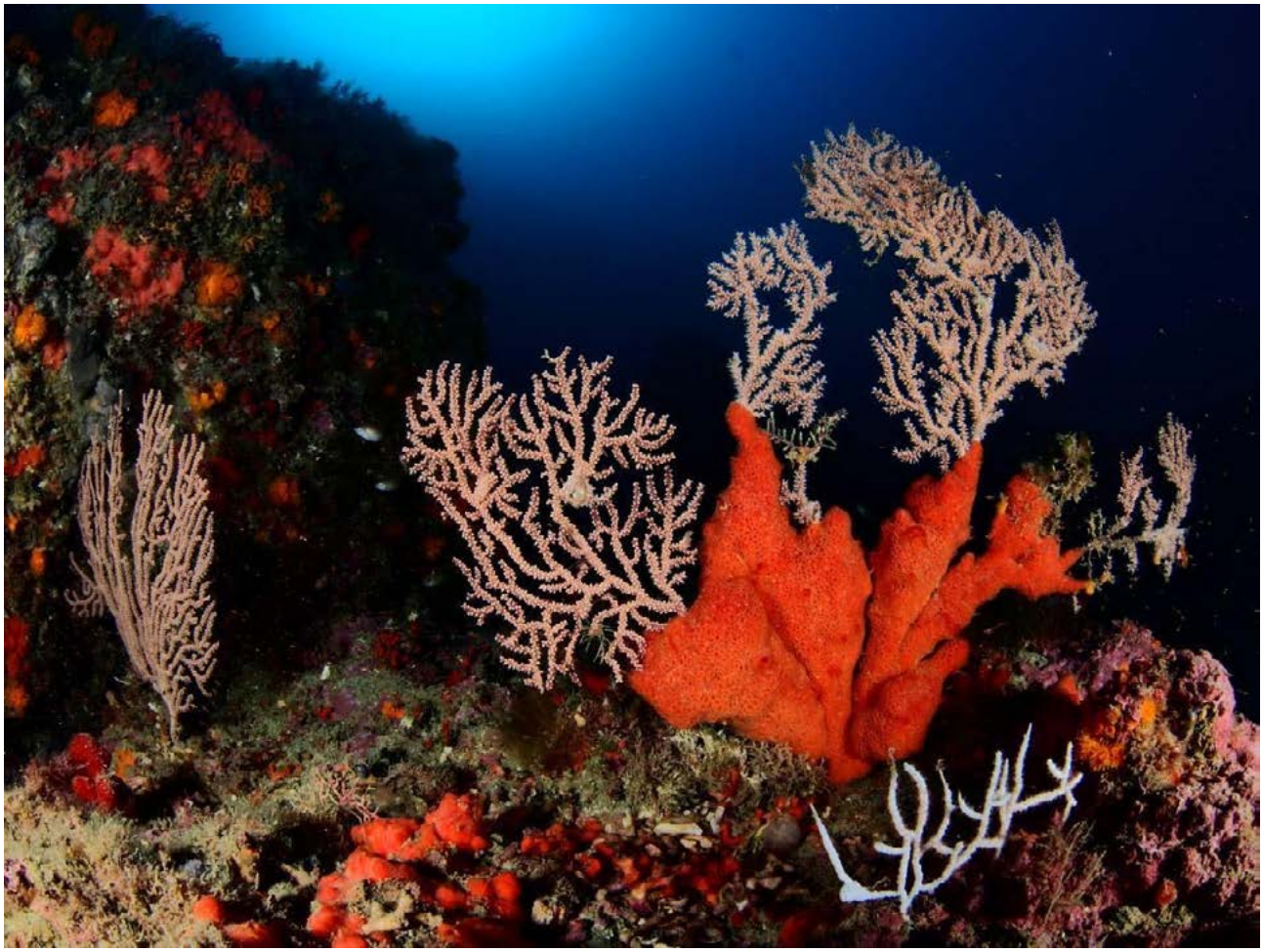
	S	d	H'
BTS	24	6,469	3,065
LJO	25	6,647	3,161
BTN	24	6,469	3,065
LJE	25	6,647	3,161
AGU	26	6,53	3,192
CEP	33	8,139	3,432
NVF	36	8,695	3,505
PQR	28	7,594	3,263
TRF	28	7,271	3,261
TRD	24	6,522	3,103

PROYECTOS DE INVESTIGACIÓN-CONSERVACIÓN



Coralígeno dominado por *Astroides calycularis* en la estación de Navios de Fuera.

