



ESTRATEGIA MARINA
DEMARCACIÓN MARINA SUDATLÁNTICA
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
- Fernando Ramos

Asistencia Técnica TRAGSATEC S.A.:

- Edurne Blanco
- Miguel Cojan
- Enaitz Aguirre

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	9
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.	9
2.2.Evaluación del estado actual. Principales actividades, presiones e impactos.	15
2.3.Lagunas de información y conocimiento. Necesidades de investigación y desarrollo de programas de seguimiento.	102
2.4.Evaluación integrada a nivel de criterio y descriptor. Conclusiones.	104
3. DEFINICIÓN DEL BUEN ESTADO AMBIENTAL	105
3.1.Interpretación del BEA en relación con los criterios y el descriptor. Ámbito y limitaciones.....	105
3.2.Definición del BEA. Marco conceptual. Metodología y fundamento. Integración de criterios e indicadores.	106



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. **La 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 leidy* y *Haliplanella lineata*; los moluscos *Xenostrobus securis*, *Ruditapes phillipinarum*, *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 prerrequisito 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., Konopačka, 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 73 de las 107 referencias bibliográficas localizadas (Ver apartado de referencias) ha permitido recopilar 316 citas puntuales acerca de un total de 82 especies definidas por los autores como no nativas en la demarcación Sudatlántica. De éstas, 24 son especies, la mayoría peces, posiblemente arribadas al área desde otras latitudes por sus propios medios. El resto, un total de 58, sí podrían encuadrarse en la definición de especie alóctonas definida en el marco de las Estrategias Marinas. Dichas especies son las listadas en la tabla siguiente.

Tabla I-Especies alóctonas detectadas en la demarcación Sudatlántica



Algas	<i>Anotrichium furcellatum</i>	Cnidarios	<i>Blackfordia virginica</i>
Algas	<i>Antithamnion densum</i>	Cnidarios	<i>Cordylophora caspia</i>
Algas	<i>Antithamnionella spirographidis</i>	Cnidarios	<i>Diadumene lineata</i>
Algas	<i>Asparagopsis armata</i>	Cnidarios	<i>Haliplanella lineata</i>
Algas	<i>Bonnemaisonia hamifera</i>	Cnidarios	<i>Oculina patagonica</i>
Algas	<i>Codium fragile</i>	Copépodos	<i>Acartia tonsa</i>
Algas	<i>Colpomenia peregrina</i>	Decápodos	<i>Callinectes sapidus</i>
Algas	<i>Colpomenia sinuosa</i>	Decápodos	<i>Eriocheir sinensis</i>
Algas	<i>Dipterosiphonia dendritica</i>	Decápodos	<i>Hemigrapsus penicillatus</i>
Algas	<i>Gracilaria vermiculophylla</i>	Decápodos	<i>Palaemon macrodactylus</i>
Algas	<i>Grateloupia subpectinata</i>	Decápodos	<i>Rhithropanopeus harrisi</i>
Algas	<i>Grateloupia turuturu</i>	Dinoflagelados	<i>Gymnodinium catenatum</i>
Algas	<i>Heterosiphonia japonica</i>	Dinoflagelados	<i>Karenia mikimotoi</i>
Algas	<i>Lomentaria hakodatensis</i>	Gasterópodos	<i>Cyclope neritea</i>
Algas	<i>Neosiphonia harveyi</i>	Gasterópodos	<i>Gibbula albida</i>
Algas	<i>Sargassum muticum</i>	Gasterópodos	<i>Haminoea callidegenita</i>
Algas	<i>Scytosiphon dotyi</i>	Gasterópodos	<i>Polycerella emertoni</i>
Anfípodos	<i>Caprella scaura</i>	Gasterópodos	<i>Potamopyrgus antipodarum</i>
Ascidias	<i>Ecteinascidia turbinata</i>	Isópodos	<i>Paracerceis sculpta</i>
Ascidias	<i>Microcosmus squamiger</i>	Isópodos	<i>Paradella diana</i>
Bivalvos	<i>Corbicula fluminea</i>	Isópodos	<i>Synidotea laticauda</i>
Bivalvos	<i>Crassostrea gigas</i>	Misidáceos	<i>Rhopalophthalmus mediterraneus</i>
Bivalvos	<i>Mytilopsis leucophaeata</i>	Nematodos	<i>Anguillicoloides crassus</i>
Bivalvos	<i>Venerupis philippinarum</i>	Protozoos	<i>Bonamia ostreae</i>
Bivalvos	<i>Xenostrobus securis</i>	Protozoos	<i>Marteilia refringens</i>
Cirrípedos	<i>Amphibalanus amphitrite</i>	Peces	<i>Fundulus heteroclitus</i>
Cirrípedos	<i>Amphibalanus improvisus</i>	Peces	<i>Gambusia holbrooki</i>
Cirrípedos	<i>Elminius modestus</i>	Poliplacóforos	<i>Chaetopleura angulata</i>
Cirrípedos	<i>Megabalanus tulipiformis</i>	Poliquetos	<i>Ficopomatus enigmaticus</i>

Muchos de los trabajos consultados incluyen tanto especies estrictamente marinas como propias de aguas de transición o incluso restringidas a aguas dulces. Algunas de estas últimas, como el pez gato *Ameiurus melas* o los cangrejos de río *Procambarus clarkii* y *Cherax destructor*, no han sido contabilizados. Sin embargo, aquellas especies eurihalinas que pueden interaccionar con especies marinas en alguna fase de su ciclo vital, sí han sido consideradas. Cabe destacar la importancia en esta demarcación de los ecosistemas de aguas salobres, como los estuarios del Guadiana y el Guadalquivir, verdaderos “puntos calientes” para la introducción de especies alóctonas, y las numerosas marismas de la región, de enorme valor ecológico. Entre las especies alóctonas que se encuentran en esos ambientes, por su potencial impacto directo o indirecto en los ecosistemas marinos de la demarcación, se ha recabado información sobre el anfípodo *Corophium orientale*, los bivalvos *Corbicula*



fluminea y *Mytilopsis leucophaeata*, los cnidarios *Blackfordia virginica* y *Cordylophora caspia*, los crustáceos decápodos *Callinectes sapidus*, *Eriocheir sinensis*, *Palaemon macrodactylus* y *Rhithropanopeus harrisi*; el gasterópodo *Potamopyrgus antipodarum*, el nematodo parásito *Anguillicoloides crassus*, el poliqueto *Ficopomatus enigmaticus* y los peces *Fundulus heteroclitus* y *Gambusia holbrooki*. De las 58 especies registradas, que con seguridad pueden considerarse alóctonas en la demarcación, 34 han sido calificadas por algún autor como invasoras, 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. En realidad, en sólo 10 especies se dispone de algún dato concreto sobre impacto demostrado en el área.

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.

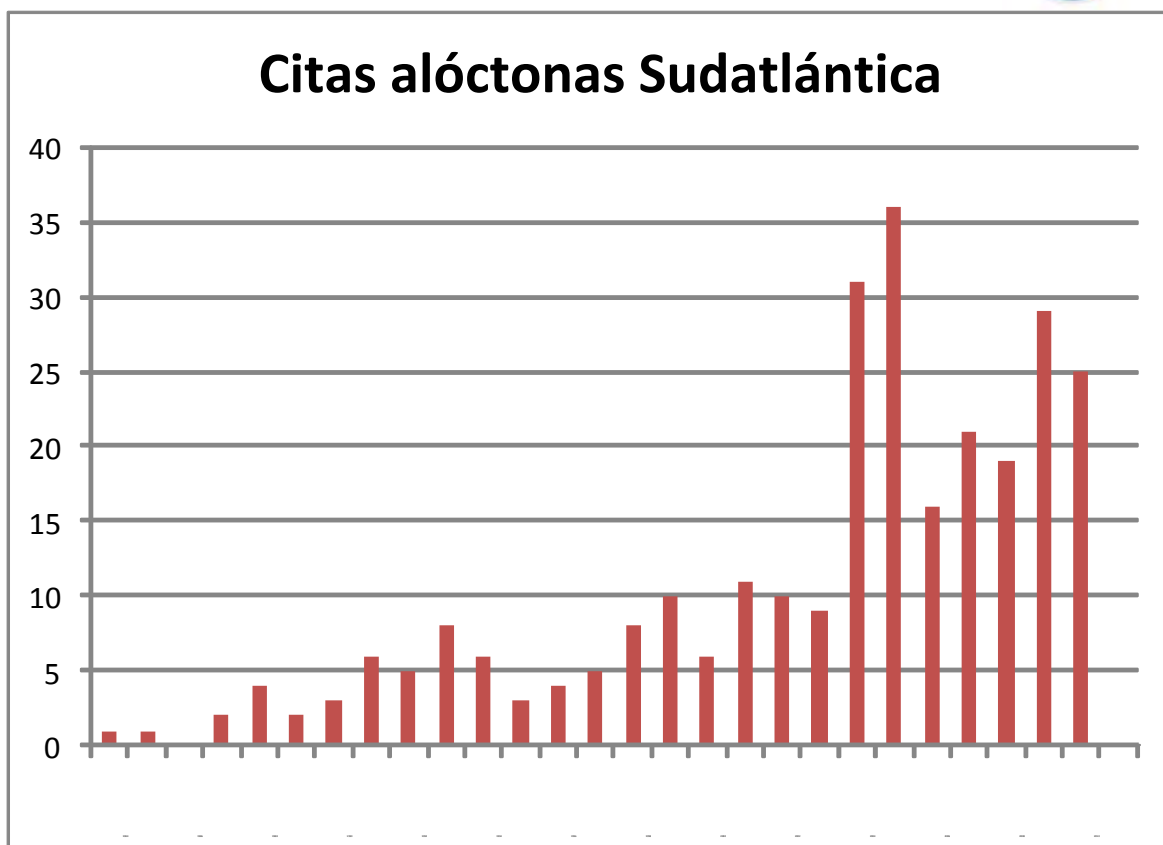


Figura 1-Evolución temporal de las citas de especies alóctonas (taxón/año/localidad) en la Demarcación Sudatlántica.

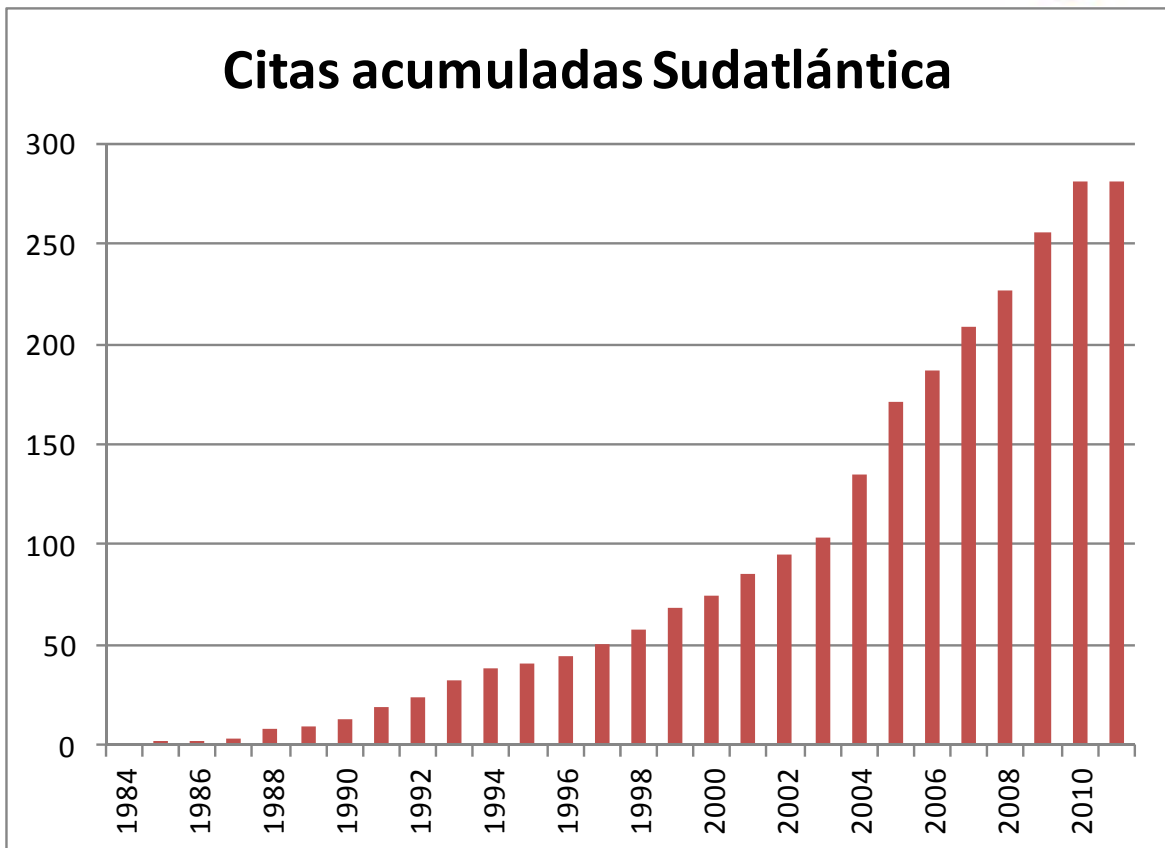


Figura 2-Evolución temporal acumulada de las citas de especies alóctonos (taxón/año/localidad) en la Demarcación Sudatlántica.

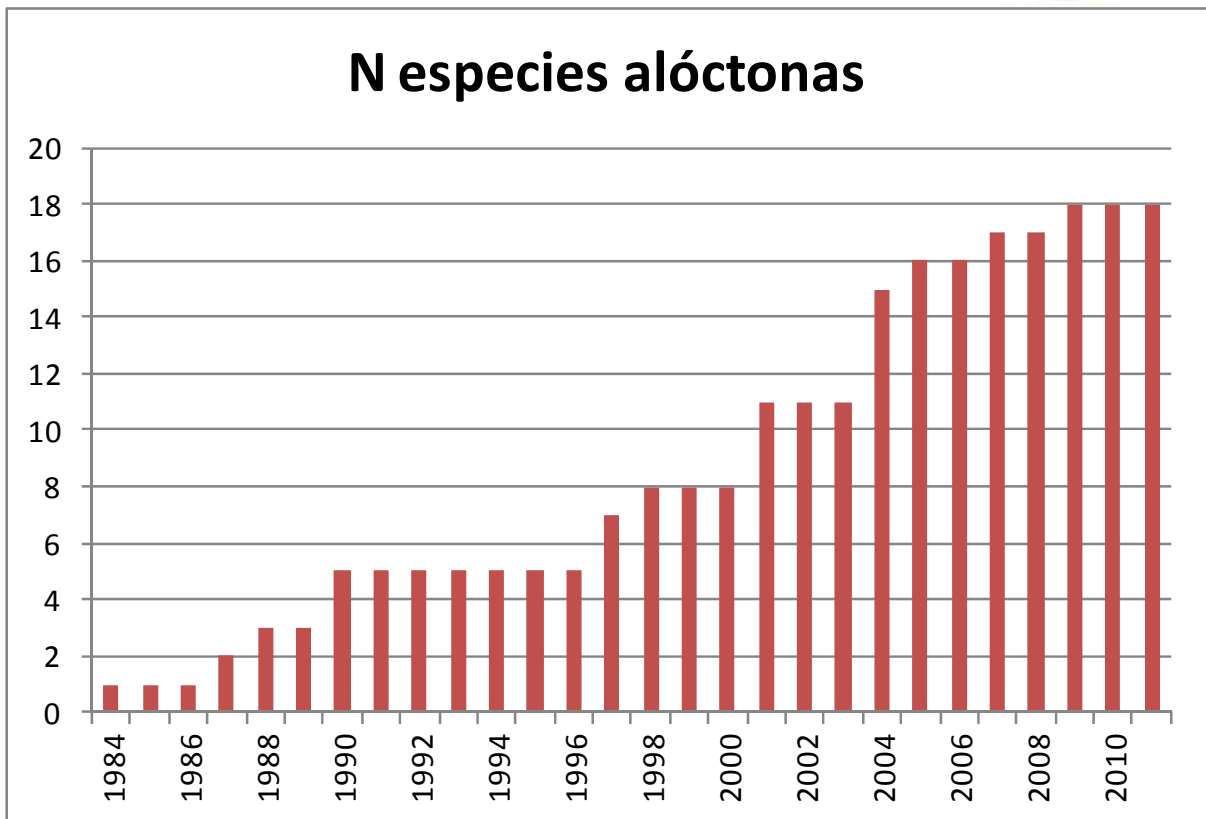


Figura 3-Evolución temporal del número de especies alóctonas en la demarcación Sudatlántica sobre las que se dispone de información concreta sobre la fecha en que se produjeron las primeras citas. No representa el total de especies alóctonas detectadas.

Si bien la información temporal se restringe a 18 de las 58 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 relación a la DMA, en los que se consideran especies alóctonas, todo parece indicar una tendencia positiva consistente de aumento de la introducción y expansión de especies alóctonas. Además, al observar el tipo de especies registradas, detallado en el siguiente gráfico, se aprecia el evidente sesgo derivado de las metodologías de muestreo y análisis.

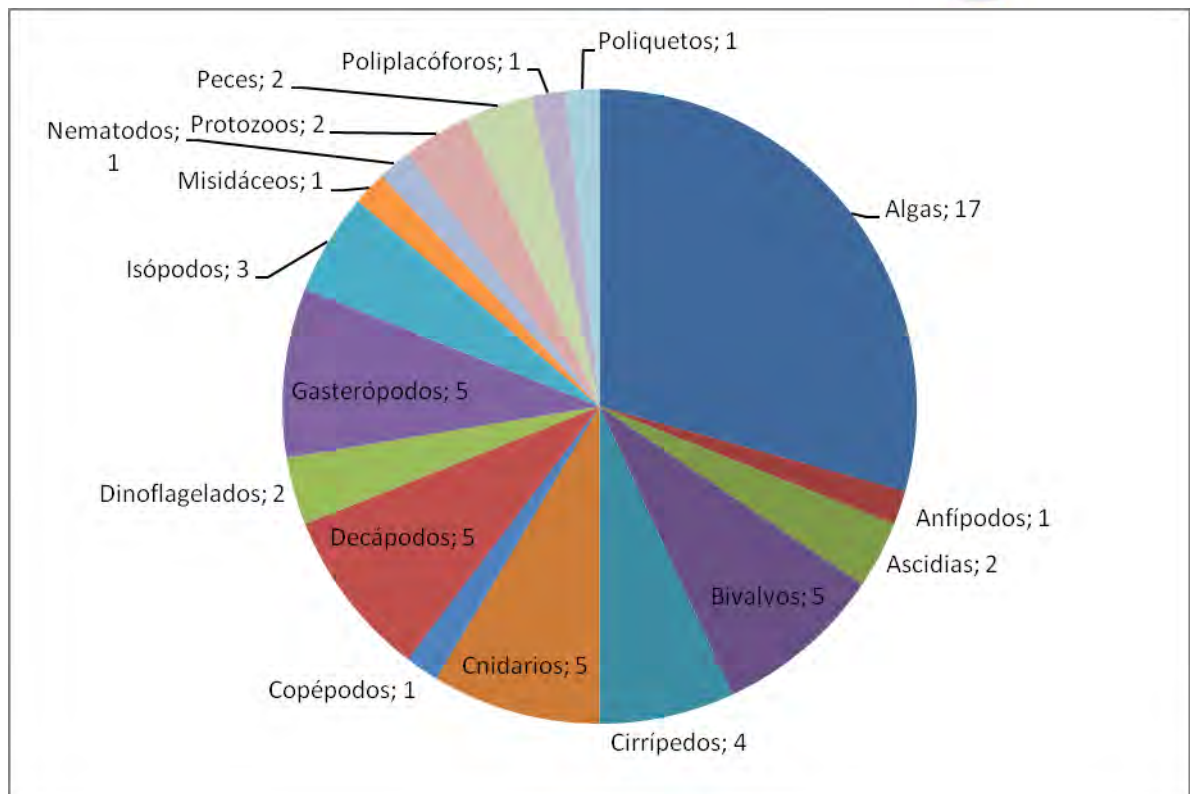


Figura 4-Distribución relativa por grupos taxonómicos de las especies alóctonas detectadas en la Demarcación Sudatlántica.

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 Sudatlántica se han realizado atendiendo a un criterio científico riguroso excluyendo los estudios que no demuestren explícitamente el impacto, desechándose hipótesis y elucubraciones. Siguiendo este criterio, aparecen 34 especies catalogadas como invasoras o potencialmente invasoras (ver tabla siguiente). Los resultados presentan la mayoría de estudios de invasoras incluidos en la categoría 1 (distribución espacial y temporal), constatándose estudios de impacto en 10 de las 34 especies existentes en la demarcación. La especie con más impactos estudiados es el poliqueto invasor *Ficopomatus enigmaticus*, demostrándose que genera regresión de la vegetación mesolitoral de humedales, crece sobre plantas y las asfixia, y altera el régimen hídrico colapsando los caños y cubetas impidiendo la circulación mareal. Esta especie, al ser ingeniera del ecosistema, puede alterar la función de los ecosistemas nativos, por lo que es prioritario su seguimiento. El anfípodo *Caprella scaura* desplaza a especies nativas, aunque se distribuye preferentemente en zonas portuarias y sustratos antropizados. Los bivalvos *Corbicula fluminea* y *Mytilopsis leucophaeta* provocan incidencias en el bombeo de agua de la dársena del Guadalquivir; el bivalvo *Venerupis*



philippinarum compete con la almeja autóctona (*V. decussatus*) pudiendo desplazarla. El cnidario *Blackfordia virginica* reduce las densidades de organismos zooplanctónicos (incluyendo huevos de anchoa *Engraulis encrasicolus*); *Cordylophora caspia* provoca incidencias en bombeo de agua del Guadalquivir. En los crustáceos decápodos hay estudios de impactos para dos especies. Por un lado, *Eriocheir sinensis* altera las comunidades de macroinvertebrados acuáticos y macrófitos por depredación directa, genera erosión de riberas y riesgo para las infraestructuras, transmisión de enfermedades y pérdida en pesquerías locales y daño en cultivos de arroz. Por otro lado, *Palaemon macrodactylus* compete con la especie nativa por los recursos. En cuanto a la especie íctica *Fundulus heteroclitus* compete por el espacio con otras especies.

Resumen de la tipología y niveles de impactos de especies invasoras en la Demarcación Sudatlántica:

- 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.

Tabla II-Tipología y niveles de impacto de especies invasoras en la demarcación Sudatlántica															
	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														Báez <i>et al.</i> , 1997
	x														Ballesteros & Pinedo, 2004
	x														Informe Regional 2010
	x														Hacohen Domené <i>et al.</i> , 2008



<i>Codium fragile</i>	x																	Directiva Aguas Andalucía
	x																	Ramos,F., 2010
<i>Sargassum muticum</i>	x																	Ramos,F., 2010
Ascidiacea																		
<i>Ecteinascidia turbinata</i>	x																	Ramos,F. , 2010
	x																	Fernández-Casado & Arroyo
	x																	Ramos, 1991
	x																	Moreno, 2009
	x																	Informe Regional, 2009
	x																	Informe Regional, 2010
	x																	Directiva Aguas Andalucía
<i>Microcosmus squamiger</i>	x																	Naranjo, 1995
	x																	Naranjo y García-Gómez 1994
Amphipoda																		
<i>Caprella scaura</i>	x						x											Guerra-García <i>et al.</i> , 2011
	x																	Ros <i>et al.</i> , 2011
Bivalvia																		
<i>Corbicula fluminea</i>																	x	Escot <i>et al.</i> , 2003
	x																	Ramos,F., 2010
	x																	Mouthon, 1981
	x																	Pérez Quintero, 2008
	x																	Pérez Quintero, 1990
	x																	Pérez Quintero, 2004
	x																	Araujo <i>et al.</i> , 1993
<i>Crassostrea gigas</i>	x																	Ramos,F., 2010
	x																	Informe Regional 2009
	x																	Informe Regional 2010
	x																	Directiva Aguas Andalucía
	x																	García Sarasa, 2001
<i>Mytilopsis leucophaeata</i>																	x	Escot <i>et al.</i> , 2003
	x																	Ramos,F., 2010
<i>Venerupis philippinarum</i>																	x	Informe Regional 2009
	x																	Ramos,F., 2010
	x																	Informe Regional, 2008
	x																	Informe Regional, 2010
	x																	Directiva Aguas Andalucía
<i>Xenostrobus securis</i>	x																	Ramos,F., 2010
Cirripeda																		
<i>Balanus amphitrite</i>	x																	Ramos,F., 2010
<i>Balanus improvisus</i>	x																	Ramos,F., 2010
<i>Elminius modestus</i>	x																	Ramos,F., 2010
Cnidaria																		
<i>Blackfordia virginica</i>							x											Chicharo <i>et al.</i> , 2009
	x																	Ramos,F., 2010
<i>Cordylophora caspia</i>																	x	Escot <i>et al.</i> , 2003
<i>Diadumene lineata</i>	x																	Ramos,F., 2010
<i>Oculina patagonica</i>	x																	Informe Regional, 2010
	x																	Directiva Aguas Andalucía
Copepoda																		
<i>Acartia tonsa</i>	x																	Green <i>et al.</i> , 2009
	x																	Ramos,F., 2010
Decapoda																		
<i>Eriocheir sinensis</i>							x	x									x	García de Lomas <i>et al.</i> , 2009
	x																	Cuesta <i>et al.</i> , 2006
	x																	Cuesta <i>et al.</i> , 2004
	x																	González-Gordillo et



<i>Palaemon macrodactylus</i>	x																			Ramos,F., 2010	
	x																			Arronte <i>et al.</i> , 2006	
	x																			Ferrero Rodríguez & Algarín	
	x																			Chicharo <i>et al.</i> , 2009	
	x																			BD.Cabal	
	x																				d'Udekem d'Acoz <i>et al.</i> , 2005
	x																				Cuesta <i>et al.</i> , 2006
	x																				Cuesta <i>et al.</i> , 2004
	x																				González-Ortegón <i>et al.</i> , 2006
	x																				Ramos,F., 2010
	x																				Arronte <i>et al.</i> , 2006
	x																				González-Ortegón <i>et al.</i> , 2009
	<i>Callinectes sapidus</i>																			x	González-Ortegón <i>et al.</i> , 2010
		x																			wwwf/Adena, 2002
x																				Adena, 2002 (B.D.Cabal)	
<i>Rhithropanopeus harrisi</i>	x																			Ramos,F., 2010	
	x																			Arronte <i>et al.</i> , 2006	
	x																			Adena, 2002 (B.D.Cabal)	
	x																			Cuesta <i>et al.</i> , 2006	
	x																			Cuesta <i>et al.</i> , 1991	
	x																			Ramos,F., 2010	
	x																			Arronte <i>et al.</i> , 2006	
	x																			Green <i>et al.</i> , 2009	
Dinoflagellata																					
<i>Gymnodinium catenatum</i>	x																			Ramos,F., 2010	
<i>Karenia mikimotoi</i>	x																			Ramos,F., 2010	
Gastropoda																					
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	x																			Ramos,F., 2010	
	x																			Green <i>et al.</i> , 2009	
Isopoda																					
<i>Paradella diana</i>	x																			Rodríguez <i>et al.</i> ,1991	
<i>Paracerceis sculpta</i>	x																			Rodríguez <i>et al.</i> ,1991	
	x																			Ramos,F., 2010	
Nematoda																					
<i>Anguillicoloides crassus</i>	x																			Ramos,F., 2010	
Polychaeta																					
<i>Ficopomatus enigmaticus</i>																					
	x																			Informe Regional, 2009, 2010	
	x																			Ramos,F., 2010; Talleres-	
																				Informe Regional, 2008	
																				Directiva Aguas Andalucía	
																				G.Gómez	
Protozoa																					
<i>Bonamia ostreae</i>	x																			Ramos,F., 2010	
<i>Marteilia refringens</i>	x																			Ramos,F. 2010	
Polyplacophora																					
<i>Chaetopleura angulata</i>	x																			Ramos,F., 2010	
	x																			Carmona Zalvide & García,	
	x																			Informe Regional, 2009	
	x																			Informe Regional, 2010	
	x																			Gómez,G	
	x																			Fernández-Casado & Arroyo	
	x																			Directiva Aguas Andalucía	
Peces																					
<i>Fundulus heteroclitus</i>																					
																				x	Elvira, 1995
	x																				BD.Cabal
	x																				Hernando, 1975



Proporción del número de invasoras /especies nativas protegidas
 $PIN_p = (Invasoras/nativas\ protegidas) \times 100$

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 las 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.**

Division Rhodophyta, Clase Rhodophyceae, Orden Bonnemaisoniales. Familia Bonnemaisoniaceae





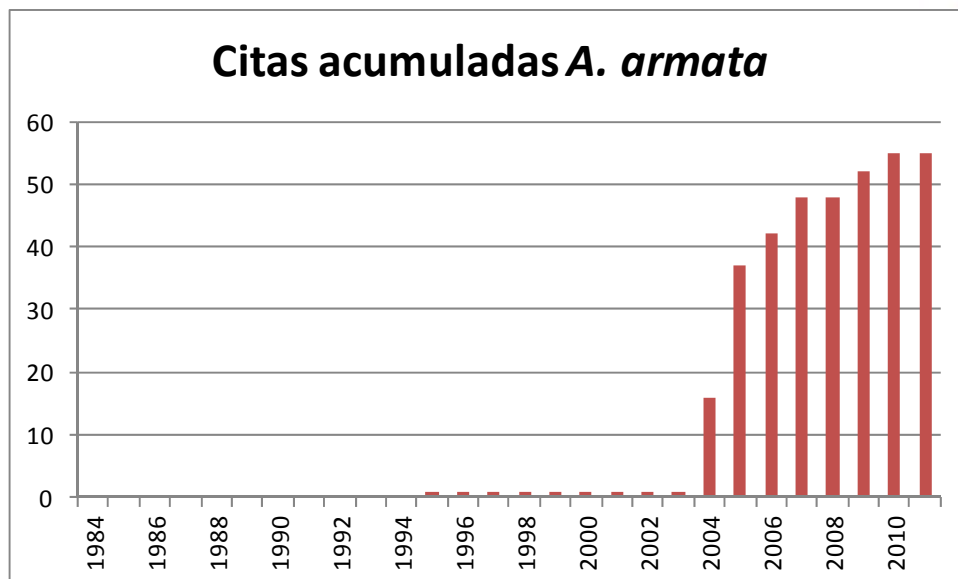
Ecología: Alga anual que crece en sustratos duros y como epífita sobre otras algas en zonas bien iluminadas del mediolitoral inferior e infralitoral superior. Esta es una especie oportunista que tiene un rápido crecimiento y es capaz de reproducirse vegetativamente en todas sus fases, tolera bien las 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 epífito, 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.

