



Tesis Doctoral

Ictiofauna asociada a praderas de *Cymodocea nodosa* en las Islas Canarias (océano Atlántico noreste)

Fernando Espino Rodríguez

Programa de Doctorado: Acuicultura Sostenible y Ecosistemas
Marinos Las Palmas de Gran Canaria · Octubre 2019



Fernando Espino Rodríguez

Tesis Doctoral

**Ictiofauna asociada a praderas
de *Cymodocea nodosa* en las Islas
Canarias (océano Atlántico noreste)**

© Las fotografías contenidas en la presente publicación están sujetas a derechos de autor y no pueden ser reproducidas sin permiso expreso del mismo bajo ningún concepto.

ISBN: 978-84-697-2660-0

Programa de Doctorado: Acuicultura Sostenible y Ecosistemas Marinos

Las Palmas de Gran Canaria

Grupo de Investigación en Biodiversidad y Conservación (BIOCON)

Instituto ECOAQUA

Universidad de Las Palmas de Gran Canaria

Directores: Dr. Fernando Tuya Cortés y Dr. Ricardo Haroun Tabraue

Las Palmas de Gran Canaria, España

Octubre 2019

D. DANIEL MONTERO VÍTORES COORDINADOR DEL PROGRAMA DE DOCTORADO EN ACUICULTURA SOSTENIBLE Y ECOSISTEMAS MARINOS DE LA UNIVERSIDAD DE LAS PALMAS DE GRAN CANARIA,

INFORMA,

Que la Comisión Académica del Programa de Doctorado, en su sesión de fecha 18 de octubre de 2019 tomó el acuerdo de dar el consentimiento para su tramitación a la tesis doctoral titulada ***ICTIOFAUNA ASOCIADA A PRADERAS DE CYMODOCEA NODOSA EN LAS ISLAS CANARIAS (OCÉANO ATLÁNTICO NORESTE***’ presentada por el doctorando **Fernando Espino Rodríguez** y dirigida por los Doctores **Fernando Tuya Cortés y Ricardo Haroun Tabraue**

Y para que así conste, y a efectos de lo previsto en el Artº 11 del Reglamento de Estudios de Doctorado (BOULPGC 7/10/2016) de la Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, firmo la presente en Las Palmas de Gran Canaria, a 19 de.....Octubre.....de dos mil diecinueve.....

MONTERO
VITORES
DANIEL -



Ictiofauna asociada a praderas de *Cymodocea nodosa* en las Islas Canarias (océano Atlántico noreste)

Ichthyofauna associated to *Cymodocea nodosa* seagrass meadows in the Canary Islands (northeastern Atlantic ocean)

Tesis Doctoral presentada por D. FERNANDO ESPINO RODRÍGUEZ

Dirigida por el Dr. D. FERNANDO TUYA CORTÉS

Codirigida por el Dr. D. RICARDO HAROUN TABRAUE

Las Palmas de Gran Canaria a 15 de octubre de 2019

El Director

Fdo.: Dr. Fernando Tuya Cortés

El Codirector

Fdo.: Dr. Ricardo J. Haroun Tabraue

El Doctorando

Fdo.: D. Fernando Espino Rodríguez

TUYA
CORTES
FERNANDO
JOSE -

HAROUN
TABRAUE
RICARDO
JESUS -

Firmado por ESPINO
RODRIGUEZ FERNANDO -



Hippocampus hippocampus (Linnaeus, 1758)

Este trabajo está dedicado a
Ana, Ana y Fernando
a mis padres, Fernando y Antonia
y a mis hermanos, Cesáreo y Maite

ÍNDICE

INTRODUCCIÓN	11
CAPÍTULO 1 - Análisis macroecológico de la ictiofauna de praderas de <i>Cymodocea nodosa</i> en el mar Mediterráneo y océano Atlántico noreste	21
CAPÍTULO 2 - Variabilidad espacial en la estructura de la ictiofauna asociada a praderas de <i>Cymodocea nodosa</i> en las Islas Canarias, océano Atlántico noreste	45
CAPÍTULO 3 - Ictiofauna asociada a las praderas de <i>Cymodocea nodosa</i> en las Islas Canarias (océano Atlántico noreste): estructura de la comunidad y función de 'guardería'	69
CAPÍTULO 4 - Abundancia y biomasa de la 'vieja', <i>Sparisoma cretense</i> (Linnaeus, 1758) (Actinopterygii: Scaridae), en praderas de fanerógamas marinas: diferencias temporales y espaciales entre praderas alejadas y adyacentes al arrecife	99
CAPÍTULO 5 - Estructura poblacional del 'pejepeine', <i>Xyrichtys novacula</i> (Actinopterygii: Labridae), en mosaicos arena-praderas de fanerógamas marinas: variación espacial de acuerdo con las características del hábitat y técnicas de muestreo	125
CAPÍTULO 6 - Una aproximación al valor económico pesquero de las praderas de <i>Cymodocea nodosa</i> (sebadales) en las Islas Canarias	149
CAPÍTULO 7 - Relaciones talla-peso de diez especies de peces teleósteos de las praderas de fanerógamas marinas de las Islas Canarias (océano Atlántico noreste)	163
CONCLUSIONES GENERALES	169
MATERIAL SUPLEMENTARIO Y REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	175
CURRICULUM VITAE	208

AGRADECIMIENTOS

En primer lugar, quiero agradecer a mis directores, especialmente al Dr. **Fernando Tuya** por ilustrarme constantemente en el campo de la ecología marina, por todo el trabajo dedicado a esta tesis y por su amistad, al Dr. **Ricardo Haroun** por sus aportaciones científicas y constante seguimiento del trabajo, gracias a ambos por el apoyo incondicional que me han prestado durante todos estos años y por no perder nunca la fe en mí, a pesar de mi inconstancia.

Especial agradecimiento quiero hacer al Dr. **Alberto Brito**, mi profesor de biología marina en la Facultad, con el que di los primeros pasos en el campo de la ecología marina, y a mi estimado colega el Dr. **José Antonio González**; gracias a ambos por su constante apoyo y asesoramiento durante el desarrollo de este trabajo.

A los Doctores **Alicia Ulibarri**, **Leonor Ortega**, **Mateo Garrido**, **Rogelio Herrera**, **Rubén Ramírez** y **Séfora Betancor**, a los Licenciados **Harue Hernández** y **Raül Triay-Portella**, y a los operarios **Domingo Tous**, **José Padilla** y **Oscar Tavío**, por toda la ayuda que me prestaron durante los trabajos en el mar, especialmente durante todas las horas de censos visuales, de arrastres con el chinchorro y también de trabajo en el laboratorio.

También quiero agradecer a mi amigo **Tony Sánchez**, nuestro técnico y patrón, por su esmero en la preparación de toda la infraestructura y los materiales para las campañas; y por ir siempre más allá de sus tareas y responsabilidades durante los trabajos en el mar.

A **Cristina Fernández** y **Arturo Boyra** de Oceanográfica: Divulgación, Educación y Ciencia, quiero agradecerles todo el apoyo y el ánimo que me han dado, así como el excelente trabajo realizado en el diseño y la maquetación de esta tesis.

Quiero agradecer de forma especial a **Enrique Faber**, **Montse Grillo**, **Carlos Minguel** y **Carlos Borbones**, excelentes fotógrafos submarinos, por sus aportaciones fotográficas de diferentes especies de peces en seadales que han contribuido significativamente a ilustrar esta tesis.

Agradezco las colaboraciones realizadas por los expertos **Johan P. C. van Etten**, **Jan Arie Vonk**, **Milagrosa Casimiro-Soriguer**, **Stephano Maci**, **Mireille Harmelin-Vivien** y **Sylvaine Giakoumi**, sin cuyos datos no hubiera sido posible la realización de varios de los trabajos. También agradezco el trabajo de todos los revisores anónimos que contribuyeron a la mejora de los manuscritos.

Agradezco a la **Viceconsejería de Medio Ambiente** del Gobierno de Canarias y al **Cabildo de Gran Canaria**, especialmente a D. **Pedro Martínez-Corbalán** y a D. **Matías Farray**, por el apoyo institucional sin el que este trabajo no hubiera sido posible; también agradezco el apoyo de todos los compañeros de la Viceconsejería que durante todos estos años me han animado para que finalizara la tesis.

Por último, quiero agradecer a mi familia, a mi mujer **Ana**, a mis hijos, **Ana** y **Fernando**, a mis padres **Fernando** y **Antonia**, y a mis hermanos **Cesáreo** y **Maite**, por todo el apoyo que me han prestado y por su enorme paciencia por el tiempo que les quité y mis constantes 'abstracciones'.

Gracias a todos



Squatina squatina (Linnaeus, 1758)

INTRODUCCIÓN



Syngnathus typhle Linnaeus, 1758



INTRODUCCIÓN



Las praderas de fanerógamas marinas

Las fanerógamas marinas son consideradas especies fundadoras (*'foundation species'*), *i.e.* especies que tienen la capacidad de estructurar una comunidad, creando condiciones localmente estables para otras especies, modulando y estabilizando procesos fundamentales del ecosistema (Dayton, 1972; Ellison *et al.*, 2005); son capaces de formar extensas praderas que actúan como 'ingenieros ecológicos', influyendo en los procesos físicos, químicos y ecológicos de las zonas costeras donde aparecen, realizando múltiples funciones ecológicas (Wright y Jones, 2006); *e.g.* presentan una productividad primaria y secundaria muy altas, constituyendo la base de varias cadenas tróficas, directamente a través de los herbívoros o a partir de los detritos (Hemminga y Duarte, 2000); intervienen en el ciclo de los nutrientes, reciclando y suministrando Nitrógeno, Fósforo y Carbono orgánico a otros ecosistemas litorales y también al océano profundo, además contribuyen significativamente al secuestro de carbono en el océano (Suchanek *et al.*, 1985; Duarte *et al.*, 2005); exportan grandes cantidades de recursos tróficos tanto a zonas cercanas como lejanas, en forma de materia orgánica particulada, de biomasa vegetal y

animal (Heck *et al.*, 2008); su complejo sistema de hojas, rizomas y raíces actúan como filtros, atrapando las partículas en suspensión, estabilizando los sedimentos, aclarando el agua y aportando una protección esencial a la línea de costa y reduciendo la erosión de la misma (Koch, 2001; Björk *et al.*, 2008; Hemminga y Duarte, 2000).

Las praderas marinas contribuyen de forma significativa al mantenimiento de la biodiversidad (Duarte y Gattusso, 2008); proveen una estructura física diferente a la de los fondos sedimentarios sin vegetación, incrementando la diversidad de la comunidad y la biomasa (Duffy, 2006). Las hojas de estas plantas forman un hábitat tridimensional que constituye un refugio para muchas especies marinas. La superficie de las hojas sirve como substrato para el asentamiento de una amplia variedad de pequeñas algas incrustantes y animales, los cuales a su vez son una fuente de alimento para animales más grandes (Orth *et al.*, 2006; Short *et al.*, 2011). Las praderas constituyen un hábitat adecuado para el asentamiento de larvas y para el desarrollo de alevines y juveniles de muchas especies de invertebrados y vertebrados, muchas de ellas de interés recreativo, pesquero y comercial (Beck *et al.*, 2001; Heck *et al.*, 2003; Gillanders, 2006); estas plantas también constituyen el alimento principal de dugones, manatíes y algunas especies de tortugas marinas, todas ellas especies amenazadas y de gran importancia ecológica (Green y Short, 2003; Hughes *et al.*, 2009).

Todas estas funciones ecológicas hacen que las praderas de fanerógamas marinas sean uno de los ecosistemas litorales más importantes del planeta, en términos de productividad y diversidad, junto con los arrecifes de coral, los manglares y las marismas, desempeñando un papel crítico en el equilibrio de los ecosistemas costeros (Ogden y Gladfelter, 1983; Short *et al.*, 2011). Por otra parte, las praderas de fanerógamas no solo desempeñan funciones ecológicas fundamentales, sino que también tienen una gran importancia socio-económica, a través de los bienes y servicios de ecosistema que proveen, especialmente a muchas comunidades costeras (de la Torre-Castro y Rönnbäck, 2004; Short *et al.*, 2011); su valor, a nivel mundial, ha sido estimado en 19.002 US\$ ha⁻¹ año⁻¹, basado en la valoración económica de determinadas funciones ecológicas (Costanza *et al.*, 1997). Desafortunadamente, la distribución de las praderas marinas en las áreas costeras del planeta, donde se asienta *ca.* 60% de la población humana, ha hecho que sean objeto de numerosos impactos ambientales, relacionados fundamentalmente con la alteración de la calidad del agua, *e.g.* turbidez, eutrofización, contaminación, alteraciones físicas, etc.; como consecuencia, un 15% de las especies de fanerógamas se encuentran amenazadas (Short *et al.*, 2011), mientras que a nivel de ecosistema se han

constatado amplias regresiones en toda su área de distribución (Orth *et al.*, 2006); con una ratio de pérdida de superficie de 110 km² año⁻¹ desde 1980, estimándose en un 29% el área desaparecida desde que se registró inicialmente en 1879 (Waycott *et al.*, 2009).



Ictiofauna de praderas de fanerógamas marinas

La ictiofauna de praderas marinas ha sido objeto de numerosos estudios en diversas partes del mundo, *ca.* 1.000 trabajos publicados desde los años 60-70 hasta la actualidad. En general, los estudios reflejan que las praderas albergan importantes comunidades de peces, en términos de riqueza, biodiversidad, abundancia, biomasa y valor económico. Los factores principales que explican la importancia de este ecosistema para los peces son fundamentalmente dos: la provisión de refugio y recursos tróficos abundantes (Heck y Orth, 1980; Bell y Pollard, 1989; Edgar y Shaw, 1995; Gillanders, 2006).

Uno de los aspectos más estudiados de la ictiofauna de praderas marinas es la influencia de las características estructurales del hábitat sobre la estructura de la comunidad. A pequeña escala (de cm a m, dentro de parches), se considera que las praderas con mayor complejidad estructural (*i.e.* mayor densidad de pies, altura de hoja, superficie foliar, cobertura, etc.) soportan comunidades de peces con mayor riqueza, diversidad y abundancia (Heck y Orth, 1980; Bell y Westoby, 1986a, b y c; Gullström *et al.*, 2008; y revisiones de Gillanders, 2006; Heck y Orth, 2006; Horinouchi, 2007), aunque las variaciones de los parámetros estructurales pueden afectar de forma distinta a las diferentes especies (Bell y Westoby, 1986b; Salita *et al.*, 2003; Horinouchi, 2007). Una complejidad estructural mayor ofrece mayor refugio a los peces, por lo que cabe esperar una disminución de la ratio de predación, incrementándose la supervivencia de los peces; por otro lado, una mayor complejidad estructural también lleva asociado una mayor cantidad y disponibilidad de recursos tróficos, aumentando la ratio de crecimiento de los peces (Orth *et al.*, 1984; Bell y Westoby, 1986a, b; Edgar y Shaw, 1995). A mayor escala (de m a 10s de m, entre parches) existen otros factores que influyen en la estructura de la comunidad, tales como el tamaño, forma, orientación, porcentaje de cobertura y la posición en los parches (borde *vs.* interior) (Salita *et al.*, 2003; Smith *et al.*, 2010; Hensgen *et al.*, 2014). A escala de paisaje submarino (de 10s de m a km), el grado de heterogeneidad o de fragmentación de los parches, la posición y la distancia respecto a otros ecosistemas litorales, así como el tipo de hábitat adyacentes a las praderas, son los factores que influyen en las características de la ictiofauna (Irlandi y Crawford, 1997;

Nagelkerken *et al.*, 2001; Salita *et al.*, 2003; Boström *et al.*, 2006; Connolly y Hindell, 2006; Gullström *et al.*, 2008; Hensgen *et al.*, 2014). Por último, a escala regional y biogeográfica (10s a 100s km), existen diferencias entre bahías y estuarios (Ferrell *et al.*, 1993; Wyda *et al.*, 2002), o entre diferentes regiones biogeográficas (*e.g.* tropical *vs.* templada) (Weinstein y Heck, 1979; Costa *et al.*, 2002).

Una de las principales funciones ecológicas atribuidas a las praderas de fanerógamas marinas es la de servir como hábitat de 'guardería' para numerosas especies de peces; muchos estudios (*ca.* 100 trabajos publicados) han señalado esta función de las praderas, basándose en las densidades altas de peces juveniles registradas, muchas de ellas de interés comercial (Bell y Pollard, 1989; Heck *et al.*, 1997; Nagelkerken *et al.*, 2000; Beck *et al.*, 2001; Jackson *et al.*, 2001; Heck *et al.*, 2003; Gillanders, 2006; Bertelli y Unsworth, 2014; Whitfield, 2017). En general, las praderas de fanerógamas marinas presentan el valor más alto como hábitat de 'guardería' respecto a otros ecosistemas costeros, presumiblemente porque desempeñan una o varias de las funciones ecológicas que debe cumplir un hábitat de 'guardería': abundancia de peces juveniles, crecimiento satisfactorio de los individuos, incremento de la supervivencia y migración de los individuos a los hábitats de adulto (Beck *et al.*, 2001; Heck *et al.*, 2003).

El tiempo que permanecen los peces en las praderas marinas varía de unas especies a otras, algunas especies son residentes (*i.e.* permanecen en las praderas durante todo su ciclo vida) (Berkström *et al.*, 2013), otras permanecen de forma temporal en las praderas, *e.g.* especies cuyos juveniles aparecen en las praderas pero posteriormente experimentan migraciones ontogenéticas a los hábitats de adultos, *e.g.* arrecifes adyacentes (Aguilar-Perera y Appeldoorn, 2008; Berkström *et al.*, 2013; Nagelkerken *et al.*, 2017), o especies que visitan las praderas durante algún tiempo, *e.g.* para alimentarse (Vaslet *et al.*, 2013); por último, algunas especies son consideradas raras u ocasionales en las praderas.

Las comunidades de peces en praderas marinas también sufren variaciones temporales en su estructura, *e.g.* variaciones entre el día y la noche, con los cambios de marea, variaciones anuales (estacionales) e interanuales (ver revisión de Gillanders, 2006 y referencias).



Ictiofauna de praderas de *Cymodocea nodosa*

Cymodocea nodosa (Ucria) Ascherson (Cymodoceaceae) es una especie de faneróga marina que se distribuye ampliamente a lo largo de las costas del mar Mediterráneo, penetrando en el mar de Mármara; también se distribuye en las costas adyacentes del océano Atlántico noreste, donde su límite septentrional se localiza en la zona central de Portugal (costas del suroeste de Europa) y el límite meridional en Senegal (costa oeste de África), incluyendo los archipiélagos oceánicos de Madeira y Canarias (Alberto *et al.*, 2005; Barberá *et al.*, 2005; Cunha y Araújo, 2009). Como otras especies de fanerógamas marinas, *C. nodosa* forma praderas extensas que conforman un ecosistema complejo, con una alta productividad y diversidad (Reyes *et al.*, 1995a, b; Guidetti *et al.*, 2002; Barberá *et al.*, 2005; García-Raso *et al.*, 2006; Espino *et al.*, 2008; Tuya y Espino, 2015). Uno de los componentes de la diversidad de estas praderas lo constituyen las comunidades de peces que encuentran refugio y alimento en ellas. A lo largo de su área de distribución, diversos trabajos se han centrado, de forma directa o indirecta, en el estudio de diversos aspectos de la ictiofauna.

Los trabajos realizados (*ca.* 53) han descrito la ictiofauna de praderas de *C. nodosa* en términos de riqueza, composición (familias y especies) y estructura (abundancia), registrándose hasta el momento *ca.* 59 familias, 113 géneros y 188 especies de peces. Las familias más representativas, en términos de riqueza y frecuencia, son Sparidae, Labridae, Gobiidae, Syngnathidae, Serranidae y Blenniidae; otras familias importantes en términos de riqueza son: Soleidae, Carangidae, Mugilidae y Clupeidae, mientras que otras lo son en términos de frecuencia, como: Mullidae, Atherinidae, Scorpaenidae y Bothidae. A nivel de especies, son trece las que aparecen con mayor frecuencia: *Syngnathus typhle* Linnaeus, 1758, *Boops boops* (Linnaeus, 1758), *Chelon labrosus* (Risso, 1827), *Diplodus annularis* (Linnaeus, 1758), *Diplodus puntazzo* (Walbaum, 1792), *Diplodus sargus* (Linnaeus, 1758), *Diplodus vulgaris* (Geoffroy Saint-Hilaire, 1817), *Gobius niger* Linnaeus, 1758, *Liza aurata* (Risso, 1810), *Mullus surmuletus* Linnaeus, 1758, *Scorpaena porcus* Linnaeus, 1758, *Serranus scriba* (Linnaeus, 1758) y *SpondylIOSoma cantharus* (Linnaeus, 1758).

Todos los estudios comparativos entre diferentes hábitats han demostrado que la composición y estructura de la ictiofauna de praderas de *C. nodosa* es diferente respecto a la de otros hábitats. En general, las comparaciones entre praderas de *Cymodocea* y fondos arenosos o fangosos desprovistos de vegetación muestran que las primeras

albergan comunidades de peces más estructuradas (*i.e.* con mayor riqueza, diversidad, abundancia y biomasa) (Reina-Hervás y Serrano, 1987; Bernal, 1997; Tuya *et al.*, 2004a, 2005; Manent y Abella, 2005; Polifrone *et al.*, 2006; Ribeiro *et al.*, 2006, 2012; Franco *et al.*, 2006a; Keskin, 2007; Giakoumi y Kokkoris, 2013); también se han detectado diferencias en la estructura de la ictiofauna cuando se han comparado los hábitats de *Cymodocea* y *Caulerpa prolifera* (Forsskal) J. V. Lamouroux, 1809 (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2006; Verdiell-Cubedo *et al.*, 2007a; Tuya *et al.*, 2014a, b), *Cymodocea* y *Caulerpa taxifolia* (M. Vahl) C. Agardh, 1817 (Relini *et al.*, 2000a, b) y *Cymodocea* y *Posidonia oceanica* (Linnaeus) Delile, 1813 (Bussotti y Guidetti, 1999; Guidetti y Bussotti, 1997a, b, 1998; Manent y Abella, 2005; Orlando-Bonaca y Lipej, 2005); también son notables las diferencias en las comparaciones realizadas con otros hábitats estructuralmente más complejos, como las comunidades de macroalgas y los arrecifes rocosos (Harmelin-Vivien *et al.*, 2005; Orlando-Bonaca y Lipej, 2005; Turk *et al.*, 2007; Giakoumi y Kokkoris, 2013), en este caso la ictiofauna asociada a *Cymodocea* resultó ser más pobre, siendo el factor principal que explica las diferencias encontradas la variación de la complejidad estructural entre los hábitats.

Las comunidades de peces asociadas a las praderas de *Cymodocea* muestran un claro patrón de variación estacional, con valores máximos de riqueza, diversidad y abundancia durante primavera-verano y mínimos en otoño-invierno; este patrón se repite tanto en el mar Mediterráneo como en el Atlántico noreste y ha sido explicado por la variación fenológica de las praderas que presentan su máxima complejidad estructural en primavera-verano (*i.e.* mayor densidad de pies, altura de hoja, superficie foliar y biomasa) (Mena *et al.*, 1993; Tuya *et al.*, 2002a, 2006a; Ribeiro *et al.*, 2006, 2012; Reina-Hervás y Serrano, 1987; Verdiell-Cubedo *et al.*, 2007a; Keskin, 2007; Ricatto *et al.*, 2008); *e.g.* se han observado cambios estacionales asociados al reclutamiento de juveniles durante la primavera y el verano, mientras que los cambios relacionados con el ciclo día-noche y por las mareas no parecen tener efectos significativos sobre la comunidad (Ribeiro *et al.*, 2006).

