



Universitat d'Alacant  
Universidad de Alicante

STUDIES ON THE ECOLOGY OF *CARYBDEA MARSUPIALIS*  
(CUBOZOA) AND JELLYFISH STING RISK MANAGEMENT

Cesar Bordehore Fontanet



Tesis

Doctorales

[www.eltallerdigital.com](http://www.eltallerdigital.com)

UNIVERSIDAD de ALICANTE



Universitat d'Alacant  
Universidad de Alicante

Departamento de Ecología  
Departament d'Ecologia



## **STUDIES ON THE ECOLOGY OF *CARYBDEA MARSUPIALIS* (CUBOZOA) AND JELLYFISH STING RISK MANAGEMENT**

Thesis submitted by Cesar Bordehore Fontanet  
for the degree of Doctor of Philosophy in Biology  
University of Alicante (Spain) September de 2014



## **ESTUDIOS SOBRE LA ECOLOGÍA DE *CARYBDEA MARSUPIALIS* (CUBOZOA) Y GESTIÓN DEL RIESGO ASOCIADO A PICADURAS DE MEDUSAS**

Memoria presentada por Cesar Bordehore Fontanet  
para optar al título de Doctor en Biología  
Universidad de Alicante, septiembre 2014

Universitat d'Alacant  
Universidad de Alicante

Dissertation Directors / Directores de Tesis:

Dra. Verónica L. Fuentes, Instituto de Ciencias del Mar, CSIC, Barcelona.  
Dr. Alfonso A. Ramos Esplá, Dep. CC Mar y Biología Aplicada, Universidad de Alicante.

PhD Tutor / Tutor de Tesis:

Dr. Josep Raventós Bonvehí, Dep. Ecología, Universidad de Alicante.



Universitat d'Alacant  
Universidad de Alicante

Fotografías de portada: Eduardo Obis.

Las fotografías de E. Obis han sido realizadas en las instalaciones del Instituto de Ciencias del Mar en Barcelona, CSIC.



Universitat d'Alacant  
Universidad de Alicante



Dña. Verónica L. Fuentes, Dra en Biología e Investigadora en el Instituto de Ciencias del Mar en Barcelona, del Consejo Superior de Investigaciones Científicas y D. Alfonso A. Ramos Esplá, Catedrático del Departamento de Ciencias del Mar de la Universidad de Alicante,

HACEN CONSTAR

Que la Tesis Doctoral titulada “STUDIES ON JELLYFISH: ECOLOGY OF *CARYBDEA MARSUPIALIS* (CUBOZOA) AND JELLYFISH STING RISK MANAGEMENT” recogida en la presente memoria, de la que es autor el Licenciado en Biología D. Cesar Bordehore Fontanet, ha sido realizada bajo nuestra codirección, y cumple las condiciones exigidas para que su autor pueda optar al grado de Doctor por la Universidad de Alicante, por lo que damos la aprobación para su correspondiente lectura y defensa.

Para que conste a los efectos oportunos, firmamos el presente escrito el Alicante, a 10 de septiembre de 2014.

Dra Verónica L. Fuentes

Dr Alfonso A. Ramos Esplá





Universitat d'Alacant  
Universidad de Alicante

D. Josep Raventós Bonvehí, Catedrático del Departamento Ecología de la Universidad de Alicante,  
como Tutor de Doctorado del Licenciado en Biología D. Cesar Bordehore Fontanet,

Vista la Memoria titulada “STUDIES ON JELLYFISH: ECOLOGY OF *CARYBDEA MARSUPIALIS* (CUBOZOA) AND JELLYFISH STING RISK MANAGEMENT”, dirigida por la  
Dra Verónica Fuentes (ICM-CSIC) y el Dr Alfonso A. Ramos Esplá (UA), para optar al grado de  
Doctor,

INFORMA, que reúne las condiciones necesarias para su defensa.

Alicante, a 10 de septiembre de 2014.

Dr Josep Raventós Bonvehí



*A Inma, Irene y Lucía,*



Universitat d'Alacant  
Universidad de Alicante





*Si Déu ens va posar a la Terra,  
tenim el dret de fer ús d'ella,  
però convé que ho fem amb una certa intel·ligència.*

Ramon Margalef i López (1919-2004)

*Although we have some knowledge of cubozoan life histories (e.g. Straehler-Pohl & Jarms 2011), detailed descriptions are not available for most taxa. In contrast to their scyphozoan relatives (Arai 1997, Kingsford et al. 2000, Brodeur et al. 2002, Lynam et al. 2006) critical information on temporal and spatial variation in abundance, reproductive output, larval distribution, age, growth, recruitment, mortality and the influence of physical forcing on population dynamics are rare for cubozoans. We have only found two papers that have quantitative data on abundance (Bordehore et al. 2011; Kingsford et al. 2012)*

[An extract from page 268]

Mike J. Kingsford and Christopher J. Mooney (2014)

Chapter 12. The Ecology of Box Jellyfishes (Cubozoa)

In: Jellyfish Blooms. Eds Kylie A. Pitt and Cathy H. Lucas. Springer



# ÍNDICE

|   | <i>Página</i> |
|---|---------------|
| <b>AGRADECIMIENTOS</b>  | <b>13</b>     |
| <b>CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN GENERAL</b>   | <b>15</b>     |
| 1.1. Taxonomía e identificación de cubozoos   | 16            |
| 1.2. Distribución de <i>Carybdea marsupialis</i>  | 19            |
| 1.2.1. Mediterráneo   | 19            |
| 1.2.2. Atlántico, Pacífico e Indico   | 20            |
| 1.3. Ciclo de vida de <i>C. marsupialis</i>   | 20            |
| 1.4. Ecología de cubozoos   | 23            |
| 1.4.1. Distribución espacial y temporal de cubozoos   | 24            |
| 1.4.2. Movimientos y comportamiento   | 26            |
| 1.4.3. Hábitos alimenticios de las cubomedusas  | 27            |
| 1.4.4. Impacto potencial sobre las presas   | 29            |
| 1.4.5. Predadores de cubozoos   | 29            |
| 1.5. Modelos poblacionales de organismos marinos. Aplicación a <i>C. marsupialis</i>  | 30            |
| 1.6. El problema de las medusas   | 30            |
| 1.6.1. Preocupación pública por las medusas   | 30            |
| 1.6.2. Riesgos en playas  | 31            |
| 1.6.3. Picaduras de medusas   | 32            |
| 1.6.4. <i>C. marsupialis</i> en el área de estudio y salud pública  | 33            |
| 1.6.5. Nematocistos y efectos sobre la salud  | 34            |
| 1.7. Objetivos y estructura de la tesis   | 35            |
| <b>CAPÍTULO 2. Detection of an unusual presence of the cubozoan <i>Carybdea marsupialis</i> at shallow beaches located near Dénia, Spain (SW Mediterranean)</b>   | <b>37</b>     |
| <b>CAPÍTULO 3. Abundance patterns and size structure of <i>Carybdea marsupialis</i> (Cubozoa) at a shallow beach in the West Mediterranean</b>  | <b>51</b>     |
| <b>CAPÍTULO 4. Estimating the dynamics and management strategies of marine organisms using an inverse method for time series. An application to the box jellyfish <i>Carybdea marsupialis</i> size structured populations</b> | <b>69</b>     |
| <b>CAPÍTULO 5. Lifeguard assistance at Spanish Mediterranean beaches: Jellyfish prevail and proposals for improving risk management</b>   | <b>95</b>     |
| <b>CAPÍTULO 6. <i>Carybdea marsupialis</i> (Cubozoa) in the Mediterranean Sea: The first case of a sting causing cutaneous and systemic manifestations</b>  | <b>113</b>    |
| <b>CAPÍTULO 7. DISCUSIÓN GENERAL</b>  | <b>121</b>    |
| 7.1. Abundancia de <i>C. marsupialis</i>  | 121           |
| 7.2. Factores implicados en la heterogeneidad espacial de la distribución de <i>C. marsupialis</i>  | 124           |
| 7.3. Ciclo anual  | 127           |
| 7.4. Estrategias reducción de la población de <i>C. marsupialis</i>   | 127           |
| 7.5. Picaduras de medusas y servicio de socorrismo en playas del Mediterráneo español   | 128           |
| <b>8. CONCLUSIONES GENERALES</b>  | <b>131</b>    |
| <b>GENERAL CONCLUSIONS</b>  | <b>133</b>    |

|   |            |
|---|------------|
| <b>9. CUESTIONES ABIERTAS Y TRABAJOS FUTUROS</b>                                      | <b>135</b> |
| 9.1. Muestreos de cubozoos  | 135        |
| 9.1.1. Métodos directos   | 135        |
| 9.1.2. Muestreos indirectos   | 136        |
| 9.2. Uso de estatolitos de <i>C. marsupialis</i>                                      | 137        |
| 9.2.1. Crecimiento  | 137        |
| 9.2.2. Relación Sr/Ca   | 137        |
| 9.3. Localización de los pólipos  | 138        |
| 9.4. Posibles factores ambientales desencadenantes de la metamorfosis                 | 140        |
| 9.5. Advección y natación de <i>C. marsupialis</i>                                    | 140        |
| 9.5.1. Advección  | 140        |
| 9.5.2. Velocidad de natación de diferentes tallas                                     | 141        |
| 9.6. Distribución de adultos: patrones día-noche y posibles movimientos a gran escala | 141        |
| 9.6.1. Posible acercamiento a la costa durante la noche                               | 141        |
| 9.6.2. Marcaje de individuos  | 141        |
| 9.7. Reducción de los aportes antrópicos de nitrógeno y fósforo                       | 142        |
| 9.8. Datos de picaduras y seguimiento posterior                                       | 142        |
| <b>REFERENCIAS</b>  | <b>145</b> |
| <b>ANEXOS</b>   |            |
| I) ACRONYMS / ACRÓNIMOS   | <b>159</b> |
| II) FERTILIZACIÓN DE AGUAS COSTERAS Y REDUCCIÓN DE APORTES DE ORIGEN ANTRÓPICO        | <b>161</b> |
| II.1. Cuantificación de la fertilización de origen antrópico                          | 161        |
| II.2. Propuesta de reducción de la fertilización por N y P de origen antrópico        | 164        |
| II.2.1. Directiva Nitratos  | 165        |
| II.2.2. Directiva de aguas subterráneas   | 166        |
| II.2.3 Directiva aguas residuales urbanas   | 167        |
| III) ANTECEDENTES Y GÉNESIS PROYECTO LIFE CUBOMED                                     | <b>171</b> |
| <b>COFINANCIADORES</b>  | <b>177</b> |
| <b>AFILIACIÓN DE COAUTORES</b>  | <b>179</b> |

## AGRADECIMIENTOS

Quisiera agradecer a todas las personas que han hecho posible la redacción de esta tesis y en especial a:

La Dra Verónica Fuentes y al Dr Josep María Gili, ambos del Instituto de Ciencias de Mar de Barcelona (CSIC), por su apoyo e implicación desde el principio de los estudios de cubomedusas en Dénia, allá por el verano de 2008. Sin ellos, ni el proyecto LIFE CUBOMED ni esta tesis habrían visto la luz.

Al Dr Alfonso Ramos, por iniciarme en la investigación, allá por el año 1995 –cuando tuve una beca de colaboración del Ministerio de Educación en la antigua Unidad de Biología Marina, hoy Departamento de Ciencias del Mar y Biología Aplicada–, y posterior director de mi beca de FPU y codirector de esta tesis. Ha tenido que esperar casi 14 años más de lo que estaba previsto, un poco de retraso, pero por fin aquí está.

Al profesor Josep Raventós, tutor mío de doctorado, y al Dr José Segarra, a ambos por su inestimable colaboración en la modelización de poblaciones y transmitirme su ilusión por hacer nuevas cosas en este apasionante mezcla entre la ecología y las matemáticas aplicadas.

A mi compañero de proyecto Dr Just Bayle por todos sus esfuerzos para que el proyecto saliera adelante, sobre todo en los momentos más difíciles. A los investigadores y profesores de las instituciones extranjeras por las que he pasado más o menos tiempo, a Claude y Françoise Monniot, del Museo de Historia Natural de París (Francia, en 1998), a Mike J. Kingsford y Tony Underwood de la Universidad de Sydney (Australia, en 1999) y a Rafael Riosmena de la Universidad Autónoma de Baja California Sur (México, en el año 2000), a todos ellos, quiero agradecer su hospitalidad y formación por unas semanas o meses en sus laboratorios –estancias que, sin saberlo en su momento, me han servido para cumplir uno de los requisitos del *Doctorado Internacional*–.

Agradecer muy especialmente a la Dra Jennifer Purcell, de la Western Washington University (USA) por sus comentarios, correcciones científicas y de lengua inglesa que me han ayudado enormemente a mejorar el contenido de los capítulos 2 al 6.

A todos los compañeros que han pasado por el proyecto desde sus inicios: Carmen Barberá, Damián Fernández, Mireia Roig, Elia Durá, Isidro Rico, Antonio Ortiz, Kilian Toledo y Cristina Alonso. También indicar que han sido fundamentales todas las personas que han ido pasando por la Estación Científica Montgó, en períodos de formación de postgrado o realizando sus trabajos de final de grado o máster en Dénia, sin su granito de arena –algunos miles de granitos de arena– habría sido imposible llevar a cabo tantos y tantos muestreos y trabajo de laboratorio, como Beatriz Ramos, Bárbara Jiménez, Aaron Sánchez, Jorge Díez, Aurora Alcover, Arantxa Oquina, Guillermo

## *Agradecimientos*

Muñoz, Javier García, Lidia Nuño, Lara Saiz, María Gutiérrez, Rebeca Ocón, Leticia Vázquez, Vicente Bernabéu, Neus Figueras, Sara López, María Sellés, Patricia Rigio, Luis Arechavaleta, Léa Gracia, Roberto Cabria, Yaiza Ontoria, María José Vargas, Jamie McBride, Sofía Capellán Morata, Laura Avivar, Lara Sánchez, Beatriz Rubio, Eva Fonfría y Juan Pablo Izaguirre.

No quiero olvidarme del personal del ICM-CSIC involucrado en el proyecto LIFE Cubomed, que han hecho posible muchas de las acciones de este proyecto: Alejandro Olariaga, Macarena Marambio, Ingrid Lewinsky, Melisa Acevedo y Antonio Canepa.

Quisiera agradecer también personalmente al ex-Director provincial de Costas en Alicante, el Sr Vicente Martínez, sin el apoyo del cual tanto esta tesis como el proyecto LIFE CUBOMED no hubiera podido ser una realidad. También agradecer a los técnicos del Ministerio de Medio Ambiente, José Luís Buceta, y de la Dirección General del Agua (Generalitat Valenciana) Marisa Bueno y Marisa Tejerizo por su apoyo desde el inicio en la presentación ante la Comisión Europea del proyecto LIFE CUBOMED. Sin ellos no hubiera sido posible ni tan siquiera la mera presentación.

No quiero olvidarme de la ardua tarea administrativa necesaria para echar a andar un proyecto LIFE, por ello Juan Carlos Ivorra, de la OTRI, se merece todo mi reconocimiento y gratitud, así como a aquellas personas de la UA que han tenido que lidiar con algún que otro contratiempo administrativo y/o económico.

Y por último, mil gracias a mi familia, Inma, Irene y Lucía por su apoyo.

Alacant, 1 de Setembre de 2014

Cesar Bordehore Fontanet

## 1. INTRODUCCIÓN GENERAL

Existe un interés creciente acerca de los cubozoos debido a sus características únicas como: (i) órganos visuales complejos (Nilsson et al. 2005); (ii) potente veneno –en algunas especies capaz de matar a una persona adulta– (Chung et al. 2001, Gershwin et al. 2013); y, (iii) su capacidad natatoria, de selección de substrato y masa de agua, así como de orientación (Canepa et al. 2014). No obstante, el esfuerzo de investigación sobre este grupo es relativamente escaso. Según Kingsford & Mooney (2014), en los últimos 12 años tan sólo han sido publicados de 5 a 12 artículos científicos por año sobre cubozoos, y sólo unos pocos relativos a aspectos de su ecología; de éstos, sólo dos muestran datos cuantitativos sobre abundancia de estas especies (Bordehore et al. 2011, Kingsford et al. 2012).

Por contra, para las especies de la Clase Scyphozoa (medusas comunes) existe una vasta literatura sobre diferentes aspectos como: (i) su biología y ecología (Arai 1997, Pitt & Lucas 2014); (ii) distribución espacial, ciclos de vida, reproducción (Brotz & Pauly 2012, Bastian et al. 2011); (iii) edad y crecimiento (Palomares & Pauly 2009); (iv) interacción con las actividades humanas (Purcell et al. 2007); (iv) influencia de factores ambientales que afectan a la dinámica de las poblaciones (Pauly et al. 2008); o (v) picaduras (Cegolon et al. 2013).

Las principales zonas de estudio de cubozoos están localizadas en el Caribe, Hawaii y el SE Asiático, aunque el mayor esfuerzo de estudio se ha centrado en la zona del N y NE de Australia debido a una cuestión de salud pública de primer orden, ya que algunas de las especies pueden provocar graves lesiones e incluso la muerte a personas (Gershwin et al. 2014).

Los estudios sobre *Carybdea marsupialis* Linnaeus, 1758 en el Mediterráneo son muy escasos, aunque abarcan diversas disciplinas, e.g.: (i) avistamientos en el Golfo de Trieste



(Bettoso 2002), en el Adriático (Boero & Minelli 1986, Peca et al. 1997), en el Egeo (Geldiay & Balik 1977) y en aguas de Malta (Deidun 2011); (ii) la dermatitis producida por su picadura en personas (Kokelj et al. 1992, Peca et al. 1997); (iii) caracterización del veneno (Rottini et al. 1995); y, (iv) estructura del cnidocisto (Camillo et al. 2006).

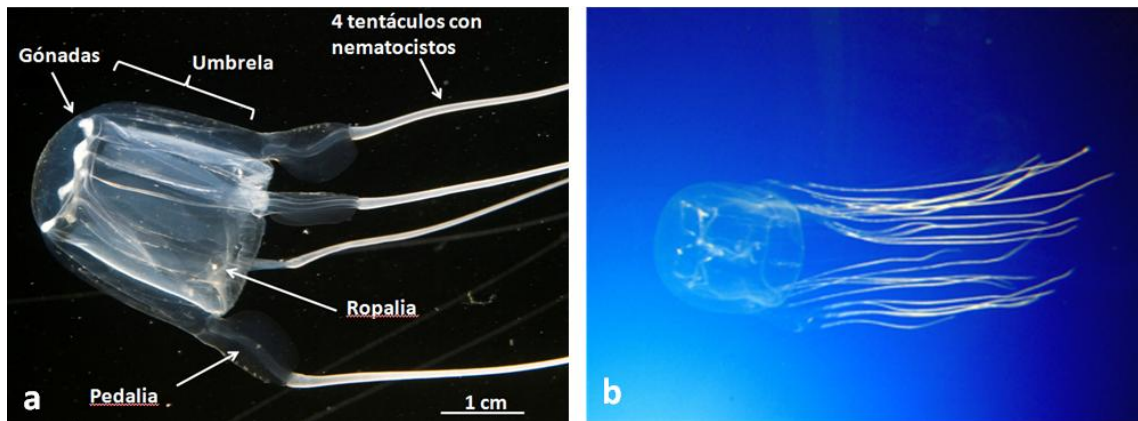
Desde el año 2008, y dentro del proyecto LIFE Cubomed ([www.cubomed.eu](http://www.cubomed.eu)), se están llevando a cabo diversos estudios relativos a la biología y ecología de *C. marsupialis* en el Mediterráneo español, algunos de los cuales ya están publicados (Bordehore et al. 2011, 2014, Canepa et al. 2013), o presentados a congresos (Acevedo et al. 2013, Bordehore et al. 2013) y otros en proceso de publicación (Canepa et al. 2014) o en elaboración.

La presente tesis doctoral, enmarcada dentro de los trabajos realizados en el seno del proyecto LIFE Cubomed, muestra los primeros datos sobre abundancia, distribución espacio-temporal y modelización de las poblaciones de *C. marsupialis* en el Mediterráneo, así como la descripción de los efectos de su picadura en personas sensibles y, la prevalencia de las picaduras de medusas en la costa mediterránea española.

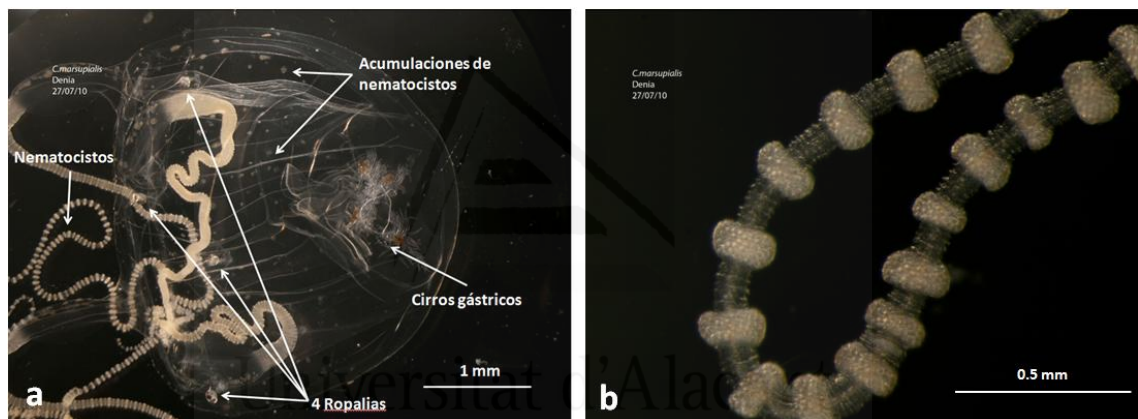
### **1.1. Taxonomía e identificación de cubozoos**

Las cubomedusas de la Clase Cubozoa (Phylum Cnidaria), se diferencian de las medusas comunes o escifozoos (Clase Scyphozoa) por diversas características genéticas, biológicas y ecológicas. Una descripción exhaustiva de la clasificación de los cubozoos –inicialmente dentro de los escifozoos–, así como las bases y problemas de la clasificación taxonómica actual se recogen en Gershwin (2005a).

Los cubozoos se dividen en dos Órdenes, en base a su morfología externa: Carybdeida y Chirodropida. Los primeros poseen sólo un tentáculo en cada pedalia (Figura 1.1a), mientras que los segundos presentan un número más elevado de tentáculos por pedalia, hasta un máximo de quince (Figura 1.1b). El Orden Carybdeida posee agrupaciones de nematocistos tanto en la umbrela (Figura 1.2a) como en los tentáculos (Figura 1.2b), mientras que las especies del Orden Chirodropida sólo tienen nematocistos en los tentáculos.



**Figura 1.1.** Ordenes de Cubozoa: a) Carybdeida (*Carybdea marsupialis*) con un tentáculo por pedalia y partes externas (imagen por E. Obis); b) Chirodropida, con varios tentáculos por cada pedalia (imagen de [goo.gl/iw3Naa](http://goo.gl/iw3Naa))

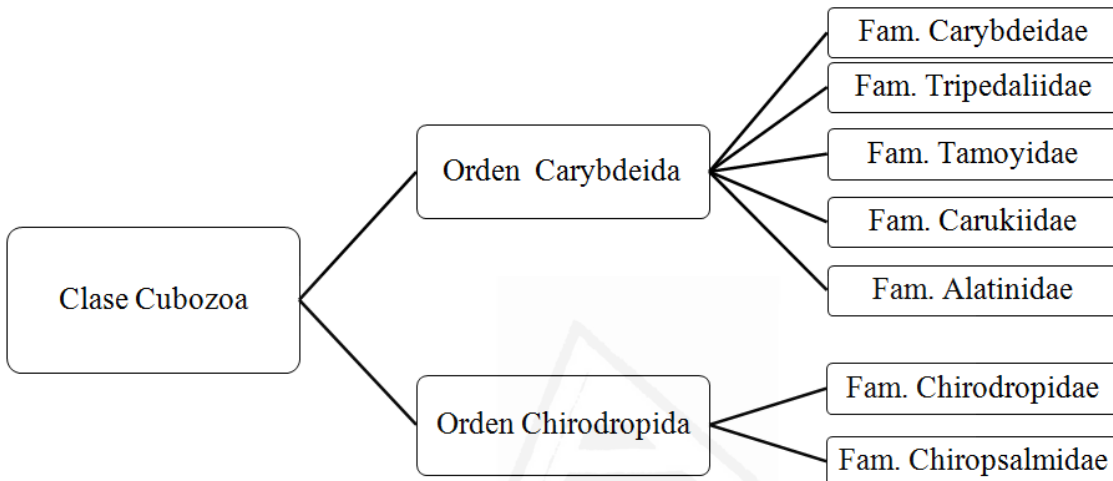


**Figura 1.2.** Partes básicas de *Carybdea marsupialis*: a) Umbrela y estructuras internas de un juvenil; b) Detalle de un tentáculo con acumulaciones de nematocistos (imágenes por E. Obis).

La taxonomía de los cubozoos se ha ido completando, según se ha avanzado en su investigación, con estudios recientes que incluyen la reordenación de la Clase e incluso creación de nuevas familias y géneros (Gershwin 2005b). Otros autores han generado la reordenación completa de la Clase Cubozoa en base a características genéticas (Bentlage et al. 2010). En la actualidad, se conocen y son válidas 41 especies de cubozoos, 31 especies del Orden Carybdeida y 10 del Orden Chirodropida (Kingsford & Mooney 2014), siendo *Carybdea marsupialis* la única especie de cubozoo descrita para el Mediterráneo, y la primera descrita de toda la Clase Cubozoa por Linnaeus en 1758, en un primer momento como *Medusa marsupialis*.

Según la revisión realizada por Kingsford & Mooney (2014), la mayoría de especies de cubozoos tiene una distribución circumtropical, con especies en las costas del Pacífico occidental (28 especies aceptadas), el Atlántico tropical occidental (14 especies), y africanas (4). A estas áreas, se le sumaría *C. marsupialis* en el Mediterráneo.

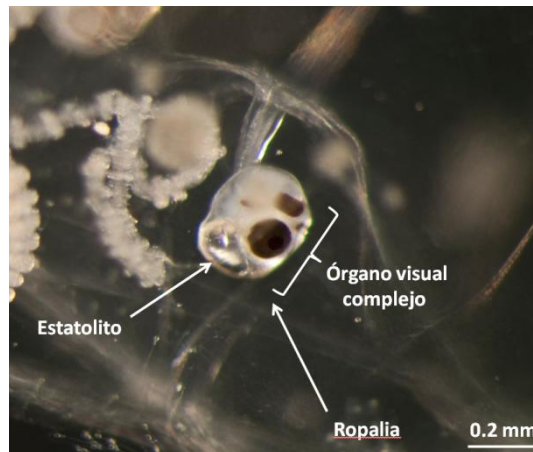
La figura 1.3 muestra la filogenia de la Clase Cubozoa, en base a estudios genéticos, según Bentlage et al. (2010) y (Gershwin 2005a):



**Figura 1.3.** Filogenia de la Clase Cubozoa (según Gershwin 2005a y Bentlage et al. 2010).

Según Gershwin (2005a), *C. marsupialis* se encontraría dentro de la Familia Carybdeidae, con un solo género, y junto a las especies y subespecies *C. murrayana*, *C. rastonii*, *C. xaymacana xaymacana* y *C. xaymacana australis*.

Los cubozoos presentan una umbrela en forma de cubo en su fase adulta y generalmente más esférica en estadíos juveniles (ver Figuras 1.1 y 1.6). Todas las especies de cubozoos poseen cuatro ropalias en cada uno de los laterales inferiores de la umbrela (Figuras 1.1, 1.2 y 1.4) donde se encuentran los órganos visuales complejos y el estatolito (Coates 2003), conectados entre sí con un anillo nervioso a las cuatro pedalias y éstas, a los tentáculos (Figura 1.1).



**Figura 1.4.** Ropalia con órgano visual complejo y estatolito. El órgano visual está formado por dos ojos complejos con cristalino y retina y cuatro ojos simples (imagen por E. Obis).

La longitud de los tentáculos varía según los estímulos externos percibidos, retrayéndose cuando encuentra obstáculos, pasando de una longitud para *C. marsupialis* de ~50 cm en extensión, a 5-10 cm retraídos, en especial cuando es manipulada (obs. pers). En otras especies, como en *Chinorex fleckeri* los tentáculos pueden llegar a medir hasta 3 m (Kinsey 1986).

## 1.2. Distribución de *C. marsupialis*

### 1.2.1. Mediterráneo

En la actualidad, sólo se ha descrito una especie de cubozoo (*C. marsupialis*) en el Mediterráneo, donde sus poblaciones tienen, generalmente, una baja densidad y una distribución espacial muy heterogénea. Se añade a esta situación que esta cubomedusa es difícil de detectar debido a su pequeño tamaño y transparencia de la umbrela. Kingsford et al. (2012) indicaron que algunas especies de cubozoos “...son simplemente muy difíciles de encontrar, lo que es un problema relevante para la investigación en ecología de cubozoos” observación que podemos aplicar a *C. marsupialis*.

En el Mediterráneo, *C. marsupialis* se ha visto ocasionalmente y, generalmente en bajas densidades, tanto en playas abiertas como en zonas abrigadas (puertos y espigones). No obstante, a partir de la década de los 80 se han detectado poblaciones con alta densidad de

individuos en el mar Adriático (Boero & Minelli 1986) y más recientemente en algunos puntos de las costas del Mediterráneo español (Bordehore et al. 2011).

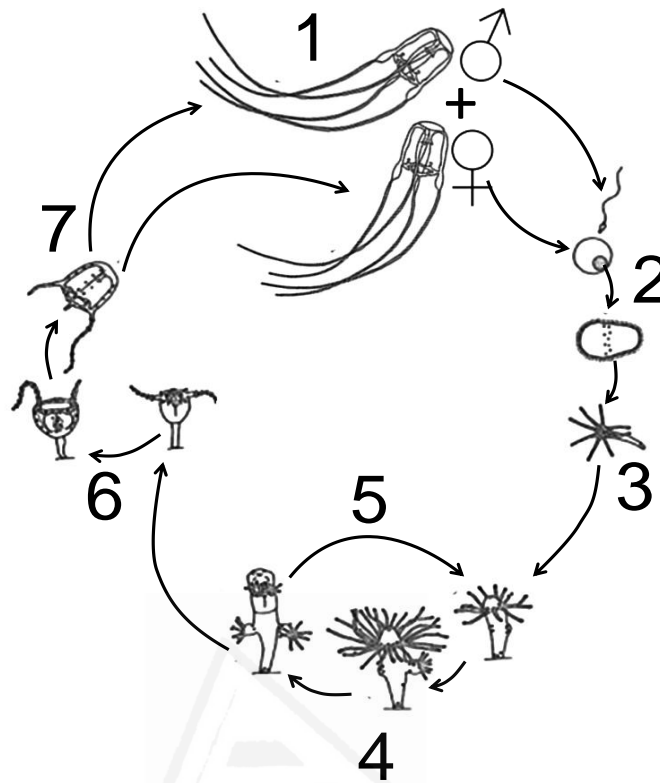
### 1.2.2. Atlántico, Pacífico e Indico

El escaso conocimiento sobre las especies de la Clase Cubozoa, en especial del Orden Carybdeida puede llevar a identificaciones incorrectas (Bentlage et al. 2010). Este parece ser el caso de *C. marsupialis*, la cual ha sido citada en diversas áreas fuera del Mar Mediterráneo, localización donde se describió el tipo. Fuera del Mediterráneo se ha citado en California (Larson & Amerson 1990), en el Mar Caribe (Kramp 1961, Larson 1976, Sánchez-Rodríguez et al. 2006, Morales-Landa et al. 2007), en Bahamas (Bigelow 1938) y en las costas de Pakistán (Kazmi & Sultana 2007). Sin embargo, Gershwin (2005a) defiende que serían atribuibles a *C. xaymacana* las citas del Mar Caribe y a *C. rastonii* la de California

### 1.3. Ciclo de vida de *C. marsupialis*

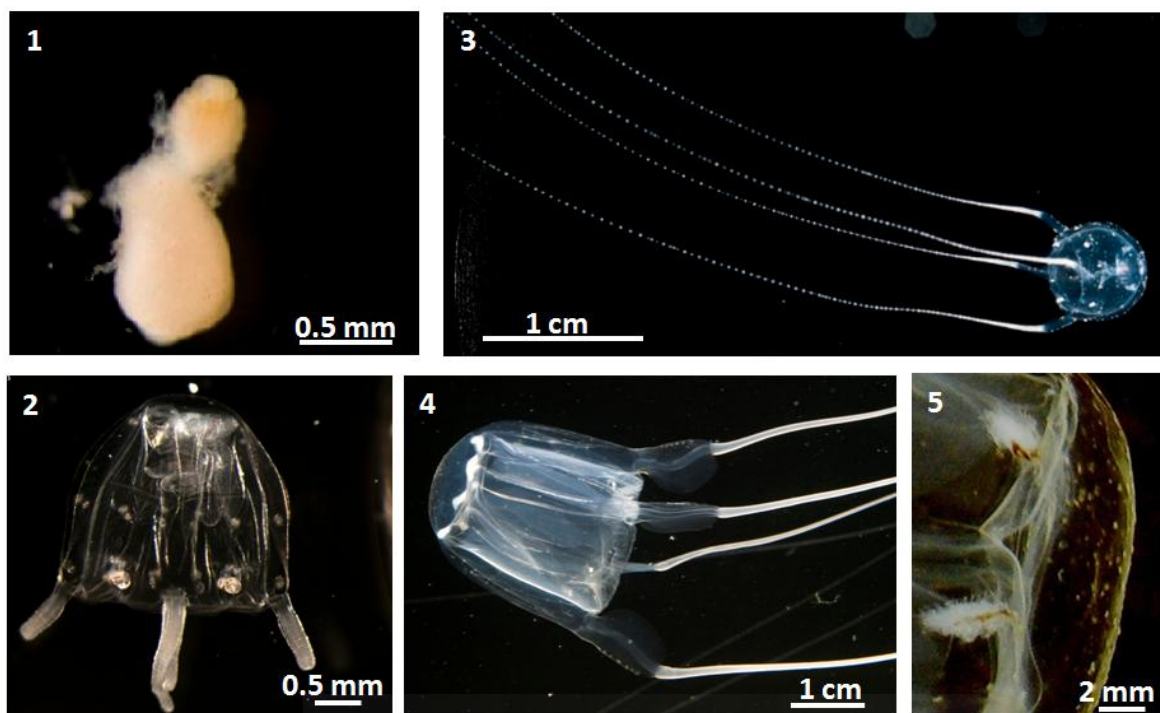
*C. marsupialis*, al igual que el resto de cubozoos, posee un ciclo de vida dividido en dos fases –fase pólipo, fija o bentónica, y fase medusa, libre o pelágica–.

Individuos adultos de *C. marsupialis* macho y hembra, se aparean (Figura 1.5) y la hembra libera los huevos fecundados –los cuales tienen flotabilidad negativa– en la columna de agua. A partir del huevo fecundado, se desarrolla una larva plánula que se asienta sobre un sustrato adecuado unos días después de la fertilización (Studebaker 1972, Acevedo y Fuentes obs. pers.). A partir de ese punto se desarrolla la fase bentónica, el pólipo, el cual puede generar, a su vez, nuevos pólipos mediante reproducción asexual. Los pólipos maduros generan juveniles de cubomedusa tras la metamorfosis –un juvenil por pólipo–. Los individuos medusa de *C. marsupialis* son ovíparos y dioicos, los machos y hembras tienen la principal diferencia fenotípica en el aspecto de las gónadas maduras, las cuales en las hembras se aprecia una superficie reticulada, mientras que en machos es lisa.



**Figura 1.5.** Ciclo de vida de *Carybdea marsupialis* mostrando; 1) macho y hembra sexualmente maduros; 2) expulsión al medio del huevo fertilizado con flotabilidad negativa; 3) asentamiento de la larva plánula después de aproximadamente 2 días; 4) fase bentónica del pólipo; 5) nuevos pólipos generados a partir de preexistentes (*budding*); 6) metamorfosis del pólipo en medusas juveniles; y, 7) desprendimiento al medio de las medusas juveniles. Figura a partir de Studebaker (1972).

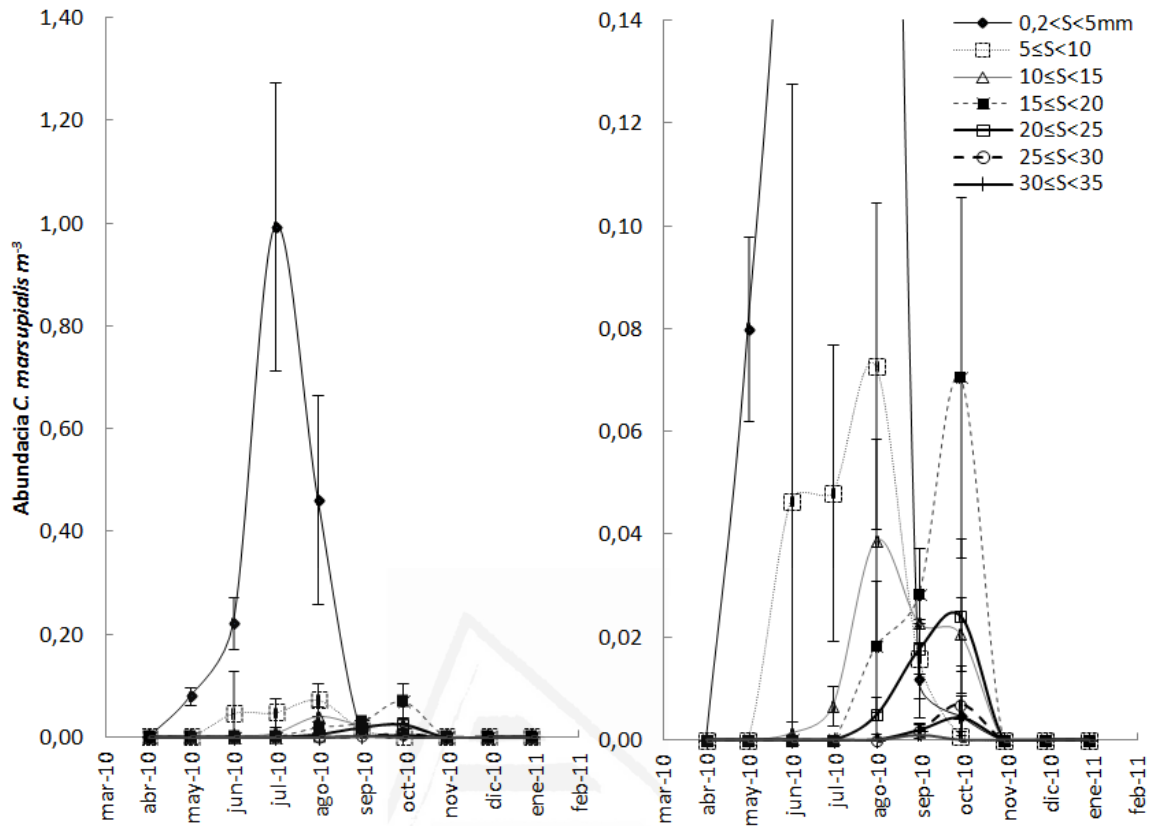
Los juveniles tempranos tienen ~300  $\mu\text{m}$  de distancia entre pedalias opuestas (DBW). Tras esta fase inicial, crecen hasta la fase de adultos (a partir de ~15 mm DBW), alcanzando tallas máximas de ~40 mm DBW. En la Figura 1.6 se puede ver la morfología de *C. marsupialis* en distintas etapas de su desarrollo, desde juveniles recién producidos a partir del pólipo a adultos.



**Figura 1.6.** *C. marsupialis* en distintas fases de su desarrollo: 1) pólipo (obtenido en laboratorio –ICM-CSIC– a partir de ejemplares maduros de Puerto Rico); 2) juvenil recién liberado del pólipo; 3) juvenil de talla grande; 4) adulto maduro; 5) detalle de gónadas maduras (imágenes por E. Obis).

Hay evidencia experimental de que los cubopólipos desarrollan quistes cuando las condiciones no son adecuadas (Straehler-Pohl, com. pers.). El cubopólipo se reproduce asexualmente mediante la creación de yemas laterales y su posterior transformación –o metamorfosis del pólipo– en una cubomedusa.

La tasa de gemación está correlacionada positivamente con la frecuencia de alimentación y se incrementa en la oscuridad. Además, el pólipo parece tener un alto potencial de regeneración (Fischer & Hofmann 2004). Se han observado dos tipos de metamorfosis: (i) todo el pólipo se transforma en medusa; y, (ii) el pólipo deja un remanente regenerativo, que es también frecuente y puede representar el 45% del total de la metamorfosis. Esta modalidad de formación de cubomedusas parece derivar de una estrobilación, proceso común en escifozoos (Straehler-Pohl & Jarms 2005). No obstante, considerando la relevancia de las fases bentónicas para los súbitos incrementos de las poblaciones de cubomedusas (Boero et al. 2008), existe una falta de información real sobre su localización en el medio natural, y la importancia de factores como la selección de sustrato, alimentación, predadores y competidores.



**Figura 1.7.** Abundancias de *Carybdea marsupialis* y tallas (DBW) (individuos  $m^{-3} \pm SE$ ) durante un ciclo completo (fase medusa) en la zona de muestreo de Dénia. La leyenda muestra las clases de tallas a partir de la DBW (distancia entre pedalias opuestas).

#### 1.4. Ecología de cubozoos

La ecología de las especies de la Clase Cubozoa es poco conocida en comparación con las especies de la Clase Scyphozoa. Esto es debido, en parte, a: (i) el desarrollo reciente de su taxonomía (Gershwin 2005a, Bentlage et al. 2010); (ii) su rareza, encontrándose en pocos ambientes; (iii) la extrema variabilidad espacial y temporal en la distribución de sus poblaciones; y (iv) en algunas especies la dificultad de detección y muestreo, debido a su pequeño tamaño y su umbrela transparente (Kingsford & Mooney 2014).

Los cubozoos están muy ligados al entorno físico. Por ejemplo, *C. marsupialis* selecciona masas de agua con menor salinidad (Bordehore et al. 2013, Canepa et al. 2014) y desarrolla estrategias de captura de zooplankton atravesando acumulaciones de hojas muertas de *Posidonia oceanica* que se encuentran en el lecho marino (obs. pers.). También es atraída



por la luz, tanto en tallas juveniles como en adultos (obs. pers.). Estas características también han sido descritas en otras especies de cubozoos (Kingsford & Mooney 2014), como *Tripedalia cystophora*, en Puerto Rico, que es atraída por los haces de luz solar que penetran entre las raíces del manglar para capturar copépodos (Buskey 2003).

#### 1.4.1. Distribución espacial y temporal de cubozoos

Los datos cuantitativos sobre la distribución temporal de cubozoos son escasos. Se ha observado que, generalmente, las distintas fases medusa (juveniles y adultos) no están presentes a lo largo de todo el año, sino que se centran en determinadas épocas. Por ejemplo para *Chironex fleckeri* en el norte de Australia, los primeros juveniles tras la metamorfosis aparecen a principios de septiembre (invierno-primavera austral), extendiéndose a lo largo de varios meses, y los adultos se capturan entre noviembre y diciembre (Gordon and Seymour 2012 ). En *C. marsupialis* en Puerto Rico (*C. xaymacana*, según Gershwin, 2005a) se observaron individuos adultos a lo largo de todo el año, pero con menor densidad en los meses de invierno (Cutress & Studebaker 1973).

Como se ha indicado en el punto 1, *C. marsupialis*, en la zona de estudio de la presente tesis muestra una fuerte estacionalidad. Los primeros juveniles aparecen a final de abril, con máximos en julio y agosto, y los adultos desaparecen a principios de noviembre (Figura 1.7). En la zona de estudio (aguas someras de Dénia), la metamorfosis –deducida a partir de la aparición de los primeros juveniles– se inicia hacia finales de abril-principios de mayo, con máximos en julio y agosto. La abundancia va disminuyendo a medida que aumentan de talla los individuos, los adultos desaparecen gradualmente a finales de octubre-principios de noviembre (Figura 1.7). Las tasas de mortalidad son mayores en los primeros estadios, disminuyendo a medida que crecen (Tabla 4.2). Este patrón de mayor a menor tasa de mortalidad es común en las especies marinas, incluyendo las escifomedusas (Palomares & Pauly 2009).