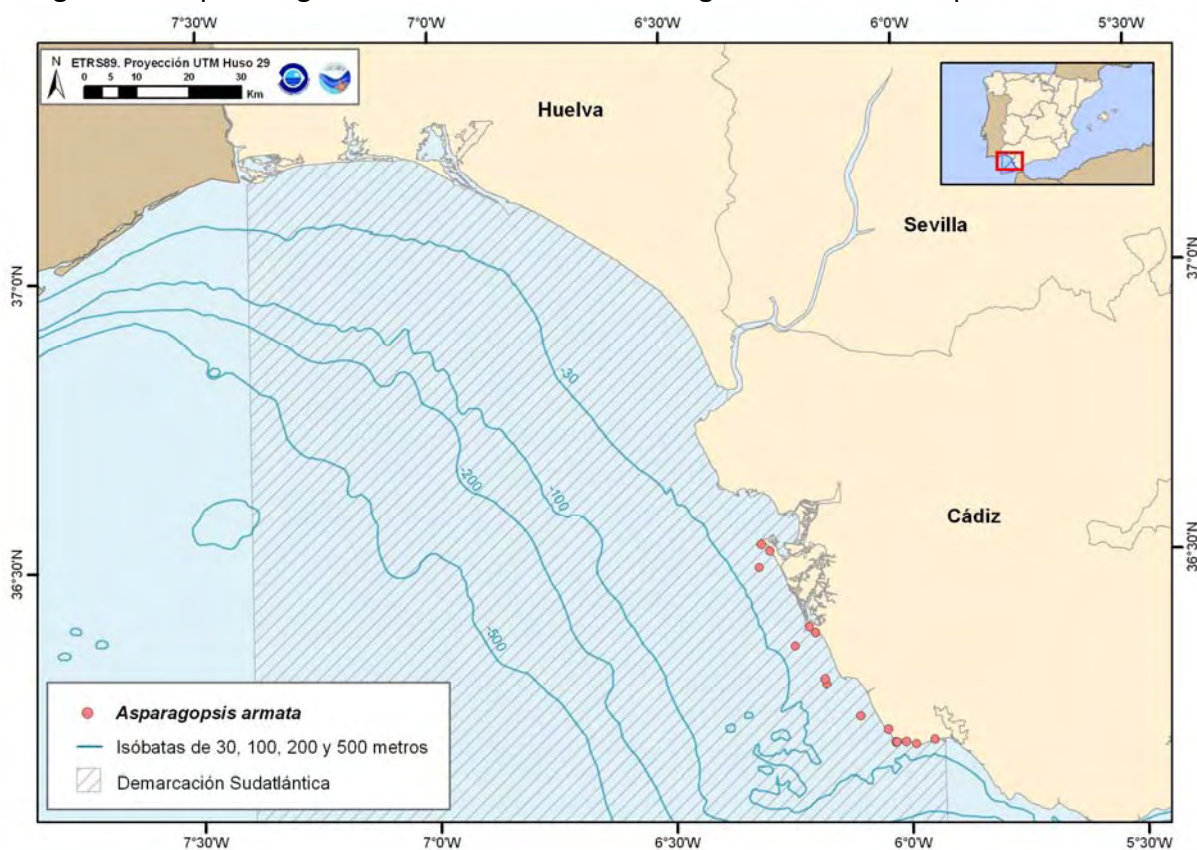
Distribución mundial: Europa: desde las Shetlands hasta Cádiz, mar Mediterráneo. África: Marruecos, Senegal, Sudáfrica, Argelia, Túnez y mar Rojo. Asia: India, Mar Rojo. América: Cuba, Chile. Oceanía: Sur y Oeste de Australia, Tasmania, Nueva Zelanda.

Citas en la demarcación: Gómez *et al.* (2010) mencionan que está presente en las costas andaluzas en los años 30 del s: XX; pero se ha encontrado de forma sistemática, en diversas localidades de las costas de Cádiz (concretamente en hasta 42 puntos) muestreadas por el programa de muestreo llevado a cabo en el marco de la Directiva de Aguas desde el año 2004.

Información cuantitativa espacio-temporal: No se dispone de datos precisos sobre abundancia o densidad en la demarcación. A continuación se refleja en una gráfica la evolución temporal del nº de citas en las últimas décadas.



El siguiente mapa recoge la localización de las citas registradas de esta especie.



Impacto potencial: 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: Báez *et al.* (1997), Ballesteros & Pinedo (2004), Hacoen Domené *et al.* (2008), Gómez *et al.* (2010), Informes Regionales Apoyo Técnico a la Gestión del Medio Marino de la Consejería Medio Ambiente Junta de Andalucía (2009, 2010), derivados del Programa de Gestión Sostenible de Recursos para la Conservación Medio Marino Andaluz. Asimismo se han tenido en cuenta datos proporcionados por los seguimientos llevados a cabo por la Consejería de Medio Ambiente de Andalucía en relación a la DMA

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.
- 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.
- 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 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. & 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.
- Sauvageau, C. (1925). Sur la naturalisation en France d'une Floridée australasienne de l'iode (*Asparagopsis armata* Harv.) et sur ses iodures. *Compte Rendu Hebdomadaire des Séances de l'Académie des Sciences. Paris.* 180: 1-1259.
- 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

***Sargassum muticum* (Yendo) Fensholt 1955.**

Phylum Chromophycota, Clase Phaeophyceae; Orden Fucales; Familia Sargassaceae.



Ecología: El hábitat preferido de esta feofíceo son los fondos duros resguardados, pero también se puede agarrar a sustratos duros dispersos sobre fondos blandos, como piedras o conchas. No soporta bien la exposición directa a oleaje; pero sí tolera las corrientes. Se encuentra generalmente en el intermareal inferior y en el submareal superior. Las condiciones eutróficas favorecen su crecimiento (Wallentinus, 2002). Tolerancia un amplio rango de condiciones abióticas, lo que favorece su carácter invasivo (Nyberg y Wallentinus, 2005). Una salinidad de 34 ‰ es la considerada óptima para la especie (Eno *et al.*, 1997), pero puede soportar salinidades mucho menores (Hales y Fletcher, 1989; Oteen, 2004). Requiere temperaturas de más de 8 °C para reproducirse



(Steen y Rueness, 2004). Es monoécico y autofértil, y los embriones sólo viajan unos pocos metros antes de adherirse a alguna superficie. No se reproduce vegetativamente (Wallentinus, 1999, 2005). Presenta un crecimiento rápido, hasta 2–4 cm/día, alta fecundidad y vive muchos años.

Dispersión: Es nativo del Pacífico noroeste, de las aguas costeras de Japón, China, Corea y Rusia. Fue observado por primera vez fuera de su área en la Columbia Británica en 1944. En Europa se encontró por primera vez en la costa sur de Inglaterra en 1973, pero probablemente fue ya introducido en los 60, posiblemente a través del comercio de ostras *Crassostrea gigas* para acuicultura en Francia, desde Japón o Canadá, como epífitos en las propias ostras o como material de embalaje. Se encuentra ahora en toda la costa Atlántica europea, de Portugal a Noruega (Wallentinus, 1999, Staehr *et al.*, 2000), y también en el Mediterráneo, adonde llegó en los 80 también posiblemente a través de importaciones de ostras japonesas. La dispersión secundaria en el área se puede producir a través de individuo, o simplemente ramas fértiles a la deriva, a grandes distancias, ya que su flotabilidad se ve favorecida por la presencia de vesículas de aire. También puede viajar enganchado a cadenas o hélices de barcos, o incrustado en cascos (Wallentinus, 1999). Otro vector potencial es la acuariofilia (Wallentinus, 2002).

Citas en la demarcación: No parece que se haya extendido ampliamente en la demarcación, ya que sólo se cita como establecida en el informe sobre especies invasoras en la demarcación elaborado por Ramos (2010).

Información cuantitativa espacio-temporal: No se recoge información precisa sobre abundancias en la bibliografía consultada.

Impacto potencial: La introducción de esta especie ha producido uno de los cambios más dramáticos en la vegetación de la zona sublitoral superior de las regiones colonizadas en los tiempos modernos, ya que esta gran alga juega sin duda un importante papel estructural en el cinturón algal litoral (Karlsson *et al.*, 1995). Critchley *et al.* (1990) ha listado los efectos potenciales de su establecimiento, incluyendo desplazamiento de especies nativas, incremento de algas filamentosas epífitas, cambios en la composición de flora y fauna, incremento de sedimentación, interacciones con pesquerías costeras, grandes acumulaciones de algas a la deriva, bloqueo de puertos y fondos someros e interferencia con actividades recreativas. *S. muticum* es un fuerte competidor por el espacio y la luz para la flora nativa, gracias a su rápido crecimiento, alta fertilidad, y gran biomasa y densidad, lo que puede impedir el asentamiento y desarrollo de otras algas (Critchley *et al.*, 1986; Staehr *et al.*, 2000). Esas altas densidades, de hasta 130–300 individuos/m² (Ambrose y Nelson, 1982, Boudouresque *et al.*, 1985, Fernández *et al.*, 1990) afecta no sólo a las tasas de sedimentación y penetración de la luz, sino también a la hidrodinámica costera y a la concentración de oxígeno (Rueness, 1985). Dichas masas provocan condiciones anóxicas y la formación de sulfuro de hidrógeno incluso en zonas de elevado



hidrodinamismo (Karlsson *et al.*, 1995), así que en zonas más cerradas, como bahías, ensenadas o puertos, el problema puede ser mayor. Sin embargo, *S. muticum* proporciona hábitat adecuado para los epibiontes (Wernberg *et al.*, 2004) y provee protección para otros animales, favoreciendo el asentamiento de invertebrados que pueden atraer peces y otros predadores (Wallentinus, 1999).

En cuanto a efectos socioeconómicos *S. muticum* puede causar problemas a la pesca costera, profesional o de recreo por provocar enganche de anzuelos y redes, incluso de hélices. También causa problemas en instalaciones de acuicultura creciendo sobre los cabos y jaulas (Verlaque, 2001). Puede asimismo provocar el atasco de las tomas de refrigeración de plantas industriales. Su incrustación en estructuras portuarias puede llegar a representar también un problema. Las algas desprendidas que se depositan en la costa pueden causar molestias por su olor al descomponerse. En general, las acumulaciones densas entorpecen usos humanos de las aguas costeras, como natación, pesca y navegación de recreo.

Control: Como medida preventiva la cuarentena de organismos usados en acuicultura es esencial para reducir los riesgos de introducción y expansión de *S. muticum*.

Por lo que respecta a su erradicación, se intentó la extracción manual en Inglaterra en los años 70,, pero fue un fracaso (Farnham, 1980). La extracción continua durante años de toneladas de esta alga (Borden, 1995) no ha servido para detener la expansión de la especie (Kraan, 2006). Se han ensayado otros métodos, como extracción por arrastre, cortado y succión, incluso uso de herbicidas, que tampoco son útiles debido a la falta de selectividad y las grandes dosis requeridas. En todo caso, tras la aplicación de las medidas se producen rápidos recrecimientos, por lo que para mantener una zona libre del alga las acciones se deben llevar a cabo de forma indefinida (Eno *et al.*, 1997). El control biológico también se ha demostrado inefectivo, porque las especies utilizadas no son predadores específicos de *S. muticum* (Critchley *et al.*, 1986). En conclusión, una vez establecida, la única forma de evitar problemas mayores es la eliminación continua del alga, lo cual es muy costoso y sólo vale la pena llevarlo a cabo, cuando resulta imprescindible, en puntos muy sensibles. Ese riesgo enfatiza la importancia de la detección temprana, ya que sólo en estadios muy iniciales de la infestación es factible controlarla.

Usos: *S. muticum* tiene valor comercial por su uso en la fabricación de alginatos.

Referencias consultadas: Ramos, F. (2010).

Otras referencias relevantes:

Ambrose, R.F. & Nelson, B.V. 1982. Inhibition of giant kelp recruitment by an introduced brown alga. *Botanica Marina* 25: 265-267.

Anonymous, 1997. Introduced species in the marine environment: Status and national activities in the OSPAR convention area, revised report submitted by Sweden, IMPACT 97/7/1. Oslo and Paris Conventions for the Prevention of Marine Pollution, Working Group on Impacts on the Marine Environment (IMPACT).



- Bartsch, I. & Kuhlenskamp, R. 2000. The marine macroalgae of Helgoland (North Sea): an annotated list of records between 1845 and 1999. *Helgoland Marine Research* 54: 160-189.
- Bjærke, M.R. & Fredriksen, S. 2003. Epiphytic macroalgae on the introduced brown seaweed *Sargassum muticum* (Yendo) Fensholt (Phaeophyceae) in Norway. *Sarsia* 88: 353-364.
- Boaden, P.J.S. 1995. The adventive seaweed *Sargassum muticum* (Yendo) Fensholt in Strangford Lough, Northern Ireland. *Irish Naturalists' Journal* 25: 111-113.
- Boudouresque, C.F., Belsher, T., David, P., Lauret, M., Riouall, R. & Pellegrini, M. 1985. Données préliminaires sur les peuplements à *Sargassum muticum* (Phaeophyceae) de l'Etang de Thau (France). *Rapp. Comm. Int. Mer Médit.* 29: 57-60.
- Buschbaum, C. 2005. Pest oder Bereicherung? Der eingeschleppte Japanische Beerentang *Sargassum muticum* an der deutschen Nordseeküste. *Natur und Museum* 135: 216-221.
- Buschbaum, C., Chapman, A.S. & Saier, B. 2006. How an introduced seaweed can affect epibiota diversity in different coastal systems. *Marine Biology* 148: 743-754.
- Christensen, T. 1984. *Sargassotang*, en ny algeslægt i Danmark. *Urt* 4: 99-104.
- Cosson, J. 1999. On the progressive disappearance of *Laminaria digitata* on the coasts of Calvados (France). *Cryptogamie Algologie* 20: 35-42.
- Critchley, A.T., Farnham, W.F. & Morrell, S.L. 1986. An account of the attempted control of an introduced marine alga, *Sargassum muticum*, in southern England. *Biol. Cons.* 35: 313-332.
- Critchley, A.T., Farnham, W.F., Yoshida, T. & Norton, T.A. 1990. A bibliography of the invasive alga *Sargassum muticum* (Yendo) Fensholt (Fucales, Sargassaceae). *Botanica Marina* 33: 551-562.
- 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.
- Farnham, W.F. 1980. Studies on aliens in the marine flora of southern England. In: Price, J.H., Irvine, D.E.G. & Farnham, W.F. (eds.): *The shore environment 2: Ecosystems* (pp. 875-914). Academic Press, London.
- Farnham, W.F. 1994. Introductions of marine benthic algae into Atlantic European waters. In: Boudouresque, C.F., Briand, F. & Nolan, C. (eds.): *Introduced species in European coastal waters* (pp. 28-36). European Commission, Office for Official Publications of the European Union, Luxembourg.
- Givernaud, T., Cosson, J. & Givernaud-Mouradi, A. 1991. Etude des populations de *Sargassum muticum* (Yendo) Fensholt sur les côtes de Basse-Normandie (France). In: Elliott, M. & Ducrotoy, J.P. (eds.): *Estuaries and coasts: Spatial and temporal intercomparisons*. ECSA 19 Symposium (pp. 129-132). Olsen & Olsen, Fredensborg, for ECSA – Estuarine and Coastal Sciences Association, Caen, France.
- Hales, J.M. & Fletcher, R.L. 1989. Studies on the recently introduced brown alga *Sargassum muticum* (Yendo) Fensholt: IV. The effect of temperature, irradiance and salinity on germling growth. *Botanica Marina* 32: 167-176.
- Hellfalk, M., Johansson, L., Melin, M. & Lundgren, V. 2005. Inventering av grunda bottnar i Helsingborgs kommun sommaren 2005. *Miljönämnden i Helsingborg*, Helsingborg. 69 pp.
- ICES, 2004. ICES Code of Practice on the Introductions and Transfers of Marine Organisms 2004. International Council for the Exploration of the Sea, Copenhagen.
- Karlsson, J. 1988. *Sargassum muticum*, a new member of the algal flora of the Swedish west coast. *Svensk Botanisk Tidskrift*. 82: 199-205.
- Karlsson, J. 1996. Nationell miljöövervakning: Hårdbottnarnas växtsamhällen. In: *Havsmiljön: Aktuell rapport om miljötillståndet i Kattegatt, Skagerrak och Öresund* (mars 1996), p. 16.
- Karlsson, J. 1997. The current distribution of Japweed – *Sargassum muticum* – in Sweden. Poster and abstract at 32nd EMBS (European Marine Biologists Symposium). Programme and Abstract Volume (p. 111). Kristineberg Marine Research Station.
- Karlsson, J. & Loo, L.O. 1999. On the distribution and continuous expansion of the Japanese Seaweed *Sargassum muticum* in Sweden. *Botanica Marina* 42: 285-294.



- Karlsson, J., Valentinsson, D. & Loo, L.O. 1995. Sargassosnärja – *Sargassum muticum* – vid svenska västkusten: Slutrapport till Naturvårdsverket (mimeo., 16 pp.). Tjärnö marinbiologiska laboratorium.
- Kornmann, P. & Sahling, P.H. 1994. Meeresalgen von Helgoland: Zweite Ergänzung. Helgoländer Meeresuntersuchungen 48: 365-406.
- Kraan, S. 2006. *Sargassum muticum* in Ireland. Irish Sea Weed Centre. Web version. Accessed: 2006-11-22.
- Nielsen, R. 1994. Danske havalger: Utbredelse og danske navne. Miljø- og Energiministeriet/Skov- og Naturstyrelsen, København.
- Nyberg, C. & Wallentinus, I. 2005. Can species traits be used to predict marine macroalgal introductions? *Biological Invasions* 7: 265-279.
- Pedersen, M.F., Staehr, P.A., Wernberg, T. & Thomsen, M.S. 2005. Biomass dynamics of exotic *Sargassum muticum* and native *Halidrys siliquosa* in Limfjorden, Denmark: Implications of species replacements on turnover rates. *Aquatic Botany* 83: 31-47.
- Ribera Siguan, M.A. 2002. Review of non-native plants in the Mediterranean. In: Leppäkoski, E., Gollasch, S. & Olenin, S. (eds.): *Invasive aquatic species of Europe: Distribution, impacts and management* (pp. 291-310). Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Rueness, J. 1985. Japansk drivtang – *Sargassum muticum* – Biologisk forurensning av europeiske farvann. *Blyttia* 43: 71-74.
- Rueness, J. 1989. *Sargassum muticum* and other introduced Japanese macroalgae: Biological pollution of European coasts. *Marine Pollution Bulletin* 20: 173-176.
- Schories, D., Albrecht, A. & Lotze, H. 1997. Historical changes and inventory of macroalgae from Königshafen Bay in the northern Wadden Sea. *Helgoländer Meeresuntersuchungen* 51: 321-341.
- Staehr, P.A., Pedersen, M.F., Thomsen, M.S., Wernberg, T. & Krause-Jensen, D. 2000. Invasion of *Sargassum muticum* in Limfjorden (Denmark) and its possible impact on the indigenous macroalgal community. *Marine Ecology Progress Series* 207: 79-88.
- Staehr, P.A., Wernberg-Møller, T. & Thomsen, M.S. 1998. Invasion of *Sargassum muticum* (Phaeophyta, Fucales) in Limfjorden, Denmark. Poster presented at the 10th Marine Research Conference, Hirtshals, Denmark. Web version
- Steen, H. 2004. Effects of reduced salinity on reproduction and germling development in *Sargassum muticum* (Phaeophyceae, Fucales). *European Journal of Phycology* 39: 203-299.
- Steen, H. & Rueness, J. 2004. Comparison of survival and growth in germlings of six furoid species (Fucales, Phaeophyceae) at two different temperature and nutrient regimes. *Sarsia* 89: 175-183.
- Verlaque, M. 2001. Checklist of the macroalgae of the Thau Lagoon (Hérault, France), a hotspot of marine species introduction in Europe. *Oceanologica Acta* 24: 29-49.
- Wallentinus, I. 1999. *Sargassum muticum*. In: Gollasch, S., Minchin, D., Rosenthal, H. & Voigt, M. (eds.): *Exotics across the ocean. Case histories on introduced species: their general biology, distribution, range expansion and impact*. Logos Verlag, Berlin.
- Wallentinus, I. 2002. Introduced marine algae and vascular plants in European aquatic environments. In: Leppäkoski, E., Gollasch, S. & Olenin, S. (eds.): *Invasive aquatic species of Europe: Distribution, impacts and management* (pp. 27-53). Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Wallentinus, I. 2005. Fact Sheet on *Sargassum muticum*. Alien species in Swedish Seas. Främmande arter i svenska hav. Web version
- Wernberg, T., Thomsen, M.S., Staehr, P.A., & Pedersen, M.F. 2004. Epibiota communities of the introduced and indigenous macroalgal relatives *Sargassum muticum* and *Halidrys siliquosa* in Limfjorden (Denmark). *Helgoland Marine Research* 58: 154-161.
- Wernberg-Møller, T., Thomsen, M.S. & Staehr, P.A. 1998. Phenology of *Sargassum muticum* (Phaeophyta, Fucales) in Limfjorden. Poster presented at the 10th Marine Research Conference, Hirtshals, Denmark.

Links de interés:

http://www.nobanis.org/files/factsheets/Sargassum_muticum.pdf



http://www.algaebase.org/search/species/detail/?species_id=90&sk=0&from=results&-session=abv3:51E49D7D18bba237B7vLU2754DC2
<http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=727&fr=1&sts=sss>

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

División Chlorophyta, Clase Chlorophyceae, Orden Codiales, 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 cálidas, 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 en el año 1984. 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 distribución 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, y 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: A pesar de su gran capacidad de expansión, sólo se ha encontrado una cita en que se la incluye en un listado de especies establecidas (Ramos, 2010).

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: Ramos (2010).

Otras referencias relevantes:

- Bárbara I, DíazDíaz 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* 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

***Crassostrea gigas* (Thumberg, 1793).**

Phylum Mollusca, Clase Bivalvia, Orden Ostreoida, Familia Ostreidae.





Ecología: Molusco bivalvo cuyos tamaños habituales en nuestras latitudes se sitúan en torno a 10-15 cm en los ejemplares de mayor talla, si bien se han descrito individuos que alcanzan tamaños superiores a los 30 cm. Se fija a cualquier superficie dura, generalmente a rocas, aunque también se pueden encontrar individuos en áreas fangosas y arenosas, e incluso sobre ostras adultas de la misma especie. Muestran preferencia por los medios estuarinos, ocupando zonas desde la zona intermareal hasta los primeros metros del infralitoral. En su área de distribución nativa ocupa los hábitat EUNIS A1 y A3, desde el intermareal inferior a submareal, los mismos que en las zonas invadidas, donde se encuentra hasta 3 m de profundidad en zonas de oleaje bajo o moderado. Es resistente a altos niveles de turbidez y estrés ambiental, como concentraciones de oxígeno de sólo 2.9 µg/l. Su crecimiento es rápido, habiéndose registrado en el Mar de Wadden hasta 100mm en su primer año de vida, que se puede prolongar hasta 30 años. Es eurihalina (12-42 psu, rango óptimo entre 20-30 psu) y puede vivir en un amplio rango de temperaturas, entre 4 y 35°C, si bien para la reproducción, que tiene lugar entre 18° y 26°C, necesitan de 4 a 8 semanas a más de 18°C. La duración de la fase larvaria planctónica es de entre 3 y 4 semanas. Dichas larvas son consumidas por otros organismos filtradores y los juveniles por un amplio rango de organismos (decápodos, gasterópodos, estrellas de mar y peces). Es además hospedador de multitud de parásitos.