Las praderas de *C. nodosa* desempeñan una función como hábitat de 'guardería' para los peces en casi toda su área de distribución, en las zonas intermareales e infralitorales someras del Banco de Arguín (Mauritania) (Jager, 1993; Vonk, 2001; van Etten, 2003; Guschin y Fall, 2012; Guschin, 2013; Guschin y Corten, 2015), en las Islas Canarias, (Brito, 1984; Pizarro, 1985; Mena *et al.*, 1993; Aguilera *et al.*, 1994; Fernández-Palacios *et al.*, 2001; Espino, 2001, 2008; Tuya *et al.*, 2004a, 2005; Polifrone *et al.*, 2006; Moreira-Reyes

et al., 2013), en las costas del suroeste de la Península Ibérica (Bernal, 1997; Ribeiro *et al.*, 2006, 2012), en las costas andaluzas del mar Mediterráneo (Reina-Hervás y Serrano, 1987; Ballesteros *et al.*, 2004), en el mar Menor (Verdiell-Cubedo *et al.*, 2007a, b, 2008, 2012, 2013a, b), en el litoral de las islas Baleares (Manent y Abella, 2005; Cuadros, 2015), en el litoral de Cerdeña (Bussotti y Guidetti, 1996, 1999; Guidetti y Bussotti, 1997a, b, 1998, 2000, 2002), en las costas italianas del mar Adriático (Maci y Basset, 2009; Bussotti y Guidetti, 2011) y en la Bahía de Erdek (mar de Mármara) (Keskin, 2007). Sin embargo, tanto en la Laguna de Venecia como en las costas del Golfo de Trieste, las praderas de *C. nodosa* no desempeñan una función como hábitat de 'guardería' primario. En el primer caso, por la relativa homogeneidad de las praderas de fanerógamas marinas someras con relación a los demás hábitats bentónicos de la laguna, y por la abundancia alta de predadores potenciales de peces juveniles (*e.g.* *S. typhle*, *Zosterisessor ophiocephalus* (Pallas, 1814)) (Franco *et al.*, 2006b; Ricatto *et al.*, 2008) y posiblemente por las especiales condiciones hidrográficas de la laguna. En el segundo caso, por la abundancia en las praderas de peces predadores que no son abundantes en otros hábitats (*e.g.* *Anguilla anguilla* (Linnaeus, 1758), *Z. ophiocephalus*) (Schultz *et al.*, 2009).

Recientemente, ha cobrado interés la valoración económica de las funciones de los ecosistemas de praderas que proveen bienes y servicios en términos de bienestar humano. Muchos de los peces juveniles, subadultos y adultos que se encuentran en las praderas de *C. nodosa* tienen interés pesquero y comercial (Espino *et al.*, 2008). El valor económico de la producción secundaria de peces en praderas de *C. nodosa* fue estimada por Tuya *et al.* (2014c), encontrando un valor económico alto y demostrando la importancia de la productividad de este ecosistema para las pesquerías artesanales en las Islas Canarias.



Objetivo y estructura de la tesis

El propósito de esta tesis es conocer los patrones de variabilidad espacio-temporal de las poblaciones de peces asociados a praderas marinas de *C. nodosa*. En el capítulo 1, se realiza un análisis macro-ecológico de las comunidades de peces asociadas a praderas de *C. nodosa* en toda su área de distribución, excepto en las costas del norte de África, donde no existen datos; en este trabajo se analiza, por primera vez, la variación en la composición de la ictiofauna a escala biogeográfica. En el capítulo 2, se estudia la variabilidad espacial en la estructura, abundancia y diversidad de la comunidad de

INTRODUCCIÓN

peces asociada a praderas canarias de *C. nodosa* a tres escalas espaciales: entre islas (100s km), entre praderas dentro de islas (10s km) y entre sitios dentro de praderas (100s m). En el capítulo 3, se estudia la composición y estructura general de la comunidad íctica en tres islas del Archipiélago Canario, así como la función de 'guardería' que desempeña este ecosistema en las islas. En el capítulo 4, se analizan las variaciones espaciales y temporales de la abundancia y biomasa de una especie emblemática en las Islas Canarias, la 'vieja' (*Sparisoma cretense* (Linnaeus, 1758)), en praderas marinas adyacentes y lejanas a arrecifes rocosos. En el capítulo 5, se estudia la influencia de las características del hábitat de mosaicos de pradera-arena sobre la estructura poblacional del 'pejepeine' (*Xyrichtys novacula* (Linnaeus, 1758)). En el capítulo 6, se realiza una estimación del valor económico de los stocks de peces de interés pesquero en praderas de *C. nodosa* de Gran Canaria. Por último, en el capítulo 7, se establecen las relaciones talla-peso para diez especies de peces teleósteos que habitan las praderas de fanerógamas en las Islas Canarias.



Scorpaena porcus Linnaeus, 1758

1

Análisis macroecológico de la ictiofauna de praderas de *Cymodocea nodosa* en el mar Mediterráneo y océano Atlántico noreste



Sphoeroides marmoratus (Lowe, 1838)

Macroecological analysis of the fish fauna inhabiting *Cymodocea nodosa* seagrass meadows

F. ESPINO*†, A. BRITO‡, R. HAROUN* AND F. TUYA*

*Grupo de Investigación en Biodiversidad y Conservación, Campus de Tafira, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, 35017 Las Palmas, Gran Canaria, Canary Islands, Spain and

‡Grupo de Investigación en Biodiversidad, Ecología Marina y Conservación, Unidad de Ciencias Marinas, Departamento de Biología Animal, Universidad de La Laguna, 38206 La Laguna, Tenerife, Canary Islands, Spain

(Received 16 May 2014, Accepted 21 July 2015)

In this study, patterns in the taxonomic richness and composition of the fish fauna inhabiting *Cymodocea nodosa* seagrass meadows were described across their entire distribution range in the Mediterranean Sea and adjacent Atlantic Ocean. Specifically, the study tested whether there are differences in the composition of fish assemblages between those ecoregions encompassed by the distribution range of *C. nodosa*, and whether these differences in composition are connected with differences in bioclimatic affinities of the fish faunas. A literature review resulted in a total of 19 studies, containing 22 fish assemblages at 18 locations. The ichthyofauna associated with *C. nodosa* seagrass meadows comprises 59 families and 188 species. The western Mediterranean (WM) Sea has the highest species richness (87 species). Fish assemblages from the Macaronesia–Canary Islands, the Sahelian Upwelling, South European Atlantic Shelf and the WM differ, in terms of assemblage composition, relative to other ecoregions. In contrast, the composition of the fish fauna from the central and eastern Mediterranean overlaps. There is a significant serial correlation in fish assemblage composition between adjacent ecoregions along the distribution range of *C. nodosa*. Dissimilarities in assemblage composition are connected with the geographical separation between locations, and the mean minimum annual seawater temperature is the environmental factor that explains most variation in fish assemblage composition.

© 2015 The Fisheries Society of the British Isles

Key words: Atlantic Ocean; ichthyofauna; macroecology; Mediterranean Sea.

1

Análisis macroecológico de la ictiofauna de praderas de *Cymodocea nodosa* en el mar Mediterráneo y océano Atlántico noreste

1.1 Introducción

La comprensión de los patrones en la composición y diversidad de las entidades biológicas es un objetivo crucial en ecología (Briggs, 1974; Roy *et al.*, 1998; Spalding *et al.*, 2007). Mientras los ecólogos costeros han centrado sus esfuerzos en la descripción de los patrones de variación en la distribución, composición y abundancia de las comunidades biológicas a escala pequeña e intermedia, *i.e.* desde pocos centímetros a cientos de metros (Fraschetti *et al.*, 2005), numerosos estudios han sido realizados en la última década para describir patrones ecológicos a escalas grandes (Tuya *et al.*, 2008; Hawkins *et al.*, 2009; Wernberg *et al.*, 2010, 2011a, b). Sin duda, estos estudios han contribuido a un renovado interés en el campo de la macro-ecología marina, una disciplina intermedia entre la ecología y la biogeografía, que puede ser definida como una aproximación no experimental que trata de identificar patrones ecológicos a escalas espaciales mucho más grandes que aquellas de los tradicionales estudios ecológicos (Brown, 1995). En un contexto de cambio global, los análisis macro-ecológicos que describen patrones a escalas

grandes en la composición y estructura de las comunidades biológicas y así inferir los procesos que crean tales patrones, tiene importantes implicaciones en ecología, biología evolutiva y conservación (Briggs, 1974; Roy *et al.*, 1998). Por ejemplo, comprender como los gradientes latitudinales en las variables climáticas influyen la distribución y abundancia de los organismos marinos puede ayudar a determinar futuros escenarios climáticos en los patrones de distribución y abundancia de la biota marina (Hawkins *et al.*, 2009; Hofstede y Rijnsdorp, 2011; Merzouk y Johnson, 2011; Wernberg *et al.*, 2011a, b; Tuya *et al.*, 2012). Estos resultados pueden ser particularmente relevantes para predecir los efectos del cambio climático (Wernberg *et al.*, 2010); en particular, cambios en los patrones de distribución de la biota a lo largo de gradientes latitudinales han sido una de las principales respuestas detectables de organismos tanto terrestres como acuáticos al calentamiento global (Walther *et al.*, 2002; Parmesan y Yohe, 2003; Poloczanska *et al.*, 2007; Wernberg *et al.*, 2011b).

Las praderas de fanerógamas marinas constituyen un hábitat costero crucial para numerosas especies de peces, particularmente durante sus primeros estadios de vida, donde los peces de pequeño tamaño encuentran alimento y refugio en estos hábitats de 'guardería' (Arrivillaga y Baltz, 1999; Duarte, 2000; Beck *et al.*, 2001; Espino *et al.*, 2011a). A pesar de que las ictiofaunas asociadas a praderas de fanerógamas marinas han sido descritas localmente en todo el planeta en regiones tropicales, subtropicales y templadas, descripciones de variación espacial de los atributos ecológicos de la ictiofauna desde escalas regionales a biogeográficas, *i.e.* mayores de cientos de kilómetros de separación, son comparativamente escasos (Gillanders, 2006). Aún así, se han realizado algunos esfuerzos relevantes en algunas partes del mundo (Weinstein y Heck, 1979; Worthington *et al.*, 1992; Ferrell *et al.*, 1993; Costa *et al.*, 2002; Wyda *et al.*, 2002).

La fanerógama marina *C. nodosa* se distribuye a lo largo de todo el mar Mediterráneo y en las costas adyacentes del océano Atlántico nororiental, desde el sur de Portugal hasta Senegal, incluyendo los archipiélagos de Madeira y Canarias (Barberá *et al.*, 2005). De acuerdo con el modelo de bio-regionalización de las áreas costeras y de plataforma del mundo (Spalding *et al.*, 2007), las praderas constituidas por la fanerógama marina *C. nodosa* se encuentran en tres provincias marinas (Lusitánica, Mediterránea y Transición del Oeste Africano), abarcando once eco-regiones en el hemisferio norte. Descripciones locales en la diversidad y abundancia de la ictiofauna han sido realizadas en casi toda el área de distribución de *C. nodosa* (excepto en las costas del norte de África, donde

hay una carencia de trabajos específicos); particularmente, para determinar relaciones entre la estructura física del hábitat de praderas marinas y los peces que las habitan. Sin embargo, no se ha realizado un análisis macro-ecológico detallado de los patrones de diversidad y composición de la ictiofauna. En este estudio, los patrones de riqueza y composición (*i.e.* presencia de taxones) de la ictiofauna que habita las praderas de *C. nodosa* a lo largo de toda su área de distribución fueron descritos, a nivel de familias y especies. En particular, este estudio analiza cuando existen diferencias en la riqueza y composición de la ictiofauna entre eco-regiones y si esas diferencias en composición están conectadas con diferencias en afinidades bioclimáticas de las especies de peces.

1.2 Material y métodos

1.2.1 Compilación de datos

Se realizó una revisión de la literatura, incluyendo monografías sin publicar (*i.e.* 'literatura gris'), sobre la ictiofauna asociada a praderas de la fanerógama marina *C. nodosa*, dando como resultado un total de 19 estudios (16 publicados en revistas arbitradas y 3 monografías sin publicar), abarcando 22 ictiofaunas en 18 localidades (Figura 1.1, Tabla 1.1). Para cada localidad, los datos sobre especies de peces de praderas mono-específicas de *C. nodosa* y praderas mixtas con otra vegetación fueron extraídos (Tabla 1.1). Los trabajos de Harmelin-Vivien *et al.* (2005), Maci y Basset (2009) y Giakoumi *et al.* (2012) no contenían datos sobre peces asociados a praderas de *C. nodosa*. Sin embargo, estos autores fueron personalmente consultados y suministraron datos de especies de peces que viven en esas praderas concretas de *C. nodosa*. A partir de los datos, se crearon matrices de presencia-ausencia de especies, tanto a nivel de familias como de especies (ver Material Suplementario, Tabla S1). Teniendo en cuenta que esos estudios fueron realizados en diferentes épocas, todas las especies de peces registradas fueron revisadas y citadas de acuerdo con la base de datos online 'Catalog of Fishes' (Eschmeyer, 2015).

La gran variedad de métodos de muestreo podría haber afectado los resultados de este trabajo; técnicas diferentes podrían variar sus esfuerzos de acuerdo con los atributos de las especies de peces, *e.g.* su habilidad para nadar y escapar de los diferentes tipos de artes de pesca. Sin embargo, este problema se reduce considerablemente porque este estudio se centra exclusivamente en los datos de composición (presencia-ausencia).

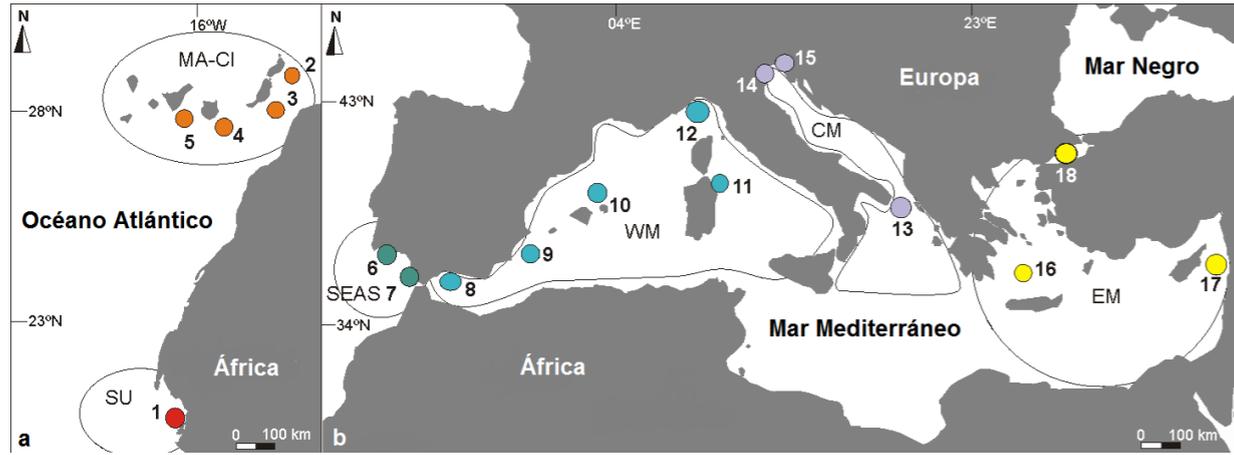


Figura 1.1. Mapa donde se muestra la posición de cada localidad muestreada en (a) el océano Atlántico noreste, incluyendo: 1) Banco de Arguín, 2) Isla de Lanzarote, 3) Isla de Fuerteventura, 4) Isla de Gran Canaria, y 5) Isla de Tenerife; y (b) océano Atlántico noreste y mar Mediterráneo: 6) Laguna de Ría Formosa, 7) Bahía de Cádiz, 8) Bahía de Málaga, 9) mar Menor, 10) Isla de Menorca, 11) Isla de Cerdeña, 12) Golfo de Imperia, 13) Laguna de Acquatina, 14) Laguna de Venecia, 15) Golfo de Trieste, 16) Islas Cycladas, 17) Costas del Líbano, y 18) Bahía de Erdek. Las eco-regiones correspondientes pueden verse en la Tabla 1.1.

Además, en algunas eco-regiones, varios métodos complementarios han sido aplicados, limitando cualquier desviación en la determinación de la composición de la ictiofauna en este sentido. Las localidades fueron agrupadas en eco-regiones de acuerdo con el modelo de bio-regionalización de las áreas costeras y de plataforma del mundo (Spalding *et al.*, 2007), con algunas modificaciones debido a la falta de datos en algunas áreas, en particular: el Mediterráneo Occidental y el mar de Alborán fueron agrupadas en el Mediterráneo Occidental; el mar Adriático y el mar Jónico fueron agrupados en el Mediterráneo Central; finalmente, el mar de Mármara, el mar Egeo y el mar de Levante fueron agrupados en el Mediterráneo Oriental. Como resultado, seis ‘eco-regiones’ fueron consideradas: SU = Afloramiento del Sahel, MA-CI = Macaronesia-Islas Canarias, SEAS = Plataforma Atlántica Sur Europea, WM = Mediterráneo Occidental, CM = Mediterráneo Central y EM = Mediterráneo Oriental.

Tabla 1.1. Estudios sobre la ictiofauna asociada a praderas de la fanerógama marina *C. nodosa*, incluyendo autores, localidades y números (ver Figura 1.1). Eco-regiones: SU, Afloramiento Saheliano; MA-CI, Macaronesia-Islas Canarias; SEAS, Plataforma Atlántica Sur Europea; WM, Mediterráneo Occidental; CM, Mediterráneo Central; EM, Mediterráneo Oriental). También se incluye el método de muestreo y el tipo de pradera en cada localidad.

Autor	Localidad (n°)	Eco-región	Método de Muestreo	Tipo de pradera
Jager (1993)	Banco de Arguín (1a)	SU	red de arrastre	Monoespecífica o mixta con algas verdes
van Eitten (2003)	Banco de Arguín (1b)	SU	red de arrastre	Monoespecífica
Vonk (2001)	Banco de Arguín (1c)	SU	biturón y red de enmalle	Monoespecífica o mixta con <i>Zostera noltei</i>
Espino <i>et al.</i> (2011a)	Isla de Lanzarote (2)	MA-CI	red de arrastre pequeña	Monoespecífica
Espino <i>et al.</i> (2011a)	Isla de Fuerteventura (3)	MA-CI	red de arrastre pequeña	Monoespecífica
Espino <i>et al.</i> (2011a)	Isla de Gran Canaria (4)	MA-CI	red de arrastre pequeña	Monoespecífica
Mena <i>et al.</i> (1993)	Isla de Tenerife (5)	MA-CI	censos visuales	Monoespecífica
Ribeiro <i>et al.</i> (2006)	Laguna de Ría Formosa (6a)	SEAS	red de arrastre	Monoespecífica
Ribeiro <i>et al.</i> (2012)	Laguna de Ría Formosa (6b)	SEAS	rastró o angazo	Monoespecífica
Bernal (1997)	Bahía de Cádiz (7)	SEAS	red de arrastre grande	Monoespecífica
Reima-Hervás y Serrano (1987)	Bahía de Málaga (8)	WM	red de arrastre grande	Monoespecífica o mixta con algas verdes
Verdiell <i>et al.</i> (2007a)	mar Menor (9)	WM	red de arrastre pequeña	Monoespecífica
Manent y Abella (2005)	Isla de Menorca (10a)	WM	red de arrastre	Monoespecífica
Manent y Abella (2005)	Isla de Menorca (10b)	WM	red de arrastre	Mixta con <i>Caulerpa prolifera</i>
Bussotti y Guidetti (1999)	Isla de Cerdeña (11)	WM	censos visuales	Mixta con <i>Zostera noltei</i>
Relini <i>et al.</i> (2000a,b)	Golfo de Imperia (12)	WM	red de enmalle y censos visuales	Monoespecífica
Maci y Basset (2009)	Laguna de Acquatina (13)	CM	biturón o garlito	Monoespecífica
Riccato <i>et al.</i> (2008)	Laguna de Venecia (14)	CM	red de arrastre pequeña	Monoespecífica
Orlando-Bonaca y Lipej (2005)	Golfo de Trieste (15)	CM	censos visuales	Monoespecífica
Giakoumi <i>et al.</i> (2012)	Islas Cycladas (16)	EM	censos visuales	Monoespecífica
Harmelin-Vivien <i>et al.</i> (2005)	Costas de Líbano (17)	EM	censos visuales	Monoespecífica
Keskin (2007)	Bahía de Erdek (18)	EM	red de arrastre grande	Monoespecífica o mixta con <i>Zostera marina</i>

Las especies de peces fueron ordenadas en siete categorías bioclimáticas de acuerdo con su distribución mundial (Froese y Pauly, 2014) y con una categorización previa realizada en la región de estudio (Henriques *et al.*, 2007), incluyendo:

- (1) templado-frías: especies que tienen su límite meridional en, o cerca, de la costa atlántica de la Península Ibérica y se extienden hasta el mar del Norte, o hacia latitudes boreales;
- (2) Macaronésicas: especies que se distribuyen exclusivamente en los archipiélagos macaronésicos;
- (3) Mediterráneas: especies que se distribuyen solamente en el mar Mediterráneo templado;
- (4) Templadas: especies presentes en toda la Provincia Lusitánica templada (*sensu* Almada *et al.*, 2013), *i.e.* especies que tienen su límite de distribución meridional en Marruecos y/o el Mediterráneo, pero no en el África tropical;
- (5) Tropicales: especies que se distribuyen desde el oeste de África tropical a la entrada del mar Mediterráneo y/o el sur de la Península Ibérica, o especies que aparecen en el mar Rojo y en el oeste tropical del océano Índico;
- (6) Templado-cálidas: especies que se distribuyen desde el Mediterráneo y costas del noroeste de África hasta la entrada occidental del Canal de La Mancha;
- (7) Amplia distribución: especies presentes en toda la Provincia Lusitánica (*sensu* Almada *et al.*, 2013), alcanzando la zona tropical del océano Atlántico Este, *i.e.* especies euritermas que se distribuyen desde zonas tropicales hasta las boreales. Sin embargo, este último grupo fue excluido de todos los análisis porque estas especies no proveen ninguna información útil para este estudio. Para cada localidad, se calculó la frecuencia relativa de cada uno de los grupos bioclimáticas mencionadas anteriormente (ver Material Suplementario, Tabla S2).

1.2.2 Factores ambientales y geográficos de afinidades en la composición de especies de peces

Se construyó una matriz de datos ambientales y geográficos para explicar las similitudes macro-ecológicas en la composición de la comunidades. Para cada localidad (Tabla 1.1) se obtuvo la temperatura superficial del agua de mar (máxima y mínima medias anuales) y la salinidad (máxima y mínima medias anuales). La latitud y longitud de cada localidad también fue obtenida. Teniendo en cuenta que las localidades están situadas a ambos lados del meridiano 0°, la longitud fue corregida tomando la localidad más occidental (Isla de Tenerife) como el meridiano 0° (Tuya *et al.*, 2008). La nueva longitud de las localidades occidentales fue calculada como: $lg = x_0 - x_i$; la nueva longitud de las localidades orientales fue calculada como: $lg = x_0 + x_i$ (donde lg es la longitud corregida, x_0 es la longitud de la localidad más occidental y x_i es la longitud de la localidad, ambas respecto al meridiano 0°) (ver Material Suplementario, Tabla S3).

1.2.3 Análisis estadísticos

Las diferencias en el número de familias y especies (*i.e.* riqueza de especies) entre eco-regiones fueron analizadas mediante la prueba no paramétrica, basada en rangos, de Kruskal-Wallis. Se utilizó el análisis canónico de coordenadas principales (CAP, Anderson y Willis, 2003) como un procedimiento de ordenación restringido para analizar y visualizar las diferencias en la composición de la ictiofauna entre eco-regiones, a nivel de familias y especies. CAP es una técnica adecuada para analizar afinidades biogeográficas en la composición de las comunidades. Básicamente, el análisis CAP encuentra ejes en el espacio multivariante para optimizar la separación entre eco-regiones. En primer lugar, se realizó un Análisis de Coordenadas Principales (PCO); el análisis CAP se basó en el subgrupo de ejes PCO, en el cual ejes adicionales de PCO no incrementaron el poder de explicación. Los análisis se basaron en disimilitudes de Jaccard, que son adecuadas para datos de presencia-ausencia (Clarke y Warwick, 2001). La 'traza estadística' fue usada para analizar, mediante 999 permutaciones de los datos, diferencias en la composición de la ictiofauna, a nivel de familias y especies, entre eco-regiones. La rutina CAP también calculó los errores de cálculo usando la técnica 'Leave-one-out Allocation success' (LoA): cada localidad fue eliminada del conjunto de datos, y el análisis CAP se vuelve a ejecutar usando las observaciones restantes; entonces, cada localidad eliminada clasificó lo más cerca del centroide del grupo en el espacio canónico. La comparación de los grupos conocidos con los grupos repartidos

suministraron los errores de cálculo (LoA) (Anderson y Willis, 2003). Las comparaciones en la composición de la ictiofauna, a nivel de familias y especies, entre cada par de eco-regiones fue llevada a cabo mediante la rutina de análisis de similitudes (ANOSIM) de 1-factor, usando 999 permutaciones vía cálculo del estadístico R. El valor de este estadístico fluctúa entre -1 y 1 (R igual a 0 si la hipótesis nula es cierta, mientras que valores significativamente diferentes de 0 indican algún grado de discriminación). La interpretación de los valores del estadístico R para los pares comparados siguió el criterio de Clarke (1993). La rutina de porcentaje de similitud (SIMPER) fue empleada para identificar aquellos grupos bioclimáticos que más contribuyen en la explicación de las diferencias en la composición de la ictiofauna entre eco-regiones.