Respecto a los patrones heterogéneos de distribución espacial, en diversas especies de cubomedusas se ha observado que pueden estar relacionados con factores ambientales, como las precipitaciones y la fase lunar e.g. en *Alatina moseri* en Hawaii, (Chiaverano et al. 2013), planteando incluso movimientos relacionados con el apareamiento, desplazándose los individuos desde aguas más profundas –donde no son detectadas– hacia

zonas costeras (Kingsford & Mooney 2014). Otras especies como *Copula sivickisi* y *Carukia barnesi* (Kingsford et al. 2012 ) tienen una distribución espacial cercana a los arrecifes. No obstante, los datos sobre patrones espaciales de cubozoos son muy escasos. Kingsford & Mooney (2014) realizan una síntesis de todos los estudios publicados hasta la fecha con información espacial cuantitativa de cubozoos a nivel global.

Se han estudiado algunos factores ambientales pueden influir en la distribución espacial de escifomedusas (Purcell et al. 2007, Condon et al. 2013). Se han observado correlaciones entre factores ambientales y la abundancia de determinadas especies tanto a gran escala, con los episodios de El Niño, u oscilaciones en la corriente del Atlántico Norte (Purcell et al. 2007); como a pequeña escala (decenas o centenares de metros), con cambios en la salinidad (Rippingale & Kelly 1995).

También, se ha descrito en escifozoos cómo algunos eventos significativos en su ciclo de vida (caso de la estrobilación) se ven condicionados por la temperatura, salinidad, presencia de presas o la iluminación (ver revisiones en Kingsford et al. 2000, Holst & Jarms 2010).

En cubozoos, aunque no se ha realizado un esfuerzo de investigación tan intenso, también se han detectado factores ambientales que condicionan su ciclo biológico, comportamiento, abundancia y distribución espacial. Por ejemplo se han visto patrones claros de temporalidad en algunas especies, tanto en la presencia de adultos (e.g. *Carybdea marsupialis* en Puerto Rico, Studebaker 1972) como en la época de metamorfosis del pólipo y desprendimiento de los juveniles (e.g. *Chinorx fleckeri*, Gordon & Seymour 2012). En *Carybdea* sp. se ha descrito el efecto de la salinidad sobre la tasa de metamorfosis (Canepa et al. 2013) y en la selección de áreas de baja salinidad por parte de adultos de *C. marsupialis* en la zona de estudio (Bordehore et al. 2013, Canepa et al. 2014).

La abundancia de juveniles de cubozoos también puede variar interanualmente, y se piensa que las condiciones ambientales juegan un papel relevante en estas oscilaciones (e.g. *Chirpsalmus* sp., Gordon et al. 2004), como por ejemplo los caudales descargados por ríos (Kingsford et al. 2012). La salinidad muy baja puede ser causa de reducción drástica de la abundancia de cubozoos, como se ha indicado en Kingsford et al. (2012) para diversas especies en la costa Australiana. La temperatura también puede afectar las tasas de

metamorfosis y presencia de juveniles (e.g. *Chiropsalmus quadrigatus*, Kawamura et al. 2003).

#### 1.4.2. Movimientos y comportamiento

Aunque el movimiento es limitado en sus fases juveniles, y en las tallas menores podrían considerarse parte del plancton típico –donde su distribución se asociaría al patrón de corrientes–, a partir de un determinado tamaño su capacidad natatoria es suficiente para vencer corrientes débiles y/o altura en la columna de agua (e.g. fototropismo positivo en *C. marsupialis* con tamaños de 1-2 mm DBW, obs. pers.) y, seleccionar hábitat, entorno físico o características de la masa de agua (Gershwin & Alderslade 2005, Canepa et al. 2014).

Los cubozoos son capaces de desplazarse independientemente de las corrientes y seleccionar el ambiente adecuado. Por ejemplo para *Chironex fleckeri* se ha visto que nadan contracorriente cuando ésta adquiere una cierta velocidad (Gordon & Seymour 2009). Esta capacidad de natación y direccionalidad se debe a las contracciones de la umbrela, coordinados a nivel nervioso por las ropalias (Coates 2003, Garm et al. 2007). Un estudio de la natación y la coordinación de las ropalias se realizó en *C. marsupialis* (Satterlie & Nolen 2001) describió el mecanismo nervioso que permite la natación direccional en respuesta a estímulos. En otra especie, *Tripedalia cystophora* se estudió cómo evitaba obstáculos, comportamiento que podría estar relacionado con la detección de sombras (Petie et al. 2011, 2013).

Existen pocos datos relativos a movimientos y comportamiento de cubozoos. Se ha observado que, en ocasiones, forman agrupaciones más o menos densas de varias decenas de individuos (e.g. *C. marsupialis*: en el Adriático Boero com. pers.; en Dénia, obs. pers.).

Los cubozoos interactúan activamente con el medio donde se desarrollan, gracias a la presencia de órganos visuales complejos (Coates 2003, Nilsson et al. 2005) y la capacidad de detección de cambios en las características de la columna de agua (e.g. salinidad o temperatura). Como hemos señalado anteriormente se ha observado que utilizan las acumulaciones de hojas muertas de *Posidonia oceanica* como lugares de captura de presas; *Carybdea rastonii*, se localiza preferentemente sobre zonas de arena (Matsumoto 1995); *Chironex fleckeri*, *Gerongia rijkinae*, *Tripedalia binata* y *T. cystophora* se encuentran en desembocaduras de estuarios, con frecuentes corrientes y en zonas de manglares

(Kingsford obs. pers., Moore 1988, Stewart 1996); y, asociados a arrecifes de coral se pueden encontrar *Alatina* spp., *Chirodectes maculatus* y *Copula sivickisi* (Hartwick 1991a, Cornelius et al. 2005, Gershwin & Alderslade 2005). También, puede que otras especies, como *Alatina* sp., tengan algún tipo de migración desde aguas profundas –donde no es localizada–, a zonas costeras, dado sus periódicas apariciones durante la época de puesta (Kingsford & Mooney 2014).

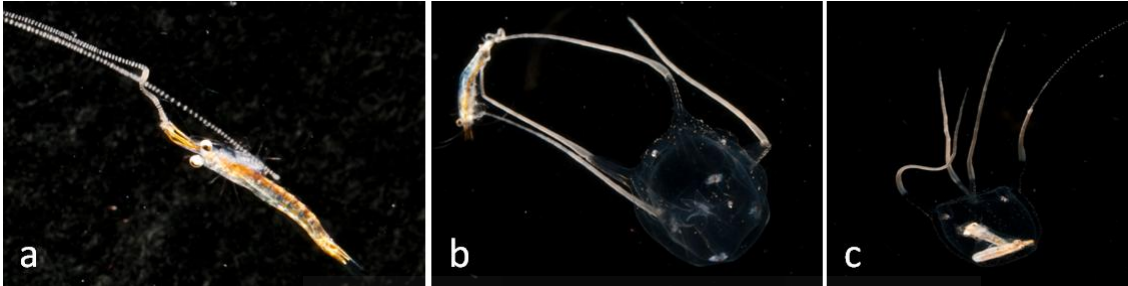
Se ha estudiado el comportamiento de evasión de obstáculos que tienen diferentes especies, por ejemplo *Carybdea rastonii* reacciona de día evitando buceadores (Kingsford & Mooney 2014), y tubos en el interior de acuarios (Matsumoto 1995). Por otro lado, colores como el gris no tienen una respuesta decidida por parte de *C. rastonii*, provocando continuos choques de las cubomedusas contra obstáculos de este color, pero evitándolos cuando los obstáculos eran de otros colores (Ueno et al. 2000, Kawamura et al. 2003). En *Chinorex fleckeri*, Hamner et al. (1995) observaron que rodeaba, sin tocarlos, pilotes de pantalanes en puertos y, en acuario, nadaba hacia colores blancos y evitaba los oscuros. *Chiropsella bronzie* también respondía a la presencia de obstáculos de color negro. Por el contrario, *Tripedalia cystophora* respondió con mayor eficacia ante colores rojos (Garm et al. 2007).

#### 1.4.3. Hábitos alimenticios de las cubomedusas

Los cubozoos son consumidores de zooplancton quitinoso e ictioplancton (Larson 1976, Nogueira Júnior & Haddad 2008, Acevedo et al. 2012), variando su dieta según la disponibilidad del zooplancton. Se cree que las toxinas de los cnidocistos son específicas para capturar las presas con el mayor éxito posible y a la vez, el menor consumo energético (Carrette et al. 2002, Underwood & Seymour 2007).

El tamaño de las presas y la naturaleza de éstas (e.g. crustáceos o peces) depende de la especie y tamaño del cubozoo. Por ejemplo se ha determinado que *Chinorex fleckeri* cambia de una dieta basada en pequeños crustáceos hacia otra basada en pequeños peces cuando la cubomedusa supera los 60 mm de distancia inter-pedalia (Carrete et al. 2002). También, en experimentos de laboratorio las preferencias de alimentación de *C. marsupialis* varían según el tamaño de los individuos (Acevedo et al. 2013).

El comportamiento de natación y la extensión de los tentáculos pretende optimizar la probabilidad de captura de presas. Cuando una presa es detectada por contacto con los tentáculos, se disparan los cnidocistos cercanos a ésta, inmovilizándola e inyectándole las toxinas. Los tentáculos se retraen y llevan la presa hacia la apertura bucal, el manubrio se encarga de retirar la presa de los tentáculos y ésta es introducida en la cavidad gástrica (Figura 1.8). Este comportamiento también se ha observado en *C. marsupialis* (Larson 1976), *Chinorex fleckeri* (Hamner et al. 1995) y *Carybdea rastonii* (Matsumoto 1995).



**Figura 1.8.** Individuo adulto de *Carybdea marsupialis* que ha capturado un misidáceo: a) los tentáculos han detectado y disparado los primeros cnidocistos; b) los tentáculos se retraen para acercar la presa a la boca; c) la presa se encuentra ya en la cavidad gástrica, donde será digerida parcialmente. Imágenes realizadas por E. Obis.

Las principales presas de los cubozoos son crustáceos planctónicos. Así *Tripedalia cystophora* se alimenta casi en exclusiva de copépodos (Buskey 2003), y *Chiropsella bronzie* sobre estadios larvarios de decápodos (Carrette et al. 2002). En cambio, *Copula sivickisi* se alimenta, aparte de copépodos y larvas zoea (Garm et al. 2012), también de cumáceos, anfípodos, y poliquetos (Hartwick 1991a), mostrando que su dieta varía según la disponibilidad de presas en cada área. *C. marsupialis* en la zona de California (con las reservas ya enunciadas anteriormente respecto de la identificación) se alimenta tanto de misidáceos como de larvas de peces (Martin 2004), y en Puerto Rico, de copépodos y poliquetos y larvas de peces (Larson 1976). Para *C. marsupialis* en la zona de estudio (Mediterráneo occidental), los resultados preliminares indican que la dieta de adultos se centra en copépodos, misidáceos, anfípodos y en menor grado larvas de peces, destacando también un porcentaje elevado de suprabentos o zooplancton epibentónico, como poliquetos, reflejo del comportamiento de predación de la especie (Acevedo et al. 2012).

#### 1.4.4. Impacto potencial sobre las presas

Aunque las tasas de consumo de presas por parte de las cubomedusas es alto, e.g. tasas de ingestión para *C. marsupialis*, de 8 a 31.6 copépodos medusa<sup>-1</sup> día<sup>-1</sup> (Acevedo et al. 2013), el impacto por predación en las redes tróficas se estima que es limitado. Sólo en áreas con una alta densidad de cubozoos, éstos podrían afectar negativamente a la red trófica, entrando en competencia con otros grupos que predan sobre el zooplancton. Se dispone de pocos datos sobre las tasas de ingestión de presas y, si los cubozoos pueden modificar la dinámica poblacional de grupos de los que se alimenta.

Por otro lado, sí que se ha constatado que los escifozoos –que pueden alcanzar poblaciones más numerosas y mayor tamaño de individuos– sí pueden tener impactos relevantes sobre sus presas, como larvas de peces (Frank & Leggett 1982, Möller 1984), y reducir la disponibilidad de éstas para otras especies que se alimentan del mismo recurso trófico, como el arenque en el Mar del Norte (Lynam & Heath 2005).

Según los datos disponibles, no se cree que los cubozoos puedan generar un impacto por predación sobre la dinámica de las presas similar a los escifozoos (Kingsford & Mooney 2014), debido a que es muy poco frecuente encontrar áreas de alta densidad de cubozoos y, cuando existen, éstas se localizan en áreas relativamente pequeñas. Este patrón de distribución es el que se ha observado en las aguas someras de la costa de Dénia, donde el 99% de la población se acumula en la franja de agua más somera, de aproximadamente 15 km de largo por 50 m de ancho (Bordehore et al. 2011).

#### 1.4.5. Predadores de cubozoos

Existen muy pocos trabajos sobre los predadores de los cubozoos. Según Kingsford & Mooney (2014) sólo se ha descrito la existencia de predadores sobre *Chironex fleckeri* en aguas australianas, caso de algunas especies de peces como *Scomberomorus commerson*, *Nemadactylus valenciennesi* o *Oplegnathus woodwardi* (Kinsey 1986), o la tortuga *Chelonia mydas* (Hamner et al. 1995). Se desconoce si la fase bentónica –el pólipo– es depredada por alguna especie ramoneadora.

### **1.5. Modelos poblacionales de organismos marinos. Aplicación a *C. marsupialis***

La ecología de poblaciones de organismos marinos utiliza generalmente un enfoque descriptivo donde tallas –o edad– y densidades se obtienen en una serie temporal. Este enfoque, que sería válido para entender lo que ha ocurrido en el pasado, tiene una utilidad limitada para diseñar estrategias de manejo o modelizar posibles escenarios futuros.

Los modelos poblacionales usando matrices de proyección (PPM) han sido ampliamente utilizados en ecología. En la literatura se ha discutido las ventajas de estos modelos demográficos, particularmente en el contexto de su utilidad para el manejo (revisado en Crone et al. 2011, 2013). Para la mayoría de especies marinas pelágicas y algunas terrestres es difícil, o incluso imposible, marcar individuos y seguirlos a lo largo del tiempo para determinar sus tasas vitales y construir un PPM. No obstante, sí que es posible tomar muestras periódicas de la población para determinar la estructura de tallas y densidades.

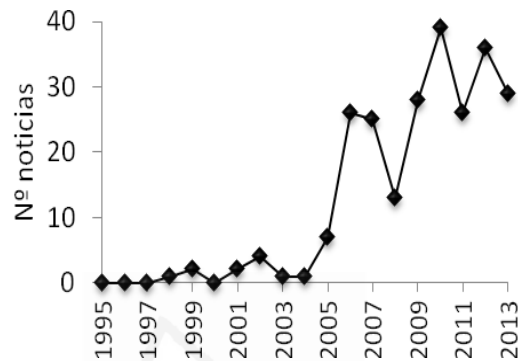
Estas densidades a lo largo del tiempo pueden ser usadas para calcular los parámetros del modelo PPM, como se realiza en el Capítulo 4 para *C. marsupialis*. Este enfoque, conocido como “problema inverso” (Wood 1997), es diferente de la modelización tradicional, del “problema hacia adelante”, que predice la dinámica a partir de un modelo y de las condiciones iniciales (Caswell 2001). La utilización del “problema inverso” ha sido aplicada en muy contadas ocasiones en organismos acuáticos, con dos excepciones: Katsanevakis & Verriopoulos (2006), que modelizaron *Octopus vulgaris* en el Mediterráneo; y, Erwin et al. (2012), que modelizaron la invasión de la planta acuática *Alternanthera philoxeroides*. Hasta donde llega nuestro conocimiento, este enfoque nunca ha sido aplicado a poblaciones de medusas. En el Capítulo 4, a partir del modelo PPM de *C. marsupialis* se aplica un análisis de sensibilidad y se exploran opciones de gestión de zonas costeras conducentes a reducir su población (Caswell 2001).

### **1.6. El problema de las medusas**

#### *1.6.1. Preocupación pública por las medusas*

La preocupación pública relativa a las proliferaciones de medusas está creciendo en los últimos años debido, en parte, a que éstas pueden producir impactos tanto a nivel ecológico como sobre el ser humano y sus actividades. Los impactos sobre actividades humanas son

principalmente sobre pesquerías (Purcell & Arai 2001, Graham et al. 2003, Purcell et al. 2007), industrias generadoras de energía (Rajagopal et al. 1989, Masilamoni et al. 2000, Matsumura et al. 2005), turismo (Burnett & Calton 1987, Burnett 2001, Gershwin et al. 2010, Bordehore et al. 2011, Baumann & Schernewski 2012), y sobre los ecosistemas (Purcell 2012). Este incremento de la preocupación pública queda reflejado en el número de noticias relacionadas con medusas que han aparecido en los periódicos nacionales (Figura 1.9).



**Figura 1.9.** Número de noticias publicadas en la prensa sobre medusas (suma de los periódicos El País y El Mundo desde el año 1995 y hasta 2013).

En el Mediterráneo, el número de informes de proliferaciones de medusas ha aumentado en las últimas décadas (Brotz & Pauly 2012, Boero 2013). En otros mares, Brodeur et al. (1999) describieron varios casos de una elevada biomasa nunca detectada antes. Por ejemplo la escifomedusa *Chrysaora melanaster* multiplicó su biomasa diez veces en el Mar de Bering durante los años 90 (registros desde 1975 a 1999). En otros casos, las densidades decrecieron, por ejemplo algunas especies de hidromedusas en el Adriático (Benovic 1987; para más ejemplos ver Mills 2001). Un meta-análisis global realizado por Condon et al. (2013) mostró que no había una evidencia robusta para indicar que se producía un incremento global de biomasa de medusas, aunque sí un ligero aumento a partir de los años 80, con ciclos de 20 años. En el caso del Mar Mediterráneo, los incrementos parecen ser más evidentes (Brotz & Pauly 2012). En definitiva, las tendencias no son generales y dependen de las áreas geográficas y de las especies involucradas.

### 1.6.2 Riesgos en playas

Las playas pueden ser ambientes peligrosos para los humanos, donde los visitantes pueden



estar expuestos a diferentes riesgos que dependen de: tipo de sustrato (e.g. arenas móviles); el viento y la dirección del oleaje que puede generar corrientes de ‘resaca’ (Abralde & Perez-Gomez 2009, Heggie 2013); así como la presencia de organismos peligrosos (Taylor et al. 2002, Walsh et al. 2011). Además, una mayoría de gente que visita las playas desconoce estos peligros, y muchos no saben nadar adecuadamente. También, tomar el sol sin la protección adecuada puede ser una fuente de problemas, como el golpe de calor, insolación o quemaduras epiteliales (Vries & Coebergh 2004), incluso entre los socorristas (Hiemstra et al. 2012). Debido a la existencia de estos riesgos, las playas españolas más concurridas están cubiertas por servicios de socorrismo durante, al menos, la temporada de verano.

Las causas de heridas, infecciones (ojos y oído principalmente), picaduras de animales y lesiones solares, ahogamientos, etc. suponen que las necesidades de atención o rescate sean diversas y difieran de una playa a otra. Es común encontrar que las heridas producidas en el medio acuático prevalezcan sobre las producidas en tierra (Moran & Webber 2013), pero hasta la fecha no se había realizado un análisis de este tipo en el Mediterráneo español, una de las zonas más relevantes de turismo de sol-y-playa a nivel mundial, acaparando el 62% de la demanda de este tipo de turismo en Europa, con 22,3 millones de turistas en el verano de 2014 (Tourspain 2014).

Mientras que los accidentes más graves, como los ahogamientos, son descritos en la literatura (Morgan et al. 2008) o contabilizados en estadísticas oficiales (INE 2014), los menos graves –entre los que se encuentra las picaduras de medusas– son menos conocidos y generalmente, no identificados ni contabilizados (Moran & Webber 2013).

### 1.6.3 Picaduras de medusas

Las medusas generan un riesgo potencial para los humanos en aguas de baño en todo el mundo. Las especies más peligrosas están distribuidas principalmente en aguas tropicales y subtropicales. Por ejemplo, en Australia las cubomedusas *Chinorex fleckeri* (Fenner 1998, O’Reilly et al. 2001) y el grupo conocido por *Irukandji* (Fenner 1998, Gershwin 2006, Gershwin et al. 2013), junto con el siphonóforo *Physalia* sp. (Tibballs 2006), son los responsables de lesiones de gravedad e incluso la muerte de algunas personas. Otras especies como *Chiropsalmus* sp. puede causar síntomas severos, pero hasta la fecha no se

han registrado muertes (Bailey et al. 2005). En las aguas australianas las cubomedusas *Irukandji* son responsables de una muerte cada 3-4 años, cifra similar a las muertes por ataques de tiburones (Fenner & Williamson 1996, Williamson et al. 1996), aunque la cifra real de muertes debido a cubomedusas se estima que es superior a este número (Gershwin et al. 2013).

En la actualidad se han identificado entre 9 y 10 especies de cubozoos del Indo-Pacífico cálido cuya picadura produce el síndrome de *Irukandji*, el cual carece de antídoto y sólo puede tratarse sus efectos sistémicos en el organismo del paciente (Gershwin 2006, Gershwin et al. 2013). Las muertes en el SE Asiático por este tipo de picaduras podría ascender a “miles de personas” (Cegolon et al. 2013), aunque poca información cuantitativa está disponible al respecto en la mayoría de países del área; mientras que en aguas australianas las muertes por picaduras de cubomedusas son relativamente pocas, con una fatalidad cada varios años, no habiendo muertes por cubomedusas sin identificar, en Malasia aunque se contabilizan un número similar, se cree que está subestimado debido a la menor implantación de la red sanitaria (Lippmann et al. 2011, Tibballs et al. 2011).

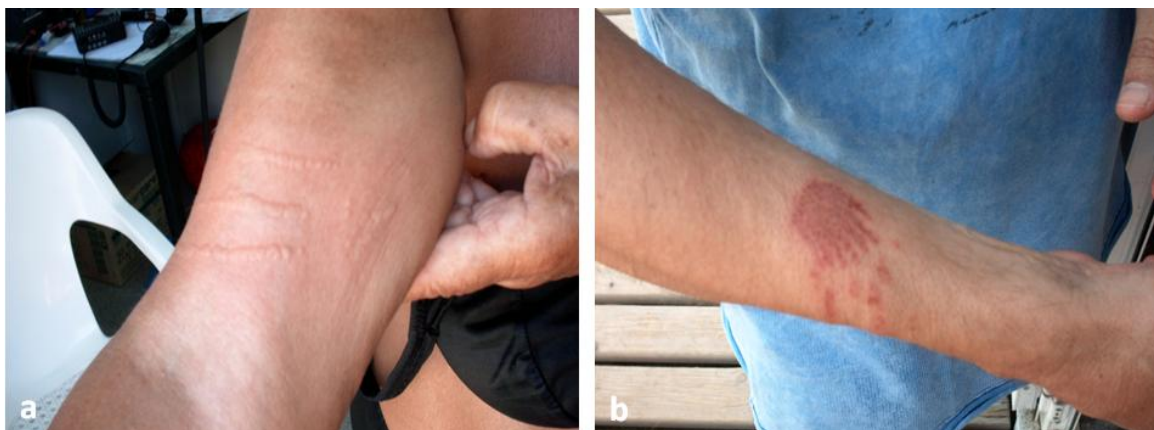
En el Mediterráneo, las especies de medusas presentes no son tan peligrosas como en aguas tropicales, pero hay una relativa alta densidad de individuos de especies con baja-media toxicidad (Mariottini et al. 2008, Mariottini & Pane 2010, Bordehore et al. 2014). No obstante, el siphonóforo de alta toxicidad *Physalia physalis*, que en los trópicos produce lesiones de gravedad e incluso la muerte en algunos pacientes (Tibballs 2006), aparece ocasionalmente, siendo el responsable de la primera muerte por contacto en el Mediterráneo (Cerdeña) en 2010 (Boero 2013, p 27).

Al respecto, algunos estudios se han publicado sobre la epidemiología de las picaduras de medusas en diferentes tramos costeros, principalmente en el Mediterráneo Central (Mariottini et al. 2008, Donno et al. 2009, 2014).

#### 1.6.4. *C. marsupialis* en el área de estudio y salud pública

En la principal área de estudio de esta tesis (Dénia, SE Ibérico), los servicios de socorrismo han registrado un alto número de personas afectadas por picaduras de medusas desde el verano de 2008 (año 2008: 3330 picaduras registradas; 2009: 3350; 2010: 1348; 2011: 2316; 2012: 3040; 2013: 1872, a partir de datos propios no publicados) siendo estos

registros superiores a los de años anteriores (Bordegore et al. 2011). Dichas picaduras han sido atribuidas principalmente a *C. marsupialis* por la tipología de las marcas en la piel (Figura 1.10 ) y la ausencia de medusas “visibles” en el momento de producirse el contacto.



**Figura 1.10.** Efecto sobre la piel de la picadura de *C. marsupialis*, según el tiempo transcurrido tras la picadura: a) una hora después de la picadura; b) aproximadamente, cinco días después (imágenes de Cruz Roja Dénia).

Por otro lado, la densidad de *C. marsupialis* se ha mantenido alta en las aguas costeras de las playas al norte del puerto Dénia desde el verano de 2008, con valores medios de densidad alrededor de 5-10 ind 100 m<sup>-3</sup> y máximos puntuales de hasta 530 ind 100 m<sup>-3</sup>. Esta alta densidad se ha detectado, aunque de manera cualitativa, en otras zonas costeras del Mediterráneo español, algunas también con alta interferencia con el baño, como en el puerto de Gandía (Valencia), o la playa de Santa Pola (Alicante) (obs. pers.).

#### 1.6.5 Nematocistos y efectos sobre la salud

Los nematocistos y el veneno de *C. marsupialis* han sido estudiados por varios autores (Golz 1993, Rottini et al. 1995, Avian et al. 1997, Sánchez-Rodríguez et al. 2006). El contacto con la piel humana de los tentáculos provoca la descarga de los nematocistos y la inyección de las toxinas, causando dolor –generalmente moderado–, sensación de quemazón, erupciones eritematosas con vesículas y edema local, describiéndose dermatitis y ausencia de efectos sistémicos en los casos estudiados (Kokelj et al. 1992, Peca et al. 1997), aunque un caso de efectos sistémicos ha sido descrito recientemente, probablemente

asociado a una especial sensibilidad de la persona afectada (Bordehore et al. 2014).

### **1.7. Objetivos y estructura de la tesis**

La parte central de la presente tesis doctoral la conforman cinco artículos independientes repartidos en dos bloques. El primer bloque, que engloba a los capítulos 2, 3 y 4, trata sobre ecología poblacional y modelización de la dinámica intra-anual de *Carybdea marsupialis*. El segundo bloque, conformado por los capítulos 5 y 6, está relacionado con el análisis de la tipología de las atenciones en playa que realizan los servicios de socorro, con especial atención en las picaduras de medusas, y los efectos sobre la salud humana que puede generar la picadura de *C. marsupialis*.

#### **Bloque 1. Ecología poblacional y modelización.**

El capítulo 2 “Detection of an unusual presence of the cubozoan *Carybdea marsupialis* at shallow beaches located near Dénia, Spain (SW Mediterranean)” tiene como objetivo describir el rápido aumento que experimentó la población de *C. marsupialis* durante el verano-otoño de 2008 a lo largo de 17 km del litoral Dénia (SE España), así como la incidencia que este episodio tuvo sobre el incremento de picaduras a bañistas. Estos muestreos se desarrollaron en verano-otoño de 2008. El capítulo 2 se cita como Bordehore et al. (2011).

El capítulo 3 “Abundance patterns and size structure of *Carybdea marsupialis* (Cubozoa) at a shallow beach in the Western Mediterranean” tiene como objetivo aumentar el conocimiento sobre la ecología de *C. marsupialis* para: (i) cuantificar la abundancia y el patrón de distribución de adultos de *C. marsupialis* en un área somera a lo largo de 17 km de costa que, además, es coincidente con una zona de baño; (ii) determinar si la densidad de *C. marsupialis* en la zona de estudio está relacionada con alguna variable ambiental; y, (iii) comparar las densidades y tallas de las cubomedusas capturadas en 2008 (Capítulo 2) y 2009. Los muestreos se desarrollaron durante el verano-otoño de 2009. El capítulo 3 se cita como Bordehore et al. (2013).

En el capítulo 4 “Estimating the dynamics and management strategies of marine organisms using an inverse method for time series. An application to the box jellyfish *Carybdea*

*marsupialis* size structured populations” se utilizó una metodología matricial para modelizar el ciclo anual de *C. marsupialis*, siendo también aplicable a cualquier especie de la que se disponga de datos de densidad y tallas (o edad) a lo largo del tiempo. Se modelizó la población durante un ciclo de la fase medusa, desde mediados de 2010 hasta principios de 2011. Los principales objetivos fueron: (i) construir una matriz de proyección poblacional (*Population Projection Matrix*, PPM) a partir de datos de densidad en distintas fechas (problema inverso); (ii) aplicar técnicas estándar de análisis de sensibilidad para evaluar la clase de talla que contribuye en mayor medida a la tasa de crecimiento de la población; y (iii) evaluar diferentes estrategias para reducir la densidad poblacional: remoción de individuos vs reducción de presas.

## **Bloque 2. Efectos sobre la salud de la picadura de *Carybdea marsupialis* y riesgo asociado a la utilización de las playas, con especial incidencia en picaduras de medusas**

En el capítulo 5, “Lifeguard assistance at Spanish Mediterranean Beaches: Jellyfish prevail and Proposals for Improving Risk Management”, se analizaron los datos de los servicios de socorrismo en las playas del Mediterráneo español desde la fecha más antigua disponible y hasta el verano de 2012, con especial referencia a las picaduras de medusas. Además, se proponen una serie de medidas de mejora de la gestión del riesgo asociado a la utilización de las playas.

Por último, en el capítulo 6 “*Carybdea marsupialis* (Cubozoa) in the Mediterranean Sea: The first case of a sting causing cutaneous and systemic manifestations” se describen por primera vez en una persona efectos sistémicos tras una picadura de *C. marsupialis*. Las referencias al capítulo 6 se citan como Bordehore et al. (2014).

## CAPÍTULO 2

### **Detection of an unusual presence of the cubozoan *Carybdea marsupialis* at shallow beaches located near Denia, Spain**

**(SW Mediterranean)**



Universitat d'Alacant  
Universidad de Alicante

Artículo publicado:

Bordehore, C., V. L. Fuentes, D. Atienza, C. Barberá, D. Fernandez-Jover, M. Roig, M. J. Acevedo-Dudley, A. J. Canepa, & J. M. Gili (2011) Detection of an unusual presence of the cubozoan *Carybdea marsupialis* at shallow beaches located near Denia, Spain (south-western Mediterranean). *Marine Biodiversity Records* 4: 1–6.



Universitat d'Alacant  
Universidad de Alicante

**Detection of an unusual presence of the cubozoan *Carybdea marsupialis* at shallow beaches located near Denia, Spain (SW Mediterranean)**

**ABSTRACT**

An unusual bloom of the cubozoan *Carybdea marsupialis* occurred at some beaches located near Denia (SW Mediterranean Sea, SE Spain) during the summer of 2008. The bloom was first detected and recorded by the local Red Cross first aid services. Densities of *C. marsupialis* in the area were characterized by quantitative sampling. The number of bathers stung totaled 3330 during the three months of summer. Sampling at shallow beaches from 15 September to 21 November 2008 gave insights into cubozoan density in the area, estimated at 265.9 individuals per 100 m<sup>2</sup> as the highest value. These densities have never been recorded previously in the Mediterranean where the species was considered to be rare. Mean density along the 17 km of coastline which was sampled reached 5.4±3.8 ind 100 m<sup>-2</sup>. Data on size distribution is also given. This paper analyses the reasons behind these unusually high abundances of *C. marsupialis* in the NW Mediterranean Sea and provides guidelines for future studies to elucidate the causes of this bloom.

Keywords: Cubomedusae, *Carybdea marsupialis*, jellyfish blooms, W Mediterranean, jellyfish stings.

**INTRODUCTION**

*Carybdea marsupialis* (Linnaeus, 1758) is a venomous box jellyfish widely distributed in tropical waters of the Atlantic Ocean. It is also found in large aggregations in the Caribbean Sea (Kramp 1961, Sánchez-Rodríguez et al. 2006) where the species is present all year around in bays, harbors and mangrove channels. Moreover, ripe specimens may be found in any season in Puerto Rico (Cutress & Studebaker 1973).



In the Mediterranean basin and adjacent areas, this carybdeid is the only known cubomedusa species. It is frequently found in the Adriatic Sea (Boero & Minelli 1986, Camillo et al. 2006), where massive aggregations have sporadically been observed (Peca et al. 1997). In the W Mediterranean, adult individuals of *C. marsupialis* have been spotted in summer along the South-East coastline of Spain by SCUBA divers, but to the best of our knowledge, these observations have never been reported in the scientific literature. In some of the Spanish Mediterranean diving guides this species is showed as rare, but very few divers have seen it.

*Carybdea marsupialis* has a bi-partite life cycle, is oviparous and settlement of planulae occurs about two days after fertilization of ova. The polyp stage has been found only once on dead bivalve shells on the bottom of mangrove channels (Cutress & Studebaker 1973). Moreover, there is evidence from experimental work of the capacity of the polyps to develop in cysts when the conditions are not adequate (Straehler-Pohl, pers. comm.). The cubopolyp reproduces asexually through lateral budding and by transforming the polyp into a cubomedusa. Budding rate is positively correlated with feeding frequency, in contrast to conditions leading to the medusa formation, and increases in darkness. Furthermore, the polyp seems to have a high regeneration potential (Fischer & Hofmann 2004). A second type of metamorphosis, leaving a regenerative remnant, is also frequent and can reach up to 45% of the total number of metamorphosis. This mode of medusa formation seems to be derived from the strobilation process common to scyphozoans (Straehler-Pohl & Jarms 2005). Nevertheless, considering the importance of benthic stages for jellyfish outbreak formations (Boero et al. 2008) there exists a lack information about other important topics such as: substrate choice, food limitation, predators and competitors.

The nematocysts and the venom of *Carybdea marsupialis* has been widely studied (Golz 1993, Avian et al. 1997, Camillo et al. 2006, Sánchez-Rodríguez et al. 2006). The contact between human skin and *Carybdea* tentacles causes severe pain, burning sensation, erythematous-vesicular eruption and local edema (Kokelj et al. 1992, Sánchez-Rodríguez et al. 2006, Milla et al. 2008).

Moreover, the potential proliferation of this species as a gelatinous predator represents a threat to the ecosystem due to its ecological effects. Cubozoans consume zooplankton, as well as ichthyoplankton (Larson 1976, Nogueira Júnior & Haddad 2008), therefore, zooplankton populations and the juvenile fish community could potentially be reduced and

modified. Such situations can cause a direct or an indirect cascade effect in marine food webs and natural populations.

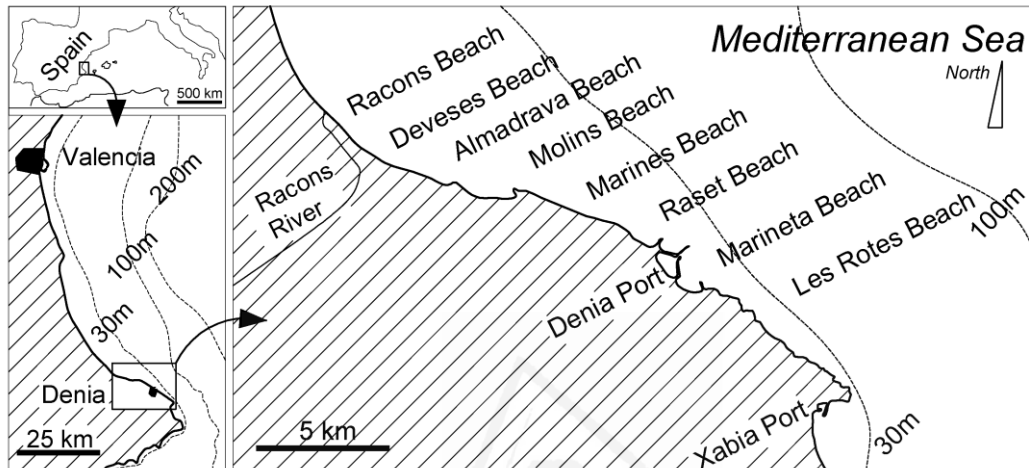
During summer 2008, a high number of stings caused by the unusual and abundant presence *Carybdea marsupialis* were reported along 17 km of the coastline near Denia (SE Spain, NW Mediterranean). Because this was such an unusual event, a sampling strategy was developed to quantify stung bathers, and evaluate abundance, as well as size distribution of *C. marsupialis*.

## MATERIALS AND METHODS

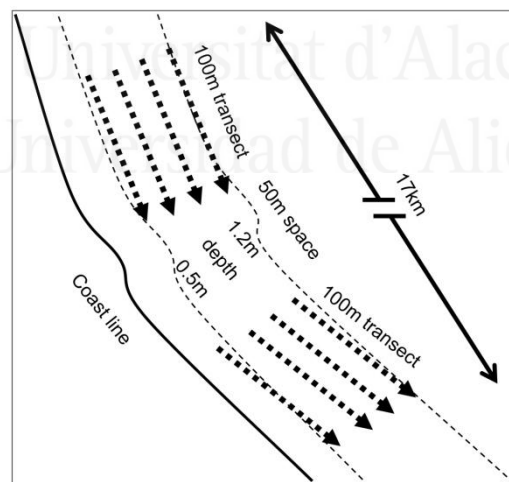
The study area extends to include coastline to the north of Denia, which consists of long sandy beaches with a gentle slope where *Posidonia oceanica* meadows coexist with rocky and sandy bottoms. The northern and southern limits of the study area are Racons-Molinell River (38° 53' 09" N, 0° 02' 14" E) and 2 km South from Denia harbor (38° 50' 55" N, 0° 02' 14" E) respectively (Figure 2.1). The area absorbs river run-off which contains high levels of nitrate and other crop fertilizers. There are 4 perpendicular dykes (from 100 to 230 m long), 3 at Almadrava beach and 1 at Les Marines. Both beaches have been replenished with sand: Les Marines beach, in 1987, and Almadrava beach, in 2005. The region is a popular tourist spot in this part of Spain where bathing, yachting and other aquatic activities take place during summer months.

In order to conduct the sampling program, 17km of the coastline was divided into 10 beaches (from North to South): Racons, Deveses, Almadrava, Molins, Marines, Blay, Raset, Marineta, and Rotes (Figure 2.1). Quantitative sampling commenced on September 15, just two months after a high number of stings had been detected by the Red Cross at Raset Beach. Sampling was completed on November 21, two weeks after the last organism of *C. marsupialis* was found. Since the animals were detected in a very shallow area, samples were taken using a hand net (5-mm mesh size) of 949 cm<sup>2</sup> of filtering surface (30.9 x 30.8 cm) and by walking in a parallel direction to the coastline. While walking, the net was kept 0 to 5 cm off the bottom and a total distance of 100 meters was covered in each transect. Each sampling point consisted of 4 transects, each of them parallel to the other at a distance of 1.5 m, covering approximately from 0.5 to 1.2 m depth. The distance between sampling points was 50 meters (Figure 2.2). All data were collected in

spreadsheets, including GPS positioning, individual references for starting and finishing points, water temperature (T data logger  $\pm 0.1^{\circ}\text{C}$ ) and the number of individual *C. marsupialis* collected. Density data is calculated using individuals per square meter (to obtain densities in cubic meters, multiply by net height, 0.308 m). We randomly chose 150 individuals to measure (umbrella height and width) and a linear correlation was undertaken between both measures, obtaining correlation coefficient  $R^2$ .



**Figure 2.1.** Studied area in the SW Mediterranean. Coast of the municipality of Denia (Spain).



**Figure 2.2.** Sampling procedure.

All *C. marsupialis* individuals collected were preserved in 4% formalin for further analysis.

The other set of data used for this study was based on the information supplied by the Red Cross emergency services who kindly gave us permission to use official information

related to the number of people stung by jellyfish and the total number of incidences at the beaches located along the Denia coastline. Red Cross beach service commences each year on 1 July and finishes at the end of August; hence no data on stung people can be obtained after this date.

To assess if 2008 was an exceptional year in relation to jellyfish stings, data from previous years was also analyzed and compared with the years 2001 to 2007.

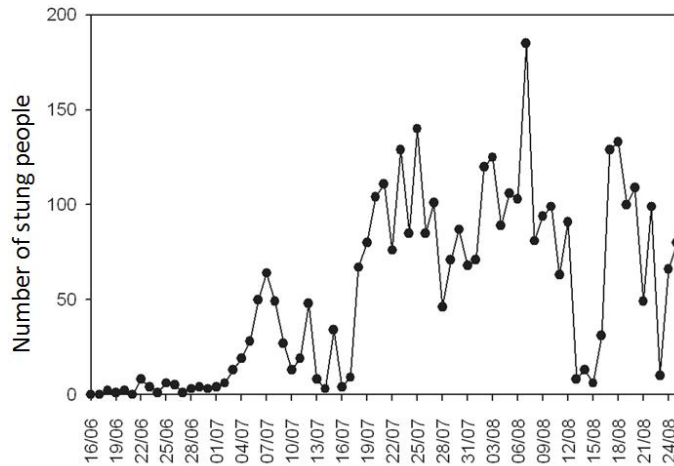
Individuals who have been stung by the *C. marsupialis* are easily recognized because they suffer a burning pain which lasts for several hours, accompanied by a self-limiting (1-2 days) localized erythematous eruption. Small vesicles and hives can also appear in the affected area.

## RESULTS

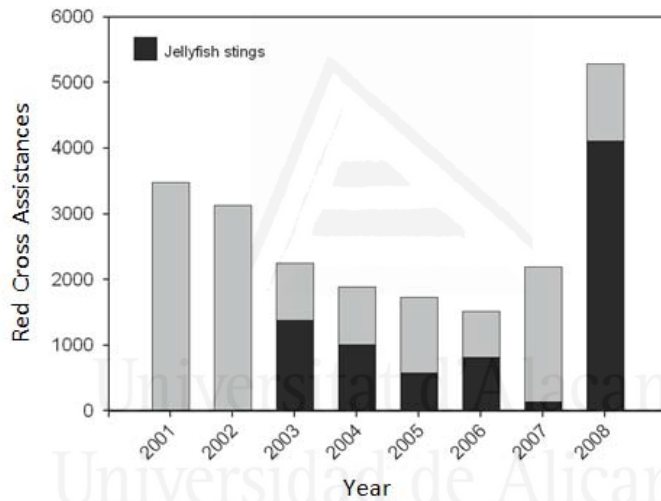
### *Carybdea marsupialis* abundance and distribution

As shown in Figure 2.5, *C. marsupialis* density was measured from September 15 until 21 November 2008, and during this period, a total of 476 *C. marsupialis* were collected. No cubozoans were found in the area after November 10. Some adults of *C. marsupialis* were captured on the second week of August, 5 weeks prior to the quantitative sampling period. Density of *C. marsupialis* decreased from a maximum of  $5.4 \pm 3.8$  ind  $100 \text{ m}^{-2}$  (Figure 2.5) at the end of September to zero at November 10.

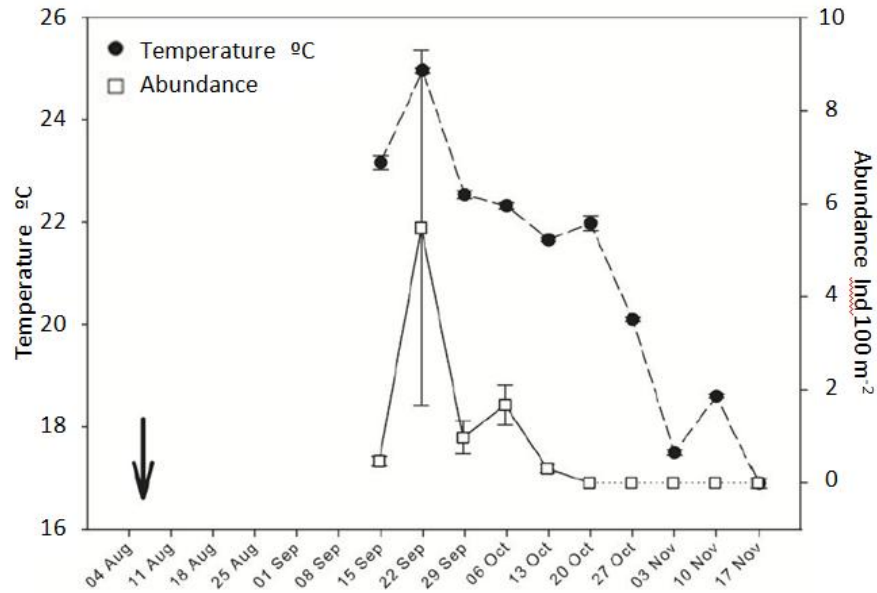
The highest number of stinging incidences was recorded during the first week of August (Figure 2.3). The peak water temperature ( $25 \pm 0.5$  °C, Figure 2.5) occurred during the fourth week of September which was when *C. marsupialis* was abundant ( $5.4 \pm 3.8$  ind  $100 \text{ m}^2$ , Figure 2.5). Temperatures fell from  $25 \pm 0.5$  °C at the end of September to  $16.8 \pm 0.5$  °C on November 17.