Dispersión: Esta especie es oriunda de Japón y el sudeste de Asia. Puede que llegara a Europa ya en el siglo XVI, concretamente a Portugal, en los cascotes de los barcos. La especie citada es *C. angulata*, que se considera sinonimia de *C. gigas*, pero es un tema aún en discusión, ya que si bien datos moleculares indican mayor similitud de la habitual entre especies distintas siguen detectándose algunas diferencias. En todo caso ambas especies pueden hibridarse. En todo caso, la expansión de *C. gigas* en esta zona se disparó a partir de los años 60 y 70 del pasado siglo XX, debido a su importación y uso en acuicultura, ocupando ya todas las costas atlánticas y mediterráneas del continente, así como costas de Norteamérica, Japón, Siberia y Australia. Actualmente ya se expande de forma natural en las áreas colonizadas, a través de sus larvas planctónicas. También se ha citado la presencia de éstas en aguas de lastre.

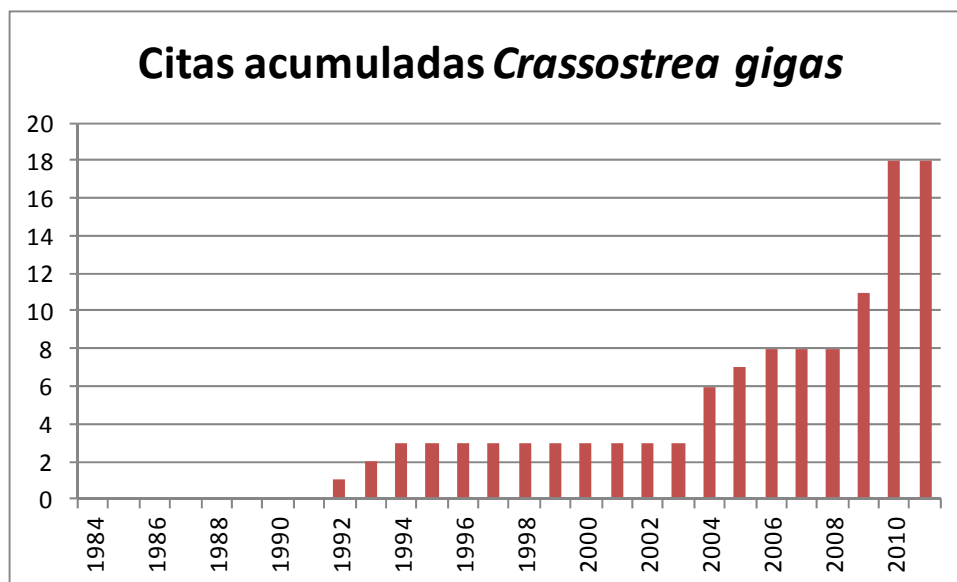
Citas en la demarcación:

García Sarasa (2001), Gómez *et al.* (2010), Ramos, F. (2010), Informes Regionales Apoyo Técnico a la Gestión del Medio Marino de la Consejería Medio Ambiente Junta de Andalucía (2009, 2010), derivados del Programa de Gestión Sostenible de Recursos para la Conservación Medio Marino Andaluz. Asimismo se han tenido en cuenta datos proporcionados por los seguimientos llevados a cabo por la Consejería de Medio Ambiente de Andalucía en relación a la DMA

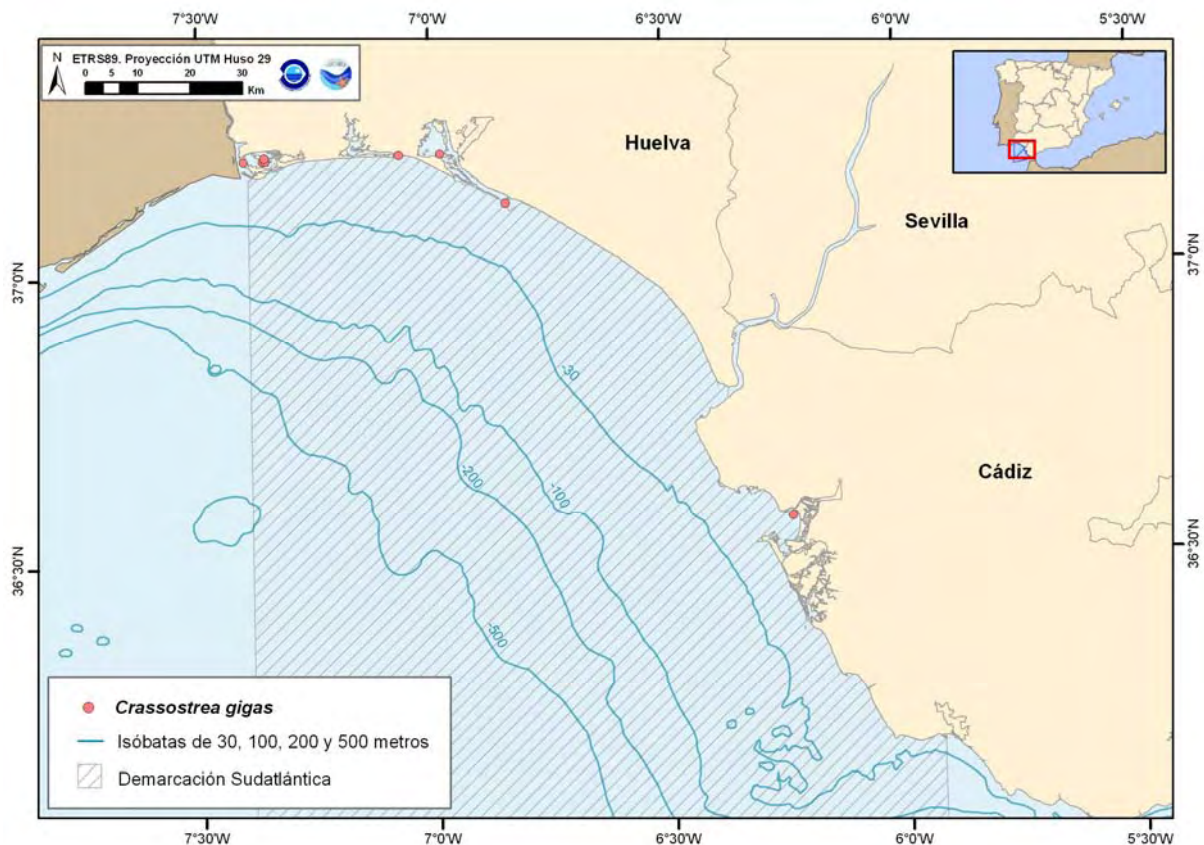
Información cuantitativa espacio-temporal:



Los autores mencionados la citan en la Ría de Punta Umbría, en toda la costa de Huelva, al noroeste de Cádiz, las desembocaduras del Guadiana y el Guadalquivir, así como en la Bahía de Cádiz. La evolución del nº de citas acumuladas de la especie se detalla en la siguiente gráfica.



La distribución espacial de las localidades donde ha sido citada la presencia de la especie se señala en el siguiente mapa.



Impacto potencial: Aunque en Europa no se han descrito impactos importantes, éstos han sido observados en numerosos países y, por tanto, ha merecido el calificativo de especie invasora (CABI, 2010).

Sus efectos potenciales son:

- Desplazamiento de especies nativas por competencia por espacio y alimento.
- Interacciones bento-pelágicas y posibles modificaciones de redes tróficas.
- Cambios de hábitats
- Hibridación con especies locales
- Transferencia de parásitos y enfermedades a otras especies.
- Daños a bañistas en zonas turísticas
- Su parásito *Haplosporidium nelsoni* causa la enfermedad MSX letal para ostras.

Está considerada por ello una de las 100 peores especies marinas invasoras en Europa: http://www.europe-aliens.org/pdf/Crassostrea_gigas.pdf

Control: No se conoce ningún sistema de control biológico efectivo.

Usos: Es una especie de gran importancia comercial, ampliamente cultivada en más de 40 países y responsable de la mayor producción de bivalvos cultivados en Europa.



Referencias consultadas: García Sarasa (2001), Gómez *et al.* (2010), Ramos, F. (2010), Informes Regionales Apoyo Técnico a la Gestión del Medio Marino de la Consejería Medio Ambiente Junta de Andalucía (2009, 2010), derivados del Programa de Gestión Sostenible de Recursos para la Conservación Medio Marino Andaluz. Asimismo se han tenido en cuenta datos proporcionados por los seguimientos llevados a cabo por la Consejería de Medio Ambiente de Andalucía en relación a la DMA

Otras referencias relevantes:

- Andrews JD (1980) A review of introductions of exotic oysters and biological planning for new importations, *Marine Fisheries Review* 42:1-11
- Çevik C, Ozturk B, Buzzuro G (2001) The presence of *Crassostrea virginica* (Gmelin, 1791) and *Saccostrea commercialis* (Iredale & Roughley, 1933) in the Eastern Mediterranean Sea. *La Conchiglia* 32(298) 2001
- Cheney DP, Macdonald BF, Elston RA (2000) Summer mortality of Pacific oysters, *Crassostrea gigas* (Thunberg): Initial findings on multiple environmental stressors in Puget Sound, Washington, 1998. *Journal of Shellfish Research* 19(1):353-359
- Diederich S (2006) High survival and growth rates of introduced Pacific oysters may cause restrictions on habitat use by native mussels in the Wadden Sea. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 328(2):211-227
- Diederich S, Nehls G, van Beusekom JEE, Reise K (2005) Introduced Pacific oysters (*Crassostrea gigas*) in the northern Wadden Sea: invasion accelerated by warm summers? *Helgoland Marine Research* 59:97-106
- Gollasch S (2006) Invertebrates. In: Gollasch S, Kieser D. (eds) Status of Introductions of Non-indigenous Marine Species to North Atlantic and Adjacent Waters According to National Reports Considered at Meetings of the Working Group on Introductions and Transfers of Marine Organisms 1992-2002 of the Report of the Working Group of Introductions and Transfers of Marine Organisms, Oostend, Belgium, 16-17 March 2006. ICES CM 2006/ACME:05, pp 222-240
- Gouletquer P, Devauchelle N, Barret J, Salaun G (1997) Natural reproduction cycle of the Japanese oyster *Crassostrea gigas*. *La Reproduction Naturelle et Controlée des Bivalves Cultivés en France*, Nantes (France), 14-15 Nov 1995, IFREMER, France
- Grizel H (1996) Some examples of the introduction and transfer of mollusc populations. *Revue Scientifique et Technique de l'Office International des Epizooties* 15:401-408
- Heral M (1989) Traditional oyster culture in France. Pages 342-387 in G. Barnabé, J.F. Solbé and L. Laird, editors. *Aquaculture Volume 1*. Ellis Horwood London, pp 342-387
- Masters, G.; Norgrove, L. 2010. Climate change and invasive alien species. CABI Working Paper 1, 30 pp
- Menzel RW (1974) Portuguese and Japanese oysters are the same species. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 31:453-456
- Minchin D, Rosenthal H (2002) Exotics for stocking and aquaculture, making correct decisions. In: Leppäkoski E, Gollasch S, Olenin S (eds) *Invasive aquatic species of Europe: Distribution, Impact and Management* Kluwer, Dordrecht, the Netherlands, pp 206-216
- Quayle DB (1969) Pacific oyster culture in British Columbia, *Canadian Fisheries Research Board Bulletin* 169:1-192
- Raimbault R (1964) Croissance des huîtres atlantiques élevées dans les eaux Méditerranéennes Françaises. *Science Pêche* 126:1-10
- Reise K (1998) Pacific oysters invade mussel beds in the European Wadden Sea. *Senckenbergiana Maritima* 28:167-175
- Reise K, Gollasch S, Wolff WJ (1999) Introduced marine species of the North Sea coasts. *Helgoländer Meeresuntersuchungen* 52:219-234
- Saker F (2002) A contribution to the study of the species composition of the benthos in the waters of Lattakia. *Journal of the Union of Arab Biologists, Cairo* 18(A): 287-310



- Shatkin G, Shumway SE, Hawes R (1997) Considerations regarding the possible introduction of the Pacific oyster (*Crassostrea gigas*) to the Gulf of Maine: a review of global experience. *Journal of Shellfish Research* 16(2):463-477
- Utting SD, Spencer BE (1992) Introductions of marine bivalve molluscs into the United Kingdom for commercial culture - case histories. In: Sindermann C, Steinmetz B, Hershberger W (eds) *Introductions and transfers of aquatic species, Selected Papers from a Symposium held in Halifax, Nova Scotia, 12-13 June 1990, ICES Marine Science Symposia., Copenhagen* 194. pp 84-91
- Wolff WJ, Reise K (2002) Oyster imports as a vector for the introduction of alien species into northern and western European coastal waters. In: Leppäkoski E, Gollasch S, Olenin S (eds) *Invasive aquatic species of Europe: Distribution, Impact and Management* Kluwer, Dordrecht, the Netherlands, pp 193-205

Links de interés:

<http://www.nobanis.org/files/factsheets/Crassostrea%20gigas.pdf>

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

***Venerupis philippinarum* (Adams and Reeve, 1850).**

Phylum Mollusca, Clase Bivalvia, Orden Veneroida, Familia Veneridae.



Ecología: Esta almeja habita en estuarios, en fondos arenosos o fango desde el nivel intermareal hasta unos pocos metros de profundidad. El rápido crecimiento y alta resistencia a las diferentes condiciones ambientales han contribuido a su elevada propagación y dispersión.

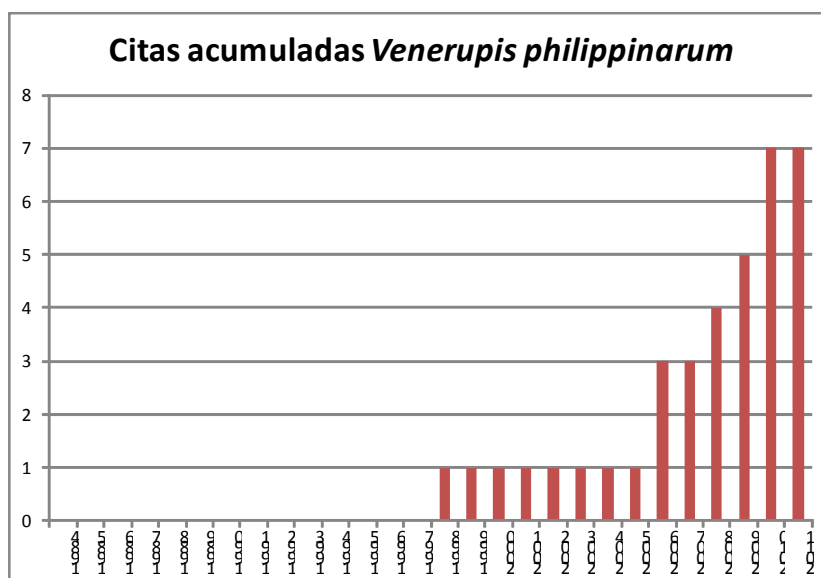
Dispersión: Originaria de Japón, colonizó las costas americanas en el año 1936 y fue introducida por primera vez en Europa en el año 1972 a través de granjas marinas. En España fue introducida para su cultivo en el año 1985. Actualmente se distribuye por las costas francesas y de la Península Ibérica, y en el Mediterráneo. En Asia se ha



extendido hasta las costas de Indonesia, Malasia, Vietnam, China, Tailandia y Filipinas. En América coloniza las costas del Este de de Estados Unidos y Canadá.

Citas en la demarcación: En esta Demarcación, se encuentra en bancos naturales originados a partir de cultivos artificiales en las rías de los ríos Carreras y Piedras (Isla Cristina y El Rompido, Huelva) y en la bahía de Cádiz, donde se recoge mediante rastro y marisqueo a pie (García Sarasa, 2001; Moreno, 2009).

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



Impacto potencial: Puede competir por el espacio y los recursos, con la almeja autóctona *Venerupis decussatus* (Linnaeus, 1758). Debido a que el foco de introducción, que parece ser la acuicultura, está activo y que la especie podría desplazar a la especie autóctona, la Consejería de Medio Ambiente la considera una especie invasora preocupante que podría causar un importante impacto medioambiental en la zona y expandirse a otras áreas (Consejería Medio Ambiente, 2009).

Control: Control de su uso y comercialización.

Usos: Es una especie de uso comercial, cultivada.



Referencias consultadas: García Sarasa (2001), Gómez *et al.* (2010), Ramos, F. (2010), Informes Regionales Apoyo Técnico a la Gestión del Medio Marino de la Consejería Medio Ambiente Junta de Andalucía (2008, 2009, 2010), derivados del Programa de Gestión Sostenible de Recursos para la Conservación Medio Marino Andaluz. Asimismo se han tenido en cuenta datos proporcionados por los seguimientos llevados a cabo por la Consejería de Medio Ambiente de Andalucía en relación a la DMA Muestreos en el marco de la Directiva Aguas Andalucía.

Otras referencias relevantes:

- Bodoy A., Maître-Allain T. and Riva A., 1981. Croissance comparée de la palourde européenne *Ruditapes decussatus* et de la palourde japonaise *Ruditapes philippinarum* dans un écosystème artificiel méditerranéen. *Vie marine*, 2: 39-51.
- Breber P., 2002. Introduction and acclimatisation of the Pacific carpet clam, *Tapes philippinarum*, to Italian waters. Pp. 120-126. In: E. Leppäkoski et al. (eds.), *Invasive aquatic species of Europe: distributions, impacts and management*. Kluwer, Dordrecht.
- Carlton, J.T. 1979. History, Biogeography, and Ecology of the Introduced Marine and Estuarine Invertebrates of the Pacific Coast of North America. Ph.D. thesis, University of California, Davis, CA (pp. 502-513).
- Cesari P. and Pellizzato M., 1985b. Molluschi pervenuti in Laguna di Venezia per apporti volontari o casuali. Acclimazione di *Saccostrea commercialis* (Iredale and Roughely, 1933) e di *Tapes philippinarum* (Adams and Reeve, 1850). *Bollettino Malacologico*, 21(10-12): 237-274.
- Cohen, A.N. and J.T. Carlton. 1995. Nonindigenous Aquatic Species in a United States Estuary: A Case Study of the Biological Invasions of the San Francisco Bay and Delta. U.S. Fish and Wildlife Service, Washington, DC (pp. 72-73).
- Emmett, R.L., S.A. Hinton, S.L. Stone and M.E. Monaco. 1991. Distribution and Abundance of Fishes and Invertebrates in West Coast Estuaries. Volume II: Species Life History Summaries. ELMR Report No. 8, National Oceanic and Atmospheric Administration/National Ocean Service, Rockville, MD (pp. 44-48).
- Maitre-Allain Thierry, 1985. Données sur la reproduction de la palourde Japonaise *Ruditapes philippinarum* dans l'étang de Thau (Hérault, France). *Rapport et Procès-verbaux des Réunions, CIESM*, 29(4): 109-110.
- Mizzan L., 1999. Le species alloctone del macrozoobenthos della Laguna di Venezia: il punto della situazione. *Bollettino del Museo Civico di Storia Naturale di Venezia*, 49: 145-177.
- Morris, R.H., D.P. Abbott and E.C. Haderlie. 1980. *Intertidal Invertebrates of California*. Stanford University Press, Stanford, CA (p. 375).

Links de interés:

<http://www.dfo-mpo.gc.ca/CSAS/CSAS/status/1999/c6-03e.pdf>

<http://www.ciesm.org/atlas/Ruditapesphilippinarum.html>

<http://www.wdfw.wa.gov/fish/shelfish/beachreg/1clam.htm>

***Corbicula fluminea* (Müller, 1774).**

Phylum Mollusca; Clase Bivalvia; Orden Veneroida; Familia Corbiculidae.



Ecología: Este bivalvo, como su nombre indica, es propio de aguas dulces, pero su tolerancia a la salinidad le permite habitar ambientes estuáricos. En las desembocaduras de los ríos tolera temperaturas entre 2-34 °C y salinidades hasta 5‰, e incluso cortos periodos hasta 14‰, pero no aguanta bajos niveles de oxígeno. En cambio, sí tolera periodos de desecación de varias semanas. Es filtrador, pero también recoge alimento sobre el fondo con su pie extensible. Los individuos más pequeños son consumidos por peces. Se reproduce a unos 15°C a partir de los tres meses de edad, y más de una vez por año. Es una especie autofertilizable, por lo que un único individuo podría ser suficiente para desarrollar toda una población. Las larvas, tipo pediveliger y de unas 200 micras, producen un bisco que facilita su arrastre por las corrientes. Los adultos y juveniles también producen un mucus que favorece su dispersión. También pueden dispersarlas aves y mamíferos gracias a ese mucus adhesivo. En su región de origen habita sedimentos de lagos y ríos, y en zonas invadidas ocupa sedimentos fangosos y arenosos, e incluso gravas y piedras también en ríos y lagos o canales de drenaje e irrigación, bien oxigenados.

Dispersión: La almeja asiática *Corbicula fluminea* es originaria del sur y este de Asia. Llegó a Europa en los años 70 del siglo XX a Portugal (posiblemente en el agua de lastre) y se extendió hacia el este hacia España, Francia, Países Bajos y Suiza. Ha ocupado Gran Bretaña y se extiende por el Danubio hasta Rumanía. Se ha extendido también por el continente americano. También puede haberse dispersado asociado a plantas ornamentales y transporte de embarcaciones por tierra.

Citas en la demarcación: En esta Demarcación la especie ha sido citada tanto en el estuario del Guadiana, en Sanlúcar del Guadiana y río arriba, como del Guadalquivir, concretamente en la dársena del Puerto de Sevilla.

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

Impacto potencial: Su impacto en el ecosistema es por competencia por el alimento con otros bivalvos filtradores o con gasterópodos que se alimentan de materia orgánica en los sedimentos. No tiene efectos conocidos sobre la salud humana. En cuanto a impactos socioeconómicos, si se encuentra en grandes cantidades puede



impedir el uso de las arenas y gravas donde habita como materiales de construcción. También puede obturar el flujo en aguas de drenaje y en tomas de agua de refrigeración industrial.

Control: Se dispersa rápidamente por vías naturales, por lo que se debería impedir su uso ornamental y vigilar su introducción asociada a plantas acuáticas. En casos de bloqueo de canales o tuberías puede eliminarse mecánicamente, pero también con temperaturas superiores a 40°C y reducción de oxígeno.

Usos: Se usa en acuarofilia y como cebo de pesca.

Referencias consultadas: Escot *et al.* (2003), Pérez Quintero (1990, 1993, 2008), Ramos, F. (2010).

Otras referencias relevantes

- Britton JC, Morton B (1977) *Corbicula* in North America: the evidence reviewed and evaluated. Proceedings of the First International *Corbicula* Symposium. Fort Worth, Texas pp 249-287
- Jenner HA, Whitehouse JW, Taylor CJL, Khalanski M (1998) Cooling water management in European power stations: biology and control of fouling. *Hydroecologie Applique Tome 19, Vol 1-2.* 225pp
- McMahon RF (2000) Invasive characteristics of the freshwater bivalve *Corbicula fluminea*. In: R. Claudi and J Leach (eds) *Non-indigenous Freshwater Organisms: Vectors, Biology and Impacts.* Lewis Publishers. Boca Raton, Florida. pp 315-343
- Belanger SE, Farris JL, Cherry DS, Cairns J Jr. (1985) Sediment preference of the freshwater Asiatic clam, *Corbicula fluminea*. *Nautilus* 99(2-3):66-73
- Britton JC, Morton B (1986) Polymorphism in *Corbicula fluminea* (Bivalvia: Corbiculoidea) from North America. *Malacological Review* 19:1-43
- Cataldo D, Boltovskoy D (1999) Population dynamics of *Corbicula fluminea* (Bivalvia) in the Parana river and the Rio de la Plata estuary (Argentina) *Aquatic Ecology* 34:307-317
- Darrigran G (2002) Potential impact of filter-feeding invaders on temperate inland freshwater environments. *Biol Inv* 4:145-156
- Janech MG, Hunter RD (1995) *Corbicula fluminea* In a Michigan River: implications for low temperature tolerance. *Malacological Review* 28:119-124
- Karatayev AY, Burlakova LE, Kesterson T, Padilla DK (2003) Dominance of the Asiatic clam, *Corbicula fluminea* (Muller), in the benthic community of a reservoir. *J. Shellfish Res* 22(2): 487-493
- McMahon R F (1983) Ecology of an invasive pest bivalve, *Corbicula*. In WD Russell-Hunter (ed). *The Mollusca. Ecology.* Academic Press, New York. Pp 505-561
- Miller AC, Payne BS (1994) Co-occurrence of native freshwater mussels (Unionidae) and the non-indigenous *Corbicula fluminea* at Two Stable Shoals in the Ohio River, USA. *Malacological Review* 27:87-97
- Morton B (1987) Polymorphism In *Corbicula fluminea* (Bivalvia:Corbiculoidea) from Hong Kong. *Malacological Review* 20:105-127
- Morton B, Tong KY (1985) The salinity tolerance of *Corbicula fluminea* (Bivalvia:Corbiculoidea) from Hong Kong. *Malacological Review* 18:91-95
- Prezani RS, Chalermwat K (1984) Flotation of the bivalve *Corbicula fluminea* as a means of dispersal. *Science* 225: 1491-1493
- Stites DL, Benke AC, Gillespie DM (1995) Population dynamics, growth, and production of the Asiatic clam, *Corbicula fluminea*, in a Blackwater River. *Can J Fish Aquat Sci* 52:425-437

***Blackfordia virginica* Mayer, 1910.**



Phylum Cnidaria, Clase Hydrozoa, Orden Leptothecatae, Familia Blackfordiidae.



(Fuente: ©Pedro Range en Chícharo *et al.*, 2009).

Ecología: Esta pequeña leptomedusa se encuentra en estuarios y lagunas costeras conectadas con el mar. Es euriterma y eurihalina, soportando rangos de salinidad entre 3 y 35 psu.

Dispersión: Análisis genéticos han demostrado que es originaria del Mar Negro. Actualmente se ha extendido por el Mediterráneo, Atlántico Norte y Golfo de México. Se cree que cruzó el Atlántico ya en 1910 en aguas de lastre (Thiel, 1935; Mills y Sommer, 1995). Los vectores de introducción de esta especie en la demarcación todavía no han sido esclarecidos, si bien lo más probable es que pudiera haberse introducido, ya sea como estadio medusa o como pólipo (o ambos), mediante actividades náuticas.