Foto: Alexis Terrón-Sigler.



Fondos coralígenos del área objeto de estudio.

Foto: Alejandro Ibáñez Yuste.

PROYECTOS DE INVESTIGACIÓN-CONSERVACIÓN

Cobertura del coralígeno

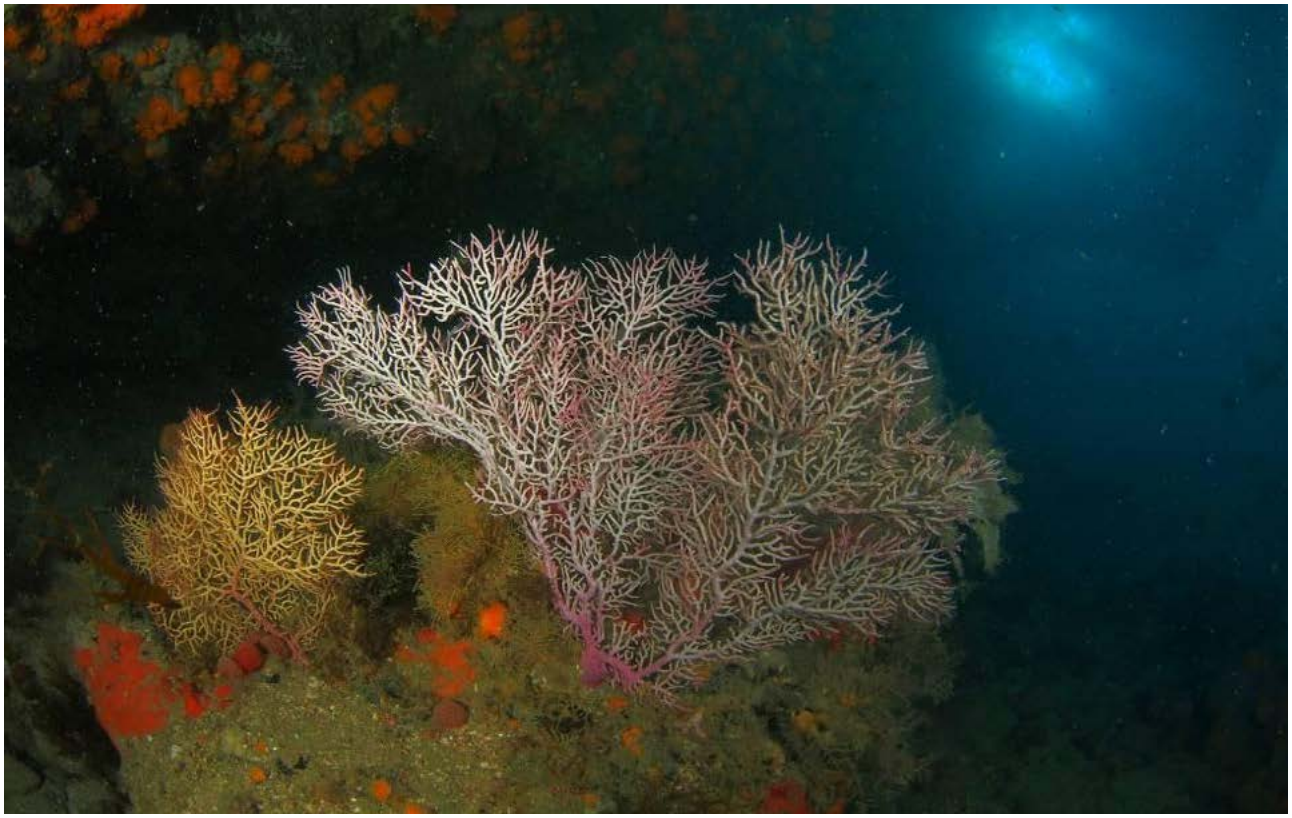
Se estudió un total de 80 m^2 para todo el área objeto de estudio. Para ello, se analizaron un total de 320 cuadrantes de 50x50 cm. en las 10 inmersiones realizadas. Por tanto, para cada estación, un total de 32 cuadrantes de 50x50 cm. fueron analizados.

