



ESTRATEGIA MARINA
DEMARCACIÓN MARINA DEL ESTRECHO Y ALBORÁN
PARTE IV. DESCRIPTORES DEL BUEN ESTADO AMBIENTAL
DESCRIPTOR 2: ESPECIES ALÓCTONAS
EVALUACIÓN INICIAL Y BUEN ESTADO AMBIENTAL



Madrid, 2012



ESTRATEGIAS MARINAS: EVALUACIÓN INICIAL, BUEN ESTADO AMBIENTAL Y OBJETIVOS AMBIENTALES

AUTORES DEL DOCUMENTO

Instituto Español de Oceanografía:

- Francisco Alemany
- Salud Deudero
- Maite Vázquez

Asistencia Técnica TRAGSATEC S.A.:

- Edurne Blanco

CARTOGRAFÍA DIGITAL INSTITUTO ESPAÑOL DE OCEANOGRAFÍA

Olvido Tello

Asistencia Técnica TRAGSATEC S.A.:

- Carolina Sánchez
- Carmen Díaz
- Colaboración: Nuria Hermida Jiménez y Elena Pastor Garcia, en el marco del proyecto IDEO (Infraestructura de Datos Espaciales) del IEO, han participado en la elaboración, corrección y actualización de capas GIS que fueron utilizadas en la elaboración de la cartografía para los diferentes descriptores.

COORDINACIÓN INSTITUTO ESPAÑOL DE OCEANOGRAFÍA

Demetrio de Armas

Juan Bellas

COORDINACIÓN GENERAL MINISTERIO DE AGRICULTURA, ALIMENTACIÓN Y MEDIO AMBIENTE (DIVISIÓN PARA LA PROTECCIÓN DEL MAR)

José Luis Buceta Miller

Felipe Martínez Martínez

Ainhoa Pérez Puyol

Sagrario Arrieta Algarra

Jorge Alonso Rodríguez

Ana Ruiz Sierra

Javier Pantoja Trigueros

Mónica Moraleda Altares

Víctor Escobar Paredes



MINISTERIO DE AGRICULTURA, ALIMENTACIÓN Y MEDIO AMBIENTE

Edita:

© Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente
Secretaría General Técnica
Centro de Publicaciones

Catálogo de Publicaciones de la Administración General del Estado:

<http://publicacionesoficiales.boe.es/>

NIPO: 280-12-175-8



DESCRIPTOR 2: ESPECIES ALÓCTONAS

Índice

1. INTRODUCCIÓN AL DESCRIPTOR	1
1.1. Legislación y convenios nacionales e internacionales relacionados con el descriptor. Fuentes de información. Programas de seguimiento.....	1
2. EVALUACIÓN DEL ESTADO AMBIENTAL ACTUAL	10
2.1. Conceptos clave y criterios de evaluación. Elementos de evaluación. Fundamento en la selección de criterios e indicadores: Viabilidad y operatividad. Justificación de la selección de parámetros o componentes de cada indicador.	10
2.2. Evaluación del estado actual. Principales actividades, presiones e impactos.	14
2.3. Lagunas de información y conocimiento. Necesidades de investigación y desarrollo de programas de seguimiento.	72
2.4. Evaluación integrada a nivel de criterio y descriptor. Conclusiones.....	74
3. DEFINICIÓN DEL BUEN ESTADO AMBIENTAL	75
3.1. Interpretación del BEA en relación con los criterios y el descriptor. Ámbito y limitaciones.....	75
3.2. Definición del BEA. Marco conceptual. Metodología y fundamento. Integración de criterios e indicadores.....	75



1. INTRODUCCIÓN AL DESCRIPTOR

1.1. Legislación y convenios nacionales e internacionales relacionados con el descriptor. Fuentes de información. Programas de seguimiento

Legislación y convenios nacionales e internacionales relacionados con el descriptor.

Existen numerosos acuerdos internacionales, algunos en vigor desde hace décadas, que contemplan, directa o indirectamente, la problemática asociada a las especies alóctonas en medio marino. Sin embargo, son escasos los ejemplos de aplicación de medidas concretas relacionadas con la gestión de las especies alóctonas en el mismo. Este hecho es en parte consecuencia de la falta de información científica de base sobre distribución e impactos de dichas especies y a la dificultad intrínseca, e incluso imposibilidad, de llevar a cabo acciones para limitar o revertir los efectos negativos; pero es también atribuible a la lentitud en la ratificación de los convenios internacionales y en la trasposición de las normas comunitarias a la legislación nacional y su ulterior desarrollo reglamentario. También influye en ocasiones la falta de capacidad de las administraciones, principalmente por limitaciones presupuestarias, para poner en práctica lo que establece la legislación.

A nivel global, la **Convención de Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar** (UNCLOS, en sus siglas en inglés, 1982), ratificada por la UE en 1998, requiere explícitamente *“prevenir, reducir y controlar la polución del medio marino resultante de la introducción intencional de especies nuevas o alóctonas en cualquier parte del medio marino donde pueda causar cambios dañinos y significativos”*. En el marco del **Convenio de Ramsar (Convenio relativo a los Humedales de Importancia Internacional Especialmente como Hábitat de Aves Acuáticas, 1971)** que afecta a zonas como marismas, albuferas y salobres donde habitan también organismos marinos, se adoptó en 1999 la resolución VII.14 sobre *“Especies invasoras y humedales”* que insta a las partes a abordar la problemática del impacto ambiental y socioeconómico de las especies invasoras en los humedales bajo su jurisdicción. Ante la falta de implementación de medidas, se aprobó una nueva resolución en 2002 sobre la misma cuestión, la VIII-18, urgiendo a las partes de nuevo a encarar el problema de forma decisiva y holística. El **Convención sobre Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres** (CITES, 1973), especifica en su artículo XIV que la Convención no afecta en ninguna manera al derecho de los países para restringir o prohibir la posesión, comercio o transporte de especies no incluidas en sus apéndices, lo cual ha sido usado por la UE para legislar específicamente sobre especies invasoras. El **Convenio de Bonn (Convenio sobre la Conservación de Especies Migratorias, CMS, 1979)** especifica en su artículo III, 4c, que los estados, en la medida de lo posible y apropiado, harán lo necesario para *“prevenir,*



reducir o controlar los factores que pongan en peligro, o puedan hacerlo en un futuro, las especies consideradas, incluyendo un control estricto de la introducción de especies exóticas, incluso el control o eliminación de las ya introducidas”. De especial relevancia en este contexto es el **Convenio Internacional para el Control y la Gestión del Agua de Lastre y los Sedimentos de los Buques (2004, Organización Marítima Internacional –OMI-)** cuyo principal objetivo es prevenir, minimizar y en último término eliminar la transferencia de patógenos y otros organismos potencialmente dañinos en aguas de lastre y sedimentos de barcos. La puesta en marcha definitiva del convenio, prevista a los 12 meses tras la ratificación por parte de al menos 30 países que representen el 35% del tonelaje de tráfico marítimo de mercancías constituirá un paso clave hacia la reducción de la dispersión no intencionada de especies invasoras marinas a escala regional y mundial. El **Acuerdo sobre la Aplicación de Medidas Sanitarias y Fitosanitarias (SPS, en sus siglas en inglés, 1994)** en el marco de la Organización Mundial del Comercio, no trata directamente el tema de especies invasoras, pero sí las denominadas “*pestes*”, causadas a menudo por especies alóctonas, como ocurre en el caso de patógenos asociados a especies de cultivo no nativas importadas que, en ocasiones, diezman las poblaciones locales. Finalmente, el **Convenio sobre la Diversidad Biológica (CDB, 1992)**, ratificado por España en 1993, ha constituido hasta hace poco la referencia para la gestión de las especies alóctonas en Europa. Dicho convenio reconoció la existencia de este problema y estableció en su artículo 8.h que cada Parte Contratante, en la medida de sus posibilidades, impedirá que se introduzcan, controlará o erradicará las especies exóticas que amenacen los ecosistemas, los hábitats o las especies. Posteriormente, la sexta reunión de la Conferencia de las Partes del citado Convenio, celebrada en el año 2002, aprobó la Decisión VI/23 en la que se definen los *Principios Orientadores para la Gestión de las Especies Exóticas Invasoras*. El documento “*La Perspectiva Mundial sobre la Biodiversidad-3*”, publicado en 2010, reconoce a las especies exóticas invasoras como una de las cinco presiones principales que, de forma directa, provocan la pérdida de la biodiversidad. Estos principios se han plasmado en las siguientes decisiones de la Conferencia de las Partes y recomendaciones del Órgano Subsidiario de Asesoramiento Científico y Tecnológico (SBSTTA, en sus siglas en inglés):

- Decisión IV/1 , Informe del SBSTTA e instrucciones de la Conferencia de las Partes al SBSTTA.
- Decisión V/8, sobre especies alóctonas que amenazan ecosistemas, hábitats o especies.
- Decisión IV/5 , anexo, Programa del Área 5, relativo a conservación y uso sostenible de la biodiversidad costera y marina.
- Decisión VI/23 , también sobre especies alóctonas que amenazan ecosistemas, hábitats o especies, en la que se señala que la correcta identificación del carácter “*invasor*” de una especie debe ser definida mediante un análisis de riesgos. Este tipo de análisis es definido en dicha norma teniendo en cuenta su aplicación al comercio exterior según el artículo 61.3 de la Ley 42/2007, y se establece su metodología.



- Decisión VII/13 , relativa igualmente a especies alóctonas que amenazan ecosistemas, hábitats o especies (Artículo 8 (h)).
- Recomendación IV/4 , desarrollo de los principios guía para la prevención de los impactos de especies alóctonas e identificación de áreas prioritarias de trabajo en ecosistemas aislados, que recoge recomendaciones para el ulterior desarrollo del Programa Mundial sobre Especies Invasoras.
- Recomendación V/4 , especies alóctonas: principios guía para la prevención, introducción y mitigación de impactos.
- Recomendación VI/4 , sobre especies alóctonas que amenazan ecosistemas, hábitats o especies.
- Recomendación IX/15 I, centrada en especies alóctonas invasoras.

En el marco regional, existen numerosos Convenios que tratan el tema objeto de este documento. Tal es el caso del **Convenio sobre la Protección del Medio Ambiente Marino del Atlántico Nordeste** (OSPAR, 1992), En la versión final del OSPAR Quality Status Report 2010 (OSPAR, 2009) las especies invasoras son identificadas explícitamente como una presión antrópica relevante en el área marítima bajo supervisión. También el Consejo Internacional para la Exploración del Mar (ICES) trata el tema de las especies invasoras, ya que en su seno se ha creado un Grupo de Trabajo sobre Introducciones y Transferencias de Organismos Marinos (WGITMO), que elaboró precisamente un documento sobre la cuestión para contribuir al OSPAR Quality Status Report 2010, incluyendo información sobre 160 especies, el 20% de ellas con carácter invasor. También el **Convenio de Barcelona para la Protección del Medio Marino y la Región Costera del Mediterráneo** (Convenio de Barcelona, 1976, modificado en 1995) adoptó en 2003 un Plan de Acción sobre la introducción de especies invasoras en el Mediterráneo.

Por otra parte, existe una serie de **Guías y Códigos de Conducta** internacionales que deben ser asimismo tenidos en cuenta al tratar el tema de las especies alóctonas en el medio marino. Cabe destacar:

- Guía de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza para la prevención de las pérdidas de Biodiversidad causadas por Especies Alóctonas Invasivas, del año 2000. Se relaciona directamente con el artículo 8h de la Convenio sobre la Diversidad Biológica, para asistir a los gobiernos y agencias responsables de la gestión en la reducción de los efectos negativos de dichas especies.
- Guía de la OMI para el control y la gestión de aguas de lastre, de 1997, dirigida a minimizar la transferencia de organismos acuáticos dañinos o de patógenos a través de dichas aguas.



- Guía de la UICN sobre reintroducciones, de 1995, que contiene una sección sobre prevención de patógenos alóctonos asociados a la reintroducción de especies cultivadas en cautividad.
- Código de Conducta para la Pesca Responsable de la FAO, de 1995, cuyo artículo 9.2.3 establece que los estados *“deberían consultar a los países vecinos, siempre que fuera apropiado, antes de introducir especies alóctonas en sistemas acuáticos transfronterizos”*. Además, en el artículo 9.3.1 se indica que *“Los Estados deberían conservar la diversidad genética y mantener la integridad de las comunidades acuáticas mediante una adecuada gestión. En particular, se deberían realizar esfuerzos para minimizar los efectos dañinos de la introducción de especies alóctonas o stocks genéticamente modificados usados para acuicultura, incluyendo pesquerías basadas en individuos cultivados, especialmente cuando hay una posibilidad significativa de dispersión de dichas especies alóctonas o genéticamente modificadas hacia aguas bajo la jurisdicción de otros estados o hacia otras aguas bajo la jurisdicción del propio Estado de origen. Los Estados, siempre que sea posible, deberían implementar medidas para minimizar los efectos adversos genéticos, de enfermedades o de otro tipo, de individuos escapados de las granjas de cultivo sobre los stocks salvajes”*.
- Código de prácticas del ICES sobre Introducción y Transferencia de Organismos Marinos, del 2003, que contiene una sección especialmente dedicada a especies alóctonas, que recomienda métodos y prácticas dirigidos a reducir los riesgos de dicha introducción o transferencia.
- Resolución de la Organización Internacional de Aviación Civil, de 1998, para la prevención de la introducción de especies alóctonas invasoras, que insta a los Estados Miembros a apoyarse mutuamente en los esfuerzos para reducir los riesgos de introducción a través del transporte aéreo, de especies alóctonas potencialmente invasoras hacia áreas fuera de su rango de distribución natural.
- Guías elaboradas por el Centro de Actividad Regional para Áreas Especialmente Protegidas en 2008, en el marco del Convenio de Barcelona, para el control de los vectores de introducción de especies alóctonas e invasivas marinas en el Mediterráneo y para la elaboración de análisis de riesgos para evaluar los impactos de su introducción.

A nivel exclusivamente europeo, el Consejo de Europa, en el marco del **Convenio** relativo a la Conservación de la Vida Silvestre y del Medio Natural de Europa (Convenio de Berna, 1979), elaboró en el año 2004 la **Estrategia Europea sobre Especies Exóticas Invasoras**, que incluye recomendaciones de prevención y para la aplicación de medidas de control de las especies exóticas invasoras, y desde el año 2007 dispone de una lista de especies exóticas invasoras.



En el contexto de este convenio se elaboró la comunicación “*Hacia una Estrategia de la Unión Europea sobre especies invasoras*”, adoptada por la Comisión Europea en 2008, que recoge diversas recomendaciones de las instituciones europeas (Parlamento Europeo y Consejo Europeo). En este documento se indicaba la magnitud del problema para varios sectores económicos y que el problema aumentaría exponencialmente a menos que se tomaran urgentemente las medidas oportunas. Resaltaba además que era indispensable un enfoque coordinado a nivel europeo, dada la naturaleza transfronteriza de los impactos.

Por lo que respecta a la Unión Europea, la **Directiva 92/43/CEE**, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y la flora silvestres (**Directiva de Hábitats**), establece en su artículo 22 que los Estados Miembros garantizarán que la introducción intencionada en la naturaleza de una especie que no sea autóctona de su territorio se regule de modo que no perjudique a la fauna y a flora silvestres autóctonas, ni a sus hábitats naturales en su zona de distribución natural y, si lo consideran necesario, prohibirán dicha introducción. Otras directivas y regulaciones del acervo legislativo comunitario también abordan la cuestión de las especies alóctonas, como la **Directiva Fitosanitaria (2000/29/CE)**, la **Regulación del Consejo sobre Comercio de Especies Salvajes (338/97/EC)**, o la **Regulación del Consejo sobre el uso de especies alóctonas en acuicultura (708/2007/EC)**.

La Directiva 2000/60/CE, por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas (Directiva Marco del Agua, DMA), traspuesta a la legislación española a través del artículo 129 de la Ley 62/2003, se dirige a la protección de los ecosistemas acuáticos. Esta Directiva incluye en su ámbito de aplicación a las aguas costeras, de modo que también se relaciona con la problemática de las especies invasoras en medio marino. La DMA no hace mención expresa a las especies alóctonas y su impacto potencial sobre la calidad ecológica de las aguas, si bien en el Documento Guía de la DMA las especies alóctonas se señalan como ejemplo tanto de presión biológica e impacto. En consecuencia, en 2007 se inició un plan para promover la discusión relativa a la inclusión de las especies invasoras en la metodología de evaluación del estado ecológico de las aguas. En este sentido, en septiembre de 2009 se publicó y presentó al Grupo de Trabajo sobre Estatus Ecológico de la DMA un informe sobre “Especies Alóctonas y la Directiva Marco del Agua”, resultante de un grupo de trabajo reunido a tal efecto en Ispra en junio del 2009.

Hasta la entrada en vigor de la Directiva 2008/56/CE, de 17 de junio, por la que se establece un marco de acción comunitaria para la política del medio marino (**Directiva Marco sobre la Estrategia Marina**), no existía en el ámbito comunitario un instrumento integrador para abordar el problema de las especies alóctonas invasoras, que facilitara la armonización de los enfoques adoptados entre distintos países y, por tanto, tampoco requerimientos formales para la elaboración de análisis de riesgos para la introducción de especies alóctonas que pudieran afectar a la biodiversidad. La Directiva Marco sobre la Estrategia Marina tiene como objetivo alcanzar el buen estado medioambiental del medio marino para el año 2020. Dicho objetivo se basará en una serie de descriptores cualitativos, entre los que se establece



que “*las especies alóctonas introducidas por la actividad humana se encuentran presentes en niveles que no afectan de forma adversa a los ecosistemas*”, abordando así de forma directa la cuestión.

Esta Directiva ha sido transpuesta a la legislación española a través de la **Ley 41/2010, de 29 de diciembre, de Protección del Medio Marino**, pero existen antecedentes legislativos sobre el tema a nivel nacional.

Concretamente, ya desde el año 1989, la introducción de especies alóctonas estaba limitada por autorización administrativa, en virtud de la **Ley 4/1989 de 27 de marzo, de Conservación de los Espacios Naturales y de la Flora y Fauna Silvestre** y del Real Decreto 1118/1989 de 15 de septiembre, por el que se determinan las especies objeto de caza y de pesca comercializables y se dictan normas al respecto. Posteriormente, el Real Decreto 1997/1995, de 7 de diciembre, estableció medidas para contribuir a garantizar la Biodiversidad mediante la Conservación de los Hábitats Naturales y de la Fauna y Flora Silvestres. Son asimismo relevantes el Real Decreto 1803/1999, de 26 de noviembre, por el que se aprueba el Plan Director de la Red de Parques Nacionales y el Real Decreto 1190/1998, de 12 de junio, por el que se regulan los Programas Nacionales de Erradicación o Control de organismos nocivos de los vegetales aún no establecidos en el territorio nacional.

La Estrategia Española para la Conservación y Uso Sostenible de la Diversidad Biológica, elaborada en 1999 en respuesta a los compromisos adquiridos en el Convenio sobre Diversidad Biológica de 1992, contiene diversas referencias a la necesidad de establecer medidas preventivas, de control y de erradicación de tales especies. También plantea ese tipo de medidas el Real Decreto 1274/2011, de 16 de septiembre, por el que se aprueba el Plan estratégico del patrimonio natural y de la biodiversidad 2011-2017, desarrollo de la Ley 42/2007. La **Ley 43/2002 de Sanidad Vegetal** contempla restricciones y prohibiciones a la introducción en nuestro país de vegetales alóctonos que puedan afectar negativamente a la economía y el medio ambiente, al igual que respecto a animales lo hace la **Ley 8/2003 de Sanidad Animal**. En este contexto, desde el año 1995, la introducción o liberación no autorizada de especies alóctonas perjudiciales para el equilibrio biológico figura como delito contra el medio ambiente en la Ley orgánica 10/1995, de 23 de noviembre, del Código Penal, modificada por la Ley Orgánica 15/2003, de 25 de noviembre, por la que se modifica la Ley Orgánica 10/1995, de 23 de noviembre, del Código Penal.

Por su parte, la **Ley 26/2007, de 23 de octubre, de responsabilidad medioambiental**, identifica, a través del Real Decreto 2090 /2008, de 22 de diciembre, como agente causante de daño biológico, entre otros, las especies exóticas invasoras e identifica a una serie de sectores profesionales que deben disponer de una garantía financiera que les permita hacer frente a la responsabilidad medioambiental inherente a su actividad.

Consciente de esta problemática, el Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente ha publicado durante los últimos años varios Atlas y Libros Rojos de la fauna y



flora española que incluían listados de especies exóticas y un Atlas de las Plantas Alóctonas Invasoras en España.

La promulgación de la **Ley 42/2007, de 13 de diciembre, de Patrimonio Natural y de la Biodiversidad** supuso un gran avance normativo en la lucha contra las especies exóticas invasoras, incluyendo distintas disposiciones en relación a las especies alóctonas en general y exóticas invasoras en particular. Así, el artículo 52.2 establece que las administraciones públicas competentes prohibirán la introducción de especies, subespecies o razas geográficas alóctonas cuando éstas sean susceptibles de competir con las especies silvestres autóctonas, alterar su pureza genética o los equilibrios ecológicos. El artículo 61.1 crea el **Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras**, que debería incluir todas aquellas especies y subespecies exóticas invasoras que constituyan de hecho, o puedan llegar a constituir, una amenaza grave para las especies autóctonas, los hábitats o los ecosistemas, la agronomía o para los recursos económicos asociados al uso del patrimonio natural. También señala que dicho Catálogo tendrá carácter administrativo y ámbito estatal, y será dependiente del Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino, actualmente Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (en adelante, MAGRAMA). Complementariamente, el artículo 61.4, prescribe la necesidad de seguimiento de las especies exóticas con potencial invasor. El catálogo desarrolla las disposiciones sobre especies exóticas de la Ley 42/2007, estableciendo la estructura, funcionamiento y contenido del Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras, especificando los procedimientos administrativos para la inclusión o exclusión de especies exóticas invasoras, los contenidos y procedimientos de elaboración y aprobación de las estrategias para su control y posible erradicación, así como aquellas medidas necesarias para prevenir la introducción y evitar la propagación de las mismas.

Como paso previo a la catalogación requerida por el artículo 61.1, se elaboró un Listado de especies exóticas con potencial invasor, en el que se incluían todas aquellas que cumplieran o pudieran cumplir las condiciones establecidas en los artículos 52.2 y 61.4 de la Ley 42/2007, e incluía además las especies exóticas en las que no está suficientemente acreditada la gravedad de los problemas que generan y las que requieran de mejor información de su carácter invasor. Dicho listado fue regulado mediante el Real Decreto 1628/2011, de 14 de Noviembre. .

Si bien este Real Decreto se encuentra actualmente en revisión, por lo que podrían producirse cambios en el listado de especies incluidas en el catálogo, en la versión incluida en el mismo se contemplan una serie de especies marinas, como las algas *Asparagopsis armata*, *Asparagopsis taxiformis*, *Caulerpa racemosa*, *Caulerpa taxifolia*, *Codium fragile*, *Sargassum muticum*, *Acrothamnion preissii*, *Lophocladia lallemandi* y *Womersleyella setacea*; los cangrejos marinos *Carcinus maenas*, *Pacifastacus leniusculus* y *Eriocheir sinensis*; el pez *Pterois volitans*; los cnidarios *Mnemiopsis leidyi* y *Haliplanella lineata*; los moluscos *Xenostrobus securis*, *Ruditapes philippinarum*, *Cordylophora caspia*, *Potamopyrgus antipodarum* y *Crepidula fornicata* y el poliqueto *Ficopomatus enigmaticus*, así como otras



especies acuáticas más propias de agua dulce que podrían estar también presentes en aguas de transición.

Por su parte, varias Comunidades Autónomas han publicado inventarios regionales de estas especies. Asimismo, a lo largo de esta última década se han ido preparando proyectos legislativos en diversas Comunidades Autónomas con el fin de unificar las distintas normas relativas a especies invasoras y sentar las bases de planes de acción específicos. Sin embargo, hasta el momento sólo en la Comunidad Autónoma de Valencia se ha publicado ya un decreto (213/2009, de 20 de noviembre) sobre medidas de control de las especies invasoras en su ámbito geográfico.

Fuentes de información. Programas de seguimiento.

A pesar de la cantidad de compromisos internacionales asumidos por los estados para la prevención, control y seguimiento de las especies alóctonas e invasoras, lo cierto es que pocos se han traducido en programas concretos de monitoreo con una cobertura espacial, diversidad de metodologías de muestreo y continuidad temporal necesarios para generar la información que permita realizar una evaluación precisa de los impactos a nivel de las demarcaciones determinadas en la Directiva Marco de Estrategias Marinas.

Así, la principal fuente de información hoy en día son publicaciones científicas, de relevancia muy heterogénea: desde meras citas de presencia de una especie en un área hasta trabajos en revistas de impacto, algunos con información sobre la distribución espacial de las especies, otros con datos cuantitativos de abundancias y/o biomásas de los taxones analizados, y otros incluso con información sobre impactos observados y demostrados. En todo caso, estos trabajos adolecen de una falta de continuidad en el tiempo y reflejan una limitación en la cobertura espacial del muestreo. Además, la mayoría suelen centrarse en una especie concreta o, a lo sumo, en un grupo taxonómico determinado y no ofrecen por sí solos una visión de la situación a nivel global en toda una demarcación.

Otra importante fuente de información son las Bases de Datos internacionales sobre especies invasoras. Éstas no recogen de forma exhaustiva todas las especies alóctonas, según se deduce al comparar la información recogida en ellas con la que proporciona el análisis directo de la bibliografía científica, ni aportan, por lo general, datos cuantitativos relevantes para la aplicación de indicadores. Sin embargo, resultan útiles para extraer datos sobre la distribución global de las especies, información sobre su biología y ecología, y también para obtener referencias bibliográficas relevantes. Algunas son generales, pero otras se centran en organismos marinos, por lo que resultan especialmente útiles en el caso que nos atañe. Cabe destacar sobre todo la base de datos desarrollada en el Proyecto DAISIE de la Comisión Europea, de Inventario de Especies Exóticas Invasoras en Europa, realizada en el marco del Sexto Programa Marco de Investigación (<http://www.europe-aliens.org/>). Otros grandes proyectos a nivel europeo que merecen especial atención son:



ALARM: dirigido a la gestión de especies alóctonas y en cuyo marco se desarrolló una metodología estandarizada para evaluar sus impactos, el denominado “*biopollution level*” (<http://corpi.ku.lt/~biopollution>). Este proyecto también impulsó la elaboración de una revista científica on line sobre especies acuáticas alóctonas (<http://www.alarmproject.net/alarm>).

IMPASSE: Centrado en el desarrollo de buenas prácticas relacionadas con las introducciones y traslocaciones en acuicultura, así como evaluaciones de riesgos y de impactos de especies invasoras en la acuicultura (<http://www.hull.ac.uk/hifi/IMPASSE>).

ALIENS: Este proyecto desarrollado por equipos de 5 países europeos tuvo como objetivo la mejora en el conocimiento de los efectos de las introducciones de macroalgas en las costas europeas.

A pesar de que, como se ha señalado anteriormente, no se ha implementado por el momento un sistema de seguimiento a nivel nacional que cubra todas las demarcaciones marinas españolas, desde hace años las administraciones autonómicas han impulsado diversos estudios, incluso programas de seguimiento, relativos a especies alóctonas en medio marino, como los mencionados en los anteriores párrafos.

En esta Demarcación, la Consejería de Medio Ambiente de la Comunidad Autónoma de Andalucía, consciente de la necesidad de crear y potenciar estrategias o planes de gestión integral de las especies invasoras, en su Plan de Medio Ambiente de Andalucía 2004-2010 establece como actuación prioritaria la creación de un inventario y la elaboración de planes y programas de control, erradicación y mitigación de las especies exóticas invasoras (Área 5, Programa 13, Medidas m7, m19). En este contexto general viene desarrollándose el **Programa Andaluz para el Control de las Especies Exóticas Invasoras** de la Consejería de Medio Ambiente (CMA), en el que se han perfilado dos líneas de trabajo interrelacionadas: una primera línea, en la que se han desarrollado principalmente labores de prospección, control y erradicación de poblaciones de especies alóctonas invasoras cuyo control ha sido considerado prioritario por los perjuicios que ocasionan o pueden ocasionar a espacios protegidos o a especies catalogadas, y una segunda línea, que comprende los trabajos preliminares, presentados en los Talleres Provinciales 2004-2006 sobre especies alóctonas invasoras en Andalucía, dirigidos a la mejora del conocimiento de la situación actual en este campo y de elaboración de propuestas concretas de Líneas de Acción para la Gestión de las Especies Exóticas Invasoras. La información recogida en el último documento antes citado sienta las bases del conocimiento que se tiene sobre las especies exóticas invasoras en Andalucía. El inventario de especies marinas llevado a cabo desde el comienzo de la Encomienda de Gestión y Conservación del Medio Marino Andaluz en 2004, incluye la detección de las especies alóctonas invasoras que se conocen en el litoral andaluz para elaborar un listado actualizado lo más exhaustivo posible de dichas especies así como tratar de detectar precozmente la entrada de nuevas especies exóticas y diseñar las propuestas de control/erradicación que serían materializadas por el Programa Andaluz para el Control de Especies Exóticas Invasoras (EEI). Desde el 2007 y a raíz del apoyo prestado al proyecto Estudio de la Flora Ficológica Andaluza (CMA-Universidad de Granada), se incorporan a este inventario todas las algas, incluidas las que son exóticas y además pueden presentar carácter invasor. Los objetivos más recientes de los que se tiene constancia dentro de la Encomienda



(para 2009) son: 1) detección precoz de EEI marinas, 2) actualización de la distribución y estado de las poblaciones de EEI, y 3) seguimiento del poliqueto *Ficopomatus enigmaticus* (en Isla Cristina, Huelva), de la actinia *Haliplanella lineata* (litoral de Huelva) y del alga *Caulerpa racemosa* (en Almería).

En conclusión, si bien el análisis conjunto de toda la bibliografía disponible permite obtener una visión global del problema, e incluso aplicar algunos indicadores sencillos, la falta de un sistema de seguimiento continuo en el tiempo, de amplia cobertura y usando metodologías estandarizadas, impide realizar una evaluación completa, precisa y fiable.

2. EVALUACIÓN DEL ESTADO AMBIENTAL ACTUAL

2.1. Conceptos clave y criterios de evaluación. Elementos de evaluación. Fundamento en la selección de criterios e indicadores: Viabilidad y operatividad. Justificación de la selección de parámetros o componentes de cada indicador.

