

Expansión reciente del alga tropical invasora *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* (Caulerpales, Chlorophyta) en la costa mediterránea de la Región de Murcia.

J. M. Ruiz Fernández, L. Marín Guirao, A. Ramos Segura

Grupo de Ecología de Angiospermas Marinas (GEAM). Centro Oceanográfico de Murcia. Instituto Español de Oceanografía. C/ Varadero, 1, 30749 San Pedro del Pinatar, Murcia.



Fotografía de Juan D. Alcázar Martín. Centro de Buceo RIVEMAR.

ANEXO III del Informe anual (2007) de la Red de Seguimiento de *Posidonia oceanica* de la Región de Murcia para el Servicio de Pesca y Acuicultura de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia.

Introducción

Las invasiones biológicas pueden afectar la distribución y estructura de las comunidades biológicas presentes en los ecosistemas naturales, lo que puede llevar a una disminución de la biodiversidad debido al desplazamiento competitivo de especies nativas (Abrams, 1996; Walter y Kendrick, 1998). De un total de 745 de especies invasoras auténticas identificadas en el mar Mediterráneo, el 52% (385 especies) se encuentran actualmente bien establecidas (Zenetos et al., 2005). De estas, el clorófito *Caulerpa racemosa* (Forsskål) J. Agardh var. *cylindracea* (Sonder) Verlaque, Huisman et Boudouresque (*C. racemosa* en adelante), es una variedad templada Australiana observada por primera vez en el Mediterráneo en 1990 y es considerada una de las especies con mayor potencial invasor y, por tanto, con mayor capacidad para alterar y/o reemplazar las comunidades bentónicas mediterráneas (Streftaris y Zenetos, 2006).

La expansión de *C. racemosa* en el Mediterráneo Occidental ha sido bien documentada y descrita a lo largo de las costas italiana (Piazzi et al., 1994; Piazzi et al., 1997a,b; Piazzi y Cinelli, 1999), francesa (Verlaque et al., 2003; Ruiton et al., 2005a,b) y norafricana (Langar et al. 2002, Ould-Ahmed y Meinesz, 2007). La primera observación en costas españolas tuvo lugar en 1998, en las Islas Baleares; en 1.999 alcanza la costa este peninsular española y continua su expansión en dirección suroeste, siendo identificada por primera vez en 2001 en las costas de la provincia de Alicante (Fig. 1). Desde entonces su avance hacia el sur por la costa peninsular parecía haberse detenido, pero en 2005 es observada por primera vez en las costas de Murcia, en una localidad situada unos 90 km al sur de Alicante, desde donde inicia una rápida dispersión a escala regional. Este nuevo episodio de colonización del alga, no descrito hasta ahora, supone un aumento considerable de su área de distribución en la costa española y, junto con la aparición del alga en el puerto de Argelia en 2006 (Ould-Ahmed y Meinesz, 2007), es el límite actual más occidental de *C. racemosa* en el Mediterráneo.

El patrón y dinámica de colonización de *C. racemosa* a gran escala presenta importantes discontinuidades que sugieren la influencia predominante de vectores de naturaleza humana en su dispersión (Ould-Ahmed y Meinesz, 2007). Por el contrario, su dispersión a escala local es mucho más rápida y se encuentra relacionada con la elevada eficiencia de su desarrollo vegetativo e, incluso de su reproducción sexual; dependiendo de factores tales como la profundidad, la temperatura, el tipo de sustrato y biocenosis y la presión de herbívoros, los estolones de *C. racemosa* llegan a desarrollar una densa red que puede recubrir por completo el sustrato alterando la estructura de las comunidades presentes o desplazándolas por completo. Representa, por tanto, una amenaza real para la biodiversidad marina y los recursos pesqueros de forma que, la colonización de nuevas áreas y su evolución posterior, debe ser bien documentada para evaluar su capacidad potencial de dispersión, sus consecuencias en el ecosistema marino mediterráneo y servir de referencia de futuros estudios de seguimiento.

En el presente trabajo se describe la dispersión de *C. racemosa* a lo largo del litoral de la Región de Murcia, que representa el más reciente evento de colonización del alga invasora en el SE de la península ibérica. Se aportan datos de su dinámica de expansión a escala regional y local, tamaño de sus poblaciones, rango de profundidad y comunidades colonizadas. Se presentan además datos preliminares de las principales características fenológicas de algunas de las poblaciones de *C. racemosa* con el fin de conocer su desarrollo en relación a factores como la profundidad y la etapa de colonización.

Material y Métodos

Área de estudio

El presente estudio se ha desarrollado en la costa mediterránea de Murcia (SE España; Figura 1). Las observaciones de la presencia de *C. racemosa* se han realizado sobre un conjunto de 17 localidades distribuidas a lo largo de 224 km en la costa de Murcia, que conforman una red de seguimiento del estado de las praderas de *Posidonia oceanica* visitadas y muestreadas por nuestro grupo de investigación (GEFM-IEO) y por buceadores voluntarios con una periodicidad anual desde 2004 hasta 2007 (Fig. 1). Adicionalmente se ha obtenido información sobre la presencia/ausencia de *C. racemosa* entre 2005 y 2007 en otras 17 localidades a partir de observaciones propias, centros de buceo y seguimientos científicos y ambientales llevados a cabo por consultoras y otros grupos de investigación. La profundidad de estas estaciones varía entre 2 y 29 metros, siendo la comunidad dominante la pradera de la fanerógama marina endémica *P. oceanica*, aunque también aparecen otras biocenosis propias del rango de profundidad mencionado, principalmente las comunidades de algas fotófilas sobre sustrato duro, arenas infralitorales y circalitorales, con o sin facies de algas rojas calcáreas concreccionadoras (*Maërl*), comunidades rocosas esciáfilas y coralígeno.

