

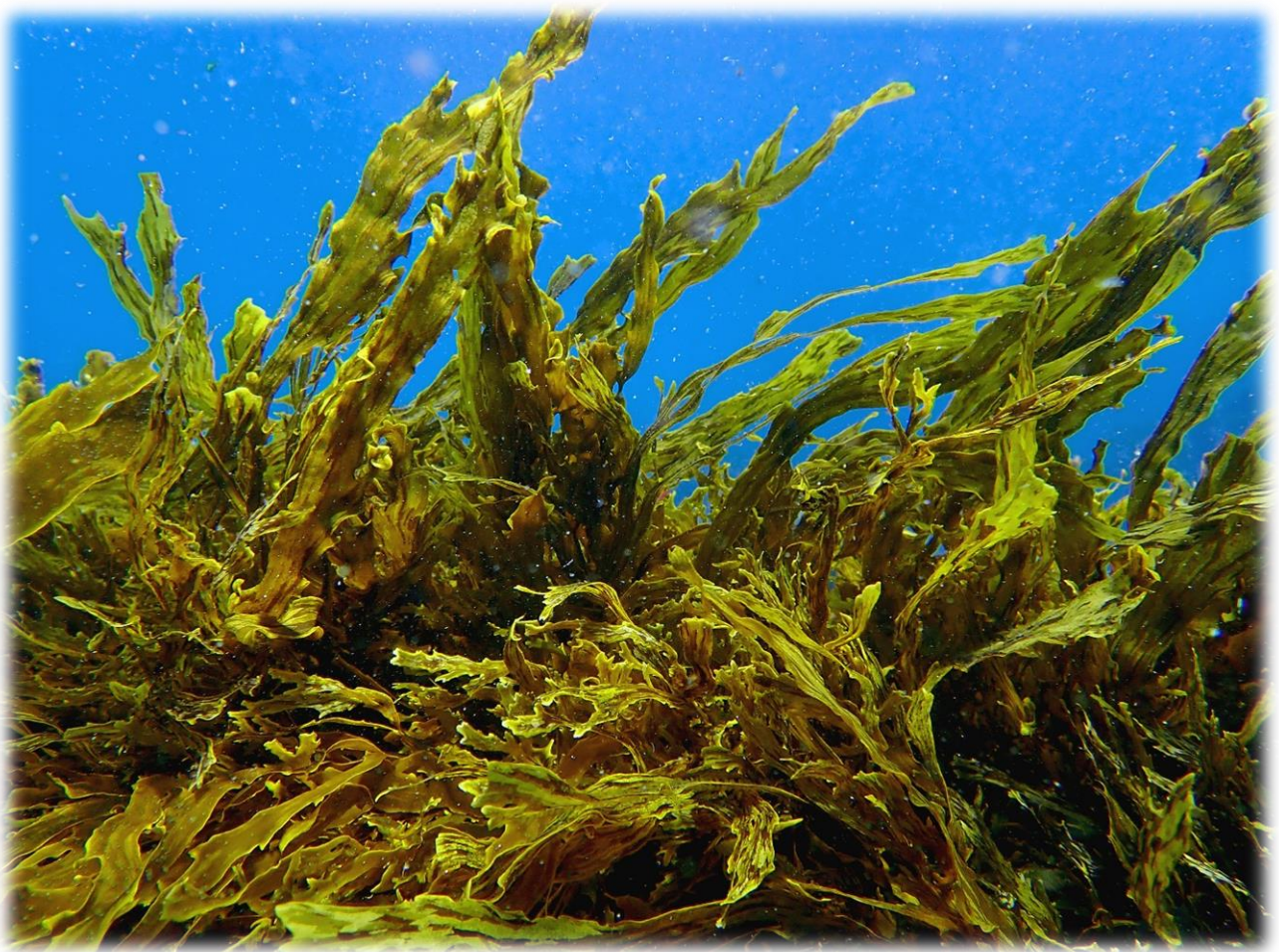


# Algas 56

---

Boletín de la Sociedad Española de Ficología

---



Diciembre 2020

ISSN: 1695-8160

---

## Invasión de la especie exótica *Rugulopteryx okamurae* en Andalucía I: Estudios preliminares de la actividad fotosintética

Félix L. Figueroa<sup>1\*</sup>, Julia Vega<sup>1</sup>, Marina Gómez-Valderrama<sup>1</sup>, Nathalie Korbee<sup>1</sup>, Jesús M. Mercado<sup>2</sup>, Elena Bañares<sup>3</sup>, Antonio Flores-Moya<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Universidad de Málaga, Instituto de Biotecnología y Desarrollo Azul (IBYDA), Departamento de Ecología y Geología. Facultad de Ciencias. Campus Universitario de Teatinos s/n 20971 Málaga, España

<sup>2</sup>Centro Oceanográfico de Málaga, Instituto Español de Oceanografía. Puerto Pesquero s/n. 29640 Fuengirola, Málaga, España

<sup>3</sup>Universidad de Málaga, Instituto de Biotecnología y Desarrollo Azul (IBYDA), Departamento de Botánica y Fisiología Vegetal. Facultad de Ciencias. Campus Universitario de Teatinos s/n 20971 Málaga, España

\*Autor de correspondencia: Felixlfigueroa@uma.es

### Resumen

*La macroalga parda de origen asiático Rugulopteryx okamurae, está invadiendo las costas de Ceuta, norte de Marruecos y Andalucía (especialmente las de las provincias de Cádiz y Málaga). Desde su detección en Ceuta en el año 2015, no ha dejado de colonizar fondos marinos desde zonas intermareales hasta 40 m de profundidad y, de acuerdo con modelos de favorabilidad ambiental, podría colonizar todo el Mediterráneo y parte de la costa Atlántica Noroeste de Marruecos. La rápida expansión de esta especie exótica hace que sea urgente tener más conocimiento de la biología y bioquímica de la especie y de los factores autoecológicos y ambientales que favorecen la proliferación y dispersión. En este artículo se presentan características fotosintéticas de la especie, demostrando que es un alga muy productiva y con una gran plasticidad fisiológica, ya que es capaz de mantener una alta capacidad fotosintética a lo largo del año, tanto en talos fijados al sustrato como talos sueltos que flotan en la columna de agua. La identificación de los factores ambientales que expliquen la proliferación del alga en nuestras costas requiere de un buen conocimiento de su ciclo biológico, fisiología, composición bioquímica e interacciones con otras comunidades, tanto de macrófitos como de potenciales depredadores. Sólo con este conocimiento es posible diseñar planes efectivos para prevenir su expansión y acciones de remediación*

**Palabras clave:** especies exóticas invasoras, fluorescencia in vivo de la Clorofila a fotosíntesis, *Rugulopteryx okamurae*

### Introducción

*Rugulopteryx okamurae* (E.Y. Dawson) I.K. Hwang, W.J. Lee & H.S. Kim (Dictyotales, Ochrophyta) es una especie originaria del Pacífico noroccidental, en concreto de Japón, China y Corea. Desde aproximadamente el año 2017, en el Parque Natural del Estrecho se vienen observando arribazones abundantes del alga (Fig.1), que ha colonizado de forma muy rápida amplias áreas costeras de nuestro litoral, desde la zona mediolitoral hasta el infralitoral (-15 m) (García Gómez *et al.* 2017). Esta especie exótica de carácter invasor fue observada por primera vez en playas de Ceuta (Altamirano-Jeschke *et al.* 2016, 2017) y posteriormente se detectó en las costas de Tarifa.