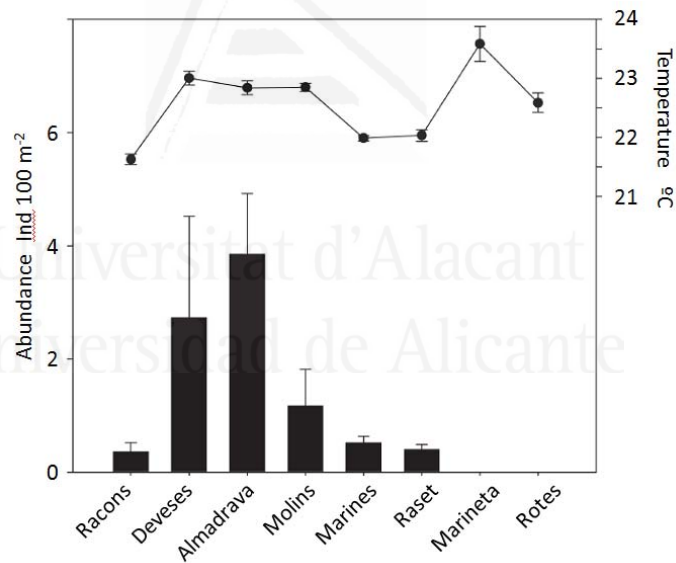
**Figure 2.3.** Red Cross records of people stung from 16 June to 25 August 2008 in all stations in Denia’s beaches. Raset, Marines and Molins beach had altogether 88% of the stings (58%, 25% and 5% of stings respectively).



**Figure 2.4.** Red Cross records of total assistances in beaches, differentiating people stung by jellyfish (dark bar) in Denia’s beaches from 2001 to 2008. Stung people data in 2001 and 2002 are unknown.



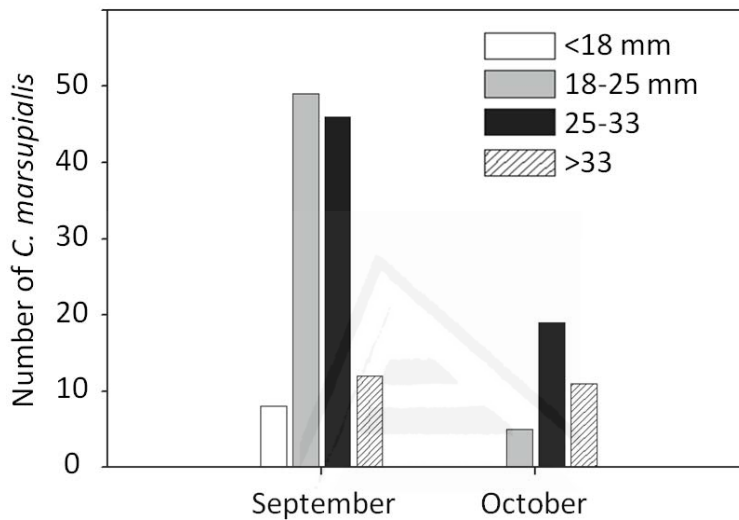
**Figure 2.5.** Abundance of *Carybdea marsupialis* and water temperature during the sampling period (4<sup>th</sup> August to 21<sup>st</sup> November). Values are shown as averages  $\pm$  standard error. Arrow shows maximum number of stings on 6 August.



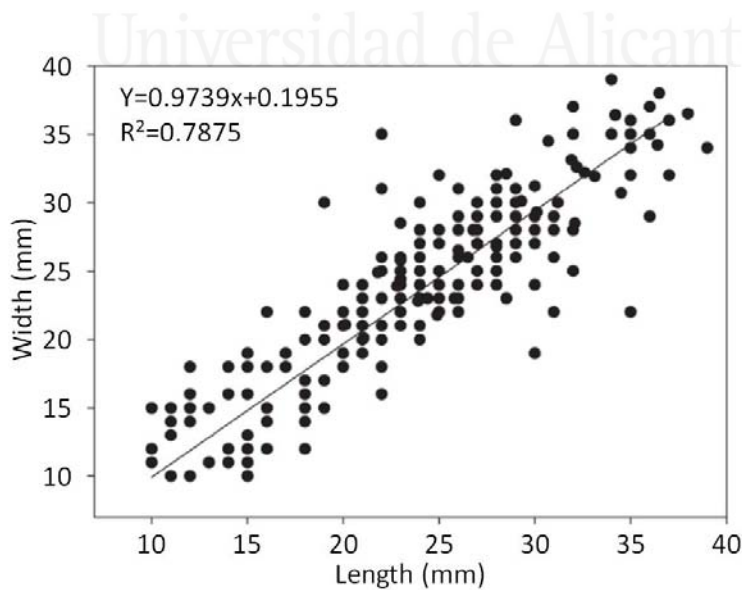
**Figure 2.6.** Abundance of *Carybdea marsupialis* in the different beaches along Denia's coast. Values are shown as averages  $\pm$  SE.

When data is analyzed from each of the beaches sampled (Figure 2.6), it can be observed that the highest average abundances were found in Almadrava and Deveses beach ( $3.85 \pm 1.1$  ind  $100 \text{ m}^{-2}$  and  $2.73 \pm 1.8$  ind  $100 \text{ m}^{-2}$ , respectively). In contrast, no organisms were captured in Les Rotes, neither at Marineta Beach. Despite the fact that the maximum number of sting incidences was recorded at Raset Beach, the highest densities of *Carybdea marsupialis* were recorded at Almadrava and Deveses Beach. Records for highest

abundances ranged from 0 organisms in Marineta and Les Rotes Beaches to 265 ind 100 m<sup>-2</sup> in Deveses Beach. Scaling was clearly different between both beaches (Figures 2.7 and 2.8), where average abundances ranged from 0 to 3.85 ind 100 m<sup>-2</sup>, while the highest abundance ranged from 0 up to more than 250 ind 100 m<sup>-2</sup>. Figure 2.6 shows the abundances at each sampling beach between September 15 and October 20. We found that average abundances were constant during different weeks, with the exception of Deveses and Almadrava, where a decrease, as well as an increase, of this parameter was recorded respectively.



**Figure 2.7.** Size distribution of *Carybdea marsupialis* during September and October 2008.



**Figure 2.8.** Relationship between length and width of *Carybdea marsupialis*.

A total of 150 individuals were measured from the 476 samples that were collected. There was a clear dominance of mid-class sizes in September (18 to 33 mm width and 25 to 33 mm length; Figure 2.7). However, big-sized classes were dominant in October and individuals smaller than 18 mm were not detected (Figure 2.7). A linear relationship was detected between length and width (Figure 2.8), which reveals a high correlation value ( $R^2$  0.788).

During the third week of August 2009, we randomly sampled approximately 10 m<sup>3</sup> of water in three different localities (Fonts, Raset and L'Almadrava beaches) to test whether *C. marsupialis* populations were the same as in 2008. We sampled a total of 33 organisms of *C. marsupialis* (5, 2 and 26 individuals respectively) which seems to infer that a population may be permanently established in the area.

### ***Red Cross records of stinging incidences***

Between July 18 and August 25 2008, an unusually high number of stinging incidences were registered at the beaches that surround Denia. During this period, more than 3330 jellyfish stings were recorded by the Red Cross. Figure 2.3 shows the number of people with jellyfish stings treated at the Red Cross facilities on a daily basis, which illustrates that between July 18 and August 13 there had been an increase in the number of bathers affected compared to other years. The average number of stinging incidences increased from less than 50 a day to more than 100, with the highest occurrence on August 7 when 185 people were stung. This pattern was not common at all of the beaches that are included in the study neither in other coastal cities, and such an increase in the number of people affected was due, almost exclusively, to the number of bathers stung at Raset Beach. Visits to Red Cross facilities were almost constant during the study period at Molins and Blay Beaches, however, at Raset, more than 100 people were treated on a daily basis compared to less than 20 in previous years.

Between 2003 and 2007, the total number of people treated for jellyfish stings ranged from 138 (year 2007) to 1378 (year 2003) (Figure 2.4). However, the total number of stings rose to 4116 in 2008, indicating an unusually exceptional year, not only for a single event, but also for an extended period during the summer. Moreover, the amount of assistance given by the Red Cross for stings other than jellyfish in 2008 was similar to previous years. This



data point to the fact that 2008 was characterized mainly by a high number of people stung (Figure 2.4). No data was located for year the 2000, neither for 2002 (Figure 2.4).

## DISCUSSION

Prior to this study, *Carybdea marsupialis* had never been detected in such high abundance in the Spanish Mediterranean. In Italy similar abundances of *C. marsupialis* have been found in Tuscany, as well as Liguria (W Italian coast) and along the Northern Adriatic coastline (Boero, pers comm. unpublished data). Many factors may have been responsible for this atypical abundance. It is therefore necessary to carry out long-term monitoring surveys of several variables that would have boosted the studied population, such as available food, salinity, temperature or rainfall as was done for the scyphozoan *Pelagia noctiluca* (Goy et al. 1989). *C. marsupialis* presents a benthic polyp stage, consequently, availability of suitable settling surface and adequate conditions for polyps survivor must be key factors contributing to the proliferation of this species in 2008 (and possibly, in the following years).

*C. marsupialis* has been mainly reported in shallow waters like slow bays that have low water movement (Bigelow 1918, Larson 1976). However, in this study the highest abundances were found at a turbulent beach (Almadrava) with a slope of 15° to 20° (6.5 m horizontal from 0 m to -3 m depth). In addition, the limitations of the sampling methodology limits spatial from 0.5 to 1.2 m deep, therefore we currently cannot offer conclusions regarding distribution of *C. marsupialis* across water column.

Three stone breakwaters (200 to 230 m long, perpendicular to the coast) were built in 2004 in Almadrava beach and they may have favored settlement of the benthic stage of *C. marsupialis*, increasing substrate availability for polyps to settle and develop.

Measures of the size of *Carybdea marsupialis* matched those taken by Kramp (1961), who reported body lengths, as well as widths of 40 and 30 mm respectively, but these numbers seem to be small when compared with the large sized cubozoans (up to 190 mm bell length) reported in Pakistan waters (Kazmi & Sultana 2007).

Several jellyfish species like *Chrysaora melanaster*, *Chironex fleckeri*, *Carukia barnesi*, *Pelagia noctiluca* can severely affect local socio-economies because bathers are stung and

fishing, aquaculture, as well as power plant operations can be interfered with (Purcell et al. 2007).

The coastal bloom of *Carybdea marsupialis* located around Denia can be related to a combination of natural coastal features (currents, temperature, available substrates for polyps, predation, etc.) and more likely than not, anthropogenic causes (artificial substrates, eutrophication, fishing, etc). However, the influence of all these factors on this *Carybdea marsupialis* bloom still remains unclear and requires further investigation.

## **ACKNOWLEDGEMENTS**

We would like to thank: Ports Service and Conselleria de Medi Ambient from Generalitat Valenciana, personnel from TRAGSA in Alicante for their contribution to the sampling work, personnel from the Red Cross in Denia, the Real Club Náutico de Denia ([www.cndenia.es](http://www.cndenia.es)) and Baleària Company ([www.balearia.com](http://www.balearia.com)) for their support.

## **FINANCIAL SUPPORT**

This work was supported by the Ministry of the Environment of Spain (*Dirección Provincial de Costas* in Alicante (Spain) [TEC2136-09 to C.B.] and *División de Protección del Mar y Prevención de la Contaminación Marina*) and co-financed by the LIFE Programme of the European Commission [LIFE08 NAT ES64 [www.lifecubomed.eu](http://www.lifecubomed.eu) to the *Universidad de Alicante* and *Institut de Ciències del Mar CSIC*, Spain].



Universitat d'Alacant  
Universidad de Alicante

## CAPÍTULO 3

### **Abundance patterns and size structure of *Carybdea marsupialis* (Cubozoa) at a shallow beach in the Western Mediterranean**



Universitat d'Alacant  
Universidad de Alicante

Parte de los resultados de este capítulo han sido presentados en el congreso *Fourth International Jellyfish Bloom Symposium*:

C. Bordehore, E. Durá, A. Ortiz, I. Rico, M.J. Acevedo, A. Canepa and V.L. Fuentes. *Carybdea marsupialis* (Cubozoa) at a shallow beach in West Mediterranean: are they where they want to be? *Fourth International Jellyfish Bloom Symposium, 5-7 June 2013, Hiroshima, Japan.*



Universitat d'Alacant  
Universidad de Alicante

**Abundance patterns and size structure of *Carybdea marsupialis* (Cubozoa) at a shallow beach in the Western Mediterranean**

**ABSTRACT**

The ecology of cubozoans is poorly known, with few quantitative studies on their distribution patterns, as for *Carybdea marsupialis*, the only described species of cubozoans in the Mediterranean. We sampled adult medusae of *C. marsupialis* during October and November 2009 along 17 km of shallow waters in the Western Mediterranean (Spain). Sampling with nets to determine abundance patterns of the species along the coast of Denia included a bathing area to test if its spatial distribution was associated with environmental variables and if the population densities and size structure differed from those in the previous year (data in Bordehore et al. 2011). A total of 739 transects were done between 50 and 120 cm depth. The sampling period was divided in two by a storm between 15 and 19 October, resulting in significant differences in mean medusa densities,  $20.05 \text{ ind } 100 \text{ m}^{-3} \pm 8.58 \text{ SE}$  (2 to 14 October) before the storm and  $0.73 \text{ ind } 100 \text{ m}^{-3} \pm 0.22 \text{ SE}$  (20 October to 2 November) after it. Spatial heterogeneity showed significant differences among beaches only hundreds of meters apart. Differences among depths within each beach were significant, with higher densities in deeper waters. Differences in densities were not significant during a day (morning, afternoon, night), even though densities at night were almost twice those at other times. Densities of *C. marsupialis* were significantly correlated with environmental variables, with more medusae at lower salinity, deeper waters and higher temperatures. Medusa sizes and densities did not differ significantly between 2008 and 2009, but differences were significant for densities at the same beaches in those years. This research provides important information on sting risk for bathers, given that we found that *C. marsupialis* medusae are not randomly distributed and density differs among beaches and depths. Further research should focus on which environmental variables affect *C. marsupialis* distribution and to construct models. By knowing which variables favor *C. marsupialis* populations, ecosystem management actions could be proposed.

## INTRODUCTION

Public concern about jellyfish is growing worldwide due to their potential impacts on ecosystems and human activities. The impacts of jellyfish blooms on human activities are primarily on fisheries (Purcell & Arai 2001, Graham et al. 2003, Purcell et al. 2007), power generation (Rajagopal et al. 1989, Masilamoni et al. 2000, Matsumura et al. 2005), tourism (Burnett & Calton 1987, Burnett 2001, Gershwin et al. 2010, Baumann & Schernewski 2012) and ecosystems (Purcell 2012).

In the Mediterranean, the number of reported jellyfish blooms has increased in the last few decades (Brotz & Pauly 2012, Boero 2013). In other seas, Brodeur et al. (1999) reported several cases of unprecedented biomass, for example *Chrysaora melanaster* Brandt 1835 multiplied its biomass ten-fold in the Bering Sea during the 1990s (measured from 1975 to 1999). In other cases, densities decreased, for example for hydromedusae in the northern Adriatic (Benovic 1987, for more examples see Mills 2001). A global metaanalysis by Condon et al. (2013) showed that there was no robust evidence of a generalized increase globally, but only a weak increasing linear trend in jellyfish after 1970 and an oscillation with a 20-year periodicity. Thus, trends are different depending on the areas and the species.

There are only about 50 described species of cubozoans in the world (Bentlage et al. 2010), but only one species, *Carybdea marsupialis*, in the Mediterranean. In addition, its populations have very low densities and the medusae are difficult to detect due to their small size and transparent umbrella. Kingsford et al. (2012) stated that some cubozoans species “...are simply very difficult to find, which has been a major problem for cubozoan research”.

Only a few papers have dealt with the uneven distribution of cubozoans, e.g. in Denia (Bordehore et al. 2011) and in the Great Barrier Reef (Hartwick 1991b, Kingsford et al. 2012). In the Mediterranean, *C. marsupialis* are frequently found in the Adriatic Sea (Boero & Minelli 1986, Camillo et al. 2006), where massive aggregations have sporadically been observed (Peca et al. 1997), the Aegean Sea (Geldiay & Balik 1977) and Maltase waters (Deidun 2011). Although *C. marsupialis* has been reported in other locations, for example the Caribbean Sea (Cutress & Studebaker 1973), the California coast (Larson & Amerson 1990), and the Bahamas (Bigelow 1938), those records should

be attributed to *Carybdea xaymacana*, as recommended by Gershwin (2005a) and Bentlage et al. (2010).

Although most *C. marsupialis* stings cause only skin reactions (Kokelj et al. 1992, Peca et al. 1997), Bordehore et al. (2014) reported that they can cause severe systemic effects. Nevertheless, little is known about its distribution, population densities and ecology to minimize stings for bathers.

The aim of this work was know more about the ecology of *Carybdea marsupialis* so different analyses were done in order to:

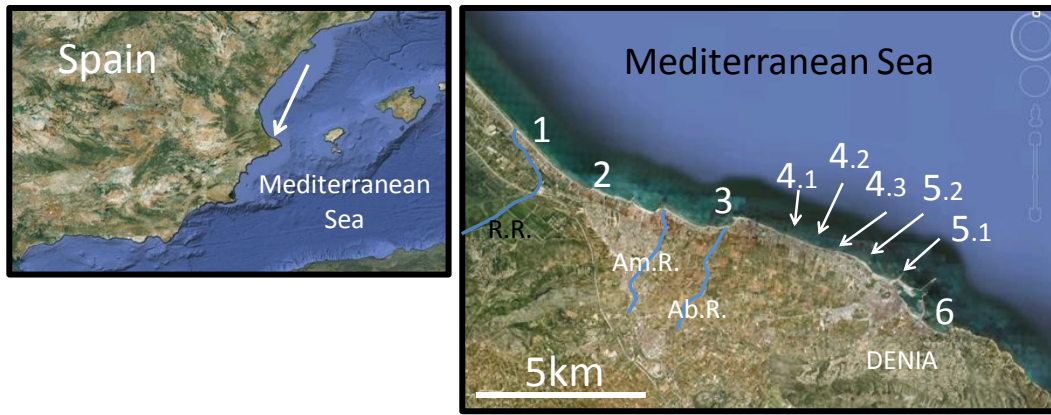
1. Determine the abundance patterns of the adults of *C. marsupialis* in a shallow water area along 17 km of coast that overlapped with a bathing area.
2. Determine whether *C. marsupialis* medusa densities in the study area were correlated with some environmental variables.
3. Compare densities and sizes of medusae collected in 2008 and 2009.

## **MATERIALS AND METHODS**

The study area comprised 17 km of shallow waters (additional details in Bordehore et al. 2011) with a low underwater slope and a variety of sea bottoms: sand, *Posidonia oceanica* meadows, boulders and mud. The area was divided into eight beaches, each one of about 1500-2500 m in length (Figure 3.1).

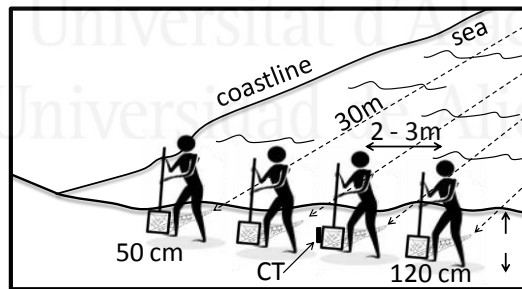
From 2 October to 2 November 2009, we sampled in shallow waters using net transects parallel to the coastline. At each beach, we sampled using transects 30 or 60 m long, leaving 30 m unsampled, and sampled again 30 m more and so on (Figure 3.2), trying to sample as much distance as possible within each beach. The distance between the start and end points of each transect was first determined using a tape measure. The total walked distance at each beach depended on the height of the swell and the abundance dead *Posidonia oceanica* leaves, which sometimes impeded sampling. Sampling was performed on foot due to the shallowness (50 to 120 cm depth) and bottom irregularities of the study area.





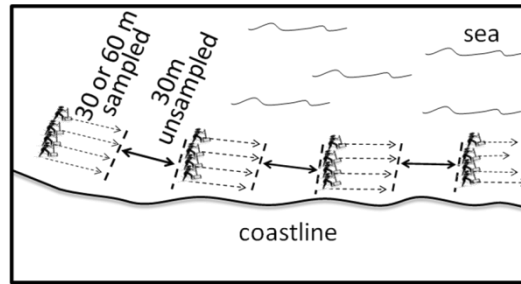
**Figure 3.1.** Study area for cubomedusae SE Spain. North-West limit: 38°53'14.28"N 0° 2'16.92"W, South-East limit: 38°49'58.81"N 0° 7'49.29"E. Beaches: 1 Deveses; 2 Almadrava; 3 Molins; Marines (comprising 4.1 Bovetes, 4.2 Marina de Reig and 4.3 Brises); 5 Raset (1 and 2); 6 Marineta. R.R.: Racons River; Am.R.: Almadrava River; Ab.R. Alberca River.

The net closest to the beach was about 2 m from the water's edge and at 50 cm depth and the furthest, deepest net was about 10-15 m from the coastline at 120 cm depth. Each net was assigned to 50, 60, 80 or 120 cm depth. We used a set of 4 nets 2-3 m apart from each other in a row perpendicular to the shoreline (Figure 3.3). Each net was walked at a speed of about 1 km h<sup>-1</sup>. Each plankton net had 4-mm mesh, a 50x50 cm square mouth and was mounted on a long handle.



**Figure 3.2.** Sampling for cubomedusae was performed by four people walking parallel to the coastline at different depths from 50 to 120 cm at low speed using hand-held plankton nets (4-mm mesh, 50 x 50 cm). CT: conductivity and temperature sensor.

We estimated the filtered volume of the net from the walked length of the transect times the area of the net mouth. The 4-mm net mesh was large enough to prevent water retention. Walking against currents generated a negative bias, but given that current speeds were < 2.5 cm s<sup>-1</sup> and mainly below 1 cm s<sup>-1</sup>, the bias in volume would be less than +11% (at 2.5 cm s<sup>-1</sup> current speed, for a 30 m transect at 1 km h<sup>-1</sup> speed walking).



**Figure 3.3.** Sampling scheme for cubomedusae. Transects of 30 or 60 m were done parallel to the coastline, leaving 30 m unsampled.

On each transect, consisting of 4 nets in a row, we recorded environmental variables, including substrate type, horizontal water transparency measured using a white Secchi disk and representing the maximum horizontal distance the disk was visible underwater (Preisendorfer 1986), sky conditions, sea state (categorical scale:1-6, where 1 is calm and 6 is a rough sea). Water temperature and salinity (PSU, Practical Salinity Units) were measured using a compact Infinity-CT attached to one of the nets at about 50 cm depth. Medusae from each net were measured with a calliper to the nearest millimetre using the diagonal bell width (DBW), the distance between opposite pedalia in a flattened medusa.

***Spatial distributions at different spatial scales: among depths 50-120 cm, within beaches 30-1000 m and among beaches >1000 m.***

Differences in density among depths (four nets in a row) and densities among sets of nets were analyzed by a two-way orthogonal ANOVA. To test differences in densities among beaches, we used a one-way ANOVA. At Raset beach, we sampled at two locations, one to the east (Ra1, 6 Oct) close to the port (5.1 in Figure 3.1) and the other about 1000 m north (Ra2, 8 Oct, 5.2 in Figure 3.1).

***Movements within a day***

To determine if the medusae changed depth within a day, we sampled at Raset beach (Beach 5, Figure 3.1) at transects 30 m apart. We chose three times within a day: morning

(09:00 to 11:00 ), afternoon (16:00 to 18:00) and night (23:00 to 01:00). We used one-way ANOVA to test differences among the times. Sampling was done on 10 October.

Prior to all ANOVA analyses, data were transformed  $\ln(x+1)$  to achieve homogeneity of variances, but if they were still heterogeneous, we proceeded with analyses on  $\ln(x+1)$  density data, because ANOVA is robust to heterogeneity (Underwood, 1997). If significant interactions were observed, post-hoc Student- Newman-Keuls (SNK) tests were used to determine which treatments differed.

### ***Relationships between C. marsupialis densities and environmental variables***

To determine if the distributions of adult *C. marsupialis* medusae were correlated with the measured environmental variables, we used Hurdle Models, a singular type of zero-inflated models for Poisson or Negative Binomial distributions. Zero inflation means that we had many more zeros than would be expected for a Poisson or negative binomial distribution; therefore, estimated parameters and standard errors may be biased and the excessive number of zeros can cause overdispersion. In the Hurdle model, we considered a two-part model: the data were considered as zeros versus non-zeros and a binomial model was used to model the probability that zero value was observed, and in the second step, the non-zero observations were modelled with a truncated Poisson and Logit link (Zuur et al. 2009).

### ***Comparisons of 2008 and 2009 sizes and densities for October***

To compare medusa sizes between 2008 and 2009 sampling periods, we pooled captures from all beaches. We also included a non-quantitative sampling done on 20 and 21 August 2009 for population size structure. Differences in percentages of medusae in different size classes were tested using a Chi-square test.

To test if there were differences in densities among depths within a beach and if these differences were consistent among beaches, we did a two-way ANOVA (fixed factors) using all data of the sampling days with enough captures (Table 3.1). Both Beach (2 days in Raset, Brisas, Marina de Reig) and Depth of each net were fixed factors. Given that we had different sample sizes for each treatment (Beach), we used the model Type III Sums of

Squares (SS) because this model is not influenced by the sample size in each cell (Quinn & Keough, 2002).

We merged data from adjacent beaches as follows: for 2008, Almadrava and Deveses were merged as Almadrava (AL); for 2009, Brises, Bovetes and Marina de Reig beaches were merged as Marines (MA). Data from Racons (2008) and Marineta Cassiana (2008 and 2009) were not included in the ANOVA because there were no captures.

Missing data from R2 at depth 50 cm was replaced by the mean (dummy values) from 50 cm at the other three beaches to obtain a balanced ANOVA for the number of nets at each sampling point. We added 15 dummy data at R2 50 cm treatment and then we removed 14 degrees of freedom from the residual. Degrees of freedom from depths were reduced in 1. We did other ANOVA to ensure that no interaction existed between factors Beach and Depth: a) a two-way ANOVA only on Ra1, Br, and MR; b) a two-way ANOVA Ra1 and Ra2, but without the 50 cm depth treatment. None of them showed a significant interaction. We followed the procedure in Underwood (1997, p 383).

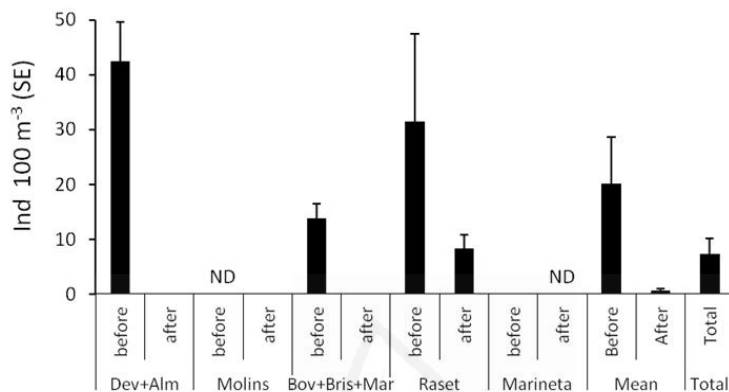
Size class distribution and densities in 2008 were obtained from Bordehore et al. (2011). Size class structures of the population were compared between 2008 and 2009 only for October because captures in 2008 were done only for that month.

## RESULTS

The sampling period was divided in two due to a storm that prevented sampling for a week in October. The first period was from 2 to 14 October and the second from 20 October to 2 November 2009. Most analyses on *C. marsupialis* were conducted only for the first period because of the scarcity of captures during the second.

Salinity before the storm ranged from 28.2 to 37.1 PSU (mean 35.2 PSU  $\pm$  0.3 SE, n=43); and from 34.8 to 38.0 PSU (36.7 PSU  $\pm$  0.1 SE, n=118) after the storm showing significant differences (one-way ANOVA *df* 1 *MS* 272.5 *F* 55.8 *P* <0.0001). Average temperature ranged before the storm from 22.05 to 25.00 (mean 23.53°C  $\pm$  0.08 SE, n=45) and from 19.98 to 23.19°C after the storm (21.62°C  $\pm$  0.06 SE, n=121) showing significant differences (one-way ANOVA *df* 1, *MS* 683.3 *F* 1406.6 *P* <0.0001).

We performed 739 transects, sampling along a total of 24469 m, and filtering an estimated volume of 3596 m<sup>3</sup>. Each net filtered an estimated volume of 4.4 m<sup>3</sup> (for 30 m length) or 8.8 m<sup>3</sup> (60 m length). We captured 391 *Carybdea marsupialis*, for a global mean over the sampling period of 7.25 ind 100 m<sup>-3</sup> ± 2.91 SE. The maximum density recorded on a single transect was 249.43 ind 100 m<sup>-3</sup> on 8 October. Densities before the storm (20.05 ind 100 m<sup>-3</sup> ± 8.58 SE) and after the storm (0.73 ind 100 m<sup>-3</sup> ± 0.22 SE) were significant (one-way ANOVA *df* 1 *MS* 136.0 *F* 134.9 *P* <0.0001) (Figure 3.4).



**Figure 3.4.** *Carybdea marsupialis* densities between 2 and 14 October 2009 (before the storm) and 20 October and 2 November 2009 (after the storm). Some adjacent beaches were merged to compare before and after the storm: Deveses + Almadrava, and Bovetes + Brises + Marina de Reig.

Universitat d'Alacant  
Universidad de Alicante

***Spatial distributions at different spatial scales: among depths 50-120 cm, within beaches 30-1000 m and among beaches >1000 m.***

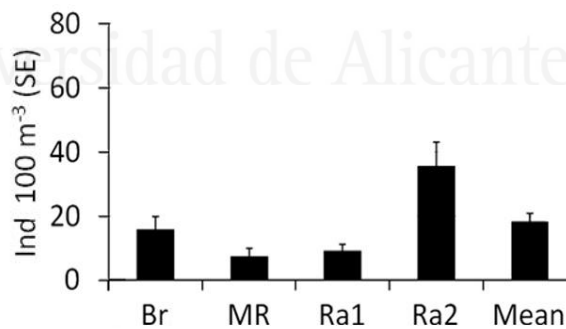
The ANOVA (Tables 3.1. and 3.2) showed significant differences among beaches (*P*<0.01) and among depths (*P*<0.01), and no significant interaction between beach and depth. Post Hoc Student-Newman-Keuls (SNK) comparisons showed two groups: Ra1=MR=Br and MR=Br=Ra2, but differences were significant only between Ra1 and Ra2. Hence, spatial distribution showed that *C. marsupialis* had higher densities in deeper water (50 to 120 cm depth, 1 to 15 m from the shoreline) and densities varied greatly within and among beaches (Figures 3.5 and 3.6). Differences were significant only between the shallowest and deepest samples (50 and 120 cm).

| Beach       | Date<br>2009 | Nets in a row<br>(groups) | Number<br>groups | Total number<br>replicates |
|-------------|--------------|---------------------------|------------------|----------------------------|
| Raset (Ra1) | 6 October    | 4                         | 22               | 88                         |
| Brisas (Br) | 7 October    | 4                         | 8                | 32                         |
| M.Reig (MR) | 7 October    | 4                         | 6                | 24                         |
| Raset (Ra2) | 8 October    | <sup>a</sup> 3            | 15               | 45+15 <sup>b</sup> =60     |

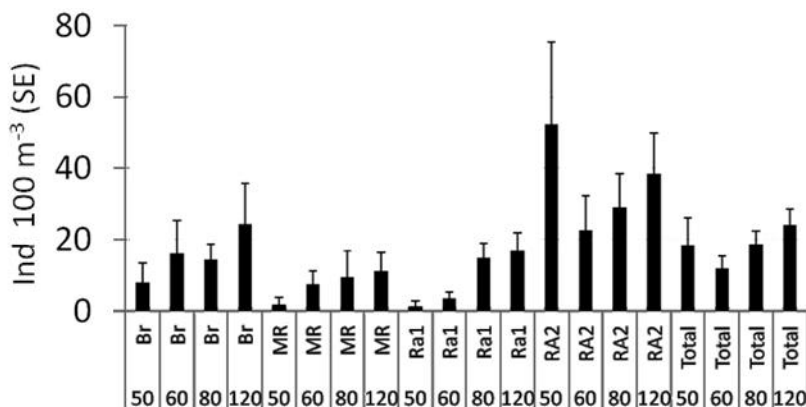
**Table 3.1.** Sampling days in 2009 used to perform a two-way ANOVA to determine differences in densities of *Carybdea marsupialis* medusae among depths and beaches. <sup>a</sup>: Net at 50 cm depth not included. <sup>b</sup>: dummy values added.

| Source of variation | Sum of squares<br>(Type III) | Degrees of<br>freedom | Mean square<br>estimates | F       | Sig.     |
|---------------------|------------------------------|-----------------------|--------------------------|---------|----------|
| BEACH               | 34.674                       | 3                     | 11.558                   | F 4.406 | **P<0.01 |
| DEPTH               | 31.408                       | 2                     | MS 15.704                | F 6.11  | **P<0.01 |
| BEACH x DEPTH       | 7.853                        | 6                     | MS 1.309                 | F 0.509 | NS       |
| Residual            | 447.324                      | 174                   | 2.570                    |         |          |

**Table 3.2.** Results of two-way ANOVA on *Carybdea marsupialis* densities,  $\ln(x+1)$  transformed testing for differences among depths and among beaches. Beach and Depth were fixed factors. \*: P< 0.05; \*\*: P< 0.01; NS: Not significant.



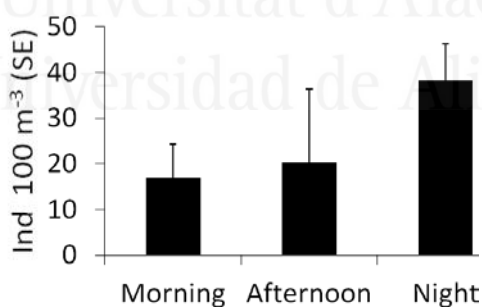
**Figure 3.5.** Mean densities of *Carybdea marsupialis* medusae at each beach (ind 100 m<sup>-3</sup> ± SE) shown in Table 3.1. Post Hoc Student-Newman-Keuls (SNK) comparisons showed two groups: MR=Ra1=Br and Br=Ra2, but differences were significant only between MR=Ra1 and Ra2. Beach names: Br Brisas, MR Marina de Reig, and Ra1 Raset 6 Oct, Ra2 Raset 8 Oct.



**Figure 3.6.** Mean densities (ind 100 m<sup>-3</sup> ± SE) of *Carybdea marsupialis* medusae at each beach and depth (50, 60, 80, and 120 cm). Post hoc Student-Newman-Keuls (SNK) comparisons among depths showed two groups, 50=60 cm and 80=120 cm, with significant differences between 50=60 cm and 80=120 cm. Beach names: Br Brises, MR Marina de Reig, and Ra1 Raset 6 Oct, Ra2 Raset 8 Oct.

### *Movements within a day*

We captured a total of 67 medusae in Raset Beach, 15 medusae during the morning, 18 in the afternoon and 34 at night (Figure 3.7). No significant differences were found among the three established sampling periods using a one-way ANOVA ( $p < 0.164$ ).



**Figure 3.7.** Density (Ind 100 m<sup>-3</sup> ± SE) of *Carybdea marsupialis* medusae captured at three periods in the day on 10 Oct 2009 at Raset beach. No significant differences were found using a one-way ANOVA, data transformed  $\ln(x+1)$ .

### *Correlations between C. marsupialis and environmental variables*

During the sampling time we observed a marked difference in densities of *C. marsupialis* before and after the storm of 15 to 19 October. Transects after the storm only captured 16 medusae in 2165.3 m<sup>3</sup> total volume sampled, which were too few medusae to perform any

analysis. Therefore, we used for analysis only data from 2 to 14 October for correlations of densities of *C. marsupialis* with the independent environmental values we measured. The environmental variables substrate type, sky condition, sea state and visibility were not used as explanatory variables in the analysis due to their lack of variability during the analysed sampling period.

After completing the analysis of the response of variable density *C. marsupialis* by the method with zero-inflated Poisson distribution and log link function, the results showed in the first step (with zero truncated) *C. marsupialis* density was associated with a high probability ( $P < 0.01$ ) with areas of low salinity. The second step model that fit a binomial variable with a logit function, used the depth, temperature and salinity as indicator variables to model the presence and absence of *C. marsupialis*. The analysis showed that there was a high probability of finding *C. marsupialis* medusae in areas of higher temperatures ( $P < 0.01$ ), lower salinity ( $P < 0.05$ ) and deeper water ( $P < 0.01$ ) (Table 3.3).

| Count model coefficients (truncated Poisson with log link): |          |            |         |             |
|---|----------|------------|---------|-------------|
|   | Estimate | Std. Error | z value | Pr(> z )    |
| (Intercept)   | 6.208    | 1.533      | 4.050   | 5.11e-05 ** |
| Depth   | 0.002    | 0.002      | 1.607   | 0.108       |
| Temperature   | 0.008    | 0.050      | 0.151   | 0.880       |
| Salinity  | -0.095   | 0.019      | -4.916  | 8.83e-07 ** |
| Zero hurdle model coefficients (binomial with logit link):  |          |            |         |             |
|   | Estimate | Std. Error | z value | Pr(> z )    |
| (Intercept)   | -40.270  | 9.058      | -4.446  | 8.76e-06 ** |
| Depth   | 0.036    | 0.008      | 4.499   | 6.84e-06 ** |
| Temperature   | 1.969    | 0.279      | 7.068   | 1.57e-12 ** |
| Salinity  | -0.281   | 0.132      | -2.128  | 0.0334 *    |

Signif. codes: \*\* 0.01, \* 0.05

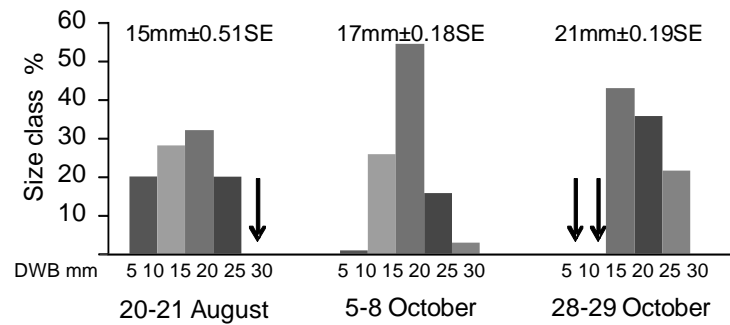
**Table 3.3.** *Carybdea marsupialis* medusa relationships with environmental factors: depth, temperature, salinity.

### *Size class distribution for year 2009 and comparison with October 2008*

Differences among mean sizes in the three periods (20-21 August, 5-8 and 28-29 October) were statistically significant ( $P < 0.001$ ), post hoc analysis (SNK) showed statistically significant differences ( $P < 0.01$ ) among the three periods (Figure 3.8).

No significant differences were found in the size structure of populations of *C. marsupialis* in October 2008 (Bordehore et al. 2011) and October 2009 ( $\chi^2$  2.924,  $df$  2,  $P$  0.232, NS).

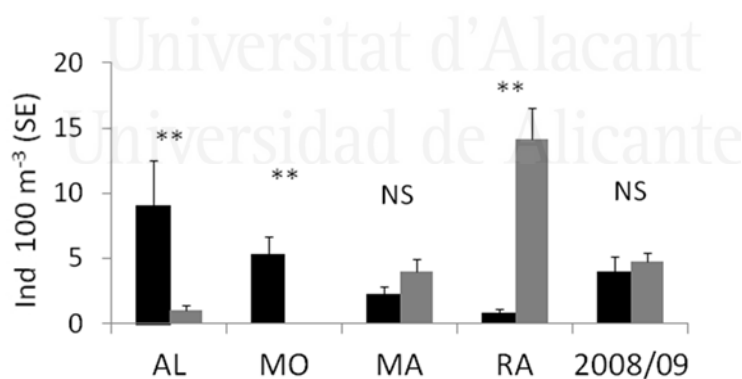




**Figure 3.8.** Histograms of size classes (diagonal bell width) of *Carybdea marsupialis* medusae at the three time periods in 2009. On top of the graph are the mean size  $\pm$  SE for each period. Arrows show missing size classes.

### Densities of *C. marsupialis* medusae in 2008 and 2009

There were no significant differences in medusa densities throughout the sampling area between 2008 and 2009 ( $P = 0.426$ ), but there were significant differences among beaches in both years (2008  $P < 0.001$  and 2009  $P < 0.01$ ) (Figure 3.9). The SNK test showed that densities at beaches differed as follows: for 2008 Raset < Marines = Molins < Almadrava, and for 2009 Molins = Almadrava < Marines < Raset.



**Figure 3.9.** Densities of *Carybdea marsupialis* medusae in 2008 and 2009 for the sampling period and average density. 2008/09 Global means for 2008 and 2009 sampling periods. AL: Almadrava, MO: Molins, MA: marines, RA: Raset. Captures in Molins 2009 were zero. \*\*  $P < 0.01$ . NS: not significant.

Data were transformed using  $\ln(x+1)$  but variances were still heterogeneous. Underwood (1997) states for small samples with heterogeneous variances, differences among means according to the ANOVA may be an “erroneous result and should be dealt with

cautiously”. Underwood defines “small samples” as fewer than 5 treatments and  $n$  - replicates- about 6. Our data were based on 4 treatments (depths) and 4 beaches, and data showed a constant pattern among depths (interaction NS ), so we believe that the pattern we found was correct. Great variation in spatial distribution was also described for other cubozoan species over a spatial scale of hundreds of meters across the shelf at the Great Barrier Reef, Australia (Kingsford et al. 2012).

## DISCUSSION

### *Environmental variables*

Sea temperatures dropped significantly between before the storm and after it due to homogenization of the upper thermocline. Average salinities were significantly higher after the storm. Low salinity values measured in some stations were associated with a calm sea, but were caused by freshwater from the Racons River and an aquifer. The river releases  $69.9 \cdot 10^6 \text{ m}^3 \text{ y}^{-1}$  superficially and  $40.5 \cdot 10^6 \text{ m}^3 \text{ y}^{-1}$  via aquifer submarine discharge. In the southern part of our study area, the aquifer discharge is about  $7 \cdot 10^6 \text{ m}^3 \text{ y}^{-1}$  (Ortiz-Pérez 2005, Ballesteros & Rodriguez 2007), which is emitted irregularly and creates the low salinity patches, as we detected

### *C. marsupialis temporal dynamics*

Instead of a gradual diminishing in population density as individuals grew, we recorded a sudden decrease in density after the storm of 15 October (Figure 3.4). This decrease may have been caused by a combination of factors: intrinsic mortality rates, as expressed by Palomares & Pauly (2008), mortality due to breaking waves (some dead *C. marsupialis* were seen on the beach after the storm), and possible migration into deeper waters to avoid the surf or involuntary transport away by strong currents due to the breaking waves, remarking that none was captured until seven days after the storm ended.

Size distributions (Figure 3.8) showed that medusae increased in mean size and small individuals disappeared as time passed and while density diminished, as seen in 2008 (Bordehore et al. 2011). Sampling all year for juveniles and adults would elucidate the life cycle of the species and whether there are one or more periods of metamorphosis followed

by juvenile release within a year. For example, Gordon & Seymour (2012) detected one or two metamorphosis periods for the cubozoan *Chironex fleckeri* in the Great Barrier Reef.