El análisis de redundancia basado en distancias (db-RDA, Legendre y Anderson, 1999) fue usado para visualizar si las variables ambientales y geográficas predictivas (ver Material Suplementario, Tabla S3) contribuyeron a explicar la variación en la composición de la ictiofauna, a nivel de familias y especies. La regresión múltiple multivariante, empleando la rutina DistLM, vía 999 permutaciones de los datos (Anderson, 2001a), analizó la significancia de esas relaciones mediante el ajuste de un modelo lineal basado en disimilitudes de Jaccard. El procedimiento de selección 'Forward' y el criterio de selección AIC fueron aplicados para seleccionar el modelo con la mayor parsimonia. Adicionalmente, este estudio determinó si las afinidades en la composición de la ictiofauna estuvieron relacionadas con la separación geográfica entre cada par de localidades, por medio de un análisis de correlación entre la matriz de disimilitudes entre localidades y la matriz de distancias (en km) entre cada par de localidades. Los valores del estadístico *Rho* fueron calculados como correlaciones de rango Spearman, y los *P*-valores usando 999 permutaciones mediante la rutina RELATE.

La existencia de correlación espacial seriada (patrones de seriación) en la composición de la ictiofauna entre eco-regiones sucesivas, a nivel de familias y especies, fue analizado mediante la rutina RELATE. La seriación es una forma de medir si existe un reemplazo progresivo de especies a través del espacio (Clarke *et al.*, 1993); *i.e.* un cambio (progresivo) en la composición de la comunidad. El test de Seriación determina si las muestras se adaptan a un patrón simple. Si el patrón de seriación es significativo, eco-regiones adyacentes son similares en composición, mientras que las eco-regiones más separadas son las más diferentes en términos de composición. El análisis Seriación provee *P*-valores, calculados vía 999 permutaciones, para analizar la significancia estadística. Todos los procedimientos multivariantes fueron realizados mediante el paquete estadístico PRIMER 6 y PERMANOVA + (Anderson *et al.*, 2008).



1.3 Resultados

1.3.1 Descripción de la ictiofauna

La ictiofauna asociada a praderas de la fanerógama marina *C. nodosa* a lo largo del Mediterráneo y las costas adyacentes del océano Atlántico comprende 59 familias, 113 géneros y 188 especies de peces (ver Material Suplementario, Tabla S1). Las familias dominantes, en términos de riqueza de especies y frecuencia, son: Sparidae (20 especies; presente en el 100% de las localidades), Labridae (16; 86,4%), Gobiidae (16; 90,9%), Syngnathidae (10; 86,4%), Serranidae (7; 72,7%) y Blenniidae (7; 50,0%). Otras familias relevantes en términos de riqueza, *i.e.* Soleidae (10 especies), Carangidae (9), Mugilidae y Clupeidae (6); además, algunas familias son importantes en términos de frecuencia de aparición, *i.e.* Mullidae (77,3%), Atherinidae (68,2%), Scorpaenidae (50,0%) y Bothidae (45,5%). Solo siete (11,9%) familias fueron registradas en todas las eco-regiones (Clupeidae, Atherinidae, Syngnathidae, Serranidae, Sparidae, Labridae y Gobiidae), y 20 (33,9%) fueron encontradas exclusivamente en una eco-región. Las eco-regiones con mayor número de familias son la MA-CI (31) y la EM (30), mientras que la CM tiene el menor (22) (Figura 1.2.a). Solo una especie, *S. typhle*, es compartida por todas las eco-regiones; doce especies, *C. labrosus*, *L. aurata*, *S. porcus*, *S. scribea*, *B. boops*, *D. annularis*, *D. puntazzo*, *D. sargus*, *D. vulgaris*, *S. cantharus*, *M. surmuletus*, y *G. niger*, son compartidas por cinco eco-regiones, mientras que 91 especies están restringidas a una eco-región exclusivamente. La eco-región con la mayor riqueza de especies es la WM (87 especies), mientras que la SU tiene la menor (36 especies) (Figura 1.2.b). No se encontraron diferencias significativas en el número de familias (Kruskal-Wallis ANOVA por rangos, g.l. = 5, $H = 3,005$, $P = 0,699$) y especies ($H = 8,274$, $P = 0,142$).

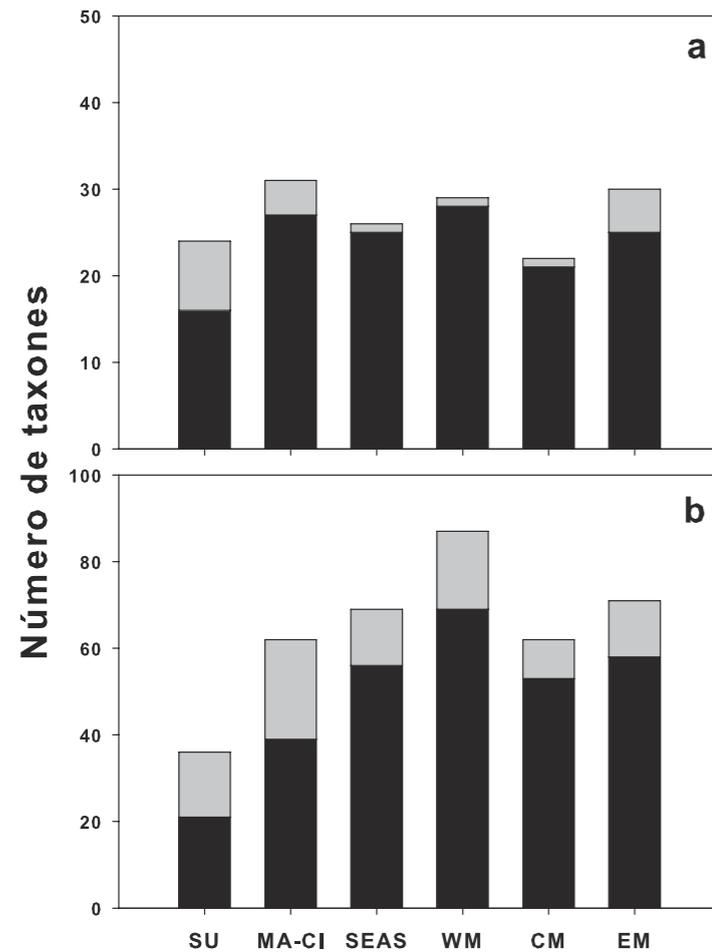
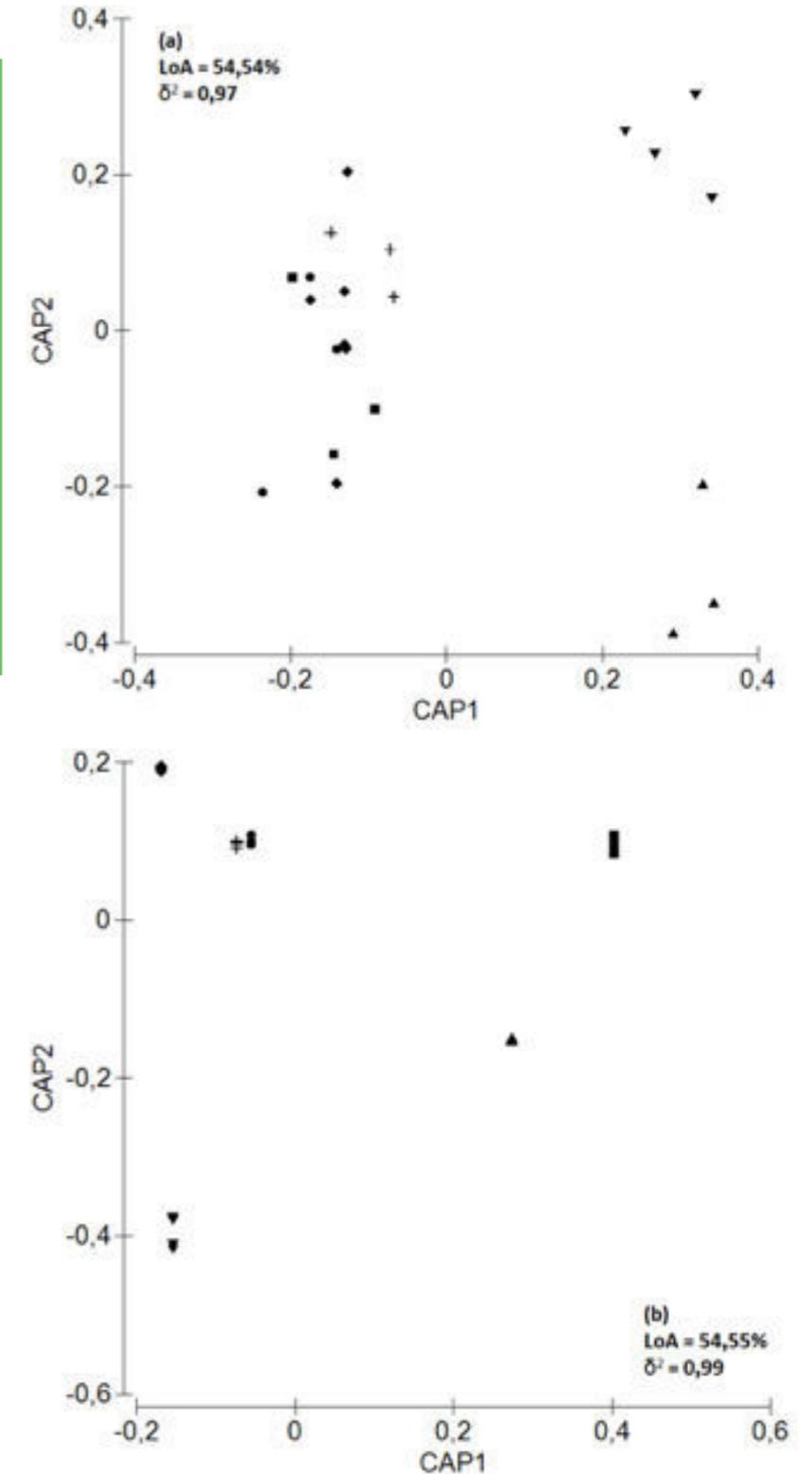


Figura 1.2. Número de (a) familias y (b) especies en cada eco-región. Las barras negras indican taxones compartidos con cualquier otra eco-región, mientras que las barras grises son taxones no compartidos (*i.e.* taxones encontrados exclusivamente en una eco-región particular). SU, Afloramiento Saheliano; MA-CI, Macaronesia-Islas Canarias; SEAS, Plataforma Atlántica Sur Europea; WM, Mediterráneo Occidental; CM, Mediterráneo Central; y EM, Mediterráneo Oriental.

Figura 1.3. Gráficos de la técnica de ordenación CAP de la ictiofauna que habita las praderas de la fanerógama marina *C. nodosa* de acuerdo con (a) la composición de familias y (b) la composición de especies. ▲, Afloramiento Saheliano; ▼, Macaronesia-Islas Canarias; ■, Plataforma Atlántica Sur Europea; ◆, Mediterráneo Occidental; ●, Mediterráneo Central; y +, Mediterráneo Oriental. Los análisis se basaron en 5 y 11 ejes PCO, respectivamente. Se indica el resultado de la rutina 'Leave-one-out Allocation success' (= LoA, *i.e.* el porcentaje de puntos correctamente distribuidos en cada grupo). δ^2 , correlación canónica cuadrada con CAP I.



1.3.2 Afinidades en la composición de la ictiofauna

A nivel de familias, el análisis CAP (Figura 1.3.a) separó de forma eficiente las ictiofaunas de dos eco-regiones: la SU (LoA = 100%) y la MA-CI (LoA = 100%); la EM (LoA = 66,6%) fue parcialmente discriminada; la SEAS (LoA = 33,3%) y la WM (LoA = 33,3%) fueron escasamente separadas. La eco-región CM (LoA = 0%) no fue discriminada. En concordancia, el ANOSIM de 1-factor mostró diferencias significativas generales en la composición de la ictiofauna entre eco-regiones (R global = 0,355, P = 0,003, Tabla 1.2). A nivel de especies, el análisis CAP (Figura 1.3.b) separó la ictiofauna de la eco-región MA-CI (LoA = 100%), mientras que las eco-regiones SU (LoA = 66,7%), SEAS (LoA = 66,7%), y WM (LoA = 66,7%) fueron parcialmente separadas; las eco-regiones CM (LoA = 0%) y EM (LoA = 0%) no fueron separadas. El correspondiente ANOSIM de 1-factor

mostró diferencias significativas en la composición de especies entre eco-regiones (R global = 0,419, $P = 0,003$, Tabla 1.2). Las disimilitudes en la composición de la ictiofauna estuvieron conectadas con la separación geográfica entre localidades a nivel de familias ($Rho = 0,197$, $P = 0,012$) y de especies ($Rho = 0,264$, $P = 0,009$), respectivamente. Se detectó una correlación serial espacial significativa entre eco-regiones a lo largo del rango de distribución de *C. nodosa*, a nivel de familias y de especies ($Rho = 0,292$, $P = 0,001$; $Rho = 0,411$, $P = 0,001$, respectivamente).

La clasificación bioclimática de la ictiofauna mostró que el 50,5% del total de las especies tienen una amplia distribución, seguidas por las especies templadas (16,0%), tropicales (14,4%), mediterráneas (8,5%), templado-cálidas (7,5%), macaronésicas (2,7%) y templado-frías (1,1%). Los resultados de la rutina SIMPER (Tabla 1.3) mostraron que las especies templadas, mediterráneas y las templado cálidas contribuyeron mayoritariamente a las disimilitudes entre las eco-regiones SEAS, WM, CM y EM (Figura 1.4). Las especies tropicales, templadas y macaronésicas explicaron mayoritariamente las disimilitudes entre las eco-regiones SU y MA-CI. Las especies templadas y tropicales para la eco-región SU, y las tropicales, templadas y macaronésicas para la eco-región MA-CI son las responsables mayoritarias de las disimilitudes entre esas dos eco-regiones y las eco-regiones templadas (SEAS, WM, CM y EM), respectivamente (Figura 1.4).

Pares comparados	Familia		Especie	
	R	P	R	P
SU vs. MA-CI	0,880	0,029	0,759	0,029
SU vs. SEAS	0,907	0,100	0,722	0,100
SU vs. WM	0,522	0,024	0,762	0,012
SU vs. CM	0,870	0,100	0,815	0,100
SU vs. EM	0,778	0,100	0,833	0,100
MA-CI vs. SEAS	0,815	0,029	1,000	0,029
MA-CI vs. WM	0,407	0,029	0,573	0,014
MA-CI vs. CM	0,981	0,029	0,944	0,029
MA-CI vs. EM	0,472	0,029	0,935	0,029
SEAS vs. WM	-0,117	0,690	-0,130	0,774
SEAS vs. CM	-0,074	0,700	0,074	0,400
SEAS vs. EM	0,352	0,200	0,185	0,200
WM vs. CM	-0,194	0,881	-0,241	0,940
WM vs. EM	0,127	0,262	-0,176	0,869
CM vs. EM	0,333	0,200	-0,130	0,700

Tabla 1.2. Resultados del análisis de similitudes (ANOSIM) de 1-factor para comprobar las diferencias en la composición de la ictiofauna entre cada par de eco-regiones, a nivel de familias y especies.

Tabla 1.3. Resultados de la rutina SIMPER indicando las categorías bioclimáticas de peces (ct, templado-frías; mc, macaronésicas; md, mediterráneas; t, templadas; tp, tropicales; wt, templado-cálidas) que más contribuyeron a las disimilitudes entre cada par de eco-regiones (ver Figura 1.1 y Tabla 1.1). Los grupos se colocan en orden decreciente de contribución. $\bar{\delta}i$, disimilitud media; δi %, contribución de cada categoría bioclimática de peces a las disimilitudes; SD, desviación estándar.

SU vs. MA-CI $\bar{\delta}i = 51.22$		SU vs. SEAS $\bar{\delta}i = 81.46$		MA-CI vs. SEAS $\bar{\delta}i = 69.37$		SU vs. WM $\bar{\delta}i = 79.38$		MA-CI vs. WM $\bar{\delta}i = 65.06$			
grupos	$\bar{\delta}i$ %	$\bar{\delta}i$ /SD	grupos	$\bar{\delta}i$ %	$\bar{\delta}i$ /SD	grupos	$\bar{\delta}i$ %	$\bar{\delta}i$ /SD	grupos	$\bar{\delta}i$ %	$\bar{\delta}i$ /SD
tp	31,02	1,42	t	49,05	4,79	tp	30,86	5,78	t	38,71	2,68
t	30,84	3,65	tp	21,51	1,77	t	27,49	2,44	tp	34,43	1,97
mc	27,82	3,85	wt	19,48	2,89	wt	19,31	7,68	wt	16,32	1,35
wt	10,32	2,30	-	-	-	mc	13,60	3,42	md	10,53	1,44
-	-	-	-	-	-	-	-	-	t	12,96	1,20
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

SEAS vs. WM $\bar{\delta}i = 36.76$		SU vs. CM $\bar{\delta}i = 88.10$		MA-CI vs. CM $\bar{\delta}i = 71.57$		SEAS vs. CM $\bar{\delta}i = 22.86$		WM vs. CM $\bar{\delta}i = 31.98$			
grupos	$\bar{\delta}i$ %	$\bar{\delta}i$ /SD	grupos	$\bar{\delta}i$ %	$\bar{\delta}i$ /SD	grupos	$\bar{\delta}i$ %	$\bar{\delta}i$ /SD	grupos	$\bar{\delta}i$ %	$\bar{\delta}i$ /SD
t	47,92	1,71	t	42,51	4,57	tp	33,28	6,91	t	45,74	1,46
wt	23,24	1,37	tp	24,64	2,30	t	22,60	2,31	md	26,72	1,37
md	10,10	1,20	md	17,30	2,26	wt	15,93	8,39	wt	21,29	1,17
ct	9,42	1,24	wt	15,54	2,53	md	15,03	2,37	-	-	-
-	-	-	-	-	-	mc	13,16	3,59	-	-	-
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

SU vs. EM $\bar{\delta}i = 69.26$		MA-CI vs. EM $\bar{\delta}i = 67.26$		SEAS vs. EM $\bar{\delta}i = 48.28$		WM vs. EM $\bar{\delta}i = 49.55$		CM vs. EM $\bar{\delta}i = 44.95$			
grupos	$\bar{\delta}i$ %	$\bar{\delta}i$ /SD	grupos	$\bar{\delta}i$ %	$\bar{\delta}i$ /SD	grupos	$\bar{\delta}i$ %	$\bar{\delta}i$ /SD	grupos	$\bar{\delta}i$ %	$\bar{\delta}i$ /SD
tp	36,85	1,15	tp	34,73	1,53	t	52,81	1,73	t	54,69	1,95
t	32,24	1,30	t	22,08	1,39	wt	14,04	1,06	md	19,59	1,01
wt	18,11	1,41	mc	17,26	2,36	tp	13,96	0,95	wt	12,86	1,12
md	12,80	1,24	wt	15,98	3,44	md	12,44	1,44	tp	12,85	0,66

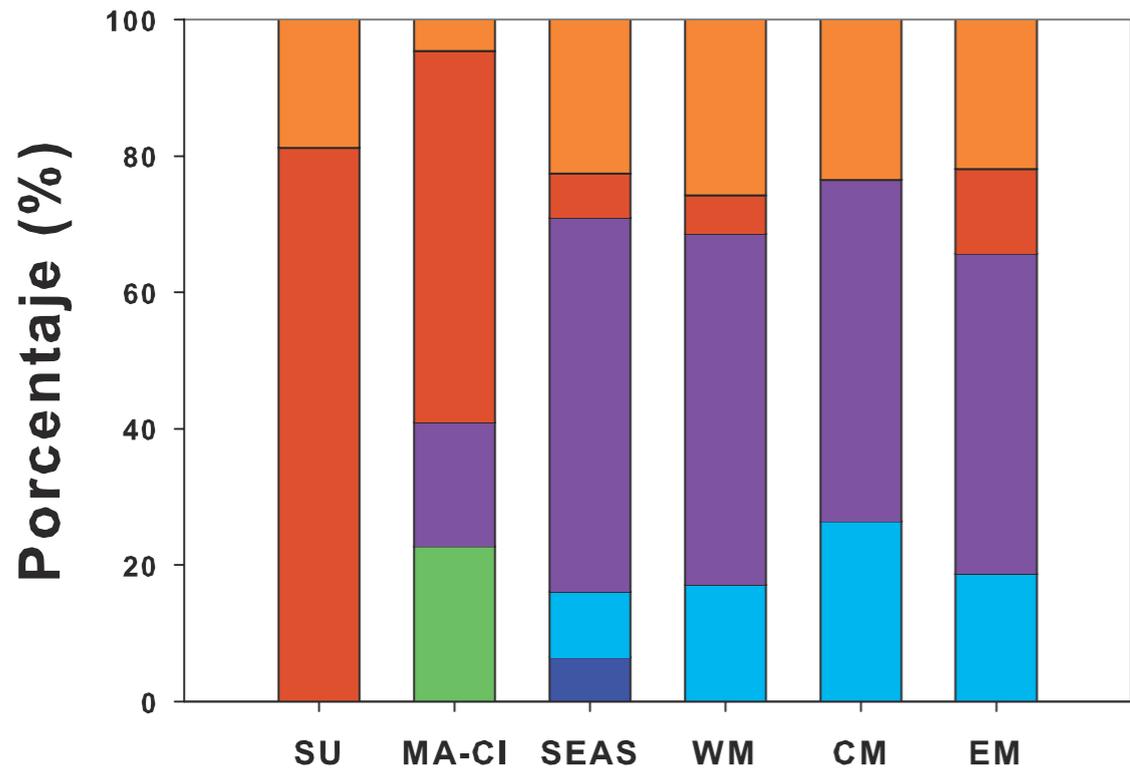
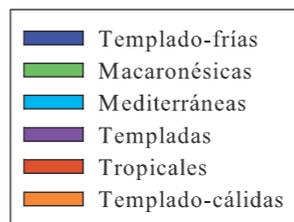


Figura 1.4. Composición de la ictiofauna que habita las praderas de la fanerógama marina *C. nodosa* en cada eco-región de acuerdo con las afinidades bioclimáticas de las especies de peces. SU, Afloramiento Saheliano; MA-CI, Macaronesia-Islas Canarias; SEAS, Plataforma Atlántica Sur Europea; WM, Mediterráneo Occidental; CM, Mediterráneo Central; y EM, Mediterráneo Oriental.



1.3.3 Factores ambientales y geográficos de afinidades en la composición de la ictiofauna

Los dos primeros ejes del análisis db-RDA explicaron *ca.* 25,7% y 24% del total de la variación en la composición de la ictiofauna a nivel de familias y especies, respectivamente (Figura 1.5.a, b). La temperatura mínima media anual del agua de mar es el factor ambiental que explica la mayor variación en la composición de la ictiofauna a nivel de familias y especies, *ca.* 15% y 14% de la variación total ($P = 0,001$ en ambos casos, Tabla 1.4), respectivamente. El segundo factor que más contribuyó a explicar la variación en la composición de la ictiofauna fue la latitud, *ca.* 10% y 9% de la variación total, respectivamente, a nivel de familias y especies ($P = 0,002$ en ambos casos, Tabla 1.4).