En la Tabla 5 se presentan los datos medios de porcentajes de cobertura por comunidad y estación estudiada, tras el análisis de todos los cuadrantes. Todas las estaciones presentaron porcentajes de cobertura de coralígeno, con estaciones cercanas al 60%.

Tabla 5. Porcentaje de cobertura por comunidad analizada y estación de muestreo.

%	NVF	PQR	CEP	AGU	BTN	BTS	LJO	LJE	TRF	TRD
Coralígeno	61	63	54	51	23	33	28	11	44	20
Algas no calcáreas	7	15	9	10	18	26	26	56	18	34
Arena-roca	25	15	25	28	42	20	27	16	28	30
Otros	7	8	12	10	17	20	19	16	10	16

Varias especies incluidas en los diferentes catálogos y normativas consultadas se encuentran en todas las zonas de muestreo. Estas son *Astroides calycularis*, *Leptogorgia sarmentosa*, *Eunicella labiata*, *Pentapora fascialis* y *Myriapora truncata*. Otras especies incluidas en los catálogos (*Dendrophyllia ramea*, *Dendrophyllia laboreli*, *Eunicella verrucosa*) se encuentran en varias de las zonas de muestreo.



Varios ejemplares con diferente variedad cromática de Leptogorgia sarmentosa.
Foto: Alejandro Ibáñez-Yuste

PROYECTOS DE INVESTIGACIÓN-CONSERVACIÓN

Inventario de especies y hábitats presentes en la zona de estudio y relevancia en cuanto a protección.

De las 10 especies más abundantes del coralígeno del área objeto de estudio, 5 de ellas presentan alguna figura de protección, y de las 70 especies censadas, 12 tienen algún nivel de amenaza (Tabla 3).

Los principales hábitats detectados en la zona de estudio integrados en los códigos de la Directiva Hábitats y los grupos de hábitats principales (con sus códigos) que se incluirían siguiendo los criterios del Inventario Español de Hábitats Marinos son los siguientes:

Hábitat 1110 (Bancos de arena someros sumergidos de forma permanente)

No se han detectado evidencias de hábitats incluidos en el código 1110

Hábitat 1170 (Arrecifes)

Todas las observaciones incluyen especies y/o comunidades integradas en el Código 1170 (Arrecifes). Desde un punto de vista del Inventario Español de Hábitats, y con las limitaciones y puntos a tener en cuenta que el documento incluye* podemos decir que en las diferentes zonas se encuentran, al menos:

PISOS INFRALITORAL Y CIRCALITORAL (03)

— PISO INFRALITORAL ROCOSO Y OTROS SUSTRATOS DUROS (0301)

- Roca infralitoral superior moderadamente expuesta (030102)
- Roca infralitoral de modo calmo, escasamente iluminada, dominada por invertebrados (03010416)

— PISO CIRCALITORAL ROCOSO Y OTROS SUSTRATOS DUROS (0302)

- Roca circalitoral dominada por invertebrados (030202)

— CUEVAS Y TÚNELES INFRALITORALES Y CIRCALITORALES (0303)

- Paredes y suelos de túneles infralitorales y circalitorales sometidos a hidrodinamismo intenso (03030115)

— PISOS INFRALITORAL Y CIRCALITORAL SEDIMENTARIOS (0304)

Hábitat 8330 (Cuevas marinas sumergidas o semisumergidas)