La mayoría de conceptos clave en relación con este descriptor que deben ser tenidos en cuenta para abordar la evaluación de una demarcación en función de la presencia de invasoras, como definición del objeto de estudio, presiones e impactos asociados y consideraciones sobre las escalas espaciales y temporales, así como la problemática inherente al muestreo de alóctonas y cuantificación de sus impactos, han sido ya descritos en la anterior introducción. En este apartado se definirán los criterios e indicadores propuestos para la evaluación inicial. Al enmarcarse en un proceso a escala continental, es recomendable que los enfoques en las distintas demarcaciones sean lo más homogéneos posible. Además, los indicadores seleccionados deben adaptarse a la información disponible, de forma que su uso sea factible en esta evaluación inicial. Es asimismo conveniente tener en cuenta las propuestas de iniciativas anteriores. En este sentido, en la Convención sobre Diversidad Biológica (ver punto anterior 1.2) se propuso que las “*tendencias en especies alóctonas invasoras*” eran uno de los indicadores de amenazas a la biodiversidad a utilizar para el seguimiento de los progresos hacia el cumplimiento del objetivo 2010, es decir, el compromiso de alcanzar una reducción significativa en la tasa de pérdida de biodiversidad. Posteriormente, la Agencia Europea de Medio Ambiente planteó una estrategia para un desarrollo más detallado de este indicador, considerando como elementos del indicador el nº acumulado de especies alóctonas, presencia de especies con capacidad invasora reconocida, el impacto y abundancia de dichas especies, las alertas sobre presencia de nuevas invasoras y costes asociados a la misma. Finalmente, en el marco de la primera fase del SEBI sólo se desarrollaron dos de ellos, el nº acumulado de invasoras y la presencia de invasoras reconocidas, incluyéndose en el listado de indicadores de biodiversidad de la UE (EEA, 2007). El primero es importante para evaluar las tasas de introducción en relación con



vías y vectores, pero hay que reconocer su escasa utilidad para llevar a cabo una evaluación global porque no categoriza las especies según su impacto real.

Las especies que desarrollan carácter invasor suelen ser un pequeño porcentaje de las alóctonas, estimado por Williamson y Fitter (1996) en un 10%. Posiblemente este valor se encuentre incluso sobreestimado, ya que la presencia de muchas especies alóctonas, sobre todo aquellas no invasoras, no es detectada en muchos casos. Hay que tener en cuenta además que una sola especie puede causar efectos devastadores, aunque el nº total de alóctonas pueda mantenerse bajo. Aún así, sigue considerándose que el registro del nº de especies alóctonas en un área debe ser incluido en el proceso de evaluación ambiental (e.g. Cardoso y Free 2008; Orendt *et al.*, 2009). Algunos autores consideran que la mera presencia de alóctonas ya debe considerarse como contaminación biológica, independientemente de los impactos que pueda causar (Arbačiauskas *et al.*, 2008).

La experiencia acumulada en el estudio de invasiones en medio terrestre también constituye una buena referencia. Así, se pueden trasponer al medio marino algunos indicadores aplicados en ecología terrestre, como porcentaje de fondos afectados por la invasora en un área dada, distribución y abundancia en la misma de una determinada invasora, o ratio de invasoras respecto a especies nativas en grupos taxonómicos determinados (McGeoch *et al.*, 2006).

Este tipo de indicadores no ofrecen tampoco una información directa sobre los impactos, y por tanto sobre el estado ambiental. Ante la dificultad de disponer de información suficiente y contrastada sobre impactos demostrados, se llevó a cabo en el marco de dos proyectos europeos del 6º Programa Marco, ALARM y DAISIE, un importante esfuerzo para desarrollar un método estándar basado en rangos de abundancia y distribución para clasificar al menos la escala los impactos de las especies invasoras sobre las comunidades nativas, el denominado “Índice de Biopolución” (Olenin *et al.*, 2007), en el que esos rangos son finalmente relacionados con la magnitud de los impactos ocasionados a distintos niveles: especies, hábitats y funcionamiento de los ecosistemas. A pesar del avance que supone esta aproximación, los propios autores reconocen que requiere un ulterior desarrollo para especificar la magnitud de los impactos de forma más precisa y en relación a distintos grupos taxonómicos.

Teniendo en cuenta estos antecedentes, la legislación relevante ya existente y las conclusiones del Grupo de Expertos *ad hoc* sobre este descriptor (Olenin *et al.*, 2010), la Comisión incluyó en su Decisión de 1 de septiembre de 2010 sobre los criterios y las normas metodológicas aplicables al buen estado medioambiental de las aguas marinas (2010/477/UE) [notificada con el número C(2010) 5956], los siguientes criterios e indicadores relativos a especies alóctonas para su aplicación en el marco de las Estrategias Marinas

Criterio 2.1. Abundancia y caracterización del estado de las especies alóctonas y, en especial, de las invasoras.



Indicador 2.1.1. — Tendencias en la abundancia, frecuencia temporal y distribución espacial dentro de la naturaleza de las especies alóctonas y, en especial, de las invasoras, particularmente en las zonas de riesgo, en relación con los principales vectores y vías de propagación de esas especies.

Criterio 2.2. Impacto ambiental de las especies alóctonas invasoras.

Indicador 2.2.1 — Relación entre especies alóctonas invasoras y especies autóctonas en algunos grupos taxonómicos bien estudiados (por ejemplo, peces, macroalgas o moluscos), como medida de los cambios en la composición por especies (por ejemplo, a raíz del desplazamiento de las especies autóctonas)

Indicador 2.2.2 — Impactos de las especies alóctonas invasoras a nivel de especies, hábitats y ecosistemas, cuando ello sea factible (2.2.1).

Además, esta decisión señala que poder identificar y evaluar las vías y vectores de propagación de especies alóctonas como resultado de las actividades humanas es condición previa indispensable para prevenir que las especies así introducidas puedan alcanzar niveles que afecten negativamente a los ecosistemas y mitigar así cualquier posible impacto. Indica también que la evaluación inicial habrá de tener en cuenta que algunas de las especies introducidas como consecuencia de una actividad humana se encuentran ya reguladas a escala de la Unión, con objeto de valorar y de reducir al mínimo su posible impacto en los ecosistemas acuáticos, como es el caso del Reglamento (CE) nº 708/2007 del Consejo, de 11 de junio de 2007, sobre el uso de las especies exóticas y las especies localmente ausentes en la acuicultura, y que algunas especies alóctonas han venido utilizándose normalmente en la acuicultura desde hace mucho tiempo y están sujetas ya a un régimen específico de permisos dentro de la normativa vigente (anexo IV del Reglamento (CE) nº 708/2007).

La Decisión reconoce explícitamente que el conocimiento de los efectos de las especies alóctonas en el medio ambiente es aún muy limitado y que, por tanto, se precisan más conocimientos científicos y técnicos para desarrollar indicadores potencialmente útiles que permitan determinar, en especial, los impactos de las especies alóctonas invasoras, que son todavía la principal preocupación en el proceso de consecución del buen estado medioambiental. Esta falta de conocimiento es lo que justifica que la prioridad en la evaluación y el seguimiento se centre en esta primera fase en la caracterización del estado, que es un requisito previo esencial para valorar la magnitud de los impactos, aunque no determine por sí misma la consecución del buen estado medioambiental con relación a este descriptor.

Así, el primer criterio se dirige simplemente a caracterizar el estado de las alóctonas, priorizando las invasoras, justificándolo como un prerequisite para la evaluación de impactos. La información cualitativa y cuantitativa sobre el grado de establecimiento de invasoras en un área es desde luego indispensable, pero no suficiente para llevar a cabo una evaluación realmente útil para la gestión. Ello se debe a que una vez establecidas, las especies alóctonas invasoras ya no pueden ser erradicadas en la inmensa mayoría de casos. Esta irreversibilidad implica que el uso de indicadores descriptivos de estado, que comparan



valores observados respecto a unos niveles de base o rangos de referencia predefinidos, como los que se utilizan en casos de contaminación química, tienen poco sentido en el caso de las especies invasoras establecidas, ya que simplemente constatarían año tras año una situación no deseada. Por ello los indicadores propuestos no se basan en valores absolutos, sino en tendencias. En todo caso la decisión de la Comisión no detalla los elementos de los indicadores, que deberán ser definidos para cada demarcación en el marco de este informe de evaluación inicial y posteriormente revisados.

Atendiendo a la información disponible en las demarcaciones marinas españolas, se ha considerado que el indicador 2.1.1 puede concretarse como el valor de la pendiente de la tendencia en el nº de citas acumuladas de especies alóctonas producidas en cada demarcación, definiendo cita como observación de una especie en una fecha y localidad determinada. Este indicador puede aplicarse a nivel global en toda la demarcación y considerando todas las especies o, para obtener información más precisa y relevante, calcularlo para determinadas áreas y grupos taxonómicos, con el fin de minimizar el sesgo producido por diferencias en cantidad y cobertura de estudios entre zonas y el relacionado con metodologías de muestreo. No permite describir con precisión los procesos de dispersión ni la evolución de las invasiones en términos de abundancias o extensión afectada, pero sí puede ser una buena aproximación a la presión de introducción, y el nº de localidades afectadas puede asumirse como proporcional a dichas abundancias y extensión de las invasiones.

El criterio 2.2 se refiere ya a lo que es el núcleo del problema que pretende abordar este descriptor, el impacto de las especies alóctonas en los ecosistemas y no sólo su mera presencia. Sin embargo, al ser conscientes de la preocupante falta de datos fehacientes sobre el particular, sólo se propone un indicador indirecto como es el ratio entre el nº de alóctonas y nativas en determinados grupos taxonómicos, en aquellos en los que se asume que la biota nativa y la alóctona es bien conocida, como peces, macroalgas y macrobentos. Se considera, atendiendo a los mismos argumentos presentados en relación al criterio 2.1., que el indicador numérico asociado no sería tanto el valor del ratio en un momento dado, ya que ello supone sólo la constatación de un hecho, sino la pendiente de la función que describe la evolución de ese parámetro en el tiempo, que sí es susceptible de ser modificada como resultado de una buena gestión que prevenga nuevas introducciones.

Gracias a la puesta en marcha de sistemas de seguimiento de amplia cobertura espacial por parte de algunas administraciones regionales, es posible que en un futuro puedan aplicarse en las demarcaciones marinas españolas indicadores ya más directamente relacionados con el impacto potencial, como puede ser la evolución de la extensión afectada por una especie o grupo de especies especialmente importantes, como pueden ser las macroalgas.

Finalmente, se sugiere aplicar indicadores que cuantifiquen directamente impactos cuando sea posible, si bien sin definir en absoluto los elementos de dichos indicadores. Por desgracia, la información disponible en las demarcaciones marinas españolas, escasísima por



lo que respecta a estudios de impacto, no permite una aplicación generalizada de este tipo de indicadores.

Referencias

- Arbačiauskas, K., Semenchenko, V., Grabowski, M., Leuven, R.S.E.W., Paunović, M., Son, M.O., Csányi, M., Gumuliauskaitė, S., Konopacka, A., Nehring, S., van der Velde, G., Vezhnovetz, V., and Panov, V.E., 2008. Assessment of biocontamination of benthic macroinvertebrate communities in European inland waterways. *Aquatic Invasions* 3(2): 211-230.
- Cardoso, A.C., and Free, G. 2008. Incorporating invasive alien species into ecological assessment in the context of the Water Framework Directive. *Aquatic Invasions*, 3 (4): 361-366
- McGeoch, M.A., Chown, S.L., and Kalwij, J.M. 2006. A Global Indicator for Biological Invasion. *Conservation Biology* 20, 1635-1646.
- Olenin, S., Minchin, D., and Daunys, D. 2007. Assessment of biopollution in aquatic ecosystems. *Marine Pollution*
- Orendt, C., Schmitt, C., van Liefferinge, C., Wolfram, G., and de Deckere, D. 2009. Include or exclude? A review on the role and suitability of aquatic invertebrate neozoa as indicators in biological assessment with special respect to fresh and brackish European waters. *Biological invasions*.
- Williamson, M.H., and Fitter, A. 1996. The characters of successful invaders. *Biological Conservation* 78: 163-170.

2.2. Evaluación del estado actual. Principales actividades, presiones e impactos.

El análisis de 41 referencias bibliográficas (Ver apartado de referencias) ha permitido recopilar 450 citas puntuales de un total de 44 especies alóctonas. Dichas especies son las listadas en la tabla siguiente.

Tabla I-Especies alóctonas detectadas en la demarcación Alborán

Algas	<i>Anotrichium okamurae</i>	Algas	<i>Saccharina japonica</i>
Algas	<i>Antithamnionella elegans</i>	Algas	<i>Ulva fasciata</i>
Algas	<i>Antithamnionella elegans</i>	Ascidias	<i>Microcosmus squamiger</i>
Algas	<i>Antithamnionella spirographidis</i>	Bivalvos	<i>Chlamys lischkei</i>
Algas	<i>Asparagopsis armata</i>	Bivalvos	<i>Fulvia fragilis</i>
Algas	<i>Asparagopsis taxiformis</i>	Cnidarios	<i>Oculina patagonica</i>
Algas	<i>Bryopsis plumosa</i>	Copépodos	<i>Paracartia grani</i>
Algas	<i>Caulerpa racemosa</i>	Decápodos	<i>Merhippolyte ancistrota</i>
Algas	<i>Chrysomenia wrightii</i>	Decápodos	<i>Percnon gibbesi</i>
Algas	<i>Codium fragile fragile</i>	Fitopláncton	<i>Alexandrium catenella</i>
Algas	<i>Colpomenia peregrina</i>	Fitopláncton	<i>Gymnodinium catenatum</i>
Algas	<i>Colpomenia sinuosa</i>	Gasterópodos	<i>Bivetiella cancellata</i>



Algas	<i>Corynophlaea cystophorae</i>	Gasterópodos	<i>Cymbula nigra</i>
Algas	<i>Desmarestia viridis</i>	Gasterópodos	<i>Marginella glabella</i>
Algas	<i>Grateloupia filicina</i>	Gasterópodos	<i>Marginella sp.</i>
Algas	<i>Hypnea spinella</i>	Gasterópodos	<i>Neverita josephinia</i>
Algas	<i>Lophocladia lallemandii</i>	Gasterópodos	<i>Sinum bifasciatum</i>
Algas	<i>Mastocarpus stellatus</i>	Gasterópodos	<i>Siphonaria pectinata</i>
Algas	<i>Pleonosporium caribaeum</i>	Peces	<i>Fistularia commersonii</i>
Algas	<i>Polysiphonia fucoides</i>	Poliquetos	<i>Ficopomatus enigmaticus</i>
Algas	<i>Polysiphonia elongata</i>	Poliquetos	<i>Hydroides dianthus</i>
Algas	<i>Pylaiella littoralis</i>	Poliquetos	<i>Monticellina dorsobranchialis</i>

De las 45 especies registradas, que con seguridad pueden considerarse alóctonas en la demarcación, 6 sido calificadas por los autores de las referencias consultadas como invasoras (*Asparagopsis armata*, *Asparagopsis taxiformis*, *Ficopomatus enigmaticus*, *Fistularia commersonii*, *Microcosmus squamiger* y *Oculina patagonica*), aunque ello no implique que realmente se haya cuantificado su impacto, ni si ese impacto en el ecosistema merece realmente el calificativo de negativo, a menos que se considere cualquier cambio en la proporción de especies en los ecosistemas o la mera presencia de alóctonas como impacto negativo. Son algunas más las especies que han demostrado su carácter invasor en otras áreas, o que presentan impactos significativos, como son las algas *Caulerpa racemosa*, *Codium fragile*, *Colpomenia peregrina*, *Hypnea musciformis* y *Lophocladia lallemandii*, el decápodo *Percnon gibbesi* o la dinofíceo *Alexandrium catenella*.

Tendencias en la introducción de especies alóctonas

En relación a los indicadores relacionados con el Criterio 2.1 “Abundancia y caracterización del estado de las especies alóctonas y, en especial, de las invasoras”, en las figuras siguientes se refleja la evolución temporal del nº de citas de especies alóctonas por año (sin incluir criptogénicas), estimado a partir de aquellas publicaciones que aportan datos concretos sobre la fecha del registro, la acumulada de dichas cifras y la evolución del nº de especies alóctonas citadas en la demarcación, respectivamente. Se entiende como citas a la referencia a un taxón determinado en una localidad en el marco de un estudio concreto. El concepto de localidad es heterogéneo, ya que en unos casos representa un punto de muestreo y en otros la cita integra información de diversos puntos de muestreo visitados en el marco de una misma campaña, hasta un nivel máximo de provincia. El efecto de esa integración de datos en algunos estudios es disminuir el nº de casos en un año dado, por lo que la gráfica debe interpretarse como el resultado mínimo. Se dan también casos de citas repetidas en una misma localidad, que provocarían el efecto contrario, distorsionando al alza la tasa de expansión de una especie. La elaboración de un Sistema de Información Geográfica permitiría minimizar estos sesgos, pero no el derivado de la heterogeneidad en la distribución espacio-temporal de los muestreos y la variedad de metodologías utilizadas en los distintos estudios. Así, la única vía para obtener estimaciones precisas sería la implementación de un sistema de detección coordinado y regular, con una cobertura



espacial representativa y que utilizara metodologías de muestreo estandarizadas. Al no ser ese el caso, las gráficas presentadas deben ser interpretadas con cautela.

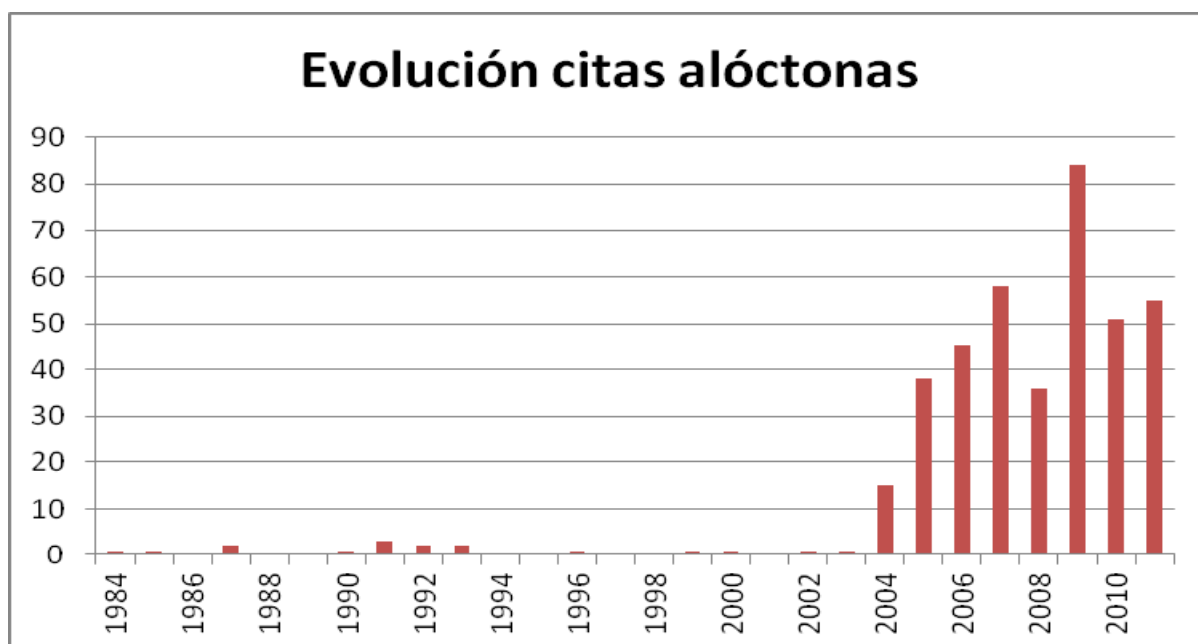


Figura 1-Evolución temporal de las citas de especies alóctonas (taxón/año/localidad) en la Demarcación Alborán.



Figura 2-Evolución temporal acumulada de las citas de especies alóctonas (taxón/año/localidad) en la Demarcación Alborán.

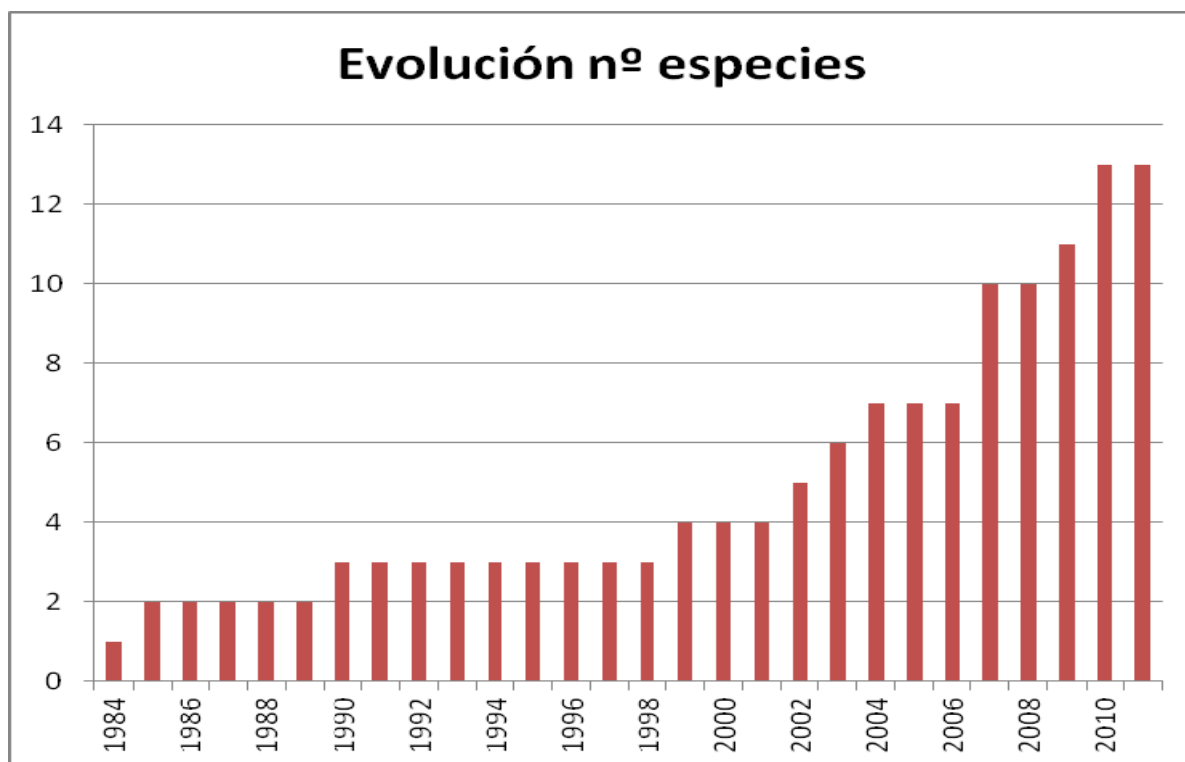


Figura 3-Evolución temporal del número de especies alóctonas en la demarcación Alborán sobre las que se dispone de información concreta sobre la fecha en que se produjeron las primeras citas. No representa el total de especies alóctonas detectadas.

Si bien la información temporal se restringe a 13 de las especies analizadas, y al evidente sesgo derivado de la intensidad de muestreo, patente a partir del 2004 con la puesta en marcha de los programas de seguimiento en los que se consideran especies alóctonas por parte de la Junta de Andalucía, todo parece indicar una tendencia positiva consistente de aumento de la introducción y expansión de especies alóctonas.

En el siguiente gráfico se detalla la proporción por grupos taxonómicos de las especies alóctonas detectadas. Se aprecia el evidente sesgo derivado de las metodologías de muestreo y análisis, ya que la gran mayoría de especies son organismos macrobentónicos.

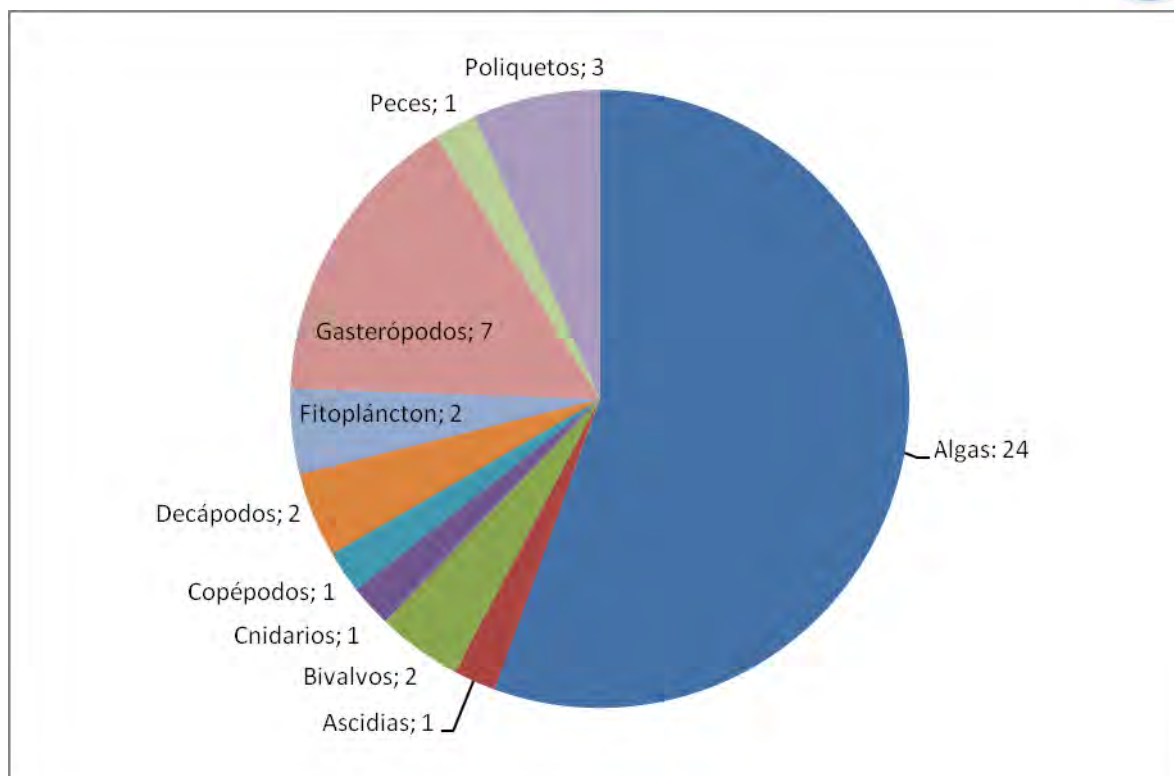


Figura 4-Distribución relativa por grupos taxonómicos de las especies alóctonas detectadas en la Demarcación Alborán.

Ello refuerza la idea de que la presencia de especies invasoras puede ser en realidad mucho mayor, y que la puesta en marcha de muestreos dirigidos a especies planctónicas o pequeños organismos meiobentónicos haría que el número de especies alóctonas aumentara de forma exponencial. Por ese motivo es conveniente segmentar cualquier análisis por grupos taxonómicos principales, o al menos por metodologías de muestreo.

En conclusión, al no tratarse de una información exhaustiva estos resultados deben considerarse como una representación de mínimos de las tasas de establecimiento de especies.

Análisis de impactos

A pesar de que existen indicios sobre el carácter invasor de las especies anteriormente citadas, en realidad la cuantificación de impactos es muy escasa en la literatura consultada, con la mayoría de trabajos consistentes en citas de especies invasoras sin aportar información cuantitativa precisa sobre su distribución y abundancia, y menos sobre interacciones con otros elementos del ecosistema. Al ser este último tipo de datos los realmente relevantes en relación con este descriptor, se ha llevado a cabo un estudio detallado de la bibliografía que aporta alguna información en este sentido. Se expone a



continuación dicha información, útil en algunos casos para la aplicación de indicadores relacionados con el Criterio 2.2 “*Impacto ambiental de las especies alóctonas invasoras*”.

Se presenta a continuación un cuadro resumen de los estudios e impactos descritos y realizados en la demarcación agrupando datos de fuentes diversas, ya sean derivados de seguimientos rutinarios publicados en informes técnicos o artículos científicos resultantes de proyectos de investigación. Los estudios de impactos de invasoras se han tipificado en cinco niveles (elaboración propia) atendiendo al grado de impacto de la invasora (presencia y distribución de la especie, biología y autoecología de la especie, comunidades y hábitats, ecosistemas y procesos, usos y servicios). Así, el primer nivel incluye los estudios en los que el impacto de la invasora es una mera cita de presencia de la especie o si se evalúa o cuantifica algún aspecto de su distribución espacio-temporal. La segunda categoría se ha desglosado en estudios que evalúan aspectos fisiológicos (activación de enzimas de estrés oxidativo...), modificaciones de tasas de crecimiento, cambios en aspectos reproductivos (fecundidad), toxicidad inducida por las invasoras, alteraciones genéticas (hibridación...) y transmisión de patógenos. La tercera tipología de impactos incluye los estudios que alteran la estructura de la comunidad o el hábitat y que demuestren experimentalmente que la invasora genera cambios en variables como la abundancia, composición específica o riqueza de especies de otros grupos taxonómicos. El cuarto nivel se centra en impactos a nivel de ecosistema al analizar modificaciones de procesos tales como reclutamiento, trofismo, flujos energéticos, cambios físico-químicos en el medio, modificaciones en las relaciones interespecíficas (competencia). El quinto grado trasciende los aspectos ecobiológicos y resalta el alcance del impacto sobre usos y servicios del ser humano.

La evaluación y análisis de los estudios de la Demarcación Estrecho-Alborán se ha realizado atendiendo a un criterio científico riguroso excluyendo los estudios que no demuestren explícitamente el impacto, desechándose hipótesis y elucubraciones. Siguiendo este criterio, aparecen doce especies catalogadas como invasoras (Tabla 1). Los resultados presentan la totalidad de estudios de invasoras incluidos en la categoría 1 (distribución espacial y temporal), no encontrándose ningún estudio de impacto constatado hasta la fecha.

Resumen de la tipología y niveles de impactos de especies invasoras en la Demarcación Estrecho-Alborán:

- 1- Estudios de distribución espacial y temporal
- 2- Estudios a nivel de especie:
 - 2.1. Cambios fisiológicos
 - 2.2. Cambios en el crecimiento
 - 2.3. Estudios de fecundidad
 - 2.4. Toxicidad
 - 2.5. Alteraciones genéticas
 - 2.6. Transmisión de patógenos



3- Alteraciones o cambios en la estructura de la comunidad y hábitat. Modificaciones de abundancia, composición específica, riqueza de especies.