Descripción y estimación del área colonizada

La presencia del alga en las localidades prospectadas por el GEFM-IEO era comprobada en un área total de 0,5-1 hectárea mediante buceo. Una vez localizada la mancha o su límite se lanzaba una boya desde el fondo para su posicionamiento exacto en superficie mediante GPS (UTM; Garmin 72, precisión < 15 m). Las observaciones de presencia del alga procedentes de fuentes no propias eran comprobadas y caracterizadas por buceadores de nuestro equipo, excepto en aquellos casos en los que se aportaban datos precisos y fiables de localización y características de la población descubierta. Las posiciones de las observaciones eran introducidas en un Sistema de Información Geográfico (Arcview microcomputer program Versión 9.0) para calcular, en su caso, la superficie de los polígonos generados. En las localidades en las que el área de colonización del alga era superior al área prospectada en una inmersión, se realizaban inmersiones adicionales en puntos próximos; en este caso, la estimación del área colonizada no es exacta, sino una aproximación de su orden de magnitud (m², has o Km²) realizada a partir de la información disponible. En cada localidad se obtuvieron datos relativos al rango de profundidad de la superficie colonizada por el alga, las comunidades bentónicas afectadas por dicha colonización y el tipo de sustrato. Otras observaciones cualitativas fueron el grado de anoxia del sustrato y la existencia de cambios aparentes en el número y tipo de especies características de las comunidades nativas invadidas.

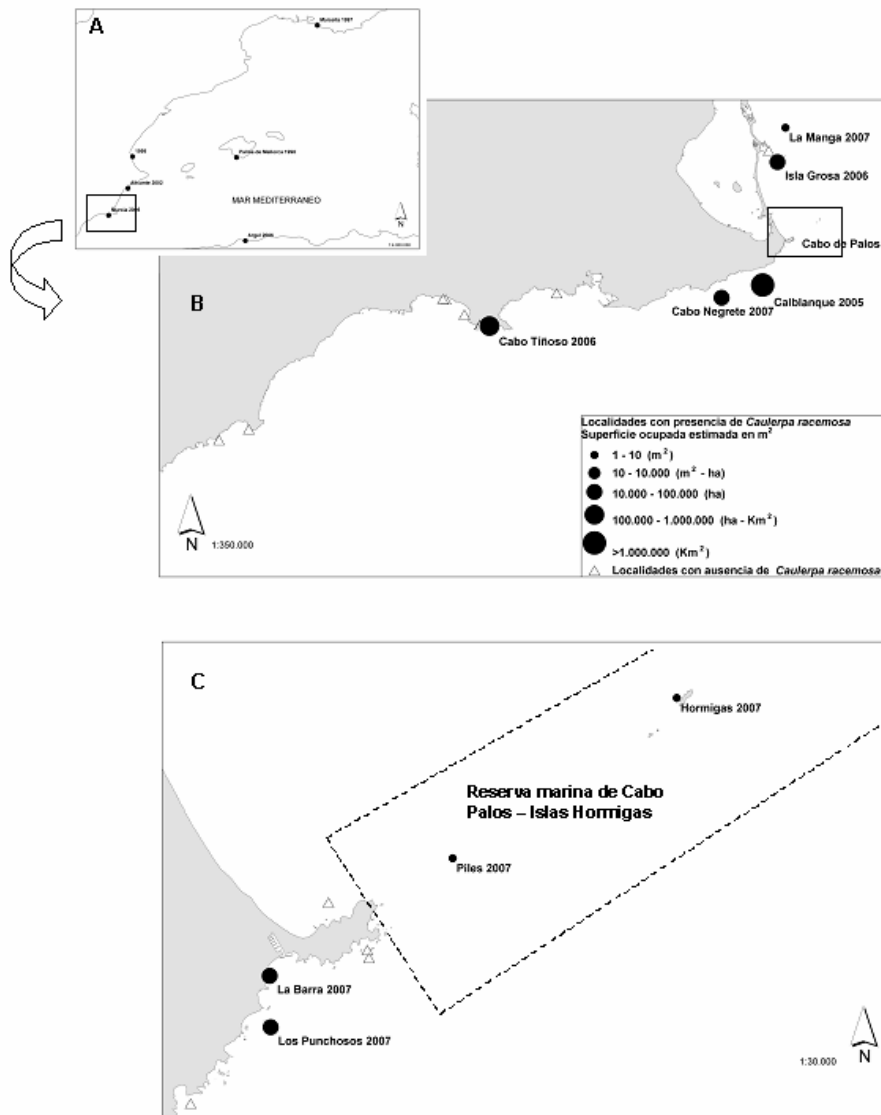
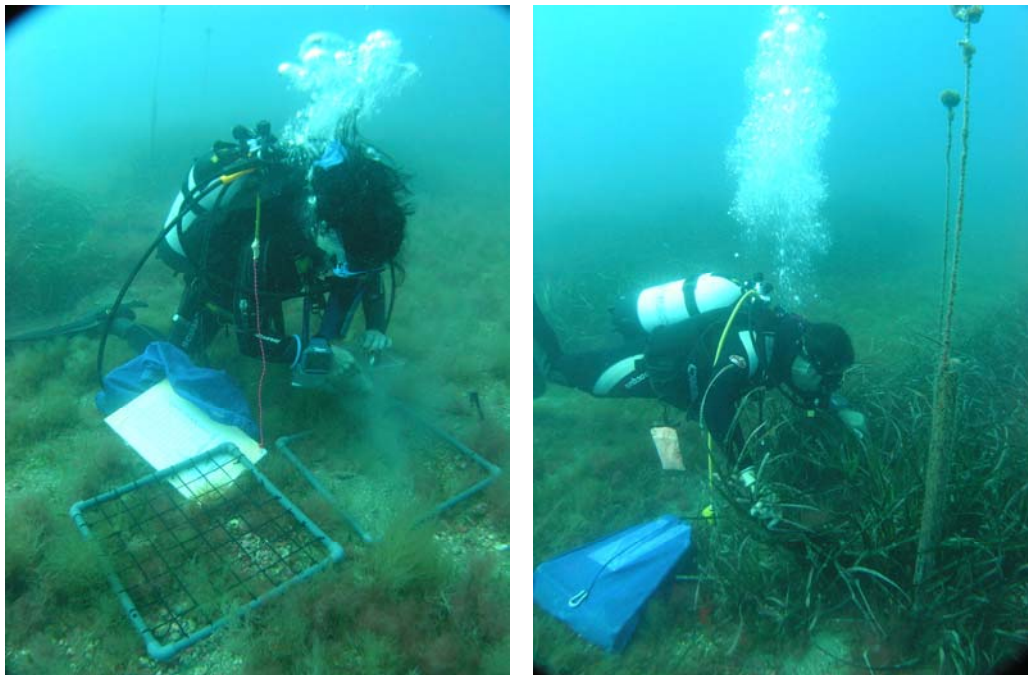