### ***Overall densities***

Densities of *C. marsupialis* showed high variability in time and space, but average overall densities did not differ in 2008 and 2009. The many medusae along 17 km of shoreline during two consecutive years indicate that the species is established in the area. This hypothesis is also supported by the first aid services at the beach, recording 3031 people stung in summer 2009 and 3030 for the same period in 2008 (Bordehore et al. 2011).

Densities of *C. marsupialis* in other Mediterranean locations are unknown (Geldiay & Balik 1977, Boero & Minelli 1986, Peca et al. 1997, Camillo et al. 2006, Deidun 2011) thus data shown here are the first quantitative observations of *C. marsupialis* adults in the Mediterranean. For other cubomedusae sampled with nets on the Great Barrier Reef, Hartwick (1991a) recorded a maximum density of  $<3 \text{ ind } 100 \text{ m}^{-3}$  for *C. xaymacana* and *Chironex fleckeri*.

### ***Movements within a day***

Assuming that the sampling effort was not high enough to be representative of the species behaviour, we saw that *C. marsupialis* abundance during the night was more than twice that in the morning or afternoon, but the difference was not significant due to high heterogeneity. A greater sampling effort in the same area was done by Acevedo et al. (2012) showing that night abundance was up to ten times higher than during the day, thus this species could make some kind of day-night movements. Further experiments should be done in order to better describe this pattern, if any.

### ***Correlation of *C. marsupialis* densities with environmental variables***

*C. marsupialis* showed significant relationships with low salinity, greater depth and higher temperature (Table 3.3). Low salinity has been also significantly correlated with *C. marsupialis* distribution in this same study area for following years (Canepa et al. 2014),

for other cubozoans e.g. Australia, *C. fleckeri* higher densities were correlated positively with freshwater flow (Kingsford et al. 2012). Moreover, rain events have been correlated with presence of adults of the cubozoan *Chiropsella bronzie* in the NE of Australia (Gordon et al. 2004).

High densities of adult cubozoans were seen when water temperatures were high. For example Bettoso (2002) suggested, with no concluding data, that the presence of *C. marsupialis* during autumn was probably due to the high water temperature in the Gulf of Trieste (Adriatic Sea, Italy).

Complex behaviour has been described in other species of cubozoans. For example, *C. fleckeri* adults were concentrated in estuaries (Gordon & Seymour 2009), the juveniles avoid dispersion (Hartwick 1991b) and they react to different colors of lights (Gershwin & Dawes 2008). *C. sivickisi* mature adults engage in courtship during which spermatophores are transferred from the male to the female, who then inserts the gametes into her manubrium (Lewis & Long 2005). *C. rastonii* uses vision to feed on mysids (Matsumoto 1995) and *Tripedalia cystophora* to feed on copepods (Buskey 2003). *C. marsupialis* in our study also reflects complex behavioural pattern, as seen with correlations with depth, temperature and salinity, showing a high heterogeneity in abundance patterns; nevertheless, manipulative experiments are needed to clarify these issues, as stated by Kingsford et al. (2012).

### ***Beach management implications***

This research showed that *C. marsupialis* medusae were not randomly distributed and density varied among beaches and depths, which helps to reduce the sting risk for bathers. Further research should focus on which environmental variables affect *C. marsupialis* distribution and construct models, as done by Siapatis et al. (2008) for the ctenophore *Mnemiopsis leidyi* in the Mediterranean and corroborated later by Fuentes et al. (2010). By knowing which variables favor *C. marsupialis* populations, ecosystem management actions could be proposed.

## **ACKNOWLEDGEMENTS**

Capturing cubozoans by walking with nets is hard work. We thank all of the volunteers that collaborated in this task from the Montgó Research Station, especially to Mireia Roig, Lara Sánchez, Eva Fonfria and Cristina Alonso. Part of this research was carried out in the Montgó Research Station, with the support of Parques Nacionales of Spain. We also are grateful for the collaboration of Balearia Foundation and the marina El Portet de Denia-Licuas. Editing services were provided by Sea Pen Scientific Writing. This research was carried out under contract LIFE 08 NAT ES 0064 (to CB and VF) co-financed by the European Commission ([www.cubomed.eu](http://www.cubomed.eu)), the Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, the Dirección General del Agua of the Regional Government of Valencia and the Fundación Biodiversidad. This work was also partially supported by TRAGSATEC contract TEC 2136/2009.



Universitat d'Alacant  
Universidad de Alicante

## CAPÍTULO 4

**Estimating the dynamics and management strategies of marine organisms using an inverse method for time series. An application to the box jellyfish *Carybdea marsupialis* size structured populations**



Universitat d'Alacant  
Universidad de Alicante

Artículo enviado:

Bordehore C, VL Fuentes, J Segarra, M Acevedo, A Canepa and J Raventós. Estimating the dynamics and management strategies of marine organisms using an inverse method for time series. An application to the box jellyfish *Carybdea marsupialis* size structured populations.



Universitat d'Alacant  
Universidad de Alicante

**Estimating the dynamics and management strategies of marine organisms using an inverse method for time series. An application to the box jellyfish *Carybdea marsupialis* size structured populations**

**ABSTRACT**

Frequently, population ecology of marine organisms uses a descriptive approach in which their sizes and densities are plotted over time. This approach has limited usefulness for design strategies in management or modelling different scenarios.

Population projection matrix (PPM) models are among the most widely used tools in ecology. Unfortunately, for the majority of pelagic marine organisms, it is difficult to mark individuals and follow them over time to determine their vital rates and built a PPM. Nevertheless, it is possible to get time-series data to calculate size structure and densities of each size, in order to determine the parameters of a PPM. This approach is known as a “demographic inverse problem” and it is based on quadratic programming methods, but it has rarely been used on aquatic organisms.

We used unpublished field data of a population of cubomedusae *Carybdea marsupialis* to construct a PPM, performed a sensitivity analysis and comparison of two different management strategies to lower population, by direct removal of medusae and by reducing nutrient sources.

The most sensitive demographic parameter of PPM to changes in  $\lambda$  (population growth rate) was stasis of the biggest size class. Comparison of the removal strategies, our results showed that removal of jellyfish from all size classes was more effective than removing only juveniles or adults. Removing only juveniles was more effective than removing only adults. When reducing prey, the highest efficiency to lower the *C. marsupialis* population occurred when prey depletion affected prey of all medusae sizes. In addition, when prey



depletion affected only the smallest classes, reduction of adult jellyfish was greater than when it affected only adults.

Our model fit reasonably well with the field data and may serve to design an efficient management strategy or build hypothetical scenarios such as removal of individuals or prey. This method is applicable to other marine or terrestrial species, for which density and population structure over time are available, as well as providing insight into the understanding of the population dynamics and model different plausible or theoretical scenarios

## INTRODUCTION

Population ecology of marine organisms commonly uses a descriptive approach in which their sizes and densities are plotted over time. This approach is valid for understanding what has occurred in the past, but it has limited usefulness for design strategies in management or modelling to anticipate plausible or theoretical scenarios.

Population projection matrix (PPM) models are among the most widely used tools in ecology. A robust body of literature has discussed the merits of demographic models, particularly in the context of their utility for management (reviewed in Crone et al. 2011). For the majority of pelagic marine organisms and some terrestrial species, it is difficult or even impossible to mark individuals and follow them over time to determine their vital rates and built a PPM. Nevertheless, it is possible to get periodic samples to calculate size structure and densities.

Such time-series density data can be used to determine the parameters of a PPM, as we do here for the box jellyfish *Carybdea marsupialis*. This approach is known as an “inverse problem” (Wood 1997), unlike the traditional modeling approach, the “forward problem”, that predicts the dynamics from the model and the initial conditions (Caswell 2001). This inverse approach has rarely been used on aquatic organisms. Two exceptions are Katsanevakis & Verriopoulos (2006), who modelled *Octopus vulgaris* in the eastern Mediterranean Sea, and Erwin et al. (2012), who modelled the invasion of the aquatic plant *Alternanthera philoxeroides*. To our knowledge, this approach has never been used for jellyfish. From our matrix model, we applied the standard method to estimate the sensitivity matrix to gain insight on research and management planning (Caswell 2001).

Cubozoans or box jellyfish are the smallest class of Cnidaria, with only about 50 species (Bentlage et al. 2010), which occur in tropical and subtropical waters. *Carybdea marsupialis* (Linnaeus, 1758) is the only box jellyfish described in the Mediterranean Sea. Along the Spanish Mediterranean, we detected some locations where *C. marsupialis* achieves medium to high densities. In one of those locations (Denia, Alicante), *C. marsupialis* has exhibited high and stable densities since 2008 and a high capacity to increase its population rapidly.

Cubozoans are of great biological and social importance (Bentlage et al. 2010) because they are active fish and zooplankton predators (e.g. Purcell & Arai 2001, Carrette et al. 2002, Nogueira Júnior & Haddad 2008), they have complex eyes and visual capabilities (Nilsson et al. 2005), mating behaviour (e.g. Lewis & Long 2005), and high to extreme toxicity for humans (Tibballs 2006, Brinkman & Burnell 2008, 2009, Lippmann et al. 2011). The sting of *C. marsupialis* in humans causes severe pain, a burning sensation, erythematous-vesicular eruption and local edema (Kokelj et al. 1992, Sánchez-Rodríguez et al. 2006, Milla et al. 2008) and even severe systemic effects have been recently described (Bordehore et al. 2014).

Despite their importance, studies on the population ecology of cubozoans are scarce (Gordon et al. 2004, Kingsford et al. 2012). There are a few papers on population dynamics based on growth rate (e.g. Gordon et al. 2004; Gordon & Seymour 2012), but none have used a matrix approach.

A descriptive approach of population characteristics over time has been used in scyphozoans (e.g. for *Aurelia* sp. Willcox et al. 2008) and hydrozoans (e.g. for *Sarsia tubulosa* and *Aequorea vitrina*, Møller & Riisgård 2007). Palomares & Pauly (2008) reviewed the growth of jellyfishes with the von Bertalanffy formulae for scyphozoans and a few cubozoans. In scyphozoans, there are few studies using a matrix approach with size classes (Hughes 1984). For example for *Pelagia noctiluca*, simulated the abundance of this jellyfish in the northern Adriatic, showing that the most important effect on *P. noctiluca* population density was maturation at an early stage. A matrix approach allows evaluation of the population performance at different life history stages and estimates the possible effects that changes in any of the stages (or ages) may have on the others, thus providing useful information for biological conservation and management (Caswell 2001).

To better understand the underlying mechanisms that allow *C. marsupialis* to complete its life cycle and maintain a consistently high population density since 2008 (Chapters 2 and 3), we used a matrix model to study and model its population during one medusa-stage season, from mid-2010 to the beginning of 2011.

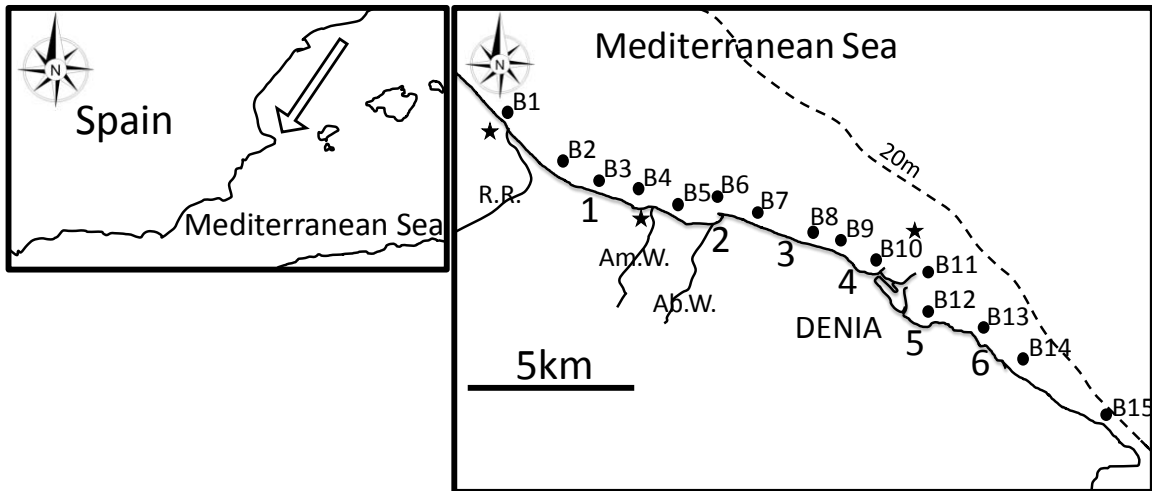
Our main goals of this paper are:

- 1) To construct a population projection matrix (PPM) from time-series field density data (inverse problem).
- 2) To apply standard techniques of sensitivity analysis to evaluate the size class that contributed most to the population growth rate.
- 3) To evaluate an approach that will lead to an efficient management strategy for control and management of *C. marsupialis*. We compare the efficiency of jellyfish removal and prey reduction taking into account different size classes.

## MATERIAL AND METHODS

### *Study area*

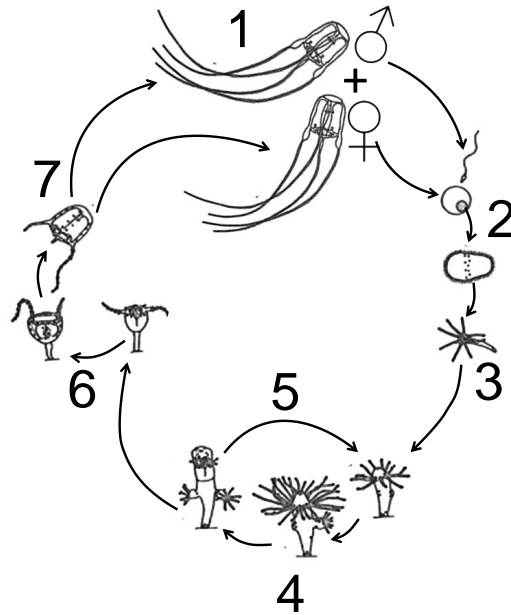
The field work was conducted along 17 km of the coast of Denia (SE Spain, W Mediterranean, Figure 4.1). Among the beaches studied, 1 – 5 have a gentle slope and the following main substrate types: Almadrava (1), pebbles and sand; Molins (2) and Marines (3), sand; Raset (4), sand and mud; Marineta (5), *Caulerpa prolifera* on mud with some pebbles, and Rotes (6), boulders and pebbles. In deeper waters (~2-4 m depth) of beaches 1 – 4, the sea bottom is covered by approximately 50% sand and 50% by *Posidonia oceanica* meadow at different conservation levels (from regressive to good condition), at beaches 5 and 6 rocky bottoms appear in addition to sand bottoms and *P. oceanica* is generally in a better condition.



**Figure 4.1.** Location of *Carybdea marsupialis* sampling sites. B1 to B15: monthly boat transects, 100 200 m from shoreline. 1 to 6: walking transects. Beach names: 1, Almadrava; 2, Molins; 3, Marines; 4, Raset; 5, Marineta; and 6, Rotes. ★: Sewage disposal points (with secondary treatment).

### *Life cycle of Carybdea marsupialis*

The life cycle of *C. marsupialis* (Figure 4.2) includes male and female mating (1), release of the negatively-buoyant fertilized eggs into the water column (2), settlement of the planula larvae on substrate a few days after ova fertilization (Studebaker 1972, Acevedo & Fuentes pers. obs.) (3), the benthic polyp phase (4), new polyps budding from existing polyps (5), mature polyps metamorphosing into juvenile medusae (6), and release of the juvenile cubomedusae (7). *C. marsupialis* medusae are oviparous and dioecious, with males and females having no phenotypic differences except in mature gonads. For the matrix analysis, we consider six stages, in which three of them are juveniles (number 7 in Figure 4.2) and the other three are adults (number 1 in Figure 4.2).



**Figure 4.2.** Life cycle of *Carybdea marsupialis* showing male and female mating (1), release of negatively-buoyant fertilized egg into the water column (2), settlement of planula larva on substrate after ~2 days (3), benthic polyp phase (4), new polyps budding from existing polyps (5), polyp metamorphosing into juvenile medusa (6), release of juvenile cubomedusa (7). Drawing adapted from Studebaker (1972).

### Field measurements

Densities of *Carybdea marsupialis* were quantified by capturing individuals using towed nets in a narrow zone close to the shoreline. A flowmeter was mounted in each net to calculate the water volume filtered. Transects were walked by people with nets at 0.5 to 1.2 m depth, 1 m to ~15 m distant from the shoreline, each tow was walked at a speed of ~1 km h<sup>-1</sup> along a distance of about 20 to 40 m. Transects also were made by towing the net from a boat at 1 to 2 m depth, 10-30 m from the shoreline (22 tows in June 2010). Boat transects were abandoned due to the shallowness of the area and the presence of rocks. We also did periodic boat tows 50 to 100 m from the coast (Figure 4.1, points B1 to B15), but densities there were very low (<1% total captures) thus those densities were not used in the model.

Walking tows were done simultaneously with two or three types of nets according to mesh size: 200- $\mu$ m, 50-cm diameter (375 tows); 400- $\mu$ m, 50-cm diameter (294 tows); 4-mm 50x50-cm square net (552 tows). The 200- $\mu$ m mesh net was used to sample jellyfish

smaller than 5 mm diagonal bell width (DBW) measured between opposite pedalia on a flattened specimen, from which we discarded bigger jellyfish (10 from a total of 896), which appeared able to escape from the 200- $\mu\text{m}$  net due to slow water flow. The 400- $\mu\text{m}$  net was used for counts of  $>400\text{-}\mu\text{m}$  DBW jellyfish. The 4-mm net was used only for those bigger than 4 mm DBW, discarding smaller medusae that could pass through the mesh (195 of a total of 2095 jellyfish). Size of each medusa captured was measured ( $\pm 0.1$  mm) using a stereoscopic microscope with graduated ocular for jellyfish  $\leq 5$  mm DBW and a calliper for medusa  $>5$  mm DBW.

We made ten attempts from November 2010 to March 2011 to find and quantify the benthic polyps. SCUBA divers scraped hard surfaces and collected small stones and pebbles as well as sand between 0 and 3 m depth, each attempt we collected about  $0.5\text{ m}^2$  of substratum. The substrate materials were examined with the binocular microscope, but no polyps were found and we were unable to include the polyp stage in our matrix analysis (Figure 4.2, stage 4). To our knowledge, the polyp stage has not yet been found in the Mediterranean.

For the matrix model we added together samples for all beaches by month. All 6 beaches were sampled each month with a similar sampling effort (Table 4.1). The matrix was obtained from density data from April 2010 to January 2011.

The different classes for the time-series of jellyfish density data (medusae  $\text{m}^{-3}$ ) from year 2010 (Table 4.1) were defined according the following criteria:

- Juvenile 1:  $0.2 < \text{DBW} < 5$  mm. From metamorphosis from the polyp until medusae develop gastric cirri and pedalia, but velar canals are not visible yet.
- Juvenile 2:  $5 \leq \text{DBW} < 10$  mm. Intermediate between juvenile 1 and juvenile 3. Velar canals are developed.
- Juvenile 3:  $10 \leq \text{DBW} < 15$  mm. Adult morphology without gonads.
- Adult 1:  $15 \leq \text{DBW} < 20$  mm. With gonads.
- Adult 2:  $20 \leq \text{DBW} < 25$  mm. With gonads.
- Adult 3:  $\text{DBW} \geq 25$  mm. With gonads.

|              | Volume<br>filtered (m <sup>3</sup> ) | Medusae captured<br>(numbers) |
|--------------|--------------------------------------|-------------------------------|
| Jun-10       | 1030.83                              | 184                           |
| Jul-10       | 631.53                               | 376                           |
| Aug-10       | 927.13                               | 334                           |
| Sep-10       | 3696.16                              | 279                           |
| Oct-10       | 1224.38                              | 134                           |
| Nov-10       | 1101.80                              | 0                             |
| Dec-10       | 343.75                               | 0                             |
| Jan-11       | 877.66                               | 0                             |
| Apr-11       | 126.40                               | 0                             |
| May-11       | 681.13                               | 271                           |
| Jun-11       | 320.88                               | 682                           |
| Jul-11       | 1368.94                              | 913                           |
| Oct-11       | 660.08                               | 0                             |
| <b>Total</b> | <b>12864.27</b>                      | <b>3173</b>                   |

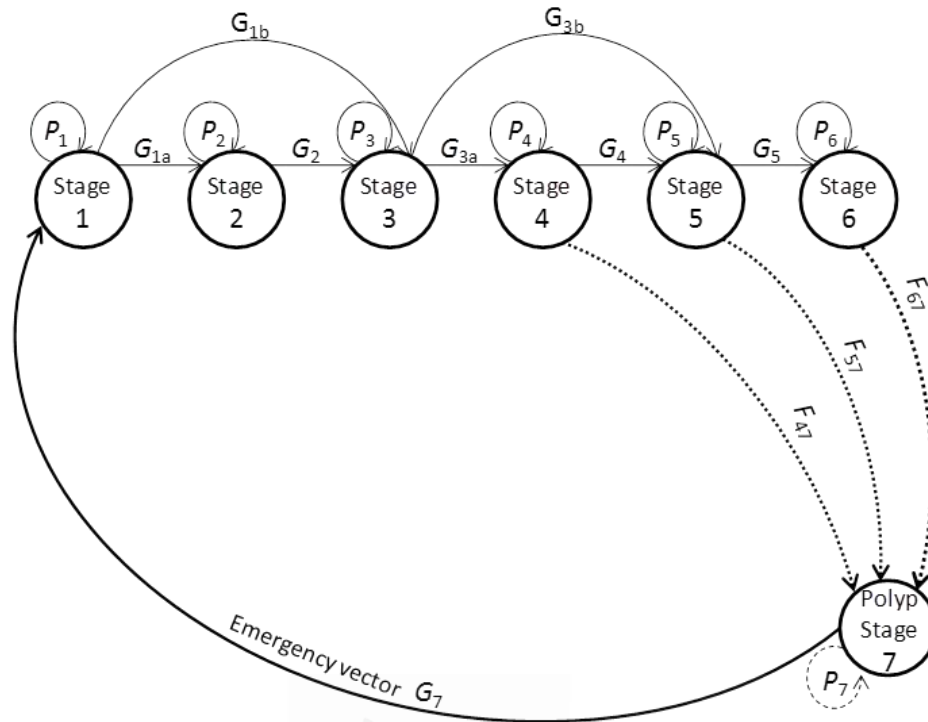
**Table 4.1.** Total volume filtered each month (m<sup>3</sup>) and total *Carybdea marsupialis* medusae captured per month near Denia, Spain in 2010.

### Data arrangement and matrix model

From life cycle shown in Figure 4.3, our objective was to develop a population projection matrix (PPM) with the following structure:

$$\mathbf{A} = \begin{pmatrix} P_1 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ G_{1a} & P_2 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ G_{1b} & G_2 & P_3 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & G_{3a} & P_4 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & G_{3b} & G_4 & P_5 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & G_5 & P_6 \end{pmatrix} \quad (1)$$

Where  $P$  (= individual remains at that stage) is the parameter describing the cubomedusa not growing into a bigger life stage.  $G$  (= growth) is the parameter describing growth from an early life stage to a later (bigger) life stage. For example,  $G_{1b}$  represents the medusa growing from the first stage to the third stage at a time  $t$ .  $G_7$  is the parameter describing new individuals of juvenile cubomedusa from the polyp stage. The first and third columns of the matrix (eqn 1) have three non-zero elements to accommodate the growth pattern shown in Table 4.2.



**Figure 4.3.** Life stages used in the population projection matrix model of the cubomedusa *Carybdea marsupialis*.  $P_{1-7}$ : individual remains at each stage.  $G_{1a-5}$ : parameter describing growth between stages.  $G_7$ : parameter describing new individuals of juvenile cubomedusa from the polyp stage. F: fecundity.

We obtained a Markov matrix and modelled only the survival and growth processes because, during the eight months of sampling, we did not have accurate reproduction data. Reproductive adults produce planula larvae from October to November (Fuentes & Acevedo pers. obs.), which soon attach to substrata and form polyps. Recently detached juveniles captured in May-June could come from polyps that were in the study area; alternatively, juveniles could come from the north with the general current passing along the coast from North to South, although wind-driven currents can change the currents temporarily. Moreover a polyp can release juveniles the same year that it forms, and also in following years by leaving a remnant polyp after strobilation (Straehler-Pohl & Jarms 2005). Therefore, we were unsure if recently detached juveniles captured in May and June came from polyps settled in the same beach months earlier. Therefore, we focused on modelling the dynamics of *C. marsupialis* from June to October.



| Stage        | Apr-10 |        | May-10 |       | Jun-10 |       | Jul-10 |       | Aug-10 |       | Sep-10 |       | Oct-10 |    | Nov-10 |
|--------------|--------|--------|--------|-------|--------|-------|--------|-------|--------|-------|--------|-------|--------|----|--------|
|              | Mean   | SE     | Mean   | SE    | Mean   | SE    | Mean   | SE    | Mean   | SE    | Mean   | SE    | Mean   | SE | Mean   |
| 1 Juvenile 1 | 0      | 0.080* | 0.027* | 0.222 | 0.050  | 0.994 | 0.281  | 0.462 | 0.204  | 0.012 | 0.007  | 0.005 | 0.004  | 0  |        |
| 2 Juvenile 2 | 0      | 0      | 0.046  | 0.081 | 0.048  | 0.029 | 0.073  | 0.031 | 0.016  | 0.008 | 0.001  | 0.001 | 0      |    |        |
| 3 Juvenile 3 | 0      | 0      | 0.001  | 0.002 | 0.007  | 0.004 | 0.039  | 0.020 | 0.023  | 0.006 | 0.021  | 0.008 | 0      |    |        |
| 4 Adult 1    | 0      | 0      | 0      | 0     | 0.018  | 0.013 | 0.028  | 0.009 | 0.071  | 0.035 | 0      |       |        |    |        |
| 5 Adult 2    | 0      | 0      | 0      | 0     | 0.005  | 0.004 | 0.018  | 0.005 | 0.024  | 0.015 | 0      |       |        |    |        |
| 6 Adult 3    | 0      | 0      | 0      | 0     | 0      | 0.005 | 0.001  | 0.011 | 0.005  | 0     |        |       |        |    |        |

**Table 4.2.** Densities of *Carybdea marsupialis* by month in 2010. Data in medusae m<sup>-3</sup>. \*Data from May 2010 was estimated (see text for explanation).

The April distribution in Table 4.2 corresponds to the initial vector  $\mathbf{v}(\mathbf{1})$ :

$$\mathbf{v}(\mathbf{1}) = \begin{pmatrix} 0 \\ 0 \\ 0 \\ 0 \\ 0 \\ 0 \\ 0 \end{pmatrix} \quad (2)$$

During the next three months new juvenile 1 were incorporated, as denoted by the symbol  $\mathbf{v}\mathbf{0}$ . From August to November there was no incorporation of juvenile 1.

The matrix equation took this form:

$$\begin{aligned} \mathbf{v}(\mathbf{t} + \mathbf{1}) &= \mathbf{A}\mathbf{v}(\mathbf{t}) + \mathbf{v}\mathbf{0} & t \leq t_1 \\ \mathbf{v}(\mathbf{t} + \mathbf{1}) &= \mathbf{A}\mathbf{v}(\mathbf{t}) & t > t_1 \end{aligned} \quad (3)$$

where  $t_1=4$  for the month of July.

The problem was to determine the numerical values of matrix  $\mathbf{A}$  and the emergency vector  $\mathbf{v}\mathbf{0}$  from the initial data. To achieve that, we followed the development of Caswell (2001, section 6.2.2) modified by the introduction of the emergency vector  $\mathbf{v}\mathbf{0}$ .

First we defined the  $\mathbf{M}$  matrix, corresponding to the data of Table 4.2 from April to October. Then we defined the vector  $\mathbf{z}$ , corresponding to the data of Table 4.2 from May to

November. After that we generated the matrix of constraints  $\mathbf{C}$  and the vector constraints ( $\mathbf{b}$ ). Finally we defined a vector consisting of all the parameters that we wanted to determine ( $\mathbf{p}$ ) (Appendix 1). With all of these elements, we completed specification of the quadratic programming problem, which consisted of:

$$\begin{aligned} &\text{minimize} && \frac{\mathbf{p}^T \mathbf{G} \mathbf{p}}{2} + \mathbf{f}^T \mathbf{p} \\ &\text{subject to} && \mathbf{C} \mathbf{p} \leq \mathbf{b} \end{aligned}$$

where  $\mathbf{G} = \mathbf{M}^T \mathbf{M}$  and  $\mathbf{f}^T = -\mathbf{z}^T \mathbf{M}$ .

The superscript T displayed on any of the above expression indicates the transpose of the vector or matrix.

### *Sensitivity analysis*

The individual contribution of any element  $a_{ij}$  to  $\lambda_1$  eigenvalue could be computed directly from the left eigenvector or reproductive value vector  $\mathbf{v}$  and the right eigenvector or stable stage distribution vector  $w$  of the PPM.

$$\frac{\partial \lambda_1}{\partial a_{ij}} = \frac{v_i w_j}{\langle v, w \rangle}$$

where  $\langle w, v \rangle$  is the inner product of  $v_i$  and  $w_j$ . The scalar product term in the denominator was ignored, because we considered the relative sensitivities of  $\lambda_1$  to different elements on the same matrix, as in Caswell (2001).

### *Effectiveness estimation of fishing strategies*

To test possible management strategies with our model, we selectively removed different size classes of medusae. Juvenile jellyfish would be captured by using tow nets with 300- $\mu\text{m}$  mesh size. Adults would be removed by using nets of 15-mm mesh size.

We assumed that in each fishing operation, we would capture a proportion of the existing jellyfish in the study area. We proposed four fishing operations between June to September, which were distributed in different ways. To estimate the effectiveness of each strategy, we calculated the proportion of adult jellyfish, which inflict painful stings, that were not captured in the three months from July to September (bathing months). The proportion of uncaptured jellyfish in a month, after the  $n$  fishing operations within that month was calculated by the formula  $(1-x)^n$ , where  $x$  is the proportion of jellyfish captured. The number of adult jellyfish not captured in that month was obtained by multiplying the previous proportion by the number of adult jellyfish, which was obtained from vector  $\mathbf{v}(t)$  of equation (eqn 3). Finally, the proportion of adult jellyfish not captured in the three months was calculated by dividing the sum of the number of adult jellyfish not captured in those months by the sum of the number of adult jellyfish in the same months when there were no fishing operations.

#### ***Diminishing available prey for *C. marsupialis****

To explore this strategy with our model, we hypothesised that we could reduce prey density, e.g. by reducing the main source of anthropogenic nutrients in the region that come from continental inputs, including agriculture, a diffuse source, and waste water.

We explored two theoretical scenarios: first, that a reduction of 50% of nutrient input causes a 50% reduction in the population parameters by reducing prey densities, and second, that a reduction of nutrients by 50% causes a 25% reduction in the population parameters

The Racons River releases  $69.9 \cdot 10^6 \text{ m}^3 \text{ y}^{-1}$  superficially and  $40.5 \cdot 10^6 \text{ m}^3 \text{ y}^{-1}$  from aquifer submarine discharge. These high volumes come from the Marjal Pego-Oliva Natural Park, a Ramsar wetland just 1.5 km inland. In the southern part of our study area the aquifer discharge is  $\sim 7 \cdot 10^6 \text{ m}^3 \text{ y}^{-1}$ . This water is rich both in N and P due to intensive agriculture with 5 to 25 mg  $\text{N}_t \text{ L}^{-1}$  for the Racons area (Ballesteros & Rodriguez 2007) and  $\sim 32 \text{ mg N}_t \text{ L}^{-1}$  from the southern aquifer (Ortiz-Pérez 2005). Concentrations of  $\text{P}_t$  in continental waters (rivers and aquifer) vary from 0.19 to 0.29 mg  $\text{L}^{-1}$  (Cantoral-Uiza & Aboal-Sanjurjo 2001).

There are four sewage treatment plants that release about  $8.6 \cdot 10^6 \text{ m}^3 \text{ y}^{-1}$  in the study area. N and P concentrations are high due to the lack of N+P reduction treatment, with mean values of  $21 \text{ mg N}_t \text{ L}^{-1}$ , and  $4 \text{ mg P}_t \text{ L}^{-1}$  (Mayo Ríos 2010). These give the following released amounts for mean concentrations:  $1771 \text{ t N}_t \text{ y}^{-1}$  (88.8% from agriculture and 11.2% from waste water), and  $59.64 \text{ t P}_t \text{ y}^{-1}$  (37.0% from agriculture and 63.0% from waste water).

We assumed that if nutrient inputs were lower, phytoplankton densities would be lower as well, and thus zooplankton. Consequently population parameters of the matrix equation (eqn 3) would be affected.

## RESULTS

The 200- $\mu\text{m}$  net filtered a mean of  $3.16 \text{ m}^3$  per tow, the 400- $\mu\text{m}$  net  $5.83 \text{ m}^3$  and the 4-mm net  $12.55 \text{ m}^3$ . Captured medusae totaled 1207 in 2010 and 1866 in 2011. Table 4.1 shows the filtered volume and captures by month. Table 4.2 shows densities of *Carybdea marsupialis* medusae by month in 2010.

In May 2010, we only did boat tows at 100-200m from the shoreline (Figure 4.1, points B1 to B15), but we captured no jellyfish in  $765 \text{ m}^3$  of water filtered. The density of medusae for May 2010 for waters close to the shoreline was estimated from walking transects from May 2011. To approximate the medusa population close to the coastline in May 2010, we assumed that  $(D_{\text{May}10}/D_{\text{June}10})=(D_{\text{May}11}/D_{\text{June}11})$  and obtained  $0.08 \text{ ind m}^{-3}$  for May 2010, which we consider closer to reality than zero.

For our first objective, we obtained the matrix

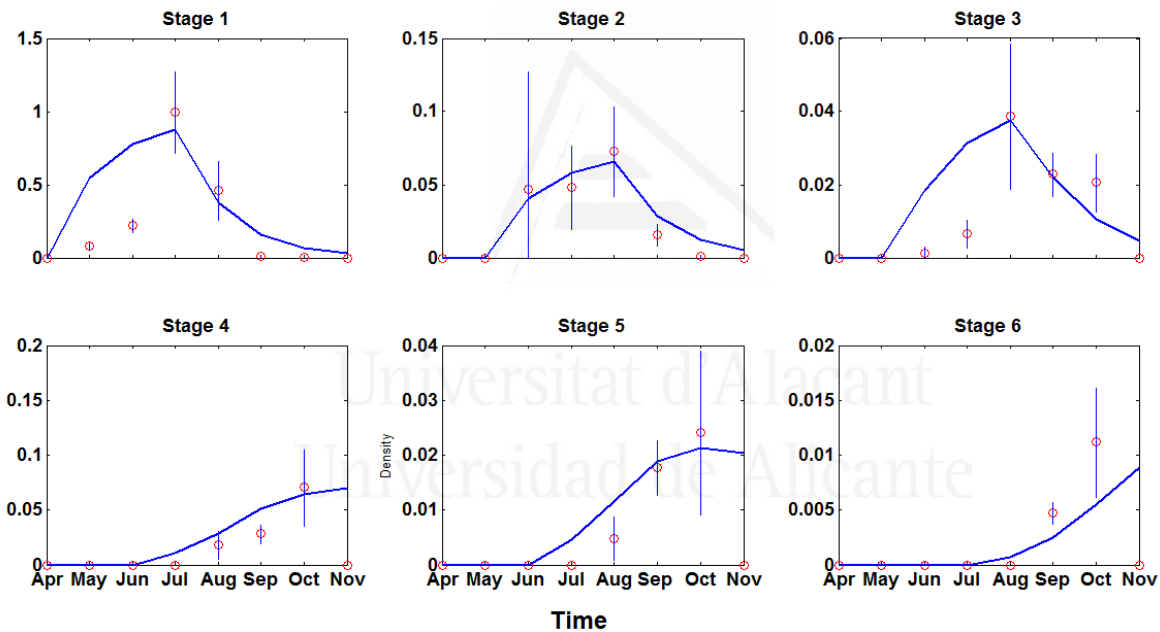
$$\mathbf{T} = \begin{pmatrix} 0,429 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0,074 & 0,007 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0,034 & 0,042 & 0,172 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0,584 & 0,990 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0,244 & 0 & 0,842 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 0,158 & 0,990 \end{pmatrix} \quad (4)$$

With the following emergency vector

$$\mathbf{v0} = (0,543 \quad 0 \quad 0 \quad 0 \quad 0 \quad 0)^T \quad (5)$$

In matrix (4) we replaced entries equal to 1 by 0.99 to guarantee that it was possible to reach the state “dead” from every state in  $T$  ( $\lim_{t \rightarrow \infty} T^t = 0$ ). This allows that the dominant eigenvalue of  $T$  is strictly less than 1 (Iosifescu 1980).

Data in Table 4.2 were compared with the output generated by equation (eqn 3), matrix (eqn 4) and vector (eqn 5) in Figure 4.4. In the six levels studied, the Chi-square test gave no significant differences between the observed and expected values at a significance level of 95%: level 1: 1.0243; level 2: 0.0195; level 3: 0.0456; level 4: 0.0258; level 5: 0.0088; level 6: 0.0085. The number of degrees of freedom was  $8-1 = 7$ . Because the values of all levels were below  $\chi^2_{0.01} = 1.24$ , it followed that the agreement between the theoretical and the measured data was acceptable.

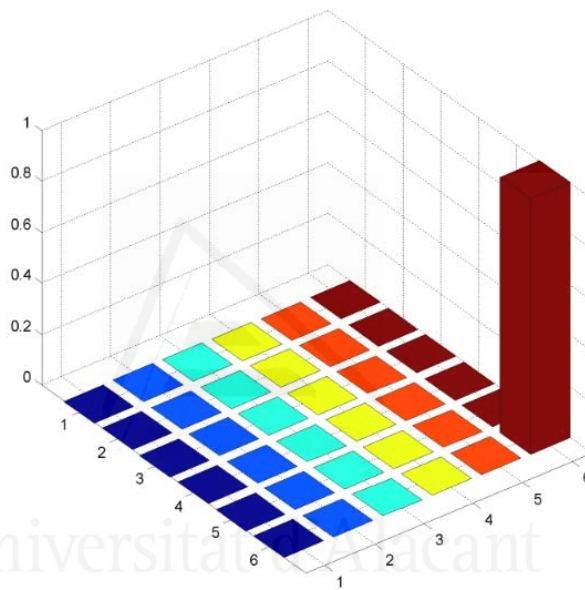


**Figure 4.4.** Comparison between field data (circles) and – (line) for the six stages of growth of *Carybdea marsupialis* jellyfish

The maximum eigenvalue of the  $T$  matrix was  $\lambda_{\max}$  was 0.990, meaning that the population of *C. marsupialis* was slowly decreasing when it was very close to the steady state. Because of this, it was possible to reach the state “dead” from every state in  $T$  and guaranteed that the dominant eigenvalue of  $T$  was strictly less than 1 (Caswell 2001).

Furthermore, although we had two maximum eigenvalues with the same numerical value, we could perform the sensitivity analysis with the inverse  $T$  matrix (Appendix 2).

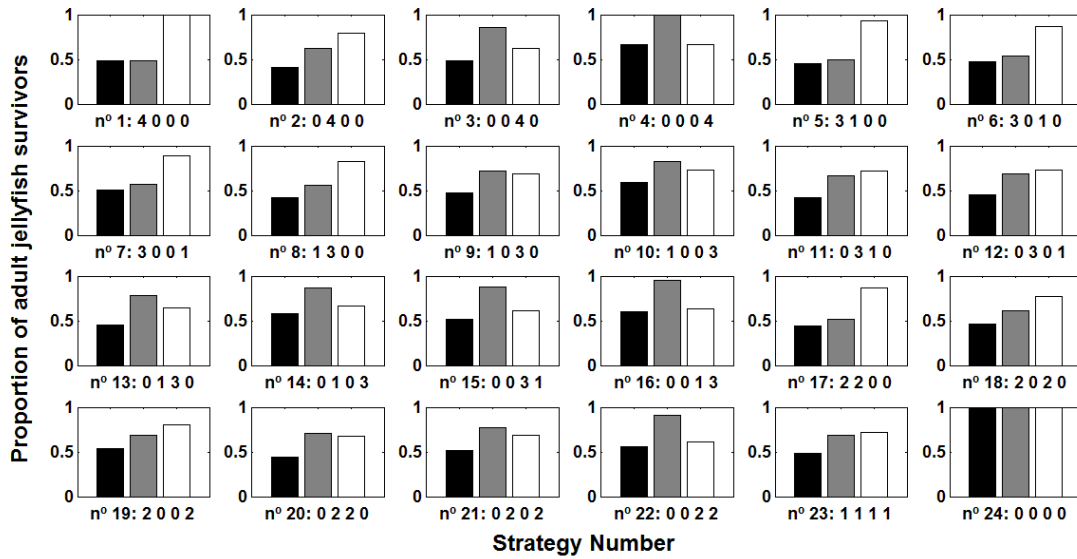
For our second objective, we applied the perturbation theory to demographic analysis, which allowed us to calculate the sensitivity of  $\lambda$  to changes in the vital rates (Caswell 1978). We used the sensitivity analysis of the population growth rate  $\lambda$ , to changes in the entries of matrix  $T$ .  $\lambda$  was most sensitive to changes in entries in the lower-right corner of the matrix (Figure 4.5). Those entries corresponded to attaining or staying in the biggest class (class 6).



**Figure 4.5.** Sensitivities of population growth rate  $\lambda$  for the *Carybdea marsupialis*  $T$  matrix. The axis  $x$  and  $y$  represents the columns and rows of the  $T$  matrix.

Our third objective was to model the population dynamics of *C. marsupialis* to find efficient strategies to lower the population to densities before 2008 when fewer people were stung during summer (Bordehore et al. 2011).

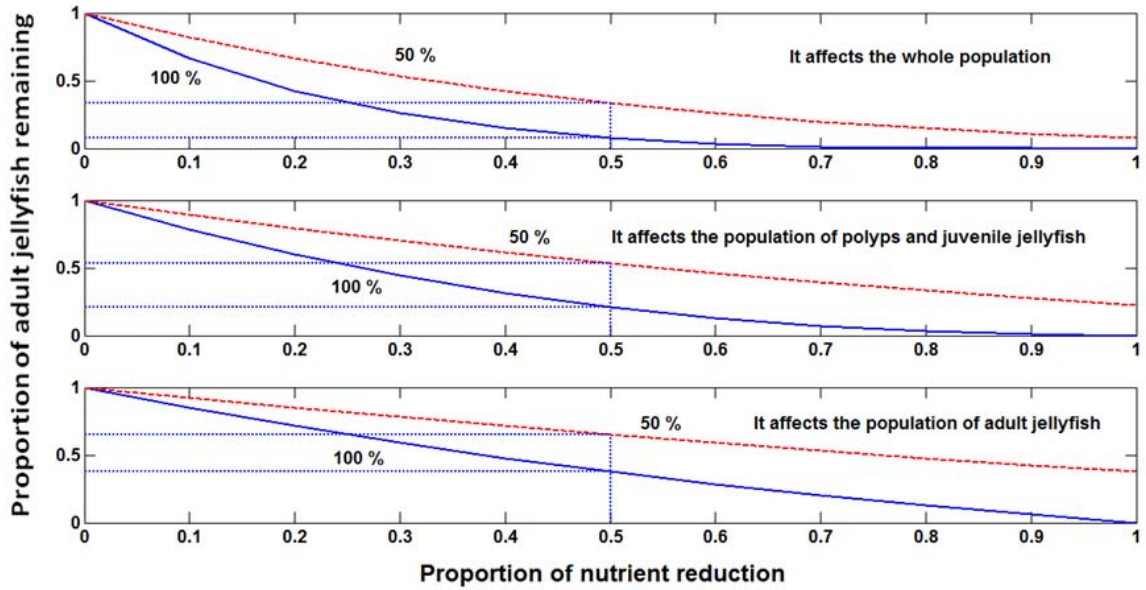
In general, removal of jellyfish from all size classes (first bar of each trio, Figure 4.6) was more effective than removing only juveniles (second bar) or adults (third bar). This is possibly because reduction in the number of individuals is greater when the same proportion of individuals is captured from all classes than when the same proportion of individuals is captured from only 1 or 2 classes.