Previamente, Verlaque *et al.* (2009) pusieron de manifiesto su carácter invasor en Europa cuya introducción se produjo en la laguna costera Thau (Francia) en el año 2002, atribuida al cultivo de ostras japonesas *Crassostrea gigas* (Thunberg 1793) importada a Europa para el desarrollo de la maricultura. *R. okamurae* no fue incluida en la exhaustiva revisión de algas Dictyotales en Europa publicada en el año 2006 (De Clerck *et al.* 2006). Recientemente, también ha sido citada en la costa norte de Marruecos en torno al Estrecho de Gibraltar, donde ha mostrado también un claro carácter invasor (El Aamri *et al.* 2018). *R. okamurae* presenta una gran plasticidad morfológi-





**Fig 1.** Detalle del talo de *Rugulopteryx okamurae* (A), praderas de *R.okamurae* con coberturas del 100% y arribazones de algas en Playa de la Caleta (Tarifa) (C) y en Estepona (D). Fotografías A y C de Félix López Figueroa, B de Fernando Alarcón y D de Francisco Franco Duro.

ca; se han descrito 1 menos cuatro morfotipos diferentes que le pueden dar, a su vez, una gran plasticidad fisiológica (Hwan *et al.* 2000; García-Gómez *et al.* 2020).

Se estima que esta especie se mantiene fértil todo el año en las costas norte y sur del Estrecho de Gibraltar, pero sólo mediante multiplicación vegetativa y no por reproducción sexual y esto implica una entrada continua de propágulos durante todo el año (Altamirano Jescke *et al.* 2016, 2017). Las algas pueden separarse de las rocas donde se fijan por la acción del oleaje o fuertes temporales, acabando en las playas formando grandes arribazones. García-Gómez *et al.* (2020) mostraron el avance espectacular de *R. okamurae* desde el año 2017 hasta 2019 en el Estrecho de Gibraltar. Esta especie coloniza sustratos intermareales y submareales (hasta 40 m de profundidad) presentando coberturas máximas (90 %) entre 10 y 20 m de profundidad. En la actualidad, se encuentra fijada en el fondo marino y se observan grandes arribazones desde Cabo Roche (36°17.46',4''N; 6°08'1''O) hasta Marbella (36°29'58''N; 4°55'2''O) (García-Gómez *et al.* 2020). Se han reportado también algas fijadas entre 10-20 m de profundidad en la costa de Granada (Paraje Natural Maro Cerro Gordo) y arribazones en Almería (Adra, Roquetas del Mar). De acuerdo con Román-Muñoz *et al.* (2019), *R. okamurae* podría ocupar grandes áreas del Mediterráneo y parte de la costa

atlántica norte de Marruecos de acuerdo con la aplicación de un modelo de favorabilidad ambiental. Actualmente, esta especie está pendiente de ser declarada especie invasora apoyándose, tras solicitud del Gobierno de España a la Unión Europea, en un estudio de riesgo elaborado por Altamirano *et al.* (2019) por encargo del Ministerio de Transición Ecológica y Reto Demográfico.

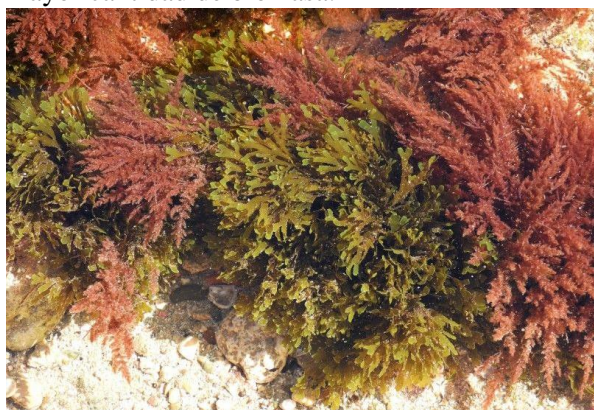
La entrada de *R. okamurae* en las costas de Tarifa se podría atribuir a la limpieza de buques procedentes de Asia (Japón, Corea, China), pero no se ha podido demostrar al no haber estudios sobre la presencia de esporas o propágulos en las aguas de lastre de barcos que atracan en el puerto de Algeciras. Hay que tener en cuenta que muy cerca, en Marruecos, hay otro gran puerto (TangerMed) que tiene gran tráfico marítimo con puertos de China. Datos actuales demuestran que los buques mueven alrededor del 80 % de toda la mercancía mundial y transfieren aproximadamente 10 billones de toneladas de aguas de lastre anualmente (Xu *et al.* 2014). Aproximadamente 1/10 de los barcos del mundo están pasando constantemente frente las costas mediterráneas españolas. Por el Estrecho de Gibraltar pasan más de 100.000 barcos al año. El puerto de Algeciras recibe más de 30.000 buques al año lo que en el año 2019 supuso 109.367.964 millones de Tm de carga. Estas cifras ilustran la escala del comercio y tráfico marítimo en las costas del Estrecho de Gibraltar. De hecho, las especies invasoras acuáticas (mayormente derivadas de la transferencia de aguas de lastre) se encuentran entre las cuatro mayores amenazas mundiales para los océanos (Werschkun *et al.* 2014). Se estima que más de 3000 especies son transportadas por buques cada día, y que aproximadamente 40 invasiones recientes han sido mediadas por las aguas de lastre (Tsolaki & Diamadopoulos 2010). Las macroalgas marinas representan entre el 10 y el 40 % del total de especies exóticas invasoras (Schaffelke *et al.* 2006). La rápida expansión y naturalización de estas especies representan un gran riesgo para la integridad de los ecosistemas marinos, ya que al funcionar en muchos casos como ingenieros de los ecosistemas sobre los que se asientan, pueden

alterar su estructura y función, monopolizando el espacio y alterando las redes tróficas (Crooks 2002).

La invasión de *R. okamurae* está reduciendo de forma muy drástica la biodiversidad del intermareal y submareal del Parque Natural del Estrecho, área con un valor ecológico alto de acuerdo a los estudios realizados por investigadores de la Universidad de Cádiz empleando diversos índices aplicados a la Directiva Marco de Aguas, WFD 200/60/EC (Bermejo *et al.* 2012, 2013, 2014, 2015).

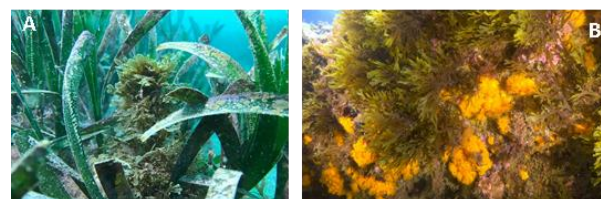
*R. okamurae* no es la única macroalga exótica que crece en las costas andaluzas, pero sin duda, en pocos años se ha convertido en la especie exótica dominante en comparación con las ya incluidas en el Catálogo español de especies exóticas invasoras (RD 630/213, de 2 de agosto). De las trece especies del listado, de acuerdo con la información de la Junta de Andalucía (Conserjería de Agricultura, Ganadería, Pesca y Desarrollo Sostenible), seis especies se encuentran en las costas andaluzas: (1) tres algas rojas (*Asparagopsis armata*, *Asparagopsis taxiformis* y *Lophocladia lallemandii*), (2) dos algas verdes (*Codium fragile* y *Caulerpa racemosa*) y (3) un alga parda (*Sargassum muticum*).