FIGURA 1. Distribución de *Caulerpa racemosa* en la costa de Murcia. El tamaño del punto negro es proporcional a la superficie colonizada por *el alga* (Tabla 1). Los triángulos blancos representan localidades muestreadas en las que hasta ahora no se ha detectado la presencia del alga invasora. En la parte inferior (c) se muestra una ampliación de la situación observada en la Reserva Marina de Cabo de Palos-Is. Hormigas.



Detalle del muestreo de *C. racemosa* (Fotos: J.M. Ruiz).

Análisis biométrico

El muestreo para el análisis biométrico de las poblaciones del alga se llevó a cabo entre junio y agosto de 2007, en tres localidades en las que la presencia del alga se encontraba ampliamente extendida con marcadas diferencias en profundidad y etapa de colonización: Calblanque (CB, -25 m), Isla Grosa (IG, -10-12 m) y Cabo Tiñoso (CT, -20-22 m) (Fig. 1). Mientras que en CB e IG las muestras fueron tomadas en zonas que todavía no habían sido colonizadas en 2006, en CT el alga ya había colonizado un área considerablemente amplia en ese mismo año. El tipo de sustrato y biocenosis muestreada también es diferente para cada localidad, siendo una comunidad de algas fotófilas sobre roca en IG, arenas infralitorales en CT y fondos detríticos circalitorales con una facies de algas rojas calcáreas (*maërl*) bien desarrollada en CB. En cada localidad se tomaron seis muestras al azar en marcos cuadrados de 1.600 cm² dentro de un área de 2.500 m² recolectando a mano todo lo que estaba dentro del cuadrado, incluyendo las partes enterradas (estolones y rizoides) dentro del sedimento. La recolección de las muestras se realizó dentro de manchas de *C. racemosa* con un recubrimiento del sustrato del 100%; este criterio fue utilizado para reducir la influencia de la elevada heterogeneidad asociada al patrón de colonización a pequeña escala (manchas) sobre las diferencias biométricas entre localidades. Para medir el recubrimiento del alga sobre el sustrato se utilizó un cuadrado de 40 m de lado dividido en 64 subcuadrados de 5 cm de lado; se considera un recubrimiento del 100% cuando el alga está presente en todos los subcuadrados de la unidad de muestreo. Las muestras fueron transportadas al laboratorio a 4°C en agua de mar, donde *C. racemosa* fue separada del resto para realizar las medidas necesarias para el cálculo de los

descriptores fenológicos más comúnmente empleados en el análisis biométrico de esta especie (e.g. Capiomont et al. 2005, Ruitton et al. 2005): longitud total de estolones por unidad de superficie ($m \cdot m^{-2}$), número total de ápices por unidad de superficie (n° ápices $\cdot m^{-2}$), número total de frondes por unidad de superficie (n° frondes $\cdot m^{-2}$), longitud media de los frondes (cm; obtenido a partir de una submuestra de 50 frondes seleccionados al azar), y la biomasa total seca (frondes, estolones y rizoides), determinada tras secar la muestras a $60^{\circ}C$ hasta peso constante (g PS $\cdot m^{-2}$). Para analizar las diferencias estadísticas de estos descriptores entre localidades se aplicó un análisis de la varianza de una vía (ANOVA, $p=0,05$). En caso de no cumplir la asunción de homogeneidad de varianzas se realizaba la transformación correspondiente. Para conocer las localidades responsables de las diferencias significativas se empleó un test de Student-Kneuman-Keuls (SNK, $p=0,05$) (Zar. 1999). Para cada descriptor se calculó el coeficiente de variación (%) de los valores obtenidos dentro de cada localidad como un indicador del grado de heterogeneidad espacial a pequeña escala de las características biométricas de las poblaciones de *C. racemosa*. Se aplicó un test de correlación de Spearman (r , $p = 0,05$) para conocer la relación entre los diferentes descriptores considerados, empleando los valores obtenidos en todas las muestras obtenidas en las tres localidades muestreadas.



Separación de muestras de *C. racemosa* en el laboratorio.

Resultados

Aparición, distribución y área colonizada estimada

En la figura 1 y en la tabla 1 se muestra la distribución de las observaciones de *C. racemosa* en el litoral de la Región de Murcia con información sobre su posición (UTM), año de primera observación, rango batimétrico y la superficie ocupada estimada. La primera localidad en que *C. racemosa* fue observada es Calblanque en el año 2005, entre 20 y 26 m de profundidad. En este momento el alga aparecía

Tabla 1. Características de las localidades colonizadas por *Caulerpa racemosa* en la costa de Murcia (ordenadas por fecha de primera observación).