**Figure 4.6.** Reduction of the population of adult *Carybdea marsupialis* by application of different fishing strategies. For each fishing strategy there are three bars. The left bar (black) was obtained by capturing jellyfish of all sizes; the middle bar (grey) was when captures focused on juveniles; the right bar (white) shows when only adult jellyfish were captured. Each strategy consisted of four fishing operations during June to September. The code indicates the number of times that the population was fished each month, e.g. strategy 1 (4 0 0 0) consisted of four fishing operations in June; strategy 6 (3 0 1 0) consisted of three fishing operations in June and one in August. For example,  $x = 0.2$  means that each fishing operation will capture 80% of the jellyfish.

The proportion of adult jellyfish was reduced more when prey depletion affected the whole jellyfish population (Figure 4.7). When nutrient depletion affected juveniles and polyps (middle graph), reduction of adult jellyfish was greater than when it affected only the adult population (lower graph).

The model predicted that the three classes of juvenile jellyfish disappeared in the autumn, which agreed with the field measurements and life cycle of the species (Figure 4.4). Conversely, the model predicted that the three adult classes were present during autumn, even though field measurements showed that they disappeared from the area at the beginning of November.



**Figure 4.7.** Modeling results showing the scenario assuming that the reduction of continental nutrient input affects the polyp and medusa stages of *Carybdea marsupialis* by reducing prey density (top graph); the scenario assuming that nutrient input reduction only affects prey of polyps and juvenile jellyfish (middle); the scenario assuming that nutrient input reduction affects prey of adult jellyfish.

The most effective strategies to reduce the population of adult jellyfish were 2, 8, 11, 17 and 20, assuming removal of all sizes (Figure 4.6, black bars). With the exception of the number 20, all these strategies focused fishing efforts in July, with high densities of juveniles and adults began to increase. If we considered only juvenile removal (grey bars), strategies 1 and 5 were most effective, which focused on June when juveniles were very abundant. If we considered only adult jellyfish removal (white bars), strategies 15, 16 and 22 were most effective, focusing on the second half of the summer when the adult population was more abundant. In general, jellyfish removal from all classes (black bars) was more effective than only removing juveniles (grey bars) or adults (white bars).

MATLAB programs created for this paper can be downloaded in Appendix 3.

## DISCUSSION

The matrix we obtained (eqn 4) from densities and sizes of *C. marsupialis* medusae over time can be applied to any aquatic or terrestrial whose populations are studied over time



using a descriptive approach. By doing so, we could manipulate different population parameters to model the species' responses to different scenarios.

Although the model incorrectly predicted the presence of adults in autumn because jellyfish grew into adults later than juveniles, when we forced the model to fit field data during autumn, the fitness of the model during summer was worse. Because this paper focused on the dynamics of jellyfish during summer, we chose the strategy that did not allow adults to disappear.

This matrix approach allowed us to perform a classical sensitivity analysis to model different scenarios such as: *a)* management of invasive species, e.g. what size of an invasive species should be targeted for removal in order to find a natural predator or start large-scale removal; *b)* model bottom up effects, e.g. what effect would have reduction of prey availability?

### ***Sensitivity analysis***

The classical sensitivity analysis showed that adults of *C. marsupialis* are the life stage that contributes most to growth rate. In particular, staying in class 6 or decreasing from class 6 to class 5 shows the maximum sensitivity to  $\lambda$ . This means that the growth rate of the population potentially would be more affected by altering those classes than any other class of their life cycle with a perturbation of the same magnitude. Similar results were obtained by Erwin et al. (2012) when analyzing different control treatments on *Alternanthera philoxeroides*, an invasive plant species indigenous to South America that rapidly invaded some southeastern US waterways.

### ***Strategies: depletion vs prey reduction***

Figure 4.5 showed that classes 5 and 6 of the jellyfish life cycle were the most sensitive; therefore, control measures should focus on those stages to limit the proliferation of *C. marsupialis*. Figures 4.6 and 4.7 suggested that the most effective strategy is to remove jellyfish from all size classes. Alternatively, if removal were limited to only a few classes, it would be more effective to target only the juveniles than the adults. The best strategies that focused only on juveniles (1 and 5) were more effective than the best strategies that

are based on only adults (15, 16, 22); thus, only adult removal was usually less effective than only juvenile removal.

The results by reducing prey agreed with the overall conclusion of jellyfish removal (Figure 4.6), specifically, that only adult removal was usually less effective than only juvenile removal.

The continuous curve in Figure 4.7 (labeled 100%) was obtained by applying our first assumption, a reduction of 50% of continental nutrient input caused a 50% reduction in the population parameters of the entries of matrix (eqn 4). This scenario could apply to oligotrophic seawaters. The dashed line (labeled 50%) was obtained under the second scenario, where a reduction of continental nutrients input by 50% caused a 25% reduction in the population parameters. We do not claim that this is the real situation, because changes in nutrient levels have a complex effects on phytoplankton and zooplankton composition and biomass (Verity et al. 2002, Philippart et al. 2007). Nevertheless, *C. marsupialis* feeds mainly on mesozooplanktonic crustaceans (Acevedo et al. 2012), thus we believe our hypothesis is plausible. This effect of bottom-up ecosystem control due to nutrients from agriculture was also described in Mar Menor, a semiclosed saline coastal lagoon in SE Spain where increased nutrient discharge has considerably increased jellyfish populations since 1998 (Pérez-Ruzafa et al. 2002). Although we worked on a theoretical scenario, future studies could quantify the relationships between nutrient concentrations, densities of preys and densities of *C. marsupialis*, and whether it is feasible to reduce anthropogenic nutrient inputs.

Differences between Figure 4.5, which suggested that adult stages are more sensitive, and Figures 4.6 and 4.7, which showed that control would be more effective on the juveniles than on the adults, can be explained as follows. Figure 4.5 was obtained from the sensitivity analysis, which at the same time was obtained from the equilibrium of the matrix equation (eqn 3). However, Figure 4.4 showed that in equilibrium, the juvenile population of jellyfish (classes 1-3) disappeared, while the adult population (classes 4-6) remained. The adult population became the most sensitive because it was the only one that remained. That situation is not real, however. Actually all jellyfish disappear in November and only the benthic polyps remain. Meanwhile, Figures 4.6 and 4.7 were obtained during transient behavior, the behavior of a system until it reaches equilibrium (Caswell 2001), and hence those conclusions are more reliable.

Reducing prey (Figure 4.7) was more effective than the capture of jellyfish (Figure 4.6) because growth rates were reduced during all growth processes; meanwhile capture of jellyfish affected only the densities of certain sizes classes during four isolated fishing events (Figure 4.6).

This study can provide insight into the understanding the dynamics and model virtual scenarios of other species from which we have data over time. Our next step is to produce a more realistic approach by incorporating a sensitivity analysis of the advection and diffusion characteristics of each stage (juveniles and adults) into the present matrix, following the methods developed by (Neubert & Caswell 2000).

## **ACKNOWLEDGEMENTS**

Capturing cubozoans towing nets by walking is hard work. We thank all of the volunteers that collaborated in this task from the Montgó Research Station, especially to: Cristina Alonso, Mar B. Belmar, Lara Sánchez, Ionina Raventós, Berta Companys, Sheila Cantera, Marta Ramírez, Esther Camacho, María Fuertes, Bárbara Jiménez, Aarón Sánchez, Jorge Díez, Aurora Alcover, Arantxa Oquina, Guillermo Muñoz, and Beatriz Ramos.

Part of this research was carried out in the Montgó Research Station, with the support of Parques Nacionales of Spain. We also are grateful for the collaboration of Balearia Foundation and the marina El Portet de Denia-Licuas. Editing services were provided by Sea Pen Scientific Writing.

This research was carried out under contract LIFE 08 NAT ES 0064 (to CB and VF) co-financed by the European Commission ([www.cubomed.eu](http://www.cubomed.eu)), the Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, the Dirección General del Agua of the Regional Government of Valencia and the Fundación Biodiversidad. This work was also partially supported by Spanish Ministry of Education and Science co-funded by FEDER program (CGL2012-31668) to JR.

**APPENDIX 1**

First we define the **M** matrix, corresponding to the data of Table 4.2 from April to October:

$$\mathbf{M} = \begin{pmatrix}
 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\
 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\
 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\
 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\
 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\
 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\
 0.080 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 1.000 \\
 0 & 0.080 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\
 0 & 0 & 0.080 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\
 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\
 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\
 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\
 0.222 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 1.000 \\
 0 & 0.222 & 0 & 0.047 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\
 0 & 0 & 0.222 & 0 & 0.047 & 0.001 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\
 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0.001 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\
 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0.001 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\
 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\
 0.994 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\
 0 & 0.994 & 0 & 0.048 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\
 0 & 0 & 0.994 & 0 & 0.048 & 0.007 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\
 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0.007 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\
 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0.007 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\
 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\
 0.462 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\
 0 & 0.462 & 0 & 0.073 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\
 0 & 0 & 0.462 & 0 & 0.073 & 0.039 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\
 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0.039 & 0 & 0.018 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\
 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0.039 & 0 & 0.018 & 0.005 & 0 & 0 & 0 \\
 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0.005 & 0 & 0 \\
 0.012 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\
 0 & 0.012 & 0 & 0.016 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\
 0 & 0 & 0.012 & 0 & 0.016 & 0.023 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\
 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0.023 & 0 & 0.028 & 0 & 0 & 0 & 0 \\
 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0.023 & 0 & 0.028 & 0.018 & 0 & 0 \\
 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0.018 & 0.005 & 0
 \end{pmatrix}$$

The last column of the matrix **M** corresponds to the vector of emergency. This column has two entries with value 1, corresponding to the emergence value of the months of May and June. Actually there should be another 1 in the upper end of this row, corresponding to the emergence value of April. When we placed this third 1 the mean quadratic error is lower (rms = 0.0144), but then the density of jellyfish is underestimated in the months in which this is higher (July and August). By deleting this one, general adjustment is worse (rms = 0.0181), but the maximum density of jellyfish is less underestimated. As our intention is to use the model to design strategies to deal with the plague of jellyfish in the months that this density is highest, we chose the second option.

Then we define the vector **z**, corresponding to the data of table 4.1 from May to November:

$$\mathbf{z}=(0.080 \quad 0 \quad 0 \quad 0 \quad 0 \quad 0 \quad 0.222 \quad 0.046 \quad 0.001 \quad 0 \quad 0 \quad 0.994 \\ 0.048 \quad 0.007 \quad 0 \quad 0 \quad 0 \quad 0.462 \quad 0.073 \quad 0.039 \quad 0.018 \quad 0.005 \quad 0 \quad 0.012 \\ 0.016 \quad 0.023 \quad 0.028 \quad 0.018 \quad 0.005 \quad 0.005 \quad 0.001 \quad 0.021 \quad 0.071 \quad 0.024 \quad 0.011)$$

Then we generate the matrix of constrains:

$$\mathbf{C} = \begin{pmatrix} -1 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & -1 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & -1 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & -1 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & -1 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & -1 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & -1 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & -1 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & -1 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & -1 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & -1 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & -1 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & -1 & 0 \\ 1 & 1 & 1 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 1 & 1 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 1 & 1 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 1 & 1 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 1 & 1 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 1 & 0 \end{pmatrix}$$

Then we generate the vector constrains:

$$\mathbf{b}=(0 \quad 0 \quad 0 \quad 0 \quad 0 \quad 0 \quad 0 \quad 0 \quad 0 \quad 0 \quad 0 \quad 0 \quad 0 \quad 0 \quad 1 \quad 1 \quad 1 \quad 1 \quad 1 \quad 1)$$

And finally we define a vector consisting of all the parameters that we want to determine:

$$\mathbf{p}=(P_1 \quad G_{1a} \quad G_{1a} \quad P_2 \quad G_2 \quad P_3 \quad G_{3a} \quad G_{3b} \quad P_4 \quad G_4 \quad P_5 \quad G_5 \quad P_6 \quad v_0)$$

## APPENDIX 2

The eigenvalues of the matrix  $T$  are  $=[\mathbf{0.990} \ 0.8420 \ \mathbf{0.9900} \ 0.1720 \ 0.0070 \ 0.4290]$

On this case we have a multiplicity of two on the maximum eigenvalues. To see whether this is a diagonalizable matrix, we need to assess the following:

$$\text{rank}(T - \lambda_i I_6) = n - m$$

Here  $n$  = is the number of total eigenvalues of the matrix  
 $m$  = is the degree of multiplicity on the maximum eigenvalue.  
 $I$  = is the identity matrix

In our case,  $\text{rank}(T - 0.99 * \text{eye}(6)) = 6 - 2$   
 $4 = 4$ .

Meaning that the matrix  $T$  has inverse.

## APPENDIX 3

### MATLAB PROGRAMS

Can be downloaded from: <https://app.box.com/PhD-CBordehore-files>

- **nout7c**: database necessary to execute MATLAB program cubomedusa1.
- **cubomedusa1**: MATLAB program that generates a matrix equation that gives the best fit to the data obtained by sampling. It also plots figure 4.4.
- **cubomedusa2**: MATLAB program that determines the best strategy to reduce jellyfish population by removal of different size classes. It also plots figure 4.6.
- **cubomedusa3**: MATLAB program that determines the best strategy to reduce jellyfish population by decreasing preys or nutrients. It also plots figure 4.7.



Universitat d'Alacant  
Universidad de Alicante

## **CAPÍTULO 5**

### **Lifeguard assistance at Spanish Mediterranean beaches: Jellyfish prevail and proposals for improving risk management**



Universitat d'Alacant  
Universidad de Alicante

Artículo enviado:

Bordehore C, C Alonso, L Sánchez-Fernández, AJ Canepa, M Acevedo, S Nogué, and VL Fuentes. Lifeguard assistance at Spanish Mediterranean beaches: Jellyfish prevail and proposals for improving risk management





Universitat d'Alacant  
Universidad de Alicante

## **Lifeguard assistance at Spanish Mediterranean beaches: Jellyfish prevail and proposals for improving risk management**

### **ABSTRACT**

Although beaches can be hazardous environments, few studies have identified the risks in broad coastal areas to implement management actions and improve safety. Importantly, jellyfish populations are increasing in some areas in the world, which could lead to greater problems with stinging.

A retrospective descriptive study of lifeguard data for 2012 analysed the prevalence of assistance categories. Data were facilitated by the local responsible authority from all along the Spanish Mediterranean coast. The trend in jellyfish stings was examined for 2004-2012 using a new index called the “Sting Index”.

We obtained data from 908 beach lifeguard stations out of 1261 present in the study area, belonging to 182 cities out of 234. Those lifeguard stations provided an average of 80.0 days of service for 2012. A total of 158377 injuries were reported for 2012. Jellyfish stings (58.1% of the injuries) were the main need for assistance, followed by wounds (14.7%), other marine animals stings (14.2%) and sunburn (3.7%). All sea life-related injuries accounted for 74.1% of the total injuries, followed by musculoskeletal injuries (16.6%) and sun related (4.4%). Among Other Activities, help to disabled people was the main need for assistance (42.5%), followed by an other causes category (37.3%), rescues at sea (7.9%) and lost child (5.2%). Fatalities for 2012 were 24. The number of jellyfish stings, standardised by the number of injuries, increased from 2010 to 2012 a 50%.

The results showed that Spanish Mediterranean beaches are safe with very low fatalities. The high number of lifeguarded beaches reflected that safety has been a priority for managers. Nevertheless, reducing risks needs reliable data on the safety issues. Understanding safety issues is key to reduction of beach risks and implementation of

precautionary management, thus directing future actions to even higher visitor safety. In order to accomplish this, we are working with local, regional and national authorities.

## INTRODUCTION

Tourist beaches can be hazardous environments, because people of all ages and physical conditions go to swim, sport, walk, sunbathe and relax. Beachgoers are exposed to different risks that depend on the substrate type, including sand, pebbles or rocky shore, and the presence of cliffs, variable weather conditions, including winds, rip currents, and surf intensity (Abralde & Perez-Gomez 2009, Heggie 2013), as well as harmful organisms (Taylor et al. 2002, Walsh et al. 2011). Furthermore, people usually do not know about hazardous animals or risky behaviours, and may have not good swimming skills. Furthermore, sunbathing without proper protection is also a cause of sunstroke and sunburn (Vries & Coebergh 2004), even among lifeguards (Hiemstra et al. 2012). This is why the most important tourist bathing areas in Spain are covered by lifeguard services during the bathing season.

Causes of injuries, infections, animal bites, sun-derived lesions, drowning or rescue needs are diverse and they can differ from beach to beach. Usually, marine-related injuries and activities such as rescues at sea are more likely than land-based incidents. For example, 54% of the injuries were sustained in the water and 32% on land, and cuts and abrasions accounted for nearly half of all injuries in New Zealand (Moran & Webber 2013). The most important marine animal-caused injuries were from fish and stingrays (62.9%) and jellyfish (20.5%) in Victoria (Australia) (Taylor et al. 2002).

Jellyfish stings are a common hazard in bathing waters around the world. The most dangerous jellyfish species are distributed mainly in tropical and subtropical waters; for example, in Australia, *Chironex fleckeri* (Fenner 1998, O'Reilly et al. 2001) and *irukandji* box jellyfish (Gershwin 2006, Gershwin et al. 2013), and *Physalia* sp. (Tibballs 2006) are responsible for many serious effects on patients' health and even death. Other species such as *Chiropsalmus* sp. May cause severe symptoms, but no deaths have been reported (Bailey et al. 2005). For Australian waters, irukandji jellyfish are responsible for one fatality each 3-4 years, similar to shark attacks (Fenner & Williamson 1996, Williamson et al. 1996) although the actual death toll is likely to be higher (Gershwin et al. 2013).

In the Mediterranean, jellyfish species are not as dangerous as in tropical waters, but there are relatively high densities of jellyfish of different species with low to medium toxicity (Mariottini et al. 2008, Mariottini & Pane 2010, Bordehore et al. 2014). However, the highly toxic *Physalia physalis* appears occasionally, being responsible in 2010 for the first known fatality caused by a jellyfish sting on the Mediterranean island of Sardinia (Boero 2013, p 27).

Some studies have been published on the epidemiology of jellyfish stings: e.g. for the Salento Peninsula, southern Italy (De Donno et al. 2009) and for the Central and Eastern Mediterranean (Mariottini et al. 2008). Purcell et al. (2007) reviewed some papers reporting stinging episodes for the Mediterranean, totalling more than 61000 people stung. Nevertheless, those data were not collected during a comprehensive or systematic survey. In fact, the actual numbers of people affected by jellyfish stings are difficult to obtain unless the beach is effectively guarded by first-aid services.

While major incidents, such as drowning, have been generally well reported in the scientific literature (Morgan et al. 2008), relatively little is known about the nature and extent of injuries incurred at beaches that are not as serious (Moran & Webber 2013). Despite the numerous beach lifeguard stations and the tens of thousands of people assisted, we have found no previous quantitative study about lifeguard assistances in the Mediterranean on a broad spatial scale. The aim of this study was to analyse the lifeguard-recorded data for the Spanish Mediterranean beaches from the earliest summer available from local lifeguard services until 2012. We also suggest actions for monitoring data to detect trends over time regarding jellyfish stings and propose risk management measures.

## **MATERIAL AND METHODS**

The study was a retrospective, descriptive analysis of data obtained from local first-aid beach services in the Spanish Mediterranean. The northern and southern limits of the coastline were the borders with France and Portugal, respectively and totalled 3864 km (INE 2014) (Figure 5.1). Under the current Spanish legal framework, first-aid services at beaches depend on cities according to article 115.d of the Coast Law 22/1988 (López 2003, p. 301). It is mandatory for them to provide a lifeguard service at their beaches, at least

during the bathing season and for the most crowded beaches. Furthermore, the cities must collaborate with the regional and national authorities.



**Figure 5.1.** Study area along the Spanish Mediterranean coast, comprising Iberian Peninsula coastline (thick line) and the Balearic Islands (arrows).

### ***Data acquisition***

Lifeguard services at beaches in Spain have municipal jurisdiction, and there are no national or regional archives of their data. To request assistance data, service duration and lifeguard stations within each city for the earliest available year until summer 2012, we first telephoned the Beach Department of each coastal city in the study area. Subsequently, we emailed the person in charge at each city council, attaching a letter from the project partners and a letter of support from the responsible national administration, the Directorate General for Coast and Sea Sustainability of the Ministry of Agriculture, Food Quality and Environment. The cities that did not respond in about a month were re-emailed the request for information and telephoned again. Following the first telephone call and email in September 2012, we repeated data requests until December 2013.

### ***Data quality***

Responses for the cities were classified in four categories as follows: good data, no jellyfish sting data, data available for years previous to, but not including, 2012, and no data at all. Good data had forms that contained information about jellyfish stings separated from the other marine animals stings and adequate information about other assistance

categories, such as wounds or cuts, bruises, dislocations or bone fractures, and solar conditions. No jellyfish sting data referred to cities that used a category that combined all marine stings, including jellyfish.

### *Jellyfish sting trend*

We also explored the trend in jellyfish stings. Because there were no data on the numbers of beachgoers that visit the beaches each summer, we calculated a “Sting Index” by dividing the total number of jellyfish stings plus other stings (different from sea urchin and weever fish) by the sum of the assistance categories (Table 5.1), which we considered directly proportional to the numbers of people at the beach.

## **RESULTS**

For 2012, amongst the 1261 lifeguard stations within 234 cities along the Spanish Mediterranean coast, we obtained assistance data from 908 stations belonging to 182 cities. Of these, 111 cities (542 lifeguard stations, 43%) provided incomplete data for 2012, and 71 cities (466 lifeguard stations, 37%) provided data good enough to perform a complete quantitative analysis for 2012. The remaining 253 lifeguard stations (20%) belonging to 52 cities did not answer our inquiries.

A Google Earth .kmz archive can be downloaded in Appendix 1 where all the coastal cities are marked, showing data quality for 2012 with the following key: 📍 Good data, 📍 Incomplete data: no proper jellyfish sting data, 📍 Incomplete data: jellyfish sting data, but partial or total lack of categories other than jellyfish, 📍 No data at all. Beside each, in brackets, are the years for which data were available and the number of lifeguard stations. From all the cities that answered, only 4% had data from 2006 and before, 2% from 2007, 17% from 2008, 9% from 2009, 40% from 2010, 7% from 2011 and 21% only for 2012.

### *Assistance categories*

The number of categories in which lifeguard services were grouped showed great variation (Table 5.2 gives all categories), indicating a lack of conformity among cities for assistance categories. Among the 71 cities from which we obtained good data, not all the categories that should be present in all of them were reflected in the results. Table 1 shows the percentages of each category was used among the 71 cities analysed.

| Assistance category  | Jellyfish stings | Wounds | Sunburn | Bruise | Fainting | Luxation | Bone fracture | Eye problems | Heat exhaustion | Sun stroke | Inner ear problems |
|----------------------|------------------|--------|---------|--------|----------|----------|---------------|--------------|-----------------|------------|--------------------|
| Cities with data (%) | 100              | 90.1   | 73.2    | 64.8   | 46.5     | 32.4     | 31.0          | 28.2         | 23.9            | 22.5       | 5.6                |

**Table 5.1.** Percentage usage of the main assistance categories among lifeguard services of the 71 cities on the Spanish Mediterranean coast with good data.

### *Spatial and temporal scale of data*

Due to high heterogeneity in spatial and temporal scales, we pooled the data for each city within one year. Among all data provided, 79 cities offered the data merged by year, 14 separated the data by beach, 59 separated data by month, and 30 separated data by month and beach.

### *Service duration*

We received information about the duration of lifeguard services from 61 cities. The minimum number of service days was 62, corresponding to the months of July and August, and the maximum number of service days were 170 and 130 for two cities. The days of service per year averaged 89.0. The start of the service season varied between 1 May (3.3%), 1 June (13.1%), 15 June (39.3%), 30 June and 1 July (44.3%). The end of the service was 31 August (9.8%), 1 September (11.5%), 15 September (65.6%) and 30 September (13.1%).

### *Assistance by category*

A total of 158377 injuries were reported for 2012 at lifeguard stations at the Spanish Mediterranean beaches from 182 cities (Table 5.2). Jellyfish stings (58.1%) were the main reason for assistance, followed by wounds (14.7%), other marine animal stings (14.2%) and sunburn (3.7%). Sea life-related injuries accounted for 74.1% of the total injuries, followed by musculoskeletal injuries (16.6%) and sun related (4.4%). Among other

Activities, help to disabled people was the main reason for assistance (42.5%), followed by a “other causes” category (37.3%), rescues at sea (7.9%) and lost child (5.2%).

| <b>INJURIES TREATED</b>                |               |                |
|--|---------------|----------------|
| <b>TOTAL</b>                           | <b>146864</b> | <b>100.00%</b> |
| Jellyfish                              | 92050         | 58.1%          |
| Other marine animal sting              | 22434         | 14.2%          |
| Sea urchin spine                       | 1114          | 0.7%           |
| Weever fish and related                | 1746          | 1.1%           |
| <b>Total sea life-related injuries</b> | <b>117344</b> | <b>74.1%</b>   |
| Drowning symptoms                      | 194           | 0.1%           |
| Cardiopulmonary resuscitation          | 18            | 0.01%          |
| Seizures and respiratory failure       | 28            | 0.02%          |
| Deaths                                 | 7             | 0.004%         |
| <b>Total medical emergency</b>         | <b>247</b>    | <b>0.2%</b>    |
| Wounds                                 | 23234         | 14.7%          |
| Luxation                               | 610           | 0.4%           |
| Bruise                                 | 2028          | 1.3%           |
| Bone fracture                          | 393           | 0.3%           |
| <b>Total musculoskeletal</b>           | <b>26265</b>  | <b>16.6%</b>   |
| Insects (terrestrial)                  | 2640          | 1.7%           |
| Eye problems                           | 684           | 0.4%           |
| Inner ear problems                     | 68            | 0.04%          |
| Fainting                               | 679           | 0.4%           |
| Heat exhaustion                        | 281           | 0.2%           |
| Sun stroke                             | 231           | 0.2%           |
| Sunburn                                | 5834          | 3.7%           |
| <b>Total sun-related</b>               | <b>7025</b>   | <b>4.4%</b>    |
| Allergies                              | 3736          | 2.4%           |
| Dizziness, pain, general ill feeling   | 368           | 0.2%           |
| <b>ACTIVITIES</b>                      |               |                |
| <b>Total</b>                           | <b>33756</b>  | <b>100.00%</b> |
| Blood preassure measurement            | 632           | 1.9%           |
| Lost child                             | 1755          | 5.2%           |
| Help to the disabled people            | 14353         | 42.5%          |
| Other consultations                    | 324           | 0.96%          |
| Other causes                           | 12582         | 37.27%         |
| Transfer to the hospital               | 1440          | 4.27%          |
| Rescues at sea                         | 2670          | 7.91%          |

**Table 5.2.** Beach lifeguard assistance data from 77.8% of the Spanish Mediterranean coastal cities in 2012. Data are separated by Injuries treated and other Activities.

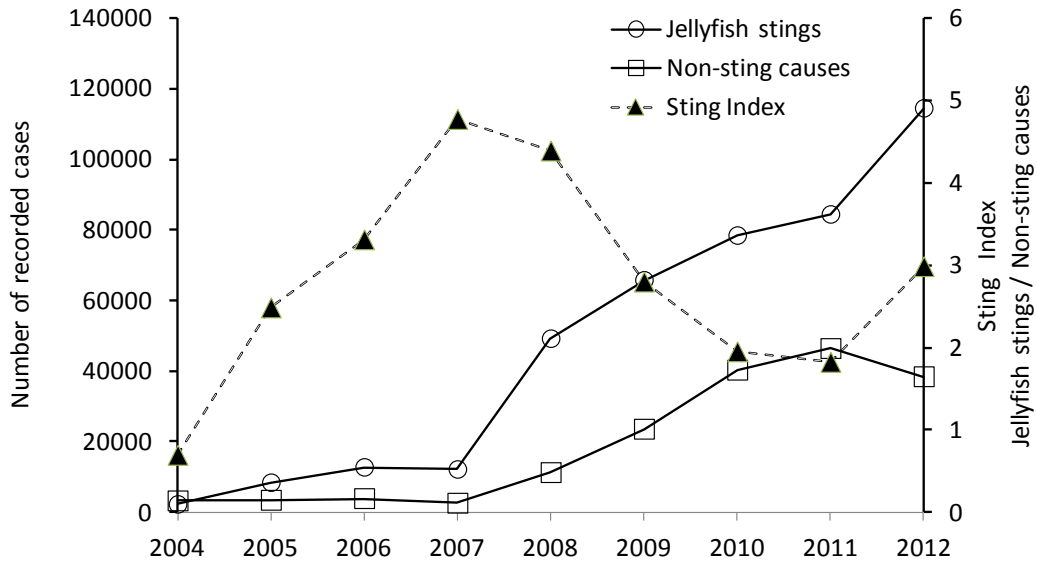


Other marine animals stings (14.2%) also included an unknown number of jellyfish stings, as revealed by some of the lifeguard services that presented surprisingly low numbers of jellyfish stings but high numbers of other marine animal stings. This was also indicated by the data, because the percentage of jellyfish stings were 38.2% higher in cities with good data than those with incomplete data for 2012 (no proper jellyfish sting data, blue mark in Appendix 1); conversely, the “other marine animal sting” group was 33.82% higher in the incomplete data group.

### ***Are jellyfish stings increasing?***

To estimate if the incidence of jellyfish stings is increasing, we summed the categories “jellyfish sting” and “other marine animal sting”, which often included the jellyfish sting data when only one category was given. To calculate the denominator, we only considered those injuries directly proportional to the number of people, such as musculoskeletal injuries, medical emergencies, eye and inner ear problems, sun-related problems, allergies and dizziness (Table 5.2). We excluded insects and other marine fauna stings because they were not directly proportional only to people, but also to the fauna numbers.

From 2004 to 2010 Non-sting causes and Stings kept rising due to the fact that more cities provided data (Figure 5.2). From 2010 to 2012, non-sting causes remained around the same number while the number of stings increased by 1.5 times (from 78414 stings in 2010 to 114484 in 2012). The Sting Index also increased from 1.9 in 2010 to 3.0 in 2012. Tourists (35.4 million for 2004) and local population numbers (21.3 million for 2004) for the studied regions increased between 2004 and 2012 by only +11.5% and +8.2% respectively (INE 2014). The Sting Index from 2004 to 2009 should be considered cautiously because few cities offered lifeguard assistance data.



**Figure 5.2.** Changes in number of recorded cases of jellyfish stings, non-sting assistances (those proportional to beachgoers, see main text) and the Sting Index. Stings of jellyfish and other marine animals (except those classified as sea urchin and weever fish) are summed because some cities grouped jellyfish with other marine stings.

## DISCUSSION

A total of 158377 injuries were reported for 2012 at 908 lifeguard stations belonging to 182 cities along the Spanish Mediterranean coast (Table 5.2). Wounds could be the main cause of lifeguard assistance at oceanic beaches (e.g. Hawaii, Harada et al. 2011); however, wounds on Spanish beaches were only 14.7% of injuries, perhaps because the absence of big waves and rip currents reduces injuries from contact with the sea bottom. Sunburn, although only 3.7% of assistances, should be taken seriously especially in children, because there is a direct relationship between sunburn and melanoma (Cust et al. 2011). It also is easily prevented by avoiding exposure at mid-day hours, using high sun protection factor creams, hats and clothes. Water quality derived health problems, such as eye and inner ear problems, accounted for only for 0.5%. The fact that very few assistances were related to the presence of biological pollution may reflect that European legislation on bathing waters quality and sewage treatment has led to clean bathing waters (EEA 2014).

Rescues at sea totalled 2670, 7.9% of life guard Activities, and were mainly from wind drift. This is a very low number compared with other studies at beaches with more surf and rip currents. For example, Oahu island in Hawaii averaged 1140 rescues per year, approximately 9.2 rescues per 10000 bathers (Harada et al. 2011). Lifeguard services at the beaches that provided data reported only 7 deaths in summer 2012; however, official published data from the Spanish Ministry of Health registered 24 deaths at all beaches for 2012 for the same study area. Nevertheless, the Spanish beaches seem to be safer than others in the Mediterranean and some other seas. For example, in Israel Hartmann (2006) reported 8.1 deaths per million inhabitants, higher than for the Spanish Mediterranean coasts, which would yield about 0.4 deaths per million using the population (23.7 million) plus foreign tourists (38.3 million) for the studied regions (Catalonia, Valencian Community, Balearic Islands, Murcia Region and Andalucia) for 2012 (INE 2014). In other seas, drownings in Brazil, which mainly were attributed to rip currents, were quantified at about 7500 per year and defined as catastrophic (Klein et al. 2003). Even though that area may have about 4 times the population of our study area, the drowning rate there was higher.

Among Activities that lifeguards carried out, help to disabled people was the main reason for assistance (42.5%), showing a high investment in services for the handicapped at Spanish beaches. The category of other causes totalled 37.3%, a high number for unspecified activities. Thus, efforts should be made to improve the reporting of activities, although new categories could be necessary.

Lost children (5.2%) seems to be a problem related to a lack of appropriate close supervision from parents or caregivers, together with overconfidence on the child's skills in orientation or swimming (Moran 2009). This could cause an increase of dangerous situations, especially those at sea such as drowning. Thus, it is important to remind adults to adequately supervise children.

The duration of the beach lifeguard service is limited to the bathing season, which typically is from the mid- or late June to mid-September. We believe it is necessary that each city government should ensure all beaches are covered by lifeguard services for most hours and days of the bathing season. The actual spatial coverage of lifeguard services should be clearly delimited and advertised at the beach, as well as a clear schedule of dates and hours covered by this service.

Studies on the prevalence of risks and injuries at beaches should take into account the number of people at the beach at each time. For example, Harada et al. (2011) used the estimate of beachgoers made by the lifeguards three times a day to give a ratio of 9.2 rescues per 10000 bathers, a rate that increased by 29% over a 5-year period. That kind of analysis would not be possible without the actual numbers of beachgoers. We lacked any direct data about the numbers of beachgoers in our study area. To enable such analyses, we propose that lifeguard services estimate beachgoers, establishing a consistent methodology for all the Spanish beaches. The method should be designed with the stakeholders' consensus and take into account previous papers that show the importance of methodology in obtaining accurate data (Dwight et al. 2007, King & McGregor 2012). Thereafter, developing recommendations for effective management would be straightforward, for example, comparing the prevalences of certain injuries, health problems or lifeguard services among beaches and within a beach among years.

### ***Jellyfish***

It is remarkable that jellyfish stings accounted for 58.1% of first-aid services and 78.5% of marine injuries, being by far the main cause of assistance. This percentage of jellyfish stings is much greater than in Australia, where they only were 20.5% of marine life-derived injuries (Taylor et al. 2002). Jellyfish accounted for 92050 stings for the 77.8% of the cities (58.1% of total injuries). Extrapolation to all of the municipalities would increase that amount to around 118346 people stung, being the first quantitative estimation for a wide area along the Mediterranean coasts. Previous statements that thousands of bathers could be stung each summer due to the high tourist and recreational use along the Mediterranean coast were not based on data (Boero 2013). In other seas, published numbers are lower. For example, Fenner & Williamson (1996) published that more than 10000 jellyfish stings occurred annually in Australia; however, only one fatality occurs every 3 to 4 years due to Irukandji species, which are reported to sting about 60 people each year (Gershwin et al. 2013, p 51). Thus, although those numbers are lower than our sting data, the stings are of much greater severity.

Jellyfish in bathing areas constitute a public health concern because of the negative effects on human health such as toxicity or allergies (Fenner 1998, Burnett 2001). The stings of Mediterranean jellyfish have been described as “modest” for human health, but some

species can generate serious effects in cases of hypersensitivity (Mariottini & Pane 2010). Some unusual cases of severe and systemic effects have been reported associated to *Physalia physalis* (Mariottini & Pane 2010) and for the Mediterranean cubozoan *Carybdea marsupialis* (Bordehore et al. 2014). In the Mediterranean, there were only 4 severe stinging cases published involving *Pelagia noctiluca* (one in S France and one in SW Spain), *Cotylorhiza tuberculata* and *Rhizostoma pulmo* (SE Spain) and *Rhopilema nomadica* (E Mediterranean) (Purcell et al. 2007).

The actual incidence of jellyfish stings is likely to be higher than what we reported here for several reasons. First, not all the people stung go to the lifeguard station at the beach. Second, not all of the beaches along the coast are covered by first-aid services. Finally, some of the affected people go directly to a medical center or a hospital, mainly when systemic effects arise; however, we could not obtain such data due to the lack of a specific category of assistance for jellyfish stings. We suggest they create a specific category within the generic existing one, including species identification, if known. For example, code X26 in the Catalonia Health Services included injuries by jellyfish, anemones, coral, sea urchin and holothurians, so it is not possible to extract jellyfish stings or their associated symptoms. When this reporting system is implemented, epidemiological studies could be done with data from hospital and health care centers. Surprisingly, although jellyfish stings are the main cause of assistance at beaches, the local managers did not even mention jellyfish stings in a list of eleven beach concerns in Catalonia (NE Spanish coast) (Ariza et al. 2012). Therefore, it is imperative that managers learn about the real risks concerning injuries.

The incidence of jellyfish stings has increased between 2008 and 2012. This result should be interpreted cautiously because the numbers have not been adjusted by the actual numbers of beachgoers. Nevertheless, we believe our Sting Index shows a semi-quantitative approach that could be used at other beaches. Our result agrees with the studies in the Mediterranean that report an increase in jellyfish blooms (Brotz & Pauly 2012, Boero 2013). Managers should be warned that more jellyfish are likely in the future.

### ***Sting mitigation effort***

We believe that the high number of people stung could be significantly reduced by raising awareness and providing accurate information to beachgoers, such as using adequate jellyfish-warning flags and informing beachgoers about their meaning. Furthermore, to allow clinical monitoring of health effects, all the people stung should be informed that if symptoms other than the skin condition appear, visiting a doctor is highly recommended. Such was the case of a patient that required treatment for systemic effects from a *Carybdea marsupialis* sting, a Mediterranean box-jellyfish (Bordehore et al. 2014). It is important to remember that up to a 5% of Mediterranean jellyfish stings could lead to symptoms other than skin irritation (De Donno et al. 2009) and even acute allergic reactions that require medical attention (Karatzanis et al. 2009).

Correct identification of the jellyfish species by first-aid services at the beach is necessary in order to associate the symptoms with the jellyfish species and determine the correct treatment. For example, ammonia, which is used to deactivate cnidocysts of scyphozoans, has the opposite effect on cubozoan cnidocysts, on which vinegar should be used instead (Cegolon et al. 2013). Species identification also would facilitate further analysis of the prevalence and temporal trends of each species. In addition to victim's age and gender, the body area stung should be recorded, as already done by some beach managers (Taylor et al. 2002).

### ***Study limitations and other recommendations***

Our study had some limitations, including differences in assistance categories or probable mis-classification of some injuries, unknown limits of each guarded beach and the number of beachgoers. Nevertheless, we believe that we provided important insights into risks and characteristics of lifeguard services at Spanish Mediterranean beaches.





The lack of a central archive with beach lifeguard assistance data makes the task of obtaining them from each city time consuming and laborious. Cities that did not answer our requests (52 out of 234) stated that no historical data were available for various reasons: changes in the company in charge of the lifeguard service, lost records, no knowledge of where those data were, no one responsible for archiving or analyzing those

data, or no interest in participating in the project. Although all cities were not analysed (Appendix 1), results for 2012 were obtained from a high percentage of beaches (77.8%).

Assistance categories were not the same at each lifeguard service (Table 5.1), which made comparisons of injuries prevalence among beaches difficult. Data were heterogeneous in format which constrained data analysis and accuracy. As an example, it was remarkable that 44 cities did not record all jellyfish stings in a separate category, but mostly as other marine animal stings, as we were informed when we inquired about disparities in sting data between categories. A joint effort is required by the stakeholders, including lifeguard services and local, regional and national administrations, in order to standardize reporting and facilitate beach monitoring. As a product of Life Cubomed project, and with the support of the Ministry responsible for the environment, we are developing a participatory process among all stakeholders to define the categories of activities and injuries that should be used across all beaches, together with other useful data for beach risk management, such as counting beachgoers, personal data for patients (e.g. gender, age, etc.). Furthermore, we are designing a database for collecting in real time all this information at the lifeguard stations rather than in cities. This monitoring in real time would offer a powerful tool for beach managers to minimise risks, such as instantaneously and automatically activating warnings when jellyfish stings exceed a threshold. Analysis of assistance data on a daily basis would provide public managers with a valuable tool to identify priorities in order to reduce injuries and other issues, such as lost children or rescues. Some of the actions would focus on informing beachgoers about preventive behaviour, and others would focus on managers.

In conclusion, the high number of lifeguarded beaches in the Spanish Mediterranean shows that safety has been a priority for managers. This is necessary because beach tourism is an important percentage of the economic activity in Spain, where tourism accounts for nearly 11% of the gross domestic product (GDP). Nevertheless, reducing risks at beaches not only needs a good lifeguard service, but also reliable data. To our knowledge, no other large scale study of this kind has ever been done for the Mediterranean beaches. Our data showed that Spanish Mediterranean beaches, are safe with very low fatalities as compared to other beaches in the world. Understanding safety issues in the Spanish Mediterranean beaches is key to reducing beach risks and implementing a precautionary management, thus directing future actions towards even higher visitor safety. In order to do so, we are working together with local, regional and national authorities to establish protocols.

## APENDIX 1

Google Earth .kmz archive where all the coastal cities in the Spanish Mediterranean are marked, showing data quality for 2012 according to the following legend:  Good data,  Incomplete data: no proper jellyfish stings data,  Incomplete data: jellyfish stings data but partial or total lack of other categories others than jellyfish,  No data at all. Besides, in brackets are shown the previous years from which data are available.

Appendix files can be downloaded from <https://app.box.com/PhD-CBordehore-files>

## ACKNOWLEDGEMENTS

We thank all of the volunteers that collaborated in this task from the Montgó Research Station, especially to Neus Figueras, Vicente Bernabéu, Leticia Vázquez, María José Vargas, Sofía Capellán Morata, Laura Avivar and Eva Fonfría. Part of this research was carried out in the Montgó Research Station, with the support of Parques Nacionales of Spain. We also are grateful for the collaboration of Balearia Foundation and the marina El Portet de Denia. Editing services were provided by Sea Pen Scientific Writing. This research was carried out under contract LIFE 08 NAT ES 0064 (to CB and VF) co-financed by the European Commission ([www.cubomed.eu](http://www.cubomed.eu)), the Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (Dirección General de Sostenibilidad de la Costa y el Mar), the Dirección General del Agua of the Regional Government of Valencia and the Fundación Biodiversidad.





Universitat d'Alacant  
Universidad de Alicante

## CAPÍTULO 6

### ***Carybdea marsupialis* (Cubozoa) in the Mediterranean Sea: The first case of a sting causing cutaneous and systemic manifestations**



Universitat d'Alacant  
Universidad de Alicante

Artículo publicado:

Bordehore C, Nogué S, Gili J, Acevedo MJ, Fuentes VL. 2014. *Carybdea marsupialis* (Cubozoa) in the Mediterranean Sea: The first case of a sting causing cutaneous and systemic manifestations. *Journal of Travel Medicine*. First published online 28 August.



Universitat d'Alacant  
Universidad de Alicante

***Carybdea marsupialis* (Cubozoa) in the Mediterranean Sea: The first case of a sting causing cutaneous and systemic manifestations**

**ABSTRACT**

A woman stung by the box jellyfish *Carybdea marsupialis* (Cnidaria, Cubozoa) at a Spanish Mediterranean beach, showed systemic manifestations over several months (pain far from the inoculation point, arthralgia, paresthesia, hyperesthesia, increase of eosinophils and IgE) in addition to the skin condition.

**INTRODUCTION**

*Carybdea marsupialis* (Linnaeus, 1758) is the only box jellyfish found in the Mediterranean where it is occasionally observed in low densities. However, since 1980 high-density populations have been detected in the Adriatic Sea (Boero & Minelli 1986). Since summer 2008, first aid services in Denia beaches recorded high numbers of stung people (year 2008: 3330 stung people; 2009: 3350; 2010: 1348; 2011: 2316 ; 2012: 3040; 2013: 1872). Those stings were mainly due to *C. marsupialis*. The density of *C. marsupialis* has been high since summer 2008: at ~1m depth, mean density ~5 ind 100 m<sup>-2</sup> with punctual maximums of more than 200 adult ind 100 m<sup>-2</sup> (Bordehore et al. 2011). The adult phase of *C. marsupialis* coincides with the summer months and thus the probability of this jellyfish stinging swimmers increases. Adults have an umbrella height of around 4 cm, and its shape resembles an “ice cube” with only four fine tentacles of between 5 and 15 cm.