Citas en la demarcación: Fue reportado por primera vez en la Península Ibérica en julio de 2008 en la zona de transición (aguas salobres) del estuario del río Guadiana (Chícharo *et al.*, 2009; ICES, 2010).

Información cuantitativa espacio-temporal: Chícharo *et al.* (2009) encontraron altísimas densidades de ejemplares de ambos sexos con un amplio rango de tallas (6-19 mm) y de estados de maduración, sugiriendo la existencia de una reproducción local.

Impacto potencial: Los resultados de este estudio mostraban que allí donde la especie estaba presente se daban densidades reducidas de todos los organismos zooplanctónicos, incluyendo los huevos del boquerón (*E. encrasicolus*), una situación bastante similar a la causada por un ctenóforo alóctono en el Mar de Azov, *Mnemiopsis leidyi* (Studenikina *et al.*, 1991). Tales reducciones de la biomasa



planctónica causadas por *B. virginica* podrían tener severas implicaciones para los organismos de niveles tróficos superiores. Así, el boquerón usa el estuario del Guadiana como área de cría (Chícharo *et al.*, 2002) y se alimenta principalmente de pequeños crustáceos planctónicos, pero el consumo potencial de huevos por *B. virginica* podría comprometer la función de zona de alevinaje del estuario (Chícharo *et al.*, 2009).

Control: Prevención de transporte en aguas de lastre.

Usos: Ninguno.

Referencias consultadas: Chícharo *et al.* (2009), Ramos, F. (2010).

Otras referencias relevantes:

- Cairns, Stephen D., Dale R. Calder, Anita Brinckmann-Voss, Clovis B. Castro, Daphne G. Fautin,.. 2002. Common and Scientific Names of Aquatic Invertebrates from the United States and Canada: Cnidaria and Ctenophora, Second Edition, 2002. American Fisheries Society Special Publication 28. xi + 115
- Carlton, J.T. 1985. Transoceanic and interoceanic dispersal of coastal marine organisms: The biology of ballast water. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Ref.* 23:313-371.
- Felder, D.L. and D.K. Camp (eds.), Gulf of Mexico—Origins, Waters, and Biota. Biodiversity. Texas A&M Press, College Station, Texas.
- Hydrozoa (2011). *Blackfordia virginica* Mayer, 1910. In: Schuchert, P. World Hydrozoa database. Accessed through: Schuchert, P.
- Mills, C.E., and F. Sommer. 1995. Invertebrate introductions in marine habitats: two species of hydromedusae (Cnidaria) native to the Black Sea, *Maeotias inexpectata* and *Blackfordia virginica*, invade San Francisco Bay. *Marine Biology* 122:279-288.
- Segura-Puertas, Lourdes, Eduardo Suárez-Morales, and Laura Celis. 2003. A checklist of the Medusae (Hydrozoa, Scyphozoa and Cubozoa) of Mexico. *Zootaxa*, issue 194. 1-15
- Streftaris, N.; Zenetos, A.; Papatthanassiou, E. (2005). Globalisation in marine ecosystems: the story of non-indigenous marine species across European seas. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.* 43: 419-453
- Theil, M.E. 1935. Zur Kenntnis der Hydromedusenfauna des Schwarzen Meeres. *Aool. Anz* 111:161-174.
- van der Land, J.; Vervoort, W.; Cairns, S.D.; Schuchert, P. (2001). Hydrozoa, *in*: Costello, M.J. *et al.* (Ed.) (2001). *European register of marine species: a check-list of the marine species in Europe and a bibliography of guides to their identification. Collection Patrimoines Naturels*, 50: pp. 112-120

Links de interés:

<http://www.marinespecies.org/hydrozoa/aphia.php?p=taxdetails&id=117313>

***Cordylophora caspia* (Pallas, 1766).**

Phylum Cnidaria, Clase Hydrozoa, Orden Anthoathecatae, Familia Clavidae.



Ecología: Cnidario colonial, eurihalino y euritermo, que tolera temperaturas entre 5 y 35°C. Puede sobrevivir a salinidades entre 0 y 35 ‰. Las colonias más desarrolladas se encuentran en aguas salobres hasta 2 ‰, bajo influencia mareal, o hasta 6‰ si las condiciones son constantes. Los pólipos, con tentáculos extensibles, miden alrededor de 1 mm, y se conectan por una cavidad gastrovascular formando una colonia de aspecto ramificado de unos 5 cm, alcanzando hasta 10 cm en función de las condiciones ambientales (Pennak, 1987; Folino, 1999). Cada rama puede albergar 2-3 gonóforos, con 6-10 huevos cada uno. Se reproduce entre 10 y 28°C, y las larvas son liberadas como plánulas planctónicas que pueden ser dispersadas por las corrientes, aunque en ocasiones pueden desarrollarse directamente como pólipos dentro de los gonóforos. Se pueden reproducir también asexualmente por partición, y también formando estolones que se adhieren a sustratos adyacentes y forman una nueva colonia. Es, asimismo, capaz de producir formas durmientes resistentes (menontes), con rangos de tolerancia ambiental mucho mayor que las colonias. Pueden consumir organismos 2-3 veces mayores que los propios pólipos, y es depredado por polioplacóforos, gasterópodos, especialmente nudibranquios, poliquetos y picnogónidos. Habita en estuarios y lagunas costeras (EUNIS 1 Y 3), fijándose sobre sustratos duros, rocas, conchas o estructuras artificiales, y también sobre objetos flotantes.

Dispersión: Es originaria de los mares Negro y Caspio (Folino, 1999). Se introdujo en el mar Báltico a principios del siglo XIX, extendiéndose rápidamente por aguas interiores y estuarios, alcanzando Irlanda en 1842, Australia en 1855 y el Canal de Panamá en 1944. Actualmente se conoce su presencia en aguas templadas y tropicales de las regiones costeras de todos los continentes y en muchos ecosistemas de agua dulce. En el caso de las introducciones, éstas se realizan de forma accidental, incrustado en cascos o en aguas de lastre (Ruiz y Hines, 1997). Se han citado también como vector de introducción las liberaciones desde acuarios (Mills *et al.*, 1993).



Citas en la demarcación: Registrada por primera vez en 2001 en la dársena del puerto de Sevilla y probablemente distribuido por el estuario del Guadalquivir (Escot *et al.*, 2003; García-Berthou *et al.*, 2007).

Información cuantitativa espacio-temporal: Se ha encontrado en la dársena del puerto de Sevilla en 2001 y 2003.

Impacto potencial: Compite con las especies nativas por espacio y comida (Smith *et al.*, 2002). Pueden también depredar larvas de otros organismos. Las grandes y densas colonias de hidroides modifican los hábitats bénticos causando cambios estructurales en las comunidades pelágicas y bénticas (Folino, 1999). Se han registrado diferencias de abundancia de otros invertebrados antes y después de las introducciones de *C. caspia* (Ruiz *et al.*, 1999). Puede causar impactos económicos negativos al ser un organismo incrustante (Folino, 1999), obstruyendo, por ejemplo, canales de refrigeración. En la demarcación se han registrado incidencias en el bombeo de la dársena del puerto de Sevilla.

Control: La mejor medida de prevención es el control de aguas de lastre, que deberían ser descargadas en mar abierto lejos de las costas. Se debe vigilar el transporte de estructuras portuarias o barcos con organismos incrustados. En caso de obstrucción de conductos, pueden eliminarse mediante aumento de temperatura o cerrando el flujo varias semanas para crear condiciones anóxicas. Se puede tratar químicamente por cloración.

Usos: Ninguno.

Referencias consultadas: Solá (2004), Escot *et al.* (2003), Ramos, F. (2010).

Otras referencias relevantes:

- Arndt EA (1984) The ecological niche of *Cordylophora caspia* (Pallas, 1771). *Limnologica* 15: 469-477
- Carlton, J.T. and M.H. Ruckelshaus. 1997. Nonindigenous marine invertebrates and algae. Pages 187-201 In: Simberloff, D., D.C. Schmitz, T.C. Brown (eds), *Strangers in Paradise*. Island Press, Washington D.C.
- Folino, N. C. 1999. The Freshwater Expansion and Classification of the Colonial Hydroid *Cordylophora* (Phylum Cnidaria, Class Hydrozoa). *Marine Bioinvasions. Proceedings of the First National Conference*. pp. 139-144.
- Fulton C (1961) The development of *Cordylophora*. In: Lenhoff HM & Loomis WF (eds) *The biology of Hydra and some other coelenterates*. University of Miami Press, Miami Florida, pp 287-295
- Gili J-M, Hughes RG (1995) The ecology of marine benthic hydroids. *Oceanography and Marine Biology: an Annual Review* 33: 351-426
- Jormalainen V, Honkanen T, Vuorisalo T, Laihonon P (1994) Growth and reproduction of an estuarine population of the colonial hydroid *Cordylophora caspia* (Pallas) in the northern Baltic Sea. *Helgoländer Meeresuntersuchungen* 48: 407-418
- Mills, C.E., and F. Sommer. 1995. Invertebrate introductions in marine habitats: two species of hydromedusae (Cnidaria) native to the Black Sea, *Maeotias inexpectata* and *Blackfordia virginica*, invade San Francisco Bay. *Marine Biology* 122:279-288.



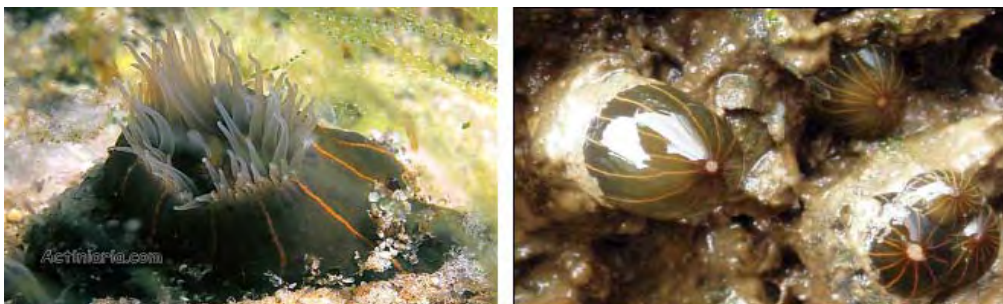
- Mills, E.L., J.H. Leach, J.T. Carlton, and C.L. Secor. 1993. Exotic species in the Great Lakes: a history of biotic crises and anthropogenic introductions. *J. Great Lakes Research* 19(1):1-54.
- Mills, E.L., M.D. Scheuerll, D.L. Strayer and J.T. Carlton. 1996. Exotic Species in the Hudson River Basin: A history of invasions and introductions. *Estuaries* 19(4):814-823.
- Pennak, R. W. 1987. Coelenterata (Hydroids, Jellyfish). Pages 110-123 in *Fresh-water invertebrates of the United States*, 3rd edition. John Wiley and Sons, Inc., New York. 628 p.
- Ruiz, G. M. and A.H. Hines. 1997. The risk of nonindigenous species invasion in Prince William Sound associated with oil tanker traffic and ballast water management: pilot study. Prepared for the Regional Citizens' Advisory Council of Prince William Sound.
- Ruiz, G.M., P. Fofonoff, and A.H. Hines. 1999. Non-indigenous species as stressors in estuarine and marine communities: Assessing invasion impacts and interactions. *Limnol. Oceanogr.* 44(3, part 2):950-972.
- Smith, D.G., S.F. Werle, and E. Klekowski. 2002. The Rapid Colonization and Emerging Biology of *Cordylophora caspia* (Pallas, 1771) (Cnidaria: Clavidae) in the Connecticut River. *Journal of Freshwater Ecology* 17(3):423-430.
- U.S. EPA (Environmental Protection Agency). (2008) Predicting future introductions of nonindigenous species to the Great Lakes. National Center for Environmental Assessment, Washington, DC; EPA/600/R-08/066F. Available from the National Technical Information Service, Springfield, VA, and <http://www.epa.gov/ncea>.
- Walton, W. C. 1996. Occurance of Zebra Mussel (*Dreissena polymorpha*) in the Oligohaline Hudson River, New York. *Estuaries*. 19(3):612-618.
- Wurtz, C.B. and S.S Roback. 1955. The invertebrate fauna of some Gulf Coast rivers. *Proceedings of the Natural Sciences Academy of Philadelphia* 107:167-206.

Links de interés:

<http://www.europe-aliens.org/speciesFactsheet.do?speciesId=50150>

***Haliplanella lineata* (Verrill, 1869).**

Phylum Cnidaria, Clase Anthozoa, Orden Actiniaria, Familia Haliplanellidae.



(Izquierda: © www.actinaria.com; derecha: © Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, 2009).

Ecología: Es una pequeña anémona, generalmente de menos de 4 cm (Eldredg y Smith, 2001). Muestra una tolerancia extrema a factores abióticos como salinidad o temperatura (Gollasch y Riemann-Zürneck, 1996), lo que contribuye sin duda a su éxito como invasora. Puede sucumbir a exposiciones prolongadas a salinidades menores de 12 ‰ (Shick y Lamb, 1977). Su carácter euritermo se evidencia por el gran rango

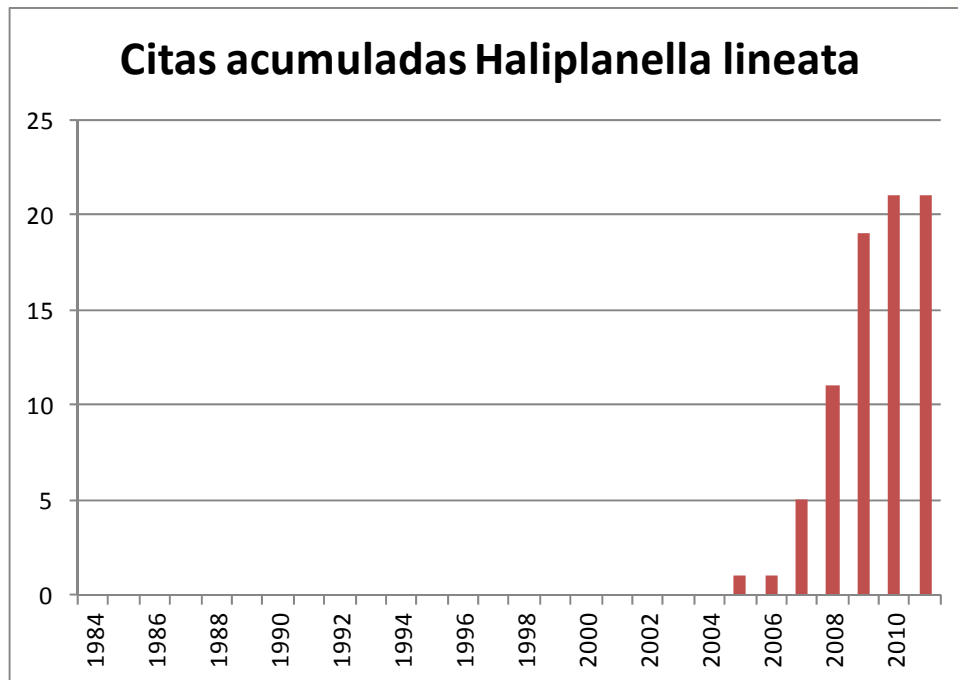


latitudinal de su distribución y su capacidad de sobrevivir durante la exposición al aire entre mareas a condiciones extremas estivales e invernales en esas zonas (Shick y Lamb, 1977). Resiste a esos periodos de desecación intermareal retrayendo los tentáculos y encogiéndose. En periodos más prolongados puede formar cistes cubiertos de mucus, lo que podría permitirle sobrevivir a trasportes accidentales en seco a largas distancias (Cohen, 2005). Suele formar poblaciones efímeras, que aparecen de repente en grandes cantidades y desaparecen con igual rapidez (Shick y Lamb, 1977). Se reproduce sexualmente o asexualmente (Moreno, 2009; Slick, 1991; Cohen, 2005). La propagación asexual puede producirse por escisión longitudinal o por laceración del pie. La sexual se produce por liberación de gametos a la columna de agua y fertilización externa (Shick y Lamb, 1977). No se conoce la duración de la fase embrionaria planctónica. Carlton (1979) indica que la reproducción sexual es infrecuente fuera de su hábitat natural. *Haliplanella lineata* es carnívora, alimentándose de protistas, pequeños crustáceos y otros invertebrados de la columna de agua (Bumann, 1995). Ocupa hábitats intermareales y submareales, viviendo sobre sustratos sólidos en áreas protegidas, generalmente estuarios y puertos. Ocupa actualmente esos hábitats en todo el hemisferio norte, tanto en el Mediterráneo como costas Atlánticas europeas, y también las costas Este y Oeste de Norteamérica (Barnes 1994, Cohen 2005).

Dispersión: Es originaria de la costa pacífica de Asia (Japón, China, Hong-Kong). Fue introducida en el Atlántico norte desde el Japón incrustada en cascos de buques (Gollasch y Riemann-Zürneck, 1996) ya en el Siglo XIX (Manuel, 1988). Se encontró por primera vez en las costas atlánticas americanas en 1892, y en menos de una década ya se distribuía en las costas americanas del Pacífico (Carlton, 1979), probablemente asociada al comercio de ostras, y también llegó a las costas europeas, donde se encontró ya en 1986 en las costas británicas, asociada a conchas de moluscos incrustadas en cascos de barcos (Gollasch y Riemann-Zürneck, 1996).

Citas en la demarcación: Distribuida a lo largo de la costa de Huelva y localizada en 3 poblaciones pequeñas del piso mesolitoral rocoso, entre Isla Cristina, El Rompido-El Portil (río Piedras) y Matalascañas (López González, 1993; García-Berthou *et al.*, 2007; Consejería de Medio Ambiente, 2009). Lo fragmentado de sus poblaciones y los datos de seguimiento de 2009 realizados por la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía indican una regresión importante de la población de Isla Cristina y la desaparición de la población del río Piedras (Consejería de Medio Ambiente, 2009).

Información cuantitativa espacio-temporal: No se dispone de información precisa sobre abundancias o densidades.



Impacto potencial: Sus interacciones con biota nativa no han sido bien estudiadas, pero no parecen ser importantes, así como sus posibles impactos económicos derivados de su carácter incrustante.

Control: Limpieza de cascos en puertos de origen y control del comercio de ostras.

Usos: Ninguno.

Referencias consultadas: López González (1993), Gómez *et al.* (2010), Cuesta (datos no public.), Gómez, G. (datos no public.). Asimismo se han tenido en cuenta datos proporcionados por los seguimientos llevados a cabo por la Consejería de Medio Ambiente de Andalucía en relación a la DMA Muestreos en el marco de la Directiva Aguas Andalucía.

Otras referencias relevantes:

- Barnes R.S.K. 1994. The brackish-water fauna of northwestern Europe. Cambridge, Cambridge University Press.
- Bumann D. 1995. Localization of Digestion Activities in the Sea Anemone *Haliplanella luciae*. Biological Bulletin 189: 236-237.
- Carlton J.T. 1979. History, biogeography, and ecology of the introduced marine and estuarine invertebrates of the Pacific coast of North America. Unpublished Ph.D. Dissertation, University of California, Davis. 904 pp.
- Cohen A.N. 2005 Guide to the Exotic Species of San Francisco Bay. San Francisco Estuary Institute, Oakland, CA. Available online at exoticguide.org.
- Dunn F.D. 1982. Sexual reproduction of two intertidal sea anemones (Colenerata: Actiniaria) in Malaysia. Biotropica 14:262-271.



- Eldredge L.G. and C.M. Smith. 2001. A guidebook of introduced marine species in Hawaii. Bihosp Museum Technical Report 21.
- Gollasch, S. and K. Riemann-Zurneck. 1996. Transoceanic dispersal of benthic macrofauna: *Haliplanelia lineata* (Verrill, 1898) (Anthozoa, Actinaria) found on a ship's hull in a ship yard dock in Hamburg Harbour, Germany. *Helgolander Meeresuntersuchungen*, 50:253-258.
- Manuel, R.L. 1988. British Anthozoa (Coelenterata: Octocorallia and Hexacorallia): keys and notes for the identification of the species. 2nd ed. Leiden, Linnean Society of London, Estuarine and Coastal Sciences Association. (Synopsis of the British fauna (New series), No. 18).
- Sassaman and Magnum 1970. Patterns of temperature adaptation in North American coastal actinians. *Marine Biology* 7:123-130.
- Shick J.M. and A.N. Lamb. 1977. Asexual Reproduction and Genetic Population Structure in the Colonizing Sea Anemone *Haliplanelia luciae*. *Biological Bulletin* 153:604-617.
- Slick J.M. 1991. A functional biology of sea anemones. Chapman and Hall, London.
- Stephenson, T.A. 1935. The British sea anemones, Vol. 2. London, The Ray Society.
- Williams, R.B. 1973. The significance of saline lagoons as refuges for rare species. *Transactions of the Norfolk and Norwich Naturalists' Society*, 22: 387-392.

Links de interés:

<http://nas.er.usgs.gov/queries/factsheet.aspx?SpeciesID=41>

<http://www.europe-aliens.org/speciesFactsheet.do?speciesId=53338>

<http://www.habitas.org.uk/marinelife/species.asp?item=D12190>



***Callinectes sapidus* Rathbun, 1896.**

Phylum Arthropoda, Clase Malacostraca, Orden Decapoda, Familia Portunidae.



Ecología: Este cangrejo puede alcanzar los 25 cm de longitud de caparazón y unos 4 años de vida (Främmande Arter, 2006). Teniendo en cuenta su distribución nativa en el continente americano, desde Nueva Escocia a Argentina, no es de extrañar que sea ampliamente euritermo. Puede crecer a temperaturas entre 15 y 30 °C y salinidades de sólo 3 ‰ (Cadman, 1990), pero deja de hacerlo a temperaturas menores de 10°C e hiberna a menos de 5°C. Muere por debajo de 3°C, especialmente si la salinidad es también baja (Rome *et al.*, 2005). En cuanto a salinidad, las larvas requieren como mínimo 20 ‰, pero juveniles y adultos pueden habitar aguas dulces e hipersalinas. Concentraciones de oxígeno menores de 0.6 mg/L durante 24 horas a 24°C son letales para esta especie. Alcanzan la madurez al segundo año de vida, tras unas 18-20 mudas, con una anchura de caparazón de unos 10 cm, y el periodo de puesta es variable según la región que habiten. El acoplamiento tiene lugar en zonas estuáricas (Epifanio, 2003). Las hembras producen 2-8 millones de huevos por puesta, aunque sólo suelen hacerlo una vez en su vida. Los incuban durante 14-17 días, tiempo que invierten en migrar hacia zonas de mayor salinidad en las bocas de los estuarios, donde los liberan (Tankersley *et al.*, 1998). El desarrollo de las zoeas (7 estadios) se produce en aguas costeras, y dura entre 40 y 60 días, a 25°C y salinidades entre 20 y 30 ppt (Costlow y Bookout, 1959). Un último estadio de megalopa, que dura entre 6 y 58 días y presenta comportamientos de canibalismo (Zmora *et al.*, 2005), retorna a zonas estuáricas, donde se produce el asentamiento sobre praderas de algas (Epifanio, 2003), dispersándose por otros hábitats tras 4 ó 5 mudas. Como resultado de este proceso de reclutamiento, el cangrejo azul exhibe marcados ciclos de abundancia estacional y alta variabilidad interanual de las poblaciones (Hines *et al.*, 1987). El cangrejo azul es un importante depredador de bivalvos y otros invertebrados (Seed, 1982; Arnold, 1984; Eggleston, 1990; Seitz *et al.*, 2001). La selección de presas depende de la abundancia



relativa de presas y del sustrato y complejidad del hábitat. Es a su vez depredado por peces, y el canibalismo, así como bajas temperaturas invernales y diversas enfermedades pueden ser causas importantes de mortalidad (Hines, 2003).

Dispersión: La jaiba azul o cangrejo azul es originaria de la costa oriental de ambas Américas, desde Nova Scotia (Canadá) hasta el norte de Argentina, aunque es más abundante en las costas de EEUU (Nehring *et al.*, 2008). Se ha establecido, gracias a introducciones accidentales o deliberadas, en Asia y Europa (Milliken y Williams, 1984). La primera cita de la especie en aguas europeas data de 1900, en las costas atlánticas francesas (Nehring *et al.*, 2008), si bien la especie parece no haberse establecido allí plenamente (Gouletquer *et al.*, 2002). Desde entonces ha ido extendiéndose y estableciéndose por las costas holandesas, (en los años 30), belgas y alemanas del Mar del Norte y costas danesas (años 60). También existen registros de la especie en Gran Bretaña y Portugal. Se ha establecido desde hace décadas también en el Mediterráneo, en Grecia e Italia ya en los años 40 (Gennaio *et al.*, 2006). Parece ser que también se ha encontrado en las costas de Nigeria, aunque podrían ser casos de identificación errónea, y ha sido citado en Japón (Iwasaki, 2006; Otani, 2006). El principal vector parece ser el transporte de larvas en el agua de lastre de los barcos, aunque es posible la dispersión de ejemplares en objetos flotantes a largas distancias. La dispersión secundaria por medios naturales se ve favorecida por la duración de la fase planctónica.

Citas en la demarcación: En España Cabal *et al.* (2006) consideran que la especie está establecida en el estuario del Guadalquivir desde antes de 2002 (ICES, 2009). Esa presencia ha sido confirmada por las citas analizadas, todas referidas al mismo estuario, para los años 2002 y 2005.

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

Impacto potencial: Puede competir por el alimento con otros cangrejos autóctonos (por ejemplo con la coñeta *Carcinus maenas* (Linnaeus, 1758)), además de alimentarse de peces enmallados en los artes de pesca, pudiendo llegar a provocar daños en dichos artes (Främmande Arter, 2006). Esa competencia con otros cangrejos ha sido descrita en el Mediterráneo (Gennaio *et al.*, 2006), y en el mar Negro incluso han desaparecido varias especies de decápodos tras la arribada de esta especie (Micu y Abaza, 2004). Además, *C. sapidus* puede hospedar *Carcinonemertes carcinophila* (Kölliker, 1845), un gusano nemertino que se alimenta de huevos de cangrejos. En aguas europeas se ha descrito esa depredación sobre *Liocarcinus* spp., especialmente *L. depurator* (Linnaeus, 1758) (Comely y Ansell, 1989). Hospeda otra epifauna, como briozoos, cirrípedos, hidroideos y bivalvos incrustantes (Shields, 2003) y parásitos, algunos microbios patógenos, que pueden aumentar su mortalidad (Shields, 2003; Hines, 2003). Puede, asimismo, acumular toxinas presentes en los bivalvos que consume, lo cual representa un riesgo para el consumo humano (García *et al.*, 2010).



Control: Al ser una especie comercial, su pesca puede limitar su abundancia.

Usos: En EEUU es una importante especie comercial, capturada con dragas y trampas, que incluso ha sido sobreexplotada (Sharov *et al.*, 2003; Zmora *et al.*, 2005), produciendo beneficios en el 2001 de 150 millones de dólares (Zmora *et al.*, 2005). También es objeto de pesca recreativa. En Turquía también es explotada con trampas, a partir de una talla de 7 cm de caparazón (Atar *et al.*, 2002).