Localidad	Coordenadas (UTM)	Año primera observación	Rango batimétrico (m)	Comunidades	Superficie ocupada (m ²)
Calblanque ^a	X: 700037 Y: 4164865	2005	20 - >30	<ul style="list-style-type: none"> • Arenas infralitorales (C) • Maërl (C) • Pradera <i>P. oceanica</i> (NC) 	2,5·10 ⁶
Isla Grosa ^b	X: 701918 Y: 4178066	2006	4 – 12	<ul style="list-style-type: none"> • Algas fotófilas sobre roca (C) • Pradera <i>P. oceanica</i> (NC) 	10 ⁴
C. Tiñoso ^c	X: 664377 Y: 4156507	2006	15 – 35	<ul style="list-style-type: none"> • Algas fotófilas sobre roca (C) • <i>P. oceanica</i> (C) • Fondos blandos infra y circalitorales (C) 	9·10 ⁵
La Manga ^d	X: 703019 Y: 4182444	2007	26	<ul style="list-style-type: none"> • Pradera <i>P. oceanica</i> (NC) • Fondos blandos circalitorales (C) 	1-10
C. Negrete ^d	X: 694690 Y: 4160209	2007	25	<ul style="list-style-type: none"> • <i>P. oceanica</i> (NC) • Fondos blandos circalitorales (C) 	10 ⁴ -10 ⁵
C. Palos-Piles I ^e	X: 704908 Y: 4168639	2007	20	<ul style="list-style-type: none"> • Algas fotófilas sobre roca (C) 	1
C. Palos-Is. Hormiga ^e	X: 707412 Y: 4170446	2007	23	<ul style="list-style-type: none"> • Maërl (C) • Algas fotófilas sobre roca (NC) • Coralígeno (NC) 	1
C. Palos-La Barra ^f	X: 702854 Y: 4167341	2007	2-4	<ul style="list-style-type: none"> • Algas fotófilas sobre roca (C) 	10 ⁴
C. Palos- Punchosos ^g	X: 702866 Y: 4166767	2007	7	<ul style="list-style-type: none"> • Algas fotófilas sobre roca (C) 	4,5·10 ⁴

Fuente de la observación:

- Laboratorios Munuera
- Centro de Buceo Mundo Activo y Servicio de Vigilancia de la Comunidad Autónoma en Isla Grosa
- Centro de Buceo Rivemar
- Taxon Estudios Ambientales
- Centro de Buceo Atura e IEO
- Museo de Ciencias Naturales (CSIC)
- Departamento de Ecología e Hidrología, Universidad de Murcia

formando manchas dispersas sobre un área cuyos límites no pudieron ser determinados ya que se extendía más allá del área prospectada por los buceadores durante una inmersión, es decir, más de una hectárea. En 2007 la colonización del sustrato era más homogénea y se extendía a profundidades superiores a los 30 m; se realizaron algunas inmersiones adicionales dentro de un área cuadrada de 500 metros de lado, pero tampoco se llegó entonces a localizar los límites del área colonizada. Se considera, por

DETALLE DE LA EXPANSIÓN DE LAS MANCHAS

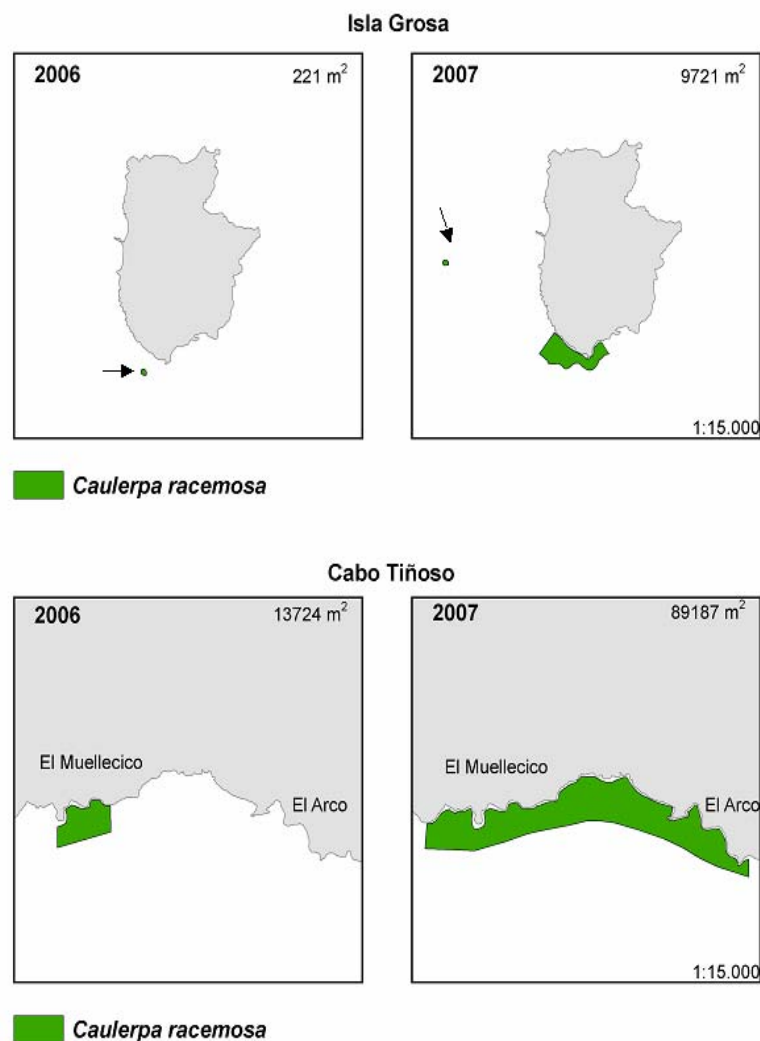


Figura 2. Variación anual de la superficie colonizada por *C. racemosa* correspondiente a las estaciones de Isla Grosa y Cabo Tiñoso entre los años 2006 y 2007. Las flechas indican pequeñas colonias de pocos m².