4- Alteraciones de procesos (Ecosistemas):

4.1. Modificación del reclutamiento

4.2. Modificaciones tróficas

4.3. Modificación de los flujos energéticos

4.4. Modificaciones físico-químicas del medio

4.5. Modificaciones de las relaciones interespecíficas (competencia por el espacio, nicho ecológico...)

5- Impactos sobre usos y servicios

Tipología y niveles de impacto de especies invasoras en la demarcación Estrecho-Alborán															
	1	2						3	4					5	
Especie	1	2.1	2.2	2.3	2.4	2.5	2.6	3	4.1	4.2	4.3	4.4	4.5	5	Cita
Algae															
<i>Asparagopsis armata</i>	x														Pacios et al., 2011
	x														Especies Introducidas Canarias 2011
	x														Báez et al., 1997
	x														Informe Regional 2008
	x														Informe Regional 2009
	x														Informe Regional 2010
	x														Conde et al., 1996
	x														Ballesteros & Pinedo, 2004
	x														Guerra García et al., 2006
	x														Hacohen Domené et al., 2008
	x														Directiva Marco Aguas Andalucía
	x														Directiva Aguas Andalucía
esporofito de <i>A. armata</i> (<i>Falkenbergia rufolanosa</i>)	x														Altamirano et al. 2008
<i>Asparagopsis taxiformis</i>	x														Informe Regional 2008
	x														Informe Regional 2009
	x														Informe Regional 2010
	x														Remón, J.M.
	x														Ballesteros & Pinedo, 2004
	x														Altamirano et al., 2008
	x														Ballesteros & Pinedo, 2004
	x														Hacohen Domené et al., 2008
	x														Directiva Aguas Andalucía
	x														Báez et al., 2001
	x														Altamirano, 1999
<i>Codium fragile</i> subsp. <i>tomentosoides</i>	x														Verlaque et al., (in prep)(CIESM)
	x														Arronte et al., 2007
<i>Lophocladia lallemandii</i>	x														Verlaque et al., (in prep) (CIESM)
	x														Arronte et al., 2007
Ascidiacea															
<i>Microcosmus squamiger</i>	x														Turón et al., 2007
	x														Ramos, 1991
	x														Naranjo, 1995
	x														Naranjo et al., 1996



	x																		Rius, 2008
Bivalvia																			
<i>Crassostrea gigas</i>	x																		Informe Regional 2010
<i>Venerupis philippinarum</i>	x																		Arronte et al. 2007
Cnidaria																			
<i>Oculina patagonica</i>	x																		Informe Regional 2009
	x																		Informe Regional 2010
	x																		Gómez et al. 2010
	x																		Directiva Aguas Andalucía
Decapoda																			
<i>Percnon gibbesi</i>	x																		Informe Regional 2009
	x																		Informe Regional 2010
	x																		Directiva Aguas Andalucía
Phytoplankton																			
<i>Alexandrium catenella</i>	x																		Fernández et al., 2004
<i>Gymnodinium catenatum</i>	x																		Gómez, 2003
	x																		Bravo et al., 1990
Polychaeta																			
<i>Ficopomatus enigmaticus</i>	x																		Directiva Aguas Andalucía
	x																		Informe Regional 2010
	x																		Gómez et al., 2010

En la demarcación Estrecho-Alborán la información sobre impactos es insuficiente para evaluar los efectos y establecer pautas de seguimiento, control y gestión de las invasoras al disponer tan sólo de estudios de distribución espacial y temporal. Es recomendable monitorizar la evolución de las especies citadas, así como evaluar la tipología de impactos causados en las especies, hábitats y ecosistemas invadidos. Estos datos son de especial relevancia para una correcta evaluación y comprensión sobre los impactos que las especies invasoras causan en los hábitats nativos.

A continuación se proponen diversos índices e indicadores que podrían ser utilizados para futuros seguimientos y estudios de la cuantificación del impacto de las invasoras en la demarcación (no en la presente fase de evaluación inicial):

- Riqueza esperada de Hulbert (Hurlbert's expected species richness)* abreviado como "ES(n)". El cálculo está basado la ecuación de Hurlbert (1971) que estima el número de especies en base a submuestras de individuos seleccionados de manera aleatoria. Se recomienda aplicar el *ES(50)* basado en la elección de 50 muestras al azar. Este índice es aconsejable para comparar zonas con distinto esfuerzo muestral y o distintas metodologías de muestreo.
- Índice de Shannon (Shannon index), H*. Expresa la uniformidad de los valores de importancia a través de todas las especies de la muestra. Es un índice frecuentemente aplicado a los estudios de diversidad biótica.
- Distinción taxonómica (Taxonomic distinctness), Δ^+* (Clarke & Warwick 1999). Este índice requiere de información pormenorizada sobre las especies, con un componente taxonómico elevado. Para su cálculo es necesario disponer de listas de base sobre las especies y comunidades preexistentes. Se trata de un índice integrador, recomendable



para la evaluación de impactos sobre comunidades bentónicas (aplicado en impactos de invasoras tales como *Caulerpa racemosa* sobre comunidades de poliquetos (Box *et al.*, 2010) y de foraminíferos (Mateu *et al.*, 2010). No es requisito que los listados taxonómicos sean definitivos, permitiendo la incorporación de nuevas citas (por ejemplo, provenientes de Red Natura 2000, DMA, inventarios de comunidades autónomas) e incrementando la robustez estadística.

d) *Proporción del número de invasoras /especies nativas para cada grupo taxonómico:*

$$PIN = (Invasoras/nativas) \times 100$$

Proporción del número de invasoras /especies nativas protegidas

$$PINp = (Invasoras/nativas protegidas) \times 100$$

Este índice es variable (Borja *et al.*, 2011 en la aplicación de la EME presentan valores de *PIN* oscilando entre 2,3 y 12,6%). Se propone la siguiente escala de trabajo para el ratio del *PIN* (elaboración propia):

escala	ratio%
1	<2
2	'2-5
3	'6-10
4	'11-15
5	>15

La escala varía entre 1- no impacto: las especies nativas no se ven desplazadas ni modifican sus parámetros cuantitativos, 2- impacto débil: desplazamiento de especies nativas, sin cambios de especies dominantes, 3- impacto moderado: desplazamiento a gran escala de especies nativas, declive en abundancia y rango de distribución; extinciones, especies alóctonas dominantes, 4- impacto fuerte: extinciones, reducción en abundancia de la comunidad inicial dominante, 5- impacto masivo: extinción de especies clave, extinción de comunidades en más de un grupo ecológico. Estas categorizaciones siguen de manera análoga la clasificación del impacto de las invasoras en especie y comunidades nativas (Olenin *et al.*, 2007).

La aplicación de los índices e indicadores antes mencionados y orientados a la cuantificación del impacto de especies invasoras se puede establecer a tres niveles de estudio (elaboración propia): 1) Indicadores de especie/comunidad, 2) Indicadores de hábitats y 3) Indicadores de ecosistemas. Esta clasificación se efectúa siguiendo las indicaciones de Olenin *et al.* (2007), donde se describe con detalle el *Índice de nivel de biopolución (BPL)*. La *biopolución* se define como el impacto de la especie invasora en la calidad ecológica. La metodología de cálculo del Índice de nivel de biopolución (*Biopollution Level BPL*) queda íntegramente explicada en Narcisus *et al.* (2012). En principio, se parte de la abundancia y del rango de distribución de la especie invasora (*ADR*) en relación a la biota nativa. Consideramos que dicho índice es de utilidad como evaluador sencillo, aunque presenta ciertos inconvenientes tales como la excesiva preponderancia de los valores de



abundancia y/o distribución espacial de la especie invasora (*ADR*), proporcionando valores de biopolución elevados que, sin embargo, no integran la interacciones entre especies ni las consecuencias o efectos cruzados.

Resumen de indicadores de aplicabilidad en Estrategia Marina Europea:

- 1- Indicadores de especie/comunidad: *BPL, PIN, ES(50)*
- 2- Indicadores de hábitats: *BPL, PIN, ES(50), Δ^+*
- 3- Indicadores de ecosistemas: *BPL, PIN* para estrategias tróficas, Δ^+

Los impactos de las invasoras sobre los ecosistemas son difíciles de definir, puesto que deben incluir la evaluación y cuantificación de los procesos (reclutamiento, redes tróficas...), así como la evaluación de parámetros biológicos: crecimiento, reproducción, condición fisiológica... El objetivo último de la evaluación de los efectos de las invasoras sobre los ecosistemas debe integrar la definición de la resiliencia del sistema, evaluar si existen mecanismos de facilitación o sinergia entre invasoras.

La mayoría de estudios de especies invasoras realizados son citas de especies en localidades aisladas, excepto algunos trabajos sobre la distribución espacial y dinámica temporal, siendo especialmente limitados los trabajos que evalúan los efectos e impactos de especies invasoras sobre comunidades nativas. Se debe puntualizar la subestima en el número de invasoras por la escasez de científicos especialistas en taxonomía, sobre todo en ciertos grupos, lo que introduce un sesgo en la cuantificación. Asimismo, es requisito indispensable disponer de listados e inventarios de especies base para contrastar los efectos de las invasoras sobre las especies nativas. En muchos casos, dichas listas son inexistentes o la información está excesivamente fragmentada.

Los impactos sobre bienes y ecosistemas son extremadamente heterogéneos, lo que añade complejidad a su cuantificación.

En relación a los seguimientos del impacto de invasoras podemos considerar dos escalas de estudio: nivel local y nivel global. El estudio local debe iniciarse por la fase de tipificación de la especie invasora predominante, para luego establecer su *BPL*. La siguiente fase puede centrarse en el cómputo de los efectos a nivel de hábitat, evaluándose, por ejemplo, los efectos sobre la arquitectura y complejidad del hábitat asociados a la invasión por una macroalga.

Referencias

Borja A, Ibon Galparsoro, Xabier Irigoien, Ane Iriondo, Iratxe Menchaca, Iñigo Muxika, Marta Pascual, Iñaki Quincoces, Marta Revilla, J. Germán Rodríguez, Marina Santurtún, Oihana Solaun, Ainhize Uriarte, Victoriano Valencia, Izaskun Zorita, 2011.
Implementation of the European Marine Strategy Framework Directive: A



- methodological approach for the assessment of environmental status, from the Basque Country (Bay of Biscay). *Marine Pollution Bulletin* 62: 889–904
- Box, A.; Deudero, S. Martin, D. 2010 Polychaeta assemblages associated with *Posidonia oceanica* meadows after the colonisation by invasive *Caulerpa racemosa*: seasonal changes in species composition, community structure and trophic guilds. *Scientia Marina* 74(2): 317-329
- Clarke K. R., Warwick R. M. 1999. The taxonomic distinctness measure of biodiversity: weighting of step lengths between hierarchical levels. *Marine Ecology Progress Series* 184: 21-29
- Hulbert, S. H. 1971. The nonconcept of species diversity: a critique and alternative parameters. *Ecology*, 52: 577- 585
- Mateu-Vicens, G.; Box, A.; Deudero, S.; Rodríguez, B. 2010 Comparative analysis of epiphytic foraminifera in sediments colonized by seagrass *Posidonia oceanica* and invasive macroalgae *Caulerpa* spp. *Journal of Foraminiferal Research* 40 (2): 134-147
- Narscius A, Olenin S Zaiko A, Minchinn D, 2012. Biological invasion impact assessment system: From idea to implementation. *Ecological Informatics* 7: 46-51
- Olenin S, Minchin D, Daunys D, 2007. Assessment of biopollution in aquatic ecosystems. *Marine Pollution Bulletin* 55: 379-394
- Olenin S & Narscius A, 2010. “Beaufort scale” for bioinvasion impacts. *Aliens* 52-54

INFORMACIÓN ADICIONAL SOBRE ESPECIES MÁS RELEVANTES

Las más relevantes, por su más amplia distribución en diversos puntos de la demarcación, altas abundancias locales o existencia de impactos negativos demostrados, o por ser especies de potencial invasor reconocido e incluidas por ello en bases de datos internacionales sobre especies invasoras, serían:

***Asparagopsis armata* Harvey, 1855**

División Rhodophyta, Clase Florideophyceae, Orden Bonnemaisoniales, Familia Bonnemaisoniaceae



Ecología: Alga anual que crece en sustratos duros y como epífita sobre otras algas en zonas bien iluminadas del mediolitoral inferior e infralitoral superior. Esta es una especie oportunista que tiene un rápido crecimiento y es capaz de reproducirse vegetativamente en todas sus fases, tolera bien las bajas temperaturas y carece de depredadores debido a una serie de sustancias químicas que produce la especie (Maggs y Stegenga, 1999). En Europa el gametófito se encuentra entre Junio y Septiembre, y el tetrasporófito, denominado *Falkenbergia rufolanosa*, todo el año, pero preferentemente entre Octubre y Marzo. Este último se presenta en forma de pequeñas bolas esféricas de 1 a 3 cm de diámetro. Estas matas consisten en una agrupación de numerosos filamentos muy finos, ramificados que se hayan formados por tres células pericentrales. También es epífita, sobre todo sobre *Corallina spp.*

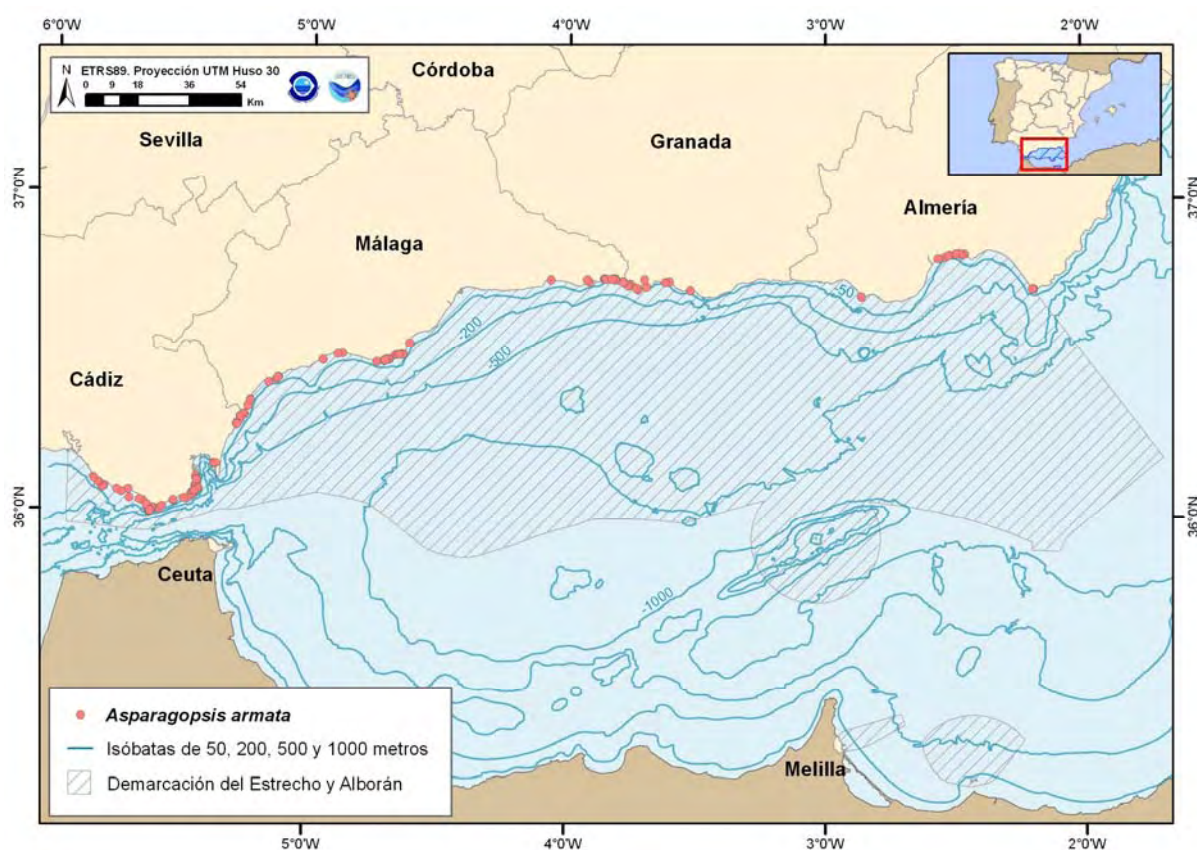
Dispersión: Esta especie es originaria de Australia y/o posiblemente de Nueva Zelanda. La primera vez que se citó en las costas europeas fue en el año 1925, en las localidades de Cherbourg y Biarritz. Esta alga se introdujo en el continente europeo posiblemente asociado al comercio de las ostras.

Distribución mundial: en Europa, desde Shetland hasta Cádiz y el mar Mediterráneo; en África se encuentra en Marruecos, Senegal, Sudáfrica, Argelia, Túnez y mar Rojo; en Asia se ha citado en la India y Mar Rojo; en América se ha encontrado en Cuba y Chile; en Oceanía se ha citado al Sur y Oeste de Australia, en Tasmania y Nueva Zelanda.

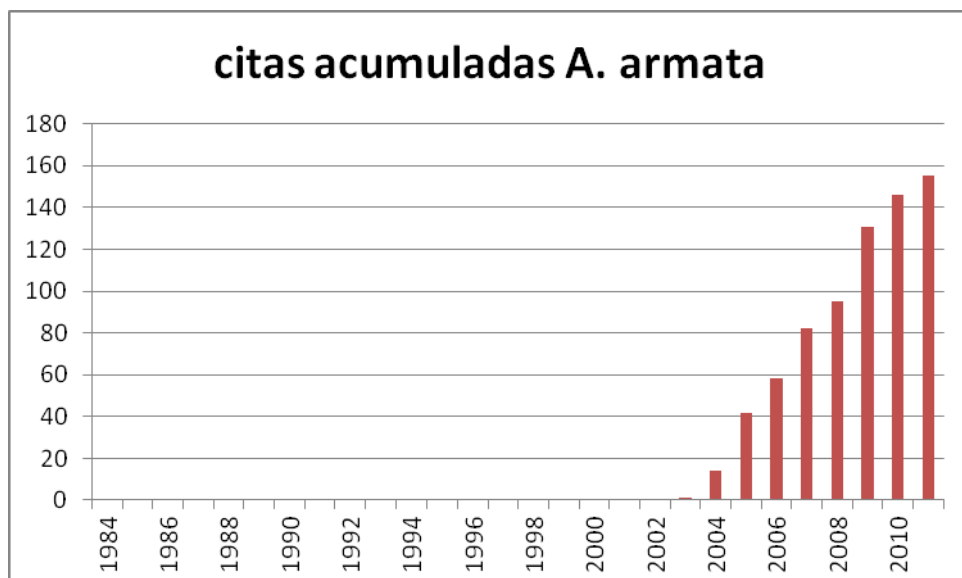
Citas en la demarcación: Fue citada en la zona del Estrecho en 1997 (Báez *et al.*, 1997), y posteriormente varias publicaciones señalan su presencia en todas las provincias de la demarcación, incluso en la isla de Alborán (Conde *et al.*, 1996; Ballesteros y Pinedo, 2004 Guerra García *et al.*, 2006; Altamirano *et al.*, 2008; Hacothen Domené *et al.*, 2008; Domínguez-Álvarez y Gil-Rodríguez, 2008b; Gómez *et al.*, 2010; Pacios *et al.*, 2011). Viene siendo objeto en los últimos años de un especial seguimiento en el marco de los programas de muestreo impulsados por la Junta de Andalucía, en los que es muestreada repetidamente (CMA 2008, 2009, 2010).



Información cuantitativa espacio-temporal: Se han observado biomásas de hasta 171.5 g /m², en Algeciras. En el mapa siguiente se indica la distribución de localidades donde ha sido detectada.



En la siguiente gráfica se recoge la evolución del nº de citas, que refleja la aparición regular del alga en varios de los puntos de muestreo de los programas de seguimiento en los últimos años.



Impacto potencial: Aunque sus poblaciones pueden llegar a ser importantes y recubrir en invierno hasta el 100% del sustrato, no se ha determinado su impacto sobre las comunidades autóctonas (Ribera y Boudouresque 1995). En algunas localidades del mar Mediterráneo la proliferación de esta especie está variando la fisonomía de los fondos, provocando una pérdida de la biodiversidad.

Control: Ninguno

Usos: Ninguno

Referencias consultadas: Gómez et al., 2010; Hacoheñ Domené et al., 2008; Báez et al., 1997; Ballesteros y Pinedo, 2004. Se ha considerado información contenida en los Informes Regionales Apoyo Técnico a la Gestión del Medio Marino de la Consejería Medio Ambiente Junta de Andalucía (CMA 2009 y 2010) así como datos de muestreos realizados en relación a la DMA en Andalucía.

Otras referencias relevantes:

- Andreakis, N., Procaccini, G. & Kooistra, W.H.C.F. (2004). *Asparagopsis taxiformis* and *Asparagopsis armata* (Bonnemaisoniales, Rhodophyta): genetic and morphological identification of Mediterranean populations. *European Journal of Phycology* 39: 273-284.
- Aranda, J., Niell, F.X. & Fernández, J.A. (1984). Production of *Asparagopsis armata* (Harvey) in a thermally-stressed intertidal system of low tidal amplitude. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 84: 285-295.
- Báez J.C., Conde F. & Flores A. 1997. Plantas marinas foráneas del litoral ibérico. *Quercus*, 140: 31-33.



- Bonin, D.R. & Hawkes, M.W. (1987). Systematics and life histories of New Zealand Bonnemaisoniaceae (Bonnemaisoniales, Rhodophyta): I. The genus *Asparagopsis*. *New Zealand Journal of Botany* 25: 577-590.
- Boudouresque, C.F., M.Verlaque, 2002. Biological pollution in the Mediterranean Sea: invasive versus introduced macrophytes. *Marine Pollution Bulletin*, 44-1: 32-38
- Braune, W. (2008). Meeresalgen. Ein Farbbildführer zu den verbreiteten benthischen Grün- Braun- und Rotalgen der Weltmeere. pp. [1]-596, pls 1-266 (colour photographs). Ruggell: A.R.G. Gantner Verlag.
- Bruneau, Y., Codomier, L., Combaut, G. & Teste, J. (1978). Étude comparative des composés halogénés du *Falkenbergia rufolanosa* (Harv.) Schmitz et de *l'Asparagopsis armata* (Harv.): Rhodophycées bonnemaisoniales. *Compte Rendu Hebdomadaire des Séances de l'Académie des Sciences. Paris. Série D* 286: 603-605.
- Chemin, E. (1937). Répartition géographique et mode de dissémination d'*Asparagopsis armata*, Harv.. : 43-44.
- Codomier, L., Bruneau, Y., Combaut, G. & Teste, J. (1977). Étude biologie et chimique d'*Asparagopsis armata* et de *Falkenbergia rufolanosa* (Rhodophycées bonnemaisoniales). *Compte Rendu Hebdomadaire des Séances de l'Académie des Sciences. Paris. Série D* 284: 1163-1165.
- Codomier, L., Segot, M. & Combaut, G. (1979). Effets de l'iode sur la croissance des frondes d'*Asparagopsis armata* (Rhodophycées, Bonnemaisoniales) obtenues en culture à partir de rameaux à harpons. *Giornale Botanico Italiano* 113: 387-393.
- Codomier, L., Segot, M. & Combaut, G. (1981). Influence de composés organiques halogénés sur la croissance d'*Asparagopsis armata* (Rhodophycée, Bonnemaisoniale). *Botanica Marina* 24: 509-513.
- Codomier, L., Segot, M. & Teste, J. (1979). Sur le développement d'*Asparagopsis armata* (Rhodophycée, Bonnemaisoniale) en culture. *Botanica Marina* 22: 153-157.
- Codomier, L., Segot, M., Combaut, G. & Teste, J. (1981). Sur le développement d'*Asparagopsis armata* (Rhodophycée, Bonnemaisoniale) en culture. Effets de certaines substances azotées ou phosphorées inorganiques ou organiques. *Botanica Marina* 24: 43-49.
- Codomier, L., Segot, M., Teste, J. & Jeanty, G. (1978). Sur la croissance et le développement des frondes d'*Asparagopsis armata* Harv. (Rhodophycée, Bonnemaisoniale) à partir de rameaux à harpons mis en culture dans un milieu enrichi en brome. *Bulletin de la Société Phycologique de France* 23: 29-37.
- Combaut, G., Bruneau, Y., Codomier, L. & Teste, J. (1979). Comparative sterols composition of the red alga *Asparagopsis armata* and its tetrasporophyte *Falkenbergia rufolanosa*. *Journal of Natural Products* 42: 150-151.
- Combaut, G., Bruneau, Y., Teste, J. & Codomier, L. (1978). Composés halogènes d'une algue rouge, *Falkenbergia rufolanosa* tetrasporophyte d'*Asparagopsis armata*. *Phytochemistry* 17: 1661-1663.
- De Valéra, M. & Folan, A. (1964). Germination in situ of carpospores in Irish material of *Asparagopsis armata* Harv. and *Bonnemaisonia asparagoides* (Woodw.) Ag.. *British Phycological Bulletin* 2: 332-338.
- De Valéra, M. (1942). A red alga new to Ireland: *Asparagopsis armata* Harv. on the west coast. *Irish Naturalists' Journal* 8: 30-33.
- De Valéra, M. (1957). A note on the distribution of *Asparagopsis armata* and *Falkenbergia rufolanosa* in Ireland as compared with Spain. *Collectanea Botanica* 5: 377-380.
- Dizerbo, A.H. (1964). L'écologie d'*Asparagopsis armata* Harv. et de *Falkenbergia rufolanosa* (Harv.) Schmitz dans le Massif Armoricaïn. *Proceedings of the International Seaweed Symposium* 4: 179-185.
- Drew, K.M. (1950). Occurrence of *Asparagopsis armata* Harv. on the coast of Cornwall. *Nature, London* 161: 223.
- Eno N.C., Clark R.A. & Sanderson W.G., (eds.). 1997. *Non-native marine species in British waters: a review and directory*. Joint Nature Conservation Committee, Peterborough, 152 pp.
- Feldmann, J. & Feldmann, G. (1939). Sur le développement des carpospores et l'alternance de générations de *l'Asparagopsis armata* Harvey. *Compte Rendu Hebdomadaire des Séances de l'Académie des Sciences, Paris* 208: 1240-1242, Figs. A-E.
- Flores-Moya A. & Conde F. 1992. Fenología y corología de *Asparagopsis armata* (Bonnemaisoniaceae, Rhodophyta) en el Mediterráneo. *Acta Botánica Malacitana*, 17: 245-260.
- Flores-Moya, A. & Conde, F. (1992). Fenología y corología de *Asparagopsis armata* (Bonnemaisoniaceae, Rhodophyta) en el Mediterráneo. *Acta Botanica Malacitana* 17: 245-249.



- Funk, G. (1955). Beiträge zur Kenntnis der Meeresalgen von Neapel: Zugleich mikrophotographischer Atlas. Pubblicazioni della Stazione Zoologica di Napoli 25(Suppl.): i-x, 1- 178, 36 figs.
- Guiry, M.D. & Dawes, C.J. (1992). Daylength, temperature and nutrient control of tetrasporogenesis in *Asparagopsis armata* (Rhodophyta). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 158: 197-219.
- Haslin, C. & Pellegrini, M. (2001). Culture medium composition for optimal thallus regeneration in the red alga *Asparagopsis armata* Harvey (Rhodophyta, Bonnemaisoniaceae). *Botanica Marina* 44: 23-30.
- Haslin, C., Lahaye, M. & Pellegrini, M. (2000). Chemical composition and structure of sulphated water-soluble cell-wall polysaccharides from the gametic, carposporic and tetrasporic stages of *Asparagopsis armata* Harvey (Rhodophyta, Bonnemaisoniaceae). *Botanica Marina* 43: 475-482.
- Horridge, G.A. (1951). Occurrence of *Asparagopsis armata* Harv. on the Scilly Isles. *Nature, London* 167: 732-733.
- Kraan, S. & Barrington, K. (2005). Commercial farming of *Asparagopsis armata* (Bonnemaisoniaceae, Rhodophyta) in Ireland, maintenance of an introduced species. *Journal of Applied Phycology* 17: 103-110.
- Loiseaux-de Goër, S. & Noailles, M.-C. (2008). *Algues de Roscoff*. pp. [1]-215, col. figs. Roscoff: Editions de la Station Biologique de Roscoff.
- Maggs C.A. & Stegenga H. 1999. Red algal exotics on North Sea coasts. *Helgoländer Meeresunters*, 52: 243-258.
- Maggs, C.A. & Hommersand, M.H. 1993. *Seaweeds of the British Isles. Volume 1: Rhodophyta. Part 3A: Ceramiales*. London, HMSO, for Natural History Museum.
- Mata, L., Silva, J., Schuenhoff, A. & Santos R. (2007). Is the tetrasporophyte of *Asparagopsis armata* (Bonnemaisoniales) limited by inorganic carbon in integrated aquaculture?. *Journal of Phycology* 43: 1252-1258.
- McLachlan, J. (1967). Tetrasporangia in *Asparagopsis armata*. *British Phycological Bulletin* 3: 251-252.
- Ní Chualáin, F., Maggs, C.A., Saunders, G.W. & Guiry, M.D. (2004). The invasive genus *Asparagopsis* (Bonnemaisoniaceae, Rhodophyta): molecular systematics, morphology, and ecophysiology of Falkenbergia isolates. *Journal of Phycology* 40: 1112-1126.
- Pacios, I., Guerra-García, J.M. Baeza-Rojano, E. & Cabezas, M.P. (2011). The non-native seaweed *Asparagopsis armata* supports a diverse crustacean assemblage. *Marine Environmental Research* 71(4): 275-282.
- Paul, N.A., Cole, L., de Nys, R. & Steinberg, P.D. (2006). Ultrastructure of the gland cells of the red alga *Asparagopsis armata* (Bonnemaisoniaceae). *Journal of Phycology* 42: 637-645.
- Ribera M.A & Boudouresque C.F. 1995. Introduced marine plants, with referente to macroalgae: mechanisms and impact. *Progress in Phycological Research*, 11: 187-268.
- Sauvageau, C. (1925). Sur la naturalisation en France d'une Floridée australasienne de l'iode (*Asparagopsis armata* Harv.) et sur ses ioduques. *Compte Rendu Hebdomadaire des Séances de l'Académie des Sciences*. Paris. 180??-???: .
- Segot, M. & Codomier, L. (1981). Culture media with enriched seawater: Optimal and inhibitory concentrations of some chemical compounds added to seawater for the culture of *Asparagopsis armata* (Rhodophyceae, Bonnemaisoniales). *Botanica Marina* 24: 63-67.
- Silva, P.C., Basson, P.W. & Moe, R.L. (1996). Catalogue of the benthic marine algae of the Indian Ocean. University of California Publications in Botany 79: 1-1259.
- Svedelius, N. (1933). On the development of *Asparagopsis armata* Harv. and *Bonnemaisonia asparagoides* (Woodw.) Ag. A contribution to the cytology of the haplobiontic Rhodophyceae. *Nova Acta Reg. Soc. sci. Ups.* 9(1): 1-61.
- Thomas, L. (1955). Observaciones sobre la ecología de las formas *Asparagopsis armata*-*Falkenbergia rufolanosa* y un nuevo órgano de reproducción. *Collectanea Botanica* 4(3): 399-407.
- Womersley, H.B.S. (1996). The marine benthic flora of southern Australia - Part IIIB - Gracilariales, Rhodymeniales, Corallinales and Bonnemaisoniales. Vol. 5 pp. 1-392, 160 figs. Canberra & Adelaide: Australian Biological Resources Study & the State Herbarium of South Australia.