Varias de las estaciones monitorizadas incluyen hábitats o porciones que se podrían incluir en el denominado Hábitat 8330. Según el IEHM, estos estarían incluidos en:

PISOS INFRALITORAL Y CIRCALITORAL (03)

— CUEVAS Y TÚNELES INFRALITORALES Y CIRCALITORALES (0303)

- Paredes y suelos de túneles infralitorales y circalitorales sometidos a hidrodinamismo intenso (03030115)

Otros Hábitats del Inventario Español de Hábitats Marinos

Según el Inventario, algunas estaciones visitadas presentan, también, representantes de otro hábitats que, debido a su interés patrimonial histórico se reflejan en este informe:

HÁBITATS CREADOS POR EL HOMBRE (07)

— SUSTRATO DURO ARTIFICIAL (0701)

- Pecios (070104)

PROYECTOS DE INVESTIGACIÓN-CONSERVACIÓN



Halocynthia papillosa encontrada en la estación de la Piedra que revienta.

Foto: Alexis Terrón-Sigler



Paramuricea clavata con tonalidad cromática amarilla en la estación de Agujas de Rigel.

Foto: David León Muez

Cabe destacar también que durante los censos se documentó la liberación de larvas del coral naranja, *Astroides calycularis*. Esta especie es gonocórica, (las colonias presentan sexos separados, existiendo colonias machos y colonias hembras). Los machos liberan el esperma y fecundan a las hembras y éstas tras un periodo de cuidado parental dentro de los pólipos de las colonias, algo muy raro dentro del grupo de los corales, liberan las larvas al medio a través de los tentáculos (por escisión de los ápices). La larva, con un característico color naranja, presenta flotabilidad negativa, asentándose en el sustrato y reptando por este en busca de un lugar idóneo para establecerse. Este fenómeno está documentado en el Mediterráneo andaluz y ocurre entre finales de junio y principios de julio de cada año, durante luna llena y cuando la temperatura de la superficie del mar asciende por encima de 18ºC y ocurre a los largo de unos días. Sin embargo, en los muestreos realizados para la caracterización bionómica del coralígeno en el área de Trafalgar se ha detectado la liberación de larvas de *Astroides calycularis* a finales del mes de agosto, durante la luna llena de este mes (26/08/2018). Lo singular es que a diferencia del Mediterráneo, en este caso se ha detectado a finales del mes de agosto, casi dos meses más tarde que en el Mediterráneo andaluz, y cuando la temperatura del mar se encontraba entre 22 y 21ºC. Por lo que se corrobora que hay un gradiente de la parte más oriental de la biogeografía del coral a la parte más occidental en la liberación de larvas, provocado seguramente por la temperatura del mar, ya que en poblaciones Italianas este fenómeno suele ocurrir a principios de junio.

Por tanto, debido que este coral se considera endémico del Mediterráneo aunque haya poblaciones en el Golfo de Cádiz y precisamente la zona objeto de estudio es uno de los límites biogeográficos de la especie, de ahí la importancia de la zona en cuestión, se considera que estas poblaciones pueden ser claves en el estudio de cambios en los escenarios de los océanos, por el enclave que ocupa y la fauna coralígena que presenta.

Propuesta de zonificación

Con los resultado obtenidos se propuso una recomendación de zonificación del espacio que cumpliera con los requisitos solicitados y que, desde el punto de vista de la conservación de patrimonio natural marino, incluyera medidas de gestión especiales en al menos 4 zonas dentro del ámbito estudiado (entre Cabo de Trafalgar e Islote de Sancti petri, Figura 1) teniendo en cuenta la presencia de coralígeno y su biodiversidad. La superficie de esta propuesta estaría en torno al 10% del total de la zona de estudio.