Actualmente, en las costas de Tarifa *R. okamurae* coexiste con otras dos especies exóticas del género *Asparagopsis* (*A. armata* y *A. taxiformis*) (Fig. 2), siendo los meses de verano cuando se alcanzan la mayor cantidad de biomasa.



**Fig 2.** *Rugulopteryx okamurae* y *Asparagopsis armata* en el sistema litoral de Playa de La Caleta (Tarifa, Andalucía). Fotografía de Fernando Alarcón.

Probablemente con estudios más exhaustivos esta lista podría incrementarse como está ocurriendo en las Islas Baleares en las que se han identificado actualmente siete especies exóticas, *Caulerpa cylindracea* (anteriormente *Caulerpa racemosa* var. *Cylindracea*), *Lophocladia lallemandii*, *Halimeda incrassata*, *Acrothamnion preissii*, *Womersleyella setacea*, *Asparagopsis taxiformis* y *Caulerpa taxifolia*. El Mediterráneo es un punto caliente de invasiones debido al intenso tráfico marítimo, la acuicultura y la conexión con el mar Rojo a través del canal de Suez (Galil *et al.* 2014). Además, en los últimos años la tropicalización del Mediterráneo se ha intensificado debido al calentamiento de las aguas superficiales provocado por el cambio climático, lo que se une a la acidificación del océano y a las modificaciones en la penetración de la radiación UV (Olabarria *et al.* 2012, Williamson *et al.* 2019). Todos estos cambios hacen que las invasiones marinas de especies de climas tropicales/subtropicales esté ocurriendo a un ritmo tres veces más rápido que en otros mares (Streftaris *et al.* 2005). Al igual que en las Islas Baleares, la introducción de especies exóticas en el Mediterráneo andaluz pone en peligro ecosistemas claves como las praderas de angiospermas marinas, especialmente de *Posidonia oceanica*; además afecta a otras comunidades vulnerables como comunidades de gorgonias (Cebrián *et al.* 2012) o corales como *Astroides calycularis* (Fig. 3).



**Fig 3.** Fotografías de *Posidonia oceanica* (A) y *Astroides calycularis* (B) colonizados por *Rugulopteryx okamurae*. Fotografía A de Alfred Rosales Ruiz y B de Fernando Alarcón.

En el Parque Natural del Estrecho suelen producirse arribazones de algas autóctonas como las de algas pardas *Laminaria ochroleuca* y *Saccorhiza polyschides*, algas submareales de aguas frías que presentan arribazones en los meses de

temporales, contribuyendo a la dinámica de los ciclos biogeoquímicos de las aguas costeras. Por otro lado, se encuentra el alga parda submareal *Cystoseira usneoides*, que habita en aguas más someras que las anteriores. Desde hace varios años no se observan arribazones importantes de estas especies y solo se observan de *R. okamurae*, lo cual podría sugerir que esta última especie está ocupando el hábitat submareal de las algas locales.

No hay actualmente ninguna justificación ecofisiológica determinante que explique el gran éxito colonizador de esta especie en las costas de las provincias de Cádiz y Málaga teniendo en cuenta que en su lugar de origen no es una especie dominante. García Gómez *et al.* (2020) propusieron anomalías térmicas como el incremento de temperatura superficial del agua en la zona del Estrecho de Gibraltar en el año 2015, como posible causa del éxito colonizador de *R. okamurae*. No obstante, no parece que anomalías de temperatura producidas en los años siguientes puedan explicar como única causa de su expansión. Es necesario analizar los datos de series temporales largas de otras variables ambientales como radiación, nutrientes, hidrodinamismo (entre otras); además, es preciso demostrar que *R. okamurae* es capaz de incorporar nutrientes o aclimatarse mejor a las condiciones medioambientales que las algas locales. Para ello, es necesario realizar estudios ecofisiológicos tanto *in situ* como *ex situ* en laboratorio bajo condiciones controladas sobre producción fotosintética e incorporación de nutrientes. Las entradas naturales de nutrientes por afloramientos de agua mediterránea se producen en primavera y en menor medida en otoño como ocurre en el Mar de Alborán pero además de estos in-puts, el aumento de producción fitoplanctónica en verano en la Bahía de Algeciras revela que hay otras entradas de nutrientes no explicadas por afloramientos (Mercado *et al.* 2018). La principal entrada de nitrógeno inorgánico alóctono en forma de nitrato entre los años 2010-2015 ha aumentado en la Bahía de Algeciras, aunque queda por investigar en más detalle las descargas de aguas residuales y de ríos y su impacto en la eutrofización

costera (Mercado *et al.* 2018). En el área de Tarifa hay niveles de nitrato más altos que en zona más al oeste por fenómenos de afloramientos y probablemente por efecto de ciclos mareales (Echevarría *et al.*, 2002). La relación N:Si:P aumenta drásticamente en el lado este del Estrecho por aporte de agua Atlántica y la variabilidad está regulada por procesos biológicos (84 %) y procesos físicos (16 %) (Dafner *et al.* 2003). Recientemente, se ha encontrado una alta concentración de carbono orgánico disuelto de origen fitoplanctónico en el lado oeste del estrecho de Gibraltar probablemente relacionado con la inyección de nutrientes de ríos del oeste con alta actividad agrícola como por ejemplo de la desembocadura del Río Guadalquivir (Álvarez-Delgado *et al.* 2020).

Por otro lado, no se conocen herbívoros que consuman *R. okamurae* y, aunque recientemente se ha reportado que algunas especies omnívoras la están consumiendo, como el espárido *Spondylisoma cantharus* (Chopa), se desconoce si realmente están asimilando el alga. Queda mucho por estudiar sobre la presión de herbívoros en poblaciones de *R. okamurae*. Sin lugar a dudas, el consumo por herbívoros permitiría un control biológico, cosa que hoy no está ocurriendo.

Desde el año 2018, el grupo de investigación “Fotobiología y Biotecnología de Organismos Acuáticos (FYBOA, RNM-295) integrado en el Instituto de Biotecnología y Desarrollo Azul (IBYDA), está realizando estudios sobre la actividad fotosintética e incorporación de nutrientes, así como sobre las características bioquímicas de *R. okamurae* en el marco de Trabajos Fin de Grado y del Proyecto titulado “Fotoprotectores de algas marinas: cosmeceúticos compatibles con el Océano (FACCO)” (UMA18 FEDER JA162). El área de estudio se encuentra en la playa de la Caleta, situada al este del puerto de Tarifa fuera del territorio del Parque Natural del Estrecho (Fig. 4). Se trata de una zona muy afectada por *R. okamurae* ya que ha colonizado los *flysch* de



la zona de alto valor ecológico (Bermejo *et al.* 2015) y presenta algas durante todo el año, especialmente en verano, periodo en el que produce grandes arribazones que cubren toda la línea costera con masas de algas que llegar a alcanzar 0.5-1 m de altura (Fig. 4). El objetivo de este estudio es la determinación de las características fotosintéticas del alga recolectadas de diferentes localizaciones y hacer un seguimiento de dichas características a lo largo del año.