tanto, que la extensión del área colonizada por *C. racemosa* en esta localidad es, como mínimo de 2,5 km². A partir de 2005, el número de nuevas observaciones aumenta cada año de forma casi geométrica: dos en 2006 y seis en 2007. Las nuevas localidades invadidas descubiertas en 2006 fueron Isla Grosa y Cabo Tiñoso (Fig. 1), donde si se pudo obtener información precisa de los límites de las áreas colonizadas por el alga, tanto en 2006 como en 2007 (Tabla 1, Fig. 2). En Isla Grosa la población de *Caulerpa racemosa* se limitaba a un grupo de pequeñas manchas de 1 a 3 m² localizadas a 4 m de profundidad, que ocupaban un área total aproximada de 221 m²; en 2007 la superficie ocupada por el alga había aumentado considerablemente hasta casi una hectárea, entre 4 a 12 metros de profundidad, lo que corresponde un incremento anual de 43 veces la superficie inicial colonizada. En la localidad de Cabo Tiñoso la superficie ocupada por *C. racemosa* se limitaba a una reducida extensión de 13.724 m² entre los 10 y más de 35 m de profundidad, incrementándose rápidamente hasta 89.187 m² en 2007. En este caso el incremento anual es de 6,5 veces la superficie inicial. En 2007, todas las nuevas observaciones de presencia del alga, excepto Cabo Negrete, corresponden a localidades casi todas concentradas en el sector más nororiental de la costa de Murcia, entre Cabo de Palos y La Manga. El tamaño de las nuevas poblaciones de *C. racemosa* en 2007 es muy variable, observándose desde una o muy pocas manchas aisladas (1-10 m²; La Manga, Piles I e Is. Hormiga) hasta superficies del orden de 10⁴-10⁵ m² en Cabo Negrete, La Barra y Los Punchosos. El rango de profundidad para las poblaciones observadas en 2007 también es muy variable, entre -2 y -25 metros.

Descriptorios biométricos

Las características biométricas de las poblaciones estudiadas y los resultados del análisis estadístico de las variaciones entre las localidades de Cabo Tiñoso (CT), Isla Grosa (IG) y Calblanque (CB), se encuentran resumidos en la Tabla 2. El rango de los valores obtenidos es de 9,4 y 135,9 g PS·m⁻² para la biomasa total, el número ápices por metro cuadrado varía entre 150 y 3.756,2, el número total de frondes por metro cuadrado entre 937 y 9.018,7, la longitud total de estolones presenta valores entre 269,6 y 924,4 m·m⁻² y la longitud media del fronde es de 0,3 a 9,5 cm. El coeficiente de variación (%CV, tabla 2) indica que en IG y CB la variación espacial a pequeña escala (dentro de la localidad) de la biomasa total y del número de ápices y frondes es más heterogénea que en la localidad CT (21-42,3%), correspondiendo siempre los valores máximos a la localidad somera IG (48,7-71,8%). La variación espacial a pequeña escala resultó ser más homogénea para los descriptorios longitud total de estolón y longitud de fronde, con valores de %CV más bajos en las tres localidades (%8-30%).

Se observan diferencias significativas de las características biométricas de la población de *C. racemosa* entre localidades, aunque depende del descriptor considerado (ANOVA 1 factor, Tabla 2). Las diferencias más importantes y significativas se observan en la biomasa total, el número de ápices y el número de frondes, descriptorios que, además, mostraron un alto grado de correlación positiva ($r = 0,78-0,87$, $p < 0,05$). El test *post-hoc* SNK revela que estas diferencias son debidas a los valores medios más bajos obtenidos en la localidad CB para estos tres descriptorios ($16,9 \pm 7,3$ g PS·m⁻², 323 ± 187 ápices·m⁻² y 1.260 ± 589 frondes·m⁻²) en comparación con los obtenidos en CT ($49,7 \pm 21$ g PS·m⁻², 2.238 ± 832 ápices·m⁻² y 6.256 ± 1.316 frondes·m⁻²) e IG ($62,7 \pm 42,7$ g PS·m⁻², 1.133 ± 958 ápices·m⁻² y 5.401 ± 2.633 frondes·m⁻²), sin diferencias significativas entre ambas localidades. La longitud total de los estolones de *C. racemosa* fue similar entre las tres estaciones estudiadas con valores comprendidos entre $3.487 \pm$

1.073 y $4.528 \pm 798 \text{ m} \cdot \text{m}^{-2}$. La longitud de los frondes también mostró diferencias marcadas y significativas entre localidades, debido a los valores medios más elevados observados en CB ($3,1 \pm 1,6 \text{ cm}$) que en CT e IG ($1,7 \pm 1,1$ y $1,7 \pm 0,9 \text{ cm}$, respectivamente), sin diferencias significativas entre ambas localidades (SNK, $p > 0,05$).

Observaciones sobre las comunidades bentónicas colonizadas

En la tabla 1 se indican también las comunidades bentónicas nativas colonizadas por *C. racemosa* en cada localidad. Las comunidades más densamente colonizadas y afectadas son las de algas fotófilas sobre sustrato rocoso, arenas infralitorales y fondos detríticos circalitorales con y sin facies de algas rojas calcáreas concreccionadoras o maërl. En la mayoría de las localidades se observan abundantes manchas de *C. racemosa*, cuya red de estolones forma una capa densa y continua de varios centímetros de espesor (2-12 cm). Las comunidades de fondos blandos y maërl se encontraban completamente cubiertas por esta capa y el sustrato original anoxificado. En la comunidad de algas fotófilas sobre roca, el estrato de algas erectas caracterizado por la dominancia de algas pardas (*Halopteris* spp y *Padina pavonica*) y rojas (*Jania* spp), permanecía en las zonas colonizadas por el alga pero con una reducción del número de especies características apreciable a simple vista. La única localidad en la que *C. racemosa* ha penetrado en el interior de la pradera de *P. oceanica* es Cabo Tiñoso. En el resto de localidades el alga alcanza el límite de la pradera de *P. oceanica* con escasa o nula penetración en el interior de la misma.

TABLA 2. Características morfológicas de las poblaciones estudiadas de *Caulerpa racemosa*.