1. **Navíos de Fuera:** La gran diversidad biológica de coralígeno que presenta esta área, así como la presencia de especies amenazadas y/o emblemáticas como *Dendrophyllia ramea* y la elevada densidad de las poblaciones de *Astroides calycularis*, hace de esta área uno de los mejores conservados del litoral Andaluz. Esta es una de las poblaciones de coral naranja mejor conservadas en su límite más occidental de distribución. Lo que supone una población estratégica para estudios de cambio global, acidificación del mar, etc.
2. **Agujas de Rigel:** La presencia de *Paramuricea clavata*, así como la abundancia de individuos gorgonáceos de gran porte, no presentes en otros puntos, y otras especies de corales duros, como *Dendrophyllia ramea*, hace pensar que este sea un punto caliente de diversidad biológica de coralígeno en la zona el cual se encuentra muy bien estructurado.

PROYECTOS DE INVESTIGACIÓN-CONSERVACIÓN

3. **El Cepo y la Piedra que Revienta:** Además de la elevada diversidad biológica del coralígeno que presenta estas estaciones, ambas presentan vestigios arqueológicos, por lo que se debe prestar especial atención a estas áreas, desde el punto de vista de la conservación y divulgación.

4. **Área de Trafalgar:** El alto valor biológico de la zona y la presencia de especies emblemáticas como *Dendrophyllia laboreli*, primera cita en la zona tras este estudio y escasamente estudiada a nivel global, hace que esta área sea prioritaria para la conservación de sus poblaciones.



DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

El área de Cabo de Roche presenta un sustrato rocoso bastante erosionado como consecuencia de las fuertes corrientes de marea que se dan diariamente. Esto hace que se formen cuevas, extraplomos, cavidades y otras formaciones peculiares no presentes en otras zonas. Estas son el refugio de especies importantes de interés pesquero, y que a su vez alberga una comunidad coralígena importante, incluyendo especies amenazadas y muchas especies de interés. La zona refleja la importante biodiversidad que presentan sus fondos, con importantes concentraciones de especies formadoras de coralígeno (cnidarios, esponjas, briozoos, ascidias y algas calcáreas) y un elevado estado de conservación.

El Hábitat 1170 se ha demostrado bien representado y en un buen estado de conservación. Este hábitat, incluido en la Directiva Hábitats y vinculante para las áreas de reserva se incluyen multitud de hábitats marinos identificados como tales en el Inventario Nacional y otros estudios y documentos técnicos. Aunque improbable en las inmersiones con ROV y en las inmersiones a realizar con escafandra autónoma, sería conveniente realizar un esfuerzo extra en la búsqueda

PROYECTOS DE INVESTIGACIÓN-CONSERVACIÓN

de posibles zonas someras del área de estudio con presencia de *Dendropoma petraeum* (entre 0 y 2 metros de profundidad), incluyendo censos y entrevistas, ya que su presencia aportará gran valor a zonas con, además, escasa presión pesquera, lo que favorece las áreas de conservación futura.

Respecto al Hábitat 1110, y aunque las inmersiones con ROV y las inmersiones con escafandra autónoma no han revelado información que permita asegurar su presencia en la zona, consideramos que sería conveniente realizar un esfuerzo en la búsqueda de posibles reductos/manchas o praderas en las zonas someras del área de estudio (entre 0 y 20 metros de profundidad), incluyendo censos y entrevistas, ya que su presencia aportará gran valor a zonas con, además, escasa presión pesquera, al estar muy cercanas a la línea de costa, lo que favorece su conservación futura.

El Hábitat 8330, separado de forma nominal del 1170 "Arrecifes" podría ser identificado en la zona de estudio. Muchas de las especies y comunidades se comparten con el hábitat "Arrecifes", pero si se consiguiera identificar áreas de estas características su inclusión favorece las áreas de conservación futura. La zona "Trafalgar" así como algunas áreas de "Lajas de Conil" y "Navíos" presentan especies y hábitats incluidos en este código.