Links de interés: http://www.algaebase.org/search/species/detail/?species_id=6



Asparagopsis taxiformis (Delile) Trevisan de Saint-Léon, 1845

División Rhodophyta, Clase Florideophyceae, Orden Bonnemaisoniales, Familia Bonnemaisoniaceae



Ecología: *Asparagopsis taxiformis* constituye la fase gametofítica (haploide) en el ciclo de vida diplohaplonte heteromórfico de esta rodófito. La fase tetraesporófito se denomina *Falkenbergia hillebrandii*, un epífito compuesto por densos filamentos ramificados. En esta alga roja se dan dos tipos de reproducción, sexual y asexual (Altamirano *et al.*, 2008). La reproducción vegetativa prolífica podría explicar la rápida dispersión de esta especie, que en cuestión de un año en el Mediterráneo occidental se desplazó unos 210 km, desde Granada hasta el Estrecho de Gibraltar (Altamirano *et al.*, 2008). Además, su sistema de sujeción consistente en un estolón basal y rizoides (Womersley, 1996) facilita el establecimiento de los propágulos. Se encuentra fundamentalmente en el sustratos rocoso y/o las praderas de *Posidonia oceánica* (Consejería de Medio Ambiente, 2010) por lo que su hábitat según el código EUNIS se corresponde con el A3 (rocas sublitorales y otros sustratos duros) y el A5.535 (Lechos de *Posidonia*). Se ha visto que *Asparagopsis armata* y *Asparagopsis taxiformis* compiten entre ellas por el sustrato colonizable. *A.armata* parece ser más competente en las aguas poco profundas, relegando a *A.taxiformis* a permanecer por debajo de ella, aunque puede darse el caso de encontrarse a esta última a pocos metros (-0,5m) de profundidad en aquellas localidades donde *A.armata* se encuentra ausente (Altamirano *et al.*, 2008). La liebre de mar negra *Aplysia fasciata* ha sido observada depredando sobre esta alga (Altamirano *et al.*, 2008).

Dispersión: *Asparagopsis taxiformis*, es una especie circumtropical que se encuentra presente de forma natural en las Islas Canarias (Ballesteros, 2008). En el Mediterráneo se registró por primera vez en 1813 cerca de Alejandría (Egipto) por Delile, 1813 y hasta hace poco, su distribución parecía estar reducida a la cuenca oriental Mediterránea (Sala y Bodouresque, 1997). Sin embargo, recientemente se ha dispersado hacia la cuenca occidental, habiéndose encontrado a lo largo de las costas Italianas, en las Islas Baleares,



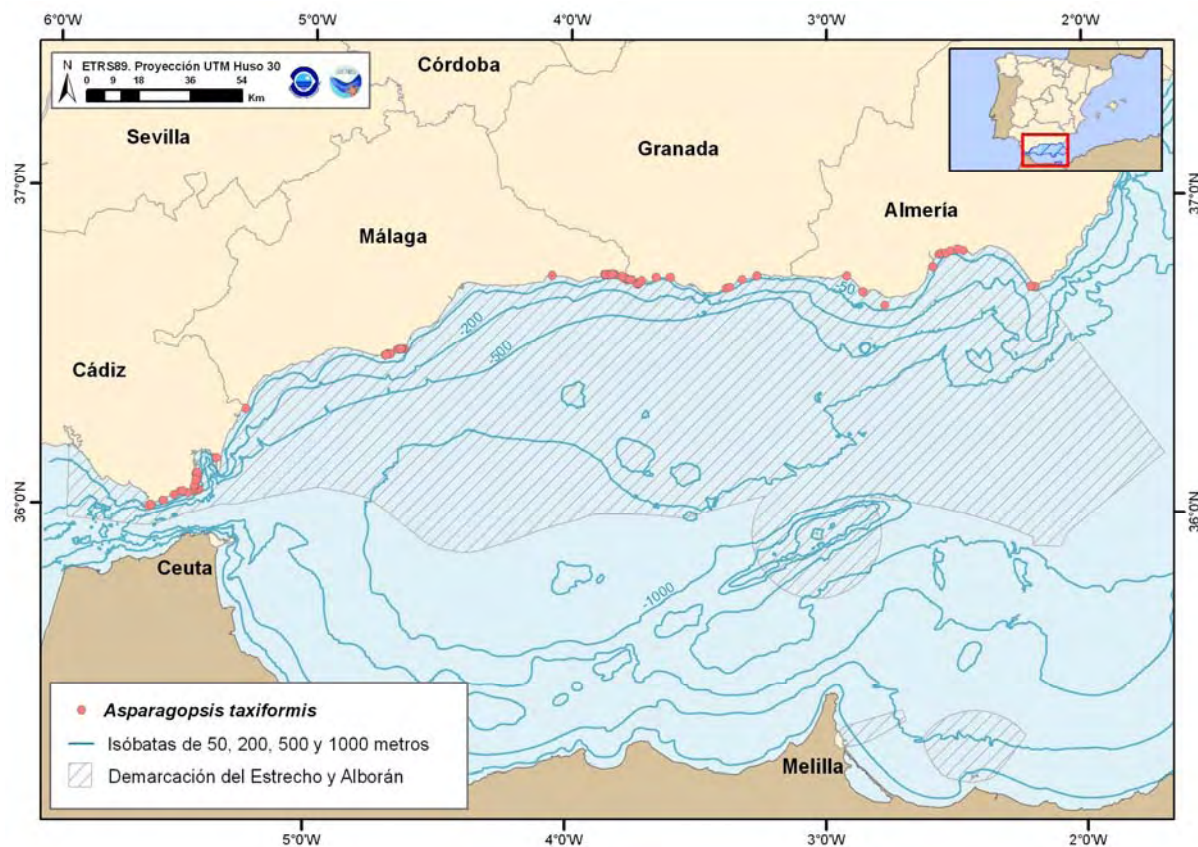
Murcia, Columbretes, Costas Andaluzas y en el archipiélago de las Islas Chafarinas (Altamirano, 1999; Altamirano *et al.*, 2008; Ballesteros y Rodríguez-Prieto, 1996; Barone *et al.*, 2003; Guillén *et al.*, 2010; Hacoheh Domené *et al.*, 2008). El origen de *A. taxiformis* en el Mediterráneo no está muy claro. Boudouresque y Verlaque (2002) creen que pudo ser introducida desde el Indopacífico vía transporte marítimo o por el Canal de Suez; Comarci *et al.* (2004) opinan que puede tratarse de una posible reliquia del Mar de Tetis; Ballesteros y Rodríguez-Prieto (1996) dicen que podría haberse introducido vía Estrecho de Gibraltar y Por (1978) sugiere que podría tratarse de un inmigrante pre-lessepsiano introducido en el Mediterráneo gracias a los cursos de agua que se construyeron durante la época de los romanos y/o de los faraones antes de la abertura del Canal de Suez en 1869. Esta última hipótesis parece ser la más idónea para la cuenca Mediterránea oriental (Boudouresque, 2005). Sin embargo los últimos registros obtenidos en la cuenca occidental hacen pensar que probablemente se correspondan a una introducción vía transporte marítimo desde el Indo Pacífico (Tsiamis y Panayotidis, 2007). Por lo tanto, la hipótesis más segura es que en el Mediterráneo estén co-existiendo varias cepas de *A. taxiformis* y que al menos una de ellas sea definitivamente introducida (Andreakis *et al.*, 2004). Un estudio reciente de Andreakis *et al.* (2007) reveló que en efecto existen 2 linajes en el Mar Mediterráneo considerados distintos biológicamente pero morfológicamente crípticos, linaje 2 y 3. Según estos autores, el linaje 2 se encuentra distribuido en el sur de Portugal, costas del Mediterráneo central y aguas Indopacíficas, mientras que el linaje 3 se encuentra en el Océano Atlántico y en las costas Mediterráneas del Líbano. Para ambos linajes se ha sugerido una reciente invasión a través del Canal de Suez, pero para el linaje 3 en concreto se opta por una reapertura del Canal de Suez hace 5 millones de años (Andreakis *et al.*, 2007). El hecho de que se hayan encontrado cepas Indopacíficas en Faro, Portugal (Andreakis *et al.*, 2007), sugiere que las poblaciones andaluzas ha llegado hasta ahí debido probablemente a vectores antropogénicos como son las aguas de lastre (Flagella *et al.*, 2007), el fouling o por los propágulos atrapados en las redes (Sant *et al.*, 1996; Schaffelke y Deane, 2005). Sin embargo, debido a las características del Mar de Alborán y al cambio global, puede que el linaje que encontramos en el sur de España sea debido a una invasión desde el Océano Atlántico. (Altamirano *et al.*, 2008). Su velocidad de expansión en el oeste Mediterráneo está siendo de más de 200 kilómetros en pocos años (Altamirano *et al.*, 2008) y junto con los datos que se han recogido en los seguimientos por las costas andaluzas, todo parece evidenciar que esta especie se encuentra en expansión en las costas españolas (Consejería de Medio Ambiente, 2010).

Citas en la demarcación: Fue citada ya en 1999 en las islas Chafarinas (Altamirano, 1999), y posteriormente en todas las provincias de la costa penínsulas (Gómez *et al.*, 2010; Báez *et al.*, 2001; Ballesteros & Pinedo, 2004; Altamirano *et al.*, 2008; Hacoheh Domené *et al.*, 2008).

Información cuantitativa espacio-temporal: Se han registrado coberturas del 100% (Ballesteros & Pinedo, 2004), colonizando hábitat protegidos de *P. oceanica*. El siguiente mapa señalan las localidades donde ha sido encontrada. La evolución temporal del nº de citas acumuladas



señala una tendencia muy similar a la de *A. armata*, debido a su presencia regular en los muestreos sistemáticos llevados a cabo a instancias de la Junta de Andalucía.



Impacto potencial: *Asparagopsis taxiformis* exhibe un fuerte comportamiento invasor, por ello, se encuentra incluida dentro del listado “Worst invasive alien species threatening biodiversity in Europe” (EEA, 2007) y también en el 100 “Worst Invasives in the Mediterranean Sea” (Streftaris y Zenetos, 2006). En España, aunque llega a ser abundante en determinadas áreas, sólo en raras ocasiones tiene un comportamiento invasor, como ocurre en algunas localidades de la costa granadina (Ballesteros y Pinedo, 2004; Ballesteros, 2008), sin embargo, según las IUCN Guidelines (IUCN, 2000) esta especie exhibe un comportamiento invasor en las costas Andaluzas. Compete eficazmente con *Asparagopsis armata*, relegándola a niveles inferiores a su propia distribución (Consejería de Medio Ambiente, 2010). Además se ha visto que coloniza hábitats protegidos como los de *Posidonia oceánica* amenazando así la integridad de las comunidades nativas Mediterráneas (European Union, 1992).

Control: Un biocontrol podría ser posible sólo si se diese en los primeros estadios del proceso de invasión (Altamirano *et al.*, 2008).

Usos: Es consumida frecuentemente en Hawái donde es conocida como Limu kohu. Entre todas las especies de Limu que se consumen en éste archipiélago como son por ejemplo



Limu palahalaha (*Ulva fasciata*) y Limu huluhuluwaena (*Grateloupia filicina*), Limu kohu, o lo que es lo mismo, *Asparagopsis taxiformis*, es la favorita de la mayoría de los hawaianos (www.hawaii.edu).

Referencias consultadas: Altamirano, 1999; Báez *et al.*, 2001; Ballesteros Y Pinedo, 2004; Altamirano *et al.*, 2008; Hacothen Domené *et al.*, 2008 Gómez *et al.*, 2010. Se ha considerado información contenida en los Informes Regionales Apoyo Técnico a la Gestión del Medio Marino de la Consejería Medio Ambiente Junta de Andalucía (CMA 2008, 2009 y 2010) así como datos de muestreos realizados en relación a la DMA en Andalucía.

Otras referencias relevantes:

- Andreakis, N., Procaccini, G., Kooistra, W. 2004. *Asparagopsis taxiformis* and *Asparagopsis armata* (Bonnemaisoniales, Rhodophyta): genetic and morphological identification of Mediterranean populations. *European Journal of Phycology* 39: 273-283
- Andreakis, N., Procaccini, G., Maggs, C., Kooistra, W.H.C.F. 2007. Phylogeography of the invasive seaweed *Asparagopsis* (Bonnemaisoniales, Rhodophyta) reveals cryptic diversity. *Molecular Ecology* 16:2285-2299
- Ballesteros, E. 2008. Especies invasoras. En: *Actividades humanas en los mares de España: 177-185*. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino.
- Barone, R., Mannino, A.M., Marino, M. 2003. *Asparagopsis taxiformis* (Bonnemaisoniales, Rhodophyta): first record of gametophyte on the Italian coast, *Bocconeia* 16(2): 1021-1025
- Boudouresque, C.F. 2005. *Les espèces introduites et invasives en milieu marin*. Deuxième édition, GIS Posidonie publications, Marseilles, 152 pp.
- Boudouresque, C.F. & Verlaque, M. 2002. Assessing scale and impact of ship-transported alien macrophytes in the Mediterranean Sea. En: Briand, F. (ed.) *Alien marine organisms introduced by ships in the Mediterranean and Black seas*, CIESM Workshop Monographs 20, Monaco, 53-62
- Boudouresque, C.F. & Verlaque, M. 2002. Biological pollution in the Mediterranean Sea: invasive versus introduced macrophytes. *Marine Pollution Bulletin* 44:32-38
- Cormaci, M., Furnari, G., Giaccone, G., Serio, D. 2004. Alien macrophytes in the Mediterranean Sea: a review. *Recent Research Development Environmental Biology* 1: 153- 202
- Delile, A.R. 1813. *Florae Aegyptiacae illustratio*. En: Anon (ed.) *Description de l’Egypte ou recueil des observations et des recherches qui ont été faites en Egypte pendant l’expédition de l’armée française (1798-1801)*, Histoire naturelle, Vol.2, Paris: France (Commission d’Egypte), 49-82
- European Environmental Agency. 2007. Halting the loss of biodiversity by 2010: proposal for a first set of indicators to monitor progress in Europe. EEA Technical Report N° 11/2007. European Environmental Agency, Copenhagen, Denmark. 182 pp.
- European Union. 1992. Directiva 92/43/CEE del Consejo de 21 de mayo de 1992 relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres. Oficina de Publicaciones Oficiales de las Comunidades Europeas. CONSLEG: 1992L0043. 59pp.
- Flagella, M.M., Verlaque, M., Soria, A., Buia, M.C. 2007. Macroalgal survival in ballast water tanks. *Marine Pollution Bulletin* 54: 1395-1401
- IUCN, 2000. IUCN Guidelines for the prevention of biodiversity loss due to biological invasion. The World Conservation Union, 18pp.
- Ní Chualáin, F., Maggs, C.A., Saunders, G.W., Guiry, M.D. 2004. The invasive genus *Asparagopsis* (Bonnemaisoniaceae, Rhodophyta): molecular systematic, morphology, and ecophysiology of *Falkenbergia* isolates. *Journal of Phycology* 40:1112-1126



- Padilla-Gamiño, J.L. & Carpenter, R.C. 2007. Seasonal acclimatization of *Asparagopsis taxiformis* (Rhodophyta) from different biogeographic regions. *Limnology and Oceanography* 52(2):833-842
- Por, F.D. 1978. Lessepsian migration. The influx of Red Sea biota into Mediterranean by way of the Suez Canal. En: Billings, W.D., Golley, F., Lange, O.L., Olson, J.S. (eds.) *Ecological Studies. Analysis and Synthesis*, Vol.23, Springer-Verlag, Heidelberg, 228pp.
- Sant, N., Delgado, O., Rodríguez-Prieto, C., Ballesteros, E. 1996. The spreading of the introduced seaweed *Caulerpa taxifolia* (Vahl) C. Agardh in the Mediterranean Sea: testing the boat transportation hypothesis. *Botanica Marina* 39:427-430
- Sala, E. & Boudouresque, C.F. 1997. The role of fishes in the organization of a Mediterranean sublittoral community. I: algal communities. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 212: 25-44
- Schaffelke, B. & Deane, D. 2005. Desiccation tolerance of the introduced marine green alga *Codium fragile* ssp. *tomentosoides* – clues for likely transport vectors? *Biological Invasions* 7: 557-565
- Shili, A., Ben Maïz, N., Boudouresque, C.F., Verlaque, M. 2010. Données sur la prolifération de la rhodobionte *Asparagopsis taxiformis* (Delile) Trevisan de Saint-Leon sur les cotes nord de Tunisie. *Proceedings of the 4th Mediterranean Symposium on Marine Vegetation (Yasmine-Hammamet, 2-4 December 2010, 223-224*
- Streftaris, N. & Zenetos, A. 2006. Alien Marine Species in the Mediterranean – the 100 “Worst Invasives” and their impact. *Mediterranean Marine Science* 7(1): 87-118
- Tsiamis, K. & Panayotidis, P. 2007. First record of the red alga *Asparagopsis taxiformis* (Delile) Trevisan de Saint-León in Greece. *Aquatic Invasions* 2(4):435-438
- Tsiamis, K., Panayotidis, P., Montesanto, B. 2007. Contribution to the study of the marine vegetation of Rhodes Island (Greece). En: RAC/SPA (ed.) *Proceedings of the Third Mediterranean Symposium on Marine Vegetation, Marseille, 27-29 March 2007, 190-196*
- Weitzmann, B., García, M., Cebrian, E., Ballesteros, E. 2009. Les invasions biològiques en el medi marí: exemples i impactes a la Mediterrània occidental. *L'Atzavara* 18:39-49
- Womersley, H.B.S. 1996. The marine benthic flora of southern Australia. Rhodophyta – Part IIIB. Gracilariales, Rhodymeniales, Corallinales and Bonnemaisionales. *Australian Biological Resources Study, Canberra, Australia. 392 pp.*

Links de interés:

<http://www.hawaii.edu/reefalgae/publications/ediblelimu/index.htm>

***Lophocladia lallemandii* (Montagne) F.Schmitz 1893**

Phylum Rhodophyta, Clase Florideophyceae, Orden Ceramiales, Familia Rhodomelaceae



Ecología: Esta alga perenne filamentosa, ramificada e irregular, de color rosado, alcanza los 4-5 cm, formando redes muy densas en forma de manto que recubren el sustrato. Se propaga habitualmente por multiplicación vegetativa, ya que la reproducción sexual se produce raramente. Presenta una alta capacidad de regeneración, ya que de un tricoblasto (pelo terminal) se puede originar un nuevo individuo, que se fija posteriormente al sustrato por rizoides (Cormaci y Motta, 1985). En profundidad se distribuye entre los 30 y 60 metros, en zonas infralitorales de hidrodinamismo relativamente calmadas (Boudouresque 1984). Se encuentra en todo tipo de fondos, desde rocas a praderas de *Posidonia oceanica* (Patzner 1998). Según Soto y Conde (1989) esta especie pertenece al grupo ecológico de especies esciàfilas (que necesitan poca luz).

Dispersión: Esta especie es originaria del Mar Rojo y la zona Índico-Pacífica (Ballesteros *et al.* 2007, Feldmann y Feldmann, 1938). Se introdujo probablemente en el Mediterráneo a través del canal de Suez (Verlaque, 1994), ocupando toda la cuenca oriental.

Citas en la demarcación: Verlaque *et al.* (en preparación) (Atlas CIESM) mencionan su presencia en aguas del Estrecho de Gibraltar.

Información cuantitativa espacio-temporal: No se dispone.

Impacto potencial: No se conoce demasiado el impacto que provoca en las comunidades algales, aunque se han observado diferencias tanto en comunidades algales como de invertebrados en las zonas afectadas (Patzner, 1998). Se han estudiado mejor sus efectos en comunidades de *Posidonia oceanica*. Se ha observado que en dichas comunidades inicia la fase de crecimiento a la primavera llegando al máximo al verano. Su crecimiento es tan denso que no permite que crezcan las hojas de *P. oceanica*, lo cual limita su crecimiento y puede ocasionar su muerte (Ballesteros *et al.* 2007). Se han demostrado reducciones de densidades de brotes de *Posidonia oceanica*, de 571 a 270 brotes por m², y parece ser que induce estrés oxidativo en las praderas (Sureda *et al.*, 2008). Reduce asimismo el nº de epífitos nativos tanto sobre *Pinna nobilis* como de *Posidonia oceanica* (Deudero *et al.*, 2010;



Banach *et al.*, 2011). No hay datos referentes a los impactos socioeconómicos que puede ocasionar la invasión de esta especie.

Control: No hay suficiente información sobre el patrón de invasión de la especie para poder gestionarla o prevenir las zonas con peligro de invasión (Ballesteros *et al.*, 2007).

Usos: Ninguno

Referencias consultadas: Verlaque *et al.* (en preparación) (Atlas CIESM).

Otras referencias relevantes:

- Ballesteros, E., Cebrian, E., Alcoverro, T.; 2007. Mortality of shoots of *Posidonia oceanica* following meadow invasion by the red alga *Lophocladia lallemandii*. *Botanica marina* 50, 8-13.
- Boudouresque, C. F., Verlaque, M; 2002. Biological pollution in the Mediterranean Sea: invasive versus introduced macrophytes. *Marine Pollution Bulletin* 44, 32-38.
- Conde, F., Flore-Moya, A., Soto, J., Altamirano, M., Sánchez, A.; 1996. Check-list of Andalusia (S. Spain) Seaweeds. III. Rhodophyceae. *Acta Botanica Malacitana*, 21: 7-33.
- Cormaci, M. y Motta, G.; 1985. Osservazioni su *Lophocladia lallemandii* (Mont.) Schmitz (Ceramiales, Rhodomelaceae) in coltura. *Bollettino Accademia Gioenia di Scienze Naturali* 18 (326): 797-808.
- Feldmann, J. y Feldmann, G.; 1938. Présence du *Lophocladia lallemandii* (Mont.) Schmitz, aux environs d'Alger. *Bulletin de la Société d'Histoire Naturelle de l'Afrique du Nord* 29, 479-480.
- Patzner, R. A., 1998. The invasion of *Lophocladia* (Rhodomelaceae, Lophotalieae) at the northern coast of Ibiza (western Mediterranean Sea). *Bolletí de la Societat d'Història Natural Balears* 41, 75-80.
- Soto, J. y Conde, F.; 1989. Catálogo florístico de las algas bentónicas marinas del litoral de Almería (Sureste de España). *Botanica Complutensis*, 15: 61-83.
- Verlaque, M.; 1994. Inventaire des plantes introduites en Méditerranée: origines et répercussions sur l'environnement et les activités humaines. *Oceanologica Acta* 17: 1-23.

Links de interés:

http://invasiber.org/fitxa_detalls.php?taxonomic=2yid_fitxa=123

***Codium fragile subsp. tormentosoides* (van Goor) Silva, 1955**

Phylum Chlorophyta, Clase Bryopsidophyceae, Orden Bryopsidales, Familia Codiaceae





Ecología: Es una gran alga marina cuyos tallos de color verde intenso pueden alcanzar 1 m de longitud, aunque generalmente oscilan entre 20 y 30 cm. Al tacto tiene una consistencia esponjosa. Las ramas son cilíndricas y se ramifican dicotómicamente de manera regular. Se reproduce sexualmente, pero también tiene capacidad de reproducción vegetativa y partenogenética, por lo que presenta poca variación genética.

Presenta una amplia tolerancia fisiológica, así como una gran plasticidad morfológica y funcional, siendo capaz de usar diversas fuentes de nitrógeno en condiciones tanto oligotróficas como eutróficas. Aunque es una especie propia de aguas de calidad, con un óptimo a 24 °C, el crecimiento y la reproducción son posibles hasta 12°C, y los adultos pueden sobrevivir a temperaturas invernales de -2°C. En condiciones favorables las tasas de crecimiento son altas. En su hábitat nativo se encuentra en rocas y otros sustratos duros del intermareal y sublitoral (EUNIS A3), al igual que en las zonas invadidas, donde se fija a cualquier estructura artificial, tanto en zonas limpias como contaminadas.

Dispersión: Su área de distribución natural son las costas japonesas del Pacífico. En el Atlántico norte se ha distribuido por las costas europeas (en Holanda fue detectada en 1900), incluyendo las islas macaronésicas, por las costas Atlánticas de Marruecos y también por todo el Mediterráneo, donde apareció por primera vez en las costas francesas en 1946. En España fue citada a principios de los 80. Análisis genéticos indican que las poblaciones del Atlántico Europeo y las del Mediterráneo se originaron por introducciones independientes. Se encuentra asimismo en la costa este de los EEUU. En el Pacífico ha colonizado las costas de Chile y California, y también el sur de Australia y Nueva Zelanda.

Su amplia expansión parece ser debida a la introducción accidental por medio del comercio de especies de mariscos (como las ostras), enganchados a los cascos de los barcos, fijadas a cuerdas, cabos y amarres de los mismos barcos, en tanques de lastre. La dispersión secundaria se puede producir de forma natural a través de ejemplares que flotan libremente en el océano.

Citas en la demarcación: Domínguez-Álvarez y Gil-Rodríguez (2008) citan su presencia en la isla de Alborán, y Verlaque et al., (en preparación) (Atlas CIESM) la señalan genéricamente en todo el mar de Alborán.

Información cuantitativa espacio-temporal: No se dispone.

Impacto potencial: Este alga compite y desplaza otras especies nativas del mismo género como *Codium tormentosum*, *Codium decorticatum* y *Codium fragile atlanticum*. Altera los hábitats y comunidades bénticas. Sus densos frondes afectan la movilidad de grandes invertebrados e incrementan la sedimentación.

Provoca algunos efectos perjudiciales para los intereses económicos, especialmente en la industria de los cultivos marinos, cubriendo bancos de bivalvos enterrados en sedimento, creciendo sobre los filtradores en cultivo u obturando dragas de captura de esos bivalvos. Se incrustan en estructuras portuarias diversas y en redes de pesca. Los arribazones sobre zonas de playas pueden causar molestias a los usuarios.



Control: No se conocen métodos de control biológico ni químico, y la extracción mecánica es impracticable porque se reproduce a partir de pequeños trozos.

Usos: Se utiliza como alimento en países orientales como Japón, Corea y China. Principios activos presentes en esta alga parecen tener aplicación en la industria farmacéutica.

Referencias consultadas: Domínguez-Álvarez y Gil-Rodríguez, 2008; Verlaque *et al.*, (en preparación) (CIESM).

Otras referencias relevantes:

- Bárbara I, Díaz P, Cremades J, Tibaldo M, Freire O, Peña V, Lagos V, Calvo S, Veiga AJ, Peteiro C, López Rodríguez MC, Araujo R (2005) Adiciones corológicas a la flora bentónica marina del norte de la Península Ibérica. *Nova Acta Científica Compostelana (Biología)* 14:83-88
- Battelli C (1996) How many species of the genus *Codium* occur in Slovene coastal waters?. *Annals for Istrian and Mediterranean Studies* 9: 167-176, 6 figs, 3 tables
- Burrows EM (1991) *Seaweeds of the British Isles. Volume 2. Chlorophyta*. pp. xi + 238, 60 figs, 9 plates. London: Natural History Museum Publications
- Chapman AS (1999) From introduced species to invader: what determines variation in the success of *Codium fragile* ssp. *tomentosoides* (Chlorophyta) in the North Atlantic Ocean. *Helgoländer Meeresuntersuchungen* 52:277-289
- Cormaci M, Furnari G, Giaccone G, Serio D (2004) Alien macrophytes in the Mediterranean Sea: A review. *Recent Research Developments in Environmental Biology* 1(1):1-202
- Feldmann J, Magne MF (1964) Additions a l'inventaire de la flore marine de Roscoff algues, champignons, lichens. *Travaux Station Biologique de Roscoff, Nouvelle Série* 15 (New supplement): 1-23
- Furnari G, (1974) Segnalazione di *Codium fragile* (Suringar) Hariot nel Lago di Faro (Messina). *Memorie di Biologia Marina e di Oceanografia* 4:193-198
- Gallardo T, Gómez Garreta A, Ribera MA, Cormaci M, Furnari G, Giaccone G, boudouresque CF (1993) Checklist of Mediterranean Seaweeds, II. Chlorophyceae Wille s.l.. *Botanica Marina* 36:399-421
- Guiry MD (1978) A consensus and bibliography of Irish Seaweeds. pp 287. Vaduz: J. Cramer John DM, Prud'homme van Reine WF, Lawson GW, Kostermans TB, Price JH (2004) A taxonomic and geographical catalogue of the seaweeds of the western coast of Africa and adjacent islands. *Beihefte zur Nova Hedwigia* 127:1-339
- Pericas JJ (1984) De Flora marina Balearica 1. *Bolleti de la Societat d'Historia Natural de les Balears* 28: 139-146
- Provan J, Murphy S, Maggs CA (2005) Tracking the invasive history of the green alga *Codium fragile* ssp. *tomentosoides*. *Molecular Ecology* 14(1):189-194
- Rindi F, Sartoni G, Cinelli F (2002) A floristic account of the benthic marine algae of Tuscany (Western Mediterranean Sea). *Nova Hedwigia* 74(1-2):201-250
- Silva PC (1955) The dichotomous species of *Codium* in Britain. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 34: 565-577, 5 figs, 1 plate. Silva, P.C. (1955). The dichotomous species of *Codium* in Britain. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 34: 565-577
- Tittley I, Neto AI (2005) The marine algal (seaweed) flora of the Azores: additions and amendments. *Botanica Marina* 48(3):248-255
- Trowbridge CD (1998) Ecology of the green macroalga *Codium fragile* (Suringar) Hariot 1889: invasive and noninvasive subspecies. *Oceanography and Marine Biology Annual Review* 36:1-64
- Trowbridge CD, Farnham WF, White LF (2004) Thriving populations of the native macroalga *Codium tomentosum* on Guernsey rocky shores. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 84:873-877

Links de interés:



http://www.europe-aliens.org/pdf/Codium_fragile.pdf

Caulerpa racemosa var. cylindracea (Sonder) Verlaque, Huisman and Boudouresque, 2003
Phylum Chlorophyta, Clase Bryopsidophyceae, Orden Bryopsidales, Familia Caulerpaceae



Ecología: Alga sifonal de color verde, compuesta de una parte rastrera constituida por estolones de 0.5 y 1 mm de diámetro, que se fijan al sustrato por pequeños rizoides de hasta 20mm, y una parte erecta formada por frondes, de 10-25 cm de altura y 3-10 mm de anchura, divididas de forma dística o radial y provistas de pínulas semiesféricas e infladas que se caracterizan por su aspecto racemoso. Es anual y pseudoperenne, conservando una parte del talo cada nueva temporada. Se reproduce mediante holocarpia, todo el talo participa en la formación de los gametos, planocigotos, en cantidad no muy elevada (Panayotidis y Zuljevic 2001). Asexualmente también se reproduce mediante la formación de propágulos de sus ramas esféricas, que se desprenden por sí mismas (Renoncourt and Meinesz, 2002) y por fragmentación debida a causas antropogénicas, por acción de animales o por hidrodinamismo. (Smith y Walters, 1999; Ceccherelli y Piazzzi, 2001; Renoncourt y Meinesz 2001). Presenta una dinámica estacional con un máximo de crecimiento en octubre y un mínimo en abril (Piazzzi y Cinelli 1999). Puede habitar cualquier biotopo en los primeros 60 m de profundidad y cualquier sustrato ya sea duro o blando (Verlaque *et al.* 2003). En su área nativa ocupa los hábitats EUNIS A3 (sublitoral rocoso u otro sustrato duro) y A4 (sedimentos sublitorales duros y blandos), y en las zonas invadidas en fondos duros y blandos, contaminados o no, desde el intermareal hasta 70 m. Se distribuye preferentemente entre 1.5 y 35mm aunque se encuentra entre 1 y 70m, y su rango máximo de temperaturas es entre 12.5 y 25°C, con desarrollo óptimo entre 18 y 24°C. Puede ser depredada por peces e invertebrados.