Descriptor	Localidad	media (SD)	CV%	ANOVA 1 factor:					
				Fuente de variación	SC	g.l.	CM	F	p
Biomasa Total* g PS · m ⁻²	CT	49,7 ± 21,0	42,3	Localidad	0,987	2	0,493616	10,0	0,002
	IG	62,7 ± 42,7	68	Residual	0,740	15	0,049341		
	CB	16,9 ± 7,3	43,3	SNK test	CT = IG > CB				
Número de apices* Nº apices · m ⁻²	CT	2.238 ± 832	37,1	Localidad	2,424	2	1,21182	19,1	0,000
	IG	1.133 ± 958	71,8	Residual	0,949	15	0,06328		
	CB	323 ± 187	57,8	SNK test	CT = IG > CB				
Número de frondes* Nº fronds · m ⁻²	CT	6.256 ± 1.316	21	Localidad	1,841	2	0,9207	29,3	0,000
	IG	5.401 ± 2.631	48,7	Residual	0,471	15	0,0314		
	CB	1.260 ± 589	46,7	SNK test	CT = IG > CB				
Longitud Estolones m · m ⁻²	CT	4.528 ± 798	17,6	Localidad	84082,821	2	42041	1,6	0,234
	IG	3.487 ± 1.073	30,7	Residual	393260,377	15	26217		
	CB	3.913 ± 1.133	28,9	SNK test	CT = IG = CB				
Longitud Frondes cm	CT	1,9 ± 0,7	36,2	Localidad	7,438	2	3,71902	14,9	0,000
	IG	1,6 ± 0,4	28,1	Residual	3,738	15	0,24922		
	CB	3,1 ± 0,3	8,38	SNK test	CT = IG < CB				

* Datos transformados mediante log (x)

Discusión

La presencia de *C. racemosa* en el litoral de Murcia, junto con su aparición en el puerto de Argel en 2006 (Ould-Ahmed y Meinesz, 2007), representa el evento más reciente de expansión del área de distribución del alga invasora descrito en el Mediterráneo Occidental e indica que su avance a lo largo de la costa levantina española continua en dirección sur-oeste. Los fondos colonizados por el alga invasora en Alicante son las poblaciones más próximas conocidas de *C. racemosa* y, por tanto, puede ser el origen más probable de la aparición de *C. racemosa* observada por primera vez en la localidad de Calblanque (Fig. 1b). La población de Calblanque se encuentra completamente aislada y a una distancia considerable (90 km) de las poblaciones más próximas de Alicante, por lo que la dispersión pasiva de propágulos por corrientes no parece ser un mecanismo probable que explique su propagación entre ambas regiones. El resto de poblaciones aparecidas en Murcia en años sucesivos también se encuentran separadas y aisladas entre sí a lo largo de unos 65 km de costa. Este carácter aislado y discontinuo de las poblaciones de *C. racemosa* es similar al descrito en otras áreas geográficas del Mediterráneo y se relaciona con la influencia de vectores de naturaleza antrópica en la dispersión del alga. A una escala geográfica, la mayoría de nuevas observaciones documentadas en el Mediterráneo Occidental se asocian a la presencia de grandes puertos (Ould-Ahmed y Meinesz, 2007). De hecho, el puerto de Cartagena, cuyo tráfico marítimo es uno de los más importantes del Mediterráneo, se encuentra relativamente próximo, pero en las localidades estudiadas son frecuentes otros vectores que actúan a nivel de mesoescala y que, por tanto, con mayor probabilidad de explicar el patrón de distribución regional del alga invasora tanto en las zonas más profundas (pesca artesanal y pesca de arrastre) como en las someras (fondeo de embarcaciones de recreo). No obstante, algunas de las nuevas poblaciones más recientes como la de Isla Hormiga, situada en la zona de máxima protección de la Reserva Marina de Cabo de Palos (Fig. 1c), no tienen una relación tan obvia con la actividad humana al tratarse de una zona donde la pesca y la frecuentación están prohibidas desde 1997. Por tanto, la probabilidad de dispersión de propágulos vegetativos y/o sexuales por corrientes no debería ser descartado como mecanismo de expansión del alga invasora a escala regional.

La primera población de *C. racemosa* observada en Calblanque es también la más extensa, sin embargo, el conjunto de observaciones realizadas en años sucesivos no avala una relación entre el tamaño y la edad real de las poblaciones del alga. Las nuevas poblaciones observadas en 2006, Cabo Tiñoso e Isla Grosa, ocupaban entonces superficies de tamaño extremadamente variable, entre 221 y 13.724 m² (Fig. 2) respectivamente; lo mismo ocurre con las poblaciones observadas en 2007, cuyo tamaño varía entre 1 y 10⁵ m² (Tabla 1). Una posible explicación es que en las nuevas localidades con una superficie colonizada del orden de 1 hectárea (10⁴ m²), el proceso de colonización del alga se hubiera iniciado en un periodo de tiempo anterior y que su presencia (pocos m²) pasara desapercibida en los muestreos realizados años anteriores. Los datos presentados apoyan esta posibilidad, siendo un periodo de 1 año suficiente para pasar de una o pocas manchas pequeñas a superficies del orden de 1 hectárea. Efectivamente, como se ha documentado para otras localidades mediterráneas (Piazzi et al, 1997; Piazzi y Cinelli, 1999; Piazzi et al. 2001; Ruitton et al 2005), la tasa de colonización del sustrato por *C. racemosa* a escala local es muy rápida, debido a la elevada capacidad de elongación de los estolones (hasta 2 cm·día⁻¹) o la emisión de propágulos vegetativos y sexuales (Panayotidis y Zuljevic, 2001; Ceccherelli y Piazzi,

2001; Renoncourt y Meinesz, 2002; Ruitton et al, 2005). En Cabo Tiñoso e Isla Grosa (Fig. 2) la superficie colonizada incrementó 6 y 43 veces, respectivamente, entre 2006 y 2007; Isla Grosa es precisamente un claro ejemplo de cómo una pequeña superficie de unos pocos m² incrementa su superficie hasta casi 1 hectárea en tan solo un año. Esta rápida tasa de colonización inicial es consistente además con la ausencia de superficies de tamaños entre 10 y 10⁴ m² (Fig 1c y b). Por tanto, es razonable asumir que las nuevas poblaciones de Los Punchosos, La Barra y C. Negrete, documentadas en 2007, la de C. Tiñoso en 2006, e incluso, Calblanque en 2005, iniciaron probablemente el proceso de colonización al menos un año antes de su observación.