Referencias consultadas: Informe WWF/Adena (2002), Arronte *et al.* (2007), Ramos, F. (2010).

Otras referencias relevantes:

Dos números completos del “Bulletin of Marine Science”, concretamente el volumen 46(1) de 1990 y el volumen 72(2) del 2003 son monografías sobre esta especie, así como el volumen 319(1-2), de 2005, del “Journal of Experimental Marine Biology and Ecology”. Otros artículos son:

- Arnold, W.S. 1984. The effects of prey size, predator size, and sediment composition on the rate of predation of the blue crab, *Callinectes sapidus* Rathbun, on the hard clam, *Mercenaria mercenaria* (Linné). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 80: 207-219.
- Atar, H.H., Ölmes, M., Bekcan, S. and Seçer, S. 2002. Comparison of three different traps for catching blue crab (*Callinectes sapidus* Rathbun 1896) in Beymelek Lagoon. *Turk Journal of Veterinary Animal Science* 26: 1145-1150.
- Beqiraj, S. and Kashta, L. 2010 (in press). The establishment of blue crab *Callinectes sapidus* Rathbun, 1896 in the Lagoon of Patok, Albania (southeast Adriatic Sea). *Aquatic Invasions* 5(2): (DOI 10.3391/ai2010.5.2)
- Cabal, J., Millán, J.A.P. and Arronte, J.C. 2006. A new record of *Callinectes sapidus* Rathbun, 1896 (Crustacea: Decapoda: Brachyura) from the Cantabrian Sea, Bay of Biscay, Spain. *Aquatic Invasions* 1(3): 186-187.
- Comely, C.A. and Ansell, A.D. 1989. The incidence of *Carcinonemertes carcinophila* (Kolliker) on some decapod crustaceans from the Scottish west coast. *Ophelia* 30(3): 225-233.
- Costlow, J.D., Jr. and Bookout, C.G. 1959. The larval development of *Callinectes sapidus* Rathbun reared in the laboratory. *Biological Bulletin* 116(3): 373-396.
- Darnell, M.Z., Rittschof, D., Darnell, K.M. and McDowell, R.E. 2000. Lifetime reproductive potential of female blue crabs *Callinectes sapidus* in North Carolina, USA. *Marine Ecology Progress Series* 394: 153-163.
- Díaz, H., Orihuela, B., Forward, R.B., Jr. and Rittschof, D. 2003. Orientation of juvenile blue crabs, *Callinectes sapidus* Rathbun, to currents, chemicals, and visual cues. *Journal of Crustacean Biology* 23(1): 15-22.
- Eggleston, D.B. 1990. Foraging behavior of the blue crab, *Callinectes sapidus*, on juvenile oysters, *Crassostrea virginica*: effects of prey density and size. *Bulletin of Marine Science* 46(1): 62-82.
- Eggleston, D.B. 2003. Introduction to the proceedings of the blue crab conference 2000. *Bulletin of Marine Science* 72(2): 261-263.
- Epifanio, C.E. 2003. Spawning behavior and larval ecology: a brief summary. *Bulletin of Marine Science* 72(2): 325-330.
- Florio, M., Breber, P., Scirocco, T., Specchiulli, A., Cilenti, L. and Lumare, L. 2008. Exotic species in Lesina and Varano lakes new guests in Lesina and Varano lakes: Gargano National Park (Italy). *Transitional Waters Bulletin* 2: 69-79.
- Främmande Arter 2006. Blue crab (*Callinectes sapidus*). Available at: http://www.frammandearter.se/0/2english/pdf/Callinectes_sapidus.pdf (accessed on 30 July, 2008).
- García, A.C., Bargu, S., Dash, P., Rabalais, N.N., Sutor, M., Morrison, W. and Walker, N.D. 2010. Evaluating the potential risk of microcystins to blue crab (*Callinectes sapidus*) fisheries and human health in a eutrophic estuary. *Harmful Algae* 9: 134-143.
- Gannon, A.T. 1990. Distribution of *Octolasmis muelleri*, an ectocommensal gill barnacle, on the blue crab. *Bulletin of Marine Science* 46(1): 55-61.
- Gennaio, R., Scordella, G. and Pastore, M. 2006. Occurrence of blue crab *Callinectes sapidus* (Rathbun, 1896 Crustacea, Brachyura), in the Ugento Ponds area (Lecce, Italy). *Thalassia Salentina* 29: 29-39.



- Gouletquer, P., Bachelet, G., Sauriau, P.G. and Noel, P. 2002. Open Atlantic coast of Europe – a century of introduced species into French waters. In: Invasive aquatic species of Europe. Distribution, impacts and management (eds. E. Leppäkoski, S. Gollasch and S. Olenin), pp. 276-290. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands.
- Hines, A.H. 2003. Ecology of juvenile and adult blue crabs: summary of discussion of research themes and directions. *Bulletin of Marine Science* 72(2): 423-433.
- Holthuis, L.B. 1961. Report on a collection of Crustacea Decapoda and Stomatopoda from Turkey and the Balkans. *Zoologische Verhandlungen* 47: 1-67, plates 1-2.
- Hovel, K.A. and Lipcius, R.N. 2002. Effects of seagrass habitat fragmentation on juvenile blue crab survival and abundance. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 271: 75-98.
- Iwasaki, K. 2006. Human-mediated introduction of marine organisms in Japan: a review. In: Assessment and Control of Biological Invasion Risks (eds. F. Koike, M.N. Clout, M. Kawamichi, M. De Poorter and K. Iwatsuka), pp. 104-112. Shoukado Book Sellers, Kyoto, Japan and IUCN, Gland, Switzerland.
- Jivoff, P. 1997. Sexual competition among male blue crab, *Callinectes sapidus*. *Biological Bulletin* 193: 368-380.
- Kerckhof, F., Haelters, J. and Golasch, S. 2007. Alien species in the marine and brackish ecosystem: the situation in Belgian waters. *Aquatic Invasions* 2(3): 243-257.
- Lipcius, R.N., Stockhausen, W.T., Seitz, R.D. and Geer, P.J. 2003. Spatial dynamics and value of a marine protected area and corridor for the blue crab spawning stock in Chesapeake Bay. *Bulletin of Marine Science* 72(2): 453-469.
- MacDonald, J.A., Roudez, R., Glover, T. and Weis, J.S. 2007. The invasive green crab and Japanese shore crab: behavioral interactions with a native crab species, the blue crab. *Biological Invasions* 9(7): 837-848.
- Micu, S. and Abaza, V. 2004. Changes in biodiversity of decapods (Decapoda, Crustacea) from Romanian Black Sea coast. *Analele Științifice ale Universității "Al.I.Cuza" Iași, s. Biologie animală*, 50: 17-26.
- Nehring, S., Speckels, G. and Albersmeyer, J. 2008. The American blue crab *Callinectes sapidus* Rathbun on the German North Sea coast: Status quo and further perspectives. *Senckenbergiana maritima* 38(1): 39-44.
- Nehring, S. and van der Meer, U. 2010 (in press). First record of a fertilized female blue crab, *Callinectes sapidus* Rathbun, 1896 (Crustacea: Decapoda: Brachyura), from the German Wadden Sea and subsequent secondary prevention measures. *Aquatic Invasions* 5(2): (DOI 10.3391/ai2010.5.2)
- Ololade, I.A., Lajide, L. and Amoo, I.A. 2008. Occurrence and toxicity of hydrocarbon residues in crab (*Callinectes sapidus*) from contaminated site. *Journal of Applied Science Environmental Management* 12(4): 19-23.
- Onofri, V., Dulčić, J., Conides, A., Matić-Skoko, S. and Glamuzina, B. 2008. The occurrence of the blue crab, *Callinectes sapidus* Rathbun, 1896 (Decapoda, Brachyura, Portunidae) in the eastern Adriatic (Croatian coast). *Crustaceana* 81(4): 403-409.
- Otani, M. 2006. Important vectors for marine organisms unintentionally introduced to Japanese waters. In: Assessment and Control of Biological Invasion Risks (eds. F. Koike, M.N. Clout, M. Kawamichi, M. De Poorter and K. Iwatsuka), pp. 92-103. Shoukado Book Sellers, Kyoto, Japan and IUCN, Gland, Switzerland.
- Reinhard, E.G. 1950. An analysis of the effects of a sacculinid parasite on the external morphology of *Callinectes sapidus* Rathbun. *Biological Bulletin* 98(3): 277-288.
- Rome, M.S., Young-Williams, A.C., Davis, G.R. and Hines, A.H. 2005. Linking temperature and salinity tolerance to winter mortality of Chesapeake Bay blue crabs (*Callinectes sapidus*). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 319(1-2): 129-145.
- Seed, R. 1982. Predation of the ribbed mussel *Geukensia demissa* by the blue crab *Callinectes sapidus*. *Netherlands Journal of Sea Research* 16: 163-172.
- Seitz, R.D., Lipcius, R.N., Hines, A.H. and Eggleston, D.B. 2001. Density-dependent predation, habitat variation, and the persistence of marine bivalve prey. *Ecology* 82(9): 2435-2451.
- Sharov, A.F., Vølstad, J.H., Davis, G.R., Davis, B.K., Lipcius, R.N. and Montane, M.M. 2003. Abundance and exploitation rate of the blue crab (*Callinectes sapidus*) in Chesapeake Bay. *Bulletin of Marine Science* 72(2): 543-565.
- Stentiford, G.D. and Shields, J.D. 2005. A review of the parasitic dinoflagellates *Hematodinium* species and *Hematodinium*-like infections in marine crustaceans. *Diseases of Aquatic Organisms* 66: 47-50.
- Tankersley, R.A., Wieber, M.G., Sigala, M.A. and Kachurak, K.A. 1998. Migratory behavior of ovigerous blue crabs *Callinectes sapidus*: Evidence for selective tidal-stream transport. *Biological Bulletin* 195: 168-173.
- Tendal, O.S. and Flintegaard, H. 2007. Et fund af en sjælden krabbe i danske farvande: den blå svømmekrabbe, *Callinectes sapidus* (Crustacea; Decapoda; Portunidae). *Flora og Fauna* 113(3): 53-56.
- Tuncer, S. and Bilgin, S. 2008. First record of *Callinectes sapidus* Rathbun, 1896 (Crustacea: Decapoda: Brachyura) in the Dardanelles, Canakkale, Turkey. *Aquatic Invasions* 3(4): 469.
- Wolff, W.J. 2005. Non-indigenous marine and estuarine species in The Netherlands. *Zoologische Mededelingen* 79(1): 1-116.



Zaitsev, Y. and Mamaev, V. 1997. Marine biological diversity in the Black Sea. A study of change and decline. GEF Black Sea Environmental Programme. United Nations Publications, New York, 208pp.
Zmora, O., Findiesen, A., Stubblefield, J., Frenkel, V. and Zohar, Y. 2005. Large-scale juvenile production of the blue crab *Callinectes sapidus* Aquaculture 244: 129-139.

Links de interés:

<http://www.europe-aliens.org/speciesFactsheet.do?speciesId=50531>

<http://www.nobanis.org/speciesInfo.asp?taxalD=262>

***Eriocheir sinensis* H. Milne-Edwards, 1853.**

Phylum Arthropoda, Clase Eumalacostraca, Orden Decapoda;
Familia Vanuridae.



Ecología: Es una especie catádroma, es decir, dependiendo de la edad habita ecosistemas de agua dulce y salada, en estuarios y áreas marinas entre línea de costa y 10 m de profundidad. Hasta los 2-3 años habitan en ecosistemas dulceacuícolas, emigrando de adultos hacia aguas saladas donde se reproducen. Las larvas se desarrollan en medio marino y los juveniles migran activamente remontando los estuarios hacia aguas dulces. Se alimentan de plantas, invertebrados, peces y detritus. Es muy tolerante a aguas altamente contaminadas. Está incluida en el listado de las 100 peores especies invasoras a nivel mundial.

Dispersión: Es originaria del sudeste de Asia, encontrándose en aguas templadas y tropicales desde Vladivostok al sur de China (Peters, 1933; Panning, 1938), con un centro de ocurrencia en las zonas templadas del norte de China (Panning 1952). Se ha podido introducir en otras áreas, bien mediante el transporte de ejemplares juveniles y larvas en el agua de lastre de los buques, o bien mediante el de cangrejos ya adultos adheridos a los propios cascos de los barcos. Las importaciones para acuarios o consumo humano también pueden ser vectores de introducción primaria (Marquard, 1926; Peters, 1933). La dispersión secundaria ocurre probablemente por deriva



larvaria y migración activa de juveniles y adultos (Arndt, 1931; Boettger, 1933; Luther, 1934; Pienimäki y Leppäkoski, 2004). Fue encontrado en Europa por primera vez, en Alemania en 1912, donde posiblemente arribó por aguas de lastre.

Citas en la demarcación: Se ha encontrado en el Río Guadalquivir (Sevilla), principalmente en la Dársena del puerto. Puntualmente se han localizado individuos aislados en la zona de la desembocadura del río.

Información cuantitativa espacio-temporal: En diversos muestreos se han realizado capturas de alrededor de 300 individuos en profundidades de 2 a 5m, con densidades de 0,65 individuos/100m³ y índice de captura por unidad de esfuerzo (CPUE) de 0,3 individuos por nasa calada.

Impacto potencial: Debido a su dieta oportunista, afecta negativamente a las especies de fauna y flora autóctonas por ramoneo y depredación, tanto macroalgas como peces e invertebrados. Compite, por tanto, por espacio y alimento con especies nativas. Modifica el hábitat acuático excavando galerías que pueden provocar el derrumbamiento de orillas y aumentar la erosión de la zona. En Europa no se han reportado efectos sobre la salud humana, pero en Asia es hospedador intermediario de parásitos pulmonares que causan enfermedades en los bronquios e incluso daños neurológicos. Si su abundancia es alta puede obstruir canales de refrigeración, y también causar pérdidas en pesquerías artesanales, ya que se alimentan de peces atrapados en redes y nasas, causando además daños en dichas redes.

Control: Su control es difícil una vez establecida, por lo que se deben aplicar medidas de prevención, como puede ser el cumplimiento de las medidas de control de aguas de lastre previstas en la Convención para el manejo de dichas aguas (BWM Convention) y las recogidas en el Código de Conducta para la introducción o transferencia de organismos marinos del ICES. Sin embargo, en algunos casos, si se detecta a tiempo la introducción en un área, pueden aplicarse programas de erradicación y limitación de sus migraciones. En la Demarcación Sudatlántica el Gobierno Autónomo andaluz está aplicando un programa de control poblacional, principalmente en la Dársena del Puerto de Sevilla y puntualmente en la zona de aguas libres hacia la desembocadura (2001-2008). El objetivo es evitar que la especie se instale en la zona de aguas libres y complete con éxito su ciclo biológico.

Usos: Podría tener una salida comercial, ya que es consumido en mercados asiáticos, con precios entre 1 y 3 euros por kilo.

Referencias consultadas:

Cuesta *et al.* (2004, 2006), Arronte *et al.* (2007), Ferrero Rodríguez y Algarín Vélez (2009), García de Lomas *et al.* (2009), Ramos, F. (2010), González-Gordillo *et al.* (datos no publicados).



Otras referencias relevantes:

- Cabral, H.N. and Costa, M.J. (1999): On the occurrence of the Chinese Mitten Crab, *Eriocheir sinensis*, in Portugal. *Crustaceana* 72(1): 55-58
- Christiansen, M.E. (1977) The Chinese mitten crab found for the first time in Norway. *Fauna (Oslo)* 30: 134-138
- Clark, P.F.C., Rainbow, P.S., Robbins, R.S., Smith, B., Yeomans, W.E., Thomas, M. and Dobson, G. (1998): The alien Chinese mitten-crab, *Eriocheir sinensis* (Crustacea: Decapoda: Brachyura), in the Thames catchment. *Journal of the marine biological Association of the United Kingdom* 78: 1215-1221
- Cohen, A.N. and Carlton, J.T. (1995): Biological study: Non-Indigenous aquatic species in a United States estuary: a case study of the biological invasions of the San Francisco Bay and Delta. US Fisheries and Wildlife and National Sea Grant College Program Report PB96-166525, Springfield, Virginia, USA, 273 pp
- Gollasch, S., Minchin, D., Rosenthal H., and Voigt, M. (eds.) (1999): *Exotics Across the Ocean. Case histories on introduced species: their general biology, distribution, range expansion and impact.* Logos Verlag, Berlin. 78 pp. ISBN 3-89722-248-5
- Haahtela, I. 1963. Some new observations and remarks on the occurrence of the mitten crab, *Eriocheir sinensis* MilneEdwards (Crustacea, Decapoda), in Finland. *Aquilo, Ser. Zoologica* 1: 9-16.
- Hoestland, H. (1948): Recherches sur la biologie de l'*Eriocheir sinensis* en France (Crustacé brachyoure). *Ann. Inst. Océanogr., Monaco* 24(1): 1-116
- Hoestland, H. (1959): Répartition actuelle du crabe chinois (*Eriocheir sinensis* H. Milne Edwards) en France. *Bull. Franc. Piscicult.* 194: 5-14
- Ingle (1986): The Chinese Mitten Crab *Eriocheir sinensis* H. Milne-Edwards - a contentious immigrant. *The Lond. Naturalist*, 65, 101-105 pp.
- Jansson, K. (1994): Unwanted Aquatic Organisms In Ballastwater. *MEPC*, 36, (INF.20), 1-68 pp.
- Leppäkoski, E. J. (1991): Introduced species - Resource or threat in brackish-water seas? Examples from the Baltic and the Black Sea. *Mar. Poll. Bull.*, 23: 219-223 pp.
- Luther, A. (1934): Über die ersten in Finnland gefundenen Exemplare der Wollhandkrabbe (*Eriocheir sinensis* MILNEEDW.). *Memo. Soc. Fauna Flora Fennica*, 10: 69-73 pp
- Nepszy, S. J. and Leach, J. H. (1973): First Records of the Chinese Mitten Crab, *Eriocheir sinensis*, (Crustacea: Brachyura) from North America. *J. Fish. Res. Bd. Canada*, 30 (12): 1909-1910 pp.
- Ojaveer, H., Gollasch, S., Jaanus, A., Kotta, J., Laine, A., Minde, A., Normant, M. and Panov, V (2007) Chinese mitten crab *Eriocheir sinensis* in the Baltic Sea – a supply-side invader? *Biol Invasions* 9:409–418
- Petit, G. (1960): Le "Crabe Chinois" est parvenu en Méditerranée. *Vie Milieu* 11(1): 133-136
- Petit, G. and Mizoulet, R. (1974): En douze ans le "Crabe chinois" n'a pu réussir son implantation dans les lagunes du Languedoc. *Vie Milieu* 23(1c): 181-186
- Pienimäki, M. and Leppäkoski, E. (2004): Invasion pressure on the Finnish Lake District: invasion corridors and barriers. *Biological Invasions* 6: 331-346
- Rudnick, D.A., Halat, K.M. and Resh, V.H. (2000): Distribution, ecology and potential impacts of the Chinese mitten crab (*Eriocheir sinensis*) in San Francisco Bay. University of California, Berkeley, Water Resources Center,
- Zibrowius, H. (1991): Ongoing Modification of the Mediterranean Marine Fauna and Flora by the Establishment of Exotic Species. *Bull. Mus. Hist. Nat. Marseille*, 51: 83-107 pp.

Links de interés:

http://www.nobanis.org/files/factsheets/Eriocheir_sinensis.pdf

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



***Rhithropanopeus harrisi* (Gould, 1841).**

Phylum Arthropoda, Clase Malacostraca, Orden Decapoda, Familia Panopeidae.



(Fuente: ©WoRMS para SMEBD).

Ecología: Cangrejo marino eurihalino de pequeño tamaño, hasta unos 2 cm de caparazón (Williams, 1984; Perry, 2007). Se encuentra en estuarios y lagos de aguas casi dulces, en orillas fangosas o arenosas. Generalmente se asocia a estructuras que proporcionan refugio, como conchas de ostras, vegetación o restos varios. Tolerancia a un amplio rango de salinidades gracias a su capacidad osmoreguladora, siendo hiperosmótico en salinidades entre 1 y 27 ‰, e hipoosmótico en valores superiores (Reisser y Forward, 1991). Soporta salinidades tan bajas como 0,4‰ en cortos períodos de tiempo (Keith, 2006); pero soportan bien valores de 5-7 ‰ (Normant y Gibowicz, 2008), por lo que es capaz de invadir diversos hábitats (Williams, 1984, Petersen, 2006, Roche y Torchin, 2007). Es omnívoro, de hábitos carroñeros, alimentándose de algas y pequeños invertebrados, incluyendo anfípodos, copépodos, poliquetos y bivalvos (Williams, 1984; Karpinsky, 2005; Hegele-Drywa y Normant, 2009), y a su vez es depredado por anguilas, peces y cormoranes (Hegele-Drywa y Normant, 2009; Bacevičius y Gasiūnaitė, 2008). Los machos son maduros a los 4-4.5 mm y las hembras a tallas ligeramente superiores, de 4.4 a 5.5mm (Álvarez *et al.*, 1995; Ryan, 1956; Turoboyski, 1973). La reproducción tiene lugar generalmente en los meses estivales. Las hembras se entierran tres o cuatro días tras la copulación para depositar los huevos, generalmente entre 1200 y 4800, con máximos de hasta 16000 (Turoboyski, 1973). Este comportamiento favorece el enganche de los huevos en los pleópodos. Después las hembras ovígeras se esconden bajo conchas u otros restos, incubando los huevos durante 15-19 días. Cada hembra puede realizar unas 4 puestas por cópula (Morgan *et al.*, 1983). El desarrollo embrionario comprende 4 estadios de zoeas y una megalopa (Gonçalves *et al.*, 1995; Nehring, 2000) y en función de la temperatura y la salinidad puede durar entre 11 y 43 días (Gonçalves *et al.*, 1995), siendo más largo a salinidades menores de 5 y mayores de 30 ‰. Las larvas permanecen en los estuarios donde han eclosionado (Fitzgerald *et al.*, 1998). El estadio



de zoea IV realiza migraciones verticales nictimerales, lo que puede constituir un mecanismo de retención en los estuarios de baja salinidad (Forward, 2009) y de evitación de depredadores.

Dispersión: Es nativa de la costa oriental de Norteamérica, desde Canadá al Golfo de Méjico (Roche y Torchin, 2007; Williams, 1984). Fue descrita en Holanda ya en 1874 (Nehring, 2000; Wolff, 2005; Gollasch y Nehring, 2006). En el Báltico fue detectado entre 1948 y 1950, aumentando su abundancia en los años 90 (Nehring, 2000). Apareció en Portugal en 1989 (Gonçalves *et al.*, 1995b) y en España en 1990 (Roche y Torchin, 2007). En el Mar negro se encuentra desde 1936, y en el Adriático apareció en 1994, alcanzando el Mediterráneo occidental en el 2000 (Roche y Torchin, 2007). Estudios moleculares en Europa indican la presencia de distintos haplotipos, siendo tan variables como en su región de origen, lo que indica numerosas introducciones independientes (-García *et al.*, 2010). También ha ocupado la costa del Pacífico, parece ser en este caso a partir de un único evento de introducción (Petersen, 2006). Recientemente ha aparecido también en Japón (Forward, 2009). En la costa oeste de USA puede que la introducción se produjera asociada al comercio de ostras *Crassostrea virginica* (Gmelin, 1791) (Roche y Torchin, 2007). Su aparición en los principales puertos europeos sugiere que arribó a Europa como larvas en aguas de lastre (RodríguezRodríguez, 2001) o como adultos en las incrustaciones de los cascos, quizás en colonias del poliqueto *Ficopomatus enigmaticus* (Rasmussen, 1958), aunque este vector ha disminuido con el uso de pinturas antiincrustantes (RodríguezRodríguez, 2001).

Citas en la demarcación: Fue citada en el estuario del Guadalquivir en el año 90 (Cuesta *et al.*, 1991). Arronte *et al.* (2007) la cita en el mismo lugar en el 91 y a partir de ese mismo año fue también encontrada en el Brazo de la Torre en Doñana (Green *et al.*, 2009).

Información cuantitativa espacio-temporal: Green menciona abundancias del orden de millones de ejemplares, y en muestreos realizados con redes pelágicas en el estuario del Guadalquivir se registran abundancias medias de 5 individuos por 10000 m³ filtrados.

Impacto potencial: Actualmente presenta grandes densidades en balsas artificiales utilizadas para el cultivo extensivo de peces y camarones en el Parque Natural de Doñana (Veta La Palma) que son alimentadas con agua del estuario del Guadalquivir (Green *et al.*, 2009). Al poder adaptarse al agua dulce, cabe la posibilidad de que se extienda por otros humedales andaluces. Los programas de monitoreo de *EI* en el estuario del Guadalquivir han puesto de manifiesto que *R. harrisii* es mucho más abundante que el propio cangrejo chino *Eriocheir sinensis*. En este momento, no se puede descartar la posibilidad de que *R. harrisii* sea la especie que vaya a tener más impacto ecológico en Doñana. La bibliografía señala que puede alterar las cadenas tróficas, como depredador de pequeños invertebrados y a su vez presa, competir con



especies nativas (otros cangrejos, equinodermos o peces bentófagos) (Roche y Torchin, 2007), bloquear tuberías de refrigeración de centrales (Keith, 2006) y actuar como vector de baculovirus (Payen y Bonami, 1979), y también causar pérdidas a los pescadores comiendo peces capturados en redes (Zaitsev y Öztürk, 2001).

Control: Algunos insecticidas conteniendo el principio activo Diflubezuron son letales para sus larvas a bajas concentraciones, de 7-10 ppb (Christiansen *et al.*, 1978; Christiansen y Costlow, 1980) y por ello se han propuesto como medidas de control; pero es poco específico y puede tardar varias semanas en degradarse en ecosistemas acuáticos. También se ha propuesto el control biológico mediante el cirrípedo rinocéfalo *Loxothylacus panopaei*, que lo parasita ya en sus estadios larvarios

(http://www.issg.org/database/species/management_info.asp?si=1217&fr=1&sts=&lang=EN); pero en su área nativa. Lógicamente deberían adoptarse medidas preventivas de control de aguas de lastre como principal método de gestión.

Usos: El *Rhithropanopeus harrisii* se usa como organismo para experimentación científica, de desarrollo y fisiología, o ensayos de pesticidas (*e.g.*, Kalber y Costlow, 1966; Christiansen y Costlow, 1975; Clare *et al.*, 1992; Cripe *et al.*, 2003).

Referencias consultadas: Cuesta *et al.* (1991), Adena (2002), Cuesta *et al.*, (2006), Arronte *et al.* (2007), Green *et al.* (2009), Ramos, F. (2010).