### Material y métodos

Las algas fueron recolectadas en la playa de la Caleta (Tarifa, Cádiz) en distintos periodos del año 2018 (mayo y octubre) y 2019 (febrero, mayo, junio y julio) y en distintos puntos (Fig. 4; Gómez-Valderrama, 2020). Las algas se transportaron al laboratorio en contenedores refrigerados (4 °C), donde se colocaron en cilindros de 2 L con agua de mar a 23-25 °C (muestras de verano) y 15 °C (muestras de invierno) y se mantuvieron a una irradiancia PAR de 100-120  $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$  (LEDs, 6000K). Los análisis se realizaron con algas fijadas a la roca a 0.1-0.5 m de profundidad (1), algas fijadas al sustrato a 1-2 m de profundidad (2), algas flotantes en la franja costera en canales de la playa de la Caleta (3) y finalmente en algas semi-aisladas en charcas intermareales (4) (Fig.4).

Tras un periodo de 24 h de aclimatación, se realizaron curvas rápidas de luz (RLC) empleando el fluorímetro Junior PAM (Walz GmbH, Alemania), que utiliza luz azul como luz actínica. Las curvas rápidas de luz miden la variación del rendimiento efectivo (YII) a irradiancias crecientes de luz (en este caso luz azul) de acuerdo con Figueroa *et al.* (2014). Las curvas fueron ajustadas a modelos matemáticos tangenciales (Jassby y Platt, 1976) obteniendo: (1) el rendimiento cuántico máximo ( $F_v/F_m$ ), (2) la tasa fotosintética máxima expresada como máxima tasa de transporte electrónico ( $ETR_{\text{max}}$ ), (3) la irradiancia mínima de saturación ( $E_{kETR}$ ) y (4) la máxima disipación de energía expresada como amortiguamiento no fotoquímico ( $NPQ_{\text{max}}$ ). Detalles de la metodología

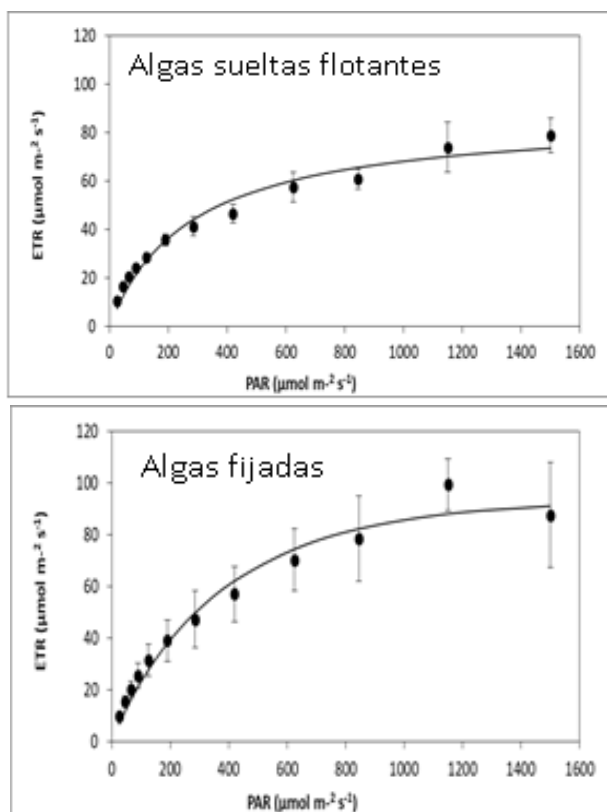


**Fig 4.** Localización del área de estudio. Playa de la Caleta, Tarifa, Cádiz (36° 0.41' 68''N, 5°35'42''O). Las medidas de fotosíntesis se realizaron en cuatro zonas diferentes: 1. Algas fijadas al sustrato en superficie (0.1-0.5 m de profundidad). 2. Algas fijadas al sustrato en profundidad (1-2 m de profundidad). 3. Algas flotantes en la columna de agua. 4. Algas semi-aisladas en charcas intermareales.

de medidas de fluorescencia *in vivo* de la clorofila *a* puede encontrarse en Figueroa *et al.* (2003, 2014).

### Resultados y Discusión

En un estudio realizado el mes de mayo de 2018, la actividad fotosintética, fue mayor en talos intermareales fijados que en talos no fijados que flotaban en la columna de agua (Fig. 5). Los talos intermareales fijados a las rocas están sometidos a mayor dosis de radiación solar e hidrodinamismo, mientras que los talos hidrodivagantes no fijados están sujetos al vaivén de las mareas y expuestos a mayor variabilidad ambiental. Aunque los talos flotantes fueron recolectados a 2 m de profundidad, se desconoce su dinámica una vez han sido desprendidos de las rocas donde estaban fijados. En cualquier caso, estas algas permanecen activas desde el punto de vista fisiológico mostrando valores de  $ETR_{\text{max}}$  próximos a 80  $\mu\text{mol electrones m}^{-2} \text{s}^{-1}$ .



**Fig 5.** Curvas rápidas de luz, tasa de transporte electrónico (ETR) expresada en  $\mu\text{mol electrones m}^{-2} \text{s}^{-1}$  vs. irradiancia activa fotosintética (PAR) expresada en  $\mu\text{mol fotones m}^{-2} \text{s}^{-1}$  en algas intermareales fijadas al sustrato (0.5 m de profundidad) y en algas sueltas flotantes recolectadas a 2 m de profundidad. La calidad de luz empleada en la radiación PAR fue azul emitida por el fluorímetro Junior PAM. Las medidas fueron realizadas en el laboratorio a 24°C en algas recolectadas en el mes de mayo de 2018.

Hay que señalar que los talos sueltos aún mantienen altas tasas fotosintéticas si se comparan con otras algas del Mediterráneo y Atlántico de Andalucía incubadas en condiciones similares a las de este estudio (Flores-Moya *et al.* 1999; Figueroa *et al.* 2003; Celis-Plá *et al.* 2014, 2017; Álvarez-Gómez *et al.* 2017).

En un estudio realizado en octubre de 2018, los valores de ETR<sub>max</sub>, como en el mes mayo de 2018, fueron más altos en talos fijados que en los talos flotantes hidrodivagantes (Tabla 1). Los valores de ETR<sub>max</sub> fueron muchos más altos en octubre que en mayo. Esto se puede deber a la dinámica de nutrientes con niveles de nitrato y fosfato más altos previsiblemente en octubre como se ha observado

en el Mar de Alborán (Ramírez *et al.* 2005). Se necesita en todo caso estudios más detallados de la dinámica de nutrientes en el área del Estrecho de Gibraltar pues ya Mercado *et al.* (2018) observaron niveles altos de nitrato y fosfato en verano no relacionado con afloramientos de aguas mediterráneas que hace que la dinámica de nutrientes sea compleja pues se suman efectos antropogénicos a las entradas naturales de agua mediterránea por afloramientos y fuerzas mareales (García Lafuente *et al.* 2000). Además, las aguas Atlánticas no son tan pobres en nutrientes como se pensaba de acuerdo al estudio de Huertas *et al.* (2012) que muestra transporte de niveles significativos de fósforo del Atlántico al Mediterráneo contribuyendo así al aumento de la producción primaria.