Dispersión: Es nativa de la costa suroeste de Australia, desde donde ha sido transportada al Mediterráneo (Frisch Zaleski and Murray, 2006). y el Atlántico Este, concretamente las Canarias. La primera introducción se pudo producir en la costa Libia en los años 90 del SXX. La hipótesis más probable es la introducción mediante el transporte marítimo, ya sea a



través de las aguas de lastre o en fragmentos enganchados en las anclas de embarcaciones o en las redes de pesca (Verlaque *et al.* 2003), aunque este autor no descarta una introducción vía acuarofilia. La primera observación en las costas españolas se produce en las islas Baleares en 1998, alcanzando en 1999 la costa este peninsular. En 2005 se identifica por primera vez en la Región de Murcia, observándose finalmente en diversos puntos de la costa de Ceuta en 2007 y 2008.

Citas en la demarcación: Rivera-Ingraham *et al.* (2010) la han citado en puntos de la costa de Ceuta en agosto del 2007 y Verlaque *et al.*, (en preparación) (Atlas CIESM) la señalan genéricamente en el Estrecho.

Información cuantitativa espacio-temporal: No se dispone de información relevante.

Impacto potencial: Los primeros estudios realizados en el Mediterráneo apuntan hacia un severo impacto ecológico sobre las comunidades vegetales autóctonas pudiendo llegar a ser sustituidas casi al completo por poblaciones de *C. racemosa* (Ceccherelli *et al.*, 2001; Piazzini *et al.*, 2001; Verlaque *et al.*, 2003). En cuanto a impacto socioeconómico, podría provocar una cierta disminución de las poblaciones de peces con cierto valor económico y problemas en la pesca a pequeña escala especialmente como resultado del colapso de las redes de pesca (Magri *et al.*, 2001). El establecimiento de esta especie induce una homogenización de los hábitats a diferentes niveles, una pérdida de biodiversidad y de abundancia de invertebrados. Además, esta especie produce metabolitos con efectos fitotóxicos. La actividad alelopática de la caulerpina puede jugar un cierto papel en la competencia con los macrófitos nativos (Raniello *et al.*, 2007). Se ha comprobado que puede cubrir al 100% el área invadida a los 6 meses de su entrada, ya que sus estolones de rápido crecimiento le permite crecer sobre otras macroalgas, disminuyendo su número, recubrimiento y diversidad. Eso ocurre incluso si las comunidades algales nativas son muy diversas y densas. Por ejemplo, en Chipre, donde el alga fue observada por primera vez en 1991, desplazó a la fanerógama dominante *Posidonia oceanica* en sólo 6 años. Este cambio drástico en el fitobentos modificó a su vez el macrobentos, con un aumento de poliquetos, bivalvos y equinodermos y una reducción de gasterópodos y crustáceos. Estudios de meiofauna en matas de posidonia afectada por la invasión de *C. racemosa* han revelados mayores valores de densidad de organismos; pero una disminución significativa de biodiversidad, y un cambio profundo de la comunidad de crustáceos, con aumentos de copépodos harpacticoides a expensas de ostrácodos, cumáceos, isópodos, anfípodos y tanaideos. En aquellas zonas donde el alga desarrolla grandes biomásas se generan densos tapetes con una elevada capacidad de retención de partículas, actuando por tanto a modo de trampa de sedimentos y modificando las características biogeoquímicas de los mismos. A su vez estos grandes desarrollos algales modifican la estructura de las comunidades de macrófitos existentes, que determinan reducciones en la riqueza de especies y en la cobertura algal de especies autóctonas. Estos cambios en hábitat se han asociado a su vez con modificaciones en la abundancia y composición de niveles tróficos superiores.

C. racemosa ha demostrado presentar un alto potencial invasor en el Mediterráneo, lo que la ha llevado a ser incluida entre las 100 peores especies invasoras en el Mediterráneo. La



elevada capacidad colonizadora exhibida se ha relacionada con una elevada plasticidad aclimatativa, que le permite desarrollar bajos requerimientos ecológicos, así como con el desarrollo de eficaces mecanismos de reproducción (tanto sexual como vegetativa) y una elevada capacidad de crecimiento.

Según diversos estudios las comunidades de fondos duros rocosos del fotófilo, fondos detríticos, coralígeno o de mata muerta de *Posidonia oceanica* parecen ser hasta el momento las biocenosis más afectadas por la invasión. Por el contrario, las comunidades de fondos arenosos sin desarrollo algal, así como biocenosis dominadas por la presencia de macrófitos de mayor porte y las praderas de fanerógamas marinas parecen ser los hábitats menos susceptibles a la invasión.

Control: Campañas de prevención y estudio de la expansión de las zonas ya colonizadas. Se han estudiado métodos de control biológico basado en predadores potenciales, como los opistobranquios. Métodos mecánicos como cubrirla con plástico negro o extracción manual o mediante bombas de succión ha resultado inefectiva, como cabe esperar del conspicuo desarrollo de sus rizomas por el sedimento y en las matas de *Posidonia*. Métodos químicos como inyectar soluciones Salinas o de cloro, incluso sulfato de cobre y limo bajo cubiertas de pvc, no han resultado tampoco efectivas.

Usos: Podría tener algún uso en acuarofilia.

Referencias consultadas: Rivera-Ingraham *et al.* (2010); Verlaque *et al.*, (en preparación) (Atlas CIESM)

Otras referencias relevantes:

- Alongi G, Cormaci M, Furnari G, Giaccone G, 1993. [English title not specified]. (Prima segnalazione di *Caulerpa racemosa* (Chlorophyceae, Caulerpales) per le coste italiane.) Bollettino delle sedute dell'Accademia Gioenia di Scienze Naturali, Catania, 26(342):49-53.
- Argyrou M, Demetropoulos A, Hadjichristophorou M, 1999. Expansion of the macroalga *Caulerpa racemosa* and changes in softbottom macrofaunal assemblages in Moni Bay, Cyprus. *Oceanol. Acta*, 22:517-528.
- Argyrou M, Demetropoulos M, Hadjichristophorou M (1999) The impact of *Caulerpa racemosa* on the macrobenthic communities in the coastal waters of Cyprus. Proceedings of the workshop on invasive *Caulerpa* species in the Mediterranean, Heraklion, Crete, Greece. MAP technical report series 125:139-158
- Balata D, Piazzì L, Cinelli F, 2004. A comparison among assemblages in areas invaded by *Caulerpa taxifolia* and *C. racemosa* on a subtidal Mediterranean rocky bottom. *Marine Ecology*, 25(1):1-13.
- Ballesteros E, Grau AM, Riera F, 1999. [English title not specified]. (*Caulerpa racemosa* (Forsskål) J. Agardh (Caulerpales, Chlorophyta) a Mallorca.) *Bolletí de la Societat d'Història Natural de les Balears*, 42:63-68.
- Bernardeau-Esteller J, Marín-Guirao L, Sandoval-Gil JM, Ruiz JM (2011) Photosynthesis and daily metabolic carbon balance of the invasive *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* (Chlorophyta: Caulerpales) along a depth gradient. *Sci Mar* 75(4): 803-810.
- Blitzkrieg in a marine invasion: *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* (Bryopsidales, Chlorophyta) reaches the Canary Islands (north-east Atlantic). *Biol. Invas*, 6:269-81.
- Capiomont A, Breugnot E, den Haan M, Meinesz A (2005) Phenology of a deep-water population of *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* in the northwestern Mediterranean Sea. *Botanica Marina* 48(1):80-83



- Ceccherelli G, Piazzì L (2005) Exploring the success of manual eradication of *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* (Caulerpales, Chlorophyta): the effect of habitat. *Cryptogamie Algologie* 26:319-328
- Ceccherelli G, Piazzì L, 2001. Dispersal of *Caulerpa racemosa* fragments in the Mediterranean: lack of detachment time effect on establishment. *Bot. Mar*, 44:209-213.
- Ceccherelli G., Campo D. y Piazzì L. 2001. Some ecological aspects of the introduced alga *Caulerpa racemosa* in the Mediterranean; way of dispersal and impact on native species. *Biol. Mar. Medit.*, 8 (1): 94-99.
- Coquillard P, Thibaut T, Hill DRC, Gueugnot J, Mazel C, Coquillard Y, 2000. Simulation of the mollusc *Ascoglossa Elysia subornata* population dynamics: application to the potential biocontrol of *Caulerpa taxifolia* growth in the Mediterranean Sea. *Ecological Modelling*, 135:1-16;.
- Di Martino V, Giaccone G, 1995. *Bollettino delle sedute dell'Accademia Gioenia di Scienze Naturali.*, 693-705.
- Djellouli A, 2000. *Caulerpa racemosa* (Forssk.) J. Agardh en Tunisie. In: *Proceedings of the first Mediterranean Symposium on Marine Vegetation, Ajaccio, 3-4 October 2000* [ed. by PNUE] Tunis: RAC/SPA, 124-127.
- Famagrave P, Wysor B, Kooistra WHCF, Zuccarello G, 2002. Molecular phylogeny of the genus *Caulerpa* (Caulerpales, Chlorophyta) inferred from chloroplast *tufA* gene. *J. Phycol*, 38:1040-1050.
- Famagrave P, Jousson O, Zaninetti L, Meinesz A, Dini F, Di Giuseppe G, Millar AJK, Pawlowski J, 2002. Genetic polymorphism in *Caulerpa taxifolia* (Ulvoophyceae) chloroplast DNA revealed by a PCR-based assay of the invasive Mediterranean strain. *J. Evol. Biol*, 15:618 - 624.
- Gamundi-Boyeras I, Terrados J, Peñalver M, 2006. [English title not specified]. (Relació entre la presència de l'alga *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* (Sonder) Verlaque, Huisman et Boudouresque i la tipologia del substrat a la Badia de Palma (Mallorca).) *Bolleti de la Societat d'Historia Natural de les Balears*, 49:83-88.
- Giaccone G, Di Martino V (1995) Le vegetazione a *Caulerpa racemosa* (Forssk.) J. Agardh nella Baia di S. Panagia (Sicilia Sud-Orientale). *Bollettino della Accademia Gioenia di Scienze Naturali in Catania* 28:59-73
- Hamel G, 1926. [English title not specified]. (Quelques algues rares ou nouvelles pour la flore méditerranéenne. *Bull. Mus. Nation. Hist. Nat*) *Bull. Mus. Nation. Hist. Nat*, 32:420.
- Hamel G, 1931. [English title not specified]. (Chlorophycées des côtes françaises.) *Rev. Algol*, 5:384-390.
- Hamel G, 1931. *Travaux cryptogamiques dédiés à Louis Mangin* [ed. by *Travaux cryptogamiques dédiés à Louis Mangin*, pp]. Paris, France: Laboratoire de Cryptogamie, Muséum National d'Histoire Naturelle, 309-312.
- Huisman JM, 2000. *Marine Plants of Australia*. Netherlands: *Travaux cryptogamiques dédiés à Louis Mangin*.
- Huisman JM, Walker DI, 1990. A catalogue of the marine plants of Rottnest Island, Western Australia, with notes on their distribution and biogeography. *Kingia*, 1:349 - 459.
- Huvé H, 1957. [English title not specified]. (Sur une variété nouvelle pour la Méditerranée du *Caulerpa racemosa* (Forssk.) Agardh.) *Rec. Trav. Stat. Mar. Endoume*, 21:67-73.
- Klein J, Verlaque M (2008) The *Caulerpa racemosa* invasion: A critical review. *Mar Poll Bull* 56: 205-225
- López-Rubio B, García-Muñoz R, Bernardeau-Esteller J, M., Marín-Guirao L, Sandoval-Gil JM, Gavilan-Alonso J, Ramos-Segura A, Ruiz JM (2011) Informe anual de la red de seguimiento de *Posidonia oceanica* de la Región de Murcia (2004-2011). Instituto Español de Oceanografía, Centro Oceanográfico de Murcia. <http://www.ieo.es>.
- Magri M., Piazzì L. y Serena F. 2001. La présence de *Caulerpa racemosa* le long des côtes septentrionales de la Toscane et les conséquences possibles sur l'activité de pêche. 4th International Workshop on *Caulerpa taxifolia*, Lerici, 1-2 February 1999 (Gravez V., Ruitton S., Boudouresque C.F., Le Direach L., Meinesz A., Scabbia G. y Verlaque M., editors), 338-344. GIS Posidonie, Marseilles.
- Meinesz A, Melnick J, Blachier J, Charrier S, 1996. [English title not specified]. (Etude préliminaire, en aquarium, de deux ascoglosses tropicaux consommant *Caulerpa taxifolia* : une voie de recherche pour la lutte biologique.) In: *Proceedings of the 2nd International Workshop on Caulerpa taxifolia, Barcelona* [ed. by Ribera] Spain: Universidad Barcelona Publications, 157-161.
- Meusnier I, Olsen JL, Stam WT, Destombe C, Valero M, 2001. Phylogenetic analyses of *Caulerpa taxifolia* (Chlorophyta) and of its associated bacterial microflora provide clues to the origin of the Mediterranean introduction. *Molecular Ecology*, 10(4):931-946.
- Nizamuddin M, 1991. *The Green Marine Algae of Libya*. Bern, Switzerland: Elga.



- Panayotidis P, Montesanto B, 1994. *Caulerpa racemosa* (Chlorophyta) on the Greek coasts. *Cryptogamie, Algologie*, 15:159-161.
- Panayotidis P. y Zuljevic A. 2001. Sexual reproduction of the invasive green alga *Caulerpa racemosa* var. *occidentalis* in the Mediterranean Sea. *Oceanologica Acta* 24(2): 199-203.
- Pergent G, Petrocelli A, Ruitton S, Zuljevic A, Ceccherelli G (2005) Invasion of *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* (Caulerpales, Chlorophyta) in the Mediterranean Sea: an assessment of the spread. *Cryptogamie, Algologie* 26:189-202
- Piazzì L, Balata D, Cecchi E, Cinelli F (2003) Co-occurrence of *Caulerpa taxifolia* and *C. racemosa* in the Mediterranean Sea: interspecific interactions and influence on native macroalgal assemblages. *Cryptogamie Algologie* 24:233-243
- Piazzì L, Ceccherelli G, Cinelli F (2001) Threat to macroalgal diversity: effects of the introduced alga *Caulerpa racemosa* in the Mediterranean. *Marine Ecology Progress Series* 210:149-159
- Piazzì L, Meinesz A, Verlaque M, Açalı B, Antolic B, Argyrou M, Baltana D, Ballesteros E, Calvo S, Cinelli F, Cirik S, Cossu A, d'Archino R, Djellouli AS, Javel F, Lanfranco E, Mifsud C, Pala D, Panayotidis P, Peirano A, Piazzì L. y Cinelli F. 1999. Développement et dynamique saisonnière d'un peuplement méditerranéen de l'algue tropicale *Caulerpa racemosa*. *Cryptogamie, Algol.* 20 (4): 295-300.
- Piazzì L, Meinesz A, Verlaque M, Akçalı B, Antolic B, Argyrou M, Balata D, Ballesteros E, Calvo S, Cinelli F, Cirik S, Cossu A, D'Archino R, Djellouli SA, Javel F, Lanfranco E, Mifsud C, Pala D, Panayotidis P, Periano A, Pergent G, Petrocelli A, Ruitton S, Zuljeviç, A, Ceccherelli G, 2005. Invasion of *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* (Caulerpales, Chlorophyta) in the Mediterranean Sea: an assessment of the spread. *Cryptogam. Algol*, 26:189-202.
- Piazzì L., Ceccherelli G. y Cinelli F. 2001. Threat to macroalgal diversity: effects of the introduced green alga *Caulerpa racemosa* in the Mediterranean. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 210: 149-159.
- Raniello R, Mollo E, Lorenti M, Gavagnin M, Buia MC, 2007. Phytotoxic activity of caulerpenyne from the Mediterranean invasive variety of *Caulerpa racemosa*: a potential allelochemical. *Biological Invasions*, 9(4):361-368.
- Renoncourt L, Meinesz A, 2002. Formation of propagules on an invasive strain of *Caulerpa racemosa* (Chlorophyta) in the Mediterranean Sea. *Phycologia*, 41:533-535.
- Ruitton S, Javel F, Culioli JM, Meinesz A, Pergent G, Verlaque M, 2005. First assessment of the *Caulerpa racemosa* (Caulerpales, Chlorophyta) invasion along the French Mediterranean coast. *Marine Pollution Bulletin*, 50(10):1061-1068. <http://www.sciencedirect.com/science/journal/0025326X>
- Ruitton S, Verlaque M, Boudouresque C-F (2005) Seasonal changes of the introduced *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* (Caulerpales, Chlorophyta) at the northwest limit of its Mediterranean range. *Aquatic Botany*
- Ruitton S, Verlaque M, Boudouresque CF, 2005. Seasonal changes of the introduced *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* (Caulerpales, Chlorophyta) at the northwest limit of its Mediterranean range. *Aquatic Botany*, 82(1):55-70. <http://www.sciencedirect.com/science/journal/03043770>
- Ruiz JM, Marín-Guirao L, Bernardeau-Esteller J, Ramos-Segura A, García-Muñoz R, Sandoval-Gil JM (2011) Spread of the invasive alga *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* (Caulerpales, Chlorophyta) along the Mediterranean coast of the Murcia region (SE Spain). *Anim Biodivers Conserv* 34(1) :73-82
- Scullion Littler D, Littler MM, Bucher KE, Norris JN, 1989. *Marine plants of the Caribbean. A field guide from Florida to Brazil.* Washington DC, USA: Smithsonian Institution Press, 166.
- Smith CM, Walters LJ, 1999. Fragmentation as a strategy for *Caulerpa* species: fates of fragments and implications for management of an invasive weed. *Mar. Ecol. PSZNI*, 20:307-319.
- Stevens DT, 1999. Country report - Malta. In: *Proceeding of the workshop on invasive Caulerpa species in the Mediterranean*, MAP Technical Reports Series No 125 Greece: UNEP, 279-281.
- Thibaut T, Meinesz A, 2000. Are the Mediterranean ascoglossan molluscs *Oxynoe olivacea* and *Lobiger serradifalci* suitable agents for a biological control against the invading tropical alga *Caulerpa taxifolia*? *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences. Série III, Sciences de la Vie*, 323(5):477-488.
- Tolay M, Evirgen A, Cirik S, 2001. Observations of *Caulerpa racemosa* in the Eagean Sea and the Mediterranean Sea of Turkish region. In: *4th International Workshop on Caulerpa taxifolia*, Lerici, 1 - 2 February 1999



- [ed. by Gravez , V, Ruitton S, Boudouresque CF, Le Direach L, Meinesz A, Scabbia G, Verlaque M] Marseilles, France: GIS Posidonie, 328-333.
- Tolay MA, Evirgen A, Piazzì L, Cirik S, 2001. Determination of variations in *Caulerpa racemosa* in the Bodrum-Goumlautkova coast of Turkey. In: XVIIth International Seaweed Symposium Cape Town, South Africa: XVIIth International Seaweed Symposium, 93.
- Tunesi L, Agnesi S, Di Nora T, Mo G, Molinari A, 2007. Colonization of the Gallinaria Island (NW Ligurian Sea) seafloors by *Caulerpa taxifolia* and *C. racemosa*: implications for a new marine protected area. In: Proceedings of the third Mediterranean symposium on marine vegetation (Marseilles, 27-29 March 2007) [ed. by Pergent-Martini , El Asmi S, Le Ravallec C] Tunis: UNEP-MAP-RAC/SPA, 197-202.
- Verlaque M, Afonso-Carrillo J, Candelaria Gil-Rodríguez M, Durand C, Boudouresque CF, Le Parco Y (2004)
- Verlaque M, Boudouresque CF, Meinesz A, Gravez V, 2000. The *Caulerpa racemosa* complex (Caulerpales, Ulvophyceae) in the Mediterranean Sea. *Bot. Mar*, 43:49 - 68.
- Verlaque M, Durand C, Huisman JM, Boudouresque CF, Le Parco Y (2003) On the identity and origin of the Mediterranean invasive *Caulerpa racemosa* (Caulerpales, Chlorophyta). *European Journal of Phycology* 38:325-339
- Verlaque M, Durand C, Huisman JM, Boudouresque CF, Le Parco Y, 2003. On the identify and origin of the Mediterranean invasive *Caulerpa racemosa* (Caulerpales, Chlorophyta). *Eur. Phycol*, 38:325-339.
- Zaleski SF, Murray SN, 2006. Taxonomic diversity and geographic distributions of aquarium-traded species of *Caulerpa* (Chlorophyta: Caulerpaceae) in southern California, USA. *Marine Ecology, Progress Series*, 314:97-108. <http://www.int-res.com/abstracts/meps/v314/p97-108/>
- Zuljević, A, Antolic B, Onofri V, 2003. First record of *Caulerpa racemosa* (Caulerpales: Chlorophyta) in the Adriatic Sea. *Journal of the Marine Biological Association of the UK*, 83:711-712.

Links de interés:

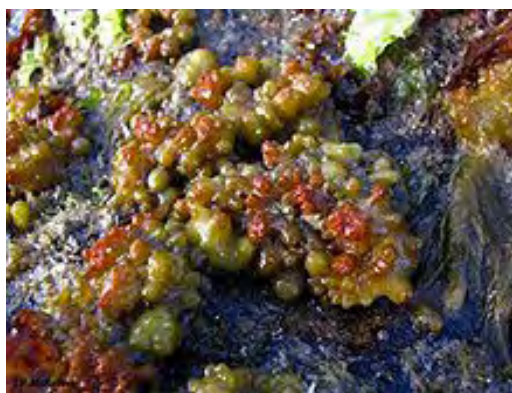
<http://www.unice.fr/LEML/>

<http://www.cabi.org/isc/?compid=5ydsid=107735yloadmodule=datasheetypage=481ysite=144>

<http://www.europe-aliens.org/speciesFactsheet.do?speciesId=53253>

***Colpomenia sinuosa* var. *peregrina* Sauvageau 1927**

Phylum Ochrophyta, Clase Phaeophyceae, Orden Ectocarpales,
Familia Scytosiphonaceae





Ecología: Alga parda sésil con morfología globular, hueca y de bordes lobulados o irregulares. Caracterizada por su color marrón oliváceo. Puede llegar a medir hasta 9 cm de ancho. Su superficie es fina y lisa, aunque en ocasiones presenta invaginaciones o roturas. Podemos encontrarla epilítica o epifita, fijada al substrato mediante filamentos rizoidales. Los soros se disponen esparcidos por todo el talo (Womerlsey, 1987).

Se han descrito dos morfotipos de la especie en el Sur de Australia: una forma pequeña y globosa, y otra alargada e irregular con una superficie rugosa (Clayton, 1975). La forma globosa normalmente es de vida epifita, habitando en las piscinas creadas por las mareas. Es la forma de *C. peregrina* más encontrada en Europa (Blackler, 1967). La forma irregular predomina en invierno en el sur de Australia (Clayton, 1975). Actualmente, gracias a nuevos datos genéticos, se encuentra en discusión, si los dos morfotipos corresponden a dos especies diferentes (Youn Cho, 2005).

Presenta un ciclo de vida anual que consta de dos fases alternadas, una fase gametofítica y parenquimática, y otra esporofítica y pseudoparenquimatosa. Los zooides se desarrollan directamente en el talo o a partir de filamentos, se trata de anisogametos. El esporangio que se forma a partir del cigoto es un pequeño disco con un filamento, sobre el que se desarrolla el esporangio. (Womerlsey, 1987).

Habita normalmente en la zona intermareal sobre substratos duros, generalmente en la roca, o en la superficie de las valvas de las ostras, aunque es posible encontrarla en la zona sublitoral llegando incluso a los 18 metros de profundidad (Peña y Bárbara, 2008).

Dispersión: Es nativa del Océano Pacífico (Eno *et al.* 1997; Oakley, 2008). Como es normal en las invasiones que se producen en el medio marino, existe una cierta incertidumbre sobre la introducción y establecimiento de ésta especie. Algunos autores afirman que *C. peregrina* fue introducida en toda Europa mediante el cultivo del bivalvo *Crassostrea virginica* (Farnham, 1980; Eno *et al.* 1997; Oakley, 2008). Sin embargo, otros estudios afirman que se introdujo a través del cultivo de *C. virginica* sólo en algunos puntos de la costa francesa y, posteriormente, se extendió mediante dispersión natural hacia las costas de Reino Unido, península Ibérica y las costas situadas más al Norte del continente europeo (Blackler, 1967). Según datos históricos se estableció primeramente alrededor del 1905 en la costa atlántica francesa y en los años siguientes abarcó la península Ibérica y las costas de Reino Unido e Irlanda (Wolff, 2005). Posteriormente, se expandió hacia las costas de Holanda (1921), Dinamarca (1939) y Noruega (1949); (Blackler, 1967). En la costa Mediterránea de la península Ibérica se introdujo a través del Estrecho de Gibraltar, donde las corrientes de entrada al Mediterráneo facilitaron la dispersión natural de la especie (Blackler, 1967).

Citas en la demarcación: Seoane-Camba (1965) la citó en Punta Tajo y Punta Carnero (Cádiz) en 1961-1962, y también en la provincia de Málaga.

Información cuantitativa espacio-temporal: No se dispone.

Impacto potencial: Los ejemplares de *C. peregrina*, sin fisuras en su membrana y fijados a una ostra puede provocar el desprendimiento de la ostra y que sea llevada a flote, debido a que *C. peregrina* actúa como flotador. Esto, supone una grave amenaza para aquellas



localidades donde el cultivo de estos bivalvos es una fuente de ingresos importante. Por este curioso efecto se la llama “Oyster thief” (Ladrón de ostras); (Guiry, 2011; Oakley, 2008).

Control: No se conocen depredadores que ejerzan de controlador sobre la especie. Hasta el momento no se han aplicado medidas para gestionar su expansión.

Usos: Ninguno

Referencias consultadas: Seoane-Camba (1965).

Otras referencias relevantes:

- Bárbara I., Cremades J., Calvo S., López-Rodríguez M.C. y Dosil J. 2005. Checklist of the benthic marine and brackish Galician algae (NW Spain). *Anales del Jardín Botánico de Madrid* 62: 69-100.
- Blackler H. 1967. The occurrence of *Colpomenia peregrina* (Sauv.) Hamel in the Mediterranean (Phaeophyta, Scytosiphonales). *Blumea* 15: 5–8.
- Clayton M.N. 1975. A study of variation in Australian species of *Colpomenia* (Phaeophyta, Scytosiphonales). *Phycologia* 14: 187– 195.
- Eno N.C., Clark R. y Sanderson W. 1997. Non-native marine species in British waters: a review and directory. Edited by N. C. Eno, Robin A. C. y W. G. Sanderson. Joint Nature Conservation Committee, Peterborough. 136 pp.
- Guiry, M.D. y Guiry, G.M. 2011. *AlgaeBase*. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway. <http://www.algaebase.org>; searched on 09 June 2011.
- Oakley, J. 2008. *Colpomenia peregrina*. Oyster thief. Marine Life Information Network: Biology and Sensitivity Key Information Sub-programme. Plymouth: Marine Biological Association of the United Kingdom. Available from: <http://www.marlin.ac.uk/speciesinformation.php?speciesID=3024>; searched on 09 June 2011.
- Peña V. y Bárbara I. 2008. Biological importance of an Atlantic European maërl bed off Benencia Island (northwest Iberian Peninsula). *Botanica Marina* 51 (2008): 493–505.
- Youn Cho G., Min Boo S., Nelson W. y Clayton M. 2005. Genealogical partitioning and phylogeography of *Colpomenia peregrina* (Scytosiphonaceae, Phaeophyceae), based on plastid *rbcl* and nuclear ribosomal DNA internal transcribed spacer sequences. *Phycologia* 44: 103–111.
- Wolff. W.J. 2005. Non-indigenous marine and estuarine species in The Netherlands. *Zoologische Mededelingen* 79: 1-116.
- Womersley H.B.S. 1987. The marine benthic flora of southern Australia. Part II. South Australia Government Printing Division, Adelaide. 481pp.