Otras referencias relevantes:

- Álvarez, F., Hines, A.H., and Reaka-Kulda, M.L. 1995. The effects of parasitism by the barnacle *Loxothylacus panopaei*(Gissler) (Cirripedia: Rhizocephala) on growth and the survival of the host crab *Rhithropanopeus harrisii* (Gould) (Brachyura: Xanthidae). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. Vol. 192: 221-232.
- Aladin, N.V. 1995. Ecological State of the Fauna of the Aral Sea during the last 30 years.
- Aladin, N.V. and Potts, W.T.W. 1992. Changes in the Aral Sea ecosystems during the period 1960-1990. *Hydrobiologia*. Vol. 237: 67-79.
- Andreyev, N.I and Andreyeva, S.I. 1988. A crab *Rhithropanopeus harrisii tridentatus* (Decapoda, Xanthidae) in the Aral Sea. *Zoologicheskij Zhurnal*. Vol. 67, No. 1: 135-136
- Christiansen M.E and Costlow Jr. J.D 1975. The effect of salinity and cyclic temperature on larval development of the mud-crab *Rhithropanopeus harrisii* (Brachyura: Xanthidae) reared in the
- Cohen A.N and Carlton J.T 1995. Nonindigenous aquatic species in a U.S. estuary: a case study of the biological invasions of the San Francisco Bay and delta. A Report for the US fish and wildlife service, Washington D.C.
- Cripe, G.M., McKennedy Jr., C.L., Hoglund, M.D., and Harris, P.S. 2003. Effects of fenoxycarb exposure on complete larval development of the xanthid crab, *Rhithropanopeus harrisii*. *Environmental Pollution*, Vol. 125: 295-299.
- Forward Jr., R.B., and Lohman, K.J. 1983. Control of egg hatching in the crab *Rithropanopeus harrisii* (Gould). *Biology Bulletin*. Vol. 165: 154-166.
- García-Berthou, E., Boix, D. and Clavero, M. 2007. Non-indigenous animal species naturalized in Iberian inland waters. In: Gerardi, F. *Biological invaders in inland waters: profiles, distribution, and threats*. Springer, Dordrecht, Netherlands. pp.123-140



- Goncalves, F. Ribeiro, R., and Soares, A. M.V.M. 1995. *Rhithropanopeus harrisi* (Gould), an American crab in the estuary of the Mondego River, Portugal. *Journal of Crustacean Biology*, Vol. 15, No. 4: 756-762.
- Summary: An analysis of the seasonal and spatial occurrence and tidal abundance of larvae of *R. harrisi* in the estuary of the Mondego River, Portugal.
- Grabowski, M. Jazdzewski, K., and Konopacka, A. 2005. Alien crustacea in Polish waters - Introductions and Decapoda. *Oceanological and Hydrobiological Studies*. Vol. 34, Supp.1: 43-61.
- Iseda, Masatsugu; Michio Otani and Taeko Kimura., 2007. First Record of an Introduced Crab *Rhithropanopeus harrisi* (Crustacea: Brachyura: Panopeidae) in Japan. *Japanese Journal of Benthology* 62: 39-44 (2007)
- Kalber Jr. F.A and Costlow Jr. J.D 1966. The ontogeny of osmoregulation and its neurosecretory control in the decapod crustacean, *Rhithropanopeus harrisi* (Gould). *American Zoologist* 6:221-229
- Karpinsky, M.G., Shiganova, T.A., and Katunin, D.N. 2005. Introduced species. *Handbook of Environmental Chemistry*. Vol. 5, Part P: 175-190.
- Marchand J and Saudray Y 1971. *Rhithropanopeus harrisi* Gould tridentatus Maitland (Crustacé - Décapode. Brachyoure), dans le réseau hydrographique de l'ouest de l'Europe en 1971. *Bulletin*
- Mizzan L and Zanella L 1996. First record of *Rhithropanopeus harrisi* (Gould, 1841) (Crustacea, Decapoda, Xanthidae) in the Italian waters. *Bolletino del Museo civico di Storia naturale di Venezia*
- Payen G.G and Bonami J.R 1979. Mise en évidence de particules d'allure virale associées aux noyaux des cellules mésodermiques de la zone germinative testiculaire du crabe *Rhithropanopeus harrisi* (Gould) (Brachyura, Xanthidae). *Revue des Travaux de l'Institut des Pêches Maritimes* 43: 361-365
- Petersen, C. 2006. Range expansion in the northeast Pacific by an estuary mud crab - a molecular study. *Biological Invasions*. Vol. 8: 565-576.
- Roche, D.G. and Torchin, M.E. 2007. Established population of the North American Harris mud crab, *Rhithropanopeus harrisi* (Gould, 1841) (Crustacea: Brachyura: Xanthidae) in the Panama Canal. *Aquatic Invasions*. Vol. 2., Issue 3: 155-161.
- Ruiz G.M, Carlton J.T, Grosholz E.D and Hines A.H 1997. Global invasions of marine and estuarine habitats by nonindigenous species: Mechanisms, extent, and consequences. *American Zoologist* 37(6): 621-632
- Shiganova, T.A., Musaeva, E.I., Pautova, L.A., and Bulgakova, Y.V. 2005. The problem of invaders in the Caspian Sea in the context of the findings of new zoo- and phytoplankton species from the Black Sea. *Biology Bulletin*. Vol. 32, No. 1: 65-74.

Links de interés:

<http://www.nobanis.org/speciesInfo.asp?taxaID=966v>

<http://nas.er.usgs.gov/queries/FactSheet.asp?speciesID=197>



***Anguillicoloides crassus* Kuwahara, Niimi & Itagaki 1974.**

Phylum Nematoda, Clase Spirurida, Orden Dracunculoidea, Familia Anguillicolidae.



(Fuente: ©Dan Minchin).

Ecología: Nematodo endoparásito que se instala en la vejiga natatoria de las anguilas, causándoles toda una serie de disfunciones, los que les dificulta en gran medida el viaje de retorno al mar de los Sargazos, donde acuden a reproducirse. En su estadio larvario infesta copépodos, que al ser consumidos por las anguilas pasa del intestino a la vejiga natatoria, donde se alimenta de sangre. Los huevos que ponen los adultos pasan de nuevo, por el conducto de la vejiga, a los intestinos, y son excretados. Son entonces comidos por copépodos dulceacuícolas, cerrando el ciclo. También puede transmitirse a la anguila usando un hospedador intermedio, otros peces que puedan ser presas de la anguila y predadores de los copépodos infestados.

Dispersión: Es originario del sudeste asiático donde parasita a la anguila japonesa, *Anguilla japonica*. Introducido en Alemania a partir de jaulas destinadas al cultivo en los años 80, el nematodo infectó rápidamente a la anguila europea, *Anguilla anguilla*. Al no disponer éstas de defensas inmunitarias se dispersó rápidamente por toda Europa, España incluida, dispersión favorecida por el comercio de anguilas vivas.

Citas en la demarcación: Infecta poblaciones de anguila en la demarcación.

Información cuantitativa espacio-temporal: No disponible

Impacto potencial: Se considera el parásito de peces introducido más agresivo. Este nematodo, junto a 4 parásitos más, también introducidos, ha contribuido sin duda al considerable descenso de las poblaciones de anguilas europeas acaecido en los últimos años (Ballesteros, 2008), ya que el 90% de las anguilas europeas están infectadas actualmente.



Control: Control del comercio de anguilas infectadas. No hay cura conocida para la infección por Anguillicoloides.

Usos: Ninguno.

Referencias consultadas: Ramos, F. (2010).

Otras referencias relevantes:

Heitlinger, E.G., D. R. Laetsch, U. Weclawski, Y. S. Han & H. Taraschewski (2009). "Massive encapsulation of larval Anguillicoloides crassus in the intestinal wall of Japanese eels". Parasites & Vectors 2: 48. doi:10.1186/1756-3305-2-48. PMID 19832983.

Kennedy, C. R. (1993). Introductions, spread and colonization of new localities by fish helminth and crustacean parasites in the British Isles: a perspective and appraisal. Journal of Fish Biology, 43: 287–301.

Kennedy, C. R., & Fitch, D. J. (1990). Colonisation, larval survival, and epidemiology of the nematode Anguillicola crassus, parasite in the eel Anguilla Anguilla in Britain. Journal of Fish Biology, 36: 117–131.

Koops, H., & Hartmann, F. (1989). Anguillicola infestations in Germany and in German eel imports. Journal of Applied Ichthyology, 1: 41–45.

Kuwahara A., Niimi H. & Itagaki H. (1974). "Studies on a nematode parasitic in the air bladder of the eel I. Descriptions of Anguillicola crassa sp. n. (Philometridea, Anguillicolidae)". Japanese Journal for Parasitology 23(5): 275–279. OpenURL

Wielgoss, Sebastien, Horst Taraschewski, Axel Meyer & Thierry Wirth (2008). "Population structure of the parasitic nematode Anguillicola crassus, an invader of declining North Atlantic eel stocks" (PDF). Molecular Ecology 17 (15): 3478–3495. doi:10.1111/j.1365-294X.2008.03855.x. PMID 18727770.

Links de interés:

<http://www.eeliad.com/newsitems/news4.htm>

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

Phylum Annelida, Clase Polychaeta, 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 pantalanés, 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 y Thorp, 1989). Su vector primario de introducción han sido seguramente cascos de barcos, como incrustaciones, y aguas de lastre conteniendo formas larvarias. La dispersión secundaria sería por sus formas planctónicas larvarias, fase que dura varios meses, y en cascos de pequeñas embarcaciones de recreo u objetos flotantes.

Citas en la demarcación: Se la ha encontrado repetidamente en las marismas de Isla Cristina, y también en estuarios y marismas de Cádiz.

Información cuantitativa espacio-temporal: No hay información precisa sobre abundancias ni áreas cubiertas.

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 y 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: Talleres-Provinciales (2004-2006), Informes Regionales Apoyo Técnico a la Gestión del medio Marino Junta de Andalucía (2008, 2009, 2010),



Gómez *et al.* (2010), Ramos, F. (2010), Gómez, G. (com. pers.), Muestreos en el marco de la Directiva Aguas Andalucía.

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>



***Palaemon macrodactylus* Rathbun, 1902.**

Phylum Arthropoda, Clase Malacostraca, Orden Decapoda, Familia Palaemonidae.



(Fuente: ©NFRDI).

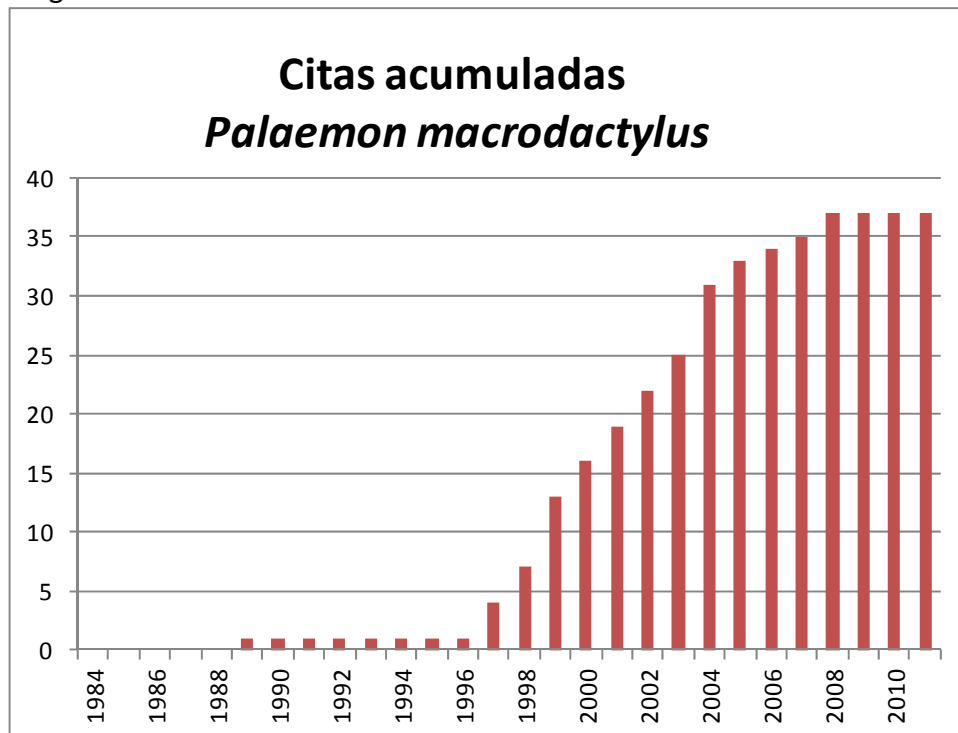
Ecología: Se encuentra en estuarios y lagunas mareales (Jensen, 1995). Puede sobrevivir en salinidades muy bajas, de solo 2 por mil, gracias a su gran capacidad osmoreguladora. Presenta una gran capacidad para ocupar nichos no plenamente ocupados por otras especies similares, y un alto potencial reproductivo en comparación con las especies similares en los hábitats invadidos.

Dispersión: El camarón oriental *Palaemon macrodactylus* Rathbun, 1902, se encontraba originariamente distribuido en Japón, donde fue descrito (Rathbun, 1902), Corea y la costa norte de China (Newman, 1963). Las primeras capturas fuera de su área de distribución original fueron en el año 1957, en la Bahía de San Francisco, California (Newman, 1963), y en Newcastle, al Suroeste de Australia (Holthuis, 1980). Desde 1999 hasta el 2004, la especie ha sido colectada en varios estuarios europeos, lo que pone de manifiesto que, pese a haber sido introducida recientemente, la especie está ya bien establecida en aguas europeas (Ashelby *et al.*, 2004; Udeken d'Acoz *et al.*, 2005; González-Ortegón *et al.*, 2006, 2007, 2009), así como en la costa argentina (Spivak *et al.*, 2006). La vía más probable de introducción de esta especie, al menos en los estuarios del Guadiana y Guadalquivir, parece ser el transporte accidental por agua de lastre de los barcos (Chícharo *et al.*, 2009; González-Ortegón *et al.*, 2009).

Citas en la demarcación: En esta Demarcación Marina *P. macrodactylus* presenta poblaciones bien asentadas, al menos desde 1998, en el estuario del río Guadalquivir (Cuesta *et al.*, 2004) y, desde 2004, en las desembocaduras de los ríos Guadiana, Guadalete, San Pedro y Salado (Conil), (Cuesta *et al.*, 2004; González-Ortegón *et al.*, 2005; Chícharo *et al.*, 2009).



Información cuantitativa espacio-temporal: Se han registrado densidades de hasta 16 ind/100m³ y abundancias de 0,006 ind/m². Su expansión en el tiempo se aprecia en la siguiente gráfica.



Impacto potencial: En los ecosistemas acuáticos andaluces existen cinco especies autóctonas que pertenecen al mismo género taxonómico que la especie introducida: *P. adspersus*, *P. elegans*, *P. longirostris*, *P. serratus* y *P. xiphias*. Todas estas especies son marinas, a excepción del camarón de río o camarón blanco *P. longirostris*, que es una especie estuárica muy abundante en la zona salobre de los estuarios y que guarda una alta similitud ecológica con la especie introducida (similares hábitos alimentarios, siendo los misidáceos su presa principal), haciéndola su principal competidora, precisamente en la parte más interna y menos salina del estuario (González-Ortegón *et al.*, 2009, 2010). De hecho, desde su entrada en el estuario del Guadalquivir, la abundancia del camarón oriental ha presentado un crecimiento ascendente, habiendo superado en número a *P. longirostris* (González-Ortegón *et al.*, 2009). No obstante, dado lo reciente de su introducción, su distribución actual debería ser considerada provisional, siendo prematuro establecer el efecto que acabará teniendo sobre la especie nativa. González-Ortegón *et al.* (2010) han demostrado, sin embargo, que el camarón oriental exhibe un metabolismo más eficiente y una mayor tolerancia a condiciones hipóxicas en aguas salobres que el camarón blanco. Este éxito colonizador del camarón oriental puede desencadenar efectos diversos e impredecibles, tanto de tipo ecológico como económico y social.

Control: Control aguas de lastre.



Usos: Ninguno.

Referencias consultadas: Cuesta *et al.* (2004, 2006), González-Ortegón *et al.* (2006, 2009, 2010), Arronte *et al.* (2007), Chícharo *et al.* (2009), Ramos, F. (2010).

Otras referencias relevantes:

Ashelby, et al. 2004. First records of the oriental prawn *Palaemon macrodactylus* (Decapoda: Caridea), an alien species in European waters, with a revised key to British Palaemonidae. J. Mar. Biol. Ass. U.K. 84, 1041-1050.

Carlton, J. T. 1979. History, Biogeography, and Ecology of the Introduced Marine and Estuarine Invertebrates of the Pacific Coast of North America. 904 pp.

Jensen, G.C. 1995. Pacific Coast Crabs and Shrimps. 87 pp.

Warkenstine, B. E. and J. W. Rachlin. 2010. The first record of *Palaemon macrodactylus* (Oriental shrimp) from the eastern coast of North America. Northeastern Naturalist 17(1):99-102.

***Ecteinascidia turbinata* Herdman, 1880**

Phylum Chordata, Clase Ascidiacea, Orden Phlebobranchia, Familia Perophoridae.



Ecología: Es un tunicado con adultos hermafroditas simultáneos, que puede reproducirse de forma sexual por gametos y asexual por yemas. Esta especie es ovovivípara (Svane y Young, 1989), su fertilización es interna y la incubación se realiza en el espacio peribranchial durante aproximadamente 7 o 9 días después de la fertilización. Las larvas son expulsadas a través del sifón exhalante por la mañana y su fijación y metamorfosis se da en 24 horas (Morgan, 1977). A continuación nadan en espiral durante cuatro o seis horas (Simkins, 1924) y se dispersan dependiendo más de las corrientes que de su propia natación (Svane y Young, 1989).

En Bermudas y en Formentera se ha observado que *E.turbinata* se reproduce simultáneamente de forma sexual y asexual durante los meses de verano (Simkins, 1924; Berril, 1932; Carballo *et al.*, 1997). En aguas de Puerto Rico ocurre lo mismo, sólo que en este caso durante todo el año, con un incremento de la fijación de las larvas en la época de lluvia de septiembre a diciembre (Morgan, 1977), y en Cuba, también se



dan las dos reproducciones simultáneamente, pero con predominio de la asexual en los meses de julio y agosto y de la sexual en abril y mayo (Hernández-Zanuy *et al.*, 2000).

Su tasa de reproducción es alta, pudiendo una colonia liberar como promedio 10.000 larvas cada 40 días, con una supervivencia larval promedio del 20%. (Hernández-Zanuy, 2004). En el experimento realizado por Morgan, 1977, en un año las colonias produjeron de seis a ocho generaciones asexuales subsecuentes. Al parecer, la reproducción sexual de *Ecteinascidia turbinata* se da entre valores de temperatura del agua de 22°C a 29.5°C (Morgan, 1977; Carballo *et al.*, 1997; Hernández-Zanuy *et al.*, 2000).

Vázquez y Young (1996) observaron el efecto de las haloclinas en la dispersión de las larvas de *E. turbinata* y encontraron que su distribución en la columna de agua está relacionada con los cambios de salinidad que ocurren en la misma, y que las larvas nadan fácilmente desde salinidades de 33‰ hasta 26 ‰. Posteriormente estos mismos autores (Vázquez y Young 2000) encontraron que aunque esta especie puede aparecer a salinidades de 14 ‰, el éxito de la metamorfosis y la supervivencia de los juveniles disminuye cuando las salinidades bajan de 22 ‰.

Este tunicado de aguas tropicales y sub-tropicales, normalmente vive a unas temperaturas medias de 25°C o 32°C (Vázquez y Young 1996). Por tanto en el Mediterráneo se adapta bien a las condiciones estivales, pero muere a temperaturas por debajo de los 17°C. A estas temperaturas tan bajas sólo permanecen los estolones, que facilitan la recuperación de la colonia cuando las aguas se vuelven más cálidas (Carballo, 2000b).

Como habitante común de los estuarios, *E.turbinata* puede soportar fluctuaciones de salinidad relativamente grandes. Sin embargo, las haloclinas causantes de una estratificación en la columna de agua reducen su capacidad para migrar verticalmente (Vázquez y Young, 1996).

Esta especie se encuentra en todos los hábitats litorales, desde la zona de mareas, hasta los arrecifes exteriores (Monniot, 1972) y aunque habita preferentemente en los fondos someros, su límite batimétrico se encuentra en 42m de profundidad (Pèrés, 1956). La distribución de *E. turbinata* puede ser parcheada y su abundancia variar estacionalmente (Carballo, 2000b).

Como componente de las comunidades del fouling de zonas costeras y estuarinas, *E.turbinata* se encuentra compartiendo hábitat con varias especies de invertebrados como esponjas y otras ascidias. Además, al menos tres especies de anfípodos están en asociación con *E.turbinata* (Theil, 1999; Thomas, 1979). Aunque los detalles de la relación simbiótica no están muy claros, parece que los anfípodos ganan en protección y se alimentan de las partículas que entran al tunicado a través de sifón (Thomas, 1979).

Las poblaciones de esta ascidia en la laguna conocida como el Estany des Peix (Formentera) en el Mediterráneo, habitan sobre las praderas del alga *Caulerpa prolifera* y la fanerógama *Cymodocea nodosa* o sueltas sobre el fondo (Carballo *et al.* 1997). En los puertos de Alicante y Alcudia ha sido encontrada en las escolleras



exteriores, fijada a los bloques rocosos y en lugares esciáfilos. Las colonias suelen estar formadas por un elevado número de zooides (Ramos, 1991).

Este tunicado es fitoplanctófono: las diatomeas y los dinoflagelados son los principales componentes de su dieta en su área nativa (Hernández-Zanuy *et al.*, 2007).

Contiene componentes anti-predación tanto en el estadio larva como adulto. En el caso de los adultos, las altas concentraciones de vanadio probablemente reducen la palatabilidad de los tejidos (Stoecker, 1980).

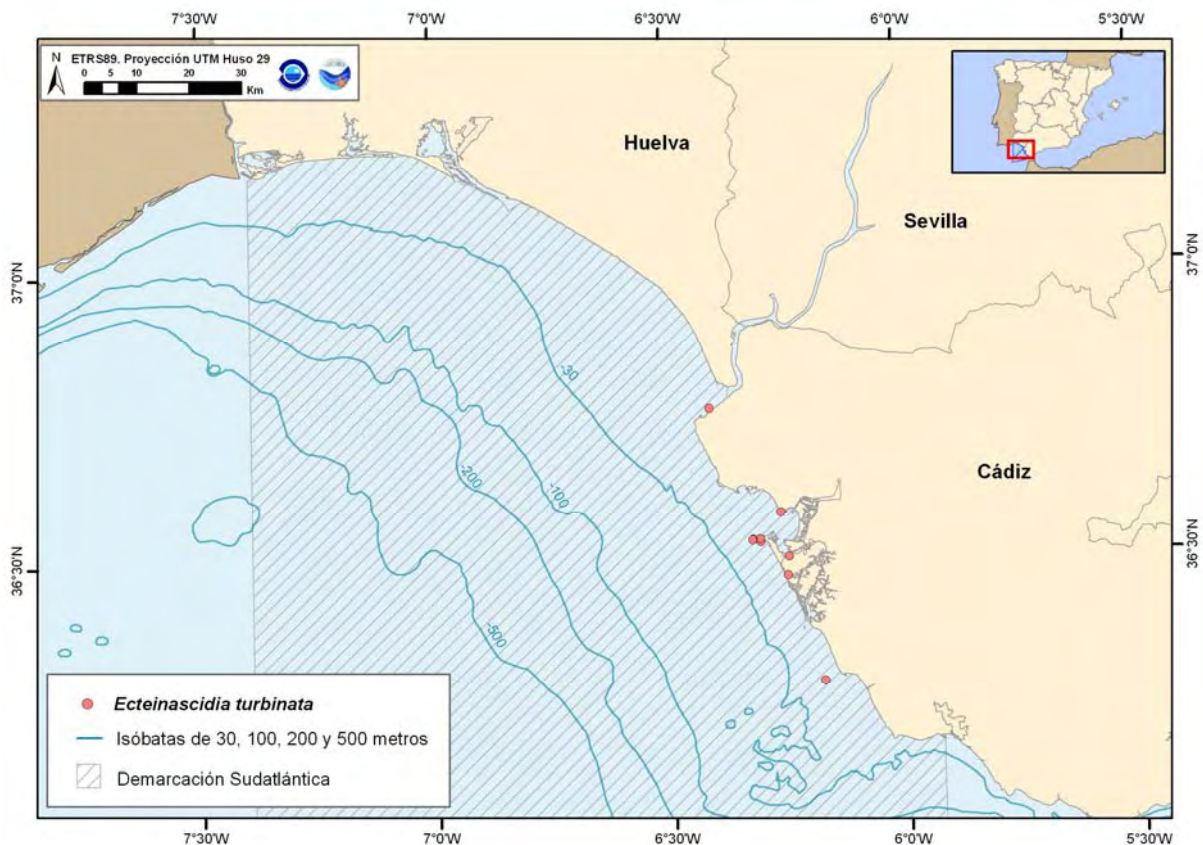
En los últimos años *E.turbinata* se ha estudiado intensamente debido a la presencia de compuestos con actividad anticancerígena (Rinehart *et al.*, 1990; Sakai *et al.*, 1992; Guan *et al.*, 1993)

Dispersión: Esta especie, fue descrita por primera vez a partir de material colectado en las Islas Bermudas durante la expedición Challenger, y se considera originaria del Atlántico occidental tropical (Caribe). Su rango de distribución se extiende a lo largo de las cálidas y poco profundas aguas del golfo de México, la costa este de Florida, Bermudas y el Caribe (Van Name, 1945), donde se encuentra en los manglares. Hoy en día está presente en algunos puntos del Atlántico, como Islas de Cabo Verde (Rennie y Wiseman, 1906), Senegal (Pèrés, 1949), Sierra Leona (Millar, 1956) y Cádiz (Ramos *et al.*, 1993, Naranjo y García Gómez, 1994). En el Mar Mediterráneo oriental se encuentra presente en el Canal de Suez (Harant, 1939), Túnez (Pèrés, 1954), Grecia y Egipto (Herdman, 1882; Naranjo, 1995) y en el occidental en las Islas Baleares (Formentera y Mallorca) (Rodríguez, 1922; Turon, 1987, Ramos *et al.*, 1991), Cabo Creus (Harant, 1927, Harant y Vernieres, 1933) y Alicante (Cornet y Ramos, 1980).

En el Mediterráneo Español, más concretamente en las costas Baleares, se cree que esta especie ha sido transportada como agua de lastre o como organismo del fouling (Grau Jofre, 2010).

Citas en la demarcación: Ramos (1991) menciona su presencia en la costa Atlántica de Cádiz a partir de muestreos realizados entre 1974 y 1986. Otros autores la han citado en la misma zona recientemente (Moreno, 2009; Gómez *et al.*, 2010). Desde el 2004 aparece con relativa frecuencia en diversos puntos de la costa gaditana muestreados en el marco de los programas de seguimiento impulsados por la CMA de la Junta de Andalucía.