El Golfo de Cádiz concentra áreas muy biodiversas y ricas en fauna protegida y/o amenazada, pero en lo que respecta al coralígeno, se podría considerar que el área de Cabo Roche, es un punto caliente de biodiversidad debido la elevada diversidad de coralígeno y la potencial fauna asociada que esta puede estar albergando. No obstante, más estudios dirigidos a poner en valor estos hábitats deben ser llevados a cabo. De hecho, de ser así esta área sería prioritaria para su conservación y estudio, ya que cambios en la temperatura de la superficie del mar, como consecuencia del cambio global, podrían perturbar el balance de los hábitats coralígenos presentes en esta área, alterando la composición de las especies así como la desaparición de algunas de ellas.

Esta zona, en una posición estratégica tanto desde el punto de vista de la Red Natura 2000 como desde el estado de conservación y protección de ecosistemas y especies, transición entre dos masas de agua con tan diferentes características, es asimismo un laboratorio "al aire libre" del cambio global.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos la colaboración de Alberto (*Ocean Addicts*) en acompañarnos y guiarnos en las inmersiones realizadas, por su experiencia y buenos consejos. Agradecer también a ECOFISH por la colaboración en el proyecto y el trabajo conjunto con las inmersiones del ROV. A todo el equipo de "Mar de Gades" en especial a Jorge Sáez Jiménez por confiar en nosotros para la realización de este trabajo.

BIBLIOGRAFÍA

BALLESTEROS, E. (2006). Mediterranean coralligenous assemblages: a synthesis of present knowledge. Oceanography and Marine Biology: Annual Review, 44:123–195.

CASADO-AMEZUA, P., GOFFREDO, S., TEMPLADO, J., MACHORDOM, A.,Amezua, P., Goffredo, S., Templado, J., Machordom, A. (2012). Genetic assessment of population structure and connectivity in the threatened Mediterranean coral *Astroides calycularis* (Scleractinia, Dendrophyllidae) at different spatial scales. Molecular Ecology, 21:2671–2685.

EUROPEAN COMMISSION, (2013). Interpretation Manual of European Union Habitats—EUR 28. European Commission, DG Environment, Brussels. Available at http://ec.europa.eu

INGROSSO G. *et al.* (2018). Mediterranean Bioconstructions Along the Italian Coast. Advances in Marine Biology, 79:61-136.BOUDOURESQUE, C.F. 1973. Recherches de bionomie analytique, structurale et experimentalesur les peuplements benthiques sciaphiles de Mediterranee Occidentale (fraction algale). Les peuplements sciaphiles de mode relativement calme sur substrats durs. Bulletin du Musém National d'Histoire Naturelle de Marseille, 33:147–225.

LÓPEZ-GONZÁLEZ, P. *et al.* (2010). The northern distributional limits of *Dendrophyllia laboreli* (Cnidaria: Scleractinia: Dendrophylliidae). Marine Biodiversity Records, 3:1-4.

TERRÓN-SIGLER A., PEÑALVER P., D. LEÓN-MUEZ, D. (2011). Detectan la reproducción sexual del coral naranja, una especie amenazada. Quercus, 307

TERRÓN-SIGLER, A., PEÑALVER-DUQUE, P., LEÓN-MUEZ, D., TORRE, F.E. (2014). Spatio-temporal macrofaunal assemblages associated with the endangered orange coral *Astroides calycularis* (Scleractinia: Dendrophylliidae). Aquatic Biology, 21:143–154.

TERRÓN-SIGLER, A., (2016). Conservation Biology of the Endangered Orange Coral *Astroides calycularis*. PhD Thesis, Laboratorio de Biología Marina Facultad de Biología Universidad de Sevilla. 263 pp.

TERRÓN-SIGLER, A., LEÓN-MUEZ, D., PEÑALVER, P., GÁLVEZ-CÉSAR, R., ESPINOSA TORRE, F. (2016). Geographic distribution of *Astroides calycularis* (Scleractinia: Dendrophylliidae) as a baseline to assess future human impacts on the Southern Iberian Peninsula. Journal of the Marine Biology Association U. K., 96:1181–1189.



Chronica naturae **9, 2024**
Monográfico científico-técnico Especial Corales

Revista de divulgación científica promovida y editada por HyT