The effects of the *C. marsupialis* sting on humans were described in the Adriatic in 1992 (Kokelj et al. 1992), and 1997 (Peca et al. 1997) where only dermatitis was described on patients. Here we present the first case of a *Carybdea marsupialis* sting that resulted in cutaneous and systemic manifestations.

## CASE REPORT

A 37-year-old Spanish Caucasian woman was accidentally stung by a jellyfish later identified with no doubt as *Carybdea marsupialis*. She was on holiday and while swimming at midday on 10 August 2012 at Les Marines beach in Denia (Spain) (38°51'29.73"N, 0° 4'17.44"E). The water depth was 0.8-1 m and the patient felt two stings simultaneously, one on the left side of her abdomen and one on her right thigh. The sting was not painful and no treatment was applied, but that night her toes swelled up and became sore and itchy. The following day she observed the appearance of blisters on the contact area (Figure 6.1). A topical treatment with a cream containing methylprednisolone was applied, leading to a slow and progressive improvement in the skin sores, which took 20 days to heal without skin sequelae.

Seven to ten days after the sting she developed arthralgia and paresthesia in her hands. The pain was intense and occasionally prevented her from sleeping. On other occasions, the pain woke her up and she found it difficult to move her hands, with hyperesthesia and cramps. She was treated with ibuprofen, without any clinical response.

The second set of symptoms appeared 20 days after the sting, when her inner right forearm around her elbow began to swell accompanied by a sensation of intense heat and burning. When touching the area, it was swollen but not painful. After 4-5 days similar swelling appeared on her right shoulder.

One month after the sting neither the pain nor the loss of strength in her hands had ceased. The paresthesia and the hyperesthesia prevented her from sleeping properly. As the symptoms persisted she visited a doctor, who took radiographies of her cervical spine and upper extremities, and did an electromyography, and both were normal. The doctor also performed general analyses, which revealed a high degree of eosinophils (632 cells  $\mu\text{L}^{-1}$ ) as the only significant finding. The patient continued treatment with non-steroidal anti-inflammatory drugs.

Two months after the sting the neurological symptoms as well as the articular and cutaneous manifestations were progressively decreasing, although she occasionally had macules and papules again on both her hands and abdomen (Figure 6.2). The patient was

sent to the Clinical Toxicology Unit of the Hospital Clinic de Barcelona where her immunological status was assessed. The assessment showed an increase in IgE ( $558 \text{ kU L}^{-1}$ , reference value  $<100 \text{ kU L}^{-1}$ ) and an allergy to *Anisakis* ( $0.76 \text{ kU L}^{-1}$ , reference value  $<0.35$ ) and prawns ( $0.57 \text{ kU L}^{-1}$ , reference value  $<0.35$ ). The patient was advised to avoid these items because she had been found to be hypersensitive to them. Her clinical manifestations progressively improved.



**Figure 6.1.** Erythematous lesions and blisters on the left side of the patient's abdomen 24 hours after the sting.



**Figure 6.2.** Areas with edema and erythema on the abdominal region two months after the sting.

## DISCUSSION

Purified venom of *C. marsupialis* from the Adriatic Sea (Rottini et al. 1995) produced hemolytic activity in sheep red blood cells, but not in human or rabbit cells. The toxin was also heat labile and inactivated by proteases. Studies in the Caribbean (Burnett & Calton 1987) found a novel neurotoxin and three cytolysins with extremely powerful haemolytic

activity on human red blood cells. These differences in toxicity between the two studies could be due to methodology or geographic differences or even because different species were used (Sánchez-Rodríguez et al. 2006).

The systemic symptoms shown by our patient have been reported for other Cubozoan species but never for the Mediterranean *C. marsupialis*. In the Adriatic, symptoms of 41 patients were described as non-serious and of local toxicity (Kokelj et al. 1992, Peca et al. 1997) and after two weeks all symptoms had disappeared (swelling, soreness and burning sensation), but seven patients showed red-violet scars and one developed a keloid scar probably due to the use of ammonia. Symptoms were defined as irritant rather than allergic because none of the patients had ever had any previous contact with the jellyfish.

Arthralgias and paresthesias have been associated with *Chinorex fleckeri* (Fam. Chirodropidae) stings in Australia, and a few times with *Carybdea alata* (Fam. Carybdeidae) in Hawaii (Burnett & Calton 1987). Hyperesthesia was described in a patient after a cubozoan sting, probably *Chinorex fleckeri* or *Carybdea sp.* in Papua New Guinea (Burnett et al. 1996). *C. alata* in Hawaii has produced paresthesia and cramps (Yoshimoto & Yanagihara 2002). A high number of eosinophils have been described after a sting of an unknown jellyfish in the Red Sea (Veraldi & Carrera 2000), probably a cubozoan due to the linear scar with small spots.

Considering the high IgE values in our patient several months after the sting, we believe that her clinical manifestations could be due to an allergic hypersensitivity to the cubozoan venom, although we cannot rule out the allergy to *Anisakis* and prawns. The patient did not have a personal or family history of atopy, bronchial asthma or allergies to medication, and she had never associated these clinical manifestations to food intake.

The case presented here is the first one in which, after a *Carybdea marsupialis* sting, the patient showed a systemic reaction following the skin condition that lasted for months. This marks a turning point in terms of the toxicity of this species for humans. Beach managers should take the presence of this species in swimming areas seriously, particularly because the adult medusae are active swimmers that choose their habitat and do not simply drift with the current like other jellyfish (Scyphozoa). If a high density of *C. marsupialis* adults is detected, the competent health and environmental authorities should take measures to reduce the risk of contact.

## **GRANTS OR FINANCIAL SUPPORT**

This research was carried out under contract LIFE 08 NAT ES 0064 (to CB, JMG and VF) co-financed by the European Commission ([www.cubomed.eu](http://www.cubomed.eu)), the Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, Fundación Biodiversidad and the Dirección General del Agua of the Regional Government of Valencia. We also are grateful for the collaboration of Balearia Foundation and the marina El Portet de Denia-Licuas.



Universitat d'Alacant  
Universidad de Alicante





Universitat d'Alacant  
Universidad de Alicante

## CAPÍTULO 7

### DISCUSIÓN GENERAL

#### 7.1. Abundancia de *C. marsupialis*

Para la especie en estudio, la densidad de juveniles de menor tamaño (0.2-5 mm DBW) alcanza máximos de ~22 inv 100 m<sup>-3</sup> en el mes de junio, ~100 inv 100 m<sup>-3</sup> en julio y ~50 inv 100 m<sup>-3</sup> para agosto, mostrando el período de inicio de metamorfosis en mayo, con máximos durante la primera mitad del verano. En otras especies de cubozoos, e.g. *Carybdea* sp. en California, Martin (2004) observó que los adultos estaban presentes durante final de verano y otoño, lo que hace suponer una época de metamorfosis similar al coincidir las épocas de fase adulta en ambas localizaciones. En *Chinorex fleckeri* en la Barrera de Coral australiana, Hartwick (1991b) detectó el período de metamorfosis durante la primavera austral. En el caso de *Chiropsalmus quadrigatus* en la isla de Okinawa (Japón), la metamorfosis se produjo durante las dos primeras semanas de junio (Kawamura et al. 2003).

Por el contrario, en otras especies puede haber diferentes episodios de metamorfosis a lo largo del año. En Hawaii, los estudios sobre *Alatina moseri* no mostraron diferencias en abundancias de adultos a lo largo del año, apuntando a que la metamorfosis se produce a una tasa constante (Chiaverano et al. 2013). Para *Chiropsalmus* sp. se describieron varios episodios de metamorfosis a lo largo de varios meses (noviembre-marzo) en una población al NE de Australia (Gordon et al. 2004), calculando además la curva de crecimiento de la población en base al estudio del crecimiento radial de los estatolitos, siendo para esta especie ~59 mm DBW la talla de madurez sexual (estimando que corresponde a ~75 días desde la metamorfosis) y ~75 mm DBW la máxima talla. En la población de *C. marsupialis* estudiada en Dénia se han capturado individuos con las gónadas maduras a partir de >15 mm DBW aproximadamente (Acevedo com. pers.) y una talla máxima ~40 mm DBW en base a las mayores tallas recolectadas, estimando a partir de las curvas de

máxima densidad de cada clase de talla que un adulto alcanza la talla máxima en ~120 días. La talla máxima en Dénia es similar a la estimada por Martin (2004) para *Carybdea* sp. en California.

Gordon et al. (2004) publicaron porcentajes de las diferentes tallas para *Chiropsalmus* sp. en NE Australia, pero no incluía juveniles de tallas pequeñas al haber utilizado una malla de red de 10-mm, por lo que individuos <10 mm DBW estaban claramente submuestreados.

Respecto a los cubopólipos, éstos no se han podido localizar en la zona de Dénia, a pesar de los intensos muestreos realizados en las zonas donde se cree que éstos se localizan, debido a la presencia de pequeñas medusas. El cubopólipo de *C. marsupialis* solo fue hallado una vez sobre caparazones de bivalvos muertos en canales de manglar en Puerto Rico (Cutress & Studebaker 1973).

En algunas especies de cubozoos el período de metamorfosis se ha relacionado con épocas de lluvias, sugiriendo la hipótesis que la influencia de los caudales de ríos generaría una señal para que el pólipo iniciara la metamorfosis (e.g. para *Chiropsalmus* sp. y *C. fleckeri*, Gordon et al. 2004), provocada por la disminución de la salinidad y modificación de la temperatura de zonas muy costeras y estuarios. En la zona de Dénia, la época de máxima tasa de metamorfosis para *C. marsupialis* coincide con un período de ausencia de lluvias y de esorrentía superficial (julio y agosto), aunque sí hay descargas submarinas desde el acuífero que afloran en los primeros metros de agua de mar, detectadas por los valores bajos de salinidad. Dado que las descargas de agua continental desde el acuífero al mar se producen a lo largo de todo el año, se podría inferir que la disminución de la salinidad no fuera la única señal ambiental que marcara el inicio de la metamorfosis, por lo que la temperatura y/o el fotoperiodo podrían ser también factores desencadenantes (Kawamura et al. 2003, Straehler-Pohl 2011, Kingsford & Mooney 2014). Para *C. quadrigatus* en la isla de Okinawa (Japón), la metamorfosis se produce cuando la temperatura del mar alcanza los 28°C y una salinidad de entre 34 y 35 PSU (Kawamura et al. 2003), indicando este autor que más que la salinidad, sería el ascenso de la temperatura el factor que podría desencadenar la metamorfosis.

Canepa et al. (2013) describió, mediante experimentos en laboratorio, que la baja salinidad incrementaba la tasa de liberación de juveniles, utilizando pólipos de *Carybdea* sp. de Puerto Rico. El escenario que se estima más probable para la población de *C. marsupialis*

de Dénia (con temperaturas a 1m profundidad durante los meses de metamorfosis más activa de 20.0-21.3 °C a mediados de junio 2010, de 24.1-27.3 °C para mediados de julio y agosto) es que una combinación de temperatura suficientemente alta –que desencadenaría la metamorfosis– y una baja salinidad –que provocaría mayores tasas de desprendimiento de juveniles– sean los responsables de la alta producción de juveniles durante julio y agosto, con una posible influencia del fotoperiodo.

La elevada mortalidad del paso de juvenil 1 a 2 (Tabla 4.2) respecto de las demás puede estar relacionada no sólo con la tasa intrínseca de mortalidad de la especie, sino también con la exportación mediante advección por las corrientes de esta fase con menor capacidad natatoria. A partir de juveniles de 5 mm DBW disminuye la tasa de exportación+ mortalidad de individuos de la zona de estudio, lo que podría indicar la existencia de estrategias de reducción de la dispersión. Este comportamiento de selección de hábitat se ha descrito para ejemplares adultos de diferentes especies de cubozoos (e.g. Mooney & Kingsford 2012, Kingsford et al. 2012), pero no para tallas juveniles (clases 2 y 3).

La densidad de adultos de *C. marsupialis* en la zona de Dénia ha sido elevada (medias de entre ~10 y ~20 ind 100 m<sup>-3</sup> y máximas de entre ~250 y ~530 ind 100 m<sup>-3</sup>). Para el Mediterráneo no se han encontrado reportes donde se mencionen datos cuantitativos de densidades ya que en la mayoría de ellos sólo se indica la presencia de la especie de manera cualitativa (e.g. “alta densidad”) para determinadas zonas del Adriático (Boero & Minelli 1986, Peca et al. 1997, Camillo et al. 2006), Egeo (Geldiay & Balik 1977) o en Malta (Deidun 2010, 2011).

Comparando con otras especies de cubozoos, algunos autores ofrecen datos semicuantitativos, así por ejemplo Martin (2004) indica que se observaron 1-2 ind 9 m<sup>-2</sup> de *Carybdea* sp. en Santa Barbara, California (cita que correspondería a *C. rastonii*, según Gershwin 2005b), y menciona que se observaron densidades de hasta 30-40 ind m<sup>-2</sup>, aunque no aporta fuente ni metodología de muestreo. Para *C. rastonii* en Australia, Matsumoto (1995) observó bancos de ~100 individuos, pero sin especificar en qué volumen. Calder (2009) capturó en el SE de Estados Unidos, entre 1 y 2 individuos de *Tamoya haplonema* por arrastre de redes en zonas someras (0-21 m), y entre 1 y 7 individuos de *Chiropsalmus quadrumanus*, pero sin indicar tamaño de red, volumen filtrado, superficie barrida o minutos de arrastre, no obstante da una idea de la baja densidad de esta especie en la zona de estudio. Pescas con redes por parte de los servicios

de socorro en playas del NE de Australia detectaron agrupaciones de “centenares” de *Chiropsella bart* en zonas someras y arenosas (Currie et al. 2002). Los únicos datos cuantitativos encontrados corresponden a muestreos se realizan en la Barrera de Coral australiana con densidades para *C. fleckeri* de  $<3 \text{ ind } 100 \text{ m}^{-3}$ , utilizando arrastres de redes (Hartwick 1991b) y, para densidades de *Carukia barnesi*, *Carybdea xaymacana* y *C. fleckeri* de entre 2 y  $108 \text{ ind h}^{-1}$ , utilizando iluminación para atraer individuos adultos durante muestreos nocturnos (Kingsford et al. 2012).

La abundancia de *C. marsupialis* monitoreada desde 2008 en las costas de Dénia muestra oscilaciones interanuales, como se ha observado también en otros cubozoos –e.g. en Hawaii con *A. moseri* (Chiaverano et al. 2013)–. Boero (2013) ha asociado un incremento de la densidad de *C. marsupialis* en determinadas zonas del Adriático con la presencia de espigones al generarse un substrato disponible para los pólipos. Probablemente, el mantenimiento de la población en altas densidades se deba a la combinación de condiciones naturales y otras de origen antropogénico como la fertilización y la presencia de substrato artificial (escolleras).

## **7.2. Factores implicados en la heterogeneidad espacial de la distribución de *C. marsupialis***

El patrón de respuesta a la luz por parte de cubozoos es diferente según la especie. Así por ejemplo para *Tripedalia cystophora* se ha determinado que la iluminación homogénea ambiental no produce cambios en su dirección de natación, pero sí cuando detecta cambios en la intensidad lumínica, bien sea a más iluminación o a menos (Garm & Bielecki 2008). La sensibilidad de los órganos visuales de los cubozoos podría detectar estos valores bajos de intensidad lumínica ( $\sim 0.15 \text{ cd m}^{-2}$ ) presentes en la zona más cercana a la costa, como se ha constatado en otros animales marinos, como peces o tortugas marinas, afectando a migraciones, el comportamiento reproductivo o de alimentación (Depledge et al. 2010).

Mientras que en algunas especies se ha visto una mayor actividad durante el día e.g. *T. cystophora*, en *Copula sivickisi* se ha descrito el comportamiento contrario, con mayor actividad durante la noche (Garm et al. 2012). Se han observado diferencias en el movimiento y natación de *C. marsupialis* a lo largo del día, aumentando durante la noche su abundancia cerca de la costa (50-100 cm de profundidad), corroborado por Acevedo et

al. (2012), donde además se muestra que *C. marsupialis* captura más presas durante la noche que durante el día. El acercamiento hacia las zonas someras durante la noche podría ser un comportamiento de la especie, aunque se debería explorar otras hipótesis, como si existe atracción por la luz emitida por la iluminación artificial en la línea de costa (de viales y edificaciones). La detección por parte de cubozoos de siluetas presentes fuera del agua se ha descrito para *T. cystophora*, la cual se mantenía cercana a la línea de costa mediante la detección del perfil de la vegetación arbórea del manglar (Garm et al. 2011).

Por otro lado, los patrones de movimiento pueden tener origen en el incremento de probabilidad de captura de presas (Matsumoto 1995, Gordon & Seymour 2009, Garm et al. 2012), comprobando que la abundancia de cubomedusas está correlacionada con la de sus presas, como se describe para *A. moseri* en Hawaii (Chiaverano et al. 2013). Esta hipótesis es consistente con resultados obtenidos por Canepa et al. (2014) sobre la correlación entre abundancia de zooplancton (a través de la clorofila, como factor correlacionado con el zooplancton) y *C. marsupialis* en la zona de estudio.

*C. marsupialis* presenta una alta heterogeneidad espacial, con mayores concentraciones en zonas cercanas a la costa y de menor salinidad y mayor temperatura (Bordehore et al. 2013, Canepa et al. 2014), y mayor concentración de clorofila-*a* (Canepa et al. 2014), al igual que describieron Chiaverano et al. (2013) para *A. moseri* en Hawaii. La acumulación de *C. marsupialis* en la zona más cercana a la costa parece ser un patrón que se repite en otras especies como *C. flekeri* en el NE australiano (Kingsford et al. 2012), o *Carybdea sp.* en California (Martin 2004). Por el contrario, *Carukia barnesi*, *Alatina sp.*, y *C. sivickisi* aparecieron en franjas alejadas entre 10 y 30 km de la costa entre islotes y arrecifes coralinos (Kingsford et al. 2012).

Tras la metamorfosis, los primeros estadios de juveniles se dispersarían con las corrientes al carecer de una capacidad natatoria significativa, además de tener tendencia a distribuirse mayoritariamente en la parte superior de la columna de agua (comportamiento observado en acuario, Acevedo y Fuentes obs. pers.) lo que maximizaría la dispersión. A pesar de la advección por las corrientes, la acumulación de juveniles de *C. marsupialis* en la zona más somera y cercana a la costa podría ser el resultado de la existencia de pólipos cercanos – como describió Hartwick (1991b) para *Chinorex flekeri*–, unido a un patrón de corrientes paralelas a la costa que minimizaría la advección en sentido transversal.

Los muestreos costeros realizados en el año 2009 (entre 0 y 15m a la línea de costa) han

mostrado un patrón de distribución heterogéneo de *C. marsupialis* con una menor densidad de individuos en la zona más somera (50-60 cm de profundidad) respecto de la zona más profunda (80-120 cm). Se desconoce el porqué de esta distribución, pero podría estar relacionada con una selección de profundidad, o bien con un alejamiento de las zonas muy someras debido a la rotura de olas. No se han encontrado trabajos que traten estas diferencias de densidades a pequeña escala espacial, aunque sí se ha constatado que diferentes especies de cubozoos prefieren áreas de bajo hidrodinamismo e.g. *C. marsupialis* (Studebaker 1972, Larson 1976), *C. xaymacana* (Bigelow 1938), *C. rastonii* (Fenner & Williamson 1987, Matsumoto 1995).

También pueden afectar a su distribución factores bióticos, como la densidad de presas (Chiaverano et al. 2013), la predación o la competencia con otros organismos zooplanctívoros, estando estos dos últimos factores no descritos en la literatura, pero propuestos por Kingsford & Mooney (2014). Algunos estudios de campo han mostrado una correlación entre la abundancia de cubomedusas y la de sus presas e.g. *A. moseri* en Hawaii (Chiaverano et al. 2013), hipótesis consistente con los resultados de Canepa et al. (2014) para *C. marsupialis* en la misma zona de estudio de esta tesis, donde se hipotetiza que el patrón de distribución espacial del cubozoo estaría relacionado, al menos en parte, con la distribución de sus presas. La acumulación de adultos de *C. marsupialis* durante la noche en la franja más cercana a la costa (Acevedo et al. 2012) también podría estar relacionada con una mayor disponibilidad de alimento en esta zona.

La abundancia de adultos de *C. marsupialis* mostró una correlación positiva con la baja salinidad (Canepa et al. 2014). Esta preferencia por áreas de menor salinidad también se ha visto en otras especies de cubozoos e.g. Australia, *C. fleckeri* (Brown 1973, Hartwick 1991a, Kingsford et al. 2012) o *Chiropsella bronzie* en NE de Australia (Gordon et al. 2004). Mooney & Kingsford (2012) describieron a partir del estudio de sus estatolitos (relación Sr/Ca) que los juveniles de *C. fleckeri* provenían de áreas con menor salinidad (~34 PSU).

Esta preferencia de los adultos por áreas de menor salinidad conduce a avanzar en la hipótesis que los pólipos se han de encontrar en estas mismas áreas, dada la reducida capacidad del cigoto y la larva plánula de ser arrastrados por las corrientes, al tener estas fases flotabilidad negativa (Hartwick 1991a, 1991b). Esta hipótesis se ajusta al patrón de distribución espacial de los juveniles recién liberados del pólipo, los cuales se acumulan en

los primeros metros de costa y en mayor densidad donde también se han cuantificado una mayor abundancia de adultos (datos propios no publicados).

### 7.3. Ciclo anual

*C. marsupialis* ha mostrado una sola época de metamorfosis, con máximos en julio, y una aparición progresiva de adultos (>15 mm DBW) desde mediados de julio. Para *C. fleckeri* en la Barrera de Coral, Gordon & Seymour (2012) detectaron dos períodos de metamorfosis. Para *Carybdea* sp., Studebaker (1972) constató la presencia de adultos reproductores durante todo el año en Puerto Rico, aunque con valores muy reducidos durante el invierno y aumento de densidad de mayo a octubre y con máximos en julio; Chiaverano et al. (2013) detectó que los adultos de *A. moseri* en Hawaii permanecían presentes a lo largo de todo el año, indicando que los pólipos de esta especie deberían tener una metamorfosis continua.

La desaparición de los adultos de *C. marsupialis* durante principios de noviembre podría tener relación con la disminución de la temperatura, el alcance de la edad máxima –y por lo tanto desaparición de la población de adultos maduros por muerte natural–, unido a la existencia de un solo periodo corto de metamorfosis, hipótesis no contrastada hasta la fecha. Al respecto, la hipótesis de la influencia de la temperatura es plausible si comparamos las poblaciones de *Carybdea* ssp. de zonas templadas –California (Martin 2004) y Dénia (presente trabajo)– con la tropical (Puerto Rico; Studebaker 1972)– con presencia de adultos a lo largo de todo el año.

### 7.4. Estrategias reducción de la población de *C. marsupialis*

Atendiendo a la hipótesis de que el origen del aumento de la abundancia de *C. marsupialis* se podría deber a factores humanos como: (i) la disponibilidad de sustratos duros artificiales para pólipos (Boero 2013); (ii) o el incremento de la producción primaria por fertilización y, consecuentemente, de la producción secundaria (Canepa et al. 2014); se plantean dos opciones de manejo, una a nivel de la especie (eliminación de adultos), y la otra de manejo del ecosistema (reducción de nutrientes → producción primaria → producción secundaria).



La estrategia de eliminación directa de individuos podría ser efectiva en zonas concretas y relativamente pequeñas siempre y cuando adultos de zonas adyacentes no se desplacen a las zonas donde se han eliminado los individuos. Además, su eficacia estaría limitada en el tiempo y el espacio, no evitando que vuelva a aparecer una alta densidad al siguiente ciclo anual.

La relación entre nutrientes, fitoplancton y zooplancton es compleja tanto en su efecto sobre la biomasa como en la composición específica de cada nivel (Verity et al. 2002, Philippart et al. 2007) pero entendemos que la hipótesis planteada en el Capítulo 4 –control poblacional de *C. marsupialis* a partir de reducción de presas por disminución de aportes de nutrientes– es plausible. Este efecto de control de “abajo-arriba” de poblaciones de organismos gelatinosos a partir de la concentración de nutrientes, también se ha descrito en el Mar Menor, una laguna costera hipersalina en el SE de España donde el vertido por escorrentía de nitrógeno y fósforo procedentes de la agricultura intensiva (Velasco et al. 2006) incrementó las poblaciones de medusas desde 1998 (Pérez-Ruzafa et al. 2002). En el Anexo II (Fertilización de las aguas costeras y reducción de aportes de origen antrópico) se analiza el posible efecto de los nutrientes sobre las poblaciones de *C. marsupialis* y el análisis de la normativa europea de aplicación como marco legal para proponer una reducción de estos aportes. No obstante, futuros estudios deberán esclarecer esta relación nutrientes-presas en la zona de estudio.

### **7.5. Picaduras de medusas y servicio de socorrismo en playas del Mediterráneo español.**

La relevancia de las picaduras de medusas en el Mediterráneo español puede estar infravalorada tanto a nivel de salud como de costes para el sistema sanitario, como se ha indicado por Donno et al. (2014) para las costas italianas. El coste estimado de la atención de estas picaduras, extrapolarlo los datos ofrecidos por Donno et al. (2014) ascendería a más de ocho millones de euros anuales, sin contar la atención en los puestos de socorro en playas. Por ello, sería recomendable que tanto los gestores de playas como las autoridades competentes adoptaran estrategias de detección de medusas y minimización del contacto, así como de seguimiento de las personas afectadas por sus picaduras.

Para evaluar el riesgo asociado a las picaduras de medusas y mejorar su tratamiento, se requeriría la identificación de la especie y un seguimiento de los afectados que detecte posibles complicaciones y efectos sistémicos. Este seguimiento podría detectar casos de efectos sistémicos sobre la salud que también se pueden producir con las especies presentes en el Mediterráneo (Mariottini & Pane 2010). Hasta la fecha, *C. marsupialis* había sido considerada de baja toxicidad y generadora de tan sólo efectos leves y exclusivamente epidérmicos (Kokelj et al. 1992, Peca et al. 1997), pero se ha visto que también es capaz de generar efectos sistémicos (Bordehore et al. 2014) por lo que se deberían tomar medidas para reducir el número de personas afectadas.

Por otro lado, la estimación del número de bañistas supone una información necesaria para una adecuada gestión de los servicios de playas, ya que sin este dato es difícil realizar comparaciones entre playas o entre años. Como parte del proyecto LIFE Cubomed, se está trabajando, conjuntamente con los diferentes agentes implicados, para determinar una metodología sencilla de conteo teniendo en cuenta los trabajos realizados en otros lugares (Dwight et al. 2007, King & McGregor 2012).



Universitat d'Alacant  
Universidad de Alicante

## 8. CONCLUSIONES GENERALES

1. En la zona de estudio (costa de Dénia, SE Ibérico) *Carybdea marsupialis* tiene una distribución muy costera y agregada, con densidades máximas puntuales de adultos de 530 ind 100 m<sup>-3</sup> (oct 2008) y 249.43 ind 100 m<sup>-3</sup> (oct 2009) y medias de entre 10.8 y 20.05 ind 100 m<sup>-3</sup> (octubre 2008 y octubre 2009 respectivamente) lo que supone los mayores valores publicados de densidad de cubozoos a nivel mundial.
2. Diferentes variables ambientales están relacionadas con la distribución agregada de *C. marsupialis* como la baja salinidad o la proximidad a la costa. No obstante, como complemento a nuestro estudio, fundamentalmente de campo, serían necesarios experimentos manipulativos para determinar su comportamiento bajo condiciones controladas e intentando dilucidar su respuesta a variaciones en un solo factor.
3. Se ha determinado la dinámica del ciclo anual, mostrando las densidades de cada una de las clases de talla a lo largo del tiempo, observándose una reducción de la densidad a medida que aumenta la talla. Estos datos nos han permitido modelizar la población y probar diferentes escenarios de manejo de la población.
4. Los temporales de mar pueden reducir drásticamente las poblaciones de *C. marsupialis* en la franja más cercana a la costa (50 cm a 120 cm de profundidad), como se ha demostrado debido al seguimiento de las poblaciones antes y después del temporal de mar de 15 de octubre de 2009.
5. Los modelos con matrices de proyecciones de población PPM (*Population Projection Matrix*) han resultado útiles y adecuados para la modelización de escenarios de manejo de *C. marsupialis*, y podrían aplicarse a otros organismos de los que se dispongan series temporales de datos.
6. En base al modelo construido, proponemos que una reducción de presas –a partir de la reducción de vertidos antrópicos de nitrógeno y fósforo provenientes de agricultura y

aguas residuales depuradas– puede ser el método más eficaz de reducción de la densidad de *C. marsupialis*. La captura directa podría ser adecuada para reducción de poblaciones en lugares muy puntuales y confinados.

7. Las picaduras de medusas constituyen, con diferencia, el tipo de asistencia en socorrismo más numerosa en playas, con un 58.1% de las playas del Mediterráneo español. Medidas de reducción de este riesgo deberían ser adoptadas para minimizar el contacto con medusas.

8. *C. marsupialis* ha tenido una alta incidencia en las picaduras de bañistas en la costa de Dénia, donde se registraron de 1872 a 3330 picaduras por año (de 2008 a 2013), valores muy superiores a los registrados en años anteriores. La gran mayoría de las picaduras se atribuyen a *C. marsupialis*, por lo que un descenso de su densidad también redundaría en una reducción de las incidencias por picaduras.

9. Aunque generalmente las picaduras de medusas que se producen en el Mediterráneo español son de baja toxicidad, no se descarta que un porcentaje (el 4.9% según otros estudios en el Mediterráneo) desarrollen síntomas que requieran atención médica especializada, por lo que se propone la creación de una categoría específica para picaduras de medusas en el sistema nacional de salud, incluyendo la identificación de la especie.

10. Se ha descrito, por primera vez, el efecto sistémico moderado de la picadura de *C. marsupialis* sobre la salud humana. En aras de mejorar la atención sanitaria, se debería informar sobre los posibles efectos sistémicos a las personas que sufran una picadura de cualquier especie de medusa para que, en el caso de presentarse, se lo indiquen a su médico.

11. Analizados los datos disponibles de asistencias por los servicios de socorrismo en playas, se considera necesaria una homogeneización de la tipología de asistencias y una centralización –regional o nacional– de estas bases de datos para poder detectar puntos de alta incidencia en alguna de las categorías, y así poder adoptar medidas de gestión proactiva de reducción del riesgo.

## 8. GENERAL CONCLUSIONS

1. In the study area, shallow waters in Denia (SE Spain, Western Mediterranean), we found that *Carybdea marsupialis* medusae had a patchy distribution and were more abundant very close to the shoreline. We measured maximum adult densities of up to 530 ind 100 m<sup>-3</sup> (Oct 2008) and 249 ind 100 m<sup>-3</sup> (Oct 2009) and average densities between 10.8 and 20.0 ind 100 m<sup>-3</sup> (October 2008 and 2009 respectively); These are the highest published values of cubomedusa density.
2. Different environmental variables were related to the patchy distribution of *C. marsupialis*, such as low salinity and closeness to the shoreline. Nevertheless, to complement our field studies, some manipulative experiments should be conducted to determine the responses of *C. marsupialis* to variations in environmental factors.
3. We determined an annual cycle of the *C. marsupialis* medusa phase, showing densities of each size class throughout a year, where densities decreased as sizes increased. Those data allowed us to model the *C. marsupialis* life cycle and test two theoretical management scenarios.
4. Sea storms can dramatically reduce *C. marsupialis* populations close to the shoreline (50 to 120 cm depth). We described this depletion effect after the sea storm occurred on 15 October 2009.
5. We showed that the Population Projection Matrix (PPM) was useful and adequate for modelling management scenarios of marine organisms, which are difficult to mark and follow to determine individual growth and death rates. This type of modelling also could be applied to other marine organisms, from which we had time series data.
6. With our Population Projection Matrix, we explored the effect of reducing the cubomedusa population by modelling two scenarios: a) reduction of the prey of juveniles, adults, or both, and b) capturing medusae. We showed that population depletion by prey

reduction is more effective than by capturing medusae. Nonetheless, capturing individuals could be a temporary solution in some specific and relatively small places.

7. Jellyfish stings were by far the most numerous lifeguard assistance category in the Spanish Mediterranean beaches, with 58.1% of injuries. Although the jellyfish are generally of low toxicity, management measures should be taken to minimise these high numbers.

8. Many stings at Denia's beaches have occurred since 2008 (from 1872 to 3330 stings per year) when a bloom of *C. marsupialis* was first detected and the majority of the stings were attributed to this species; therefore, reduction of *C. marsupialis* density would lead to fewer stings.

9. Although Mediterranean jellyfish stings are of low to medium toxicity, we must not disregard the people that develop more severe symptoms than a skin reaction. At other Mediterranean beaches, 4.9% of people stung had moderate to severe symptoms. To monitor this, we propose the creation of a specific category for jellyfish stings in the National Health System with information about the species, if identified.

10. We described the first case of systemic effects from the sting of *C. marsupialis* in addition to the typical skin reaction; therefore, managers should consider this finding and minimise the risk of contact through management measures (medusa population depletion) and providing appropriate information to the beachgoers. Patients should be informed about possible effects after the sting and tell the doctors about these findings.

11. Beach lifeguard station data should be standardized and recorded in a central or regional database, thereby allowing the epidemiology of different injuries and comparisons among locations to be made in order to adopt management practices to reduce risks to human health.

## 9. CUESTIONES ABIERTAS Y TRABAJOS FUTUROS

Fruto de la experiencia acumulada en la realización de esta tesis, a continuación se enumeran una serie de cuestiones abiertas planteadas para contrastar y esclarecer algunas de las hipótesis planteadas.

### 9.1. Muestreos de cubozoos

#### 9.1.1. Métodos directos

Los cubozoos han sido muestreados en la mayoría de ocasiones para estudios taxonómicos y biológicos sin referenciar las capturas a un volumen o área determinado. Los muestreos cuantitativos son escasos, utilizando principalmente dos tipos de metodología de captura: (i) redes de arrastre (e.g. Hartwick 1991b, Bordehore et al. 2011, 2013, Chiaverano et al. 2013); y capturas o conteos nocturnos utilizando luces para atraer a los adultos (Kingsford et al. 2012).

Los muestreos cuantitativos de cubozoos con redes de mano tienen la problemática del tamaño mínimo de muestreo debido a la variabilidad de la distribución espacial de las abundancias, ya que volúmenes bajos ( $<100 \text{ m}^3$ ) producen generalmente un alto número de ceros. Este hecho hace que para análisis de correlaciones entre abundancias y variables ambientales se deba utilizar técnicas de reducción del ruido por el exceso de ceros como los Modelos Hurdle (Capítulo 3, Canepa et al. 2014). Sería interesante que entre la comunidad científica que estudia diferentes aspectos de los cubozoos (biología, fisiología, ecología) se tuviera en cuenta la falta de información cuantitativa sobre sus abundancias y realizaran, en la medida de lo posible, muestreos cuantitativos, indicando metodología de muestreo, tipología de red, tiempo y velocidad de de arrastre, etc.

En la zona de estudio no se han utilizado luces para determinar la abundancia de *C. marsupialis* pero sí para atraerlas y facilitar su recolección para estudios de laboratorio. En



relación a este método de cuantificación de la abundancia de cubomedusas, se plantea en un futuro utilizar luces durante la noche para determinar las abundancias de adultos en un gradiente de distancia desde la costa hacia mar adentro, metodología usada por Kingsford et al. (2012), y que permitiría cuantificar densidades de individuos por debajo de niveles no detectables mediante el arrastre de redes.

#### 9.1.2. Métodos indirectos

Otras aproximaciones diferentes a la captura de individuos se han utilizado para cuantificación de cubozoos. Este es el caso del número de picaduras en bañistas (Thomas et al. 2001), aunque este método entendemos que sólo tiene un valor semicuantitativo. Por ejemplo en Bordehore et al. (2011) la playa con mayor número de picaduras (Raset) no coincide con las mayores densidades de cubomedusas (Almadrava), posiblemente debido al elevado número de bañistas en Raset. Los datos semicuantitativos de picaduras en bañistas también pueden dar una idea de épocas del año en las cuales los adultos de cubozoos están presentes. Este sería el caso de la detección de *Alatina moseri* en Hawaii (Chung et al. 2001, Thomas et al. 2001) donde las picaduras muestran una marcada estacionalidad. En relación con este sistema de detección de organismos urticantes, se está trabajando conjuntamente con los servicios de socorrismo en playas para que se facilite tanto la cuantificación de las picaduras, como la especie de medusa involucrada.

Complementariamente se plantea que los servicios de socorrismo en playas no sólo atiendan a las personas que requieran atención, sino también realicen estimaciones de abundancias y/o muestreos de las especies de medusas responsables de las picaduras cuando sea posible (e.g. Currie et al. 2002, Chiaverano et al. 2013). A lo largo de la costa mediterránea española hay 1261 (año 2012) puestos de socorro cubriendo, al menos, los meses de julio y agosto, por lo que esta extensa red de personal en playa puede mejorar sustancialmente la detección de problemas causados por la vida marina (Tabla 5.2).

Por otro lado, la cantidad de gente que es afectada por medusas, estandarizada al ser dividida por la suma de otras categorías –como se ha realizado en el Capítulo 5– puede actuar de indicador semicuantitativo respecto de la evolución temporal de las poblaciones de medusas. No obstante, la exactitud de este método es baja, por lo que en la actualidad se está trabajando, en colaboración con las administraciones competentes, para que

incorporen la contabilización de la gente en la playa mediante una metodología homologada para este fin (King & McGregor 2012) y poder referenciar las picaduras de medusas –o cualquier otra tipología de asistencia– al número real de usuarios de las playas, permitiendo así comparaciones entre playas y a lo largo del tiempo que facilitaría la detección de “puntos negros” y la toma de medidas preventivas de minimización del riesgo.

## 9.2. Uso de estatolitos de *C. marsupialis*

### 9.2.1. Crecimiento

El estudio de los estatolitos ha servido para establecer tasas de crecimiento, aunque las tasas de deposición puede variar entre especies e incluso dentro de la misma especie, según condiciones ambientales o disponibilidad de alimento, por lo que la extrapolación de valores de tasas de crecimiento se ha de tomar con cautela. Se han publicado algunos trabajos sobre el estudio de los estatolitos en cubozoos del Orden Chiropoda: *Chiropsella bronzie* y *Chiropsalmus* sp. (Gordon et al. 2004), *Chironex fleckeri* (Gordon & Seymour 2012) y *Chiropsalmus quadrigatus* (Kawamura et al. 2003), donde detectaban incrementos anulares en la estructura interna de los estatolitos, aparentemente diarios. Respecto al Orden Carybdeida se han estudiado los estatolitos de *Carybdea* sp. con una finalidad taxonómica (Tiemann et al. 2006) y los de *C. rastonii* para observar las bandas de crecimiento, presuntamente diarias (Ueno et al. 1995). En la bibliografía consultada no se han encontrado más estudios relativos a los estatolitos en este Orden.

En la actualidad, se está iniciando el estudio de los estatolitos de *C. marsupialis* de la zona de Dénia con el objetivo de establecer una relación entre talla y edad a partir de las bandas visualizadas en otras especies (Kawamura et al. 2003, Gordon et al. 2004) y de las tasas de crecimiento obtenidas a partir de las series temporales de muestreos .

### 9.2.2. Relación Sr/Ca

Otra de las posibilidades que ofrece el estudio de los estatolitos, además de calcular tasas de crecimiento como se ha indicado en el punto anterior, es detectar la salinidad de las masas de agua en las que se ha desarrollado un individuo a partir del análisis de la relación

Sr/Ca entre la zona central de los estatolitos –correspondiente a la fase juvenil– y la parte exterior. Cambios en esta relación Sr/Ca reflejarían que ha habido un desarrollo en masas de agua de diferente salinidad. La metodología a emplear sería la espectrometría de masas con fuente de plasma de acoplamiento inductivo acoplada a ablación láser (Mooney & Kingsford 2012).

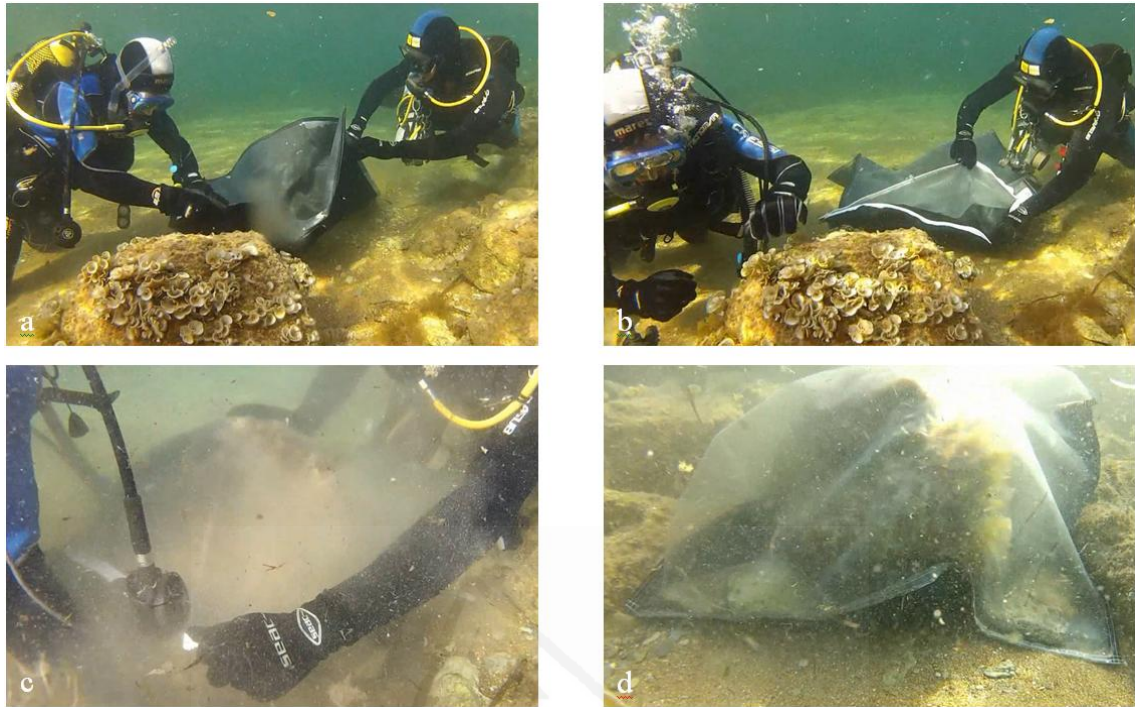
### 9.3. Localización de los pólipos

Se desconoce dónde se fijan las larvas plánulas y se desarrollan los pólipos de *C. marsupialis*, de hecho éstos no se han encontrado en el mar Mediterráneo. No obstante, en Puerto Rico (Cutress & Studebaker 1973) se localizaron sobre caparazones de bivalvos muertos en canales de manglar. Considerando que se sitúan próximos al litoral, tanto los adultos como los juveniles recién liberados del pólipo, se podría presuponer que los pólipos se encuentran en esta franja, probablemente sobre sustrato duro.

Una de las causas que se han apuntado relacionadas con el incremento de poblaciones de cubozoos es la disponibilidad de sustrato duro, por ejemplo escolleras (Boero 2013). No obstante, esta hipótesis causa-efecto entre la disponibilidad de sustrato adecuado para los pólipos y abundancia de medusas no ha sido comprobada. Por lo tanto, uno de los objetivos actualmente en curso es el de localizar los pólipos, siendo las escolleras uno de los objetivos prioritarios de búsqueda, ya que aparece una alta densidad de juveniles recién liberados del pólipo y de adultos en las cercanías de estas estructuras (obs. pers.).

Para la localización de los pólipos se está poniendo a punto una experiencia piloto que consiste en la instalación de *trampas inversas*. Con una bolsa de malla se envuelve el sustrato objetivo (e.g. una roca, un determinado volumen de sedimento, hojas de *Posidonia oceanica*) (Fig. 9.1), y tras un tiempo determinado, se aspiraría el contenido interior mediante una bomba de succión manual diseñada para ser operada debajo del agua, y con un caudal de succión de  $\sim 20 \text{ L min}^{-1}$  (Fig. 9.2). Las bolsas para introducir el sustrato se han diseñado de 1m x1 m, con la parte inferior de tela resistente de PVC y la superior con malla de 250- $\mu\text{m}$ . La bolsa se cierra mediante una cremallera en uno de los costados, permitiendo la introducción de la manguera de succión. Durante el verano de 2014 se han hecho pruebas de esta metodología y a partir de abril de 2015 se instalarán varias bolsas en diferentes localizaciones y tipos de. En el caso de localizar juveniles

recién liberados, se analizaría el sustrato bajo la lupa binocular.