Por otro lado, el rendimiento fotosintético máximo ( $F_v/F_m$ ) fue mayor en los talos flotantes que en los talos recolectados en el área intermareal (Tabla 1). Esto se debe a que los talos flotantes están a más profundidad que los talos intermareales, los cuales reciben dosis más altas y así pueden sufrir cierta fotoinhibición. Los talos recolectados en el intermareal presentaron una irradiancia de saturación fotosintética ( $E_{k,ETR}$ ) mayor que los talos recolectados a unos 2 m de profundidad (Tabla 1) como es de esperar en un alga de respuesta tipo sol frente a talos flotantes submareales que reciben dosis lumínica más baja y por lo tanto tienen una respuesta más asociada a algas tipo sombra.

Finalmente, la disipación de energía, estimada como amortiguamiento no fotoquímico máximo ( $NPQ_{max}$ ) fue mayor en los talos intermareales que en los talos flotantes hidrodivagantes (Tabla 1), algo esperado ya que la disipación de energía es un mecanismo de fotoprotección frente a las elevadas irradiancias que se alcanzan en aguas superficiales (Figueroa *et al.* 2014). Todo ello demuestra una gran plasticidad fisiológica en esta especie ya que puede desarrollarse tanto como alga fijada a sustratos rocosos como algas hidrodivagantes.

**Tabla 1.** Promedio de los parámetros fotosintéticos obtenidos de curvas rápidas de luz mediante el uso de fluorescencia *in vivo* de la clorofila *a* asociada al fotosistema II (Junior PAM) en talos fijados al sustrato en sistema intermareal a 0.5 m de profundidad y talos sueltos no fijados hidrodivagantes, recolectados a 2 m de profundidad (arrea submareal). Las medidas fueron realizadas en octubre de 2018. En la tabla se presentan los valores medios  $\pm$  la desviación típica. Las letras diferentes representan valores significativamente diferentes ( $p < 0.05$ ; ANOVA).

Parámetros fotosintéticos	<i>Rugulopteryx okamurae</i>	
	Algas intermareales	
	fijadas al sustrato (0.5 m)	Algas Flotantes hidrodivagantes (2 m)
ETR <sub>max</sub>	269.3 $\pm$ 30.7 <sup>a</sup>	130.5 $\pm$ 5.1 <sup>b</sup>
E <sub>k</sub> ETR	583.5 $\pm$ 105.4 <sup>a</sup>	242.8 $\pm$ 14 <sup>b</sup>
F <sub>v</sub> /F <sub>m</sub>	0.505 $\pm$ 0.032 <sup>a</sup>	0.652 $\pm$ 0.001 <sup>b</sup>
NPQ <sub>max</sub>	1.9 $\pm$ 0.6 <sup>a</sup>	0.8 $\pm$ 0.2 <sup>b</sup>

El rendimiento cuántico máximo (F<sub>v</sub>/F<sub>m</sub>) en algas recolectadas en diferentes zonas (Fig.4) se mantuvo

**Tabla 2.** Tasa de transporte electrónico máximo (ETR<sub>max</sub>) expresado en  $\mu\text{mol e}^- \text{m}^{-2} \text{s}^{-1}$ , en algas de Atlántico y Mediterráneo (Mar de Alborán) de Andalucía tomada de la bibliografía comparada con valores los de *Rugulopteryx okamurae* recolectada en la Playa de La Caleta (Tarifa). Se indica el lugar de recolección de las macroalgas y la calidad de luz empleada en las medidas de fotosíntesis suministrada por diferentes fluorímetros de pulso de amplitud modulada (PAM) mediante el uso de la fluorescencia *in vivo* de la clorofila *a* asociada al Fotosistema II. P=alga parda, V=alga verde, R=alga roja. (1) Datos del año 2018 y (2) datos del año 2019.

Especies	ETR $\mu\text{mol e}^- \text{m}^{-2} \text{s}^{-1}$	Lugar de Recolección	Calidad de luz de exposición	Referencia bibliográfica
<i>Dictyota dichotoma</i> (P)	48-60	Punta Carnero (Cádiz)	Luz roja (PAM-2000)	Flores Moya et al. (1999)
<i>Ulva rotundata</i> (V)	70-87	Palmones (Cádiz)	Luz roja (PAM-2000)	Figuerola et al. (2003)
<i>Ulva olivascens</i> (V)	11-15	La Araña (Málaga)	Luz roja (PAM-2000)	Figuerola et al. (2003)
<i>Cystoseira tamariscifolia</i> (P)	54-91	La Araña (Málaga)	Luz Halógena (Diving-PAM)	Celis Plá et al (2014a)
<i>Gracilariopsis longissima</i> (R)	6-7.5	Río San Pedro (Cádiz)	Luz Halógena (Diving-PAM)	Álvarez Gómez et al (2017)
<i>Cystoseira tamariscifolia</i> (B)	50-60	Cabo de Gata (Almería)	Luz Halógena (Diving-PAM)	Celis Plá et al (2017)
<i>Halophytis incurva</i> (R)	10-12	Calaburra (Málaga)	Luz Halógena (Diving-PAM)	Álvarez-Gómez et al. (2019)
<i>Ulva rigida</i> (V)	16-33	La Araña (Málaga)	Luz Roja (Mini PAM)	Figuerola et al. (2020)
<i>Rugulopteryx okamurae</i> (P) (1)	99-269	La Caleta (Tarifa) Fijadas, 0.5 m	Luz Azul (Junior-PAM)	Este trabajo
<i>Rugulopteryx okamurae</i> (P) (1)	78-130	La Caleta (Tarifa) Flotantes 2m	Luz Azul (Junior-PAM)	Este trabajo
<i>Rugulopteryx okamurae</i> (P) (2)	60-	La Caleta (Tarifa) Fijadas, 0.5-1m	Luz Azul (Junior PAM)	Gómez Valderrama (2020)
<i>Rugulopteryx okamurae</i> (P) (2)	42-	La Caleta (Tarifa) Fijadas, 1-2 m	Luz Azul (Junior PAM)	Gómez Valderrama (2020)
<i>Rugulopteryx okamurae</i> (P) (2)	47	La Caleta (Tarifa). Flotante, 2 m	Luz Azul (Junior PAM)	Gómez Valderrama (2020)

Por otro lado, la capacidad fotosintética máxima (ETR<sub>max</sub>) presenta una mayor variabilidad en los meses estudiados. Los valores medios más altos se detectaron en algas del intermareal en mayo y, los más bajos, en junio en talos fijados a 2 m o

constante a lo largo de los meses estudiados del año 2019 (Fig. 6), presentando valores entre 0.5 - 0.6 (Fig. 6), excepto en el mes de junio en el que se produjo una fuerte caída en los talos sueltos del canal y charcas intermareales, probablemente por la alta incidencia solar que provoca fotoinhibición (Gómez Valderrama 2020). Sin embargo, en el mes de julio, en el que también hay una alta incidencia de radiación solar, no se observaron caídas en los valores de F<sub>v</sub>/F<sub>m</sub> (Fig. 6), por lo que otras variables (ej: disponibilidad de nutrientes) pueden estar afectando a los mecanismos de fotoprotección. Mercado *et al.* (2018) observó que en los meses de verano en el periodo de 2010-2015 los valores de nitrato en la Bahía de Algeciras son altod pudiendo esto explicar el mantenimiento de una alta producción algal en los meses de verano junto con la alta irradiación solar.