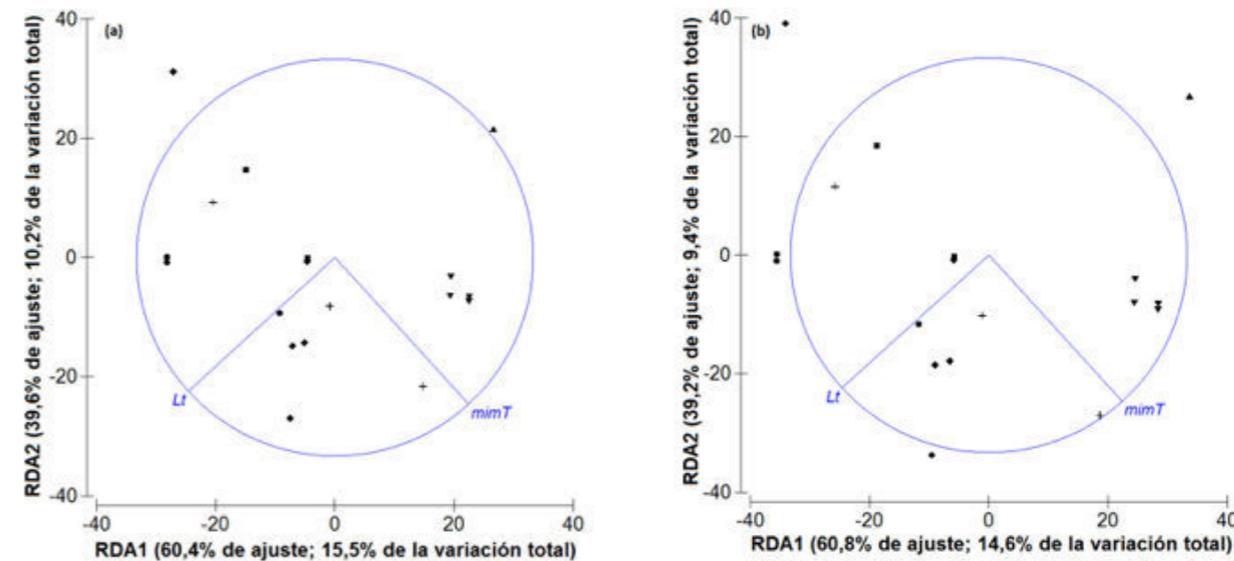


Figura 1.5. Gráficos del Análisis de Redundancia basado en distancias (db-RDA) relacionando las variables ambientales y geográficas con la composición de la ictiofauna que habita las praderas de la fanerógama marina *C. nodosa* a nivel de (a) familias y (b) especies. ▲, Afloramiento Saheliano; ▼, Macaronesia-Islas Canarias; ■, Plataforma Atlántica Sur Europea; ◆, Mediterráneo Occidental; ●, Mediterráneo Central; y +, Mediterráneo Oriental. Abreviaturas: *mimT*, temperatura mínima media anual; *Lt*, latitud.

Variables	Nivel Familias			Nivel Especies		
	Pseudo- <i>F</i>	<i>P</i>	% de variación explicada	Pseudo- <i>F</i>	<i>P</i>	% de variación explicada
Temperatura mínima media	3,6673	0,001	0,15495	3,4237	0,001	0,14616
Latitud	2,6001	0,002	0,10172	2,3541	0,002	0,09413

Tabla 1.4. Resultados de los modelos de la regresión múltiple multivariante (pruebas secuenciales) para analizar las relaciones entre las variables ambientales y geográficas, y la composición de la ictiofauna asociada a praderas de la fanerógama marina *C. nodosa*, a nivel de familias y especies. La contribución de cada variable independiente es descrita por medio de la cantidad (%) de variación explicada. Los *P*-valores dan la diagnosis de significatividad.



1.4 Discusión

1.4.1 Descripción de la ictiofauna: patrones en el número de familias y especies

La ausencia de patrones para la riqueza de especies de la ictiofauna a lo largo del rango de distribución de *C. nodosa* sigue los resultados previos para la ictiofauna asociada a praderas de fanerógamas marinas. En este sentido, la revisión de Pollard (1984) no encontró ningún patrón general para la riqueza de especies de 30 ictiofaunas de todo el mundo; las diferencias en la riqueza de especies reflejan sobre todo diferencias en los esfuerzos de muestreo y técnicas entre localidades. El mayor número de especies de peces asociado a las praderas de *C. nodosa* fue observado en la eco-región WM, donde el esfuerzo de muestreo ha sido notorio, como resultado de la larga tradición en los estudios biológicos marinos (Tabla 1.1). De forma similar, el número de familias no mostró ningún patrón particular, lo cual puede deberse a los diferentes protocolos y esfuerzos de muestreo entre localidades. Por ejemplo, las eco-regiones con mayor número de familias (MA-CI y EM) son aquellas donde una combinación de estrategias de muestreo, censos visuales y arrastres de fondo en particular, han sido realizados. Un elemento relevante que también influencia la riqueza de especies de peces es la ecología a escala de paisaje de las praderas de fanerógamas marinas; por ejemplo, la identidad y proximidad de los hábitats circundantes (Weinstein y Heck, 1979; Costa *et al.*, 2002; Lugendo *et al.*, 2005; Jelbart *et al.*, 2007; Unsworth *et al.*, 2008; Tuya *et al.*, 2010), así como también la complejidad estructural de las praderas de fanerógamas marinas. Todos estos atributos del paisaje que operan a media y pequeña escala no han sido tenidos en cuenta por esta aproximación macro-ecológica, porque esta información no se recoge en la mayoría de los estudios, especialmente para *C. nodosa* (Boström *et al.*, 2006).

Las familias de peces dominantes asociadas con las praderas de *C. nodosa* (Syngnathidae, Scorpaenidae, Sparidae, Labridae, Blenniidae, Gobiidae) también han sido identificadas como familias conspicuas que habitan las praderas de fanerógamas marinas a escala global (Pollard, 1984). Sin embargo, algunas familias (*e.g.* Atherinidae, Mullidae y Soleidae) que son importantes en las praderas de *C. nodosa* tanto en términos de número de especies o de frecuencia de aparición, no han sido consideradas previamente como elementos taxonómicos importantes de la ictiofauna que habita las praderas de fanerógamas marinas a escala global.

1.4.2 Afinidades en la composición de la ictiofauna

La composición de la ictiofauna que habita las praderas de *C. nodosa*, a nivel de familias y especies, difiere a lo largo del área de distribución de esta fanerógama marina. El patrón general consiste en un cambio progresivo desde la eco-región tropical (SU) hacia la eco-región subtropical macaronésica (MA-CI) y hacia las cuatro eco-regiones templadas (SEAS, WM, CM y EM); la variación en la composición de especies de peces dentro de estas eco-regiones es, sin embargo, menor. Una serie de estudios han reportado cambios en los atributos ecológicos de peces marinos a través de gradientes latitudinales y longitudinales, los cuales están conectados con patrones oceanográficos y climáticos; por ejemplo, cambios latitudinales en la riqueza de especies y en el rango de tamaño de la distribución de las especies (Macpherson y Duarte, 1994; Macpherson, 2002; Lasram *et al.*, 2009), en la diversidad de peces (Briggs, 1995; Willig *et al.*, 2003; Tuya *et al.*, 2011a, 2012), y en la estructura trófica y movilidad de peces (Floeter *et al.*, 2004).

La composición de la ictiofauna en la eco-región SU difiere como resultado de la presencia de taxones de afinidad tropical (*e.g.* Ariidae, Haemulidae, Polynemidae, Cichlidae, Ephippidae, Psettodidae, Monacanthidae y Tetraodontidae); ciertamente, un tercio de las familias registradas en la eco-región SU se encuentran exclusivamente aquí. De forma similar, numerosas especies de peces (28,6%) de distribución tropical son exclusivas de esta eco-región, en particular *Dasyatis marmorata* (Steindachner, 1892), *Ethmalosa fimbriata* (Bowdich, 1825), *Arius latiscutatus* Günther, 1864, *Carlarius heudelotii* (Valenciennes, 1840), *Enneacampus kaupi* (Bleeker, 1863), *Galeoides decadactylus* (Bloch, 1795), *Coptodon guineensis* (Günther, 1862), *Ephippus goreensis* Cuvier, 1831, *Psettodes belcheri* Bennett, 1831, *Solea triophthalma* Bleeker, 1863, y *Ephippion guttifer* (Bennett, 1831); o compartidas con la eco-región MA-CI, *e.g.* *Pomadasyus incisus* (Bowdich, 1825), *Stephanolepis hispidus* (Linnaeus, 1766) y *Sphoeroides marmoratus* (Lowe, 1838). Algunas especies templado-cálidas también son compartidas con la eco-región SEAS, *e.g.* *Diplodus bellottii* (Steindachner, 1882) y *Solea senegalensis* Kaup, 1858. Esta composición particular de la ictiofauna de la eco-región SU es el resultado de su localización dentro de la provincia Transición del Oeste Africano, por esto es esperable una biota diferente con relación a la de las provincias Lusitánica y Mediterránea, de acuerdo con Spalding *et al.* (2007). La composición de la ictiofauna que habita las praderas de *C. nodosa* en la eco-región SU está, además, dominada por elementos tropicales que alcanzan aquí su límite de distribución septentrional (*e.g.* *E. goreensis*), mientras que algunas especies templadas tienen aquí su límite de distribución meridional [*e.g.* *Symphodus bailloni* (Valenciennes, 1839) (Jager, 1993)].

La eco-región MA-CI muestra las mayores disimilitudes en la composición de especies de peces con el resto de las eco-regiones. A nivel de familias, las diferencias están relacionadas sobre todo con la presencia de taxones de afinidad tropical (Aulostomidae, Haemulidae, Pomacentridae, Scaridae, Monacanthidae y Tetraodontidae), algunos de ellos también se encuentran en la eco-región SU. En la eco-región MA-CI, hay una coexistencia de especies de afinidad tropical, en particular, *Myrichthys pardalis* (Valenciennes, 1839), *Aulostomus strigosus* Wheeler, 1955, *Scorpaena maderensis* Valenciennes, 1833, *P. incisus*, *Umbrina ronchus* Valenciennes, 1843, *Thalassoma pavo* (Linnaeus, 1758), *X. novacula*, *S. cretense*, *Opeatogenys cadenati* Briggs, 1957, *Sphyræna viridensis* Cuvier, 1829, *S. hispidus*, *Canthigaster capistrata* (Lowe, 1839) y *S. marmoratus*; especies subtropicales, *Synodus synodus* (Linnaeus, 1758) y especies endémicas de la Macaronesia, tales como *Similiparma lurida* (Cuvier, 1830), *Mycteroperca fusca* (Lowe, 1838) y *Symphodus trutta* (Lowe, 1834). La presencia de taxones tropicales de peces en las aguas costeras de las Islas Canarias es prominente (Brito *et al.*, 2005). Este archipiélago, tiene un índice de tropicalización (5,56, *i.e.* el porcentaje de contribución de especies tropicales al conjunto de la ictiofauna, Wernberg *et al.*, 2013) bastante superior al de las costas atlánticas de la Península Ibérica (1,13) y al del mar Mediterráneo (1,6) (Almada *et al.*, 2013). Algunas especies templadas, *e.g.* *D. annularis* y *S. porcus*, son compartidas con las eco-regiones templadas. La composición biogeográfica de la ictiofauna litoral de las Islas Canarias se explica por las peculiares condiciones oceanográficas de este archipiélago, localizado de forma perpendicular a la zona de transición del afloramiento del noroeste africano. Existe un gradiente en el clima oceánico a lo largo de un eje de este a oeste perpendicular a la costa africana. Como resultado, hay por ejemplo, un promedio de 2°C de diferencia en la temperatura del agua superficial del mar entre las islas orientales y las más occidentales (Davenport *et al.*, 2002). Por esto, la biota marina difiere entre las islas orientales y las más occidentales, incluyendo la estructura y composición de la ictiofauna costera (Brito *et al.*, 2005; Tuya *et al.*, 2006b), lo que explica la confluencia de especies tropicales y templado-cálidas en el archipiélago.

Para los dos niveles taxonómicos considerados en este estudio, no hay diferencias significativas en la composición de la ictiofauna entre las eco-regiones templadas (SEAS, WM, CM y EM). A nivel de familias, SEAS, WM y CM tienen una composición muy similar; *i.e.* la mayoría de los taxones son compartidos. La eco-región EM, sin embargo, difiere parcialmente de este grupo como resultado de la presencia de familias de distribución tropical (Pomacentridae, Scaridae, Siganidae y Monacanthidae; 16,7%

de taxones exclusivos). A pesar del hecho de que el análisis CAP, a nivel de especies, revela algunas diferencias en la composición de peces entre las eco-regiones SEAS y WM, los resultados no son significativos. Este hecho no se ajusta al modelo diseñado por Spalding *et al.* (2007). Esto, por supuesto, puede ser un artefacto de la falta de datos en las eco-regiones SEAS, CM y EM en el análisis de Spalding *et al.* (2007). El Estrecho de Gibraltar ha sido, en gran medida, considerado como una frontera natural entre el mar Mediterráneo y el Atlántico (Briggs y Bowen, 2012); evidencias genéticas de algunas especies de peces costeros apoyan esta noción. Todavía, no hay un consenso general sobre el papel crucial que juega el Estrecho de Gibraltar en la configuración de los patrones filogenéticos de peces marinos (Bargelloni *et al.*, 2003, 2005; Patarnello *et al.*, 2007). Las ligeras diferencias en la composición de peces entre la eco-región SEAS y la adyacente WM resultan de la presencia de especies templado-frías, *e.g.* *Nerophis lumbriciformis* (Jenyns, 1835) y *Labrus bergylta* Ascanius, 1767, y especies tropicales, *e.g.* *Hyporhamphus picarti* (Valenciennes, 1847) que alcanzan sus límites de distribución meridionales y septentrionales en la eco-región SEAS, respectivamente. En esta eco-región, los grupos bioclimáticos dominantes son aquellos de afinidad templada, incluyendo especies también presentes a lo largo del Mediterráneo, *e.g.* *Echiichthys vipera* (Cuvier, 1829), *Umbrina cirrosa* (Linnaeus, 1758), *Ctenolabrus rupestris* (Linnaeus, 1758), *Symphodus ocellatus* (Linnaeus, 1758), *Symphodus scina* (Fabricius, 1775) y *Pomatoschistus pictus* (Malm, 1865). El intercambio de especies entre estos dos sectores (SEAS y WM) de la provincia Lusitánica ha sido ya previamente indicado (Bianchi, 2007; Tuya *et al.*, 2012; Almada *et al.*, 2013).

La ictiofauna que vive en las praderas de *C. nodosa* en la eco-región WM ha sido, en gran parte, descrita; esta ictiofauna está dominada típicamente por especies de afinidad templada, *e.g.* *Alosa fallax* (Lacepède, 1803), *Spicara maena* (Linnaeus, 1758), *Crystallogobius linearis* (Düben, 1845), *Gobius bucchichi* Steindachner, 1870, y *Scophthalmus rhombus* (Linnaeus, 1758), y especies de distribución mediterránea, *e.g.* *Aphanius iberus* (Valenciennes, 1846), *Symphodus doderleini* Jordan, 1890, *Microlipophrys dalmatinus* (Steindachner y Kolombatovic, 1883), y *Arnoglossus kessleri* Schmidt, 1915. Algunos elementos de afinidades tropicales, *e.g.* *Pegusa impar* (Bennett, 1831) y templado-cálidas, *e.g.* *Clinitrachus argentatus* (Risso, 1810), son también encontrados aquí. A pesar de que el mar Mediterráneo es un punto caliente de diversidad de peces, incluyendo un número de endemismos (Lasram *et al.*, 2009; Coll *et al.*, 2010), solo una especie (*A. iberus*) que habita las praderas de *C. nodosa* es endémica de esta eco-región. La eco-región CM es la

menos diferenciada y diversa (en términos de riqueza de especies), con una ausencia de elementos tropicales. Esto puede explicarse, en primer lugar, por la localización de esta eco-región entre la WM y la EM, compartiendo un gran número de especies con ambas eco-regiones. En segundo lugar, esta eco-región presenta unas condiciones oceanográficas caracterizadas por temperaturas del agua de mar bajas en invierno (10°C y 14°C en el norte y sur del mar Adriático, respectivamente, Bianchi, 2007), lo que crea una barrera térmica para las especies tropicales. Un gran número de especies de peces son endémicas de esta parte del mar Mediterráneo (Lasram *et al.*, 2009; Coll *et al.*, 2010). Sin embargo, solo una especie endémica de pez que vive en las praderas de *C. nodosa* ha sido encontrada en esta eco-región; el góbido *Knipowitschia panizzae* (Verga, 1841), la cual está restringida a los mares Adriático y Tirreno. En general, este estudio muestra que las eco-regiones mediterráneas tienen un nivel de endemismo (12,69%) similar a aquellos previamente indicados para el mar Mediterráneo (Coll *et al.*, 2010; Briggs y Bowen, 2012; Almada *et al.*, 2013).

La composición de la ictiofauna en la eco-región EM está influenciada por el flujo de especies que han llevado a cabo migraciones lessepsianas a través del Canal de Suez hacia el Mediterráneo (Bianchi, 2007; Golani, 2010; Coll *et al.*, 2010). Por ejemplo, *Siganus luridus* (Rüppell, 1829), *Siganus rivulatus* Forsskål y Niebuhr, 1775, y *Stephanolepis diaspros* Fraser-Brunner, 1940, las cuales son originales del océano Índico, y han sido registradas en praderas de *C. nodosa* en las costas libanesas (Harmelin-Vivien *et al.*, 2005). Otro ejemplo es *Fistularia commersonii* Rüppell, 1838 (Fistulariidae), la cual usa las praderas de *C. nodosa* como hábitat de 'guardería' en el mar Egeo (Kalogirou *et al.*, 2007). Otro grupo de especies de afinidad tropical observadas en la eco-región EM incluye: *X. novacula* y *S. cretense* (Harmelin-Vivien *et al.*, 2005).

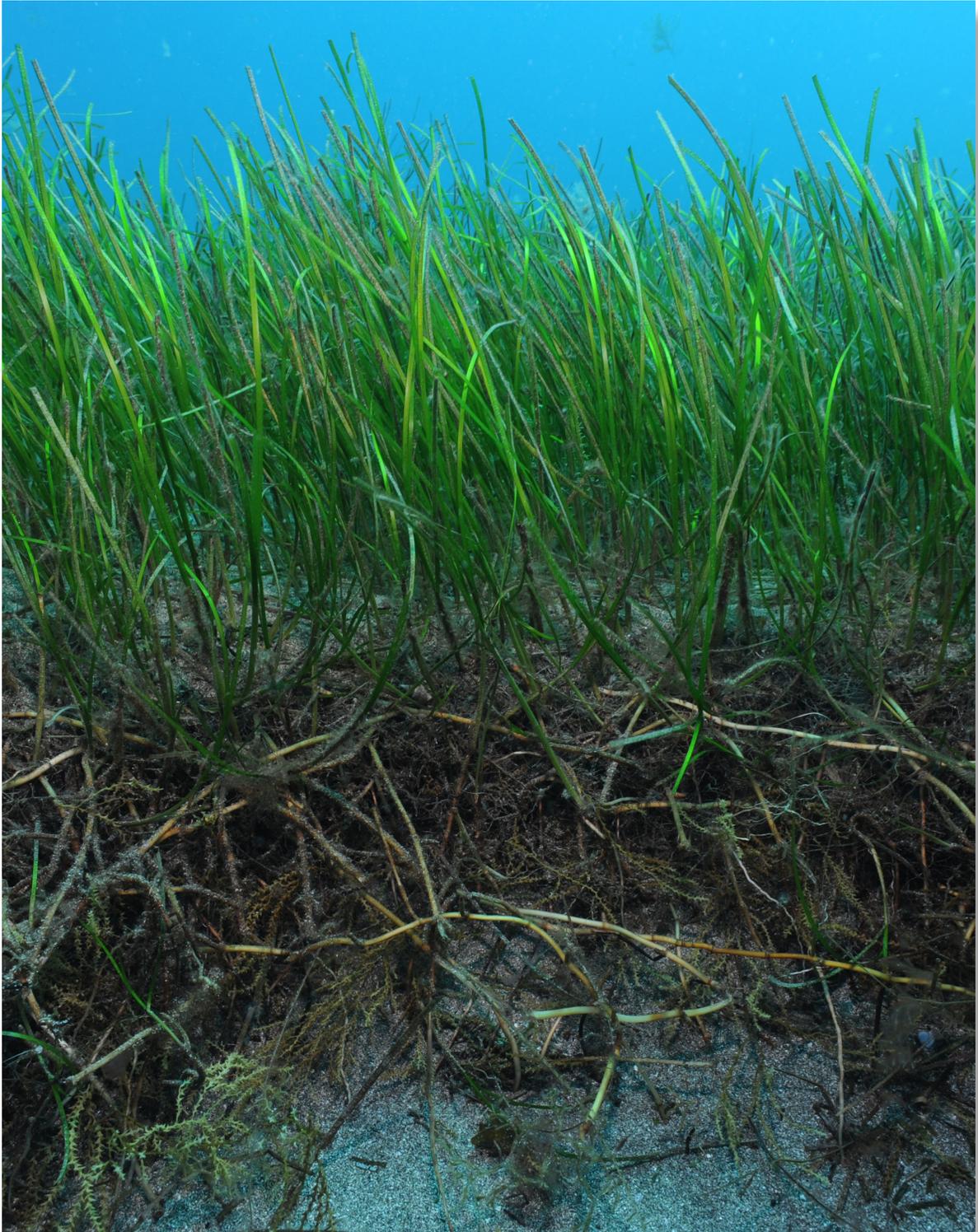
1.4.3 Influencia de los factores ambientales y geográficos

La distribución de peces marinos a escalas macro-ecológicas es compleja, e incluye una serie de procesos que afectan su distribución (e.g. temperatura, salinidad, productividad primaria, historia geológica y eventos climáticos pasados, dispersión larvaria, etc.) (Briggs, 1974, 1995; Floeter *et al.*, 2008). En este estudio, un gradiente en la temperatura mínima media anual de *ca.* $6,5^{\circ}\text{C}$ entre la zona tropical ($19,88^{\circ}\text{N}$) y la templada del Atlántico noreste ($36,98^{\circ}\text{N}$) explica en parte la variación en la composición de la ictiofauna a nivel de familias y de especies. Este gradiente de temperatura, hasta cierto punto, está conectado con la latitud. El hecho de que la temperatura del agua de mar influencia

los patrones de distribución de las especies de peces costeros y crea variaciones en la riqueza, diversidad y abundancia de la ictiofauna es en gran parte conocido (Tuya *et al.*, 2011a, 2012). En el mar Mediterráneo, la variación de la temperatura del agua de mar no sigue un patrón directo, pese a que, en general, la temperatura mínima media anual presenta un gradiente noroeste a sureste de *ca.* 7°C (Bianchi, 2007; Coll *et al.*, 2010). Este hecho puede ayudar a explicar la presencia de taxones tropicales en el sector sureste del Mediterráneo y el dominio de taxones templados en el noroeste. A pesar del hecho de que el modelo de regresión multivariante excluyó la variación en longitud del modelo con la mayor parsimonia, la variación con la longitud explica una pequeña cantidad de la variación en la composición de la ictiofauna (*ca.* 8% y 9% a nivel de familias y especies, respectivamente); esto está probablemente asociado con el cambio progresivo de especies con la longitud a través del Mediterráneo.



Canthigaster capistrata (Lowe, 1839)



Aspecto de la bóveda foliar y del rizoma de *C. nodosa*

2

Variabilidad espacial en la estructura de la ictiofauna asociada a praderas de *Cymodocea nodosa* en las Islas Canarias, océano Atlántico noreste



Diplodus annularis (Linnaeus, 1758)

Variabilidad espacial en la estructura de la ictiofauna asociada a praderas de *Cymodocea nodosa* en las Islas Canarias, Atlántico nororiental subtropical

Spatial variability in the structure of the ichthyofauna associated with *Cymodocea nodosa* seagrass meadows across the Canary Islands, north-eastern subtropical Atlantic

Fernando Espino¹, Fernando Tuya¹, Alberto Brito² y Ricardo Haroun¹

¹Centro de Investigación en Biodiversidad y Gestión Ambiental (BIOGES), Facultad de Ciencias del Mar, Campus de Tafira, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, 35017 Las Palmas, Gran Canaria, Islas Canarias, España. fesprod@gobiernodecanarias.org

²Grupo de Investigación BIOECOMAC, Unidad de Ciencias Marinas, Departamento de Biología Animal, Facultad de Biología, Universidad de La Laguna, 38206, La Laguna, Tenerife, Islas Canarias, España

Abstract. - A description of the patterns in spatial variability of fish assemblages is particularly relevant to guarantee an adequate management of these marine resources. Thirty six trawls were considered on six seagrass meadows (10 km apart) in three islands (100 km apart) of the Canary Islands to (i) analyze the spatial variability in the structure (richness, abundance and diversity) of fish assemblages associated with *Cymodocea nodosa* seagrass meadows, and to (ii) assess how the structural complexity of this habitat affects fish assemblage structure. A total of 3,616 fishes were captured, belonging to 30 species and 15 families. The total length of ca. 95% of individuals was < 10 cm, and ca. 90% of individuals were juveniles. Spatial variability in fish assemblage structure was larger when considering the scale of meadows than the scale of islands (27.28% vs. 6.64% respectively, in the amount of explained total variability); the smallest spatial scale (i.e., the variability among replicated trawls within each seagrass meadow) accumulated the largest amount of variability (66.07%). Differences in fish assemblage structure were largely driven by changes in the abundance of a few species, including *Diplodus annularis*, *Spondyliosoma cantharus*, *Mullus surmuletus* and *Symphodus trutta*. These species recruited into seagrass meadows, and confirmed the nursery role of this habitat in the canarian coastal waters. Mean shoot density and variation of the seagrass canopy height were the descriptors that accounted for the most variability when explaining patterns in fish assemblage structure.