**Figura 9.1.** Trampas inversas de 250- $\mu$ m de luz de malla. **a y b)** apertura de la cremallera y selección de la roca a envolver con la bolsa; **c)** la roca se desliza dentro de la bolsa; **d)** roca con la trampa inversa instalada.



**Figura 9.2.** Bomba manual de succión con luz de malla de 250- $\mu$ m. La muestra se queda retenida en la parte exterior del filtro cilíndrico.

#### 9.4. Posibles factores ambientales desencadenantes de la metamorfosis

Se propone llevar a cabo experimentos con pólipos locales de *C. marsupialis* para esclarecer qué factores desencadenan la metamorfosis. Estos factores serían, al menos los identificados en la literatura como posibles desencadenantes en otras especies como: temperatura, salinidad y fotoperiodo (Kawamura et al. 2003, Straehler-Pohl 2011, Canepa et al. 2013, Kingsford & Mooney 2014).

También, como complemento a lo anterior, se quiere profundizar en el conocimiento de la variabilidad espacial y temporal de la salida de agua continental subterránea a partir de las descargas del acuífero al Norte del puerto de Dénia, determinando caudales y concentraciones de nutrientes.

#### 9.5. Advección y natación de *C. marsupialis*

##### 9.5.1. Advección

Las corrientes locales pueden ejercer un papel relevante a la hora de mantener o dispersar los juveniles de *C. marsupialis*, teniendo en cuenta que el tramo de costa estudiado es abierto, sujeto a corrientes marinas que pueden alcanzar en condiciones normales hasta  $15 \text{ cm s}^{-1}$ .

En la actualidad, se están realizando estudios que pretenden esclarecer el patrón espacial de distribución de juveniles y adultos a partir de la modelización de la advección provocada por las corrientes, utilizando para ello una trama de muestreo, con transectos a 0 m, 250 m y 500 m de la costa a lo largo de 17 km, y con una periodicidad ~15 días. La modelización de la dispersión se realizaría mediante la aplicación del programa de simulación TRIMODENA©, utilizado previamente para estudiar la dispersión de huevos de peces (Ferrer et al. 2004). Ya se han realizado estudios previos necesarios para realizar esta simulación como: (i) la topografía de detalle de toda la franja costera (17 km x 500 m); y, (ii) la obtención de vectores de corrientes a partir de boyas de deriva para corregir las corriente estimadas a partir de los datos de oleaje y viento.

Además de esta simulación, y complementando el modelo matricial utilizado en el Capítulo 4, también se está trabajando para la incorporación de un análisis de sensibilidad de la advección y difusión de cada estadio (juveniles y adultos), de acuerdo a los métodos

propuestos por Neubert & Caswell (2000).

#### 9.5.2. Velocidad de natación de diferentes tallas

La velocidad de natación es una característica clave para entender la distribución de adultos y modelizar la dispersión de los juveniles. Por ello, se cree interesante medir las velocidades de natación –tanto en el mar como en laboratorio (e.g. Garm et al. 2007, Lee et al. 2010, Petie et al. 2011)– y si ésta está dirigida por algún gradiente (iluminación, profundidad, salinidad, temperatura, hidrodinamismo, transparencia, etc) en diferentes tallas.

### 9.6. Distribución de adultos: patrones día-noche y posibles movimientos a gran escala.

#### 9.6.1. Posible acercamiento a la costa durante la noche

Según los datos de Acevedo et al. (2012), los adultos podrían agruparse durante la noche en las zonas más cercanas a la costa, posiblemente asociado a una mayor abundancia de presas. Para esclarecer si existe o no este patrón de comportamiento día-noche se propone realizar los muestreos necesarios.

También se pretende establecer el umbral de detección de intensidad lumínica para descartar o no que las luces de primera línea de costa atraigan a los individuos adultos durante la noche. Al respecto, también se introduciría el factor fase lunar como interacción con la iluminación artificial.

#### 9.6.2. Marcaje de individuos

La capacidad de movimiento de los adultos de cubozoos no sólo se restringe a pocas decenas o centenares de metros. Algunos experimentos han podido marcar individuos de cubozoos (>110mm DBW) y registrar sus movimientos, utilizando microtransmisores acústicos (*Sonotronics* Pico IBT 96-2, IBDT 97-2). Mediante dichos microtransmisores, se ha observado que un individuo adulto de *Chinorex fleckeri* (~250 mm DBW) puede llegar a nadar unos 10 km en 26 h (Gordon & Seymour 2009). El marcaje de individuos del Orden Carybdeida, como *C. marsupialis*, ofrece una mayor complicación que los del Orden Chirodripida, al ser aquellos de menor tamaño –e.g. *C. fleckeri* puede alcanzar una

DBW de hasta 5-6 veces mayor que *C. marsupialis*-. Se plantea estudiar la posibilidad de insertar marcas de pequeño tamaño (inyección de microtubos en la mesoglea, o la adhesión de microetiquetas con pegamento quirúrgico sobre la umbrela) para, al menos, realizar una experiencia de captura-marcaje-recaptura, como se ha evaluado para juveniles de peces (Beukers et al. 1995, Ferrari et al. 2014).

### **9.7. Reducción de los aportes antrópicos de nitrógeno y fósforo**

Uno de los objetivos de esta tesis ha sido modelizar un escenario donde las presas de *C. marsupialis* se reducen mediante de la disminución del vertido de nutrientes. Se trasladará a la Administración competente los resultados de los modelos poblacionales y del cálculo de los vertidos N y P de origen antrópico (ver Anexo II). El objetivo sería que tras los estudios técnicos y legales necesarios, se adoptaran, en su caso, medidas para reducir los aportes de N y P al litoral estudiado. Se ha de indicar, que además de la alta abundancia de *C. marsupialis*, esta zona cuenta con la presencia intermitente del ctenóforo *Mnemiopsis leidyi* (Fuentes et al. 2010), también posiblemente reflejo de la alta densidad de zooplancton.

Entendemos que, en el marco de la normativa de aplicación, se deberían tomar las medidas necesarias para disminuir los vertidos actuales, entre las cuales: (i) declaración de zona *sensible*, en base a la Directiva de Aguas Residuales Urbanas, el tramo entre el puerto de Dénia y, al menos, el Rio Racons; (ii) reducción de N y P en los vertidos de las EDAR de la zona que no disponen de este tratamiento –EDAR Denia-Ondara-Pedreguer y EDAR Els Poblets– (Tabla II.1); y, (iii) reducción de la concentración de N en acuíferos mediante el control del uso de fertilizantes en la zona agrícola de influencia (en aplicación de la Directiva de Nitratos).

### **9.8. Datos de picaduras y seguimiento posterior**

En la actualidad no existe una categoría específica de “picadura de medusa” en los sistemas de clasificación de pacientes en centros de salud y hospitales. Por ello, se quiere explorar, junto con las administraciones y organismos competentes, la posibilidad de incorporar un código específico –que incluya la identificación de la especie– para poder

realizar un seguimiento adecuado y evaluar los efectos sobre la salud que puede tener la picadura de una medusa, similar a lo realizado en Italia por Donno et al. (2014). La relevancia de las picaduras de medusas en el Mediterráneo español puede estar infravalorada tanto a nivel de salud como de repercusión económica para el sistema sanitario. El coste estimado de la atención en centros de salud y hospitales, extrapolarlo los datos ofrecidos por Donno et al. (2014) para una zona de Italia, ascendería 8 millones de euros anuales, sin contar la atención en los puestos de socorro en playas. Por ello, sería recomendable que tanto los gestores de playas como las autoridades competentes adoptaran estrategias de detección y minimización del contacto con medusas, así como de seguimiento de las personas afectadas.

Ya se está trabajando para mejorar algunos aspectos de la extensa red de socorrismo en playas en el Mediterráneo español con el impulso de las siguientes medidas: (i) creación de una base de datos en tiempo real donde se vuelquen diariamente las asistencias en playa; (ii) homogenización de las categorías utilizadas para describir la asistencia realizada; (iii) contabilización de gente en la playa; (iv) identificación de la especie de medusa responsable de las picaduras; (v) propuestas de medidas para reducir la incidencia de las picaduras de medusas, sobre todo en las zonas con mayor índice de picaduras; (vi) seguimiento de casos de picaduras de medusas para ver posibles efectos sistémicos e inclusión de la información necesaria en el sistema de clasificación de pacientes del sistema nacional de salud.

Estas propuestas están en diferentes fases de implementación y se están realizando en colaboración con los propios servicios de socorrismo, ayuntamientos implicados y las autoridades regionales y nacionales competentes.





Universitat d'Alacant  
Universidad de Alicante

## REFERENCIAS

- Abraldes J, Perez-Gomez J (2009) Assessment of risk factors for injuries on beaches. *International Journal of Aquatic Research and Education* 3:272–283
- Acevedo MJ, Fuentes VL, Belmar MB, Canepa A, Toledo-Guedes K, Bordehore C, Calbet. A (2012) Day-night variation in the feeding habits of the box jellyfish *Carybdea marsupialis* (Cnidaria: Cubozoa) in the Western Mediterranean. In: *International Symposium of Marine Sciences (ISMS)*. Universidad de Cádiz, Spain
- Acevedo MJ, Fuentes VL, Olariaga A, Canepa A, Belmar MB, Bordehore C, Calbet A (2013) Maintenance, feeding and growth of *Carybdea marsupialis* (Cnidaria: Cubozoa) in the laboratory. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 439:84–91
- Arai MN (1997) *A functional biology of Scyphozoa*. Chapman & Hall, London
- Ariza E, Ballester R, Rigall-i-Torrent R, Saló A, Roca E, Villares M, Jiménez JA, Sardá R (2012) On the relationship between quality, users' perception and economic valuation in NW Mediterranean beaches. *Ocean & Coastal Management* 63:55–66
- Avian M, Budri N, Rottini Sandrini L (1997) The nematocysts of *Carybdea marsupialis* Linnaeus, 1758 (Cubozoa). In: *Coelenterate Biology: Proceedings of the 6th International Congress on Coelenterate Biology*. Nationaal Natuurhistorisch Museum, Leiden, p 21–26
- Bailey PM, Bakker AJ, Seymour JE, Wilce JA (2005) A functional comparison of the venom of three Australian jellyfish *Chironex fleckeri*, *Chiropsalmus* sp., and *Carybdea xaymacana* on cytosolic  $Ca^{2+}$ , haemolysis and *Artemia* sp. lethality. *Toxicon* 45:233–242
- Ballesteros BJ, Rodriguez L (2007) Determinación de la relación entre zonas húmedas y acuíferos asociados mediante modelos de flujo y transporte. Aplicación a la gestión sostenible del acuífero Pego-Dénia (Alicante). IGME, Instituto Geológico y Minero de España
- Bastian T, Haberlin D, Purcell JE, Hays GC, Davenport J, McAllen R, Doyle TK (2011) Large-scale sampling reveals the spatio-temporal distributions of the jellyfish *Aurelia aurita* and *Cyanea capillata* in the Irish Sea. *Marine Biology* 158:2639–2652
- Baumann S, Schernewski G (2012) Occurrence and public perception of jellyfish along the German Baltic coastline. *Journal of Coastal Conservation* 16:555–566

- Benovic A (1987) Enigmatic changes in the hydromedusan fauna of the northern Adriatic Sea. *Nature* 326:597–600
- Bentlage B, Cartwright P, Yanagihara A, Lewis C, Richards GS, Collins AG (2010) Evolution of box jellyfish (Cnidaria: Cubozoa), a group of highly toxic invertebrates. *Proceedings of the Royal Society, Biological Sciences* 277:493–501
- Bettoso N (2002) First record of *Carybdea marsupialis* (L., 1758) (Cnidaria, Cubozoa) in the Gulf of Trieste. *Periodicum Biologorum* 104:233
- Beukers J, Jones G, Buckley R (1995) Use of implant microtags for studies on populations of small reef fish. *Marine Ecology Progress Series* 125:61–66
- Bigelow HB (1918) Some Medusae and Siphonophorae from the Western Atlantic. *Bulletin of the Museum of Comparative Zoology at Harvard College* 62:363–442
- Bigelow HB (1938) Plankton of the Bermuda Oceanographic Expeditions VIII. Medusae taken during the years 1929 and 1930. *Zoologica NY* 23:99–189
- Boero F (2013) Review of jellyfish blooms in the Mediterranean and Black Sea. *Studies and Reviews. General Fisheries Commission for the Mediterranean. FAO, Rome*
- Boero F, Minelli A (1986) First record of *Carybdea marsupialis* (L., 1758) (Cnidaria, Cubozoa) from the Adriatic Sea. *Bollettino del Museo Civico di Storia Naturale di Venezia* 35:179–180
- Boero F, Bouillon J, Gravili C, Miglietta M, Parsons T, Piraino S (2008) Gelatinous plankton: irregularities rule the world (sometimes). *Marine Ecology Progress Series* 356:299–310
- Bologna P, Gaynor J (2013) Assessment of the distribution and abundance of stinging sea nettles (Jellyfish). *Montclair State University. New York, U.S.*
- Bordetore C, Fuentes VL, Atienza D, Barberá C, Fernandez-Jover D, Roig M, Acevedo-Dudley MJ, Canepa AJ, Gili JM (2011) Detection of an unusual presence of the cubozoan *Carybdea marsupialis* at shallow beaches located near Denia, Spain (south-western Mediterranean). *Marine Biodiversity Records* 4:1–6
- Bordetore C, E. Durá, A. Ortiz, I. Rico, M.J. Acevedo, A. Canepa and V.L. Fuentes (2013) *Carybdea marsupialis* (Cubozoa) at a shallow beach in West Mediterranean: are they where they want to be? In: *Fourth International Jellyfish Bloom Symposium, 5-7 June 2013, Hiroshima, Japan.*
- Bordetore C, Nogué S, Gili J, Acevedo MJ, Fuentes VL (2014) *Carybdea marsupialis* (Cubozoa) in the Mediterranean Sea: The first case of a sting causing cutaneous and systemic manifestations. *Journal of Travel Medicine. Advance online publication* 28 Aug 2014

- Brinkman DL, Burnell JN (2008) Partial purification of cytolytic venom proteins from the box jellyfish, *Chironex fleckeri*. *Toxicon* 51:853–863
- Brinkman DL, Burnell JN (2009) Biochemical and molecular characterisation of cubozoan protein toxins. *Toxicon* 54:1162–1173
- Brodeur RD, Mills CE, Overland JE, Walters GE, Schumacher JD (1999) Evidence for a substantial increase in gelatinous zooplankton in the Bering Sea, with possible links to climate change. *Fisheries Oceanography* 8:296–306
- Brodeur R, Sugisaki H, Hunt Jr GL (2002) Increases in jellyfish biomass in the Bering Sea: implications for the ecosystem. *Marine Ecology Progress Series* 233:89–103
- Brotz L, Pauly D (2012) Jellyfish populations in the Mediterranean Sea. *Acta Adriatica* 53:213–231
- Brown TW (1973) *Chirorex fleckeri* - distribution and movements around Magnetic Island, North Queensland. James Cook University Press
- Burnett JW (2001) Medical aspects of jellyfish envenomation: pathogenesis, case reporting and therapy. *Hydrobiologia* 451:1–9
- Burnett JW, Calton GJ (1987) Jellyfish envenomation syndromes updated. *Annals of Emergency Medicine* 16:1000–1005
- Burnett JW, Bloom DA, Imafuku S, Houck H, Vanucci S, Aurelian L, Morris SC (1996) Coelenterate venom research 1991-1995: clinical, chemical and immunological aspects. *Toxicon* 34:1377–1383
- Buskey E (2003) Behavioral adaptations of the cubozoan medusa *Tripedalia cystophora* for feeding on copepod (*Dioithona oculata*) swarms. *Marine Biology* 142:225–232
- Calder DR (2009) Cubozoan and scyphozoan jellyfishes of the Carolinian biogeographic province, southeastern USA. *Royal Ontario Museum Life Sciences Contributions* 3:1–58
- Camillo C Di, Bo M, Puce S, Tazioli S, Bavestrello G (2006) The cnidome of *Carybdea marsupialis* (Cnidaria: Cubomedusae) from the Adriatic Sea. *Journal of the Marine Biological Association of the UK* 86:705–709
- Canepa A, Purcell JE, Belmar MB, Acevedo M, Gentile M, Fuentes V (2013) Salinity effects on asexual reproduction of *Carybdea* sp. (Cnidaria: Cubozoa). *Journal of Plankton Research* 36:585–590
- Canepa A, Fuentes V, Belmar MB, Acevedo M, Toledo-Guedes K, Ortiz A, Durá E, Bordehore C, Gili JM (2014) Environmental factors that influence the distribution of *Carybdea marsupialis* (Lineo, 1978, Cubozoa), in south-western Mediterranean Coasts. In prep

- Cantoral-Uiza EA, Aboal-Sanjurjo M (2001) El marjal de Pego-Oliva: evolución temporal de la flora de macroalgas. *Limnetica* 20:159–171
- Carrette T, Alderslade P, Seymour J (2002) Nematocyst ratio and prey in two Australian cubomedusans, *Chironex fleckeri* and *Chiropsalmus sp.* *Toxicon* 40:1547–1551
- Caswell H (2001) *Matrix Population Models: construction, analysis and interpretation.* Sinauer Associates, Inc.
- Cegolon L, Heymann WC, Lange JH, Mastrangelo G (2013) Jellyfish stings and their management: a review. *Marine Drugs* 11:523–550
- Chiaverano LM, Holland BS, Crow GL, Blair L, Yanagihara A (2013) Long-term fluctuations in circalunar beach aggregations of the box jellyfish *Alatina moseri* in Hawaii, with links to environmental variability. *PloS One* 8:e77039
- Chung J, Ratnapala L, Cooke I, Yanagihara A (2001) Partial purification and characterization of a hemolysin (CAH1) from Hawaiian box jellyfish (*Carybdea alata*) venom. *Toxicon* 39:981–990
- Coates MM (2003) Visual ecology and functional morphology of cubozoa (cnidaria). *Integrative and Comparative Biology* 43:542–548
- Condon RH, Duarte CM, Pitt KA, Robinson KL, Lucas CH, Sutherland KR, Mianzan HW, Bogeberg M, Purcell JE, Decker MB, Uye S, Madin LP, Brodeur RD, Steven H. D. Haddock AM, Parry GD, Eriksen E, Quiñones J, Acha M, Harvey M, Arthur JM, Graham WM (2013) Recurrent jellyfish blooms are a consequence of global oscillations. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 110:1000–1005
- Conesa HM, Jiménez-Cárceles FJ (2007) The Mar Menor lagoon (SE Spain): A singular natural ecosystem threatened by human activities. *Marine pollution bulletin* 54:839–849
- Cornelius PS, Fenner PJ, Hore R (2005) *Chiropsalmus maculatus* sp. nov. a cubomedusa from the Great Barrier Reef. *Memoirs of the Queensland Museum* 51:399–405
- Crone EE, Menges ES, Ellis MM, Bell T, Bierzychudek P, Ehrlén J, Kaye TN, Knight TM, Lesica P, Morris WF, Oostermeijer G, Quintana-Ascencio PF, Stanley A, Ticktin T, Valverde T, Williams JL (2011) How do plant ecologists use matrix population models? *Ecology Letters* 14:1–8
- Crone EE, Ellis MM, Morris WF, Stanley A, Bell T, Bierzychudek P, Ehrlén J, Kaye TN, Knight TM, Lesica P, Oostermeijer G, Quintana-Ascencio PF, Ticktin T, Valverde T, Williams JL, Doak DF, Ganesan R, McEachern K, Thorpe AS, Menges ES (2013) Ability of matrix models to explain the past and predict the future of plant populations. *Conservation Biology* 27:968–978
- Currie B, McKinnon M, Whelan B, Alderslade P (2002) The Gove chirodroid: a box jellyfish appearing in the “safe season.” *Medical Journal of Australia* 177:649–649

- Cust AE, Jenkins MA, Goumas C, Armstrong BK, Schmid H, Aitken JF, Giles GG, Kefford RF, Hopper JL, Mann GJ (2011) Early-life sun exposure and risk of melanoma before age 40 years. *Cancer Causes & Control* 22:885–897
- Cutress C, Studebaker JP (1973) Development of the cubomedusae, *Carybdea marsupialis*. *Proceedings of the Association of Island Marine Laboratories of the Caribbean* 9:25
- Deidun A (2010) Notes on the recent occurrence of uncommon pelagic “jellyfish” species in Maltese coastal waters. *Naturalista Siciliano* 3-4:375–384
- Deidun A (2011) A collection of recent ctenophore sightings from the Maltese Islands. *Mediterranean Environment* 17:4–13
- Depledge MH, Godard-Codding CAJ, Bowen RE (2010) Light pollution in the sea. *Marine Pollution Bulletin* 60:1383–1385
- Donno A De, Idolo A, Bagordo F (2009) Epidemiology of jellyfish stings reported to summer health centres in the Salento peninsula (Italy). *Contact Dermatitis* 60:330–335
- Donno A De, Idolo A, Bagordo F, Grassi T, Leomanni A, Serio F, Guido M, Canitano M, Zampardi, Boero F, Piraino S (2014) Impact of stinging jellyfish proliferations along South Italian Coasts: human health hazards, treatment and social costs. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 11:2488–2503
- Dwight RH, Brinks M V, SharavanaKumar G, Semenza JC (2007) Beach attendance and bathing rates for Southern California beaches. *Ocean & Coastal Management* 50:847–858
- EEA (2007) Europe’s environment. The fourth assessment. Reports from the European Environment Agency, European Commission
- EEA (2014) European bathing water quality in 2013. Reports from the European Environment Agency, European Commission
- EPSAR (2014) Entitat de Sanejament d’Aigües, Generalitat Valenciana. [www.epsar.gva.es](http://www.epsar.gva.es) (accessed 1 sep 2014)
- Erwin S, Huckaba A, He KS, McCarthy M (2012) Matrix analysis to model the invasion of alligatorweed (*Alternanthera philoxeroides*) on Kentucky lakes. *Journal of Plant Ecology* 6:150–157
- Fenner PJ (1998) Dangers in the ocean: the traveler and marine envenomation. I. Jellyfish. *Journal of Travel Medicine* 5:135–141
- Fenner PJ, Williamson JA (1987) Experiments with the nematocysts of *Carybdea rastonii* ('Jimble'). *Medical Journal of Australia* 147:258-259
- Fenner PJ, Williamson JA (1996) Worldwide deaths and severe envenomation from jellyfish stings. *Medical Journal of Australia* 165:658–661

- Ferrari S, Chatain B, Cousin X, Leguay D, Vergnet A, Vidal M-O, Vandeputte M, Bégout M-L (2014) Early individual electronic identification of sea bass using RFID microtags: A first example of early phenotyping of sex-related growth. *Aquaculture* 426-427:165–171
- Ferrer L, González M, Cotano U, Uriarte A, Sagarmnaga Y, Santos M, Uriarte A, Collins M (2004) Physical controls on the evolution of anchovy in the Bay of Biscay: a numerical approximation. *ICES Journal of Marine Science* 7:1–20
- Fischer A, Hofmann D (2004) Budding, bud morphogenesis, and regeneration in *Carybdea marsupialis* Linnaeus, 1758 (Cnidaria: Cubozoa). *Hydrobiologia* 530/531:331–337
- Frank KT, Leggett WC (1982) Coastal water mass replacement: its effect on zooplankton dynamics and the Predator–Prey Complex associated with larval capelin (*Mallotus villosus*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 39:991–1003
- Fuentes VL, Angel DL, Bayha KM, Atienza D, Edelist D, Bordehore C, Gili J-M, Purcell JE (2010) Blooms of the invasive ctenophore, *Mnemiopsis leidyi*, span the Mediterranean Sea in 2009. *Hydrobiologia* 645:23–37
- Garcia P (2013) 43 kilómetros de redes protegerán la costa del Mar Menor de medusas. *Diario la Verdad* [www.laverdad.es](http://www.laverdad.es) (noticia de 25 Mar 2013)
- Garm A, O'Connor M, Parkefelt L, Nilsson D-E (2007) Visually guided obstacle avoidance in the box jellyfish *Tripedalia cystophora* and *Chiropsella bronzie*. *The Journal of Experimental Biology* 210:3616–3623
- Garm A, Bielecki J (2008) Swim pacemakers in box jellyfish are modulated by the visual input. *Journal of Comparative Physiology A* 194:641–651
- Garm A, Oskarsson M, Nilsson D-E (2011) Box jellyfish use terrestrial visual cues for navigation. *Current Biology* 21:798–803
- Garm A, Bielecki J, Petie R, Nilsson D-E (2012) Opposite patterns of diurnal activity in the box jellyfish *Tripedalia cystophora* and *Copula sivickisi*. *The Biological Bulletin* 222:35–45
- Geldiay R, Balik S (1977) About a new scyphoid species found in the Aegean coast. *Journal of the Faculty of Science Ege Üniversitesi, Series B1* 1:5–12 [In Turkish with English summary]
- Gershwin LA (2005a) Taxonomy and phylogeny of Australian Cubozoa. PdD Thesis, James Cook University, Australia
- Gershwin LA (2005b) *Carybdea alata* auct. and *Manokia stiasnyi*, reclassification to a new family with description of a new genus and two new species. *Memoirs of the Queensland Museum* 51:501–523
- Gershwin LA, Alderslade P (2005) A new genus and species of box jellyfish (Cubozoa: Carybdeidae) from tropical Australian waters. *The Beagle* 21:27–36

- Gershwin LA (2006) Jellyfish responsible for Irukandji syndrome. *QJM International Journal of Medicine* 99:801
- Gershwin LA, Dawes P (2008) Preliminary Observations on the Response of *Chironex fleckeri* (Cnidaria: Cubozoa: Chirodropida) to different colors of light. *The Biological Bulletin* 215:57–62
- Gershwin LA, Nardi M De, Winkel KD, Fenner PJ (2010) Marine Stingers: Review of an under-recognized global coastal management issue. *Coastal Management* 38:22–41
- Gershwin LA, Richardson AJ, Winkel KD, Fenner PJ, Lippmann J, Hore R, Avila-Soria G, Brewer D, Kloser RJ, Steven A, Condie S (2013) Biology and ecology of Irukandji jellyfish (Cnidaria: Cubozoa). In: *Advances in Marine Biology*. Elsevier, p 1–85
- Gershwin LA, Condie SA, Mansbridge J V, Richardson AJ (2014) Dangerous jellyfish blooms are predictable. *Interface, Journal of the Royal Society* 11:1–5
- Golz R (1993) Anchorage and retraction of nematocytes in the tentacles of the cubopolyp *Carybdea marsupialis* are mediated by a species-specific mesogleal support. *Cell and Tissue Research* 274:173–180
- Gordon MR, Hatcher C, Seymour J (2004) Growth and age determination of the tropical Australian cubozoan *Chiropsalmus* sp. *Hydrobiologia* 530/531:339–345
- Gordon MR, Seymour JE (2009) Quantifying movement of the tropical Australian cubozoan *Chironex fleckeri* using acoustic telemetry. *Hydrobiologia* 616:87–97
- Gordon MR, Seymour J (2012) Growth, development and temporal variation in the onset of six *Chironex fleckeri* medusae seasons: a contribution to understanding jellyfish ecology. *PLoS ONE* 7:e31277
- Goy J, Morand P, Etienne M (1989) Long-term fluctuations of *Pelagia noctiluca* (Cnidaria, Scyphomedusa) in the western Mediterranean Sea. Prediction by climatic variables. *Deep Sea Research* 36:269–279
- Graham W, Martin D, Felder D (2003) Ecological and economic implications of a tropical jellyfish invader in the Gulf of Mexico. *Biological Invasions* 5:53–69
- Hamner WM, Jones MS, Hamner PP (1995) Swimming, feeding, circulation and vision in the Australian box jellyfish *Chironex fleckeri* (Cnidaria: Cubozoa). *Marine and Freshwater Research* 46:985–990
- Harada SY, Goto RS, Nathanson AT (2011) Analysis of lifeguard-recorded data at Hanauma Bay, Hawaii. *Wilderness & Environmental Medicine* 22:72–76
- Hartmann D (2006) Drowning and beach-safety management (BSM) along the Mediterranean beaches of Israel-A long-term perspective. *Journal of Coastal Research* 226:1505–1514



- Hartwick RF (1991a) Observations on the anatomy, behavior, reproduction and life-cycle of the cubozoan *Carybdea sivickisi*. *Hydrobiologia* 216:171–179
- Hartwick RF (1991b) Distributional ecology and behaviour of the early life stages of the box-jellyfish *Chironex fleckeri*. *Hydrobiologia* 216-217:181–188
- Heggie TW (2013) Sand hazards on tourist beaches. *Travel Medicine and Infectious Disease* 11:123–125
- Hiemstra M, Glanz K, Nehl E (2012) Changes in sunburn and tanning attitudes among lifeguards over a summer season. *Journal of the American Academy of Dermatology* 66:630–637
- Holst S, Jarms G (2010) Effects of low salinity on settlement and strobilation of scyphozoa (Cnidaria): Is the lion's mane *Cyanea capillata* (L.) able to reproduce in the brackish Baltic Sea? *Hydrobiologia* 645:53–68
- Hughes TP (1984) Population dynamics based on individual size rather than age: a general model with a reef coral example. *American Naturalist* 123:778–795
- INE (2014) INE Base. Instituto Nacional de Estadística <http://www.ine.es> (accessed Aug 2014)
- Iosifescu M (1980) Finite Markov processes and their applications. John Wiley, New York
- Karatzanis AD, Bourolias CA, Prokopakis EP, Shiniotaki I, Panagiotaki IE, Velegrakis GA (2009) Anaphylactic Reactions on the Beach: A Cause for Concern? *Journal of Travel Medicine* 16:84–87
- Katsanevakis S, Verriopoulos G (2006) Seasonal population dynamics of *Octopus vulgaris* in the eastern Mediterranean. *ICES Journal of Marine Science* 63:151–160
- Kawamura M, Ueno S, Iwanaga S (2003) The relationship between fine rings in the statolith and growth of the cubomedusa *Chiropsalmus quadrigatus* (Cnidaria: Cubozoa) from Okinawa Island, Japan. *Plankton Biology and Ecology* 50:37–42
- Kazmi Q, Sultana R (2007) *Carybdea marsupialis* (Cnidaria: Cubomedusae) observed for the first time in Gwadar Bay waters (Arabian Sea). *Marine Biodiversity Records* 1:e80
- King P, McGregor A (2012) Who's counting: An analysis of beach attendance estimates and methodologies in southern California. *Ocean & Coastal Management* 58:17–25
- Kingsford MJ, Pitt KA, Gillanders BM (2000) Management of jellyfish fisheries, with special reference to the O. Rhizostomeae. *Oceanography and Marine Biology: an annual review* 38:85–156
- Kingsford MJ, Seymour JE, O'Callaghan MD (2012) Abundance patterns of cubozoans on and near the Great Barrier Reef. *Hydrobiologia* 690:257–268

- Kingsford MJ, Mooney C (2014) The Ecology of Box Jellyfishes (Cubozoa). In: Pitt KA, Lucas CH (eds) Jellyfish Blooms SE - 12. Springer Netherlands, p 267–302
- Kinsey B (1986) Barnes on box jellyfish. James Cook University
- Klein A, Santana GG, Diehl FL, Menezes JT (2003) Analysis of hazards associated with sea bathing: results of five years work in oceanic beaches of Santa Catarina state, southern Brazil. *Journal of Coastal Research* 35:107–116
- Kokelj F, Negro F Del, Montanari G (1992) Dermatitis due to *Carybdea marsupialis*. *Contact Dermatitis* 27:195
- Kramp PL (1961) Synopsis of the Medusae of the world. Cubomedusae. *Journal of the Marine Biological Association of the UK* 40:1–305
- Larson RJ (1976) Cubomedusae: Feeding, functional morphology, behavior and phylogenetic position. In: Mackie GO (ed) *Coelenterate Ecology and Behavior*. International Symposium on Coelenterate Biology 1976. Springer US, p 237–245
- Larson R, Amerson C (1990) Two medusae new to the coast of California: *Carybdea marsupialis* (Linnaeus, 1758), a cubomedusa and *Phyllorhiza punctata* von Lendenfeld, 1884, a Rhizostome Scyphomedusa. *Bulletin of the Southern California Academy of Sciences* 89:130–136
- Lee K, Bae B-S, Kim I-O, Yoon W-D (2010) Measurement of swimming speed of giant jellyfish *Nemopilema nomurai* using acoustics and visualization analysis. *Fisheries Science* 76:893–899
- Lewis C, Long TAF (2005) Courtship and reproduction in *Carybdea sivickisi* (Cnidaria: Cubozoa). *Marine Biology* 147:477–483
- Lippmann JM, Fenner PJ, Winkel K, Gershwin LA (2011) Fatal and severe box jellyfish stings, including Irukandji stings, in Malaysia, 2000-2010. *Journal of Travel Medicine* 18:275–281
- López PR (2003) *Comentarios a la Ley de Costas: Doctrina y Jurisprudencia*. Dijusa Editorial, Madrid, España.
- Lynam C, Heath M (2005) Evidence for impacts by jellyfish on North Sea herring recruitment. *Marine Ecology Progress Series* 298:157–167
- Lynam CP, Gibbons MJ, Axelsen BE, Sparks CAJ, Coetzee J, Heywood BG, Brierley AS (2006) Jellyfish overtake fish in a heavily fished ecosystem. *Current Biology* 16:R492–493
- MAGRAMA (2014) *Manual de interpretación y elaboración de informes de la Directiva 91/676/CEE relativa a la protección de las aguas contra la contaminación producida por nitratos procedentes de fuentes agrícolas*. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.

- Mariottini GL, Giacco E, Pane L (2008) The mauve stinger *Pelagia noctiluca* (Forsskål, 1775). Distribution, ecology, toxicity and epidemiology of stings. A review. *Marine Drugs* 6:496–513
- Mariottini GL, Pane L (2010) Mediterranean jellyfish venoms: a review on scyphomedusae. *Marine Drugs* 8:1122–1152
- Martin V (2004) Photoreceptors of cubozoan jellyfish. *Hydrobiologia* 530/531:135–144
- Masilamoni JG, Jesudoss KS, Nandakumar K, Satpathy KK, Nair KVK, Aariah J (2000) Jellyfish ingress: a threat to the smooth operation of coastal power plants. *Current Science* 79:567–569
- Matsumoto GI (1995) Observations on the anatomy and behaviour of the cubozoan *Carybdea rastonii* Haacke. *Marine and Freshwater Behaviour and Physiology* 26:139–148
- Matsumura K, Kamiya K, Yamashita K, Hayashi F, Watanabe I, Murao Y, Miyasaka H, Kamimura N, Nogami M (2005) Genetic polymorphism of the adult medusae invading an electric power station and wild polyps of *Aurelia aurita* in Wakasa Bay, Japan. *Journal of the Marine Biological Association UK* 85:563–568
- Mayo Ríos RJ (2010) Optimización de la estación depuradora de aguas residuales de Denia-Ondara-Pedreguer, mediante el uso de herramienta de simulación. Universidad Politécnica de Valencia, España.
- Milla L, Segura-Puertas L, Celis L (2008) Dermatitis por contacto con *Carybdea marsupialis* (Cnidaria, Cubozoa). *Dermatologia, Revista Mexicana* 44:167–170
- Mills C (2001) Jellyfish blooms: are populations increasing globally in response to changing ocean conditions? *Hydrobiologia* 451:55–68
- Møller H (1984) Reduction of a Larval Herring Population by Jellyfish Predator. *Science* 224:621–622
- Møller L, Riisgård H (2007) Population dynamics, growth and predation impact of the common jellyfish *Aurelia aurita* and two hydromedusae, *Sarsia tubulosa*, and *Aequorea vitrina* in Limfjorden (Denmark). *Marine Ecology Progress Series* 346:153–165
- Mooney CJ, Kingsford MJ (2012) Sources and movements of *Chironex fleckeri* medusae using statolith elemental chemistry. *Hydrobiologia* 690:269–277
- Moore S (1988) A new species of cubomedusan (Cubozoa: Cnidaria) from Northern Australia. *The Beagle* 5:1–5
- Morales-Landa JL, Zapata-Pérez O, Cedillo-Rivera R, Segura-Puertas L, Simá-Alvarez R, Sánchez-Rodríguez J (2007) Antimicrobial, Antiprotozoal, and Toxic Activities of Cnidarian Extracts from the Mexican Caribbean Sea. *Pharmaceutical Biology* 45:37–43

- Moran K (2009) Parent/caregiver perceptions and practice of child water safety at the beach. *International Journal of Injury Control and Safety Promotion* 16:215–21
- Moran K, Webber J (2013) Leisure-related injuries at the beach: An analysis of lifeguard incident report forms in New Zealand, 2007–12. *International Journal of Injury Control and Safety Promotion* 21:68–74
- Morgan D, Ozanne-Smith J, Triggs T (2008) Descriptive epidemiology of drowning deaths in a surf beach swimmer and surfer population. *Injury Prevention* 14:62–65
- Neubert M, Caswell H (2000) Demography and dispersal: calculation and sensitivity analysis of invasion speed for structured populations. *Ecology* 81:1613–1628
- Nilsson D-E, Gislén L, Coates MM, Skogh C, Garm A (2005) Advanced optics in a jellyfish eye. *Nature* 435:201–205
- Nogueira Júnior M, Haddad M (2008) The diet of cubomedusae (Cnidaria, Cubozoa) in southern Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography* 56:157–164
- O'Reilly GM, Isbister GK, Lawrie PM, Treston GT, Currie BJ (2001) Prospective study of jellyfish stings from tropical Australia, including the major box jellyfish *Chironex fleckeri*. *Medical Journal of Australia* 175:652–655
- Olivos A, Masó M, Camp J (2002) Aportes continentales de nutrientes y su posible influencia sobre las relaciones estequiométricas (DIN:P:Si) en las aguas del noreste del Mediterráneo español (Mar Catalán). *Ciencias Marinas* 28:393–406
- Ortiz-Pérez S (2005) Estudio alternativo para el abastecimiento urbano al municipio de Denia, Alicante (Spain). EVREN Contultora, Aguas de Denia SA, Ayuntamiento de Denia, España
- Palomares MLD, Pauly D (2009) The growth of jellyfishes. *Hydrobiologia* 616:11–21
- Pauly D, Graham W, Libralato S, Morissette L, Palomares MLD (2008) Jellyfish in ecosystems, online databases, and ecosystem models. *Hydrobiologia* 616:67–85
- Peca G, Rafanelli S, Galassi G (1997) Contact reactions to the jellyfish *Carybdea marsupialis*: observation of 40 cases. *Contact Dermatitis* 36:124–126
- Pérez-Ruzafa A, Gilabert J, Gutiérrez J, Fernández AI, Marcos C, Sabah S (2002) Evidence of a planktonic food web response to changes in nutrient input dynamics in the Mar Menor coastal lagoon, Spain. *Hydrobiologia* 475/476:359–369
- Petrie R, Garm A, Nilsson D-E (2011) Visual control of steering in the box jellyfish *Tripedalia cystophora*. *Journal of Experimental Biology* 214:2809–2815
- Petrie R, Garm A, Nilsson D-E (2013) Contrast and rate of light intensity decrease control directional swimming in the box jellyfish *Tripedalia cystophora* (Cnidaria, Cubomedusae). *Hydrobiologia* 703:69–77

- Philippart CJM, Beukema JJ, Cadée GC, Dekker R, Goedhart PW, Iperen JM, Leopold MF, Herman PMJ (2007) Impacts of Nutrient Reduction on Coastal Communities. *Ecosystems* 10:96–119
- Pitt KA, Lucas CH (2014) Jellyfish Blooms (KA Pitt and CH Lucas, Eds.). Springer
- Pradell M (2012) Variación mensual de la comunidad microplanctónica de la costa de Dénia (Alicante) y su posible relación con las proliferaciones masivas de la cubomedusa *Carybdea marsupialis*. Tesis de Máster. Universidad de Barcelona - Instituto de Ciencias del Mar, CSIC. España.
- Preisendorfer R (1986) Secchi disk science: Visual optics of natural waters. *Limnology and Oceanography* 31:909–926
- Purcell JE (2012) Jellyfish and ctenophore blooms coincide with human proliferations and environmental perturbations. *Annual Review of Marine Science* 4:209–235
- Purcell JE, Arai MN (2001) Interactions of pelagic cnidarians and ctenophores with fish: a review. *Hydrobiologia* 451:27–44
- Purcell JE, Uye S, Lo W (2007) Anthropogenic causes of jellyfish blooms and their direct consequences for humans: a review. *Marine Ecology Progress Series* 350:153–174
- Quinn GP, Keough MJ (2002) *Experimental Design and Data Analysis for Biologists*. Cambridge University Press
- Rajagopal S, Nair KVK, Azariah J (1989) Some observations on the problem of jellyfish ingress in a power station cooling system at Kalpakkam, East coast of India. *Mahasagar* 22:151–158
- Rippingale RJ, Kelly SJ (1995) Reproduction and survival of *Phyllorhiza punctata* (Cnidaria: Rhizostomeae) in a seasonally fluctuating salinity regime in Western Australia. *Marine and Freshwater Research* 46:1145–1151
- Rottini G, Gusmani L, Parovel E, Avian M, Patriarca P (1995) Purification and properties of a cytolytic toxin in venom of the jellyfish *Carybdea marsupialis*. *Toxicon* 33:315–326
- Sánchez-Rodríguez J, Torrens E, Segura-Puertas L (2006) Partial purification and characterization of a novel neurotoxin and three cytolytic toxins from box jellyfish (*Carybdea marsupialis*) nematocyst venom. *Archives of Toxicology* 80:163–168
- Satterlie R, Nolen T (2001) Why do cubomedusae have only four swim pacemakers? *Journal of Experimental Biology* 204:1413–1419
- Sebastiá MT, Rodilla M (2013) Nutrient and phytoplankton analysis of a Mediterranean coastal area. *Environmental Management* 51:225–240

- Siapatis A, Giannoulaki M, Valavanis VD, Palialexis A, Schismenou E, Machias A, Somarakis S (2008) Modelling potential habitat of the invasive ctenophore *Mnemiopsis leidyi* in Aegean Sea. *Hydrobiologia* 612:281–295
- Stewart SE (1996) Field behavior of *Tripedalia cystophora* (Class Cubozoa). *Marine and Freshwater Behaviour and Physiology* 27:175–188
- Straehler-Pohl I (2011) Biology of the box jellyfish *Carybdea sivickisi*. *Midoriishi* 22:8–13
- Straehler-Pohl I, Jarms G (2005) Life cycle of *Carybdea marsupialis* Linnaeus, 1758 (Cubozoa, Carybdeidae) reveals metamorphosis to be a modified strobilation. *Marine Biology* 147:1271–1277
- Straehler-Pohl I, Jarms G (2011) Morphology and life cycle of *Carybdea morandinii*, sp. nov. (Cnidaria), a cubozoan with zooxanthellae and peculiar polyp anatomy. *Zootaxa* 2755:36–56
- Studebaker JP (1972) Development of the Cubomedusa *Carybdea marsupialis*. Master of Science Thesis. Department of Marine Sciences. University of Puerto Rico
- Taylor DM, Ashby K, Healthsc GDIP, Winkel KD (2002) An analysis of marine animal injuries presenting to Emergency Departments in Victoria, Australia. *Wilderness and Environmental Medicine* 13:106–112
- Thomas CS, Scott SA, Galanis DJ, Goto RS (2001) Box jellyfish (*Carybdea alata*) in Waikiki: their influx cycle plus the analgesic effect of hot and cold packs on their stings to swimmers at the beach: a randomized, placebo-controlled, clinical trial. *Hawaii Medical Journal* 60:100–107
- Tibballs J (2006) Australian venomous jellyfish, envenomation syndromes, toxins and therapy. *Toxicon* 48:830–859
- Tibballs J, Yanagihara A a, Turner HC, Winkel K (2011) Immunological and toxicological responses to jellyfish stings. *Inflammation & Allergy Drug Targets* 10:438–446
- Tiemann H, Sötje I, Becker A, Jarms G, Eppele M (2006) Calcium sulfate hemihydrate (bassanite) statoliths in the cubozoan *Carybdea* sp. *Zoologischer Anzeiger - A Journal of Comparative Zoology* 245:13–17
- Torres-Corral M (2008) La desalacion de agua en españa. In: Expo Zaragoza. CEDEX, Zaragoza, España
- Tourspain (2004) Ministerio de Industria, Energía y Turismo, Gobierno de España <http://www.tourspain.es> (accessed Aug 2014)
- Ueno S, Imai C, Mitsutani A (1995) Fine growth rings found in statolith of a cubomedusa *Carybdea rastoni*. *17:1381–1384*

- Ueno S, Mitsumori S, Noda M, Ikeda I (2000) Effects of comparative lightness of obstacles on swimming behaviour of *Carybdea rastoni*. Journal of the Natural Fisheries University, Japan (In Japanese, with abstract in English) 48:255–258
- Underwood AJ (1997) Experiments in ecology: Their logical design and interpretation using analysis of variance. Cambridge University Press
- Underwood AH, Seymour JE (2007) Venom ontogeny, diet and morphology in *Carukia barnesi*, a species of Australian box jellyfish that causes Irukandji syndrome. Toxicon 49:1073–1082
- Velasco J, Lloret J, Millan A, Marin A, Barahona J, Abellan P, Sanchez-Fernandez D (2006) Nutrient and particulate inputs into the Mar Menor Lagoon (Se Spain) from an intensive agricultural watershed. Water, Air, and Soil Pollution 176:37–56
- Veraldi S, Carrera C (2000) Delayed cutaneous reaction to jellyfish. International Journal of Dermatology 39:28–29
- Verity PG, Smetacek V, Smayda TJ (2002) Status, trends and the future of the marine pelagic ecosystem. Environmental Conservation 29:207–237
- Vries E de, Coebergh JW (2004) Cutaneous malignant melanoma in Europe. European Journal of Cancer 40:2355–2366
- Walsh PJ, Smith S, Fleming L, Solo-Gabriele H, Gerwick WH (2011) Oceans and Human Health: Risks and Remedies from the Seas. Academic Press
- Willcox S, Moltschaniwskyj NA, Crawford CM (2008) Population dynamics of natural colonies of *Aurelia* sp. scyphistomae in Tasmania, Australia. Marine Biology 154:661–667
- Williamson J, Fenner P, Burnett JW (1996) The injuries, their incidence and the toxins that produce them. In: Venomous and Poisonous Marine Animals: A medical and biological handbook. University of New South Wales Press
- Wood SN (1997) Inverse Problems and Structured-Population Dynamics. In: Tuljapurkar S, Caswell H (eds) Structured-Population Models in Marine, Terrestrial, and Freshwater Systems SE - 19. Springer US, p 555–586
- Yoshimoto CM, Yanagihara AA (2002) Cnidarian (coelenterate) envenomations in Hawai'i improve following heat application. Transactions of the Royal Society of Tropical Medicine and Hygiene 96:300–303
- Zuur A, Ieno E, Walker N, Saveliev A, Smith G (2009) Mixed effects models and extensions in ecology with R. Springer

## ANEXO I

### ACRONYMS / ACRÓNIMOS

|                    |   |
|--------------------|---|
| $\lambda$          | Lambda: <i>population growth rate</i> / Tasa de crecimiento de la población   |
| $\text{Cd m}^{-2}$ | <i>Candela per square metre</i> / Candela por metro cuadrado  |
| CT                 | <i>Conductivity and temperature sensor</i> / Sensor de conductividad y temperatura  |
| DBW                | <i>Diagonal bell width</i> / Diagonal de la umbrela   |
| EC                 | <i>European Council</i> / Consejo de Europa   |
| EDAR               | <i>Wastewater treatment plant</i> / Estación Depuradora de Aguas Residuales   |
| EEA                | <i>European Environment Agency</i> / Agencia Europea del Medio Ambiente   |
| $F_{ij}$           | <i>Fecundity of adults in the matrix model</i> / Fecundidad de adultos en el modelo matricial   |
| GDP                | <i>Gross Domestic Product</i> / Producto Interior Bruto (PIB)   |
| $G_{ij}$           | <i>Individual growth in the matrix model</i> / Crecimiento de los individuos en el modelo matricial   |
| IgE                | <i>Immunoglobulin E</i> / Inmunoglobulina E   |
| INE                | <i>Spanish National Institute of Statistics</i> / Instituto Nacional de Estadística   |
| $\text{kU L}^{-1}$ | <i>Level of IgE, one kU L<sup>-1</sup> equals to 2.4 ng mL<sup>-1</sup></i> / Nivel de IgE, un $\text{kU L}^{-1}$ equivale a $2.4 \text{ ng mL}^{-1}$ de IgE. |
| $P_{ij}$           | <i>Individual that remains at that stage in the matrix model</i> / Individuos que permanecen en ese estadio en el modelo matricial                            |
| PPM                | <i>Population projection matrix</i> / Matriz de proyección poblacional  |
| PSU                | <i>Practical salinity units</i> / Unidades prácticas de salinidad   |
| SDP                | <i>Sewage Disposal Point</i> / Punto de vertido de aguas residuales   |
| SI                 | <i>Sting Index</i> / Índice de picaduras  |





Universitat d'Alacant  
Universidad de Alicante

## ANEXO II

### FERTILIZACIÓN DE LAS AGUAS COSTERAS Y REDUCCIÓN DE APORTES DE ORIGEN ANTRÓPICO

#### II.1. Cuantificación de la fertilización de origen antrópico

La caracterización del agua de mar del frente litoral de Dénia se ha realizado a partir de los valores de clorofila-a (Chl-*a*), N<sub>t</sub> y P<sub>t</sub> obtenidos en los muestreos del proyecto LIFE Cubomed (datos en Canepa et al. 2014) entre julio 2010 y julio 2011. La concentración de Chl-*a* fue superior durante los meses de verano, siguiendo el patrón común en el Mediterráneo, con valores medios de 2.03 µg Chl-*a* L<sup>-1</sup>. Durante el invierno y el principio de la primavera los valores medios fueron de ~ 0.04 µg Chl-*a* L<sup>-1</sup>. Las playas con mayor concentración de Chl-*a* fueron las situadas al norte del Puerto de Dénia, mientras que la playa del Raset y las situadas al sur del Puerto de Dénia (Marineta y Rotes) tuvieron los menores valores, con máximos por debajo de 1.0 µg Chl-*a* L<sup>-1</sup>.