Links de interés:

- http://www.frammandearter.se/0/2english/pdf/Colpomenia_peregrina.pdf
- http://www.algaebase.org/search/species/detail/?species_id=74
- http://invasiber.org/fitxa_detalls.php?taxonomic=2yid_fitxa=134
- <http://www.europe-aliens.org/speciesFactsheet.do?speciesId=50148>

***Microcosmus squamiger* Michaelsen, 1927**

Phylum Chordata, Subphylum Tunicata, Clase Ascidiacea, Familia Pyuridae



Ecología: Es una pequeña (hasta 4 cm) ascidia solitaria que se fija sobre sustratos rocosos o sustratos duros artificiales poco profundos, generalmente hasta 10 m aunque ocasionalmente alcanza los 35 (Kott, 1985). Se encuentra sobre todo en zonas de mares templados cálidos, la mayoría de clima mediterráneo. Su rango óptimo de salinidades es entre 30 y 36‰, aunque tolera salinidades más bajas, hasta 15‰. En cuanto a temperaturas, puede vivir entre 10 y 30º, aunque su intervalo óptimo es de 12 a 25ºC. En las áreas que ha colonizado fuera de su zona de origen (Australia), parece preferir hábitats eutrofizados de alta turbidez (Naranjo *et al.*, 1996; Ramos-Esplá, 1988; Lambert and Lambert, 2003; Turon *et al.*, 2007), por lo que se la encuentra en puertos, marinas e instalaciones de acuicultura, formando densos agregados de hasta 2300 individuos/m² (Rius *et al.*, 2009b). Sin embargo, puede también colonizar áreas adyacentes menos antropizadas, compitiendo con las especies autóctonas, y de ahí su consideración de especie invasora. Se la considera una especie indicadora de áreas perturbadas por diversos tipos de stress ambiental, como sedimentación, contaminación o estancamiento (Naranjo *et al.*, 1996).

M. squamiger es un hermafrodita simultáneo, que libera huevos y esperma directamente en el medio, donde se produce la fertilización y desarrollo embrionario. Su potencial reproductivo es alto. Las larvas se asientan en menos de 24h (Rius *et al.*, 2009a), por lo que su potencial de dispersión natural es limitado. Su ciclo vital completo dura unos dos años, con un reclutamiento tras el periodo estival, alcanzando la madurez al invierno siguiente, y desapareciendo tras la reproducción estival (Rius *et al.*, 2009b).

Como el resto de ascidias, es un organismo filtrador que puede llegar a alimentarse incluso de bacterias. Es a su vez depredado principalmente por gasterópodos, aunque otros muchos organismos pueden alimentarse de los estadios juveniles (Rius *et al.*, 2009a, b).

Dispersión: Se trata de una especie nativa de Australia, desde donde se ha dispersado a otras partes del mundo, hecho confirmado por estudios genéticos (Rius *et al.*, 2008a). Fue detectada en el Mediterráneo en los años 60 del s. XX, en Túnez, y posteriormente en la ribera norte del Mediterráneo en los 70 (Zibrowius, 1974; Ballesteros, 1978; Monniot, 1981),



aunque clasificada como *M. exasperatus*. Ahora es abundante en todo el Mediterráneo Occidental, así como en el Atlántico este central (Península Ibérica, Madeira, Islas Canarias) (Naranjo, 1995). En el Pacífico Este fue citado en los 80, y en Sudáfrica en el 2001 (Monniot *et al.*, 2001, y posteriormente también en el Índico (Abdul and Sivakumar, 2007). La dispersión natural se produce únicamente mediante las larvas planctónicas, de vida corta (Svane and Young, 1989), por lo que sólo se suelen alejar unos pocos kilómetros del punto de origen. En cambio, la dispersión vía tráfico marítimo, al fijarse al casco de buques. Parece ser un método muy efectivo, ya que presenta una amplia variabilidad genética incluso en zonas confinadas (Rius *et al.*, 2008a), lo que indica repetidas reintroducciones. Podrían darse introducciones asociadas a actividades de acuicultura, aunque no han sido demostradas.

Citas en la demarcación: Fue detectada en el cabo de Gata en el amplio muestreo realizado por Ramos entre 1974 y 1986 (Ramos, 1991). Posteriormente ha sido localizada en la Bahía de Algeciras, entre 1990 y 1993 (Naranjo, 1995; Naranjo *et al.*, 1996). Turón *et al.* (2007) y Rius (2008) señala su presencia en Ceuta.

Información cuantitativa espacio-temporal: Sólo se ha recogido datos de frecuencia de ocurrencia, con 8 estaciones positivas entre 11 muestreadas en una ocasión y 21 de 70 en otra, en la Bahía de Algeciras (Naranjo, 1995; Naranjo *et al.*, 1996).

Impacto potencial: Cuando se expande fuera de las zonas portuarias donde es introducido puede afectar a poblaciones naturales de interés. Aunque esto no sea habitual, hay casos registrados en el Mediterráneo (Turón *et al.*, 2007) y Sudáfrica (M. Rius, Universidad de Ciudad del Cabo, comunicación personal, 2009). Cuando eso ocurre pueden encontrarse densas poblaciones de *M. squamiger* en aguas someras, tapizando completamente el sustrato y compitiendo por el espacio y alimento con otras especies. Por otra parte, al ser una especie estructurante de hábitat, puede inducir aumentos de abundancia de ciertas especies. Su principal impacto económico es debido a su interacción con cultivos de ostras, con las que compete por espacio y alimento. Este hecho ha sido registrado sólo en Australia (Kott, 1985) y California (L. Rodríguez, Universidad de California, USA, comunicación personal, 2009); pero es probable que se dé el caso en otras zonas. Por su capacidad incrustante podría afectar a estructuras sumergidas, como tomas de agua o filtros de canales de refrigeración.

Control: En aguas españolas el gasterópodo nativo *Stramonita haemastoma*, aprovechable comercialmente, ha incluido como alimento preferente a esta especie alóctona, por lo que podría constituir un método de control biológico en aquellos casos que la especie se extendiera más allá de zonas ya altamente impactadas, donde en realidad no representa un gran problema .

Usos: Se podría usar como cebo de pesca y potencialmente como comida para animales (X. Turón, Center, Centro de Estudios Avanzados de Blanes, CSIC, comunicación personal, 2009).



Referencias consultadas: Ramos, 1991; Naranjo, 1995; Naranjo *et al.*, 1996; Turón *et al.*, 2007; Rius, 2008.

Otras referencias relevantes:

- Abdul JAH, Sivakumar V, 2007. Occurrence and distribution of ascidians in Vizhinjam Bay (south west coast of India). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* [Proceedings of the 1st International Invasive Sea Squirt Conference, Woods Hole, Massachusetts, USA, April 21-22, 2005.], 342(1):189-190.
- Ballesteros M, 1978. [English title not available]. (Contribución al conocimiento de la fauna bentónica de Cubellas.) *Publicaciones Departamento de Zoología, Universidad de Barcelona*, 2:7-12.
- Godwin LS, 2003. Hull fouling of maritime vessels as a pathway for marine species invasions to the Hawaiian Islands. *Biofouling*, 19:123-131.
- Kott P, 1985. The Australian Ascidiacea part 1, Phlebobranchia and Stolidobranchia. *Memoirs of the Queensland Museum*, 23:1-440.
- Lambert CC, Lambert G, 1998. Non-indigenous ascidians in southern California harbors and marinas. *Marine Biology*, 130:675-688.
- Lambert CC, Lambert G, 2003. Persistence and differential distribution of nonindigenous ascidians in harbors of the Southern California Bight. *Marine Ecology Progress Series*, 259:145-161.
- Lowe AJ, 2002. *M. squamiger*; a solitary ascidian introduced to southern California harbors and marinas: salinity tolerance and phylogenetic analysis. Fullerton, California, USA: California State University, unpaginated.
- Mastrototaro F, Dappiano M, 2005. New record of the non-indigenous species *M. squamiger* (Ascidiacea: Stolidobranchiata) in the harbour of Salerno (Thyrrhenian Sea, Italy). *Journal of the Marine Biological Association, Biodiversity Records*, 2:5124.
- Michaelsen W, 1908. [English title not available]. (Die Pyuriden (Halocynthiiden) des Naturhistorischen Museums zu Hamburg.) *Mitt. Zool. Mus. Hamburg*, 25(2):227-287.
- Michaelsen W, 1919. [English title not available]. (Ascidia Ptychobranchia und Dictyobranchia des Roten Meeres.) *Denkschr. Akad. Wiss. Wien*, 95:1-120.
- Michaelsen W, 1927. [English title not available]. (Einige neue westaustralische Ptychobranchiate Ascidien.) *Zool. Anzeiger*, 71:193-203.
- Millar RH, 1955. On a collection of ascidians from South Africa. *Proc. Zool. Soc. Lond*, 125:169-221.
- Millar RH, 1962. Further descriptions of South African ascidians. *Annals of the South African Museum*, 46:113-221.
- Monniot C, 1965. [English title not available]. (Les "blocs á M." des fonds chalutables de la region de Banyuls-Sur-Mer.) *Vie et Milieu*, 16(2B):819-850.
- Monniot C, 1981. [English title not available]. (Apparition de l'ascidie *M. exasperatus* dans les ports méditerranéens.) *Téthys*, 10(1):59-62.
- Monniot C, 2002. Stolidobranch ascidians from the tropical western Indian Ocean. *Zoological Journal of the Linnean Society*, 135:65-120.
- Monniot C, Monniot F, Griffiths CL, 2001. South African ascidians. *Annals of the South African Museum*, 108(1):1-141.
- Monniot C, Monniot F, Laboute P, 1991. Coral reef ascidians of New Caledonia. Paris, France: Éditions de l'ORSTOM, 247 pp.
- Ramos-Esplà AA, 1988. *Ascidias litorales del Mediterráneo ibérico. Faunística, ecología y biogeografía.* Barcelona, Spain: University of Barcelona, unpaginated.
- Rius M, Pascual M, Turon X, 2008. Phylogeography of the widespread marine invader *M. squamiger* (Ascidiacea). *Diversity and Distributions*, 14:818-828.
- Rius M, Pineda MC, Turon X, 2009a. Population dynamics and life cycle of the introduced ascidian *M. squamiger* in the Mediterranean Sea. *Biological Invasions*, 11(10):2181-2194.
- Rius M, Turon X, Marshall DJ, 2009b. Non-lethal effects of an invasive species in the marine environment: the importance of early life-history stages. *Oecologia*, 159(4):873-882. <http://springerlink.metapress.com/content/w121t0njl7lv6135/?p=9296c257496d44f48d3cf9b341b6b749&pi=17>
- Rius M, Turon X, Pascual M, 2008. Isolation of microsatellite loci for the marine invader *M. squamiger* (Ascidiacea). *Molecular Ecology Resources*, 8:1405-1407.



- Svane I, Young CM, 1989. The ecology and behaviour of ascidian larvae. *Oceanography of Marine Biology Annual Review*, 27:45-90.
- Turon X, Rius M, Nishikawa T, 2007. Spread of *M. squamiger* (Asciacea: Pyuridae) in the Mediterranean Sea and adjacent waters. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 342:185-188.
- Zibrowius H, 1974. [English title not available]. (*Oculina patagonica*, Scléractiniaire hermatypique introduit en Méditerranée.) *Helgoländer wiss. Meeresunters*, 26:153-173.
- Zibrowius H, 1991. Ongoing modification of the Mediterranean marine fauna and flora, by the establishment of exotic species. *Mesogée*, 51:83-107.

Links de interés:

<http://www.cabi.org/isc/?compid=5&dsid=108333&loadmodule=datasheet&page=481&site=144>

<http://www.sealifebase.org>

<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/taxonomy>

<http://www.environment.gov.au/biodiversity/abrs/online-resources/fauna/afd/home>

***Oculina patagonica* de Angelis, 1908**

Phylum Cnidaria, Clase Anthozoa, Orden Scleractinia, Familia Oculinidae



Ecología: Coral zooxantelado de aguas poco profundas (0,5 -15m) (Rodolfo-Metalpa *et al.*, 2008) que presenta dos tipos de morfotipos: incrustante (normalmente en zonas poco profundas) y ramificante (rara en áreas profundas) (Izquierdo *et al.*, 2007). *Oculina patagonica* es un coral gonocórico con una proporción sexual 1: 1 en la mayoría de los lugares, aunque también se da el caso de que todas las colonias sean hembras (Fine *et al.*, 2001). Se ha visto una correlación positiva entre la temperatura y el desarrollo gonadal en el este y oeste Mediterráneo, esto puede ser un indicador de que el aumento de temperatura entre Mayo y Agosto junto con el aumento del fotoperiodo son el factor clave para el desarrollo gonadal de esta especie (Fine *et al.*, 2001).

Oculina patagonica se comporta como una especie tropical por lo cual su crecimiento esta favorecido por la temperatura, y disminuye al aumentar la profundidad (Rodolfo-Metalpa *et al.*, 2008). Tanto en experimentos de laboratorio (Rodolfo-Metalpa *et al.*, 2006) como en observaciones in situ (Rodolfo-Metalpa *et al.*, 2000), se ha comprobado que al aumentar la



temperatura ($\geq 24^{\circ}\text{C}$) se produce un declive de la calcificación, debido a que la fisiología del coral se colapsa, a partir de esos grados centígrados se produce un blanqueamiento (Rodolfo-Metalpa *et al.*, 2008).

La proliferación de esta especie en el Mediterráneo, según Fine *et al.*, 2001, es exitosa gracias a su: habilidad de reproducirse sexual y asexualmente, pronta edad de reproducción (1-2 años), capacidad para sobrevivir en condiciones extremas y alta tasa de crecimiento en condiciones ambientales variables.

Estudios de campo y laboratorio han demostrado que es capaz de vivir a pocos metros en varios hábitats litorales, en condiciones prístinas, puertos, ambientes industriales, en áreas fuertemente contaminadas (Sartoretto *et al.*, 2008) y también en áreas protegidas como puede ser el Cabo de Gata (Moreno, 2001). Se ha confirmado su presencia en aguas poco profundas con algas fotófilas como son *Codium vermilara*, *Padina pavonica*, *Dictyota dichotoma*, *Laurencia obtusa*, *Amphipora rigida*, etc., o incluso con el alga invasora *Asparagopsis taxiformis* (Oceana, 2006). Además se han encontrado algas endolíticas (*Ostreobium* sp.) viviendo dentro de su esqueleto calcáreo (Fine *et al.*, 2004).

En Israel se ha registrado un rango de crecimiento de 0.60-0.75 cm/año (Fine *et al.*, 2001) mientras que en el puerto de Alicante han mostrado un crecimiento mensual de $0.29 \pm 0.94 \text{ cm}^2$ y de $0.24 \pm 0.33 \text{ cm}^2$ para 1 y 5m de profundidad (Rubio *et al.*, 2010).

Se está detectando un blanqueamiento de *Oculina* y una de las causas demostradas es la infección del coral por la bacteria *Vibrio shilo* (Kushmaro *et al.*, 1996, 1997). Este fenómeno de blanqueamiento también ha sido asociado a las altas temperaturas que se están dando en diversos años en el Mediterráneo (Toren *et al.*, 1998). Según Oceana, 2006, es probable que el blanqueamiento haya afectado al 80-90% de las colonias de *Oculina patagonica* en los últimos diez años en el Mediterráneo.

Dispersión: El primer registro de un coral escleractino alóctono en el Mediterráneo se dio en 1966, en la costa de Liguria, Italia, a aproximadamente 1 km del puerto de Savona. Ese coral se identificó como *Oculina patagonica* De Angelis, 1908 y se consideró introducida accidentalmente por el transporte marítimo desde las aguas templadas del SO Atlántico (Zibrowius, 1974). 40 años después de su descubrimiento en Italia, se ha distribuido ampliamente a lo largo del Mar Mediterráneo: Italia y Francia (Zibrowius, 1974; Zibrowius y Ramos, 1983; entre otros muchos registros); Argelia y Túnez (Sartoretto *et al.*, 2008); Egipto (Bitar y Zibrowius, 1997); Israel (Fine *et al.*, 2001); Líbano (Bitar y Zibrowius, 1997); Turquía (Cinar *et al.*, 2006); Grecia (Salomidi *et al.*, 2006). En España desde que se descubrió por primera vez en el puerto de Alicante en 1973 (Zibrowius y Ramos, 1983) su expansión ha sido más que evidente. La encontramos desde Algeciras hasta Cataluña, Mar de Alborán, Cabrera y Columbretes (Templado y Calvo, 2006; Izquierdo *et al.*, 2007).

Sin embargo esta cronología del descubrimiento de *O. patagonica*, puede no corresponder con la de la invasión y dispersión de la especie, ya que se piensa que las abundantes colonias encontradas en el puerto de Alicante estaban ahí mucho antes de su primera observación en la zona (Zibrowius y Ramos, 1983). Lo mismo ocurre por ejemplo en Alejandría (Egipto) donde se baraja 1981 como fecha aproximada de la presencia de este coral, años antes de que fuese registrada por primera vez (Bitar y Zibrowius, 1997) y en Israel, donde su primer

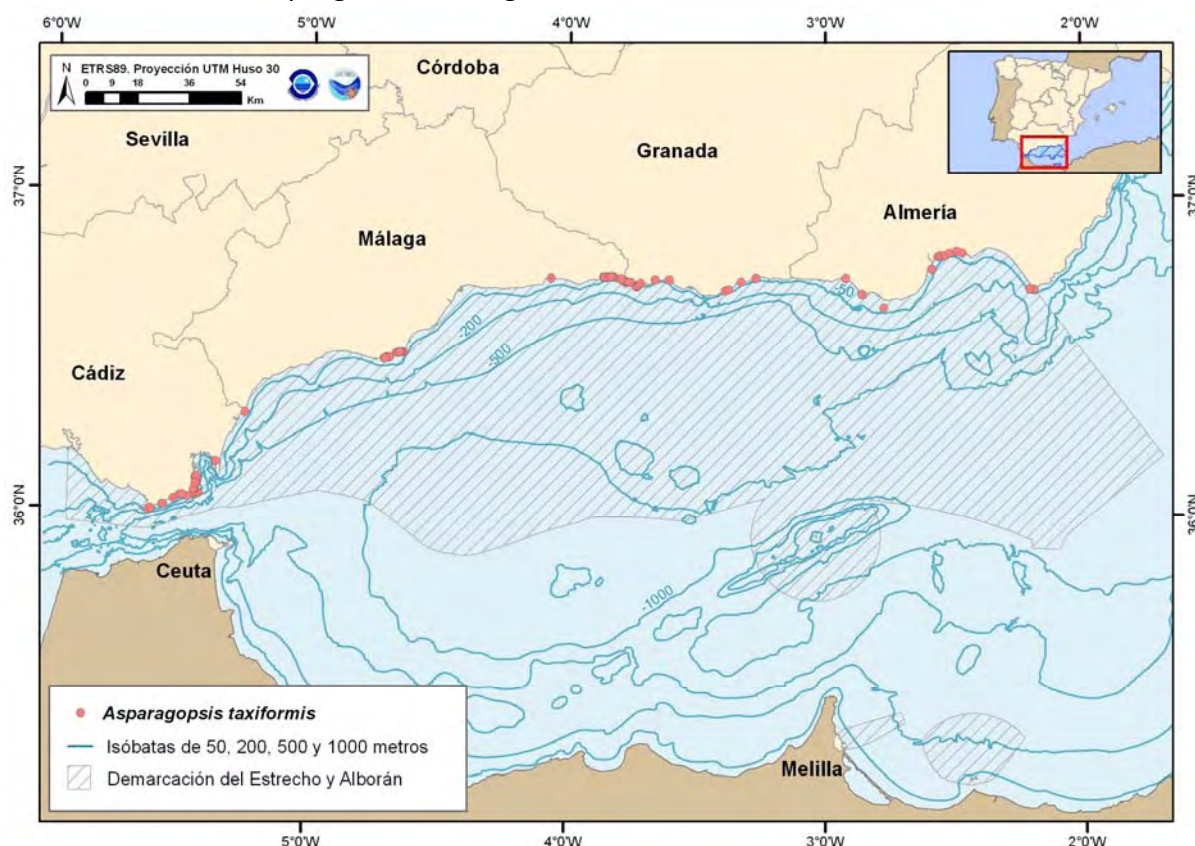


registro data de 1994 pero puede que ya estuviese ahí dos o tres décadas antes (Fine *et al.*, 2001).

Con respecto a su vector de introducción en el Mediterráneo todavía no está del todo claro. Al principio se pensó que se trataba de una introducción ocasionada por la actividad humana, ya que esta especie sólo era conocida como registro fósil del Atlántico Sur. Sin embargo hoy en día muchos ponen en duda su “exotismo”, ya que los únicos especímenes vivos encontrados hasta día de hoy se encuentran en el Mar Mediterráneo (Oceana, 2006).

Citas en la demarcación: Gómez *et al.* (2010) señala su presencia en Alborán en 2004, y posteriormente ha aparecido frecuentemente en los programas de muestreo realizados a instancias de la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía (CMA, 2009, 2010), en el marco de programas de seguimiento de invasoras y en relación a la implementación de la DMA.

Información cuantitativa espacio-temporal: Como dato referencia cuantitativa en el estudio llevado a cabo por Gómez *et al.* (2010) apareció en 3 de 15 estaciones muestreadas. En el mapa siguiente se recoge la localización de los puntos donde ha aparecido recientemente en los programas de seguimiento de alóctonas en la zona.



Impacto potencial: Se ha visto que compite con las especies nativas del fouling, limitando el espacio disponible para los nuevos reclutas y cubriendo además la mayoría de los



organismos sésiles (Izquierdo *et al.*, 2007). Además en las zonas rocosas del infralitoral comparte y compite por el espacio con otros hábitats como son las concreciones de algas rojas (*Lithophyllum*, *Mesophyllum*, *Peyssonnelia*, etc.) o los prados de algas verdes del género *Halimeda* (Oceana, 2006). El erizo de mar *Paracentrotus lividus* juega un rol importante en el aumento de la abundancia de este coral. Coma *et al.*, 2011 han visto que el herbivorismo del erizo sobre las macroalgas ayuda a crear espacio para que *Oculina* pueda asentarse en los lugares donde antes estaban las macroalgas nativas finalizando así con la monopolización de las algas en el infralitoral rocoso y pudiendo generar un cambio en las fuentes de producción primaria del ecosistema. (Coma *et al.*, 2007).

Control: Ninguno

Usos: Ninguno

Referencias consultadas:

Otras referencias relevantes:

- Bitar, G., Zibrowius, H. 1997. Scleractinian corals from Lebanon, eastern Mediterranean, including a non-lessepsian invading species. *Scientia Marina* 61 (2): 227-231
- Cinar, M.E., Bilecenoglu, M., Öztük, B., Can, A. 2006. New records of alien species on the Levantine coast of Turkey. *Aquatic Invasions* 1 (2): 84-90
- Coma, R., Serrano, E., Linares, C., Ribes, M., Díaz, D., Ballesteros, E. 2011. Sea urchins predation facilitates coral invasión in a marine reserve. *PLoS ONE* 6(7): 1-12
- Fine, M., Oren, U., Loya, Y. 2002. Bleaching effect on regeneration and resource translocation in the coral *Oculina patagonica*. *Marine Ecology Progress Series* 234: 119-125
- Fine, M., Steindler, L., Loya, Y. 2004. Endolithic algae photoacclimate to increased irradiance during coral bleaching. *Marine and Freshwater Research* 55(1) 115-121
- Kushmaro, A., Loya, Y., Fine, M., Rosenberg, E. 1996. Bacterial infection and coral bleaching. *Nature* 380:396
- Kushmaro, A., Rosenberg, E., Fine, M., Loya, Y. 1997. Bleaching of the coral *Oculina patagonica* by *Vibrio* AK-1. *Marine Ecology Progress Series* 147:159-165
- Kushmaro, A., Rosenberg, E., Fine, M., Ben Haim, Y., Loya, Y. 1998. Effects of temperature on bleaching of the coral *Oculina patagonica* by *Vibrio* AK-1. *Marine Ecology Progress Series* 171:131-137
- Kushmaro, A., Banin, E., Loya, Y., Stackebrandt, E., Rosenber, E. 2001. *Vibrio shiloi* sp. Nov., the causative agent of bleaching of the coral *Oculina patagonica*. *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology* 51:1383-1388
- Moreno, D. 2001. Cabo de Gata: un espectacular patrimonio natural litoral y sumergido. *Actas de las I Jornadas sobre reservas marinas y II Reunión de la red iberoamericana de reservas marinas (RIRM)*. Cabo de gata, Almería. 17-23 de Septiembre de 2001
- Oceana. 2006. Habitats in danger. Oceana's proposal for protection.
- Rodolfo-Metalpa, R., Bianchi, C.N., Peirano, A., Morri, C. 2000. Coral mortality in NW Mediterranean. *Coral Reefs* 19:24



- Rodolfo-Metalpa, R., Richard, C., Allemand, D., Ferrier-Pagès, C. 2006. Growth and photosynthesis of two Mediterranean corals *Cladocora caespitosa* and *Oculina patagonica* under normal and elevated temperatures. *Journal of Experimental Biology* 209: 4546-4556
- Rodolfo-Metalpa, R., Reynaud, S., Allemand, D., Ferrier-Pagès, C. 2008. Temporal and depth responses of two temperate corals, *Cladocora caespitosa* and *Oculina patagónica*, from the North Mediterranean Sea. *Marine Ecology Progress Series* 369: 103-114
- Rosenberg, E., Falkovitz, L. 2004. The *Vibrio shiloi/Oculina patagonica* model system of coral bleaching. *Annual Review of Microbiology*. Vol. 58: 143-159
- Salomidi, M., Bellou, N., Pancucci-Papadopoulou, M.A., Zibrowius, H. 2006. First observation of an invasive scleractinian coral in Greek waters. Póster presentado en el 41st European Marine Biology Symposium, Cork, 4-8 Septiembre 2006
- Sartoretto, S., Harmelin, J.G., Bachet, F., Bejaoui, N., Lebrun, O., Zibrowius, H. 2008. The alien coral *Oculina patagonica* De Angelis, 1908 (Cnidaria, Scleractinia) in Algeria and Tunisia. *Aquatic Invasions* 3(2): 173-180
- Serrano, E., Coma, R., Ribes, M., Weitzmann, B., García, M., Ballesteros, E. 2011. Expansion of an alien coral species in the NW Mediterranean. 7th International Conference on Marine Bioinvasions, Barcelona.
- Shenkar, N., Fine, M., Loya, Y. 2005. Size matters: bleaching dynamics of the coral *Oculina patagonica*. *Marine Ecology Progress Series* 294: 181-188
- Templado, J., Calvo, M. 2006. Flora y fauna de la reserva marina y reserve de pesca de la Isla de Alborán. Secretaria General de Pesca Marítima (MAPA), Madrid
- Toren, A., Landau, L., Kushmaro, A., Loya, Y., Rosenberg, E. 1998. Effect of temperature on adhesion of *Vibrio* strain AK-1 to *Oculina patagonica* and on coral bleaching. *Appl. Environ. Microbiol.* 64: 1379-1384
- Zibrowius, H. 1974. *Oculina patagónica*, scleractiniaire hermatypique introduit en Méditerranée. *Helgoländer Wissenschaftliche Meeresuntersuchungen* 26(2): 153-173

Links de interés:

<http://www.regmurcia.com/servlet/s.SI?METHOD=DETALLEMEDIATECA&serv=Mediateca&mId=2745>

***Percnon gibbesi* (H. Milne Edwards, 1853)**

Phylum Arthropoda, Clase Malacostraca, Orden Decapoda, Familia Percnidae





Ecología: Cangrejo mimético aposomático con preferencia por estrechas grietas entre bloques esciáfilos donde se refugia. En su zona nativa se distribuye en sustratos duros del litoral, sublitoral e infralitoral hasta 30 m (EUNIS A1 y A3).

Es vulnerable a la depredación por parte de peces e invertebrados (DAISIE, 2008), y en el Mediterráneo Occidental su distribución eminentemente superficial durante la época estival evita la depredación por parte de macrocarnívoros tales como *Epinephelus* spp. o *Serranus* spp (Deudero *et al.*, 2005).

En su área nativa habita entre densas cubiertas algales a grandes profundidades (Mori y Vacchi, 2002), probablemente ofreciendo refugio ante predadores (Sciberras y Schembri, 2008).

Deudero *et al.*, 2005 y Pipitone *et al.*, 2001 constatan distribución contagiosa y en manchas, formando grupos de 2-4 individuos mayoritariamente en fondos rocosos. Presenta distribución batimétrica desde 0.5m hasta 8 m de profundidad, con un máximo de densidad a los 1.5-2 m de profundidad. Se desconoce su distribución durante los meses fríos, posiblemente produciéndose un desplazamiento hacia cotas más profundas (Deudero *et al.*, 2005).

Con respecto a su alimentación los estudios de contenidos estomacales indican dieta preferentemente herbívora, con predominio de fracción vegetal de macroalgas coralináceas en contraste con la baja ingesta de material de origen animal (Cerdà y Frau, 2005).

La especie presenta mayor actividad durante crepúsculo y noche, con baja intensidad lumínica como mecanismo de evasión de la depredación (Cannicci *et al.*, 2004).

En la costa oeste africana se han encontrado hembras ovígeras en febrero-abril y en agosto (DAISIE, 2008).

La especie presenta elevado éxito colonizador con altas tasas de expansión estableciéndose en el Mediterráneo por la conjunción de varios factores:

- a) Óptimos factores ambientales como temperatura (Pipitone *et al.*, 2001)
- b) Ausencia de competidores (Pipitone *et al.*, 2001)
- c) Amplia disponibilidad de nichos vacíos (Cannicci *et al.*, 2004)
- d) Capacidad de adaptarse rápidamente a distintos hábitats (Pipitone *et al.*, 2001)
- e) Flexibilidad alimenticia (Cannicci *et al.*, 2004)
- f) Largo periodo reproductivo (Fanelli y Azurro, 2004)
- g) Grandes puestas anuales (Mori y Vacchi, 2002)
- h) Estadio larval planctotrófico largo (Pipitone *et al.*, 2001)
- i) Megalopa de gran tamaño a partir de la cual se produce el primer estadio del *Percnon* (Hartnoll, 1992)

Dispersión: Decápodo de distribución subtropical desde Cabo San Lucas (Baja California) a Chile, incluyendo islas Galápagos al este del Pacífico, de Carolina del Norte, Bahamas y Bermudas al Archipiélago Fernando de Noronha, Brasil, incluyendo Antillas en el Atlántico oeste y Azores, Madeira a Angola en el Atlántico este (Nizinski, 2003).