Key words: Abundance, juvenile fish, nursery, habitat structure, seagrass meadows

Resumen. - El conocimiento de los patrones de variabilidad espacial de las comunidades de peces es de especial relevancia para una adecuada gestión de estos recursos marinos. Con el objetivo de: (i) analizar la variabilidad espacial en la estructura (riqueza, abundancia y diversidad) de la ictiofauna asociada a praderas marinas de *Cymodocea nodosa* en el Archipiélago Canario y (ii) conocer cómo la complejidad estructural de este hábitat afecta a la comunidad de peces, se realizaron 36 arrastres en seis praderas (separadas por 10 km) en tres islas (separadas por 100 km). Se registraron un total de 3.616 individuos pertenecientes a 30 especies y 15 familias. La longitud total de ca. 95% de los individuos fue < 10 cm y ca. 90% fueron juveniles. La variabilidad espacial en la estructura de la comunidad asociada a escala de praderas fue superior que a escala de islas (27,28% vs. 6,64% de la variabilidad total); la menor escala (e.g., variabilidad entre arrastres dentro de cada pradera), acumuló la mayor parte de la variabilidad (66,07%). Las diferencias en la estructura de la comunidad entre praderas se debieron a cambios en la abundancia de determinadas especies, como *Diplodus annularis*, *Spondyliosoma cantharus*, *Mullus surmuletus* y *Symphodus trutta*, que usan las praderas como lugares de reclutamiento, confirmando el papel de guardería que juega este hábitat en Canarias. La densidad media de pies y la variación en la altura del estrato foliar fueron los parámetros estructurales que más afectaron la estructura de la comunidad de ictiofauna.

Palabras clave: Abundancia, peces juveniles, guardería, estructura del hábitat, praderas marinas

2

Variabilidad espacial en la estructura de la ictiofauna asociada a praderas de *Cymodocea nodosa* en las Islas Canarias, océano Atlántico noreste



2.1 Introducción

Las praderas de fanerógamas marinas constituyen uno de los ecosistemas marinos más importantes, debido a que participan en los procesos biogeoquímicos litorales: su alta productividad primaria y secundaria (Hemminga y Duarte, 2000) las convierten en una fuente de recursos alimenticios y su complejidad estructural provee de un mayor número de hábitats, lo que permite el desarrollo de comunidades más complejas, con una abundancia alta y diversidad de invertebrados y peces (Beck *et al.*, 2001; Gillanders, 2006). Además, estas praderas constituyen un hábitat adecuado para el reclutamiento y cría de numerosas especies de peces (Pollard, 1984; Bell y Pollard, 1989). En Canarias, las praderas de *C. nodosa* también desempeñan múltiples funciones ecológicas (Aguilera *et al.*, 1994; Barberá *et al.*, 2005; Espino *et al.*, 2008, 2011a), similares a las que realizan otras especies de fanerógamas marinas en áreas templadas y tropicales, lo que las convierte en un ecosistema clave en el litoral de las islas. El análisis de la variabilidad espacial de las comunidades de peces asociadas a praderas de fanerógamas marinas ha sido objeto de numerosas investigaciones. Sin embargo,

la mayoría de los estudios se han limitado a escalas espaciales pequeñas (10s a 100s de metros; *e.g.* 'dentro de parches, entre parches'), mientras que variaciones a escalas medias (de 10s a 100s de kilómetros, *e.g.* a 'escala de paisaje') han sido investigadas en menor medida y sólo más recientemente (Gillanders, 2006). A escalas espaciales más grandes (> 100s de km, *e.g.* a 'escala regional y/o biogeográfica'), los trabajos son aún más escasos, tal y como la comparación entre distintos estuarios y regiones (Worthington *et al.*, 1992; Ferrell *et al.*, 1993; Wyda *et al.*, 2002; Moranta *et al.*, 2006) y entre distintas regiones biogeográficas (Weinstein y Heck, 1979; Heck y Wilson, 1987; Costa *et al.*, 2002).

La ictiofauna asociada a las praderas de *C. nodosa* ha sido objeto de diversos estudios a lo largo de su área de distribución. En el mar Mediterráneo, se han abordado diferentes aspectos: estudio de la ictiofauna en praderas mixtas de *C. nodosa* y *Zostera noltei* Hornemann, 1832 (Guidetti y Bussotti, 2000), variación temporal de la comunidad (Reina-Hervás y Serrano, 1987), influencia de los factores ambientales sobre la ocupación de hábitats (Orlando-Bonaca y Lipej, 2005), comparación de ictiofaunas entre distintos tipos de praderas marinas (Manent y Abella, 2005; Verdiell-Cubedo *et al.*, 2007a), cambios en la comunidad por introducción de especies exóticas (Relini *et al.*, 2000a, b) y efectos de la alteración de la bóveda de la pradera sobre la comunidad (Guidetti y Bussotti, 2002). En las costas atlánticas del suroeste ibérico, los estudios son más escasos y comprenden la caracterización general de la comunidad, así como variaciones a diferentes escalas temporales (Ribeiro *et al.*, 2006). De igual forma, los estudios son escasos en las Islas Canarias y se han restringido a: inventario de especies (Mena *et al.*, 1993), impacto de la construcción de un puerto y estudio del ciclo anual de la comunidad (Tuya *et al.*, 2002a, 2006a) y comparación entre diferentes hábitats (Tuya *et al.*, 2005; Polifrone *et al.*, 2006). Sin embargo, la variabilidad espacial de la ictiofauna asociada a praderas de *C. nodosa* a diferentes escalas no ha sido estudiada, ni tampoco su posible relación con la estructura y organización de dichas praderas. En este sentido, son absolutamente necesarios más datos procedentes de un mayor número de praderas y áreas geográficas con el fin de determinar las posibles variaciones a escalas espaciales grandes (Guidetti y Bussotti, 2000). Las praderas marinas son uno de los ecosistemas más amenazados del planeta (Orth *et al.*, 2006), con una tasa de desaparición de 100 km² año⁻¹ (Waycott *et al.*, 2009). En las Islas Canarias, las praderas de *C. nodosa* se encuentran en regresión y también su comunidad asociada, debido a la presión antrópica existente en las áreas litorales (Espino *et al.*, 2008). El estudio de los patrones de variabilidad espacial tiene gran importancia ecológica para entender el efecto de los factores ambientales sobre la distribución y abundancia

de organismos. Además, también proveen de información valiosa para la gestión y conservación de los ecosistemas. El objetivo de este trabajo fue analizar la variabilidad espacial en la estructura (riqueza, abundancia y diversidad) de la comunidad de peces asociada a praderas marinas de *C. nodosa* a dos escalas espaciales: entre praderas (separadas por 10s de km) y entre islas (separadas por 100s de km) a lo largo del Archipiélago Canario. Estas dos escalas han sido empleadas en otros estudios y se consideran adecuadas para la gestión de praderas marinas (Ferrell *et al.*, 1993). Además, se intentó determinar cómo afecta la estructura física de las praderas a la estructura de la comunidad íctica.



Mullus surmuletus Linnaeus, 1758

2.2 Material y métodos

2.2.1 Área de estudio

Se seleccionaron 6 praderas (separadas por 10s de km) de la fanerógama marina *C. nodosa* en 3 islas (separadas por 100s de km) del Archipiélago Canario (Figura 2.1), a partir de la información disponible sobre la distribución de la especie en Canarias (Reyes *et al.*, 1995a; Pavón-Salas *et al.*, 2000). Los criterios de selección fueron: i) que la superficie de la pradera marina permitiese realizar los arrastres con una separación de 100s de m y ii) que la distancia mínima entre praderas fuera, al menos, de 10 km. Los vientos alisios procedentes del noreste y la corriente de Canarias determinan las principales estructuras oceanográficas de la región; durante el período primavera-verano, la temperatura media superficial del agua alrededor de las Islas Canarias orientales oscila entre 21°C y 22,5°C y la salinidad entre 36,3 y 36,7 (Navarro-Pérez y Barton, 2001).

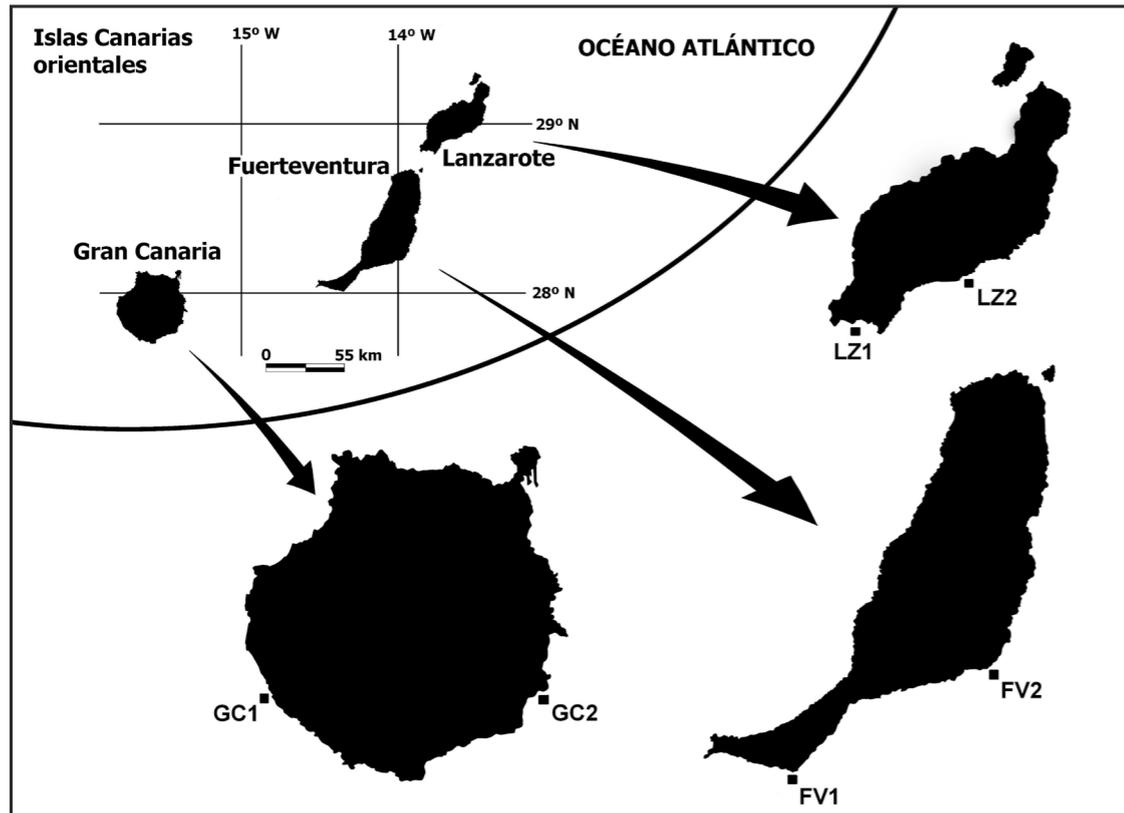


Figura 2.1. Zona de estudio: Islas Canarias orientales (Lanzarote, Fuerteventura y Gran Canaria) con las praderas de fanerógamas marinas estudiadas en cada isla y su ubicación: LZ1, Playa Blanca (UTM 28R0614232; 3192496); LZ2, Los Pocillos (UTM 28R0633275; 3200219); FV1, Jandía (UTM 28R0563535; 3102501); FV2, La Entallada (UTM 28R0602018; 3122713); GC1, Veneguera (UTM 28R0421370; 3081050); GC2, Arinaga (UTM 28R0460944; 3080980).

2.2.2 Método de muestreo

Los muestreos se realizaron mediante una red de arrastre tipo chinchorro de 6 m de largo, 4 m de ancho y 0,5 m de alto, con luz de malla de 1 mm (ver Figura 3.2.a y b, Capítulo 3). La red fue arrastrada por buceadores a lo largo de un transecto de 25 m de longitud, cubriendo un área de 100 m² por arrastre, con una duración de 5 minutos cada uno. En cada pradera, se realizaron 6 arrastres al azar y separados, al menos, por 100s de metros; entre 5 y 15 m de profundidad y entre las 10:00 y las 15:00 h. Esta técnica fue empleada por Espino *et al.* (2011a) en Canarias y permite la captura de individuos pequeños, con escasa capacidad de natación, que se refugian en el estrato foliar de la pradera; también captura ejemplares de mayor tamaño de especies bentónicas. Las técnicas de arrastre se consideran efectivas en el muestreo de peces

pequeños (longitud total < 100 mm), (Rozas y Minello, 1997; Guest *et al.*, 2003). Todos los muestreos se efectuaron entre junio y septiembre de 2003, cuando las comunidades de fanerógamas marinas presentan los mayores valores de biomasa en Canarias (Reyes *et al.*, 1995a, b; Tuya *et al.*, 2006a) y diversos descriptores (riqueza y abundancia) de las comunidades de peces asociadas también son máximos (Polifrone *et al.*, 2006; Tuya, 2006a). Los peces capturados fueron identificados de acuerdo con Fischer *et al.* (1981) y Brito *et al.* (2002) y medidos (longitud total \pm 1 mm). Se clasificaron en juveniles y adultos siguiendo el criterio empleado por Dulcic *et al.* (1997). Se consideraron juveniles aquellos ejemplares con escamas ya formadas que no han alcanzado la talla de primera madurez sexual mínima (TPMm); los adultos fueron aquellos que alcanzaron y superaron dicha talla. Para cada especie, esta talla fue obtenida de la bibliografía disponible en Canarias y en determinados casos de otras regiones, estas pueden verse en Espino *et al.* (2011a). Para caracterizar la organización espacial de la comunidad se empleó la clasificación utilizada por Ribeiro *et al.* (2006) para peces en praderas de *C. nodosa*, quienes a su vez adaptaron la de Elliot y Dewailly (1995); aquí, los peces fueron clasificados en bentónicos (que viven sobre o en el substrato) y epibentónicos (que viven en la capa de agua justo sobre el lecho). Para los grupos tróficos, debido a la ausencia de estudios específicos en praderas de *C. nodosa*, se adaptó la empleada por Moranta *et al.* (2006) en praderas de *P. oceanica*, donde los peces se clasificaron en: herbívoros, macrófagos, mesófagos, micrófagos y omnívoros. Estas categorías difieren ligeramente de las establecidas por Bell y Harmelin-Vivien (1983) y Macpherson *et al.* (2002); y fueron definidas de acuerdo con resultados recientes de niveles tróficos determinados mediante análisis isotópicos (Jennings *et al.*, 1997; Deudero *et al.*, 2004). Para estimar el efecto de la estructura física de la pradera sobre los patrones de la estructura de la comunidad de peces, se cuantificaron, en cada punto de arrastre, dos elementos estructurales típicamente empleados en estudios sobre comunidades ícticas asociadas a praderas marinas: la densidad de pies y altura de las hojas. Ambos se han mostrado como descriptores eficientes de la complejidad estructural de praderas de *C. nodosa* en el Archipiélago Canario (Reyes *et al.*, 1995a, b; Barberá *et al.*, 2005). Para estimar la densidad, se contaron los pies de planta en el interior de un cuadrado de 25 x 25 cm (n = 10), superficie de muestreo empleada en Canarias para estimar la densidad media de pies por Espino (2004) y Barberá *et al.* (2005); posteriormente, esta densidad fue convertida a m². Para estimar la altura del estrato foliar, se midió la longitud de las hojas en cada pie (n = 30). La estructura y superficie ocupada por cada pradera fueron calculadas por Espino *et al.* (2003).

2.2.3 Análisis estadísticos

Para cada muestra, se calculó la riqueza de especies (S), la abundancia total de individuos, el índice de diversidad de Shannon-Wiener (H'), el índice de Pielou o equidad (J') y la abundancia de cada categoría espacial y trófica. Los patrones de distribución espacial de las especies se describieron mediante el coeficiente de dispersión ($CD = \text{varianza} / \text{media}$). Se contrastó si cada especie seguía una distribución aleatoria, predicha por una distribución de Poisson, mediante el estadístico χ^2 , que contrastó las diferencias entre la distribución observada y esperada para cada especie (Ludwig y Reynolds, 1988). Se aplicó un análisis de la varianza (ANOVA) univariante para contrastar las diferencias entre islas (factor fijo) y praderas (factor aleatorio) para estos descriptores univariantes de la comunidad. Se comprobaron las asunciones de normalidad y homogeneidad de la varianza aplicando, previamente, las pruebas de Kolmogorov-Smirnov y Cochran, respectivamente. Cuando estas suposiciones no se alcanzaron, los datos fueron transformados mediante raíz cuadrada. Para visualizar las diferencias en la estructura de la comunidad íctica entre islas, se ejecutó un análisis canónico de coordenadas principales (CAP, Anderson y Willis, 2003). Las diferencias en la estructura de la comunidad entre islas (factor fijo) y praderas dentro de cada isla (factor aleatorio), se contrastaron aplicando un análisis de la varianza (ANOVA, Anderson, 2001a) multivariante, basado en el índice de similitud de Bray-Curtis para datos transformados (raíz cuadrada). La contribución de cada especie a la disimilitud en la estructura de la comunidad íctica entre islas se obtuvo mediante el análisis de porcentaje de similitud (SIMPER). Además, se procedió a ejecutar un análisis de redundancia basado en distancias (db-RDA, Legendre y Anderson, 1999) con objeto de determinar el efecto de la complejidad estructural de la pradera (densidad de pies, altura de hoja y sus desviaciones estándar respectivas) sobre la estructura de la comunidad de peces. Este análisis se complementó con una regresión múltiple multivariante, ejecutada a través de la rutina DistLM (McArdle y Anderson, 2001), sobre disimilitudes de Bray-Curtis, con el propósito de conocer las variables con mayor capacidad predictiva. Se empleó la rutina BEST para seleccionar el modelo con mayor parsimonia (*e.g.* evitando colinealidad entre variables). Las especies con una frecuencia de aparición en las muestras inferior al 5% no fueron consideradas en los análisis multivariantes (ver Tabla 2.1). Todos los procedimientos multivariantes se ejecutaron mediante PRIMER & PERMANOVA 6.0. (Clarke y Gorley, 2006).

Tabla 2.1. Abundancia (nº de individuos 100 m⁻²; media \pm error estándar) de las especies de peces capturadas en las Islas de Lanzarote (LZ), Fuerteventura (FV) y Gran Canaria (GC), entre junio y septiembre de 2003. Se especifica la categoría espacial (CE; B, bentónico; Eb, epibentónico), trófica (CT; Ma, macrófago; Me, mesófago; Mi, micrófago; Om, omnívoro) y la distribución (D; A, agregada; R, aleatoria). *Especies utilizadas en los análisis multivariantes.

Familia	Especie	LZ	FV	GC	CE	CT	D
Bothidae	<i>Bothus podas</i> *	0,42 \pm 0,29	0,75 \pm 0,37	-	B	Me	A
Dasyatidae	<i>Dasyatis pastinaca</i>	-	0,17 \pm 0,11	-	B	Ma	R
Gobiidae	<i>Gobius niger</i> *	-	0,92 \pm 0,57	0,67 \pm 0,28	B	Me	A
Haemulidae	<i>P. octolineatum</i>	-	-	0,75 \pm 0,54	Eb	Me	A
Labridae	<i>Coris julis</i>	0,17 \pm 0,11	-	-	Eb	Me	R
	<i>Symphodus mediterraneus</i>	-	-	0,17 \pm 0,11	Eb	Mi	R
	<i>S. trutta</i> *	3,75 \pm 0,95	-	10,17 \pm 3,45	Eb	Me	A
	<i>T. pavo</i> *	-	-	0,42 \pm 0,19	Eb	Me	R
	<i>X. novacula</i> *	0,42 \pm 0,19	0,17 \pm 0,11	0,50 \pm 0,23	Eb	Om	R
Monacanthidae	<i>Stephanolepis hispidus</i> *	-	0,92 \pm 0,40	1,58 \pm 0,57	Eb	Mi	A
Mullidae	<i>M. surmuletus</i> *	22,83 \pm 4,53	0,75 \pm 0,54	1,83 \pm 0,49	B	Me	A
Scaridae	<i>S. cretense</i> *	0,33 \pm 0,14	0,17 \pm 0,11	4,25 \pm 1,41	Eb	Me	A
Scorpaenidae	<i>Scorpaena porcus</i> *	-	-	0,33 \pm 0,14	B	Ma	R
Serranidae	<i>Serranus atricauda</i>	-	-	0,17 \pm 0,11	Eb	Ma	R
	<i>Serranus cabrilla</i> *	-	0,42 \pm 0,23	0,17 \pm 0,11	Eb	Ma	R
	<i>Serranus scriba</i> *	-	0,17 \pm 0,11	0,25 \pm 0,18	Eb	Ma	R
Sparidae	<i>Dentex dentex</i> *	0,83 \pm 0,34	-	-	Eb	Ma	A
	<i>D. annularis</i> *	101,17 \pm 35,81	11,25 \pm 4,10	19,75 \pm 10,14	Eb	Om	A
	<i>D. vulgaris</i> *	0,58 \pm 0,29	-	3,67 \pm 1,96	Eb	Om	A
	<i>Pagellus acarne</i>	0,42 \pm 0,29	-	-	Eb	Om	A
	<i>P. erythrinus</i> *	3,25 \pm 2,33	0,25 \pm 0,18	0,17 \pm 0,11	Eb	Om	A
	<i>Pagrus pagrus</i> *	-	0,17 \pm 0,11	0,67 \pm 0,47	Eb	Ma	A
	<i>Spondylisoma cantharus</i> *	48,83 \pm 12,37	-	25,67 \pm 10,70	Eb	Om	A
Squatinaidae	<i>Squatina squatina</i>	0,17 \pm 0,11	-	-	B	Ma	R
Syngnathidae	<i>Nerophis ophidion</i> *	0,17 \pm 0,11	1,00 \pm 0,30	0,58 \pm 0,29	Eb	Me	R
	<i>Syngnathus acus</i> *	-	0,25 \pm 0,13	0,92 \pm 0,19	Eb	Me	R
	<i>S. typhle</i> *	8,25 \pm 1,90	7,75 \pm 2,23	9,00 \pm 2,06	Eb	Me	A
Synodontidae	<i>Synodus saurus</i> *	1,00 \pm 0,54	-	-	B	Ma	A
	<i>Synodus synodus</i>	-	0,17 \pm 0,11	-	B	Ma	R
Tetraodontidae	<i>S. marmoratus</i> *	0,50 \pm 0,29	0,17 \pm 0,11	1,17 \pm 0,21	Eb	Me	R

2.3 Resultados

2.3.1 Estructura y composición de la comunidad íctica

Se registraron un total de 3.616 individuos pertenecientes a 30 especies y 15 familias (Tabla 2.1). Las familias más representativas, en términos de riqueza y abundancia, fueron: Sparidae con 7 especies y el 71,9% de los individuos, Labridae (5 y 5,23%), Syngnathidae (3 y 9,27%) y Mullidae (1 y 8,44%). Las especies más representativas en términos de abundancia y frecuencia fueron: *D. annularis* con el 43,86 % del total de individuos y 80,56% de frecuencia de aparición en las muestras, *S. cantharus* (24,72% y 52,78%), *M. surmuletus* (8,43% y 58,33%), *S. typhle* (8,3% y 94,44%), *S. trutta* (4,62% y 47,22%), *S. cretense* (1,58% y 38,89%), *D. vulgaris* (1,41% y 22,22%), *P. erythrinus* (1,22% y 16,67%), *S. hispidus* (0,83% y 41,67%) y *S. marmoratus* (0,61% y 41,67%) (Figura 2.2.a-j); estas 10 especies representan el 95,58% del total de individuos capturados. El 76,7% de las especies registradas tienen interés comercial y son objetivo de la flota artesanal canaria (Franquet y Brito, 1995). El número medio de individuos por arrastre fue $100,44 \pm 16,9$ (media \pm error estándar, $n = 36$), con valores mínimo de 5 y máximo de 453. El número medio de especies por arrastre fue $7,61 \pm 0,56$, oscilando entre 3 y 15. El 95,02% de los individuos presentaron una longitud total inferior a 10 cm y un 90,02% fueron juveniles.