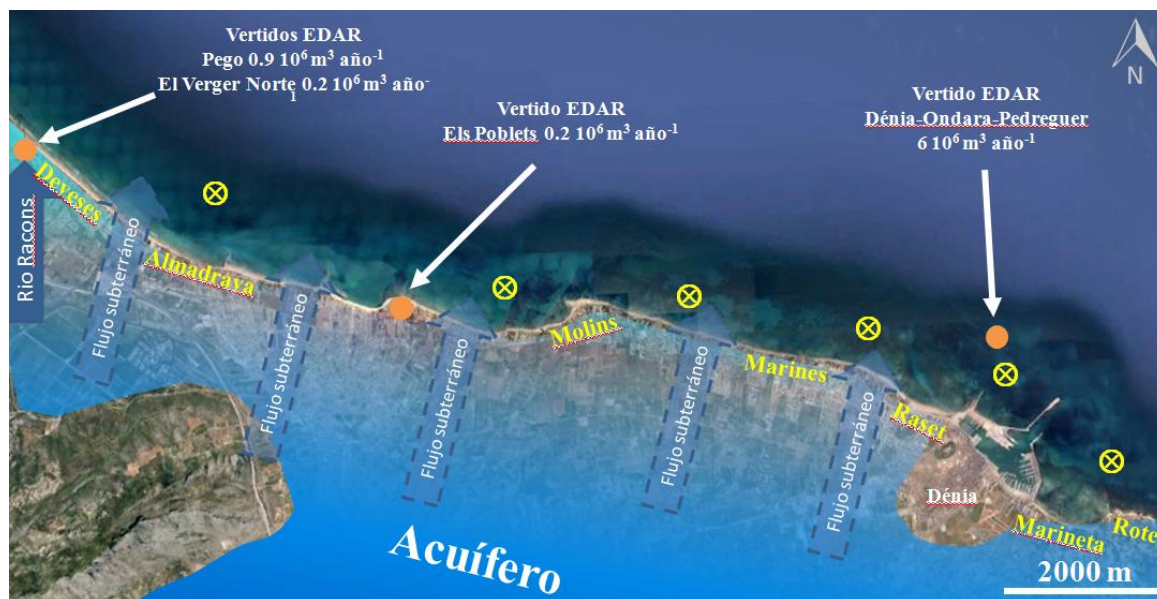
Los mayores niveles de nitrógeno se encontraron durante el invierno con ~0.20 mg N<sub>t</sub> L<sup>-1</sup>, con máximos de ~0.33 mg N<sub>t</sub> L<sup>-1</sup> también localizados en la zona norte del puerto de Dénia (playa de les Marines). La concentración de fósforo mostró la mayor concentración durante el verano, con dos zonas de máximos, en Almadrava (~3.41 10<sup>-3</sup> mg P<sub>t</sub> L<sup>-1</sup>) y Raset (~6,81 10<sup>-3</sup> mg P<sub>t</sub> L<sup>-1</sup>). Esta mayor concentración de N y P se refleja también en un incremento del microplancton de hasta tres veces –con máximos de 270000 ind L<sup>-1</sup>– en las zonas de muestreo cercanas a Racons-Almadrava (Pradell 2012). Este efecto cascada *abajo-arriba* es consistente con estudios realizados en otras localidades (e.g. Olivos et al. 2002, Sebastiá & Rodilla 2013).

Como se aprecia en la Figura II.1, tanto los vertidos de N como de P se concentran al norte del puerto de Dénia, coincidiendo con las zonas donde se ha medido la mayor

concentración. Este patrón espacial apoyaría la hipótesis de que los aportes antropogénicos de N y P se reflejan en un incremento detectable de estos nutrientes en el agua de mar.

En promedio, el río Racons descarga  $\sim 69.9 \cdot 10^6 \text{ m}^3 \text{ año}^{-1}$  superficialmente y  $\sim 40.5 \cdot 10^6 \text{ m}^3 \text{ año}^{-1}$  de manera subterránea desde el acuífero (Ballesteros & Rodriguez 2007), mientras que en la parte sur de la zona de estudio (al sur del puerto de Dénia) el acuífero Montgó descarga  $\sim 7 \text{ hm}^3 \text{ y}^{-1}$  (Ortiz-Pérez 2005). Tanto el río como los acuíferos tienen una alta concentración de nitrógeno debido a la actividad agrícola intensiva de la cuenca receptora desde la década de los 70, mostrando concentraciones medias de  $N_t$  para el río Racons de  $\sim 5 \text{ mg N}_t \text{ L}^{-1}$ , de  $25 \text{ mg N}_t \text{ L}^{-1}$  para el acuífero asociado y de  $\sim 32 \text{ mg N}_t \text{ L}^{-1}$  para el acuífero Montgó. Esta descarga de agua continental se ha detectado durante los muestreos, reflejándose como zonas de baja salinidad, incluso por debajo de 32 PSU (valor normal de  $\sim 37 \text{ PSU}$ ).

En la zona de estudio hay tres puntos de vertido de aguas residuales urbanas que se someten a tratamiento secundario, con diferente implantación de la reducción de nitrógeno y fósforo (Figura II.1): (i) el vertido de EDAR de Dénia-Ondara-Pedreguer, que se produce, mediante emisario submarino, a 1300 m frente a la playa del Raset con un volumen de vertido de  $5.5 \cdot 10^6 \text{ m}^3 \text{ año}^{-1}$  y sin reducción de N y P; (ii) la EDAR de El Verger-Els Poblets que vierte al cauce intermitente del río Almadrava  $0.2 \cdot 10^6 \text{ m}^3 \text{ año}^{-1}$ , y sin reducción de N y P; y (iii) el río Racons que recibe los vertidos de la EDAR de Pego, con  $0.9 \cdot 10^6 \text{ m}^3 \text{ año}^{-1}$  (con reducción de N y P, al ser el medio receptor, la Marjal de Pego-Oliva zona *sensible*), y también los de la EDAR El Verger Norte, con  $0.2 \cdot 10^6 \text{ m}^3 \text{ año}^{-1}$ , con reducción de P. La capacidad de tratamiento de estas EDAR suma 75000 habitantes-equivalentes (hab-eq). Además de estos caudales de aguas residuales depuradas, en Dénia hay aproximadamente 9000 viviendas cercanas a la línea de costa que carecen de alcantarillado y vierten las aguas residuales brutas al subsuelo mediante fosas sépticas y pozos filtrantes (datos propios).



**Figura II.1.** Localización de los puntos de vertido directo (EDARs y río Racons) y difuso (flujo subterráneo desde el acuífero). La EDAR de Pego y El Verger Norte vierten al cauce del río Racons, aguas arriba, al igual que la EDAR de Els Poblets, al cauce intermitente de La Almadrava. Puntos de muestreo en Pradell (2012) señalados con ⊗.

Según los cálculos realizados en la Tabla II.1, el vertido total de nitrógeno y fósforo ascendería a  $1757 \text{ t N}_t \text{ año}^{-1}$  y  $55 \text{ t P}_t \text{ año}^{-1}$ , correspondiendo al agua continental (río y acuíferos) el 89.5% del N y el 40.1% del P; y a las aguas residuales el 10.5% del N y 59.9% del P. Los cálculos son orientativos ya que: (i) se han tomado valores medios para el cálculo de la carga en nutrientes de río Racons y acuíferos, a partir del estudio hidrogeológico realizado por Ortiz-Perez (2005); (ii) para el cálculo del vertido directo al subsuelo del agua residual sin tratar de más de 9000 viviendas en el litoral de Dénia se ha tomado el equivalente al vertido de 11000 hab-eq; (iii) para el cálculo del vertido de N y P tras una reducción expresa se ha tomado el valor de reducción del 80% del P y del 75% de N, de acuerdo con el Anexo II de la Directiva de Tratamiento de Aguas Residuales; y (iv) no se tienen en cuenta las disfunciones temporales de las EDAR, bien por lluvias torrenciales, o bien por una eventual superación de la capacidad de depuración durante el verano, debido al aumento de la población asociado a la actividad turística. El término habitantes-equivalentes se define en el Real Decreto-ley 11/1995, de 28 de diciembre, por el que se establecen las normas aplicables al tratamiento de las aguas residuales urbanas, de trasposición de la Directiva 91/271/CEE, siendo la carga contaminante de un hab-eq de  $60 \text{ g día}^{-1} \text{ DBO}_5$ . El número de habitantes reales es algo inferior a los hab-eq asociados, al existir en las aguas residuales otro tipo de vertidos además de los asociados a personas.

|                                       | Volumen<br>10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup><br>año <sup>-1</sup> | Concentra-<br>ción media<br>N <sub>t</sub> mg L <sup>-1</sup> | Cuantifi-<br>cación<br>t N <sub>t</sub> y <sup>-1</sup> | N <sub>t</sub> % | Concentra-<br>ción media<br>P <sub>t</sub> mg L <sup>-1</sup> | Cuanti-<br>ficación<br>t P <sub>t</sub> y <sup>-1</sup> | P <sub>t</sub> % |
|---------------------------------------|--|---|---|------------------|---|---|------------------|
| Río Racons                            | 69.9   | 4.97  | 347.4   | 19.8%            | 0.2   | 13.2  | 24.0%            |
| Acuífero Racons                       | 40.5   | 24.8  | 1004.4  | 57.2%            | 0.2   | 7.7   | 13.9%            |
| Aquífero Montgó                       | 7  | 31.6  | 221.2   | 12.6%            | 0.2   | 1.3   | 2.4%             |
| <b>Suma río+acuífero</b>              | <b>117.4</b>   |   | <b>1573.0</b>   | <b>89.5%</b>     |   | <b>22.1</b>   | <b>40.1%</b>     |
| EDAR Dénia                            | 6  | 21.0  | 126.0   | 7.2%             | 4.0   | 24.0  | 43.6%            |
| EDAR Pego                             | 0.9  | 5.3   | 18.8  | 0.3%             | 0.8   | 3.6   | 1.3%             |
| EDAR Verger N                         | 0.5  | 21.0  | 11.5  | 0.7%             | 0.8   | 2.2   | 0.8%             |
| EDAR Verger-<br>Poblets               | 0.2  | 21.0  | 4.1   | 0.2%             | 4.0   | 0.8   | 1.4%             |
| ~9000 viviendas sin<br>alcantarillado | 1.0  | 38.0  | 38.0  | 2.2%             | 7.0   | 7.0   | 12.7%            |
| <b>Suma EDAR</b>                      | <b>8.6</b>   |   | <b>184.3</b>  | <b>10.5%</b>     |   | <b>32.9</b>   | <b>59,9%</b>     |
| <b>Total vertido</b>                  | <b>126.0</b>   |   | <b>1757.3</b>   |                  |   | <b>55.0</b>   |                  |

**Tabla II.1.** Estimación de caudales anuales y aportes antrópicos de N<sub>t</sub> y P<sub>t</sub> desde el río Racons y acuífero asociado, y acuífero Montgó (Ortiz-Pérez 2005) y vertido de las EDAR (Mayo Ríos 2010, EPSAR 2014). Valores de concentración de N y P medios.

Se está trabajando actualmente con la hipótesis de que la fertilización de origen antrópico en la zona de Dénia actúe como condición necesaria para sustentar una alta densidad de zooplancton –como ya se ha visto entre las correlaciones de N y P con Chl-*a* y microplancton (Pradell 2012, Canepa et al. 2014)–, y esta fertilización que sea en última instancia la responsable del mantenimiento de la alta densidad de *C. marsupialis* detectada desde 2008 (Bordehore et al. 2011, 2013, 2014). En apoyo a esta hipótesis, a 15 km al norte del río Racons, Sebastiá & Rodilla (2013) encontraron una correlación positiva entre las concentraciones de N y P y el fitoplancton, e identificaron al P como el factor limitante, el cual provenía principalmente de vertidos de aguas residuales urbanas, al igual que en los cálculos realizados en la Tabla II.1.

## II.2. Propuesta de reducción de la fertilización por N y P de origen antrópico

En aguas costeras con poca renovación se ha descrito el aumento de organismos gelatinosos a partir de un incremento de la fertilización de origen continental, pero este incremento no se ha descrito para aguas abiertas. En la laguna costera salada del Mar Menor (Murcia, SE España) se constató la relación entre las entradas por escorrentía de

nutrientes provenientes de la agricultura (Velasco et al. 2006) con un incremento significativo de medusas desde 1998 (Pérez-Ruzafa et al. 2002). El incremento de medusas ha generado una serie de impactos tanto sobre el turismo como sobre la pesca en esta laguna costera salada (Conesa & Jiménez-Cárceles 2007), los cuales han tenido también una repercusión económica considerable, con un coste anual de instalación de redes *antimedusa* y de retirada de medusas de alrededor de 580000 € (García 2013).

En el contexto europeo, la normativa de aplicación que pretende evitar los efectos negativos del vertido –directo o indirecto– de nutrientes a medios acuáticos se basa principalmente en las Directivas 91/676/CEE, 2006/118/CE y 91/271/CEE.

### II.2.1. Directiva Nitratos

La Directiva 91/676/CEE del Consejo de 12 de diciembre de 1991 relativa a la protección de las aguas contra la contaminación producida por nitratos utilizados en la agricultura (Directiva Nitratos) tiene como uno de sus objetivos evitar la eutrofización, definida como “*el aumento de la concentración de compuestos de nitrógeno, que provoca un crecimiento acelerado de las algas y las especies vegetales superiores, y causa trastornos negativos en el equilibrio de los organismos presentes en el agua y en su propia calidad*” (Art 2.A.i). La zona terrestre adyacente a la zona de estudio de los Capítulos 2, 3, 4 y 6 está declarada como zona *vulnerable* a la contaminación por nitratos. Entendemos que, en el caso de demostrar fehacientemente la *causa-efecto* entre el vertido de los compuestos nitrogenados utilizados en la agricultura sobre la generación y/o mantenimiento de la alta abundancia de *C. marsupialis* en la zona de Dénia, estaríamos ante el supuesto amparado por la Directiva “*...causa trastornos negativos en el equilibrio de los organismos presentes en el agua...*” por lo que las administraciones competentes tendrían el soporte normativo necesario para tomar las medidas de gestión encaminadas a reducir los aportes de N cuyo origen es la agricultura (Tabla II.1).

Además, se podría estudiar la conveniencia de declarar como *vulnerables* las aguas costeras afectadas por estos vertidos, de acuerdo con el Artículo 3.1 de la Directiva Nitratos y en aplicación de las directrices elaboradas por el Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (MAGRAMA 2014). Es significativo indicar que la propia Agencia Europea de Medio Ambiente indica en su informe sobre el medio ambiente

en Europa (EEA 2007) que la Directiva de Nitratos tiene una aplicación insuficiente. Entendemos que también sería necesaria una evaluación de los aportes de N en la actualidad (a partir de la utilización de fertilizantes nitrogenados) y la evolución temporal de las concentraciones en el acuífero para determinar si se encuentra en equilibrio (entradas por agricultura = salidas al mar), o por el contrario está disminuyendo o aumentando su concentración.

### II.2.2. Directiva de aguas subterráneas

La Directiva 2006/118/CE relativa a la protección de las aguas subterráneas contra la contaminación y el deterioro (Directiva Aguas Subterráneas), aunque su finalidad principal es preservar la potabilidad del agua subterránea, también establece como una de sus bases legales para la redacción (Considerando 4) la Decisión 1600/2002/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 22 de julio de 2002, por la que se establece el Sexto Programa de Acción Comunitario en Materia de Medio Ambiente, la cual incluye entre sus objetivos el de lograr *niveles de calidad de las aguas que no den lugar a impactos significativos y a riesgos para la salud humana y el medio ambiente*. Establece un límite para aguas subterráneas de  $50 \text{ mg NO}_3^- \text{ L}^{-1}$  ( $11.3 \text{ mg N}_t \text{ L}^{-1}$ ) como el valor máximo (Anexo I de la Decisión 1600/2002/CE), concentración que se sobrepasa tanto en el acuífero asociado al río Racons como en el acuífero Montgó (Tabla II.1), aunque con oscilaciones y variaciones puntuales en la zona de Racons a partir del estudio pormenorizado de Ballesteros & Rodríguez (2007).

Estos valores máximos de nitrato de  $50 \text{ mg L}^{-1}$  establecidos en la Directiva podrían ser adecuados para acuíferos confinados, pero resultar elevados cuando el acuífero tiene salidas laterales o superficiales a aguas litorales o interiores. La propia Directiva establece que se deberán evaluar los riesgos de afección a ecosistemas acuáticos (Art 5.2) y reducir progresivamente la contaminación inicial, definiendo para ello valores umbral en su Anexo II para cada contaminante, que se deberán basar en “*el alcance de las interacciones entre las aguas subterráneas y los ecosistemas acuáticos asociados y los ecosistemas terrestres dependientes*”. El *valor umbral* se define en el Art 2.2. como “*una norma de calidad de las aguas subterráneas fijada por los Estados miembros con arreglo al artículo 3*” y el Art 3 establece que estos valores umbral podrán establecerse para una masa de agua concreta en base a su impacto e interrelación con los ecosistemas y el medio ambiente. Por ello, en caso necesario sería factible el establecimiento de un valor umbral menor a  $50 \text{ mg NO}_3^- \text{ L}^{-1}$

para las aguas subterráneas que vierten en la zona costera de Dénia. Si en un primer paso se lograra reducir la concentración de nitratos en los acuíferos a  $<50 \text{ mg NO}_3^- \text{ L}^{-1}$  se traduciría en una disminución del aporte total de nitrógeno en un  $\sim 40\%$  pasando de  $1757$  a  $1068 \text{ t N}_t \text{ año}^{-1}$ .

El Plan Hidrológico de la Cuenca del Júcar (PHCJ), aprobado por RD 595/2014, establece como criterio general que el umbral de nitratos para aguas superficiales será de  $25 \text{ mg L}^{-1}$  ( $\sim 5.6 \text{ mg N}_t \text{ L}^{-1}$ ) por lo que el río Racons se mantiene ligeramente por debajo de los  $5.6 \text{ mg N}_t \text{ L}^{-1}$  (Tabla II.1), manteniendo para las aguas subterráneas el límite de  $50 \text{ mg L}^{-1}$ .

También el PHCJ hace referencia a las aguas costeras en su apéndice 3.15, indicando como condiciones de referencia para nitrato en aguas costeras naturales de  $0.102 \text{ mg N L}^{-1}$  (para Tipo III-W, ecotipos 5, 6 y 8) y  $0.49 \text{ mg N L}^{-1}$  (para Tipo II-A, ecotipos 1 y 2). El Tipo II-A, corresponde a aguas costeras no afectadas directamente por descargas de agua dulce, salinidad media anual entre  $34,5$  y  $37,5 \text{ g kg}^{-1}$ . El Tipo III-W corresponde a aguas costeras no afectadas por descargas de agua dulce y salinidad media anual superior a  $37,5 \text{ g kg}^{-1}$  (Apéndice 1.3 PHCJ). El Apéndice 3.14 PHCJ establece el P90 de Chl a en  $1.8 \mu\text{g L}^{-1}$  (Tipo III-W) y  $3.8 \mu\text{g L}^{-1}$  (Tipo II-A). El PHCJ establece que las aguas del litoral de Dénia se encuentran en el Tipo II-A, con el código de masa de agua *Ecotipo 1: C010 Puerto de Gandía-Cabo de San Antonio*. En la zona de muestreo la mayoría de las muestras quedarían por debajo de los límites establecidos para aguas Tipo II, según los datos ofrecidos por Canepa et al. (2014).

No sólo el alto nivel de nitratos en aguas continentales superficiales y subterráneas puede estar relacionado con impactos a nivel del ecosistema costero, también existe una vertiente económica de este problema nada despreciable, por ejemplo, en la necesaria reducción de la concentración de nitratos para agua de abastecimiento, generalmente mediante ósmosis inversa (Dénia posee dos plantas desalobradoras por ósmosis inversa) y con un coste que puede oscilar  $\sim 0.4 \text{ € m}^{-3}$  (Torres-Corral 2008).

### II.2.3 Directiva aguas residuales urbanas

La Directiva 91/271/CEE del Consejo de 21 de mayo de 1991 sobre el tratamiento de las aguas residuales urbanas (Directiva de Aguas Residuales) estipula en su Anexo II un criterio de clasificación de las aguas receptoras en *sensibles* al vertido de N y P, otras *menos sensibles* y *normales*. Como criterio para determinar este grado de sensibilidad se



utiliza “Lagos de agua dulce naturales, otros medios de agua dulce, estuarios y aguas costeras que sean eutróficos o que podrían llegar a ser eutróficos en un futuro próximo si no se adoptan medidas de protección”, añadiendo para aguas costeras (A.a.ii) “Estuarios, bahías y otras aguas costeras que tengan un intercambio de aguas escaso o que reciban gran cantidad de nutrientes. Los vertidos de aglomeraciones pequeñas tienen normalmente poca importancia en dichas zonas, pero para las grandes aglomeraciones deberá incluirse la eliminación de fósforo y/o nitrógeno a menos que se demuestre que su eliminación no tendrá consecuencias sobre el nivel de eutrofización”.

La Directiva de Aguas Residuales, define la eutrofización en su artículo 2.11 como “el aumento de nutrientes en el agua, especial mente de los compuestos de nitrógeno y/o fósforo, que provoca un crecimiento acelerado de algas y especies vegetales superiores, con el resultado de trastornos no deseados en el equilibrio entre organismos presentes en el agua y en la calidad del agua a la que afecta”. Esta redacción (texto subrayado) entendemos que incluiría la proliferación de organismos gelatinosos, como *C. marsupialis* o el ctenóforo invasor *Mnemopsis leidyi*, que también ha sido detectado en la zona con cierta frecuencia (Fuentes et al. 2010). Una parte de la zona de estudio (frente litoral del parque natural del Mongó, al sur del puerto de Dénia, y la Marjal de Pego-Oliva, que drena hacia el río Racons) sí que se ha declarado zona *sensible* por la Orden de 30 de agosto de 2002, de las Consellerias de Medio Ambiente y de Obras Públicas, Urbanismo y Transportes, pero no se incluyen las aguas costeras entre el Río Racons y el puerto de Dénia. Analizando los puntos de vertido de las EDAR (Figura II.1) y la Tabla II.1, esta restricción a los vertidos de nitrógeno y fósforo es tan sólo aplicable a la EDAR Pego (con un 10% del caudal de agua residual vertida en el área) y a la EDAR Verger Norte (con un 6%), sin embargo la EDAR Dénia-Ondara-Pedeguer quedaría fuera de esta restricción aún constituyendo el 70% de las aguas residuales producidas.

Los vertidos de fósforo provenientes de EDAR sin reducción de este elemento (EDAR Dénia-Ondara-Pedreguer principalmente, y EDAR Verger-Poblets) son de  $\sim 25 \text{ t P}_t \text{ año}^{-1}$ , a lo que habría que añadir  $\sim 7 \text{ t P}_t \text{ año}^{-1}$  provenientes de la existencia de viviendas sin conexión al alcantarillado. Ambas fuentes suponen el 54% del  $\text{P}_t$  vertido en la zona. Si se incluyera una reducción de dósforo del 80% en estas EDAR –de obligatorio cumplimiento si se declarara la zona litoral donde se produce el vertido como *sensible* a la contaminación, en base a la Directiva de Aguas Residuales–, se conseguiría una

disminución del aporte en la zona del 35% con las EDAR, y si las viviendas no conectadas al alcantarillado lo hicieran, se alcanzaría una reducción de fósforo del 47%.

Que un medio receptor sea declarado zona *sensible* supone una reducción de N y P hasta verter por debajo de los valores del Anexo II de la Directiva de Aguas Residuales, esto es una reducción del 80% en  $P_t$  o por debajo de  $1-2 \text{ mg L}^{-1}$ , y una reducción del 70-80% de  $N_t$  y un máximo de  $10-15 \text{ mg L}^{-1}$ . No obstante, tal y como se aprecia en los cálculos realizados en la Tabla II.1, el P sería el elemento prioritario a reducir en los vertidos de las EDAR.

Además de la proliferación de la cubomedusa *C. marsupialis* desde el verano de 2008, que además ha producido un alto número de picaduras (Bordehore et al. 2011, 2014), también se ha detectado con cierta frecuencia la presencia de otro organismo gelatinoso de carácter alóctono e invasor, como es el ctenóforo *Mnemiopsis leidyi* desde el verano de 2009 (Fuentes et al. 2010).

Por estas razones, entendemos que se debería estudiar la aplicación de medidas conducentes a: (i) mejorar el conocimiento de la relación *causa-efecto* entre la fertilización antrópica de la zona litoral de estudio y las proliferaciones de *C. marsupialis*; (ii) conocer la evolución temporal de las concentraciones de nitratos en los acuíferos, para evaluar si se han de aplicar medidas tendentes a reducir los aportes de fertilizantes nitrogenados por la agricultura; y, (iii) evaluar la conveniencia de ampliar hacia el norte la zona *sensible* a la contaminación, según la Directiva de Tratamiento de Aguas Residuales, y en consecuencia reducir N y P a los efluentes de las EDAR Dénia-Ondara-Pedreguer y Verger-Poblets.



Universitat d'Alacant  
Universidad de Alicante

## ANEXO III

### ANTECEDENTES Y GÉNESIS DEL PROYECTO *LIFE CUBOMED*

El incremento repentino de las poblaciones de la cubomedusa *Carybdea marsupialis* Linnaeus, 1758 (Cubozoa) en las playas de Dénia se detectó en julio de 2008 en la playa del Raset (Figura III.1). En aquella época dirigía el Departamento de Medio Ambiente del Ayuntamiento de Dénia. La tarde del viernes 17 de julio, me llamó la policía local diciéndome –en tono preocupado– que en la playa de El Raset el agua parecía “estar contaminada” ya que numerosas personas salían del agua con afecciones cutáneas (Figuras III.2, III.3, y III.4) de diversa consideración que había alertado a los servicios de socorrismo, por lo inusual de la situación –los bañistas tenían picaduras, aparentemente de medusas, pero no se veían medusas en la zona–. Muestreos posteriores fueron los que detectaron la presencia de una alta abundancia del cubozoo *Carybdea marsupialis* (Figura III.5).



**Figura III.1.** Playa del Raset en 2008, donde se detectó por primera vez por parte de los servicios de socorrismo en playa de la Cruz Roja un número elevado de picaduras de medusa. La característica principal era que no se había detectado en la zona la presencia de ninguna medusa, y las marcas lineales particulares (Figuras III.2, III.3) que se podían apreciar en algunos bañistas.



**Figura III.2.** Efecto sobre la piel de la picadura de *Carybdea marsupialis*. La picadura se produjo aproximadamente una hora antes de la toma de la imagen. Fotografía de 26/08/2008.



**Figura III.3.** Efecto sobre la piel de la picadura de un individuo de *Carybdea marsupialis*. La picadura se produjo aproximadamente una hora antes de la toma de la imagen. Fotografía de 26/08/2008.



**Figura III.4.** Efecto sobre la piel de la picadura de un individuo de *Carybdea marsupialis*. La picadura se produjo aproximadamente cinco días antes de la toma de la imagen. Fotografía de 27/08/2008.

El episodio de aumento de las picaduras de medusas en la playa de El Raset desde ese día 17 de julio de 2008 dio lugar a una intensa actividad en prensa comarcal y regional (Figuras III.6, III.7), e incluso Televisión Española emitió la noticia (Figura III.8).



Figura III.5. Uno de los primeros ejemplares adultos capturados de *Carybdea marsupialis*. Playa de El Raset. Fotografía de 02/08/2008.

**EL PAÍS**  
ARCHIVO

MARTES, 29 de julio de 2008

## Medusas en La Marina Alta

Los cabos de La Nau y Sant Antoni propician la concentración en Dénia y Xàbia

ARTURO RUIZ | Dénia | 29 JUL 2008

Archivado en: Mar Mediterráneo, Dénia, Xàtiva, Medusas, Costas, Plagas, Playas, Océanos y mares, Provincia Alicante, Especies acuáticas, Agua, Provincia Valencia

En un verano aparentemente tranquilo en la Comunidad Valenciana en lo que a las medusas se refiere, destaca el hecho de que las principales playas de Dénia y Xàbia siguen hostigadas por estos celentéreos. Y, además, de forma ostensible.

La media de picaduras diarias a bañistas oscila entre 40 y 60 y, curiosamente, hay una playa en Dénia, la de El Raset, que tiene el récord negativo: sólo el jueves se registraron allí 84 picaduras y la Cruz Roja barajó la posibilidad de cerrar la playa, circunstancia que sí acaeció el domingo día 20, cuando se prohibió el baño en esta zona toda la tarde.

**El viento de 'llebeig' que las aleja de la costa brilla por su ausencia este año**

La razón de tanta medusa atrapada en la costa de La Marina Alta es sobre todo geográfica. Según sostienen tanto biólogos consultados por este diario como la propia Cruz Roja de Dénia, las medusas forman parte del plancton y como tal tienen movimientos fundamentalmente pasivos, por lo que son las corrientes marinas las que pueden acumularlas en un lugar o en otro. Pues bien, cuando una costa tiene forma de una punta que se adentra varios kilómetros en el mar, como sucede en esta comarca con los cabos de San Antoni y de la Nau, parece evidente que sus playas reciban estos seres marinos procedentes de alta mar, que se *estrellan* en su litoral.

Y dentro de esta peculiaridad geográfica, El Raset de Dénia tiene todas las papeletas para concentrar el mayor número de medusas. Esta playa, una de las más populares y turísticas de la ciudad, con

Un bañista de la playa de El Raset muestra la picadura de una medusa. / NATXO FRANCÉS

**BODEBOCA**

Figura III.6. Noticia sobre el aumento de las picaduras de medusas (que se confirmaría posteriormente que se debía a *Carybdea marsupialis*) en El País de 29 de julio de 2009.



Figura III.7. Noticia en Diario Información sobre el aumento de las picaduras de medusas en la playa de El Raset en Dénia, de fecha 26 de julio de 2008.



Figura III.8. Noticia en Televisión Española de 24 de julio de 2008 sobre el aumento de las picaduras de medusas, haciendo referencia a que “no son medusas normales, miden menos de 3 cm lo que hace que sea muy difícil verlas y capturarlas”, haciendo referencia a que era la cubomedusa *Carybdea marsupialis*.

<http://www.rtve.es/alicarta/videos/programa/medusas-atacan-Dénia/231090/>

### ***Génesis del proyecto LIFE CUBOMED***

Es bajo este escenario de alto número de picaduras que se inician los estudios de campo en las playas de Dénia sobre la cubomedusa *Carybdea marsupialis*, los cuales han contado con la implicación de la Dra Verónica Fuentes y el Dr Josep María Gili –Instituto de Ciencias del Mar de Barcelona, CSIC–, y de la Dra Carmen Barberá y el Dr Just Bayle –Depto. Ciencias del Mar y Biología Aplicada, Universidad de Alicante, UA–, y el autor de este trabajo –Depto. Ecología, UA–.

Desde agosto a noviembre de 2008, gracias al apoyo de la Dirección Provincial de Costas y del Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, se llevaron a cabo muestreos que dieron lugar al Capítulo 2 de esta tesis. Con los datos obtenidos se pudo preparar adecuadamente la propuesta del proyecto LIFE CUBOMED, todavía una ilusión en aquel final de 2008, ya que hasta agosto de 2009 no se supo de su elección por la Comisión Europea para su cofinanciación en la convocatoria LIFE 2008.

Durante el verano-otoño de 2009, y a partir de la cofinanciación del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, se pudieron realizar muestreos, parte de cuyos resultados aparecen en el Capítulo 3.

En enero de 2010 comienza el proyecto LIFE CUBOMED, a partir del cual se desarrollan una serie de muestreos tanto centrados en la zona de Dénia como a lo largo del Mediterráneo español donde aparece *C. marsupialis*, además de una serie de trabajos laboratorio.

Se puede encontrar la información del proyecto en [www.cubomed.eu](http://www.cubomed.eu) y en facebook <https://www.facebook.com/CubomedProject>.





Universitat d'Alacant  
Universidad de Alicante

## COFINANCIADORES

El desarrollo de esta tesis ha sido posible gracias a financiación externa. El proyecto LIFE+ NAT ES 0064 CUBOMED y los proyectos preparatorios previos al proyecto LIFE, han tenido y tienen el apoyo financiero y/o logístico de diversas instituciones y empresas.

Cofinanciación previa al proyecto LIFE CUBOMED:

- Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino
- Dirección Provincial de Costas

Cofinanciación proyecto LIFE CUBOMED:

- Comisión Europea (Programa LIFE)
- Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente
- Fundación Biodiversidad
- Dirección General del Agua, Generalitat Valenciana
- Fundació Baleària

Otras empresas y entidades colaboradoras:

- Organismo Autónomo de Parques Nacionales
- El Portet de Dénia
- Real Club Náutico de Dénia



[www.cubomed.eu](http://www.cubomed.eu)

[www.facebook.com/CubomedProject](https://www.facebook.com/CubomedProject)



Universitat d'Alacant  
Universidad de Alicante

## AFILIACIÓN DE LOS COAUTORES

1. Cesar Bordehore Fontanet. Departamento de Ecología e Instituto Multidisciplinar para el Estudio del Medio Ramon Margalef, IMEM, Universidad de Alicante 03080, Alicante, Spain. Email: [cesar.bordehore@ua.es](mailto:cesar.bordehore@ua.es)
2. Verónica L. Fuentes. Institut de Ciències del Mar, CSIC, Passeig Marítim de la Barceloneta, 37-49. E-08003 Barcelona, Spain. Email: [vfuentes@icm.csic.es](mailto:vfuentes@icm.csic.es)
3. Dacha Atienza. Museu d'Història Natural de Barcelona Plaça Leonardo da Vinci, 4-5 Parc del Fòrum E-08019 Barcelona, Spain. Email: [datienzaa@bcn.cat](mailto:datienzaa@bcn.cat)
4. Carmen Barberá Cebrián. Instituto Español de Oceanografía. Moll de Ponent, s/n. 07015, Palma de Mallorca. Illes Balears. España. Email: [carmen.barbera@ba.ieo.es](mailto:carmen.barbera@ba.ieo.es)
5. Damián Fernández Jover. Departamento de Ciencias del Mar y Biología Aplicada, Universidad de Alicante, 03080, Alicante, Spain. Email: [jover@ua.es](mailto:jover@ua.es)
6. Mireia Roig Tarròs. Departamento de Ecología, Universidad de Alicante 03080, Alicante, Spain. Email: [mireiaroigtarros@yahoo.es](mailto:mireiaroigtarros@yahoo.es)
7. Melisa Acevedo Dudley. Institut de Ciències del Mar, CSIC, Passeig Marítim de la Barceloneta, 37-49. E-08003 Barcelona, Spain. Email: [acevedo@icm.csic.es](mailto:acevedo@icm.csic.es)
8. Antonio J. Canepa. Institut de Ciències del Mar, CSIC, Passeig Marítim de la Barceloneta, 37-49. E-08003 Barcelona, Spain. Email: [canepa@icm.csic.es](mailto:canepa@icm.csic.es)
9. Josep Maria Gili. Institut de Ciències del Mar, CSIC, Passeig Marítim de la Barceloneta, 37-49. E-08003 Barcelona, Spain. Email: [gili@icm.csic.es](mailto:gili@icm.csic.es)
10. Elia Durà Candela. Departamento de Ecología, Universidad de Alicante 03080, Alicante, Spain. Email: [eliadura@gmail.com](mailto:eliadura@gmail.com)
11. Isidro Rico. Departamento de Ecología, Universidad de Alicante 03080, Alicante, Spain. Email: [isidrinrico@hotmail.com](mailto:isidrinrico@hotmail.com)
12. Antonio Ortiz. Departamento de Ecología, Universidad de Alicante 03080, Alicante, Spain. Email: [ajortizdominguez@gmail.com](mailto:ajortizdominguez@gmail.com)
13. Lara Sánchez Fernández. Departamento de Ecología, Universidad de Alicante 03080, Alicante, Spain. Email: [larisa.cubomed@gmail.com](mailto:larisa.cubomed@gmail.com)
14. Josep Raventós. Departamento de Ecología e Instituto Multidisciplinar para el Estudio del Medio Ramon Margalef, IMEM, Universidad de Alicante 03080, Alicante, Spain. Email: [jraventos@ua.es](mailto:jraventos@ua.es)
15. Jose G. Segarra. Departamento de Ecología, Universidad de Alicante 03080, Alicante, Spain. Email: [josegsegarra@yahoo.es](mailto:josegsegarra@yahoo.es)
16. Santiago Nogué. Hospital Clínic de Barcelona, Unitat de Toxicologia. Carrer Villarroel 170 08036 Barcelona. Email: [snogue@clinic.ub.es](mailto:snogue@clinic.ub.es)
17. Cristina Alonso. Departamento de Ecología e Instituto Multidisciplinar para el Estudio del Medio Ramon Margalef, IMEM, Universidad de Alicante 03080, Alicante, Spain. Email: [cris.cubomed@gmail.com](mailto:cris.cubomed@gmail.com)



Universitat d'Alacant  
Universidad de Alicante

Reunido el Tribunal que subscribe en el día de la fecha, acordó otorgar por

\_\_\_\_\_ a la Tesis Doctoral de D. Cesar Bordehore

Fontanet, titulada STUDIES ON THE ECOLOGY OF CARYBDEA

MARSUPIALIS (CUBOZOA) AND JELLYFISH STING RISK MANAGEMENT

la calificación de \_\_\_\_\_.

En Alicante a \_\_\_\_ de \_\_\_\_\_ de 2014



El/La Secretario/a

Universitat d'Alacant  
Universidad de Alicante

El/La Presidente/a



**UNIVERSIDAD DE ALICANTE**

**Comisión de Doctorado**

La presente Tesis de D. Cesar Bordehore Fontanet ha sido registrada con el nº \_\_\_\_\_ del registro de entrada correspondiente.

Alicante, \_\_\_\_\_ de \_\_\_\_\_ de 2014

El Encargado del Registro



Universitat d'Alacant  
Universidad de Alicante





Universitat d'Alacant  
Universidad de Alicante