Recientemente ha sido introducido en el Mediterráneo, donde en 1999 se registró por primera vez en la Isla de Linosa, Italia (Relini *et al.*, 2000), e inmediatamente después en las Islas Baleares (García y Reviriego, 2000; Müller, 2001). Posteriormente, se ha ido



distribuyendo rápidamente a lo largo de toda la costa Mediterránea, especialmente en latitudes medias: España (Abelló *et al.*, 2003; Deudero *et al.*, 2005; Félix-Hackradt *et al.*, 2010), Cerdeña, Mar Tirreno, Mar Jónico y Sicilia (Pipitone *et al.*, 2001; Mori y Vacchi, 2002; Cannicci *et al.*, 2004; Russo y Villani, 2005; Sciberras y Schembri, 2007; Crocetta y Colamonaco, 2008), Túnez (Sghaier *et al.*, 2011), Grecia (Cannicci *et al.*, 2006; Thessalou-Legaki *et al.*, 2006), Malta (Borg y Attard-Montalto, 2002; Sciberras y Schembri, 2007), Turquía (Yokes y Galil, 2006), Libia (Elkrwe *et al.*, 2008) y Egipto, entre otros (Azzurro *et al.*, 2011).

Con respecto al vector de introducción en el Mediterráneo son varias las hipótesis propuestas: posible entrada a través del Estrecho de Gibraltar mediante la migración de adultos o a partir de dispersión larvaria por corrientes superficiales (Pipitone *et al.*, 2001; Abelló *et al.*, 2003), transporte marítimo (Galil *et al.*, 200; Mori y Vacchi, 2002) y escape accidental o intencionado desde acuarios (Borg y Attard-Montalto, 2002). Sin embargo, el aumento de temperatura del Mediterráneo en los últimos años, puede facilitar y favorecer la rápida dispersión de este decápodo (Zaouali *et al.*, 2007).

Citas en la demarcación: Se ha encontrado recientemente en el P.N. de cabo de Gata y en la costa de Granada en los programas de muestreo realizados a instancias de la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía (CMA, 2010), en el marco de programas de seguimiento de invasoras y en relación a la implementación de la DMA.

Información cuantitativa espacio-temporal: No se dispone.

Impacto potencial: Los patrones de distribución y de densidades estudiados pueden sugerir un reparto espacial de los recursos y una exclusión de otros decápodos nativos, sin embargo aunque existen autores que han señalado una competencia entre *P.gibbesi* y *Pachygrapsus marmoratus* (Sciberras y Schembri, 2008; Müller, 2001) parece que *P. gibbesi* no es competidor potencial de los grápsidos *Eriphia verrucosa* ni *P.marmoratus* por no existir solapamiento trófico entre ellos a pesar de existir cierto grado de solapamiento de hábitat (Deudero *et al.*, 2005).

Deben considerarse posibles efectos de reestructuración de comunidades bentónicas de sustratos rocosos esciáfilos asociados a bloques, hábitat preferente del *Percnon*. La colonización de *Percnon* puede conllevar al consumo de parte de la fracción de producción primaria en las zonas infralitorales poco profundas del Mediterráneo, lo que directa o indirectamente puede afectar a la estructura de las comunidades bentónicas (Wolcott y O'Connor, 1992).

Control: Sería recomendable disponer de seguimientos plurianuales de evolución de la especie, así como de sus tasas de expansión en toda la cuenca Mediterránea.

Prevención: Un modo de predecir el impacto de las especies introducidas es determinando el rango de hábitats en el que existen probabilidades de que la especie invasora pueda asentarse (Sciberras y Schembri, 2008).

El controlar el "fouling" de las embarcaciones sería una manera de prevención de introducción de esta especie en otras zonas (DAISIE, 2008).



Usos: Otras especies congénéricas se utilizan en acuariofilia.

Referencias consultadas: Informe Regional CMA (2010)

Otras referencias relevantes:

- Aschaffenburg, M.D. 2008. Different crab species influence feeding of the snail *Nucella lapillus* through trait-mediated indirect interactions. *Marine Ecology* 29:348-353
- Azzurro, E., Milazzo, M., Maynou, F., Abelló, P., Temraz, T. 2011. First record of *Percnon gibbesi* (H. Milne Edwards, 1853) (Crustacea: Decapoda: Percnidae) from Egyptian waters. *Aquatic Invasions* 5(Suppl.1): S123-S125
- Borg, J.J. y Attard-Montalto, J. 2002. The grapsid crab *Percnon gibbesi* (Milne Edwards, 1853) (Crustacea, Decapoda, Brachyura), a new addition to the marine fauna of Malta. *The Central Mediterranean Naturalist* 3(4):159-160
- Cannicci, S., Badalamenti, F., Milazzo, M., Gomei, M., Baccarella, A., Vannini, M. 2004. Unveiling the secrets of a successful invader: preliminary data on the biology and the ecology of the crab *Percnon gibbesi* (H. Milne Edwards, 1853). *Rapport du Congrès de la Commission Internationale pour l'Exploration Scientifique de la Mer Méditerranée* 37:326
- Cannicci, S., García, L., Galil, B.S. 2006. Racing across the Mediterranean – first record of *Percnon gibbesi* (Crustacea: Decapoda: Grapsidae) in Greece. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 2- Biodiversity records. 2p.
- Crocetta, F. y Colamonaco, G. 2008. *Percnon gibbesi* (Crustacea: Decapoda) and *Aplysia dactylomela* (Mollusca: Gastropoda) in the Taranto Gulf (Italy, Ionian Sea): new populations incoming. *Journal of the Marine Biological Association* 2-Biodiversity Records: 6465
- DAISIE European Invasive Alien Species Gateway, 2008. *Percnon gibbesi*. Available from: www.europe-alien.org/speciesfactsheet.do?speciesId=50432 [Acceso 12 de Marzo del 2012].
- Elkrwe, H.M., Elhawaj, H.M., Galil, B.S., Ben Abdallah, A. 2008. The first record of *Percnon gibbesi* (H. Milne-Edwards, 1853) (Crustacea: Decapoda: Plagusiidae) from the southern rim of the Mediterranean. *Aquatic Invasions* 3:243-245
- Fannelli, E. y Azzurro, E. 2004. Notes on the biology of *Percnon gibbesi* (Brachyura, Grapsidae) in the Central Mediterranean Sea. *Rapportu du Congrès de la Commission Internationale pour l'Exploration Scientifique de la Mer Méditerranée* 37:519
- Félix-Hackradt, F.C., Hackradt, C.W., Treviño-Otón, J., García-Charton, J.A. 2010. Continued expansión of *Percnon gibbesi* (Crustacea: Decapoda: Plagusiidae) into western Mediterranean waters. *Marine Biodiversity Records* 3:1-3
- Galil, B., Frogliá, C., Noël, P. 2002. CIES; atlas of exotic species in the Mediterranean, Vol 2. In: Briand, F. (ed.) *Crustaceans: decapods and stomatopods*. CIESM Publishers, Monaco, 1-192
- Hayes, F.E., Joseph, V.L., Gurley, H.S. Wong, B.Y.Y. 1998. Selection by two decapods crabs (*Percnon gibbesi* and *Stenorhynchus seticornis*) associating with an urchin (*Diadema antillarum*) at Tobago, west Indies. *Bulletin of Marine Science* 63(1):241-247
- Hayes, F.E., Joseph, V.L., Gurley, H.S. Wong, B.Y.Y. 2006. Geographic variation in the association of decapods crabs with the sea urchin *Diadema antillarum* in the southeastern Caribbean Sea. *Nauplius* 14(1):31-35
- Hartnoll, R.G. 1992. Megalopae and early postlarval stages of East African *Percnon* (Decapoda: Brachyura: Grapsidae). *Journal of Zoology, London* 228:51-67
- Hendrickx, M.E. 1995. Checklist of brachyuran crab (Crustacea: Decapoda) from the eastern tropical Pacific. *Biologie* 65:125-150
- Katsanevakis, S., Poursanidis, D., Issaris, Y., Tsiamis, K., Salomidi, M., Maroulakis, M., Kytinou, E., Thessalou-Legaki, M., Zenetos, A. 2010. The invasive crab *Percnon gibbesi* (Crustacea: Decapoda: Plagusiidae) is spreading in the Aegean and Ionian Seas. *Marine Biodiversity Records* 3:e53
- Katsanevakis, S., Poursanidis, D., Yokes, M.B., Mačić, V., Beqiraj, S., Kashta, L., Sghaier, Y.R., Zakhama-Sraieb, R., Benamer, I., Bitar, G., Bouzaza, Z., Magni, P., Bianchi, C.N., Tsiakkios, L., Zenetos, A. 2011. Twelve



- years after the first report of the crab *Percnon gibbesi* (H. Milne Edwards, 1853) in the Mediterranean: current distribution and invasion rates. *Journal of Biological Research-Thessaloniki* 16:224-236
- Manning, R.B. y Holthuis, L.B. 1981. West African brachyuran crabs (Crustacea: Decapoda). *Smithsonian Contribution to Zoology* 306:1-379
- Mori, M. y Vacchi, M. 2002. On a new occurrence of the alien flat crab, *Percnon gibbesi* (H. Milne Edwards), in the southern Sicily (Central Mediterranean Sea). *Annali del Museo Civico di Storia Naturale "Giacomo Doria"* 114:295-302
- Nizinski, M.S. 2003. Annotated checklist of decapods crustaceans of Atlantic coastal and continental shelf waters of the United States. *Proceedings of the Biological Society of Washington* 116:96-157
- Licchelli, C., Licchelli, D., Moscatello, S., Ddenitto, F. 2010/2011. On the occurrence of adult specimens of the crab *Percnon gibbesi* (H. Milne Edwards, 1853) (Decapoda, Grapsidae) in southern Apulia (Ionian Sea, Italy). *Thalassia Salentina* 33:69-74
- Pipitone, C., Badalamenti, F., Sparrow, A. 2001. Contribution to the knowledge of *Percnon gibbesi* (Decapoda, Grapsidae), an exotic species spreading rapidly in Sicilian waters. *Crustaceana* 74(10):1009-1017
- Puccio, V., Relini, M., Azzuro, E., Orsi Relini, L. 2006. Feeding habits of *Percnon gibbesi* (H. Milne Edwards, 1853) in the Sicily Strait. *Hydrobiologia* 557:79-84
- Relini, M., Orsi, L., Puccio, V., Azzuro, E. 2000. The exotic crab *Percnon gibbesi* (H. Milne Edwards, 1853) (Decapoda, Grapsidae) in the Central Mediterranean. *Scientia Marina* 64(3):337-340
- Russo, G.F. y Villani, G. 2005. Diffusione nel Tirreno Centrale della specie alloctona *Percnon gibbesi* (Decapoda, Grapsidae). *Biologia Marina Mediterranea* 12(1):329-330
- Sciberras, M. y Schembri, P.J. 2007. Observation on the alien crab *Percnon gibbesi* (Decapoda, Brachyura, Grapsidae) from the Maltese Islands. *Rapport et Procès-Verbaux des Réunions. Commission Internationale pour l'Exploration Scientifique de la Mer Méditerranée*, 38:594
- Sciberras, M. y Schembri, P.J. 2008. Biology and interspecific interactions of the alien crab *Percnon gibbesi* in the Maltese Islands. *Marine Biodiversity Research* 4:321-332 (Published online)
- Sghaier, Y.R., Zakhama-Sraieb, R., Charfi-Cheikhrouha, F. 2011. On the distribution of *Percnon gibbesi* (H. Milne Edwards, 1853) (Crustacea, Decapoda, Plagusidae) along the Tunisian coast. *Mediterranean Marine Science* 12(1):233-237
- Thessalou-Legaki, M., Zenetos, A., Kambouroglou, V., Corsini-Foka, M., Kouraklis, P., Dounas, C., Nicolaidou, A. 2006. The establishment of the invasive crab *Percnon gibbesi* (H. Milne Edwards, 1853) (Crustacea: Decapoda: Grapsidae) in Greek waters. *Aquatic Invasions* 1(3):133-136
- Wolcott, D.L., O'Connor, N.J. 1992. Herbivory in crabs: adaptations and ecological considerations. *American Zoologist* 32:370-381
- Yokes, B. y Galil, B.S. 2006. Touchdown – first record of *Percnon gibbesi* (H. Milne Edwards, 1853) (Crustacea: Decapoda: Grapsidae) from the Levantine coast. *Aquatic Invasions* 1:130-132
- Zaouali, J., Souissi, J.B., Galil, B.S. d'Udekem d'Acoz, C., Ben Abdallah, A. 2007. Grapsoid crabs (Crustacea: Decapoda: Brachyura) new to the Sirte Basin, southern Mediterranean Sea – the roles of vessel traffic and climate change. *JMBA2 Biodiversity Records* 1, e73.

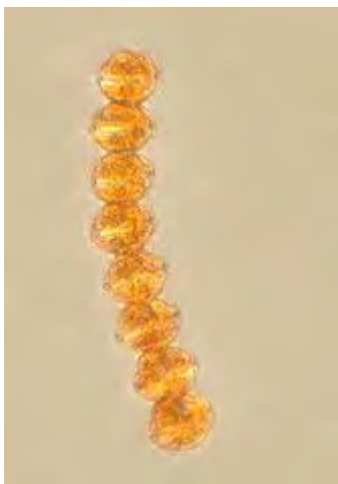
Links de interés:

<http://www.europe-aliens.org/speciesFactsheet.do?speciesId=100708>

<http://www.ciesm.org/atlas/Percnongibbesi.php>

***Alexandrium catenella* (Whedon y Kofoid) Balech 1985**

Phylum Pyrrophytya, Clase Dinophyceae, Orden Gonyaulacales, Familia Goniodomataceae



Ecología: Este dinoflagelado marino se presenta habitualmente formando cortas cadenas de 2, 4 u 8 células, de entre 29 y 50 micras cada una, que se desplazan con un movimiento serpentiforme. Se reproduce asexualmente por fisión binaria. Presenta también un ciclo de reproducción sexual, con formas reproductoras diferentes (heterotalismo). Tras la fusión de los gametos, se forma un planozigoto, que forma un ciste resistente. El ciclo vital consta de varias fases: células vegetativas móviles, gametos haploides, cigotos diploides, cistes temporales y cistes durmientes que pueden mantenerse inactivos en los sedimentos durante largo tiempo, hasta que las condiciones son las adecuadas para la germinación. En su región nativa, al igual que en las zonas invadidas, se encuentra en las capas superiores de la columna de agua, en aguas costeras y estuarinas. Se la considera una especie de aguas frías, que a menudo se encuentra a temperaturas de unos 12 grados, En todo caso, en Japón y en aguas mediterráneas españolas a temperaturas por encima de 20°C no sólo sobrevive, sino que puede presentar episodios de desarrollo explosivo. Tolerancia de salinidad entre 20 y 37 ppt. En condiciones experimentales las condiciones de desarrollo óptimas son temperaturas de 20 a 25°C, salinidades de 30 a 35 y pH de alrededor de 8,5.

Dispersión: Su zona de distribución nativa es el Pacífico Noroeste. Fuera de esa área se han registrado poblaciones en toda la costa oeste de Norteamérica, de California a Alaska, al Oeste de Sudáfrica, en Chile, Argentina, Japón, península de Kamchatka, Australia y Tasmania, Atlántico Noreste y diversas localidades del Mediterráneo, donde se encuentra en rápida expansión.

Probablemente se ha introducido en esas zonas en aguas de lastre, ya que se han encontrado cistes resistentes en sedimentos de tanques de lastre.

Citas en la demarcación: Fernández *et al.* (2004) señaló su presencia en la costa mediterránea andaluza en el año 2002.

Información cuantitativa espacio-temporal: No se dispone.



Impacto potencial: Es responsable de la formación de mareas rojas, produciendo toxinas paralizantes de moluscos (PSP). Esas toxinas pueden afectar al ser humano, otros mamíferos, peces y aves. Recientemente se ha demostrado que también se encuentran en crustáceos decápodos como cangrejos y langostas. Provoca numerosos casos de intoxicación en humanos, e incluso muertes, debidas al consumo de moluscos filtradores. Su toxicidad puede causar pérdidas económicas considerables a la acuicultura y producción en zonas marisqueras, ya que afecta a los organismos filtradores cultivados o explotados, como gasterópodos y bivalvos.

Control: La mejor medida de control es la prevención de su transporte en aguas de lastre, evitando cargas en zonas con mareas rojas, que por supuesto deben ser monitorizadas, y descargando en áreas de océano abierto permitidas. Es posible también el tratamiento químico directo de los tanques de lastre.

Usos: Ninguno

Referencias consultadas: Fernández *et al.* (2004)

Otras referencias relevantes:

- Alexandrium catenella (Dinophyceae), a toxic ribotype expanding in the NW Mediterranean Sea. *Marine Biology*. 148(1):13-23
- Avaria SP (1979) Red tides off the coast of Chile. In: L.T. Taylor & H.H. Seliger (eds.), *Toxic Dinoflagellate Blooms*, Elsevier/North-Holland, New York: 161-164
- Faust MA, Gullede RA (2006) *Alexandrium catenella*. Identifying Harmful Marine Dinoflagellates.
- Fukuyo Y (1985) Morfology of *Protogonyaulax tamarensis* (Lebour) Taylor and *Protogonyaulax catenella* (Whedon and Kofoid) Taylor from Japanese coastal waters. *Bulletin of Marine Science* 37:529-537
- Hallegraeff GM (1991) *Aquaculturists Guide to Harmful Australian Microalgae*. Fishing Industry Training Board of Tasmania/CSIRO Division of Fisheries, Hobart, p 111
- Hallegraeff GM, Marshall JA, Valentine J and Hardiman S. (1998) Short cyst-dormancy period of an Australian isolate of the toxic dinoflagellate *Alexandrium catenella*. *Marine and Freshwater Research* 49(5):415-420
- Kim C-H, Sako Y & Ishida Y (1993) Variation of toxin production and composition in axenic cultures of *Alexandrium catenella* and *A. tamarensis*. *Nippon Suisan Gakkaishi* 59:633-639
- Meksumpun S, Montani S & Uematsu M (1994) Elemental components of cyst walls of three marine phytoflagellates, *Chattonella antiqua* (Raphidophyceae), *Alexandrium catenella* and *Scrippsiella trochoidea* (Dinophyceae). *Phycologia* 33:275-280
- Nishitani L & Chew K (1988) PSP toxins in the Pacific coast states: monitoring programs and effects on bivalve industries. *J. Shell. Res.* 7:653-669
- Ogata T & Kodama M (1986) Ichthyotoxicity found in cultured media of *Protogonyaulax* spp. *Mar. Biol.* 95:217-220
- Onoue Y, Noguchi T & Hashimoto K (1980) Studies on paralytic shellfish poison from the oyster cultured in Senzaki Bay, Yamaguchi Prefecture. *Bull. Japan. Soc. Sci. Fish.* 46:1031-1034
- Onoue Y, Noguchi T, Maruyama J, Hasimoto K & Ikeda T (1981a). Comparison of PSP compositions between toxic oysters and *Protogonyaulax catenella* from Senzaki Bay, Yamaguchi Prefecture. *Bull. Japan. Soc Sci Fish* 47:1347-1350
- Onoue Y, Noguchi T, Maruyama J, Hasimoto K & Ikeda T (1981b) New toxins separated from oysters and *Protogonyaulax catenella* from Senzaki Bay, Yamaguchi Prefecture. *Bull. Japan. Soc Sci Fish* 47: 1643
- Penna A, Garcés E, Vila M, Giacobbe MG, Fraga S, Lugliè A, Bravo I, Bertozzini E and Vernesi C (2005)



- Prakash A, Medcof JC & Tennant AD (1971) Paralytic shellfish poisoning in eastern Canada. Bull. Fish. Res. Bd. Can. 177:1-87
- Sharpe CA (1981) Paralytic shellfish poison, California- Summer 1980. State of California Dept. Health Services Sanitary Engineering Section
- Steidinger KA and Tangen K (1996) Dinoflagellates. In: Carmelo R. Tomas (ed.) Identifying Marine Phytoplankton. 387-584
- Takano, M., Chihara & K. Matsuoka. 1990. Red Tide Organisms in Japan. An illustrated Taxonomic Guide.
- Taylor FJR, Fukuyo Y & Larsen J (1995) Taxonomy of harmful dinoflagellates. In: G.M. Hallegraeff, D.M. Anderson & A.D. Cembella (eds.), Manual on Harmful Marine Microalgae, IOC Manuals and Guides No. 33. UNESCO, France: 283-317
- Turki S & Balti N (2005) Detection of toxic *Alexandrium catenella* (Whedon & Kofoid) Balech in clam production zone of North Lake and Channel, Tunisia. Harmful Algae News. No 28: 1-3 Whedon WF & Kofoid CA (1936) Dinoflagellata of the San Diego region. I. On the skeletal morphology of two new species, *Gonyaulax catenella* and *G. acatenella*. Univ Calif Publ Zool 41:25-31
- Uchida Rokakuho, Co., Ltd., Tokyo. p 407
- Vila M, Garcés E, Maso M, and Camp J. (2001) Is the distribution of the toxic dinoflagellate *Alexandrium catenella* expanding along the NW Mediterranean coast? Marine Ecology Progress Series 222:73-83
- Yoshimatsu S (1981) Sexual reproduction of *Protogonyaulax catenella* in culture I. Heterothallism. Bull Plank Soc Jpn 28:131-139 .

***Fistularia commersonii* Rüppell, 1838**

Phylum Chordata, Clase Actinopterygii, Orden Syngnathiformes, Familia Fistularidae



Ecología: Es una especie piscívora, de entre 20 y 100 cm de longitud, con un máximo de 150cm. El cuerpo es muy elongado, con la cabeza ocupando 1/3 de su longitud total. Presenta unas mandíbulas tubulares, terminadas en una boca relativamente pequeña. En California se reproduce en Junio-Agosto. Sus huevos y larvas son planctónicos. En su área nativa se distribuye sobre sedimentos sublitorales (EUNIS A4). Los adultos se encuentran en zonas arrecifales hasta 128 m de profundidad, pero también en fondos arenosos adyacentes y sobre praderas. En las zonas invadidas se la encuentra en los mismos hábitats, sobre fondos blandos sublitorales y praderas. Resiste temperaturas entre 15 y 30°C.



Dispersión: Su área nativa es el Indopacífico: Mar Rojo, África oriental hasta la isla de Pascua, Japón, Australia, Nueva Zelanda y el Pacífico Central Este, de Méjico a Panamá. Se ha introducido en el Mediterráneo por el Canal de Suez. Fue encontrada inicialmente en Chipre (1999), después en Israel (2000), Turquía, Rodas y Creta (2001) y tras ello en Lampedusa y Zarzis (Túnez), arribando finalmente a las costas españolas mediterráneas.

Citas en la demarcación: Sánchez-Tocino *et al.* (2007) la encontraron en las Bahías del Berenguel y de la Herradura (Almuñécar).

Información cuantitativa espacio-temporal: No se dispone.

Impacto potencial: Compite por el alimento con otros piscívoros, y puede afectar negativamente a la explotación de recursos pesqueros al depredar sobre pequeños peces de interés comercial (*Spicara smarís*, *Boops boops*, *Mullus barbatus*).

Control: Ninguno una vez introducida. Se podría prevenir la entrada de alóctonas lessepsianas creando barreras de salinidad en el Canal de Suez.

Usos: Es una especie de escaso interés comercial.

Referencias consultadas: Sánchez-Tocino *et al.*, 2007

Otras referencias relevantes:

- Azzurro E, Pizzicori F, Andaloro F (2004) First record of *Fistularia commersonii* (Fistularidae) from the central Mediterranean. *Cybium* 28: 72-74
- Corsini M, Kondilatos G, Economidis PS (2002) Lessepsian migrant *Fistularia commersonii* from the Rhodes marine area. *Journal of Fish Biology* 61:1061-1061
- Ben Souissi J, Zaouali J, Rezig M, Bradai MN, Quignard JP, Rudman B (2004) Contribution a l'etude de Quelques recentes migrations d'especies exotiques dans les eaux Tunisiennes. *Commission Internationale pour l'Exploration Scientifique de la mer Mediterranee* 37: 312
- Bilecenoğlu M, Taşkavak E, Bogac Kunt K (2002) Range extension of three lessepsian migrant fish (*Fistularia commersonii*, *Sphyræna flavicauda*, *Lagocephalus suezensis*) in the Mediterranean Sea. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 82: 525-526
- Golani D (2000) First record of the bluespotted cornetfish from the Mediterranean Sea. *Journal of Fish Biology* 56:1545-1547

***Ficopomatus enigmaticus* (Fauvel, 1923)**

Phylum Anelidos, Clase Poliquetos, Orden Canalipalpata, Familia Serpulidae



Ecología: Este poliqueto forma arrecifes constituidos por la agrupación de sus tubos calcáreos. Estas agrupaciones se fijan a diversas estructuras como pantalanes, piedras, conchas de ostras, etc. en ambientes estuarinos y lagunas de zonas templadas y subtropicales. Requiere un mínimo de 18°C para reproducirse. Se alimenta de seston, en aguas turbias con alta cantidad de nutrientes, y puede ser depredado por cangrejos y peces. Es muy eurihalino, soportando salinidades entre 1,6 y 55 psu. En su zona de distribución nativa se distribuye en los hábitats EUNIS A1 y A3, al igual que en áreas colonizadas, en zonas de salinidad variable, más abundante cerca de la superficie pero alcanzando hasta 10 m de profundidad.

Dispersión: El origen de esta especie no está claro, aparece tanto en aguas templadas como en cálidas-templadas de diferente salinidad en ambos hemisferios, en América, Sudáfrica, Australasia, Este de Asia Europa y el Mediterráneo, incluidos mar Negro y Caspio; pero posiblemente fue introducido desde Australia (Zibrowius & Thorp, 1989).

Su vector primario de introducción han sido seguramente cascos de barcos, como incrustaciones, y aguas de lastre conteniendo formas larvianas. La dispersión secundaria sería por sus formas planctónicas larvianas, fase que dura varios meses, y en cascos de pequeñas embarcaciones de recreo u objetos flotantes.

Citas en la demarcación: Ha aparecido en la costa de Cádiz desde el 2009 en el marco de los muestreos realizados por la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía, y Gómez et al. (2010) citan su presencia en 2007 en dos localidades, en bahía de Algeciras y en un punto próximo a la divisoria entre Cádiz y Málaga.

Información cuantitativa espacio-temporal: No se dispone de datos precisos.

Impacto potencial: Puede formar arrecifes de hasta 7 m de diámetro; pero en zonas templadas solo alcanzan unos 20 cm, con un crecimiento individual de hasta 2 cm por mes y las colonias producen hasta 13 Kg de tubos calcáreos en un trimestre.

Los arrecifes proporcionan refugio para diversos invertebrados, por lo que puede tener un efecto beneficioso (Lupi & Bas, 2002). Sin embargo, las densas formaciones de tubos pueden



obstruir tuberías, y también causar problemas en barcos y estructuras portuarias, cuya limpieza puede resultar costosa.

Control: El control del movimiento del equipamiento de acuicultura o de embarcaciones de recreo puede disminuir la tasa de dispersión secundaria, y tratamientos antiincrustantes y de aguas de lastre las introducciones primarias. La destrucción in situ de colonias puede favorecer la dispersión de embriones.

Usos: Ninguno

Referencias consultadas: Gómez et al., 2010; Informe Regional CMA, 2010 y datos proporcionados por los programas de seguimiento de invasoras en relación a la implementación de la DMA.