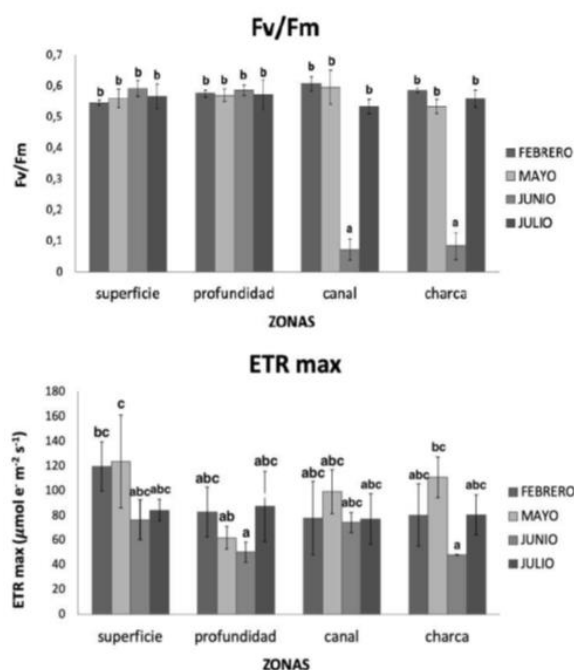
hidrodivagantes (Fig. 6). Los datos sobre actividad fotosintética mostraron que tanto los rendimientos cuánticos fotosintéticos como la capacidad máxima fotosintética (Fig. 6) se mantienen, en general, muy similares en los meses de primavera y verano



estudiados del año 2019. Los valores de ETR<sub>max</sub> medidos en mayo de 2018 (Fig. 5) de algas intermareales fueron similares a mayo de 2019 (Fig. 6). Además, se observa que las algas desprendidas de las rocas, y que permanecen flotantes (hidrodivagantes) a cierta profundidad son capaces de mantener altas tasas de producción. Es necesario realizar más estudios para hacer un seguimiento de la actividad fotosintética desde que el alga se desprende del sustrato hasta que, definitivamente queda depositada en la playa y se descompone. Es posible que, una vez en la playa, los talos que quedan protegidos de la pérdida de agua por las capas superiores de arribazón se puedan mantener activos durante un largo periodo de tiempo. Así, la biomasa desprendida y trasladada por las corrientes marinas a otras zonas puede producir esporas al mantenerse fisiológicamente viable, lo que contribuiría a la colonización de amplias áreas costeras desde el intermareal hasta unos 15 m de profundidad. Conocer este dato es relevante pues ayuda a conocer el tiempo en el que la especie permanece activa teniendo en cuenta que puede desplazarse grandes distancias con las corrientes marinas y trasladar el alga a otras zonas donde podría fijarse y liberar esporas. De esta manera se puede iniciar la colonización de otras áreas como parece que se está produciendo en las costas de Málaga por algas que proceden del Estrecho de Gibraltar, favorecido por la corriente que permanentemente fluye desde el Atlántico hacia el Mediterráneo

La capacidad fotosintética de *R. okamurae* es alta si se compara con la de otras especies de macroalgas de Andalucía (Tabla 2). La capacidad fotosintética (ETR<sub>max</sub>) determinada en medidas realizadas en diferentes meses de los años 2018-2019 en algas recolectadas en la playa de la Caleta (Tarifa) oscila de 42 a 269  $\mu\text{mol e}^- \text{m}^{-2} \text{s}^{-1}$ . Los valores más altos se alcanzan en algas intermareales, en año 2018 corresponden al datos del mes de octubre mientras que los valores más altos en 2019 se observaron en los meses de febrero y mayo (en el año 2019 no se tienen datos de octubre). Los valores de ETR<sub>max</sub> de especímenes intermareales de *R. okamurae* se

encuentran entre los más altos medidos en macroalgas nativas del Estrecho de Gibraltar y el mar de Alborán incluida *Dictyota dichotoma*, una especie perteneciente a las Dyctiotales como *R. okamurae* (Tabla 2).



**Fig 6.** Rendimiento cuántico máximo (Fv/Fm) y capacidad fotosintética estimada como tasa de transporte electrónico máxima (ETR<sub>max</sub>) de *Rugulopteryx okamurae* en 4 meses del año 2019 (febrero, mayo, junio y julio) y en algas localizadas en distintas zonas (ver leyenda de la Fig. 4).

La influencia de la calidad de luz en la banda PAR ( $\lambda=400-700 \text{ nm}$ ) y UV ( $\lambda=280-400 \text{ nm}$ ) sobre la actividad fotosintética, composición bioquímica y movilidad de los estadios unicelulares del ciclo biológico han sido previamente demostrados en macroalgas (López Figueroa y Niell 1990; Figueroa *et al.* 1995, 1997, 2014; Flores-Moya *et al.* 2002; Álvarez –Gómez *et al.* 2017). Este es un campo de estudio de interés pues conocer las características fotobiológicas de *R. okamurae* nos da información relevante sobre la aclimatación a condiciones medioambientales por los efectos interactivos ente calidad y cantidad de irradiancia con otras variables como, por ejemplo, nutrientes y temperatura. Así, la alta productividad en las condiciones ambientales de las aguas del Estrecho de Gibraltar y mar de

Alborán puede explicar el éxito colonizador de *R. okamurae* desplazando incluso a especies nitrófilas con altas tasas de crecimiento como *Ulva* spp. Se ha observado que las algas rojas calcáreas de carácter esciáfilo están resistiendo la invasión en el intermareal-submareal de la playa de La Caleta, así como las algas rojas cespitosas intermareales *Caulacanthus ustulatus*, las rojas submareales *Spaherococcus coronopifolius* y *Plocamium cartilagineum*, aunque con menor cobertura y el alga exótica invasora *Asparagopsis armata* (Figueroa, observación personal). En todo caso, la riqueza de macroalgas se ha reducido drásticamente si se compara con la lista de especies publicadas de la misma zona de estudio (Hernández *et al.* 2011).

Tal y como ha quedado patente, son necesarios más estudios ecofisiológicos que nos permitan tener un mayor conocimiento sobre la biología de *R. okamurae* y su aclimatación a las variables ambientales del Estrecho de Gibraltar y mar de

Alborán. Las fortalezas y debilidades fisiológicas de *R. okamurae* sin duda ayudarán a diseñar estrategias de gestión y control de esta especie invasora y contribuirán a reducir el impacto ecológico y socioeconómico que está produciendo. El problema ambiental es de tal escala espacio-temporal que requerirá también innovación en las estrategias de gestión, con aproximaciones inter- y transdisciplinarias que incluyan investigación oceanográfica, biológica, ecológica, tecnológica y socioeconómica, así como con la coordinación y liderazgo de las administraciones competentes. Para ellos se deben combinar estudios *in situ* y en el laboratorio bajo condiciones controladas en los que se utilicen indicadores fisiológicos y bioquímicos como propusieron Figueroa y Korbee (2010) en estudios ecofisiológicos de macroalgas.