Los descriptores fenológicos indican que el grado de desarrollo de las poblaciones de *C. racemosa* (tabla 2) es muy elevado en comparación con los valores aportados por otros autores en otras localidades mediterráneas (Zujevic et al. 2003, Ruitton et al., 2005). Esto puede ser atribuido a las mayores tasas de crecimiento vegetativo de *C. racemosa* esperables en latitudes más cálidas (Ruitton et al. 2005) y al hecho de que las muestras han sido tomadas en manchas próximas a su máximo potencial de desarrollo (i.e. recubrimiento 100%). Las variaciones de los descriptores entre las localidades muestreadas pueden ser interpretadas en relación a las diferencias entre ellas en profundidad y en el tiempo transcurrido desde el inicio del proceso de colonización o edad de la población, en el mismo sentido que apuntan otros autores respecto a la influencia de estos factores sobre las características biométricas de *C. racemosa* (Capiomont et al. 2005; Ruitton et al 2005). Las variaciones espaciales de los descriptores a escala local en Cabo Tiñoso (CT) son mucho más homogéneas que en las otras dos localidades (%CV, Tabla 2), lo que sugiere que se trata de una etapa tardía o madura de colonización del alga; esto refuerza la suposición anterior de que esta población, a pesar de ser observada por primera vez en 2006, inició el proceso de colonización en 2005, según la relación entre la tasa de colonización inicial y el tamaño de las nuevas poblaciones observadas. Éste proceso se inició en 2006 en Isla Grosa y en la zona muestreada en Calblanque, lo cual es consistente con la mayor heterogeneidad espacial de los descriptores dentro de estas localidades, que indica que se trata de etapas más pioneras o tempranas. Las diferencias de desarrollo entre estas dos estaciones puede, por tanto, atribuirse a la profundidad. En Isla Grosa se observaron los valores máximos de biomasa y, por tanto, mayor número de frondes y de ápices colonizadores (i.e. mayor grado de ramificación de los estolones); en Calblanque, considerando que la longitud total de estolones es similar entre las tres localidades, los valores de biomasa más bajos se deben a una reducción considerable del número de frondes y los estolones se encuentran mucho menos ramificados, como refleja el menor número de ápices colonizadores. La menor disponibilidad de luz y las temperaturas más bajas en profundidad podrían explicar estas diferencias en el grado de desarrollo entre estas dos poblaciones cuya edad es similar. En este sentido es curioso comprobar como, a pesar de ser un alga cenocítica, los frondes se comportan de forma similar a la respuesta del órgano fotosintético de otras plantas frente a la reducción de la irradiancia, es decir, reduciendo su número y aumentando su tamaño (longitud del fronde, Tabla 2) o su relación superficie/volumen.



***C. racemosa* colonizando los sedimentos que limitan con la pradera de *P. oceanica* (izda.; Foto J.M. Ruiz) y rodeando una esponja (dcha.; Foto Juan D. Alcázar Martín)**



Detalle de *C. racemosa* colonizando el interior de la pradera de *P. oceanica* en la estación de muestreo de Cabo Tiñoso (- 24 m; Foto: Juan D. Alcázar Martín)

Las comunidades más afectadas por la colonización del alga son las de fondos blandos infalitorales y circalitorales (sin o con asociaciones de *maërl*) y las de algas fotófilas sobre sustrato rocoso. No se presentan datos cuantitativos sobre este aspecto en este

trabajo, pero se sabe que la capacidad de interacción del alga invasora con estas comunidades es muy elevada (Ceccherelli et al., 2000; Ceccherelli y Campo, 2002; Piazzì et al., 2001; Piazzì y Balata, 2007) debido a la formación de una cada vez más densa red de estolones de *C. racemosa* que termina por ocupar casi todo el espacio y formando una capa de más de 10 cm de espesor que termina sofocando las especies animales y vegetales presentes. En las zonas en las que el desarrollo de esta capa era más elevado se observaba claramente un notable incremento de la anoxificación del sustrato original, cuyos efectos tóxicos sobre los organismos bentónicos son bien conocidos, y explicaría la aparente reducción de especies observada en las comunidades afectadas en este estudio (JM Ruiz y L Marín, Obs. Pers.). Las praderas de la angiosperma marina *P. oceanica* son las que presentan un menor (o nulo) grado de colonización por el alga invasora, lo cual es consistente con estudios realizados en otras localidades mediterráneas (Piazzì et al., 1997; Piazzì y Cinelli, 1999; Ceccherelli et al., 2000). Estos estudios sugieren además que solo las praderas de *P. oceanica* de densidad baja (p.e. praderas profundas) o degradadas son susceptibles de ser colonizadas por el alga invasora, sin embargo solo en la localidad de Cabo Tiñoso la pradera ha sido densamente invadida por el alga. La información disponible sugiere claramente el papel de la estructura del estrato vertical de las comunidades en la invasión del alga, aunque apenas se conocen los factores y mecanismos que lo determinan, especialmente en praderas de fanerógamas marinas.

Agradecimientos:

Este trabajo forma parte del proyecto de *Red de seguimiento de las praderas de P. oceanica de la Región de Murcia*, financiado por el Servicio de Pesca y Acuicultura de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia y por el Instituto Español de Oceanografía. Rocío García Muñoz, Jose Miguel Sandoval Gil, Juan Serón Aguirre y Jose Luis Gutiérrez han participado en las inmersiones de muestreo. Elena Fernández Arazil e Isabel M. Pujante Rodríguez, alumnas en prácticas de la Universidad de Cádiz, y Noelia Salazar, de la Universidad Autónoma de Madrid, han participado en el procesamiento de muestras en el laboratorio. Los autores agradecen la estrecha colaboración de los centros de buceo de la Región de Murcia, buceadores voluntarios y todas aquellas empresas e instituciones que han aportado información para la realización del presente estudio (ver tabla 1). Se agradece también la colaboración y excelente disposición del Club Náutico de San Pedro del Pinatar, del Servicio de Vigilancia de la Reserva Marina de Cabo de Palos-Islas Hormigas, del Servicio de Protección y Conservación de la Naturaleza de la Dirección General del Medio Natural de la Comunidad Autónoma de Murcia y la Secretaría General de Pesca Marítima del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación.