Figura 2.2. Especies de peces abundantes o bien frecuentes en las praderas de *C. nodosa* de las Islas Canarias:

(a) *D. annularis*

(b) *S. cantharus*



(c) *M. surmuletus*



(d) *S. typhle*





(e) *S. trutta*



(h) *P. erythrinus*



(f) *S. cretense*



(i) *S. hispidus*



(g) *D. vulgaris*

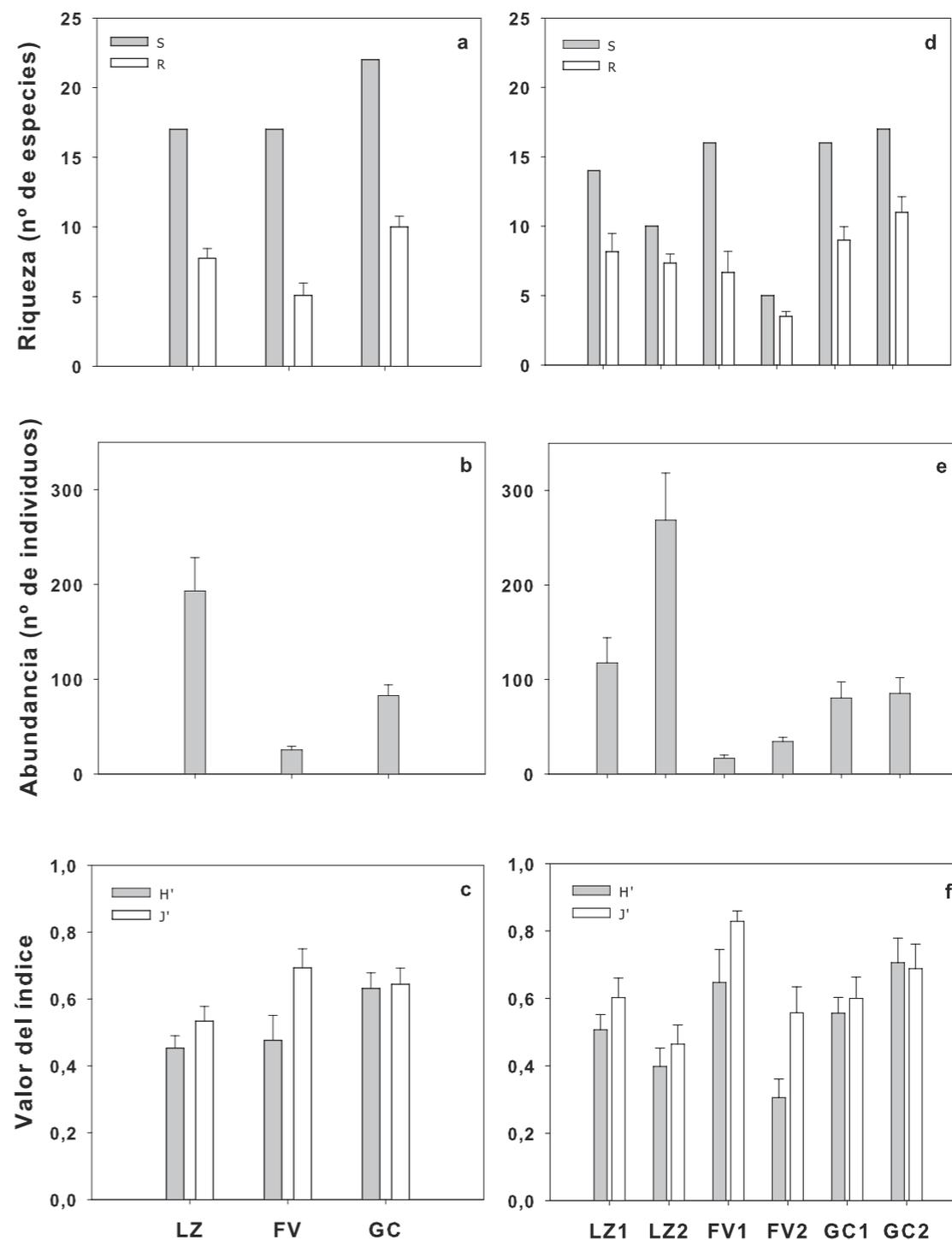


(j) *S. marmoratus*

2.3.2 Diferencias entre islas y praderas

Los arrastres en Gran Canaria (GC) presentaron el mayor valor de riqueza (22 especies) y número medio de especies por muestra ($10 \pm 0,77$, media \pm error estándar, $n = 12$, Figura 2.3.a). La mayor abundancia (2.317 individuos) y número medio de individuos por muestra ($193,08 \pm 35,3$) se registró en Lanzarote (LZ) (Figura 2.3.b). En GC también se registró el mayor valor medio del índice de Shannon-Wiener ($0,631 \pm 0,05$), mientras que para el índice de equidad fue Fuerteventura (FV) la isla que registró el mayor valor medio ($0,693 \pm 0,06$, Figura 2.2.c). Estas diferencias entre islas, sin embargo, no fueron significativas para todos estos descriptores univariantes de la comunidad íctica (ANOVA, factor 'isla', $P > 0,05$ en todos los casos, Tabla 2.2). El análisis de ordenación CAP mostró una separación de la ictiofauna de las 3 islas estudiadas, donde los poblamientos de GC y LZ fueron más similares entre sí, y se diferenciaron de los de FV (Figura 2.4). Sin embargo, las diferencias en la estructura de la comunidad de ictiofauna entre islas no fueron significativas (ANOVA, factor 'Isla', $P > 0,05$, Tabla 2.2). De hecho, la cantidad de variabilidad explicada por el factor 'isla' (6,64% de la variabilidad) fue considerablemente inferior a la variabilidad explicada por el factor 'pradera' (27,28% de la variabilidad), mientras que la menor de las escalas espaciales (e.g. variabilidad entre arrastres) explicó la mayor cantidad de variabilidad (66,07%). La familia Sparidae presentó el mayor número de especies e individuos en las tres islas, seguida en términos de riqueza por Labridae en LZ y GC, y Syngnathidae en FV; mientras que en términos de abundancia le siguieron Mullidae en LZ, Labridae en GC y Syngnathidae en FV. La rutina SIMPER indicó que *D. annularis*, *S. cantharus* y *M. surmuletus* contribuyeron al 60% y 50% de la disimilitud entre LZ y FV, y LZ y GC respectivamente; mientras que las dos primeras especies, junto a *S. trutta*, contribuyeron al 40% de disimilitud entre FV y GC (Tabla 2.3). A nivel de praderas, GC2 registró la mayor riqueza (17 especies) y número medio de especies por muestra ($11 \pm 1,13$, Figura 2.3.d); sin embargo, estas diferencias para la riqueza fueron no significativas (ANOVA, 'riqueza', $P > 0,05$, Tabla 2.2). LZ2 registró la mayor abundancia (1.611 individuos) y número medio de individuos por muestra ($268,5 \pm 49,94$, Figura 2.3.e); en este caso, si se detectaron diferencias significativas entre praderas (ANOVA, 'abundancia', $P < 0,01$, Tabla 2.2). La pradera con mayor índice de diversidad fue GC2 ($0,706 \pm 0,07$, Figura 2.3.f), mientras que para el índice de equidad fue FV1 ($0,829 \pm 0,03$, Figura 2.3.f). Las diferencias entre praderas fueron significativas para

Figura 2.3. (a) y (d) S, riqueza (nº de especies); R, riqueza media (nº de especies 100 m⁻²). (b) y (e) Abundancia (nº de individuos 100 m⁻²). (c) y (f) H', índice de Shannon-Wiener y J', índice de Pielou o equidad, para las islas de Lanzarote (LZ), Fuerteventura (FV) y Gran Canaria (GC) y praderas dentro de cada isla (ver Figura 2.1). Se representan los valores medios; las barras de error son el error estándar de las medias.



ambos índices (ANOVA, 'H', $P < 0,01$; ANOVA, 'J', $P < 0,05$, Tabla 2.2). Para los grupos espaciales se registraron diferencias significativas entre praderas para la abundancia de las especies 'bentónicas' (ANOVA, $P < 0,05$, Tabla 2.2, Figura 2.5.a) y 'epibentónicas' (ANOVA, $P < 0,01$, Tabla 2.2, Figura 2.5.a). Para la abundancia de los grupos tróficos, solo fueron detectadas en el caso de los 'omnívoros' (ANOVA, $P < 0,01$, Tabla 2.2, Figura 2.5.b).

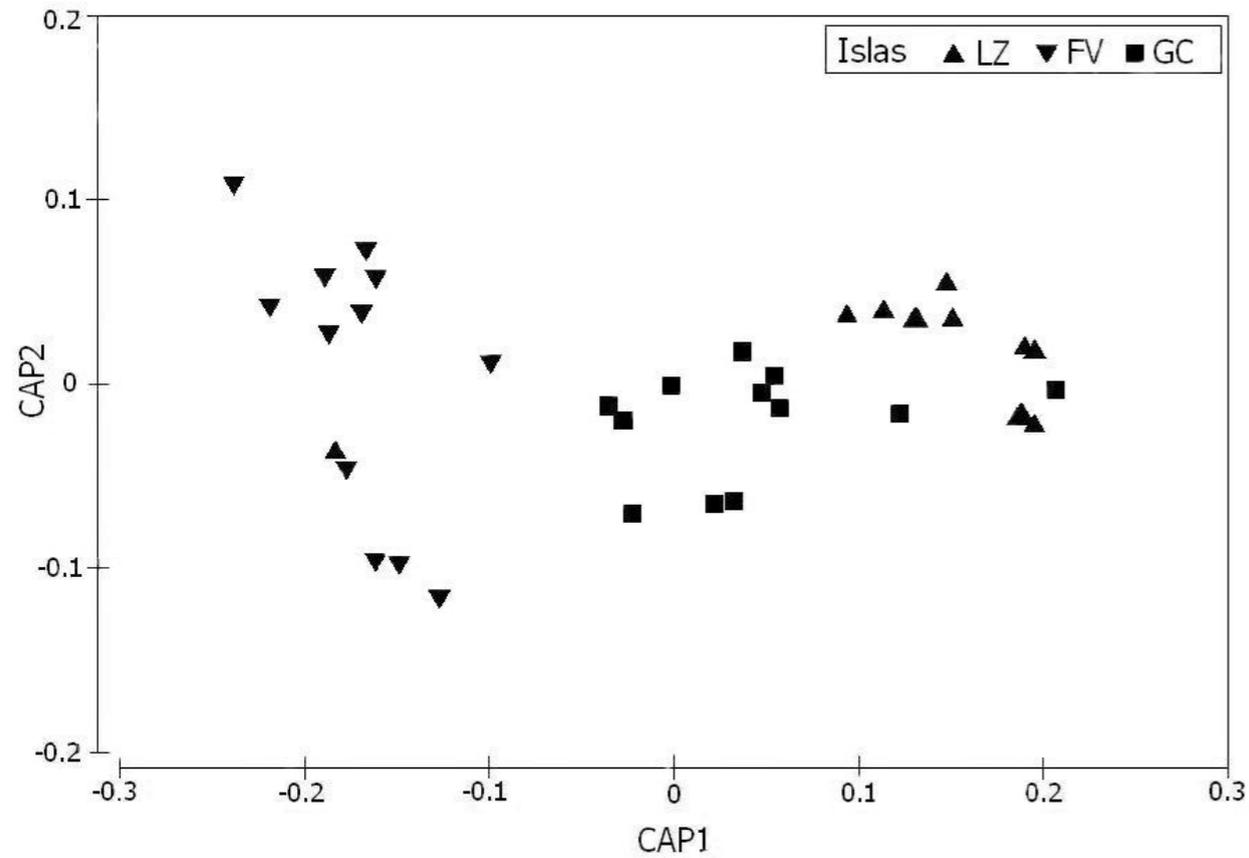


Figura 2.4. Resultado de la técnica de ordenación CAP mostrando las diferencias en la estructura de la comunidad íctica entre islas.

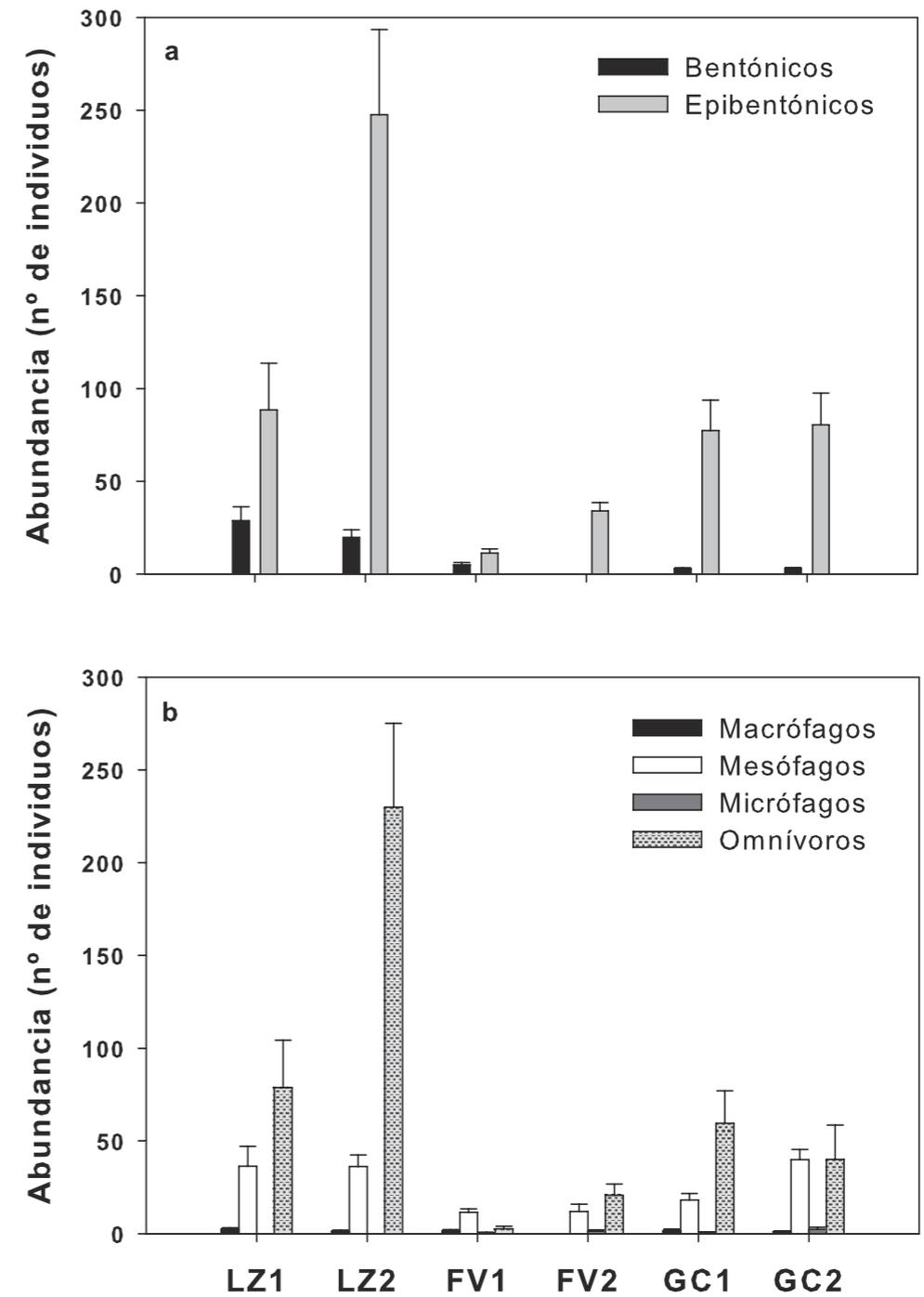


Figura 2.5. (a) Abundancia de los grupos espaciales y (b) tróficos en cada una de las praderas. Se presentan los valores medios; las barras de error son el error estándar de las medias.

Fuente de variación	GL	Riqueza		Abundancia		H'		J'		Estructura de la comunidad	
		MS	F	MS	F	MS	F	MS	F	MS	Pseudo-F
Isla	2	2,7625	5,2696	206,0549	5,6697	0,0590	0,7417	0,0320	0,7578	11,267,3462	1,6179
Pradera (Isla)	3	0,5242	2,3662	36,3434	5,1697**	0,0795	6,4281**	0,0422	4,0833*	6,964,0495	5,7472**
Residual	30	0,2215	7,0301	7,0301	0,0124	0,0124	0,0103	0,0103		1,211,7391	

Fuente de variación	GL	Bentónicos		Epibentónicos		Macrófagos		Mesófagos		Microfagos		Omnívoros	
		MS	F	MS	F	MS	F	MS	F	MS	F	MS	F
Isla	2	45,9253	13,3121	169,0385	3,2337	0,7545	1,7458	20,7320	4,2285	3,7870	7,8162	231,2690	3,8639
Pradera (Isla)	3	3,4499	3,1079*	52,2740	7,2091**	0,4322	0,5754	4,9029	2,4112	0,4845	1,3023	59,8538	5,8150**
Residual	30	1,1100	7,2511	7,2511	0,7511	0,7511	2,0334	2,0334	0,3720	0,3720	10,2929		

Tabla 2.2. Resultados de los análisis de la varianza (ANOVA's) univariantes y multivariante para contrastar el efecto de la variación espacial entre islas y praderas sobre la riqueza, la abundancia total de individuos, los índices de diversidad de Shannon-Wiener (H') y equidad (J'), la abundancia total de individuos de cada categoría espacial y trófica, y la estructura de la comunidad, respectivamente. GL, grados de libertad; MS, cuadrados medios; F, valor del estadístico. * $P < 0,05$, ** $P < 0,01$.

Lanzarote vs. Fuerteventura $\delta i = 77,26$		Lanzarote vs. Gran Canaria $\delta i = 61,75$		Fuerteventura vs. Gran Canaria $\delta i = 69,80$	
Especies	δi %	$\delta i/SD$	Especies	δi %	$\delta i/SD$
<i>D. annularis</i>	22,95	1,31	<i>D. annularis</i>	20,23	1,21
<i>S. cantharus</i>	21,46	1,83	<i>S. cantharus</i>	15,3	1,33
<i>M. surmuletus</i>	14,25	2,1	<i>M. surmuletus</i>	11,55	2,02
<i>S. trutta</i>	5,89	1,89	<i>S. trutta</i>	7,59	1,46
<i>S. typhle</i>	5,59	1,06	<i>S. cretense</i>	4,91	1,12
<i>S. saurus</i>	3,16	0,48	<i>S. typhle</i>	4,71	1,02
<i>P. erythrinus</i>	3,15	0,54	<i>D. vulgaris</i>	4,06	0,77
<i>N. ophidion</i>	2,79	0,94	<i>S. hispidus</i>	3,54	1,53
<i>B. podas</i>	2,73	0,62	<i>S. marmoratus</i>	3,03	1,38
<i>S. hispidus</i>	2,15	0,69	<i>S. acus</i>	2,81	1,39
<i>D. dentex</i>	1,99	0,92	<i>P. erythrinus</i>	2,81	0,52
<i>S. marmoratus</i>	1,67	0,66	<i>S. saurus</i>	2,43	0,54
<i>G. niger</i>	1,62	0,47	<i>D. dentex</i>	1,9	0,91
<i>X. novacula</i>	1,5	0,78	<i>G. niger</i>	1,78	0,73
			<i>P. octolineatum</i>	1,89	0,42

Tabla 2.3. Resultados de la rutina SIMPER para contrastar las disimilitudes entre las Islas de Lanzarote, Fuerteventura y Gran Canaria, basado en datos de abundancia. Las especies están ordenadas por orden decreciente de contribución. δi , promedio de disimilitud; δi %, contribución de cada especie al promedio de disimilitud; SD: desviación estándar.

2.3.3 Efecto de la estructura del hábitat sobre la comunidad íctica

Las características estructurales de las seis praderas marinas estudiadas se presentan en la Tabla 2.4. Las diferencias en densidad de pies ($F_{2,35} = 0,1025$, $P = 0,86$) y altura de hojas ($F_{2,35} = 5,3006$, $P = 0,07$) no fueron significativas entre islas; motivado por las diferencias significativas entre praderas ($F_{2,35} = 33,2141$, $P = 0,0002$; $F_{2,35} = 7,9111$, $P = 0,001$, respectivamente). El análisis de redundancia (db-RDA, Figura 2.6) reveló que la densidad media de pies y la variabilidad en la longitud de hojas (e.g. desviación estándar de la altura) fueron, de las variables estructurales estudiadas, las que más afectaron a la estructura de la comunidad íctica. El análisis de regresión múltiple mostró que la densidad media de pies, la altura media de hojas y su variación, contribuyeron significativamente ($P < 0,05$, Tabla 2.5) a explicar aproximadamente el 32% de la variabilidad total en la estructura de la comunidad íctica. La densidad media de pies y la variabilidad de la altura de hojas fueron las que más contribuyeron a explicar la variabilidad en la estructura de la comunidad (~ 22%).

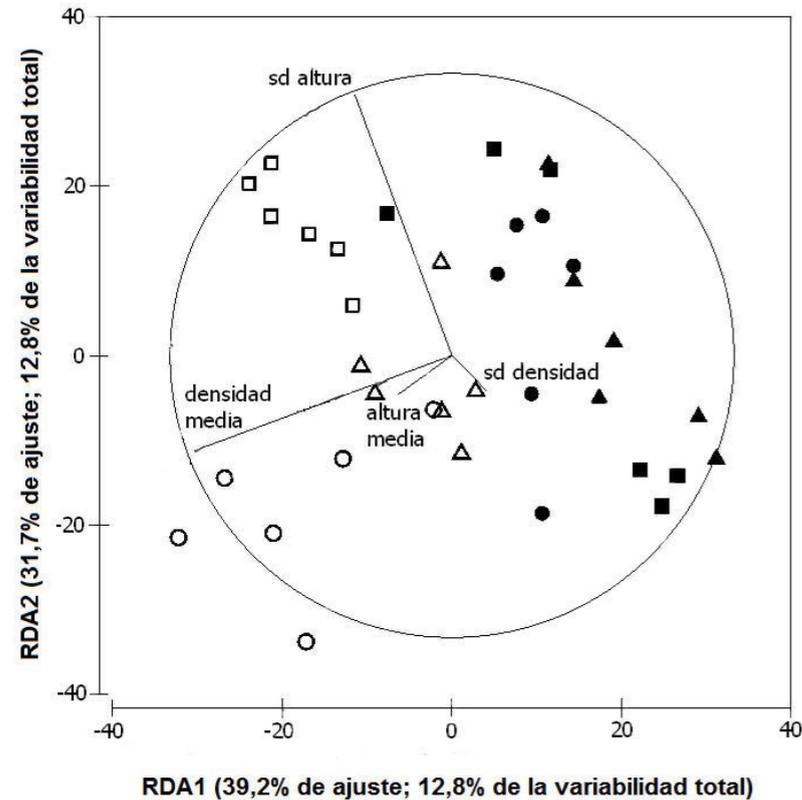


Figura 2.6. Resultado del análisis db-RDA mostrando el efecto de la complejidad estructural de las praderas sobre las diferencias en la estructura de la comunidad íctica entre islas (SD = desviación estándar).

Pradera	Densidad	Altura	Distribución	Superficie
Playa Blanca (LZ1)	640,40 ± 147,32	22,53 ± 4,72	continua	214.588
Los Pocillos (LZ2)	910,80 ± 106,44	33,06 ± 3,55	continua	652.040
Jandía (FV1)	549,53 ± 144,16	36,78 ± 2,74	parches	147.505
La Entallada (FV2)	1.008,80 ± 88,52	36,51 ± 6,37	parches	149.268
Veneguera (GC1)	606,36 ± 70,85	44,37 ± 2,69	parches	52.663
Arinaga (GC2)	1.248,80 ± 248,79	43,20 ± 3,73	parches	261.550

Tabla 2.4. Características estructurales de las praderas de la fanerógama marina *C. nodosa*. Densidad (nº de pies m⁻²; media ± desviación estándar); Altura (Longitud de hoja, cm; media ± desviación estándar); Distribución y Superficie (m²) de acuerdo con Espino *et al.* (2003).