### Agradecimientos

Las investigaciones presentadas en este artículo han sido financiadas por el Proyecto UMA18 FEDER JA-162 y fondos del grupo investigador “Fotobiología y Biotecnología de organismos acuáticos (FYBOA, RNM-295)

### Referencias

- Altamirano, M., de la Rosa, J., Martínez Medina, F.J. (2016) Arribazones de la especie exótica *Rugulopteryx okamurae* (E.Y.Dawson) I.K. Hwang, W.J.Lee, H.S. Kim (Dictyotales, Phaeophyceae) en el Estrecho de Gibraltar: primera cita para el Atlántico y España. *Algas* 11:22.
- Altamirano-Jeschke, M., De la Rosa Álamos, J., Martínez FJG, Muñoz ARG. (2017) Prolifera en el Estrecho un alga nunca citada en nuestro litoral de origen asiático “*Rugulopteryx okamurae*” ocupa ya una gran extensión. *Quercus* 364:32-33.
- Altamirano, M., Muñoz, A.R., De la Rosa, J., Carmona, R., Zanolla, M. (2019) Análisis de riesgos de la macroalga exótica *Rugulopteryx okamurae*. Ministerio para la Transición Ecológica y Reto Demográfico. 69 p.
- Álvarez-Gómez, F., Bouzon, Z.L., Korbee, N., Celis-Plá, P., Schmid, E.C., Figueroa, F.L. (2017) Combined effects of UVR and nutrients on cell structure, photosynthesis and biochemistry in *Gracilariopsis longissima* (Gracilariales, Rhodophyta). *Algal Research* 26: 190-202.
- Álvarez-Gómez, F., Korbee, N. Casas-Arrojo, V., Abdala-Díaz, R.T., Figueroa, F.L. (2019) UV Photoprotection, cytotoxicity and immunological capacity of red alga extracts. *Molecules* 24, 341; doi:10.3390/molecules24020341.
- Álvarez-Salgado, X.A., Oter, J., Flecha, S., Huertas, I.E. (2020) Seasonality of dissolved organic carbon exchange across the Strait of Gibraltar. *Geophysical Research Letters* 47, <https://doi.org/10.1029/2020GL089601>.
- Bermejo, R., de la Fuente, G., Vergara, J.J., Hernández, I. (2013) Application of the CARLIT index along a biogeographical gradient in the Alboran Sea (European coast) *Marine Pollution Bulletin* 72:107-118.

- Bermejo, R., Mangialajo, L., Vergara, J.J., Hernández, I. (2014) Comparisons of two indices based on macrophyte assemblages to assess the ecological status of coastal waters in the transition between the Atlantic and Mediterranean eco-regions *Journal of Applied Phycology* 26:1899-1909.
- Bermejo, R., Ramírez-Romero, E., Vergara, J.J., Hernández, I. (2015) Spatial patterns of macrophyte composition and landscape along the rocky shores of the Mediterranean-Atlantic transition region (Northern Alboran Sea). *Estuarine Coast Shelf Science* 155:17-28.
- Bermejo, R., Vergara, J.J., Hernández, I. (2012) Application and reassessment of the reduced species list index of macroalgae to assess the ecological status under the Framework Directive in the Atlantic coast of Southern Spain. *Ecology Indicators* 12:46-57.
- Cebrián, E., Linares, C., Marschal, C., Garrabou, J. (2012) Exploring the effects of invasive algae on the persistence of gorgonian populations. *Biological Invasions* 14, 2647-2656. doi:10.1007/s10530-012-0261-6.
- Celis-Plá, P.S.M., Martínez, B., Korbee, N., Hall-Spencer, J.M., Figueroa, F.L. (2017) Photoprotective responses in a brown macroalgae *Cystoseira tamariscifolia* to increases in CO<sub>2</sub> and temperature. *Marine Environmental Research* 130: 157-165. 1
- Celis-Plá, P., Korbee, N., Gómez-Garreta, A., Figueroa, F.L. (2014) Seasonal acclimation patterns in the intertidal macroalga *Cystoseira tamariscifolia* (Ochrophyta). *Science Marine* 78 (3): 377-388.
- Crooks, J.A. (2002) Characterizing ecosystem-level consequences of biological invasions: the role of ecosystem engineers. *Oikos* 97:153-166.
- Dafner, E.V., Boscolo, R., Bryden, H.L. (2003) The N:Si:P molar ratio in the Strait of Gibraltar. *Geophysical Research Letters* 30, 10, 1506, doi:10.1029/2020GL016274.
- De Clerck, O., Leliaert, F., Verbruggen, H., Lane, C.E., de Paula, J.C., Payo, D.A., Coppejans, E (2006) A revised classification of the *Dyctoteae* (Dictyotales, Phaeophyceae) based on rbcL and 26S ribosomal DNA sequence analysis. *Phycologia* 1271-1288.
- Echevarría, F., García Lafuente, J., Bruno, M., Gorsky, G, Goyx, M., González, N., Garía, C.M., Gomez, F., Vargas, J.M., Picheral, M., Stirby, L., Varela, M., Alonso, J.J., Reul, A., Cózar, A., Prieto, L., Sarhan, T., Plaza, F., Jiménez-Gómez, F. (2002) Physical-biological coupling in the Strait of Gibraltar. *Deep-Sea Research II* 49: 4115-4130.
- El Aamri, F., Idhalla, Tamsouri, M.N. (2018) Occurrence of the invasive brown seaweed *Rugulopteryx okamurae* (E.Y.Dawson) I.K. Hwang, W.J.Lee, H.S. Kim (Dictyotales, Phaeophyceae) in Morocco (Mediterranean sea). *Mediterranean Fisheries and Aquaculture Research* 1:92-96.
- Flores-Moya, A., Posudin, Y.I., Fernández, J.A., Figueroa, F.L., Kawai, H. (2002) Photomovement of the swimmers of the brown algae *Scytosiphon lomentaria* and *Petalonia fascia*: effect of photon irradiance, spectral composition and UV dose. *Journal of Photochemical Photobiology B* 66:134-140.
- Figueroa, F.L., Bonomi Barufi, J., Celis-Plá, P.S.M., Nitschke, U., Arenas, F., Connan, S., Abreu, M.H., Malta, E.J., Conde-Álvarez, R., Chow, F., Mata, M.T., Meyerhoff, O., Robledo, D., Stengel, D.B. (2020) Short-term effects of increasing CO<sub>2</sub>, nitrate and temperature on photosynthetic activity in *Ulva rigida* (Chlorophyta) estimated by different pulse amplitude modulated fluorimeters and oxygen evolution. *Journal Experimental Botany* (accepted)
- Figueroa, F.L., Aguilera, J., Niell, F.X. (1995) Red and blue light regulation of growth and photosynthetic metabolism in *Porphyra umbilicalis* (L.) Kützinger (Bangiales, Rhodophyta). *European Journal of Phycology* 30: 11-18.
- Figueroa, F.L., Conde-Álvarez, R., Gómez, I. (2003) Relations between electron transport rates determined by pulse amplitude modulated fluorescence and oxygen evolution in macroalgae under different light conditions. *Photosynthesis Research* 75: 259- 275.
- Figueroa, F.L., Domínguez-González, B., Korbee, N. (2014) Vulnerability and acclimation to increased UVB radiation in three intertidal macroalgae of different morpho-functional groups. *Marine Environmental Research* 101:30-38.