Información cuantitativa espacio-temporal: No se dispone de datos precisos sobre densidades. La localización de los puntos donde ha sido detectada la especie se recoge en el siguiente mapa.



Impacto potencial: En aguas españolas no parece presentar una capacidad de invasión de hábitats naturales importante. En zonas portuarias puede causar las molestias propias de organismos incrustantes en estructuras artificiales.

Control: Ninguno

Usos: Este tunicado produce un componente llamado ecteinascidin-743 (ET-743, también conocido como trabectedin), el cual está teniendo mucha importancia en la industria farmacéutica debido a sus propiedades anti-cancerígenas (Carballo *et al.*, 2000). Sin embargo, el tamaño y la abundancia de esta ascidia conlleva que una producción a gran escala de ET-743 sea difícil y costosa, ya que aproximadamente una tonelada métrica de *E. turbinata* debe ser recolectada y extraída para poder producir un gramo del agente anti-cancerígeno (Proksch *et al.*, 2003). En los últimos años, la industria médica ha estado produciendo trabectedin mediante semisíntesis (Cuevas y Francesch, 2009), eliminando la necesidad del producto natural. En el mercado se ha comercializado como Yondelis, y se considera el primer agente anticancerígeno marino que se aprueba en la Unión Europea para su uso en pacientes con sarcoma de los tejidos blandos (Cuevas y Francesch, 2009). La potencialidad del compuesto también ha sido comprobada contra el melanoma y los cánceres de pulmón y mama (Nieves, 1995).



Ecteinascidia turbinata se cultivó en el Estany des Peix en la isla de Formentera, y en Costa del Este, en Cuba, donde se producían más de 100 toneladas anuales de este tunicado.

Referencias consultadas: Ramos, 1991; Moreno, 2009; Gómez et al., 2010. Se han considerado también los Informes Regionales Apoyo Técnico a la Gestión del Medio Marino de la Consejería Medio Ambiente Junta de Andalucía (2009, 2010), derivados del Programa de Gestión Sostenible de Recursos para la Conservación Medio Marino Andaluz. Asimismo se han tenido en cuenta datos proporcionados por los seguimientos llevados a cabo por la Consejería de Medio Ambiente de Andalucía en relación a la DMA.

Otras referencias relevantes:

- Berril NJ (1932) The mosaic development of the ascidian egg. Biol. Bull. 63: 381-386
- Calder DR, Thornborough JR, Lowry Jk (1966) Record of *Ecteinascidia turbinata* Herdman; an in situ experimental study of the effects of swimming on dispensal. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 145:189-204
- Carballo JK (2000a) Distribución de *Ecteinascidia turbinata* (Ascidiacea: Perophoridae) en los manglares de la Península de Yucatán (México). Revista de Biología Tropical 48:2-6
- Carballo JL (2000b) Larval ecology of an ascidian tropical population in a mediterranean enclosed ecosystem. Marine Ecology Progress Series 195: 159-167
- Carballo JL, Naranjo S, Kukurtzú B, Hernández-Zanuy A (1997) Estudio de la población de *Ecteinascidia turbinata* Herdman, 1880 (Ascidiacea: Perophoridae) en la isla de Formentera (Mar Mediterráneo. España): Distribución, densidad y crecimiento. Ciencias del Mar, UAS 15:7-15
- Carballo JL, Hernández-Zanuy A, Naranjo S, Kukurtzú B, García Cagide A (1999) Recovery of *Ecteinascidia turbinata* Herman, 1880 (Ascidiacea: Perophoridae) populations after different levels of harvesting on a sustainable basin. Marine Science 65: 755-760
- Carballo JL, Naranjo S, Kukurtzú B, De La Calle F, Hernández-Zanuy A (2000) Production of *Ecteinascidia turbinata* (Ascidiacea: Perophoridae) for obtaining anticancer compounds. J. World Aquaculture Soc. 31:481-490
- Cornet C y Ramos AA (1980) Ascidiacea. En: Estudio ecológico y sistemático de las esponjas y ascidias del Mediterráneo español: 362-499 (Bibiloni MA, Cornet C, Ramos AA, Rubió M, Tur JM, Uriz MJ (eds.)) Memoria fundación Juan March
- Cuevas C y Francesch A (2009) Development of Yondelis (trabectedin, ET-743). A semisynthetic process solves the supply problem. Nat. Prod. Rep. 26:322-337
- Guan Y, Sakai R, Rinehart KL, Wang AH (1993) Molecular and crystal structures of ecteinascidins: potent antitumor compounds from the Caribbean tunicate *Ecteinascidia turbinata*. Journal of Biomolecular Structure and Dynamics 10:793-81
- Harant H (1927) La faune ascidiologique de Banyuls et de Cette: essai de révision des ascidies de la Méditerranée occidentale. Ann. Inst. océanogr., Paris, 4 (5): 209-251
- Harant H. y P. Vernières (1933) .Tuniciers. Fasc. I. Ascidies. Faune de France, 27: 1-99.
- Harant H (1939) Les fonds de pêche près d'Alexandrie. Ascidiacea. Not. Mém., Inst. Fouad I Hydrobiol., Pêche, 28:1-12
- Herdman WA (1882) Reporto on the Tunicata I. Ascidia simplices. Rep. Challenger Exped. Zool., vol 6: 1-297
- Hernández-Zanuy A, García-Cagide A, Esquivel M, Blanco A (2000) Reproducción y desarrollo de *Ecteinascidia turbinata* (Ascidiacea: Perophoridae) en Cuba. Revista de Biología Tropical 48(1)
- Hernández-Zanuy A (2004) Biología y ecología de *Ecteinascidia turbinata* Herdman, 1880 (Ascidiacea) en Cuba. Tesis de doctorado, Instituto de Oceanología, La Habana, Cuba
- Millar RH (1956) Note on some Ascidiaceans from Sierra Leona and Gambia. Ann.Mag. Nat. Hist. ser. 12, 9: 409- 412



- Moliner R (1954) Première contribution à l'étude des peuplements marins superficiels des Illes Pithyuses (Baléares). *Vie Milieu* 5: 226-242
- Monniot F (1972) Ascidies aplousobranches des Bermudes. Polyclinidae et Polycitoridae. *Bull. Mus. Nat. Hist.* 61:949-962
- Morgan TO (1977) Growth rate, age at sexual maturity, longevity, and seasonality in three West Indian colonial ascidians. MSc Thesis, University of Puerto Rico, Mayagüez, Puerto Rico
- Naranjo SA y García Gómez JC (1994) Ascidias litorales del Estrecho de Gibraltar: Nuevas aportaciones faunísticas. *Graellsia* 50:55-67
- Naranjo SA (1995) Taxonomía, zoogeografía y ecología de las ascidias del Estrecho de Gibraltar. Implicaciones de su distribución bionómica en la caracterización ambiental de zonas costeras. Tesis Doctoral, Universidad de Sevilla, Sevilla, España
- Nieves JM (1995) Cáncer: milagro bajo el mar. *Ciencia Blanco y Negro*. Jul-Agosto: 37-39
- Pearse As y Williams LG (1951) The biota of the reefs off the Carolinas. *J. Elisha Mirchell. Sci. Soc.* 67:133-161
- Pèrés JM (1949) Contribution à l'étude des ascidies de la cote occidentale d Afrique. *Bull. Inst. Franc. Afr. Noire*, 11: 159-207.
- Pèrés JM (1954) Contribution à l'étude des ascidies de Tunisie. *Bull.Stn. Océanogr. Slambo.* 49:3-21
- Pèrés JM (1956) Etudes sur l'Illet du Grant Congloué VII. Ascidies. *Ann. Inst. Océanogr. Paris.* 32:231-232
- Pèrés JM (1957a) Ascidies récoltées dans les parages des Balears par le "Professeur Lacaze-Duthiers" (1ere partie: Majorque et Minorque). *Vie Milieu, suppl.* 6:177-184
- Pèrés JM (1957b) Ascidies récoltées dans les parages des Balears par le "Professeur Lacaze-Duthiers" (2eme partie: Iviza et San Antonio). *Vie Milieu, suppl* 6: 223-234
- Proksch P, Edrada-Ebel R, Ebel R (2003) Drugs from the sea – opportunities and obstacles. *Mar. Drugs.* 1:5-17
- Ramos A, Turon X, Wahl M, Bgnais B, Lafargue F (1991) The littoral ascidians of the Spanish Mediterranean II. Balearic Island. Species collected by the "Proffeseur Georges Petit" *Vie et Milieu* 41:153-163
- Ramos A, Buencuerpo V, Vazquez E, Lafarque F (1993) Distribución bionómica de las ascidias litorales del Estrecho de Gibraltar. *Publ. Espec. Inst. Esp. Oceanogr.* 11:2-36
- Rennie J y Wisman H (1906) On collection of the Cape Verde Island marine fauna made by Cyril Crossland. *Proc. Zool. Soc. London:* 903-911
- Rinehart KH, Holt TG, Fregeau NL, Stroh JG, Keiper PA, Sun F, Li LH, Martín DG (1990) Ecteinascidins 729, 743, 745, 579A, 759B and 770. Potent antitumor agents from the Caribbean tunicate *Ecteinascidia turbinata*. *Jour. Org. Chem.* 55:452-455
- Rodríguez E (1922) Fauna balear: Tunicados existentes en la colección del Laboratorio biológico-marino de Baleares. *Bol. Pesc. Inst. Esp. Oceanogr.* 68:97-111
- Sakai R, Rinehart KL, Guan Y, Wang AH (1992) Additional antitumor ecteinascidins from a Caribbean tunicate: crystal structures and activities in vivo. *Proc. Nat. Acad. Sci. USA* 89:11456-11460
- Simkins CS (1924) Origin of the germ cells in *Ecteinascidia*. *Cont. Bermuda Biol. Sta. Res.* 144:295-317
- Svane I y Young CM (1989) The ecology and behavior of ascidian larvae. *Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev.* 27:45-90
- Theil M (1999) Host-use and population demographics of the ascidian-dwelling amphipod *Leucothoe spinicarpa*: indication for extended parental care and advanced social behavior. *J. Nat. Hist.* 33: 193-206.
- Thomas JD (1979) Occurrence of the amphipod *Leucothoides pottsi* Shoemaker in the tunicate *Ecteinascidia turbinata* Herdman from Big Pine Key, Florida, USA. *Crustaceana* 37: 107-109.
- Turon X (1987) Estudio de las ascidias de las costas de Cataluña e Islas Baleares. Tesis Doctoral Unversidad de Barcelona, 353 pp.
- Van Name WG (1945) The North and South American ascidians. *Bull. Amer. Mus. Natur. Hist.* 84: 1-476.
- Vázquez E y Young CM (1996) Responses of compound ascidian larvae to haloclines. *Mar Ecol. Prog. Ser.* 133: 179-190.



Vázquez E y Young CM (2000) Effects of low salinity on metamorphosis in estuarine colonial ascidians. *Invertebrate Biology* 119(4):433-444.

Links de interés:

http://www.sms.si.edu/irlspec/Ectein_turbin.htm

[http://www.eu-](http://www.eu-nomen.eu/portal/taxon.php?GUID=urn:lsid:marinespecies.org:taxname:103756)

[nomen.eu/portal/taxon.php?GUID=urn:lsid:marinespecies.org:taxname:103756](http://www.eu-nomen.eu/portal/taxon.php?GUID=urn:lsid:marinespecies.org:taxname:103756)

***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 30 °C, aunque su intervalo óptimo es de 12 a 25 °C. 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 y 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 estrés 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 y Sivakumar, 2007). La dispersión natural se produce únicamente mediante las larvas planctónicas, de vida corta (Svane y 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: Ha sido encontrada en 3 localidades de la provincia de Cádiz (Chipiona, Playa de Santa María del Mar en Cádiz y Cabo de Trafalgar).

Información cuantitativa espacio-temporal: En un muestreo de 70 estaciones en las localidades de Chipiona y en la playa de Santa María del Mar (Cádiz) a lo largo de 3 años, entre superficie y 1 m de profundidad apareció en sólo 2 de ellas.

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.



RodríguezRodríguez, 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. Turon, Centro de Estudios Avanzados de Blanes, CSIC, comunicación personal, 2009).

Referencias consultadas: Naranjo (1995), Naranjo y García-Gómez (1994).

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* (Asciadiacea). *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* (Asciadiacea). *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* (Asciadiacea: 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>

A continuación se aporta información adicional sobre algunas otras especies alóctonas con potencial invasor, si bien no parece que lo hayan desarrollado en esta demarcación.

***Mytilopsis leucophaeata* (Conrad, 1831).** (Ph. Mollusca, Cl. Bivalvia, O. Veneroida, Fam. Dreissenidae).

El falso mejillón de Conrad *Mytilopsis leucophaeata* es originario de las costas atlánticas de Estados Unidos y Golfo de México. Es una especie eurihalina y bastante euriterma. Las primeras citas en Europa se remontan a mediados del siglo XIX. Fue registrada por primera vez en 2003 en el estuario del Guadalquivir por Escot *et al.* (2003), pero los autores argumentaron que la especie ya estaba presente allí desde



varios años antes. Su grado invasivo no está aún especificado y su modo de introducción desconocido, aunque en todos los casos donde se ha citado a la especie son puertos y canales, o lugares muy próximos a puertos. La lenta dispersión de la especie en aguas europeas indica que su dispersión necesita de la intervención humana. Su asociación con estructuras portuarias y a otras alóctonas invasoras parecen sugerir que el principal vector debe ser la navegación (*fouling* y/o agua de lastre; <http://www.issg.org/>, <http://www.nobanis.org/>; García-Berthou *et al.*, 2007).

***Elminius modestus* Darwin, 1854.** (Ph. Arthropoda, Cl. Cirripeda, O. Thoracica, Fam. Balanidae).

Este cirrípedo se encuentra habitualmente sobre los cascos de los barcos y piedras. Presenta un rápido crecimiento y puede habitar en medios de salinidad variable. Además, puede soportar un amplio rango de temperaturas, inferiores a las que toleran cirrípedos nativos en las costas españolas como *Chthamalus*, y más elevadas que las que resisten otros cirrípedos nativos del género *Balanus*, siendo un activo competidor de esas especies locales. Es originario de Australia, desde donde se introdujo en las costas europeas (Crisp, 1958), que ha ocupado desde Alemania al estrecho de Gibraltar. La propagación de este cirrípedo se produjo a través de los cascos de los buques, aunque también parece demostrado su transporte por mediación de larvas en aguas de lastre. La dispersión natural se produce gracias a sus larvas planctónicas. Puede causar problemas al adherirse a diversas estructuras artificiales, ya que su eliminación por raspado es costosa.

***Balanus amphitrite* Darwin, 1854.** (Ph. Arthropoda, Cl. Cirripeda, O. Sessilia, Fam. Balanidae).

Este cirrípedo se encuentra en rocas, construcciones de madera en puertos, sobre los cascos de los barcos, en conducciones, canalizaciones, sobre conchas de ostras, mejillones, cangrejos y también en costas abiertas. Actualmente se encuentra distribuido por todas las costas tropicales y de aguas templadas del planeta, excepto en las regiones más frías, aunque el registro fósil sugiere que es nativa del océano Índico y del suroeste del océano Pacífico. La introducción de este cirrípedo en nuestros ecosistemas ha podido tener lugar a partir de individuos adultos fijados a los cascos de los barcos también mediante estadios larvarios contenidos en las aguas de lastre. La dispersión natural se produce gracias a sus larvas planctónicas. Afortunadamente, no se han apreciado cambios significativos en los ecosistemas donde se asienta, si bien puede tener efectos negativos sobre intereses comerciales al formar incrustaciones sobre todo tipo de estructuras, tanto naturales como artificiales.

***Balanus improvisus* Darwin, 1854** (Ph. Arthropoda, Cl. Maxillopoda, Or.Sessilia, Fam. Balanidae).



Esta especie de cirrípedo, nativa de las costas Atlánticas de Norteamérica, vive tanto en ambientes marinos como salobres, en estuarios y lagunas costeras, donde se alimenta filtrando detritus y fitoplancton, y en un rango de profundidades desde la zona de rompiente, aunque no soporta la desecación, hasta 90 m. Habita en fondos rocosos y pedregosos litorales y sublitorales (códigos EUNIS A1, A3 y A4), y se le encuentra a menudo sobre cascos de barcos, sustratos artificiales y ocasionalmente sobre macroinvertebrados, como estrellas de mar y cangrejos, o algas. Soporta temperaturas entre 0-30 °C; con condiciones óptimas para el desarrollo larvario alrededor de 14 °C. No se reproduce en aguas dulces. En cuanto a salinidades su óptimo es amplio, entre 6 y 30 ‰, con un éxito de asentamiento larvario máximo en salinidades intermedias. Requiere concentraciones mínimas de oxígeno de 1 ml/l. Son hermafroditas y tienen capacidad de autofecundación. Los huevos fertilizados se desarrollan en un saco ovífero en la cavidad del manto. Las larvas tipo nauplius se incorporan al plancton tras la eclosión, hasta convertirse en larvas tipo cipris que se asientan sobre sustratos duros para adoptar la forma definitiva. Desde su hábitat nativo se ha distribuido por las costas Atlánticas europeas, el Báltico y el Mar negro. También se encuentra en las costas africanas, Japón, la costa este de Australia y Nueva Zelanda y las costas del Pacífico de Norteamérica y Sudamérica. La introducción de este cirrípedo en nuestros ecosistemas ha podido tener lugar a partir de individuos adultos fijados a los cascos de los barcos y también mediante estadios larvarios contenidos en las aguas de lastre, pero también es frecuente como epibionte en ostras importadas. La dispersión natural se produce gracias a sus larvas planctónicas. En cuanto a su impacto, puede dominar las comunidades en los lugares donde se asienta, compitiendo por el espacio y el alimento, cambiando el hábitat. Se incrustan sobre mejillones y ostras. Los restos de sus afilados caparazones pueden causar problemas a bañistas, y su proliferación sobre diversas estructuras artificiales, como tuberías de bombeo o cascos de embarcaciones, puede implicar pérdidas económicas por los costes de limpieza. Las medidas de control incluyen el correcto manejo de aguas de lastre y la vigilancia del comercio de los bivalvos sobre los que crece, así como la vigilancia del transporte de estructuras sumergidas donde pueden haberse fijado. Una vez asentados se pueden eliminar por raspado, o aplicando altas temperaturas (>36 °C). Tampoco resisten la deficiencia de oxígeno. Las pinturas antiincrustantes y la cloración (0.1-0.5 mg/l) de las tomas de agua durante el periodo de asentamiento de las larvas resulta efectiva.

Referencias:

- Furman ER, Yule AB (1990) Self-fertilisation in *Balanus improvisus* Darwin. *J of Experimental Marine Biology and Ecology*, vol 144 (2-3): 235-239
- Gollasch S, Leppäkoski E (1999) Initial Risk Assessment of Alien Species in Nordic Coastal Waters. *Nord* 1999 8, p 245
- Hayward PJ, Ryland JS (1996) *Handbook of the marine fauna of North-West Europe*. Oxford University Press
- Jarvekiulg A (1979) *Donnaya fauna jugo-vostochnoj chasti Baltijskogo morya (The bottom fauna of the eastern part of the Baltic Sea)*. Valgus, Tallinn
- Leppäkoski E (1999) *Balanus improvisus* (Darwin 1854), Balanidae, Cirripedia. In: *Exotics across the ocean. Case histories on introduced species: their general biology, distribution, range expansion*



and impact. Published by University of Kiel, Germany, Department of Fishery Biology, Institute for Marine Science: 49-54

Weidema IR (2000) Introduced species in the Nordic countries. Nord 2000 13, p 242

***Acartia tonsa* Dana, 1849.** (Ph. Arthropoda, Cl. Maxillopoda, SubCl. Copepoda, O. Calanoida, Fam. Acartiidae).

Este copépodo calanoide actualmente presenta grandes densidades en balsas artificiales utilizadas para el cultivo extensivo de peces y camarones en Veta La Palma, Parque Natural de Doñana, que son alimentadas con agua del estuario del Guadalquivir (Frisch *et al.*, 2006; Green *et al.*, 2009). *A. tonsa* es autóctona en las costas americanas (Caudill y Bucklin, 2004) y se citó en aguas europeas por primera vez en los años 1920. Desde entonces ha invadido muchos estuarios europeos. Se alimenta de fitoplancton y es la especie más abundante de zooplancton en Veta La Palma durante el otoño y primavera (Green *et al.*, 2009). En este momento se desconoce el impacto que tiene *A. tonsa* sobre las especies autóctonas de zooplancton por competencia, pero probablemente otras especies autóctonas serían más abundantes en ausencia de ésta. Tampoco se sabe si es capaz de invadir las marismas naturales del Parque Nacional, aunque tendría más posibilidades de hacerlo cuando se amplíe la conexión estuario-marisma, como está previsto en el proyecto de restauración Doñana 2005 (Saura *et al.*, 2001).

***Potamopyrgus antipodarum* (Gray, 1843).** (Ph. Mollusca, Cl. Gastropoda, O. Mesogastropoda, Fam. Hydrobiidae).

El caracol de fango *Potamopyrgus antipodarum*, de origen neozelandés, es eurihalino, capaz de alimentarse, crecer y reproducirse en salinidades de 0 a 15‰ y puede tolerar 30-35 ‰ durante cortos periodos de tiempo. Tolerancia el rango de temperaturas de 0-34 °C (Benson y Kipp, 2008). Hoy en día es una especie abundante en las balsas artificiales utilizadas para el cultivo extensivo de peces y camarones en Veta La Palma, Parque Natural de Doñana, alimentadas con agua del estuario del Guadalquivir (Green *et al.*, 2009), que también tiene una amplia distribución como especie exótica en Europa (Ponder, 1988). En Veta La Palma parece ocupar el nicho de especies autóctonas como *Hydrobia ulvae* (especie todavía abundante en las marismas del Odiel). Además es el único caracol citado en la laguna de Tarelo situada al otro lado del río Guadalquivir (Serrano *et al.*, 2004). Es partenogenético y ovovivíparo y, aunque descrito como especie de aguas dulces y salobres, tolera un amplio rango de salinidades, características que seguramente le ayudan a colonizar nuevos hábitats con éxito. Es muy posible que, como ocurre con otros moluscos, tenga la capacidad de dispersarse pegado a las patas o plumas de las aves (Wesselingh *et al.*, 1999) y de esa manera llegar a humedales aislados como la laguna de Tarelo. Podría tener la capacidad de extenderse mucho más en Doñana en el futuro (Green *et al.*, 2009).

Referencias:



- Alonso A. and Camargo J. A. 2003. Short-term toxicity of ammoni, nitrite and nitrate to the aquatic snail *Potamopyrgus antipodarum* (Hidrobiidae, Mollusca). *Bulletin of environmental contamination and toxicity* 70 (5): 1006-1012
- Alonso A. 2006. Valoración del efecto de la degradación ambiental sobre los macroinvertebrados bentónicos en la cabecera del río Henares. *Ecosistemas* 15 (2): 101-105.
- Benson A. J, and Kipp R. M. 2008. USGS. *Potamopyrgus antipodarum*. URL:<http://nas.er.usgs.gov/queries/FactSheet.asp?speciesID=1008>.
- Bros V. 2004. Mol·luscs terrestres i d'aigua dolça de la serra de Collserola (Barcelona, NE península Ibèrica). *Arxius de Miscel·lània Zoològica* 2: 7-44.
- Castro-Díez P, Valladares F y Alonso A. 2004. La creciente amenaza de las invasiones biológicas. *Ecosistemas* 13 (3): 61-68.
- Emblidge Fromme A. and Dybdahl M. F. 2006. Resistance in introduced populations of a freshwater snail to native range parasites. *European Society For Evolutionary Biology* 19: 1948-1955.
- Gerard C. and Poullain V. 2005. Variation in the response of the invasive species *Potamopyrgus antipodarum* (Smith) to natural (cyanobacterial toxin) and anthropogenic (herbicide atrazine) stressors. *Environmental Pollution* 138: 28-33.
- Gonzalez M. et al. 2007. Estrategia nacional de restauración de ríos. La invasión de especies exóticas en los ríos. Ministerio de Medio Ambiente.
- Lewin I. and Smolinski A. 2006. Rare and vulnerable species in the mollusc communities in the mining subsidence reservoirs of an industrial area (The Katowicka Upland, Upper Silesia, Southern Poland). *Limnologica* 36: 181-191.
- Loo S. E, McNally R. and Lake P. S. 2007. Forecasting new zealand mudsnail invasion range: model comparisons using native and invaded ranges. *Ecological Applications* 17(1): 181-189.
- Paavola M, Olenin S. and Leppäkoski E. 2005. Are invasive species most successful in habitats of low native species richness across European brackish water seas? *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 64: 738-750.
- Richards et al. 2002. New Zeland Mudsnails in the western USA. Montana State University. URL: <http://www.esg.montana.edu/aim/mollusca/nzms/morphs.html>
- Vilella M. et al. 2003. Llista actualitzada dels mol·luscos continentals de Catalunya. *Spira* 1 (3): 1-29.

***Paracerceis sculpta* (Holmes, 1904).** (Ph. Arthropoda, Subph. Crustacea, Cl. Malacostraca, O. Isopoda, Fam. Sphaeromatidae).

Isópodo marino originario del Pacífico Nororiental (Sur de California-México), que vive principalmente en la zona intermareal. Los adultos son herbívoros y consumen algas, pero los juveniles son carnívoros y depredan sobre hembras en muda. En su hábitat nativo suelen reproducirse en esponjas pero no se alimentan cerca de ellas. La especie ha sido introducida en muchos países del mundo mediante tráfico marítimo (mediante *fouling* de las esponjas que habitan o en agua de lastre). El amplio rango de temperaturas que soporta en su rango de distribución original le ha capacitado para extenderse ampliamente por casi todo el mundo. Rodríguez *et al.* (1992) la registran en 1988, como primera cita para las aguas atlánticas europeas, justo en nuestra Demarcación Marina, concretamente en la bahía de Cádiz (río San Pedro, véase también Drake *et al.*, 1997; Castelló y Carballo, 2001; Junoy y Castelló, 2003; ICES, 2009). Desconocemos el estado de su población y del impacto de la especie en nuestra Demarcación, si bien puede llegar a ser un competidor significativo por el alimento, con otras especies ramoneadoras, o por el espacio en los hábitats que ocupa.



***Paradella diana* (Menzies, 1962).** (Ph. Arthropoda, Subph. Crustacea, Cl. Malacostraca, O. Isopoda, Fam. Sphaeromatidae).