Variables	Pseudo-F	P	Proporción de la variabilidad explicada	Variabilidad total acumulada
Densidad media de pies	4,598	0,0008	0,119	0,119
SD Altura de hoja	4,078	0,0018	0,096	0,216
Altura media de hoja	2,913	0,0136	0,065	0,281
SD Densidad de pies	1,951	0,0838	0,042	0,324

Tabla 2.5. Resultado de la regresión múltiple multivariante contrastando el efecto de las variables estructurales de las praderas de *C. nodosa* sobre la estructura de la comunidad de peces. Se incluye la proporción de variabilidad total explicada por cada variable y la acumulada al incluir sucesivas variables en el modelo. SD = desviación estándar

2.4 Discusión

2.4.1 Variabilidad espacial entre islas y praderas

Los resultados de este estudio indicaron que la ictiofauna asociada a las praderas de *C. nodosa* en las Islas Canarias presentó mayor heterogeneidad espacial entre praderas que entre islas: es decir, a una escala espacial intermedia. A pesar de que la ordenación CAP mostró una relativa separación entre la ictiofauna de las tres islas, los contrastes multivariante (ANOVA) y univariante (ANOVA sobre riqueza, abundancia y diversidad de la comunidad) han demostrado que no hay diferencias significativas en la estructura de la comunidad y en los descriptores univariante del poblamiento íctico a la mayor de las escalas espaciales: entre islas. En cualquier caso, los análisis univariante de ciertos descriptores (riqueza, abundancia, grupos micrófagos y omnívoros) mostraron valores cercanos al límite de rechazo de la hipótesis nula ($P = 0,06$ en los 4 casos); esto sugiere que las diferencias en la variabilidad espacial encontrada entre islas para estos descriptores, aunque no se hicieron patentes, quedaron enmascaradas por causa de la alta variabilidad detectada a nivel de praderas. La mayor variabilidad en la estructura de la comunidad se detectó entre arrastres individuales y podría explicarse, principalmente, porque: i) las especies de peces más abundantes presentaron una distribución agregada (ver Tabla 2.1) y ii) la distancia entre los arrastres fue pequeña en relación con el alto rango de movilidad de varias de las especies, como ha sucedido en estudios de variabilidad espacial de peces en arrecifes rocosos templados (Anderson y Millar, 2004; Ordines *et al.*, 2005; Tuya *et al.*, 2011a) y en praderas de fanerógamas marinas, como es el caso de *P. oceanica*. Las diferencias detectadas entre praderas, tanto en la estructura de la comunidad (análisis multivariante), como para determinados atributos de la comunidad: abundancia, diversidad, equidad, y abundancia de los grupos bentónicos, epibentónicos y omnívoros (análisis univariante) se deben, principalmente, a diferencias en los patrones de abundancia de individuos pertenecientes a las familias Sparidae (*D. annularis* y *S. cantharus*), Mullidae (*M. surmuletus*) y Labridae (*S. trutta*). Para las tres primeras especies, estas abundancias se debieron a cohortes de individuos juveniles, que están relacionadas con procesos de reclutamiento en las praderas de *C. nodosa* (Mena *et al.*, 1993; Guidetti y Bussotti, 2000; Ribeiro *et al.*, 2006; Verdiell-Cubedo *et al.*, 2007a; Espino *et al.*, 2011a). Además, las mayores abundancias de individuos se registraron en las praderas con mayor superficie (LZ1, LZ2 y GC2) y continuidad (~100% de cobertura), confirmando que, al igual que sucede

en praderas de *P. oceanica* en el Mediterráneo (Vega-Fernández *et al.*, 2005; Moranta *et al.*, 2006), las praderas de *C. nodosa* con mayor tamaño en Canarias favorecen la abundancia de individuos de tallas pequeñas. La variabilidad en la abundancia de peces entre praderas marinas observada en el Mediterráneo (Moranta *et al.*, 2006), también registró diferencias significativas y estuvo relacionada con altas densidades de individuos pequeños (e.g. *D. annularis*), probablemente asociados a procesos de reclutamiento. Las diferencias observadas para el índice de diversidad se deben a dos praderas: GC2 y FV1. En GC2, se registró el mayor valor medio de este descriptor. La coexistencia de hábitats de arena y pradera, y los límites entre ellos podrían explicar el mayor número de especies presentes, como sucede en otras praderas fragmentadas del Mediterráneo (Vega-Fernández *et al.*, 2005). Esta mayor variedad de hábitats disponibles, incluidos los corredores de arena, favorecería la presencia de especies como *X. novacula* y *M. surmuletus*. Por otro lado, la cercanía de esta pradera (10s de m) a otros tipos de hábitats como arrecifes rocosos con comunidades de macroalgas, facilitarían la transición de especies como *S. porcus*, *Parapristipoma octolineatum* (Valenciennes, 1833), *Symphodus* spp., *T. pavo* y *S. cretense* características de fondos rocosos (Brito *et al.*, 2002; Tuya *et al.*, 2004a, b). En el caso de FV1, dos de los arrastres se realizaron muy cerca de un emisario submarino de aguas residuales, donde la entrada de materia orgánica y la perturbación ticomotrópica producen un alto valor de riqueza y biomasa íctica en comparación con zonas adyacentes (Tuya *et al.*, 2002b), lo que explicaría el mayor número de especies detectadas en esta zona de la pradera. En contraste con nuestros resultados, los estudios sobre variabilidad espacial de la ictiofauna asociada a praderas de *P. oceanica* del noroeste del Mediterráneo han mostrado que la mayor variabilidad espacial se detectó a la mayor escala espacial (diferencias entre localidades separadas por > 100 km). Por el contrario, las diferencias entre praderas (< 10 km) no fueron significativas; mientras que a la menor escala, la variabilidad asociada a los arrastres (< 1 km), fue también importante (Moranta *et al.*, 2006). Las diferencias entre ambos estudios podrían tener varias explicaciones. En primer lugar, los ecosistemas litorales de las Islas Canarias, incluidas las praderas de *C. nodosa*, se caracterizan por su pequeño tamaño (Aguilera *et al.*, 1994), al tratarse de islas oceánicas con escasa plataforma costera: esto daría lugar a un mayor aislamiento entre praderas y una mayor heterogeneidad ambiental y estructural entre las mismas, sobre todo en comparación con ecosistemas litorales continentales. En segundo lugar, por la distinta distancia entre las praderas estudiadas en ambos casos: > 10

km en nuestro estudio, frente a < 10 km en el caso del Mediterráneo. En tercer lugar, porque en el estudio de Moranta *et al.* (2006) se compararon localidades insulares con localidades continentales, mientras que nosotros hemos estudiado praderas en tres islas oceánicas. De hecho, Barberá *et al.* (2005) han demostrado la existencia de una fuerte heterogeneidad estructural a escala pequeña (sitios separados por 100s m dentro de praderas) y mediana (praderas separadas por 10s km dentro de islas) en contraste con la ausencia de variabilidad estructural en las praderas entre islas (separadas por 100s km). El grupo de las especies epibentónicas fue el más abundante en todas las praderas, siendo las abundancias de *D. annularis* y *S. cantharus* en LZ1 y LZ2 las que explicaron las diferencias consistentes detectadas, mientras que la abundancia de *M. surmuletus* en estas mismas praderas determinó las diferencias para el grupo bentónico. En el caso de las categorías tróficas, las diferencias encontradas se deben a los omnívoros (*D. annularis*, *S. cantharus*), que fueron los más abundantes en todas las praderas, excepto en GC2 donde los mesófagos (*S. trutta*) registraron una abundancia similar.

2.4.2 Efecto de la estructura del hábitat sobre la comunidad íctica

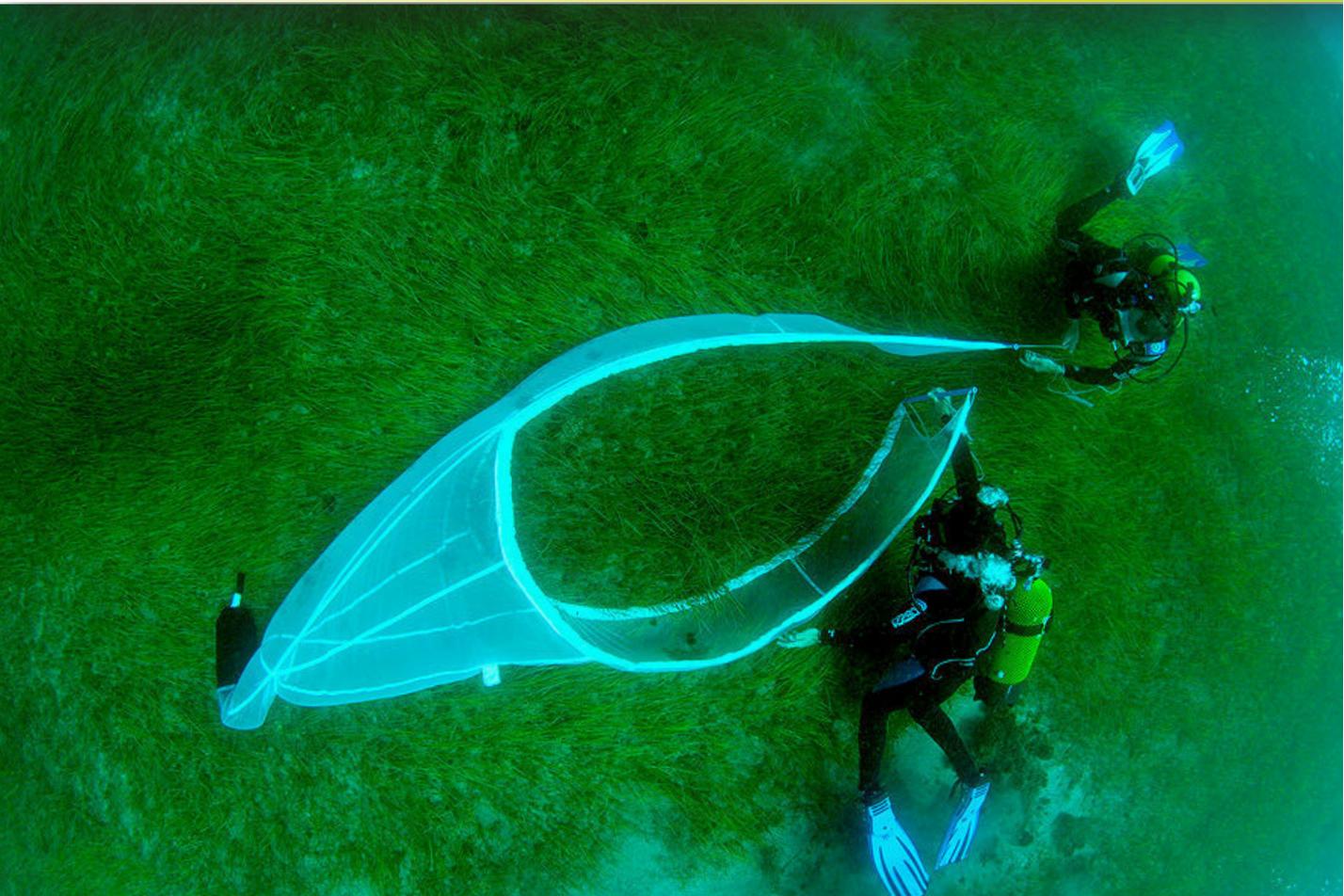
En general, las praderas de fanerógamas marinas con mayor complejidad estructural albergan ictiofaunas más ricas y diversas (Heck y Orth, 1980; Bell y Westoby, 1986a, b, c; Bell y Pollard, 1989; Jenkins y Wheatley, 1998; Gray *et al.*, 1998; Guidetti, 2000). En este estudio, la densidad media de pies (~ 12% de la variabilidad) y la variación de la altura del estrato foliar (9% de la variabilidad) fueron los parámetros que más influyeron en la estructura de la comunidad íctica. En estudios previos, la influencia de la densidad y la altura de las plantas sobre la estructura de la ictiofauna han sido demostradas a escala espacial pequeña (Bell y Westoby, 1986 b). Más recientemente y en concordancia con los resultados obtenidos aquí, Gullström *et al.* (2008) han demostrado que praderas con mayor heterogeneidad en el estrato foliar constituyen un hábitat más adecuado para los individuos juveniles de peces, mientras que Hori *et al.* (2009) han descrito una correlación positiva entre la altura de la bóveda de la pradera y la ictiofauna juvenil asociada. Sin embargo, es necesario señalar que, a escalas espaciales medias y grandes, existen otros factores que pueden influenciar las características de esta ictiofauna (Moranta *et al.*, 2006), tales como la variedad de ecosistemas adyacentes (Dorenbosch *et al.*, 2006), su distancia a las praderas (Jelbart *et al.*, 2007), la presión pesquera (García-Rubies y Zabala, 1990), procesos de reclutamiento (García-Rubies y Macpherson, 1995), competición o predación (Heck y Orth, 1980) o las propias características hidrológicas (Letourneur *et al.*, 2003). En conclusión, la ictiofauna asociada a las praderas de *C. nodosa* en las Islas Canarias mostró mayor heterogeneidad espacial a nivel de praderas que de islas. Las diferencias observadas se deben, principalmente, a variaciones en la abundancia de determinadas especies de peces más que a la riqueza y composición de la comunidad, y están relacionadas con procesos de reclutamiento. Se confirma el papel que juegan estas praderas marinas como hábitat de guardería, especialmente aquellas con una mayor complejidad estructural. No obstante, la generalización de los resultados de este estudio es limitada, debido a la falta de replicación temporal en el diseño experimental. Futuros estudios deberían abordar el análisis de la variabilidad espacial integrando los cambios diarios y estacionales que se producen en la comunidad íctica. La incorporación de un mayor número de muestras considerando otras praderas permitiría desarrollar un macroanálisis mejor de este ecosistema.



Myrichthys pardalis (Valenciennes, 1839)

3

Ictiofauna asociada a las praderas de *Cymodocea nodosa* en las Islas Canarias (océano Atlántico noreste): estructura de la comunidad y función de ‘guardería’



Ichthyofauna associated with *Cymodocea nodosa* meadows in the Canary Archipelago (central eastern Atlantic): Community structure and nursery role

Ictiofauna asociada a las praderas de *Cymodocea nodosa* en las Islas Canarias (Atlántico centro oriental): Estructura de la comunidad y función de “guardería”

F Espino^{1*}, F Tuya^{1,2}, A Brito³, RJ Haroun¹

¹ Grupo de Investigación en Biodiversidad y Gestión Ambiental, Departamento de Biología, Facultad de Ciencias del Mar, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, Campus de Tafira, 35017, Las Palmas de Gran Canaria, Gran Canaria, Islas Canarias, España.

² Laboratory of Coastal Diversity, CIIMAR, Rua dos Bragas 289, 450-123 Porto, Portugal.

³ Grupo de Investigación BIOECOMAC, Unidad de Ciencias Marinas, Departamento de Biología Animal, Facultad de Biología, Universidad de La Laguna, 38206, La Laguna, Tenerife, Islas Canarias, España.

* Corresponding author. E-mail: fesprod@gobiernodecanarias.org

ABSTRACT. We carried out 84 trawls in 41 seagrass meadows composed of the phanerogam *Cymodocea nodosa* at three islands of the Canary Archipelago, during June to September 2003, in order to describe the associated ichthyofauna (composition, richness, and abundance), to analyze the role that this habitat can play in fish recruitment, and to determine the potential relationship between the spatial structure of the seagrass meadow and the patterns of richness and abundance of the fish assemblage. A total of 8298 individuals were captured. The five most relevant species, in terms of abundance and frequency, were *Spondyliosoma cantharus*, *Diplodus annularis*, *Syngnathus typhle*, *Mullus surmuletus*, and *Pagellus erythrinus*. Gran Canaria had the largest species richness (36 species) and mean number of species per sample (8.69 ± 0.49 ; mean \pm SE). Lanzarote had the largest number of individuals (64.83% of the total registered) and mean total abundance per sample (168.39 ± 30.91). High densities of individuals were registered (95.86 ± 13.5) and 92.91% of fishes were juveniles. Our data showed that the physical configuration of the seagrass meadows did not significantly affect the patterns of richness and abundance of the associated fish assemblage. In conclusion, the *C. nodosa* meadows exhibited a singular ichthyofauna and they contribute to the maintenance of the diversity of the coastal fish assemblages in the Canary Archipelago. This habitat constitutes, during spring and summer, a nursery habitat for juvenile fishes of many species, several of them commercially targeted.

Key words: community structure, nursery habitat, *Cymodocea nodosa*, seagrass meadows, Canary Archipelago.

RESUMEN. Se realizaron 84 arrastres en 41 praderas marinas de la fanerógama *Cymodocea nodosa* en tres islas del Archipiélago Canario, de junio a septiembre de 2003, con los objetivos de describir la ictiofauna (composición, riqueza y abundancia) asociada, analizar el papel que puede desempeñar esta comunidad como hábitat para el reclutamiento y la cría de peces, y determinar la posible relación entre la estructura espacial de la pradera y la riqueza y abundancia del poblamiento de peces. Se capturaron 8298 individuos. Las cinco especies más importantes, en términos de abundancia y frecuencia, fueron *Spondyliosoma cantharus*, *Diplodus annularis*, *Syngnathus typhle*, *Mullus surmuletus* y *Pagellus erythrinus*. Gran Canaria presentó la mayor riqueza (36 especies) y número medio de especies por muestra (8.69 ± 0.49 ; media \pm error estándar). Lanzarote presentó el mayor número de individuos (64.83% del total registrado) y abundancia total media por muestra (168.39 ± 30.91). Se registró una densidad alta de individuos (95.86 ± 13.5) y el 92.91% de los peces capturados fueron jóvenes. Nuestros datos mostraron que las diferencias en la estructura física de las praderas marinas no afectaron los patrones de riqueza y abundancia del poblamiento de peces. En conclusión, las praderas de *C. nodosa* en Canarias presentaron una ictiofauna característica, además contribuyen con el mantenimiento de la diversidad de la comunidad de peces litorales; en primavera y verano constituyen un hábitat de “guardería” para los jóvenes de diversas especies de peces, muchas de interés comercial.

Palabras clave: estructura de la comunidad, función de “guardería”, *Cymodocea nodosa*, praderas marinas, Archipiélago Canario.

3

Ictiofauna asociada a las praderas de *Cymodocea nodosa* en las Islas Canarias (océano Atlántico noreste): estructura de la comunidad y función de ‘guardería’



3.1 Introducción

Las praderas de fanerógamas marinas actúan como ‘ingenieros ecológicos’ (Wright y Jones, 2006), ya que influyen en los procesos físicos, químicos y ecológicos de las zonas costeras donde se encuentran. Estas plantas realizan múltiples funciones ecológicas (Costanza *et al.*, 1997), entre las que destacan una productividad primaria y secundaria altas (Hemminga y Duarte, 2000), así como una contribución importante al mantenimiento de la biodiversidad marina (Duarte y Gattuso, 2008). Una parte importante de esta biodiversidad la constituyen los peces; son numerosos los trabajos que señalan a las praderas marinas como hábitats con una abundancia y diversidad altas de especies de peces (Gillanders, 2006). Esto se debe a dos factores principales: la complejidad estructural que provee de un mayor número de hábitats (Hindell *et al.*, 2000) y la abundancia de recursos tróficos (Bell y Pollard, 1989). Estas comunidades también forman un hábitat idóneo para el reclutamiento y la cría de numerosas especies de peces litorales (Pollard, 1984; Hannan y Williams, 1998). Todos estos servicios y funciones han supuesto su inclusión en distintas legislaciones de conservación de ámbito internacional.

En las Islas Canarias, *C. nodosa*, 1870, forma praderas marinas conocidas como ‘sebadales’ o ‘manchones’ (Afonso-Carrillo y Gil-Rodríguez, 1980; Aguilera *et al.*, 1994). Se trata de una especie amenazada en el Archipiélago Canario, debido a la regresión que han experimentado sus poblaciones en muchas áreas litorales. Determinados aspectos de las praderas de fanerógamas marinas de Canarias han sido objeto de estudio, tales como la distribución geográfica, fenología vegetativa y reproductora, genética, comunidades de epífitos e invertebrados asociadas, etc. Sin embargo, los relativos a la comunidad de peces son escasos y han focalizado su atención en la fracción adulta (e.g. Mena *et al.*, 1993; Polifrone *et al.*, 2006; Tuya *et al.*, 2005, 2006a). Todos estos estudios emplearon los censos visuales subacuáticos como método de muestreo. En este estudio, se analiza la ictiofauna asociada a las praderas de *C. nodosa* a una escala espacial mayor (distintas islas y praderas). Existen diversas referencias que señalan a estas comunidades como zonas de cría para peces (Mena *et al.*, 1993; Aguilera *et al.*, 1994). Sin embargo, los datos existentes en Canarias que avalen esta hipótesis son muy escasos y sólo proceden de la aplicación de los censos visuales. Por tanto, en este trabajo se plantearon los siguientes objetivos: en primer lugar, describir la composición, riqueza y abundancia de la ictiofauna asociada a las praderas de *C. nodosa* durante el período de su máximo desarrollo en distintas islas y localidades, utilizando un método de muestreo (arrastre) que permita valorar con garantías la fracción juvenil y las especies crípticas; en segundo lugar, analizar el papel que pueden desempeñar las praderas de fanerógamas marinas del Archipiélago Canario como hábitat para el reclutamiento y la cría de peces; y en tercer lugar estudiar la posible relación entre la estructura espacial de la pradera y la riqueza y abundancia del poblamiento de peces, a escala de islas y de praderas. Los resultados podrían contribuir a mejorar significativamente la gestión de este ecosistema en las Islas Canarias.

3.2 Material y métodos

3.2.1 Área y período de estudio

Se seleccionaron 41 praderas de la fanerógama marina *C. nodosa* en el sector centro-oriental del Archipiélago Canario de acuerdo con la información disponible sobre la distribución de esta especie en las islas (Reyes *et al.*, 1995a; Pavón-Salas *et al.*, 2000): 15 en Gran Canaria, 15 en Fuerteventura y 11 en Lanzarote (Figura 3.1). Los muestreos se efectuaron en primavera y verano (junio a septiembre) de 2003. En esta época, las comunidades de fanerógamas marinas presentan los mayores valores de densidad de

pies, altura de hojas y biomasa (Reyes *et al.*, 1995a, b; Tuya *et al.*, 2006a), y valores máximos de diversos descriptores (riqueza y abundancia) de las comunidades de peces asociadas (Polifrone *et al.*, 2006; Tuya *et al.*, 2006a). Durante el período primavera-verano, la temperatura media superficial del agua alrededor de las Islas Canarias centro-orientales oscila entre 21 y 22,5°C, y la salinidad entre 36,3 y 36,7 (Navarro-Pérez y Barton, 2001).