- Figuerola, F.L., Korbee, N. (2010) Interactive effects of UV radiation and nutrients on ecophysiology: vulnerability and adaptation to climate change. In: Seaweeds and their role in globally changing environments. Ed A. Israel, Einav, R. and Seckbach, J. Springer, pp. 157-182.
- Figuerola, F.L., Salles, S., Aguilera, J., Jiménez, C., Mercado, J., Viñepla, B., Flores-Moya, A., Altamirano, M. (1997) Effects of solar radiation on photoinhibition and pigmentation in the red alga *Porphyra leucosticta* Thur. in *Le Jol. Marine Ecology Progress Series* 151:81-90.
- Flores-Moya, A., Hanelt, D., Figuerola, F.L., Altamirano, M., Viñepla, B., Salles, S. (1999) Involvement of solar UV-B radiation in recovery of inhibited photosynthesis in the brown alga *Dictyota dichotoma* (Hudson) Lamouroux. *Journal of Photochemical Photobiology* 49: 29-135.
- Galil, B., Marchini, A., Occhipinti, A., Minchin, D., Naršius, A., Ojaveer, H *et al.* (2014) International arrivals: Widespread bioinvasions in European Seas. *Ethology Ecology Evolution* 26, 152-171. doi:10.1080/03949370.2014.897651.
- García Gómez, J.C., Sempere-Valverde, J., Ostaré Valriberas, E., Martínez, M., Olaya-Ponzzone, L., Roi González, A., Espinosa, F., Sánchez-Moyano Megina, C., Parada, J.A. (2107) *Rugulopteryx okamurae* (E.Y.Dawson) I.K. Hwang, W.J.Lee, H.S. Kim (Dictyotales, Ochrophyta) alga exótica explosiva en el Estrecho de Gibraltar . Observaciones preliminares de su distribución e impacto Almoraima *Revista de Estudios Campogibraltareños*, 49:97-113.
- García Gómez, J.C., Sempere-Valverde, J., Roi González, A., Martínez-Chacón, M., Olaya-Ponzzone, L., Sánchez-Mouyano, E., Ostalé-Valriberas, E., Megina, C. (2020) From exotic to invasive in record time: the extreme impact of *Rugulopteryx okamurae* (Dictyotales, Ochrophyta) in the strait of Gibraltar. *Science of the Total Environment* 704:135408.
- García Lafuente, J., Vargas, J.M., Plaza, F., Sarhan, T., Candela, J., Bascheck, B. (2000) Tide at the eastern section of the Strait of Gibraltar. *Journal of Geophysical Research* 105:14197-14213.
- Gómez Valderrama, M. (2020) Actividad fotosintética de la macroalga exótica *Rugulopteryx okamurae* (Ochrophyta): implicaciones ecológicas. Trabajo Fin de Grado de Ciencias Ambientales. Facultad de Ciencias. Univeridad de Málaga, 42pp.
- Hernández, I., Bermejo, R., Vergara, J.J., Olivé I, Brun, F.G., Mourente, G., de los Santos, C.B., Pérez-Lloréns, J.L. (2011) Estudio ficológico del intermareal y fondos submareales del sector oriental del Parque Natural del Estrecho, entre el Puerto de Tarifa y Piedra Alta, *Migres Revista de Ecología* 2:1-10.
- Huertas, I.E., Rós, A.F., García Lafuente, J., Navarro, G., Makouni, A., Sánchez-Román, A., Rodríguez-Gálvez, S., Orbi, A., Ruiz, J., Pérez, F.F. (2012) Atlantic forcing of the Mediterranean oligotrophy. *Global Biogeochemical Cycles* 26: GB2022, doi:10.1029/2011GB004167.
- Hwang, I.K., Lee, W.J., Kim, H.S., De Clerck, O. (2009) Taxonomical reappraisal of *Dilophus okamurae* (Dictyotales, Phaeophyta) foprm western Pacific Ocean. *Phycologia* 48:1-12.
- Jassby, A.D., Platt, T. (1976) Mathematical formulation of relationship between photosynthesis and light for phytoplankton. *Limnology Oceanography* 21: 540-547.
- López-Figueroa, F., Niell, F.X. (1990) Effects of light quality on chlorophyll and biliprotein accumulation in seaweeds. *Marine Biology* 102: 321-327.
- Mercado, J.M., León, P., Salles, S., Cortés, D., Yebra, L., Gómez-Kakobsen, F., Herrea, I., Alonso, I., Sánchez, A., Valcárcel-Pérez, N., Putzeys, S. (2018) Time variability pterns of eutrophication indicators in the Bay of Algeciras (South Spain). *Waters* 10:938; doi:102290/w10070938
- Olabarría, C., Arenas, F., Viejo, R.M., Gestoso, I., Vaz-Pinto, F., Incera, M., Rubal, M., Cacabelos, E., Veiga, P., Sobrino, C. (2012) Response of macroalga assemblages from rockpools to climate change: effects of persistent increase in temperature and CO<sub>2</sub>. *Oikos* 122:1065-1079.

- Ramírez, T., Cortés, D., Mercado, J.M., Vargas-Yañez, M., Sebastián, M., Liger, E. (2005) Seasonal dynamics of inorganic nutrients and phytoplankton in the NW Alboran Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 65:654-670.
- Román-Muñoz, A., Martí-Taboada, A., de la Rosa, J., Carmona, R., Zanolla, M., Altamirano, M. (2019) La modelización de la distribución de especies como herramnetas en la gestión de invasiones biológicas en el medio ambiente: el caso de *Rugulopteryx okamuræ* (Dictyotaceae, Ochrophyta) en el Mediterráneo. *Algas* 55e 37-40.
- Schaffelke, B., Smith, J.E., Hewitt, C.L. (2006) Introduced macroalgae- a growing concern. *Journal of Applied Phycology* 18:529-541.
- Streftaris, N., Zenetos, A., Papathanassiou, E. (2005) Globalisation in marine ecosystems: The story of non-indigenous marine species across European seas. *Oceanographic Marine Biology Annual Reviews* 43, 419-453.
- Tsolaki, E., Diamadopoulos, E. (2010) Technologies for ballast water treatments: a review. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology* 85:19-32.
- Verlaque, M., Steen, F., de Clerck O. (2009) *Rugulopteryx* (Dictyotales, Phaeophyceae), a genus recently introduced to the Mediterranean. *Phycologia* 48:536-542.
- Werschkun, B., Banerji, S., Basurko, O.C., David, M., Fuhr, F., Goolasj, S., Grummt, T., Haarich, M., Jha, A.N., Kaca, S., Keher, A., Linderws J., Mesbahi, Pughiuc, D., Richardson, S.D., Schwarz-Schulz B, Shah, A., Theobald N, von Gunten U, Wieck S, Höfer T (2014) Emerging risks from ballast water treatment: the run-up to the International Ballast water management convention. *Chemosphere* 112:256-266.
- Williamson, C.E., Nelae, P.J., Hylander, S., Rose, K.C., Figueroa, F.L., Robinson, S., Häder, D-P., Wängberg, S.A., Worrest, R.C. (2019) The interactive effects of stratospheric ozone depletion, UV radiation, and climate change on aquatic ecosystems. *Photochemical y Photobiological Sciences* DOI 10.1039/c8pp90062k.
- Xu, J., Wickramaratne, T.L., Chawla, N.V., Grey, E.K., Steinheusser, K., Keller, R.P., Drake, J.M., Lodge, D.M. (2014) Improving management of aquatic invasions by integrating network, ecological and environmental data mining social good. *ACM* 978-1-4503-2956-9/14/08 pp 1699–1708. <http://dx.doi.org/10.1145/2623330.2623364>.