Referencias bibliográficas

- Brams, P.A. 1996. Evolution and the consequences of species introductions and deletions. *Ecology* 77: 1321-3128.
- Ballesteros, E., Pinedo, S., García, M. (2001) Monitoring of shallow water population of *Caulerpa taxifolia* (Vahl) C. Agardh in Porto Petro (Mallorca, Balearic Islands): data from 1998. In: Gravez, V., Ruitton, S., Boudouresque, C.F., Le Direac'h, L., Meinsz, A., Scabbia, G., Verlaque, M. (Eds.) *Fourth International Workshop on Caulerpa taxifolia*, GIS Posidonie Publ., Marseille, France: 92-99.
- Ceccherelli, G., Campo, D. 2002. Different effects of *Caulerpa racemosa* on two co-occurring seagrasses in the Mediterranean. *Botanica Marina* 45:71-76.

- Ceccherelli, G., Piazzzi, L., Cinelli, F. 2000. Response of non-indigenous *Caulerpa racemosa* (Forsskål) J. Agardh to the native seagrass *Posidonia oceanica* (L.) Delile: effect of density of shoots and orientation of edges of meadows. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 243:227-240.
- Ceccherelli, G., Piazzzi, L. 2001. Dispersal of *Caulerpa racemosa* fragments in the Mediterranean: Lack of detachment time effect on establishment. *Botanica Marina* 44 :209-213.
- Ould-Ahmed, N., Meinesz, A. (2007) First record of the invasive algae *Caulerpa racemosa* (Caulerpales, Chlorofita) on the coast of Algeria. *Cryptogamie, Algol.*, 28(3): 303-305.
- Panayotidis P., Zuljevic A. 2001. Sexual reproduction of the invasive green alga *Caulerpa racemosa* var. *occidentalis* in the Mediterranean Sea. *Oceanologica Acta* 24(2): 199-203.
- Piazzzi, L., Balestri, E., Cinelli, F. 1994. Presence of *Caulerpa racemosa* in the north-western Mediterranean. *Cryptogamy, Algology* 15:183-189.
- Piazzzi, L., Balestri, E., Magri, M., Cinelli, F. 1997a. Expansion de l'algue tropicale *Caulerpa racemosa* (Forsskål) J. Agardh (Bryopsidophyceae, Chlorophyta) le long de la côte toscane (Italie). *Cryptogamy, Algology* 18 :343-350.
- Piazzzi, L., Acunto, S., Magri, M., Rindi, F., Balestri, E. 1997b. Preliminary observations on the spread of *Caulerpa racemosa* (Forsskål) J. Agardh in Meloria Shoals (Livorno, Italy). *Biol.ogia Mar.ina Medit.erranea* 4:426-428.
- Piazzzi, L., Balata, D. 2007. The spread of *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* in the Mediterranean Sea: an example of how biological invasions can influence beta diversity. *Marine Environmental Research* doi: 10.1016/j.marenvres.2007.07.002
- Piazzzi, L., Ceccherelli, G., Cinelli, F. 2001. Threat to macroalgal diversity: effects of the introduced green alga *Caulerpa racemosa* in the Mediterranean. *Marine Ecology Progress Series* 210:149-159.
- Piazzzi, L., Meinesz, A., Verlaque, M., Akçali, B., Antolic, B., Argyrou, M., Balata, D., Ballesteros, B., Calvo, S., Cinelli, F., Cirio, S., Cossu, A., D'Archino, R., Djellouli, A.S., Javel, F., Lanfranco, E., Mifsud, C., Pala, D., Panayotidis, P., Peirano, P., Pergent, G., Petrocelli, A., Ruitton, S., Zuljevic, A., Ceccherelli, G. (2005) Invasión of *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* (Caulerpales, Chlorophyta) in the Mediterranean Sea: an assessment of the spread. *Cryptogamie, Algol.*, 26(2): 189-202.
- Hamel, G. 1926. Quelques algues rares on nouvelles pour la flore méditerranéenne. *Bull Mus Natl Hist Nat Paris (Bulletin du Muséum national d'histoire naturelle Paris)* 32(6): 420.
- Renoncourt L., Meinesz A. 2001. Formation of propagules on an invasive strain of *Caulerpa racemosa* (Chlorophyta) in the Mediterranean Sea. *Phycologia* 41 (5): 533-535.
- Ruitton, S., Javel, F., Culioli, JM., Meinesz, A., Pergent, G., Verlaque, M. 2005a. First assessment of the *Caulerpa racemosa* (Caulerpales, Chlorophyta) invasion along the French Mediterranean coast. *Marine Pollution Bulletin* 50:1061-1068.
- Ruitton, S., Verlaque, M., Boudouresque, CF. 2005b. Seasonal changes of the introduced *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* (Caulerpales, Chlorophyta) at the northwest limit of its Mediterranean range. *Aquatic Botany* 82:55-70.
- Ruiz Fernández, J.M., L. Marin-Guirao, C. Barberá. 2004. Informe anual de resultados del primer año de seguimiento (2004) de la red de *Posidonia oceanica* de la Región de Murcia. Centro Oceanográfico de Murcia, Instituto Español de Oceanografía, Murcia, 46 pp.
- Walker, D.I. and G.A. Kendrick. 1998. Threats to macroalgal diversity: marine habitat destruction and fragmentation, pollution and introduced species. *Botanica Marina* 41: 105-112.
- Zenetos, A., M.E. Çinar, M.A. Pancuci-Papadopoulou, J.G. Harmelin, G. Furnari, F. Aandaloro, N. Belou, N. Streftaris and H. Zibrowius. Annotated list of marine alien species in the Mediterranean with records of the worst invasive species. *Mediterranean Marine Science* 6/2: 63-118.

- Streftaris, N. and A. Zenetos. 2006. Alien Marine Species in the Mediterranean - the 100 'Worst Invasives' and their Impact. *Mediterranean Marine Science* 7/1: 87-118.
- Zuljevic, A., Antolic, B., Onofri, V., 2003. First record of *Caulerpa racemosa* (Caulerpales: Chlorophyta) in the Adriatic sea. *J. Mar. Biol. Ass. U.K.* 83, 711-712.