Otras referencias relevantes:

- Bullimore B, Dyrinda PEF, Bowden N (1978) The effects of falling temperatures on the fauna of Swansea Dock. *Prog Underw Sci* 2:135-146
- Davies BR, Stuart V, & Villiers M de (1989) The filtration activity of a serpulid polychaete population (*Ficopomatus enigmaticus* (Fauvel)) and its effects on water quality in a coastal marina. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 29:613-620
- Dixon DR (1981) The reproductive biology of the serpulid *Ficopomatus enigmaticus* (*Mercierella enigmaticus*) in the Thames Estuary, SE England. *J Mar Biol Ass UK* 61:805-815
- Harris T (1970) The occurrence of *Manayunkia aestuarina* (Bourne) and *Mercierella enigmaticus* Fauvel (Polychaeta) in non-brackish localities in Britain. *J Exp Mar Biol Ecol* 5:105-112
- Keene Jnr WC (1980) The importance of a reef-forming polychaete *Mercierella enigmatica* Fauvel, in the oxygen and nutrient dynamics of a hypereutrophic subtropical lagoon. *Est Coast Shelf Sci* 11: 167-178
- Luppi, T.A. & C.C. Bas. 2002. Rol de los arrecifes del poliqueto invasor *Ficopomatus enigmaticus* Fauvel, 1923 (Polychaeta : Serpulidae) en el reclutamiento de *Cyrtograpsus angulatus* Dana 1851 (Brachyura : Grapsidae), en la laguna costera Mar Chiquita, Argentina. *Ciencias Marinas*, 28(4): 319-330 pp.
- Ryland JS (1960) The British species of *Bugula* (Polyzoa). *Proc Zool Soc Lond* 134:65-105
- Thomas NS, Thorp CH (1994) Cyclical changes in the fauna associated with tube aggregates of *Ficopomatus enigmaticus* (Fauvel). *Memoires de Museum National d'Histoire Naturelle* 162:575-584
- Thorp CH (1994) Population variation in *Ficopomatus enigmaticus* (Fauvel) (Polychaeta: Serpulidae) in a brackish water millpond at Emsworth, West Sussex, UK. *Mem Mus Nat d'Hist Nat*, 162:585-591
- Zibrowius H, Thorp CH (1989) A review of the alien serpulid and spirorbid polychaetes in the British Isles. *Cah Biol Mar* 30:271-285

Links de interés:

http://www.europe-aliens.org/pdf/Ficopomatus_enigmaticus.pdf
<http://www.cabi.org/isc/?compid=5&dsid=108338&loadmodule=datasheet&page=481&site=144>

Referencias especies alóctonas marinas en la Demarcación Estrecho-Alborán



1. DAISIE European Invasive Alien Species Gateway. <http://www.europe-aliens.org> . 2008.
Ref Type: Electronic Citation
2. Muestreos en el marco de la DMA de la Junta de Andalucía. 2011.
Ref Type: Data File
3. invasIBER-Especies exóticas invasoras de la península ibérica. <http://invasiber.org> . 2011.
Ref Type: Electronic Citation
4. Altamirano M (1999) Nuevas citas para la flora marina del archipiélago de las Islas Chafarinas. *Acta Botanica Malacitana* 24:185-187
5. Altamirano M, Muñoz AR, De la Rosa J, Barrañón-Mínguez A, Barrañón-Domenech A, Moreno-Robledo C, Arroyo MC (2008) The invasive species *Asparagopsis taxiformis* (Bonnemaisoniales, Rhodophyta) on Andalusian coasts (Southern Spain): Reproductive stages, new records and invaded communities. *Acta Botanica Malacitana* 33:5-15
6. Altamirano, M., Carmona, R., De la Rosa, J., Román Muñoz, A., Andreakis, N., Souza-Egipsy, V., Barbosa, A. M., Soler, N., and Zanolla, M. Nueva introducciones de macroalgas invasoras en las costas andaluzas. (1), 30. 2009. 3er Congreso Nacional sobre Especies Exóticas Invasoras. Zaragoza, del 24 al 27 de noviembre de 2009.
Ref Type: Conference Proceeding
7. Altamirano, M., Carmona, R., Andreakis, N., Souza-Egipsy, V., De la Rosa, J., Marcia Barbosa, A., Soler, N., Román Muñoz, A., and Zanolla, M. La invasión del alga roja *Asparagopsis taxiformis* como modelo de proyecto multidisciplinar para el estudio de las invasiones de macroalgas marinas. (1), 29. 2009. 3er Congreso Nacional sobre Especies Exóticas Invasoras. Zaragoza, del 24 al 27 de noviembre de 2009.
Ref Type: Conference Proceeding
8. Arronte, J. C., Cabal, J., Anadón, N., Rico, J. M., and Valdés, L. Especies marinas no nativas en aguas costeras de España: Catálogo preliminar. GEIB Grupo Especialista en Invasiones Biológicas. Invasiones biológicas: un factor del cambio global. EEI 2006 actualización de conocimientos. 3, 248-255. 2007. GEIB, Serie Técnica. 2º Congreso Nacional sobre Especies Exóticas Invasoras "EEI 2006".
Ref Type: Conference Proceeding
9. Ballesteros E, Pinedo S (2004) Los bosques de algas pardas y rojas. In: Luque AA, Templado J (eds) Praderas y bosques marinos de Andalucía. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla, p 199-222
10. Ballesteros E (2008) La rápida expansión de algas del género *Caulerpa* por el litoral mediterráneo. *Invasiones biológicas*. CSIC, p 155-158



11. Ballesteros E (2008) Especies Invasoras. Actividades humanas en los mares de España. Ministerio de Medio Ambiente,y Medio Rural y Marino.Secretaria General del Mar.Dirección General de Sostenibilidad de la Costa y del Mar, p 177-185
12. Báez JC, Conde F, Flores-Moya A (1997) Plantas marinas foráneas del litoral ibérico. *Quercus* 140:31-33
13. Báez JC, Conde F, Flores-Moya A (2001) Notas corológicas del macrofitobentos de Andalucía (España).V. *Acta Botanica Malacitana* 26:193-196
14. Bravo I, Reguera B, Martínez A, Fraga S (1990) First report of *Gymnodinium catenatum* Graham on the Spanish Mediterranean coast. In: Granéli E, Sundtröm B, Edler L, Anderson DM (eds) *Toxic Marine Phytoplankton*. Elsevier, New York, p 449-452
15. Castellanos C, Hernández-Vega S, Junoy J (2003) Isópodos marinos (Crustacea:Isopoda) de las islas Chafarinas (Mediterráneo occidental). *Boletín del Instituto Español de Oceanografía* 19:219-233
16. Cárdenas S, Berastegui DA, Ortiz JM (1997) First record of *Fistularia petimba* lacepède, 1803 (Pisces, Fistulariidae) off the coast of Cádiz (southern Iberian Peninsula). *Boletín del Instituto Español de Oceanografía* 13:83-86
17. Conde F, Flores-Moya A, Soto J, Altamirano M, Sánchez A (1996) Check-list of Andalusian (S.Spain) seaweeds. III.Rhodophyceae. *Acta Botanica Malacitana* 21:7-33
18. Consejería de Medio Ambiente. Especies exóticas invasoras en Andalucía. Talleres provinciales 2004-2006. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía. 411 pp. 2007. Sevilla, Consejería de Medio Ambiente,Junta de Andalucía. Ref Type: Report
19. Consejería de Medio Ambiente. Apoyo técnico a la gestión sostenible del medio marino.Informe Regional 2008. 2008. Consejería de Medio Ambiente.Junta de Andalucía. Ref Type: Report
20. Consejería de Medio Ambiente. Apoyo técnico a la gestión sostenible del Medio Marino.Informe Regional 2009. 100 pp. 2009. Consejería de Medio Ambiente.Junta de Andalucía. Ref Type: Report
21. Consejería de Medio Ambiente. Apoyo técnico a la gestión sostenible del medio marino. Informe Regional 2010. 2010. Consejería de Medio Ambiente.Junta de Andalucía. Ref Type: Report



22. Crespo J, Rey JC, García A (1987) Primera cita de *Acanthurus monroviae* Steindachner, 1876 y de *Diodon eydouxii* Brissout de Barneville, 1846 para la ictiofauna europea. *Miscellània Zoològica* 11:271-275
23. De la Rosa, J., Arroyo, M^a. C., Acuña, D., Barrajon, A., de La Fuente, J., De la Linde, A., Fernández-Casado, M., Fernández, E., Gómez, G., Moreno, D., Remón, J. M., Vivas, S., Fernández, E., Ortega, F., and Dana, E. D. Macroalgas marinas invasoras en el litoral de Andalucía. (1), 31. 2009. 3er Congreso Nacional sobre Especies Exóticas Invasoras. Zaragoza, del 24 al 27 de noviembre de 2009. Ref Type: Conference Proceeding
24. Domínguez-Álvarez S, Gil-Rodríguez MC (2008) *Asparagopsis armata*.
25. Domínguez-Álvarez S, Gil-Rodríguez MC (2008) *Codium fragile* subsp. *tomentosoides* . Base de Datos de Especies Introducidas en Canarias, 2011. Gobierno de Canarias.
26. El Haddad, M., Assadi, C., Tasso, V., Villarroya, I., Gallardo, F. J., Capaccioni Azzati, R., García Carrascosa, M., Sáez, J., and Monforte, F. Catálogo preliminar de especies no indígenas de la biota marina del Puerto de Valencia (Mediterráneo Occidental) y su potencial invasivo. GEIB Grupo Especialista en Invasiones Biológicas. Invasiones biológicas: un factor del cambio global. EEI 2006 actualización de conocimientos. 3, 202-224. 2007. GEIB, Serie Técnica. 2º Congreso Nacional sobre Especies Exóticas Invasoras "EEI 2006". Ref Type: Conference Proceeding
27. Escivà, A., Antoni Aguilar, J., Gil-Delgado, J. A., Kamiya, T., Mestre, A., Ponz, A., Rueda, J., Sanz-Brau, A., Schmit, O., Poquet, J. M., Smith, R., Soria, J. M., Vandekerckhove, J., Zamora, L., and Mezquita, F. Ostrácodos exóticos y su potencial invasor en la Península Ibérica. (1), 52. 2009. 3er Congreso Nacional sobre Especies Exóticas Invasoras. Zaragoza, del 24 al 27 de noviembre de 2009. Ref Type: Conference Proceeding
28. Fernández, R., Mamán, L., Jaén, D., and Márquez, I. Control y seguimiento del fitoplancton tóxico en las costas andaluzas durante los años 2001 y 2002. Norte, M. and Fernández, R. 99-107. 2004. Instituto Universitario de Biogénica de la Universidad de la Laguna. La Laguna. VII Reunión Ibérica sobre Fitoplancton Tóxico y Biotoxinas. 2004. Ref Type: Conference Proceeding
29. Francour P, Mangialajo L, Pastor J (2010) Mediterranean marine protected areas and non-indigenous fish spreading. In: Golani D, Appelbaum-Golani B (eds) *Fish Invasions of the Mediterranean Sea: Change and Renewal*. Pensoft Publishers, Sofia-Moscow, p 127-144



30. Galil BS, Froggia C, Noël P (2002) CIESM Atlas of Exotic Species in the Mediterranean. CIESM Publishers, Monaco
31. García Saraso C (2001) Especies de interés pesquero en el litoral de Andalucía. Consejería de Agricultura y Pesca, Junta de Andalucía, Sevilla,
32. García-Muñoz JE, Manjón-Cabeza ME, García Raso JE (2008) Decapod crustacean assemblage from littoral bottoms of the Alborán Sea (Spain, west Mediterranean Sea): spatial and temporal variability. *Scientia Marina* 72:437-449
33. García Raso JE (1981) Crustáceos Decápodos del litoral de Málaga (región sur-mediterránea española). Familia Pandalidae Hawort 1825. *Trab.Monogr.Dep.Zool.Univ.Granada*. 4:83-92
34. García Raso JE (1982) Familia *Scyllaridae* Latreille 1825 (Crustacea, Decapoda) en la Región Sur-mediterránea española. *Boletín de la asociación española de Entomología* 6:73-78
35. García Raso JE (1982) Penaeidea y Caridea de las costas de Málaga (región sur-mediterránea española). *Graellsia* 38:85-115
36. García Raso JE (1984) Brachyura of the coast of Southern Spain. *Spixiana* 7:105-113
37. García Raso JE, Salas Casanova MC (1985) New record of the species *Processa macrodactyla* Holthuis, 1952 (Decapoda, Caridea) from Spanish waters. *Crustaceana* 49:88-91
38. García Raso JE (1993) New record of another African species of Crustacea Decapoda, *Cycloes crstata* (Brullé) from European and Mediterranean waters. *Bios* 1:215-221
39. Garrido Díaz, A., Terrón Sigler, A., Álvarez López, A. A., and Gómez Vidal, M. D. Estudio de especies exóticas en el litoral Mediterráneo andaluz. 116 pp. 2010. Empresa pública de desarrollo agrario y pesquero. Subdirección de gestión de recursos marinos. Consejería de Agricultura y Pesca. Ref Type: Report
40. GEIB (2006) Top 20: Las 20 especies exóticas invasoras más dañinas presentes en España. GEIB,
41. Golani D, Orsi-Relini L, Massutí E, Quignard JP (2002) CIESM Atlas of Exotic Species in the Mediterranean. CIESM Publishers, Monaco
42. Gozlan RE (2010) The cost of non-native aquatic species introductions in Spain: fact or fiction? *Aquatic Invasions* 5:231-238



43. Gómez Garreta A, Gallardo T, Ribera MA, Cormaci M, Furnari G, Giaccone G, Boudouresque CF (2001) Checklist of Mediterranean Seaweeds III. *Botanica Marina* 44:425-460
44. Gómez F (2003) The toxic dinoflagellate *Gymnodinium catenatum*: an invader in the Mediterranean Sea. *Acta Botanica Croatica* 62:65-72
45. Gómez, G., Arroyo, M. C., Barrajon, A., De la Linde, A., De la Rosa, J., Fernández-Casado, M., Fernández, E., Moreno, D., Remón, J. M., Ruiz, F., and Vivas, M. S. Seguimiento de especies alóctonas (macroalgas e invertebrados) en el litoral de Andalucía. 2010. XVI Simposio Ibérico de Estudios de Biología Marina. Alicante (España), 6-10 Septiembre 2010. Ref Type: Conference Proceeding
46. Gubbioli F, Nofroni I (1985) Malacological notes from the Alboran Sea (west Mediterranean). *La Conchiglia* 200-201:20-21
47. Guerra-García.J.M., Maestre M, González A, García-Gómez J (2006) Assessing a Quick Monitoring Method Using Rocky Intertidal Communities as a Bioindicator: A Multivariate Approach in Algeciras Bay. *Environmental Monitoring and Assessment* 116:345-361
48. Guiry, M. D. and Guiry, G. M. AlgaeBase. <http://www.algaebase.org> . 2011. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway. Ref Type: Electronic Citation
49. Hacoheñ Domené A (2008) Estudio bio-sistemático de la generación gametofítica del género *Asparagopsis* Montagne (Bonnemaisoniales, Rhodophyta) en la Península Ibérica y las Islas Baleares. *Algas* 40.Sociedad Española de Ficología12-13
50. Hidalgo JG (1917) Fauna malacológica de España, Portugal y las Baleares. Moluscos testáceos marinos. *Trabajos del Museo Nacional de Ciencias Naturales* 30:1-752
51. Izquierdo-Muñoz A, Díaz-Valdés M, Ramos-Esplá AA (2009) Recent non-indigenous ascidians in the Mediterranean Sea. *Aquatic Invasions* 4:59-64
52. Izquierdo JL, Gallardo T, Pérez-Ruzafa I (1995) Mapas de distribución de algas marinas de la Península Ibérica e Islas Baleares. IX. *Saccorhiza polyschides* (Lightf.) Batt. y *Chorda filum* (L.) Stackh. (Laminariales, Fucophyceae). *Botanica Complutensis* 20:105-115
53. López-Flores I, De la Herrán R, Garrido-Ramos MA, Navas JI, Ruiz-Rejon C, Ruiz-Rejon M (2004) The molecular diagnosis of *Marteilia refringens* and differentiation between *Marteilia* strains infecting oysters and mussels based on the rDNA IGS sequence. *Parasitology* 129:411-419



54. Lucena J, Abad R, García L (1982) Primera cita en el Mediterráneo español de *Pagellus coupei* Dieuzeide, 1960. *Investigación pesquera* 46:51-54
55. Massutí E, Valls M, Ordines F (2010) Changes in the western Mediterranean ichthyofauna: signs of tropicalization and meridianization. In: Golani D, Appelbaum-Golani B (eds) *Fish invasions of the Mediterranean Sea: Change and renewal*. Pensoft Publishers, Sofia-Moscow, p 293-312
56. Miglietta MP, Lessios HA (2009) A silent invasion. *Biological Invasions* 11:825-834
57. Naranjo, S. A. *Taxonomía, zoogeografía y ecología de las ascidias del Estrecho de Gibraltar. Implicaciones de su distribución binómica en la caracterización ambiental de áreas costeras.* 1995. University of Sevilla, Spain. Ref Type: Thesis/Dissertation
58. Naranjo SA, Carballo JL, García-Gómez JC (1996) Effects of environmental stress on ascidian populations in Algeciras Bay (southern Spain). Possible marine bioindicators? *Mar Ecol Prog Ser* 144:119-131
59. Ocaña O, Sánchez-Tocino L, López-González PJ (2000) Consideraciones faunísticas y biogeográficas de los antozoos (Cnidaria: *Anthozoa*) de la costa de Granada (Mar de Alborán). *Zoologica Baetica* 11:51-65
60. Pacios I, Guerra-García.J.M., Baeza-Rojano E, Cabezas MP (2011) The non-native seaweed *Aparagopsis armata* supports a diverse crustacean assemblage. *Marine Environmental Research* 71:275-282
61. Piazzì L, Meinesz A, Verlaque M, Akçali B, Antolic' B, Argyrou M, Balata D, Ballesteros E, Calvo S, Cinelli F, Cirik S, Cossu A, D'Archino R, Djellouli AS, Javel F, Lanfranco E, Mifsud C, Pala D, Panayotidis P, Peirano A, Pergent G, Petrocelli A, Ruitton S, Zuljevic A, Ceccherelli G (2005) Invasion of *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* (Caulerpales, Chlorophyta) in the Mediterranean Sea: An assessment of the spread. *Cryptogamie, Algologie* 26:189-202
62. Quilez-Badia, G. Report of the ICES Working Group on Introduction and Transfer of Marine Organisms (WGITMO). 91-115. 2009. 11-13 March 2009, Washington D.C., USA. Ref Type: Report
63. Quilez-Badia, G. and Ruiz, G. M. Synthesis of marine invasion history for the Iberian Peninsula: patterns and predictions. 2011. 7th International Conference on Marine Bioinvasions Abstract Book, August 23-25, 2011, Barcelona, Spain. Ref Type: Conference Proceeding



64. Ragonese S, Giusto G (1999) Range extension for *Trachyscorpia cristulata echinata* (Pisces: Scorpaenidae) in the western Mediterranean Sea. *Bulletin of Marine Science* 64:329-334
65. Ramos-Esplá, A. A. *Ascidias litorales del Mediterráneo Ibérico*. 1991. University of Barcelona, Spain.
Ref Type: Thesis/Dissertation
66. Ramos-Esplá AA, Buencuerpo V, Vázquez E, Lafargue F (1992) Some biogeographical remarks about the Ascidian littoral fauna of the Straits of Gibraltar (Iberian Sector). *Bulletin de l'Institut Oceanographique de Monaco* 9:125-132
67. Ramón M, Cano J, Peña JB, Campos MJ (2005) Current status and perspectives of mollusc (bivalves and gastropods) culture in the Spanish Mediterranean. *Boletín del Instituto Español de Oceanografía* 21:361-373
68. Rioja E (1917) Nota sobre algunos anélidos recogidos en Málaga. *Boletín de la Real Sociedad Española de Historia Natural* 17:176-185
69. Rius, M. *Biologia i genètica de poblacions de l'ascidi invasor *Microcosmus squamiger**. 192 pp. 2008.
Ref Type: Thesis/Dissertation
70. Rivera-Ingraham G, García Gómez J, Espinosa F (2010) Presence of *Caulerpa racemosa* (Forsskal) J. Agardh in Ceuta (Northern Africa, Gibraltar Area). *Biological Invasions* 12:1465-1466
71. Rodríguez MCS, Vives F (1984) Copépodos de las aguas portuarias de Málaga. *Investigación pesquera* 48:235-254
72. Sánchez-Tocino L, Hidalgo Puertas F, Pontes M (2007) Primera cita de *Fistularia commersoini* Ruppell, 1838 (Osteichthyes: Fistulariidae) en aguas mediterráneas de la Península Ibérica. *Zoologica Baetica* 18:79-84
73. Seoane-Camba J (1965) Estudios sobre las algas bentónicas en la costa sur de la Península Ibérica (litoral de Cádiz). *Investigación pesquera* 29:3-216
74. Tena, J. *Faunística y ecología de los anélidos poliquetos de los fondos de sustrato duro del archipiélago de las Chafarinas (S.W. Mar Alborán)*. 541 pp. 1996. Tesis doctoral, Universidad de Valencia.
Ref Type: Thesis/Dissertation
75. Turon X, Nishikawa T, Rius M (2007) Spread of *Microcosmus squamiger* (Ascidacea: Pyuridae) in the Mediterranean Sea and adjacent waters. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 342:185-188



76. Verlaque M, Ruitton S, Mineur F, Bodouresque CF (2012) CIESM Atlas of Exotic Species in the Mediterranean (in preparation). CIESM Publishers, Monaco
77. Vilà M, Valladares F, Traveset A, Santamaría L, Castro P (2008) Invasiones biológicas. CSIC,
78. Vives F, Rodríguez V, Rodríguez J (1981) Sobre la presencia de *Pseudocalanus elongatus* Boeck (Copepoda, Calanoida) en el Mar de Alboran. Investigación pesquera 45:337-343
79. Vives F, Shmeleva A (2006) Fauna Ibérica vol.29. Museo Nacional de Ciencias Naturales. Consejo Superior de Investigaciones Científicas, Madrid
80. Weitzmann B, García M, Cebrian E, Ballesteros E (2009) Les invasions biològiques en el medi marí: exemples i impactes a la mediterrània occidental. L'Atzavara 18:39-49
81. Xavier R, Santos AM, Lima FP, Branco M (2009) Invasion or invisibility: Using genetic and distributional data to investigate the alien or indigenous status of the Atlantic populations of the peracarid isopod, *Stenosoma nadejda* (Rezig 1989). Molecular ecology 18:3283-3290
82. Zanolla, M., Altamirano, M., Souza-Egipsy, V., Carmona, R., De la Rosa, J., Andreakis, N., and Román Muñoz, A. Estudio ecofisiológico de dos especies de macroalgas marinas congénéricas simpátricas: posibles implicaciones en su proceso de competencia. (1), 28. 2009. 3er Congreso Nacional sobre Especies Exóticas Invasoras. Zaragoza, del 24 al 27 de noviembre de 2009. Ref Type: Conference Proceeding
83. Zenetos A, Gofas S, Russo G, Templado J (2003) CIESM Atlas of Exotic Species in the Mediterranean. CIESM Publishers, Monaco

2.3. Lagunas de información y conocimiento. Necesidades de investigación y desarrollo de programas de seguimiento.

A pesar de los importantes avances realizados en los últimos años en el ámbito europeo en el tema de seguimiento de especies invasoras marinas existen aún evidentes lagunas de conocimiento. Las carencias observadas en esta demarcación en relación a la problemática de la introducción de especies alóctonas en medio marino y la evaluación de su impacto, muchas extrapolables al conjunto de demarcaciones marinas españolas y que afectan incluso en mayor o menor grado al conjunto de las demarcaciones Europeas, según se recoge en el informe del Grupo de Expertos ad hoc constituido en el marco del desarrollo de las Estrategias Marinas, son numerosas y heterogéneas.



Unas se refieren a falta de conocimiento científico de base. Por ejemplo, en algunos grupos taxonómicos las biotas nativas no han sido totalmente catalogadas, o sólo lo han sido recientemente, de forma que no es fácil determinar si una especie puede ser realmente considerada como alóctona en el área, y menos el momento de su introducción. También en ciertos casos no se conoce con suficiente detalle la biología, y sobre todo la ecología, de las especies alóctonas, ni se han estudiado sus impactos concretos en los ecosistemas receptores. Es asimismo patente la insuficiencia de conocimiento sobre el funcionamiento de los ecosistemas, sobre las redes tróficas y otros procesos implicados en los flujos de materia, con lo cual no se dispone de una referencia fiable en relación a la cual analizar dichos procesos en las zonas impactadas por invasoras. Estos límites en el conocimiento científico son generales y afectan a diversos descriptores. La única forma de solventar ese problema es aumentando los recursos destinados a la investigación en ecología marina. En relación a este descriptor sería necesario promover los estudios sobre impactos al menos en aquellas especies de carácter invasor reconocido.

Otro tipo de carencias son las derivadas de la ausencia o diseño inadecuado de programas de seguimiento específicos y estandarizados del conjunto de las especies alóctonas, que resultan en la falta de datos precisos sobre la dinámica de las introducciones e invasiones. Se ha intentado superar esta dificultad analizando todas las publicaciones disponibles, intentando estandarizar la información presente en las mismas; pero la heterogeneidad de escalas espaciales y temporales, de organismos objeto de estudio y de metodologías de muestreo no permiten obtener resultados fiables ni fácilmente interpretables. En este sentido otro problema general y especialmente acuciante en esta demarcación es el de sesgo en la cobertura espacial de los muestreos, centrados casi exclusivamente en ecosistemas litorales, y también hacia determinados grupos, como macroalgas. La recomendación para solventar definitivamente esta carencia sería impulsar e implementar desde las administraciones programas de muestreo a gran escala; pero en un contexto de limitación de recursos, como mínimo deberían llevarse a cabo seguimientos en los puntos de máximo interés por la magnitud de posibles vectores de introducción (puertos, instalaciones de acuicultura) o por ser ecosistemas especialmente importantes o sensibles (áreas marinas protegidas, estuarios, etc.). Otra recomendación en este sentido de optimización de recursos es aprovechar la plataforma que suponen los programas de muestreo en el medio marino enmarcados en diversos tipos de proyectos de investigación, como campañas relacionadas con la evaluación de recursos pesqueros, que presentan la gran ventaja de cubrir toda la demarcación, o trabajos científicos en áreas marinas protegidas que complementarían a los anteriores al cubrir las zonas más litorales, para realizar en paralelo un seguimiento de la presencia de invasoras en los ecosistemas prospectados, tanto del medio pelágico como en el bentos. Los programas de muestreo de calidad ambiental en medio marino que llevan a cabo las administraciones también deberían contemplar la presencia de alóctonas como un parámetro a registrar, tal como se está haciendo ya en algunas CCAA en los muestreos relacionados con la Directiva Marco del Agua. En cualquier caso debería establecerse un sistema centralizado para recopilar y analizar conjuntamente toda esa información.



En relación con la toma de datos base se detecta otro problema general, y es la falta cada vez más patente de especialistas en taxonomía capaces de reconocer e identificar las especies alóctonas en ciertos grupos. La solución, además de la obvia de fomentar la especialización de nuevos investigadores en esta línea, a quienes deberían remitirse muestras correctamente conservadas y almacenadas para realizar estudios exhaustivos, podría ser la elaboración de listados de especies alóctonas cuya presencia en la demarcación es probable o posible, especialmente las de carácter invasor reconocido, incluyendo descripciones que sirvieran para facilitar su identificación por parte del personal involucrado en las campañas de muestreo. Otra línea de investigación a potenciar sería la de estudios genéticos, tanto para detección o confirmación de identificaciones, como estudios de genética poblacional para dilucidar el origen de las especies y disminuir así la proporción de criptogénicas.

Otro problema para la evaluación de las especies alóctonas es el alto grado de incertidumbre asociado los vectores de introducción, lo que disminuye la fiabilidad o incluso impide realizar un correcto análisis de riesgos, elemento fundamental para diseñar un sistema de gestión efectivo. Así, deberían potenciarse, en esta y en el resto de demarcaciones marinas, estudios dirigidos específicamente a cuantificar la presión de propágulos asociada a los principales vectores de introducción conocidos. También, como se ha señalado al principio de este apartado, debería prestarse especial atención a conocer los mecanismos de dispersión naturales de cada especie invasora, y también potenciar el desarrollo y aplicación de modelos hidrodinámicos relevantes para comprender los procesos de dispersión por vías naturales.

Finalmente, aunque se ha señalado que la mayor medida de control es la prevención de las introducciones primarias, sería recomendable potenciar estudios sobre sistemas de control aplicables al menos en fases tempranas de la invasión, potencialmente útiles para prevenir o minimizar la dispersión secundaria o incluso, en ciertos casos, erradicar aquellas especies especialmente peligrosas en ecosistemas sensibles o allí donde causan perjuicios evidentes para el ser humano.

2.4. Evaluación integrada a nivel de criterio y descriptor. Conclusiones.

A pesar de la puesta en marcha de un sistema de seguimiento regular general de especies invasoras en medio marino en esta Demarcación, aprovechando los muestreos realizados en relación a la DMA, no es posible aún determinar tendencias fiables ni en la tasa de introducción de invasoras ni de su expansión geográfica. Ello es debido a que aunque los puntos de muestreo cubren toda la costa, se encuentran restringidos a esa franja costera, y además las metodologías de muestreo no están específicamente diseñadas para el muestreo cuantitativo de especies alóctonas de un amplio abanico de grupos taxonómicos. Sin embargo, la integración de la información recogida en la bibliografía disponible sugiere una clara evolución negativa del problema, con aumentos



sostenidos tanto del nº de especies introducidas como de detección de las mismas en nuevas localidades. Tomando como referencia el año 1984, año a partir del cual aparecen publicaciones sobre la cuestión de forma regular, desde una especie citada se ha pasado a casi 60, y ese nº encuentra seguramente infravalorado debido a sesgos de muestreo.

Ni el buen estado ambiental en el conjunto de la Demarcación, ni la pervivencia de los distintos tipos de hábitats que incluye, parecen encontrarse en serio peligro por la presencia de especies invasoras. Sin embargo, sí pueden darse impactos negativos importantes a escala local, en ecosistemas de alto valor ecológico como praderas de posidonia. El apreciable número de especies alóctonas detectadas y, sobre todo, las decenas de ellas con potencial invasor, aconsejan poner en marcha cuanto antes sistemas de seguimiento de las mismas y especialmente llevar a cabo estudios de impacto específicos para poder así evaluar con conocimiento de causa los riesgos potenciales.

3. DEFINICIÓN DEL BUEN ESTADO AMBIENTAL

3.1. Interpretación del BEA en relación con los criterios y el descriptor. Ámbito y limitaciones.

Las especies alóctonas, una vez introducidas, son componentes de los ecosistemas susceptibles de ser evaluados mediante indicadores de estado; pero en términos de buen estado ambiental deben ser considerados como una presión a los ecosistemas nativos. Así, lo que garantizaría el buen estado ambiental en relación a este descriptor sería la ausencia de presión, es decir, la inexistencia de especies alóctonas. Sin embargo, dada la irreversibilidad de la gran mayoría de procesos de establecimiento de especies alóctonas no resulta posible plantear el BEA como ausencia de especies alóctonas. Por ello, los criterios asociados al descriptor se orientan por una parte al mantenimiento del *status quo*, es decir, a la disminución de la tasa de nuevas introducciones primarias y a la limitación de la expansión de las ya establecidas, lo que reduce la posibilidad de que lleguen a producirse impactos negativos, y por otro se refieren a la evaluación directa de dichos impactos. Por la misma razón apuntada anteriormente de la irreversibilidad de las invasiones, estos indicadores de impacto deberían dar cuenta de la evolución temporal del grado de impacto negativo, y considerar que el BEA se alcanza disminuyendo la tasa de incremento de dichos impactos.

3.2. Definición del BEA. Marco conceptual. Metodología y fundamento. Integración de criterios e indicadores.

Atendiendo a lo explicado en el anterior apartado, en el sentido que las especies alóctonas son en realidad una presión que amenaza el buen estado ambiental de los



ecosistemas, el BEA no se debería definir como la consecución de un estado determinado de las especies alóctonas, sino en función del estado de las biotas nativas. En realidad, el BEA en relación al descriptor 2 consiste en la consecución del BEA respecto a los descriptores 1 (biodiversidad), 3 (especies comerciales), 4 (redes tróficas) y 6 (integridad de los fondos). Además, teniendo en cuenta la característica de presión sobre el medio marino que implican las especies alóctonas, se puede establecer una segunda característica del BEA en referencia a la minimización de las presiones. Por tanto, se define el Buen Estado Ambiental del descriptor 2 en estas dos facetas:

1. La introducción de especies alóctonas no implica disminuciones de biodiversidad ni de la integridad de los hábitats nativos, no afecta a la abundancia y estructura de las poblaciones de especies comerciales, ni produce cambios relevantes en los fondos.

Dentro de esta definición general de BEA, se puede establecer la siguiente concreción para el grupo taxonómico de especies alóctonas marinas más estudiado, el de las macroalgas invasoras, puesto que al ser especies formadoras de hábitats pueden causar impactos significativos en las biotas nativas:

La extensión y vigor de los hábitats caracterizados por las macroalgas y fanerógamas autóctonas de la demarcación mantienen como mínimo los valores registrados en la evaluación inicial, sin mostrar signos de regresión relevantes por la competencia ejercida por macroalgas alóctonas invasoras, siempre que éstos sean suficientes para garantizar la pervivencia de dichas comunidades en sus áreas de distribución potencial.

2. Se minimizan los riesgos de establecimiento y dispersión de especies alóctonas invasoras, atendiendo a los principales vectores de introducción.