Esta especie de isópodo marino presenta un rango de distribución original (costas del Pacífico Nororiental de América del Norte y Central), explota hábitats (algas del piso intermareal sobre una gran variedad de sustratos) y le caracterizan ciertos rasgos bio-ecológicos (herbívoro, euritermo, eurihalino) casi idénticos a su anterior congénere *P. sculpta*. También presenta una amplia distribución mundial ligada a vectores de introducción similares (Castelló y Carballo, 2001). Al igual que la especie anterior, es también citada por primera vez en 1988 por Rodríguez *et al.* (1992) en la bahía de Cádiz (río San Pedro; véase también Drake *et al.*, 1997; Junoy y Castelló, 2003; ICES, 2009) y poco después en la bahía de Algeciras (Castelló y Carballo, 2001). Al igual que para la especie anterior, desconocemos el estado de su población y del impacto de la especie en nuestra Demarcación, aunque también puede llegar a ser un competidor significativo por el alimento y/o espacio con otras especies autóctonas.

***Chaetopleura (Chaetopleura) angulata* (Spengler, 1797).** (Ph. Mollusca, Cl. Polyplacophora, O. Chitonida, Fam. Chaetopleuridae).

Carmona Zalvide y García (2000) han realizado un catálogo actualizado de los moluscos poliplacóforos del litoral suratlántico ibérico, destacando la escasez de estudios sobre esta fauna en el área de estudio. Aparte del anterior, destacan los trabajos de Reis y Montero (1984), que estudian los poliplacóforos del Algarve, de Aartsen *et al.* (1984), que estudian la fauna malacológica de Algeciras y de Estacio *et al.* (1992), la del río Piedras (Huelva). El quitón *Ch. angulata* llegó al Atlántico europeo procedente de América del Sur (vive entre Brasil y el cabo de Hornos) con los barcos españoles y portugueses que durante siglos cruzaron el Atlántico (Dell'Angelo y Smriglio, 2001), sin que se tenga constancia de una fecha concreta, aunque se estima que lo hizo como muy tarde a finales del siglo XVIII. Carmona Zalvide y García (2000) registraron ejemplares de *Ch. angulata* en las costas entre Isla Cristina y Mazagón, así como entre Puerto Real (Río San Pedro) y Conil, concretamente desde la zona intermareal, en playas areno fangosas, donde constituyen poblaciones abundantes sin convivir con ninguna otra especie de poliplacóforos, hasta los 25 m de profundidad, también en fondos fangosos, adosados a valvas de ostras principalmente, y nunca se ha encontrado con otra especie de poliplacóforo acompañante. La especie parece no alterar los ecosistemas nativos (Moreno, 2009). La presencia de este molusco exótico en las costas de Huelva ha seguido siendo registrada recientemente por la Consejería de Medio Ambiente (Consejería de Medio Ambiente, 2009b).

***Artemia franciscana* Kellog, 1906.** (Ph. Arthropoda, Subph. Crustacea, Cl. Branchiopoda, O. Anostraca, Fam. Artemiidae).

Crustáceo Anostráceo, es decir sin presencia de cutícula externa rígida. La inmensa mayoría de géneros emparentados son propios de aguas dulces. Sólo el



género *Artemia* ha evolucionado adaptándose a elevadas salinidades (eurihalino). *Artemia franciscana* es una especie de reproducción bisexual. Su hábitat natural original son las aguas saladas de lagunas, lagos salados y salinas en todo el continente americano (Hontoria y Amat, 1992; Gajardo *et al.*, 1999; Amat *et al.*, 2004). No se halla en el mar sino en cuerpos de agua litorales o continentales de elevada salinidad, en los cinco continentes, excepto en la Antártida. En la Península Ibérica se sospecha de su introducción inicial en el sur de Portugal y de España durante la década de 1980 (Amat *et al.*, 2005). Actualmente ha invadido prácticamente todas las salinas portuguesas, desde el Algarve hasta el distrito de Aveiro. En esta Demarcación se encuentra en una media docena de salinas del área de Cádiz y San Fernando (<http://invasiber.org/>). La introducción inicial podría deberse a alguna inoculación llevada a cabo por salineros o acuicultores de manera intencionada o a partir de fugas en efluentes de plantas de cultivo larvario o alevinaje en las que se usan masivamente los nauplios de *Artemia*, obtenidos a partir de quistes comercializados y originarios de América (Lavens y Sorgeloos, 2000). Una vez llevada a cabo la primera introducción, la dispersión por aves limícolas es muy factible (Amat *et al.*, 2005; Green *et al.*, 2005; Amat y Green, 2005). La especie parece ser, dentro de su género, la que presenta mejores rasgos de adaptabilidad o plasticidad fenotípica y capacidad invasora (Browne *et al.*, 1988). Como mayor impacto puede alegarse la pérdida de biodiversidad al eliminar, como especie exótica e invasora, a las demás especies autóctonas. De momento parece que ha invadido toda la bahía de Cádiz, compitiendo con eficacia o incluso eliminando totalmente a las formas autóctonas que existían en las salinas y esteros del Parque Natural de la bahía de Cádiz y en todas las salinas del Algarve portugués (Amat *et al.*, 2005). No obstante, las salinas del Odiel, Sanlúcar y del Parque Nacional de Doñana todavía mantienen sus poblaciones autóctonas de *A. salina* y *A. parthenogenetica* (Green *et al.*, 2009).

***Synidotea laticauda* Benedict, 1897.** (Ph. Arthropoda, Subph. Crustacea, Cl. Malacostraca, O. Isopoda, Fam. Idoteidae).

Isópodo originario de las costas norteamericanas del Pacífico y del Atlántico, habitante del piso intermareal. Aparentemente se está introduciendo en Europa (Poore, 1996). La especie ha sido registrada en el estuario del Guadalquivir (Cuesta *et al.*, 1996; Baldó *et al.*, 2001; Drake *et al.*, 2002; Junoy y Castelló, 2003; ICES, 2009). Cuesta *et al.* (1996) consideraron que los numerosos ejemplares recogidos en el Guadalquivir correspondían a *Synidotea laevidorsalis* (Miers, 1881) y así lo hicieron constar inicialmente en su artículo. Una adenda al mismo recoge la opinión de Poore (1996), que considera que las citas europeas de *S. laevidorsalis* deben corresponder a *S. laticauda*. Actualmente la especie puede considerarse como especie típica del hiperbentos y habitante permanente de la zona más externa del estuario del Guadalquivir (Drake *et al.*, 2002). Se desconoce su impacto.



Referencias de especies alóctonas marinas en la Demarcación Sudatlántica

1. DAISIE European Invasive Alien Species Gateway. <http://www.europe-alien.org> . 2008.
Ref Type: Electronic Citation
2. invasIBER-Especies exóticas invasoras de la península ibérica. <http://invasiber.org> . 2011.
Ref Type: Electronic Citation
3. Muestreos en el marco de la DMA de la Junta de Andalucía. 2011.
Ref Type: Data File
4. Acosta JJ, Muñoz A, Juárez A (2008) First record of *Chloroscombrus chrysurus* (Osteichthyes, Carangidae) in the Spanish waters of the Gulf of Cadiz (ICES Division IXa South). Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom, JMBA2-Biodiversity Records 6181: Published online:
5. Algarín S (1981) Problemática y perspectivas de la introducción del cangrejo. In: Junta de Andalucía (ed) El cangrejo rojo de la marisma. Jornadas de estudio. p 25-31
6. Altamirano M, Muñoz AR, De la Rosa J, Barraión-Mínguez A, Barraión-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
7. 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
8. Altamirano M (2009) Southernmost occurrence of the invasive seaweed *Sargassum muticum* (Phaeophyta, Sargassaceae) in European and Atlantic coasts. Migres 1:1-8
9. 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

10. Araujo R, Moreno D, Ramos MA (1993) The Asiatic clam *Corbicula fluminea* (Müller., 1774) (Bivalvia: Corbiculidae) in Europe. American Malacological Bulletin 10:39-49
11. Arias A (1976) Contribución al conocimiento de la fauna bentónica de la Bahía de Cádiz. Investigación pesquera 40:355-386
12. Arias AM, Drake P (1986) Contribución al conocimiento de la biología de Valencia hispanica Val., 1846 (Pisces, Ciprinodontidae), en el SO ibérico. Investigaciones Pesqueras 50:23-36
13. Arias AM, Drake P (1987) Estudio preliminar de la productividad natural de *Fundulus heteroclitus* en el esteros de la bahía de Cádiz. Cuadernos de Marisqueros 12:17-22
14. Arias AM, Drake P (1989) Estructura y densidad de población de *Fundulus heteroclitus* en las salinas de la bahía de Cádiz (SO. de España). In: Yúfera M (ed) Instituto de Ciencias Marinas, Andalucía, Cádiz, p 259-268
15. 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
16. Baldó F, Arias A, Drake P (2001) La comunidad macrobentónica del estuario del Guadalquivir. Boletín del Instituto Español de Oceanografía 17:137-148
17. 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
18. 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
19. Báez JC, Conde F, Flores-Moya A (1997) Plantas marinas foráneas del litoral ibérico. Quercus 140:31-33



20. Bernardi G, Fernández-Delgado C, Gómez-Chrairi M, Powers DA (1995) Origin of a Spanish population of *Fundulus heterclitus* inferred by cytochrome b sequence analysis. *Journal of Fish Biology* 47:737-740
21. Cabal J, Pis-Millán JA, Arronte JC (2006) A new record of *Callinectes sapidus* Rathbun, 1896 (Crustacea: Decapoda: Brachyura) from the Cantabrian Sea, Bay of Biscay, Spain. *Aquatic Invasions* 1:186-187
22. Carmona Zalvide MP, García FJ (2000) Moluscos polioplacóforos del litoral Atlántico del sur de la Península Ibérica. *Graellsia* 56:5-14
23. Castelló J, Carballo JL (2001) Isopod fauna, excluding Epicaridea, from the Strait of Gibraltar and nearby areas (Southern Iberian Peninsula). *Scientia Marina* 65:221-241
24. Chícharo MA, Leitão T, Range P, Gutierrez C, Morales J, Morais P, Chícharo L (2009) Alien species in the Guadiana estuary (SE-Portugal/SW-Spain): *Blackfordia virginica* (Cnidaria, Hydrozoa) and *Palaemon macrodactylus* (Crustacea, Decapoda): potential impacts and mitigation measures. *Aquatic Invasions* 4:501-506
25. Cia Abaurre, I., Fargas Busquets, D., Ibáñez Perales, N., and Rifà Vilaseca, P. Distribución de la almeja asiática (*Corbicula fluminea*) y de náyades autóctonas en la cuenca hidrográfica del Guadiana. (1), 94. 2009. 3er Congreso Nacional sobre Especies Exóticas Invasoras. Zaragoza, del 24 al 27 de noviembre de 2009. Ref Type: Conference Proceeding
26. Coelho M, Gomes J, Ré PB (1976) *Valencia hispanica*, a new fish in Portugal. *Arquivos do Museu Bocage* 6:1-3
27. 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
28. 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
29. 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



30. 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
31. Crespo J, Rey JC, García A (1987) Primera cita de *Acanthurus monroviae* Steindachner, 1876 y de *Diodon eydouxi* Brissout de Barneville, 1846 para la ictiofauna europea. *Miscellània Zoològica* 11:271-275
32. Cuesta JA, García Raso JE, Gorostiaga JI (1991) Primera cita de *Rhithropanopeus harrisi* (Gould, 1841) (Crustacea, Decapoda, Brachyura, Xanthidae) en la Península Ibérica. *Boletín del Instituto Español de Oceanografía* 7:149-153
33. Cuesta JA, Serrano L, Bravo MR, Toja J (1996) Four new crustaceans in the Guadalquivir river estuary (SW Spain), including an introduced species. *Limnética* 12:41-45
34. Cuesta JA, González-Ortegón E, Drake P, Rodríguez A (2004) First record of *Palaemon macrodactylus* Rathbun, 1902 (Decapoda, Caridea, Palaemonidae) from European waters. *Crustaceana* 77:377-380
35. Cuesta JA, González-Ortegón E, Rodríguez A, Baldó F, Vilas C, Drake P (2006) The decapod crustacean community of the Guadalquivir Estuary (SW Spain): seasonal and inter-year changes in community structure. *Hydrobiologia* 557:85-95
36. 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
37. De la Rosa, J., Arroyo, M. C., Acuña, D., Barrajon, A., de La Fuente, J., De la Linde, A., Fernández-Casado, M., García, C., Moreno, D., Remón, J. M., Vivas, S., Ortega, F., Fernández, E., and Dana, E. D. Macroalgas marinas invasoras en el litoral de Andalucía. 2009.
Ref Type: Conference Proceeding
38. Delibes M, Adrián I (1987) Effects of crayfish introduction on otter *Lutra lutra* food in the Doñana National Park, SW Spain. *Biological Conservation* 42:153-159
39. Doadrio, I, Elvira, B., and Bernat, Y. Peces continentales Españoles. Inventario y clasificación de zonas fluviales. 221 pp. 1991. Ministerio de Agricultura, Pesca



y Alimentación. ICONA, Colección técnica, Madrid.
Ref Type: Report

40. Drake P, Arias AM, Sarasquete MC (1987) Reproducción de *Fundulus heteroclitus* (Linneo, 1758) (Pisces, Ciprinodontidae) en medio hipersalino. *Investigaciones Pesqueras* 51:183-197
41. Drake P, Arias A, Conradi M (1997) Aportación al conocimiento de la macrofauna supra y epibentónica de los caños mareales de la bahía de Cádiz (España). *Boletín del Instituto Español de Oceanografía* 23:133-141
42. Drake P, Arias A, Baldó F, Cuesta JA, Silva-García A, Sobrino I, García-González D, Fernández-Delgado C (2002) Spatial and temporal variation of nekton and hyperbenthos from a temperate European estuary with regulated freshwater inflow. *Estuaries* 25:451-468
43. Elvira B (2001) Peces exóticos introducidos en España. DGCN-CSIC, p 266-272
44. 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., Vandekerkhove, 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
45. Escot C, Basanta A, Cobo F, González MA (2003) Sobre la presencia de *Mytilopsis leucophaeta* (Conrad, 1831) (Bivalvia, Dreissenacea, Dreissenidae) en el río Guadalquivir (sur de la Península Ibérica). *Graellsia* 59:91-94
46. Farias C, Canoura J, Gil J (2007) First record of *Polymixia nobilis* (Polymixiformes: Polimixidae) close to the Strait of Gibraltar (south-western Spain). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, JMBA2-Biodiversity Records 5588: Published online:
47. Fernández-Delgado C, Hernando JA, Herrera M, Bellido M (1986) Sobre el status taxonómico del género *Valencia* Myers, 1928 en el suroeste de Iberia. *Doñana Acta Vertebrata* 13:161-163
48. Fernández-Delgado, C. Ictiofauna del estuario del Guadalquivir: Su distribución y biología de las especies sedentarias. 152 pp. 1987. University of Córdoba. Ref Type: Thesis/Dissertation
49. Fernández-Delgado C (1989) Life-history patterns of the salt-marsh killifish *Fundulus heteroclitus* (L.) introduced in the estuary of the Guadalquivir River (South West Spain). *Estuar.Coast.Shelf Sci.* 29:573-582



50. Ferrero JL, Algarín S (2009) 4.1 Prospección para la determinación y estudio de las poblaciones de la especie invasora cangrejo chino (*Eriocheir sinensis*) en el Bajo Guadalquivir. In: Consejería de Medio Ambiente JdA (ed) p 344-351
51. Frisch D, Rodríguez-Pérez H, Green AJ (2006) Invasion of artificial ponds in Doñana Natural Park, southwest Spain, by an exotic estuarine copepod. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 16:483-492
52. Galeote MD, Otero JG (1996) First record in Spanish peninsular waters of *Spherooides marmoratus* (Lowe, 1839) (Pisces, Tetraodontidae). *Zoologica Baetica* 7:3-10
53. Galeote MD, Otero JG, Arias AM (1996) Primera cita para la península Ibérica de *Aluterus monoceros* (Linnaeus, 1758) (Pisces, Monacanthidae). *Boletín del Instituto Español de Oceanografía* 12:151-153
54. Galeote MD (2001) Primera cita para las costas europeas de *Canthigaster rostrata* (Bloch, 1796) (Pisces, Tetraodontidae). *Boletín del Instituto Español de Oceanografía* 17:313-315
55. García Saraso C (2001) Especies de interés pesquero en el litoral de Andalucía. Consejería de Agricultura y Pesca, Junta de Andalucía, Sevilla,
56. García-Berthou E, Boix D, Clavero M (2007) Non-indigenous animal species naturalized in Iberian inland waters. In: Gherardi F (ed) Springer, p 123-140
57. García-de-Lomas, J., Dana, E. D., Perea, J. A., López-Santiago, J., González, R., Ceballos, G., and Ortega, F. Resultados del control del cangrejo chino (*Eriocheir sinensis*) en el estuario del Guadalquivir. 2009. Programa Andaluz para el control de las especies exóticas invasoras. Ref Type: Report
58. García-de-Lomas, J., Dana, E. D., López-Santiago, J., González, R., Ceballos, G., and Ortega, F. Detección del pez gato negro (*Amfeurus melas*) en el Estuario del Guadalquivir. 2009. Programa Andaluz para el control de las especies exóticas invasoras. Ref Type: Report
59. García-Gómez JC, Bobo JA (1986) Un nuevo doridaceo para el litoral ibérico: *Polycerella emertoni* Verrill (1880) 1881 (Gastropoda: Nudibranchia). *Bolletino Malacologico* 22:49-56
60. García-Gómez JC (2002) Paradigmas de una fauna insólita. Los moluscos opisthobranchios del Estrecho de Gibraltar.



61. García de Lomas, J., Dana, E. D., Perea, J. A., López-Santiago, J., González, R., Ceballos, R., and Ortega, F. Resultados del control del cangrejo chino (*Eriocheir sinensis*) en el estuario del Guadalquivir. (1), 104. 2009. 3er Congreso Nacional sobre Especies Exóticas Invasoras. Zaragoza, del 24 al 27 de noviembre de 2009. Ref Type: Conference Proceeding
62. García Raso JE, Manjón-Cabeza ME (2002) A new record of *Galathea capillata* for Europe and Spain, and notes on *Philocheras Bispinosus* (Decapoda). *Crustaceana* 75:383-393
63. GEIB (2006) Top 20: Las 20 especies exóticas invasoras más dañinas presentes en España. GEIB,
64. González-Ortegón E, Cuesta JA, Drake P (2005) La introducción del camarón oriental en el estuario del Guadalquivir. *Quercus* 234:20-24
65. González-Ortegón E, Pascual E, Cuesta P, Drake P (2006) Field distribution and osmoregulatory capacity of shrimps in a temperate European estuary (SW Spain). *Estuar.Coast.Shelf Sci.* 67:293-302
66. González-Ortegón E, Cuesta JA, Schubart CD (2007) First report of the oriental shrimp *Palaemon macrodactylus* Rathbun, 1902 (Decapoda, Caridea, Palaemonidae) from German waters. *Helgoland Marine Research* 61:67-69
67. González-Ortegón E, Cuesta JA, Drake P (2009) Introducción y expansión del camarón oriental *Palaemon macrodactylus* en la costa Atlántica andaluza. In: *Consejería de Medio Ambiente JdA (ed) Sevilla*, p 168-173
68. González-Ortegón E, Cuesta JA, Pascual E, Drake P (2010) Assessment of the interaction between the white shrimp, *Palaemon longirostris*, and the exotic oriental shrimp, *Palaemon macrodactylus*, in a European estuary (SW Spain). *Biological Invasions* 12:1731-1745
69. Gozlan RE (2010) The cost of non-native aquatic species introductions in Spain: fact or fiction? *Aquatic Invasions* 5:231-238
70. Gómez-Caruana F, Peiro S, Sánchez S (1984) Descripción de una nueva especie de pez continental ibérico, *Valencia lazanoi* n.sp. (Pisces, Cyprinodontidae). *Boletín de la Estación Central de Ecología* 13:67-74
71. Gómez, G., Arroyo, M. C., Barrajón, 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

72. Green AJ, Rodríguez-Pérez H, Frisco D (2009) 2.14 Especies exóticas de invertebrados acuáticos en Veta La Palma y en las salinas andaluzas. In: Consejería de Medio Ambiente JdA (ed) p 174-179
73. Guerra-García.J.M., Ros M, Dugo-Cota A, Burgos V, Flores-León M, Baeza-Rojano E, Cabezas MP, Nuñez J (2011) Geographical expansion of the invader *Caprella scaura* (Crustacea: Amphipoda: Caprellidae) to the east Atlantic coast. *Marine Biology* 158:2617-2622
74. 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
75. Gutiérrez-Estrada JC, Prenda J, Oliva F, Fernández-Delgado C (1998) Distribution and habitat preferences of the introduced mummichog *Fundulus heteroclitus*(Linneaus) in south-western Spain. *Estuar.Coast.Shelf Sci.* 46:827-835
76. 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
77. Hernando JA (1975) Nuevas localidades de *Valencia hispanica* (Pisces: Cyprinodontidae) en el suroeste de España. *Doñana Acta Vertebrata* 2:265-267
78. Hidalgo JG (1917) Fauna malacológica de España, Portugal y las Baleares. Moluscos testáceos marinos. *Trabajos del Museo Nacional de Ciencias Naturales* 30:1-752
79. Juárez A, Silva L, Gil J (2006) First record of *Selene dorsalis* (Osteichthyes: Carangidae) in the Spanish waters of the Gulf of Cádiz (ICES Division IXa South). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom, JMBA2-Biodiversity Records* 5261:
80. Kaas P (1954) On the occurrence of *Chaetopleura fulva* (Wook, 1815) on the eastern coast of Latin America. *Basteria* 18:14-17
81. 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



82. López-González, P. J. Taxonomía y zoogeografía de los antozoos del Estrecho de Gibraltar y áreas próximas. 569 pp + 62 pls. 1993. University of Seville. Ref Type: Thesis/Dissertation
83. Molina-Vázquez F (1984) La pesca del cangrejo rojo americano y su influencia en el entorno del Parque de Doñana. Rev.Est.Andaluces 3:151-160
84. Moreno D (2009) 2.22 Flora y fauna alóctona del litoral andaluz. In: Consejería de Medio Ambiente JdA (ed) Sevilla, p 214-229
85. Naranjo SA, García-Gómez JC (1994) Ascidas litorales del Estrecho de Gibraltar: nuevas aportaciones faunísticas. Graellsia 50:57-69
86. Naranjo, S. A. Taxonomía, zoogeografía y ecología de las ascidas 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
87. Navas JI, Castillo MC, Vera P, Ruiz-Rico M (1992) Principal parasites observed in clams, *Ruditapes decussatus* (L.), *Ruditapes philippinarum* (Adams et Reeve), *Venerupis pullastra* (Montagu) and *Venerupis aureus* (Gmelin), from the Huelva coast (S.W. Spain). Aquaculture 107:193-199
88. Pérez-Quintero JC (1990) Primeros datos sobre la presencia de *Corbicula fluminea* Müller (Bivalvia, Corbiculidae) en España. I.Biometría. SCIENTIA gerundensis 16/1:175-182
89. Pérez-Quintero JC, Bech M, Huertas JL (2004) Los moluscos de las aguas continentales de la provincia de Huelva (SO España). Iberus 22:19-31
90. Pérez-Quintero JC (2008) Revision of the distribution of *Corbicula fluminea* (Müller 1744) in the Iberian Peninsula. Aquatic Invasions 3:355-358
91. Pozuelo M, Arias A, Rodríguez A, Pettenghi J (1976) Presencia de *Scyllarus posteli* Forest en la Bahía de Cádiz (región sudatlántica española). Investigación pesquera 40:85-93
92. 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
93. 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,
Ref Type: Conference Proceeding
- Spain.
94. Ramos-Esplá, A. A. Ascidas litorales del Mediterráneo Ibérico. 1991. University of Barcelona, Spain.
Ref Type: Thesis/Dissertation
95. Ramos, F. Informe interno del IEO sobre Especies Exóticas Invasoras. 2010.
Ref Type: Report
96. Reeve L (1847) Monograph of the genus *Chiton*. Shells of Molluscos Animals. London.13.,
97. Rodríguez-Sánchez L, Serna E, Junoy J (2002) Crustáceos isópodos de la campaña oceanográfica Fauna I (sur de la península Ibérica). Boletín del Instituto Español de Oceanografía 17:149-161
98. Rodríguez A, Drake P, Arias AM (1992) First records of *Paracerceis sculpta* (Holmes, 1904) and *Paradella diana* (Menzies, 1962) (Isopoda, Sphaeromatidae) at the Atlantic coast of Europe. Crustaceana 63:94-97
99. Ros, M. and Guerra-García J.M. Monitoring of two alien caprellids (crustacea: amphipoda) in southern Spain. A threat to native wildlife. 2011. 7th International Conference on Marine Bioinvasions Abstract Book, August 23-25, 2011, Barcelona, Spain.
Ref Type: Conference Proceeding
100. 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
101. Serrano L, Reina M, Arechederra A, Casco MA, Toja J (2004) Limnological description of the Tarelo lagoon (SW Spain). Limnética 23:1-10
102. Solá, C. Impacte de l'accident miner d'Aznalcóllar sobre el riu Guadiamar. Recuperació de la comunitat de macroinvertebrats i bioacumulació de metalls pesants. 2004. University of Barcelona.
Ref Type: Thesis/Dissertation
103. Turon X, Nishikawa T, Rius M (2007) Spread of *Microcosmus squamiger* (Asciacea: Pyuridae) in the Mediterranean Sea and adjacent waters. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 342:185-188
104. Vilà M, Valladares F, Traveset A, Santamaría L, Castro P (2008) Invasiones biológicas. CSIC,



105. Villalba, A. and Navas, J. I. Occurrence of *Minchinia tapetis* and a *Perkinsus*-like parasite in cultured clams, *Ruditapes decussatus* and *R. philippinarum*, from south Atlantic coast of Spain. Preliminary results. Perkins, F. O. and Cheng, T. C. 57-58. 1988. Abstracts of the Third International Colloquium on Pathology in Marine Aquaculture. (PAMAQ III). Virginia Institute of Marine Science, Gloucester Point, VA.
Ref Type: Conference Proceeding
106. Vives F, Shmeleva A (2006) Fauna Ibérica vol.29. Museo Nacional de Ciencias Naturales. Consejo Superior de Investigaciones Científicas, Madrid
107. 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

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.

El cuadro general no es desde luego catastrófico en el conjunto de la Demarcación, sobre todo en aguas estrictamente marinas, aunque hay que ser cautelosos debido a la falta de información fiable. Sin embargo, un alto porcentaje



de las especies detectadas, más de la mitad, son especies de reconocido potencial invasor en otras áreas, y buena parte de ellas son especies eurihalinas que se distribuyen no solo en zonas estuáricas, hábitats esenciales para numerosas especies marinas, sino incluso en marismas y lagunas costeras, hábitats de enorme relevancia en esta demarcación.

En resumen, 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 zonas de alto valor ecológico como los estuarios del Guadiana y Guadalquivir y las diversas zonas de marismas de las provincias de Cádiz y Huelva, como el Parque Nacional de Doñana. 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.