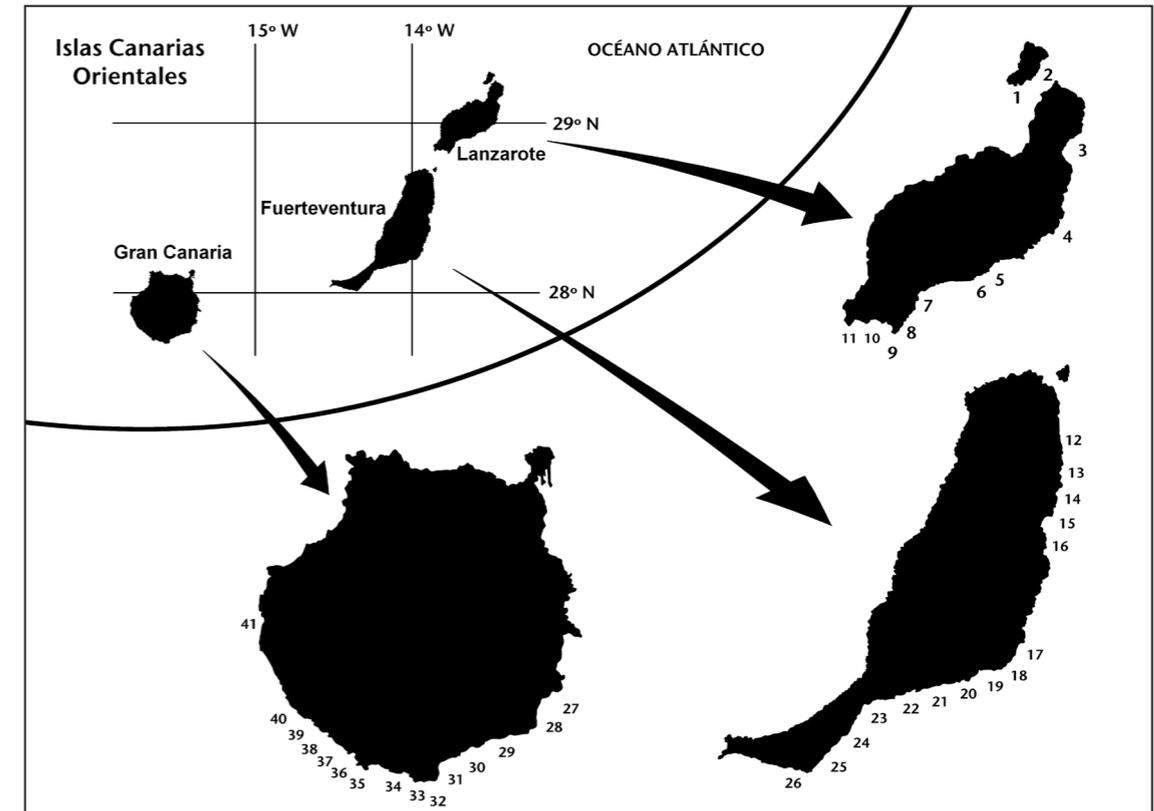


Figura 3.1. Mapa de las Islas de Lanzarote, Fuerteventura y Gran Canaria, donde se muestra la localización de las praderas de *C. nodosa* estudiadas:

- | | | | |
|-------------------|---------------------|---------------------|--------------------|
| 1, Franceses; | 12, Corralejo; | 23, Costa Calma; | 34, Pasito Blanco; |
| 2, Caleta Sebo; | 13, El Jablito; | 24, Risco del Paso; | 35, Marañuelas; |
| 3, Punta Mujeres; | 14, Puerto Lajas; | 25, Esquinzo; | 36, Balito; |
| 4, Ancones; | 15, Puerto Rosario; | 26, Morro Jable; | 37, Puerto Rico; |
| 5, Guacimeta; | 16, Playa Blanca; | 27, Arinaga; | 38, Amadores; |
| 6, Los Pocillos; | 17, Gran Valle; | 28, Formas; | 39, Taurito; |
| 7, Playa Quemada; | 18, La Entallada; | 29, El Cardón; | 40, Veneguera; |
| 8, La Juradita; | 19, Las Playitas; | 30, El Cochino; | 41, Güf-Güf. |
| 9, Papagayo; | 20, Gran Tarajal; | 31, El Inglés; | |
| 10, Playa Blanca; | 21, Giniginámar; | 32, Maspalomas; | |
| 11, La Mulata; | 22, La Lajita; | 33, Meloneras; | |

3.2.2 Métodos de muestreo

Para capturar los peces se utilizó una red de arrastre tipo chinchorro, de 6 m de largo, 4 m de ancho y 0.5 m de alto, con luz de malla de 1 mm (Figura 3.2.a-b). Éste fue arrastrado por buceadores en transectos de 25 m, cubriendo un área de 100 m² por arrastre (8.400 m² área total). Se obtuvieron 26 muestras en Gran Canaria, 27 en Fuerteventura y 31 en Lanzarote (n = 84), con una media de 2 réplicas por pradera. Los arrastres se ejecutaron al azar entre 5 y 15 m de profundidad, generalmente entre las 10:00 y las 15:00 horas. Esta técnica permite la captura de individuos pequeños con escasa capacidad de natación que se refugian en la bóveda de la pradera, así como individuos de especies bentónicas de mayor tamaño. Sin embargo, la mayoría de los individuos de especies pelágicas y adultos de las epibentónicas pueden escapar del arte de pesca. Los chinchorros se consideran apropiados para capturar peces pequeños (longitud total < 100 mm) (Rozas y Minello, 1997); los de pequeño tamaño, como el utilizado en este trabajo, han demostrado ser efectivos en el muestreo de peces pequeños y especialmente en praderas marinas someras (Guest *et al.*, 2003). Los peces capturados se contaron e identificaron hasta el nivel de especie de acuerdo con Fischer *et al.* (1981), Whitehead *et al.* (1986) y Brito *et al.* (2002); posteriormente, se midió su longitud total (LT ± 1 mm) y se clasificaron en cinco clases de talla: c1, 0-5 cm; c2, 5-10 cm; c3, 10-15 cm; c4, 15-20 cm; y c5, > 20 cm. También, se distinguió entre juveniles, los ejemplares con escamas ya formadas y que no han alcanzado la talla mínima de primera madurez sexual (TPMm; talla por debajo de la cual es poco probable encontrar individuos maduros), y adultos, aquellos que alcanzan y superan dicha talla (Dulcic *et al.*, 1997). Para esto, se empleó la información disponible para cada especie en Canarias, pero cuando esto no fue posible, se utilizó información de las regiones más próximas o de especies similares (Apéndice 3.1). En el caso de *Coris julis* (Linnaeus, 1758), el patrón de coloración de los individuos sirvió para clasificarlos. Para analizar el grupo de edad de los ejemplares de las especies más abundantes (excepto *S. typhle*), se consideraron, preferentemente, los trabajos sobre la relación de talla-edad efectuados en Canarias (Apéndice 3.1). Para caracterizar la organización espacial de la comunidad, se siguió la clasificación hecha por Brito *et al.* (2002) para las especies de peces de Canarias y la empleada por Tuya *et al.* (2004b) para los grupos tróficos. Para estimar el posible efecto de la estructura espacial de la pradera sobre los patrones de riqueza y abundancia del poblamiento de peces, se cuantificaron los dos elementos estructurales típicamente empleados: la densidad de pies y altura de las hojas. Ambos parámetros se han mostrado como descriptores eficientes de

praderas de *C. nodosa* en el Archipiélago Canario (Reyes *et al.*, 1995a; Barberá *et al.*, 2005). Para estimar la densidad, se contaron los pies de planta en el interior de un cuadrado de 25 x 25 cm (n = 10); posteriormente esta densidad se convirtió a m². Se midió la longitud de la hoja más vieja en cada pie (n = 30) para estimar la altura del estrato foliar. La cobertura de las plantas fue del 100% en cada punto de arrastre.

3.2.3 Análisis estadístico

Figura 3.2. (a) Arrastre de la red tipo chinchorro para la captura de peces sobre una pradera de la fanerógama marina *C. nodosa*.

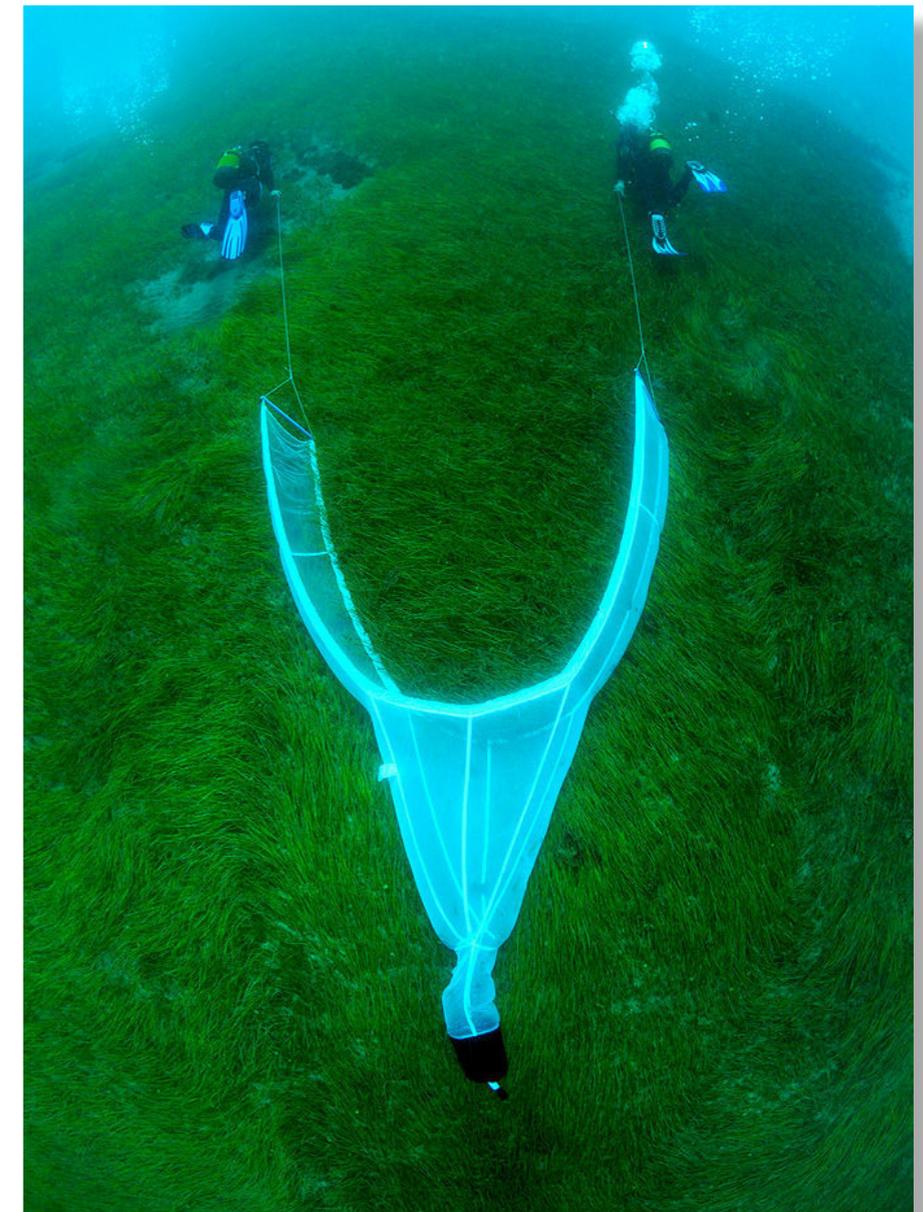




Figura 3.2. (b)
Momento del cierre de la red al final del arrastre.

Se calcularon la riqueza (S), el índice de diversidad de Shannon-Wiener (H') y el índice de Pielou o equitatividad (J') para cada isla y pradera. Para comprobar las diferencias en la estructura multivariante del poblamiento íctico entre las tres islas, se empleó la rutina multivariante no paramétrica de análisis de similitudes (ANOSIM, Clarke, 1993). Los patrones de riqueza y abundancia entre islas se compararon empleando la prueba U de Mann-Whitney, ya que la abundancia total no siguió un patrón de distribución normal. Se empleó esta misma prueba para comparar las variables estructurales y las de la comunidad íctica de dos grupos de praderas de Fuerteventura (FV): las situadas al noreste y este (FV1: 12 a 18, ver Figura 3.1) vs. las situadas al sureste y sur (FV2: 19 a 26), excluyendo la pradera de Puerto Lajas (14) debido a que presentó valores medios fuera de lo normal para las praderas canarias. Finalmente, se emplearon modelos de regresión múltiple para detectar la posible relación entre la estructura física de las praderas (densidad de pies y altura de hojas) y la riqueza y abundancia de la comunidad íctica.

3.3 Resultados

Composición y estructura de la comunidad íctica

El número total de individuos capturados fue de 8.298, de los que 8.052 fueron identificados hasta el nivel de especie. Se registraron 21 familias (2 de condriictios y 19 de osteictios), 34 géneros (2 de condriictios y 32 de osteictios) y 42 especies (2 de condriictios y 40 de osteictios) (Tabla 3.1). La familia más representativa fue Sparidae, ya que presentó la mayor riqueza y abundancia de individuos (10 especies y 75,5% de individuos), seguida de Labridae (5 y 2,5%), Syngnathidae (3 y 9%) y Mullidae (1 y 7,5%). Las especies más importantes, en términos de abundancia y frecuencia, fueron: *S. cantharus* (con el 36,5% de los individuos y 64,3% de frecuencia en las muestras), *D. annularis* (31,9% y 66,7%), *S. typhle* (8,1% y 89,3%), *M. surmuletus* (7,5% y 57,2%), *P. erythrinus* (2,6% y 9,6%), *Atherina presbyter* Cuvier, 1829 (2,4% y 1,2%), *D. vulgaris* (2,1% y 25%), *S. trutta* (1,9% y 29,8%), *Pagellus acarne* (Risso, 1827) (1,2% y 8,3%) y *S. cretense* (0,95% y 28,6%) (Figura 3.3.a-j). Estas 10 especies representan el 94,7% del total de individuos capturados. El 66,7% de las especies registradas tiene interés pesquero de acuerdo con Franquet y Brito (1995). Estos resultados incrementan el número de especies registradas en el área, de forma que, teniendo en cuenta los datos existentes, esta ictiofauna comprende 62 especies (3 de condriictios y 59 de osteictios), agrupadas en 50 géneros (3 de condriictios y 47 de osteictios) y 31 familias (3 de condriictios y 28 de osteictios). Se observaron especies

Tabla 3.1. Lista de especies de peces, ordenadas por familias, registradas en las praderas de *C. nodosa* de tres Islas Canarias de junio a septiembre de 2003. F, frecuencia de aparición (%); A, abundancia (número de individuos 100 m⁻², media ± error estándar); LT, longitud total (cm, media ± error estándar); L_{min}, longitud total mínima (cm); L_{max}, longitud total máxima (cm); *especies de interés comercial.

Familia	Especie	F	A	LT	L _{min}	L _{max}
Atherinidae	<i>A. presbyter</i> *	1,19	2,30 ± 0,01	2,16 ± 0,01	1,6	3,5
Aulostomidae	<i>A. strigosus</i>	1,19	0,01 ± 2,30	49,00 ± 0,00	49	49
Bothidae	<i>B. podas</i> *	13,10	0,26 ± 0,01	9,36 ± 0,24	4,8	13
Dasyatidae	<i>Dasyatis pastinaca</i> *	2,38	0,02 ± 0,15	35,00 ± 0,77	30	40
Gobiesocidae	<i>O. cadenati</i>	1,19	0,02 ± 0,09	1,00 ± 0,00	1	1
Gobiidae	<i>Gobius niger</i>	16,67	0,60 ± 0,03	4,03 ± 0,20	1,9	8,7
Haemulidae	<i>P. octolineatum</i> *	1,19	0,07 ± 0,04	7,43 ± 0,06	6,9	8,1
	<i>P. incisus</i> *	1,19	0,01 ± 0,02	11,00 ± 0,00	11	11
Labridae	<i>Coris julis</i>	5,95	0,08 ± 0,14	7,96 ± 0,48	1,5	14
	<i>Symphodus mediterraneus</i>	3,57	0,08 ± 8,73	3,00 ± 0,13	1,7	5,1
	<i>Symphodus trutta</i> *	29,76	1,90 ± 0,61	6,29 ± 0,31	1	13,5
	<i>Thalassoma pavo</i> *	2,38	0,04 ± 0,21	15,30 ± 0,32	13,3	18,6
	<i>Xyrichtys novacula</i> *	17,86	0,24 ± 0,01	13,70 ± 0,28	10,2	19
Monacanthidae	<i>S. hispidus</i> *	22,62	0,37 ± 1,48	5,20 ± 0,31	1	10,3
Mullidae	<i>M. surmuletus</i> *	57,14	7,10 ± 0,02	6,03 ± 0,20	2,3	14,7
Ophichthidae	<i>Myrichthys pardalis</i>	1,19	0,02 ± 0,11	47,50 ± 0,39	45	50
Pomacentridae	<i>S. lurida</i>	1,19	0,01 ± 0,02	6,00 ± 0,00	6	6
Scaridae	<i>S. cretense</i> *	28,57	0,90 ± 0,02	8,16 ± 0,43	1	17,2
Scorpaenidae	<i>Scorpaena maderensis</i>	1,19	0,01 ± 0,69	15,00 ± 0,00	15	15
	<i>S. porcus</i> *	5,95	0,06 ± 1,96	22,20 ± 0,40	18	28
Serranidae	<i>Serranus atricauda</i> *	3,57	0,04 ± 0,30	12,23 ± 0,26	10,8	15
	<i>Serranus cabrilla</i> *	5,95	0,07 ± 0,07	11,67 ± 0,45	6,5	15,5
	<i>S. scriba</i> *	7,14	0,08 ± 0,01	12,80 ± 0,29	8	15,7

Familia	Especie	F	A	LT	L _{min}	L _{max}
Sparidae	<i>B. boops</i> *	4,76	0,23 ± 0,01	8,05 ± 0,10	6,6	9,6
	<i>Dentex dentex</i> *	13,10	0,37 ± 0,03	5,78 ± 0,32	2,3	13,2
	<i>D. annularis</i> *	66,67	30,49 ± 0,02	3,00 ± 0,22	1	15
	<i>D. vulgaris</i> *	25,00	2,00 ± 0,03	7,25 ± 0,14	2,5	10,1
	<i>Lithognathus mormyrus</i> *	1,19	0,01 ± 0,03	12,00 ± 0,00	12	12
	<i>Oblada melanura</i> *	2,38	0,02 ± 0,28	1,60 ± 0,09	1	2,2
	<i>P. acarne</i> *	8,33	1,06 ± 0,07	7,01 ± 0,17	3	13,1
	<i>P. erythrinus</i> *	9,52	2,42 ± 7,53	4,96 ± 0,10	3,1	11
	<i>Pagrus pagrus</i> *	15,48	0,80 ± 0,01	8,54 ± 0,15	4,3	13
	<i>S. cantharus</i> *	64,29	34,90 ± 0,11	5,13 ± 0,15	1,5	12,2
Squatinae	<i>Squatina squatina</i> *	1,19	0,01 ± 0,06	24,30 ± 0,00	24,3	24,3
Syngnathidae	<i>Nerophis ophidion</i>	32,14	0,56 ± 0,55	16,61 ± 0,38	1,9	22
	<i>Syngnathus acus</i>	17,86	0,27 ± 0,08	9,55 ± 0,72	2,1	21
	<i>S. typhle</i>	89,29	7,70 ± 0,87	8,15 ± 0,51	1,9	24,9
Synodontidae	<i>Synodus saurus</i> *	11,90	0,23 ± 0,09	14,29 ± 1,00	2	28,5
	<i>Synodus synodus</i> *	5,95	0,11 ± 0,06	15,73 ± 0,34	12,4	21
Tetraodontidae	<i>C. capistrata</i>	2,38	0,04 ± 0,03	8,90 ± 0,31	6,2	11,9
	<i>S. marmoratus</i>	26,19	0,32 ± 0,01	9,63 ± 0,55	1,3	17
Uranoscopidae	<i>Uranoscopus scaber</i>	1,19	0,01 ± 0,06	33,50 ± 0,00	33,5	33,5

pertenecientes a 5 categorías de distribución espacial: las especies demersales dominaron (67%) y se distinguieron dos grupos: las demersales litorales (33%), con un intervalo de distribución entre 0 y 50 m (e.g. *D. annularis*), y las demersales (34%), con distribución superior a los 50 m (e.g. *Dasyatis pastinaca* (Linnaeus, 1758)). Seguidamente, se encuentran las especies bentónicas (21%; e.g. *Bothus podas* (Delaroche, 1809)), las bento-pelágicas (10%; e.g. *S. cantharus*), y en último lugar, las especies pelágicas litorales (2%; e.g. *A. presbyter*). De igual forma, los grupos tróficos detectados fueron cinco: los carnívoros de macroinvertebrados dominaron la comunidad (36%; e.g. *M. surmuletus*), seguidos de los carnívoros de macroinvertebrados y peces [31%; e.g. *Dentex dentex* (Linnaeus, 1758)], los carnívoros de micro-invertebrados (21%; e.g. *S. typhle*), los omnívoros (7%; e.g. *D. annularis*) y los planctófagos [5%; e.g. *B. boops*]. Para el conjunto de las muestras, el número de individuos por arrastre fue de $95,86 \pm 13,5$ (media \pm error estándar), oscilando entre 0 y 585. El número medio de especies por arrastre fue de $6,3 \pm 0,33$, con un mínimo de 0 y máximo de 16. El valor medio del índice de Shannon-Wiener (H') fue de $1,07 \pm 0,05$, variando entre 2,18 y 0, y el del índice de Pielou (J') de $0,64 \pm 0,02$.

3.3.2 Diferencias entre islas y praderas

(b) *D. annularis*(c) *S. typhle*(d) *M. surmuletus*

Figura 3.3. Especies de peces más abundantes en las praderas de *C. nodosa* de las Islas Canarias orientales: (a) *S. cantharus*



(e) *P. erythrinus*



(f) *A. presbyter*



(g) *D. vulgaris*



(h) *S. trutta*



(i) *P. acarne*



(j) *S. cretense*

A nivel de estructura de la comunidad (composición y abundancia de las especies), los poblamientos de Gran Canaria y Lanzarote fueron bastante similares (ANOSIM, $R = 0,09$), mientras que los de Fuerteventura fueron diferentes, en mayor medida, de los de Gran Canaria y Lanzarote ($R = 0,24$ y $R = 0,25$, respectivamente). De las 21 familias registradas, Gran Canaria y Lanzarote presentaron 16 y Fuerteventura 12; nueve familias fueron comunes a las tres islas (Synodontidae, Syngnathidae, Sparidae, Mullidae, Labridae, Scaridae, Gobiidae, Bothidae y Tetraodontidae). Gran Canaria presentó la mayor riqueza (36 especies) y número medio de especies por muestra ($8,69 \pm 0,49$), seguida de Lanzarote (29 especies y $6,1 \pm 0,41$) y Fuerteventura (25 especies y $4,19 \pm 0,44$) (Figura 3.4). La riqueza de especies fue inferior en Fuerteventura en comparación con las otras dos islas ($P = 0,007$ y $P = 0,0027$) (Tabla 3.2). Del total de especies registradas, 19 aparecieron en las tres islas; cuatro sólo en Lanzarote (*Squatina squatina* (Linnaeus, 1758), *M. pardalis*, *A. presbyter* y *Uranoscopus scaber* Linnaeus, 1758; cinco sólo en Gran Canaria

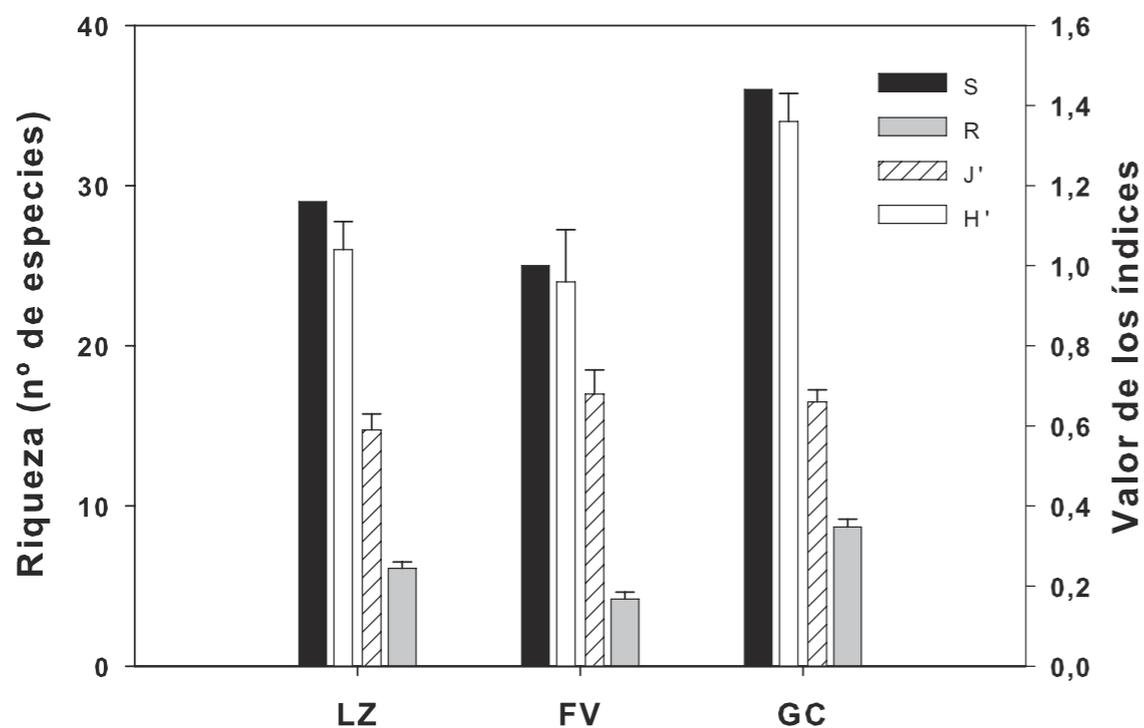


Figura 3.4. Riqueza y diversidad de la comunidad íctica en praderas marinas de *C. nodosa* de Lanzarote (LZ), Fuerteventura (FV) y Gran Canaria (GC). S, riqueza (número total de especies); R, riqueza media por censo (media + error estándar); H', índice de Shannon-Wiener (media + error estándar); J', índice de Pielou (media + error estándar).

(*A. strigosus*, *P. octolineatum*, *P. incisus*, *S. lurida* y *O. cadenati*) y una en Fuerteventura [*Lithognathus mormyrus* (Linnaeus, 1758)]. En Lanzarote se registró el mayor número de individuos (64,83%) y número medio de individuos por muestra ($168,39 \pm 30,91$), seguido de Gran Canaria (25,89% y $80,2 \pm 8,6$) y Fuerteventura (9,28% y $27,67 \pm 5,77$) (Figura 3.5). La abundancia total registrada en Fuerteventura fue inferior a la de las otras islas ($P = 0,0004$ y $P = 0,001$) (Tabla 3.2). De las 10 especies más abundantes en cada isla, cuatro son compartidas por las tres (*S. typhle*, *D. annularis*, *S. cantharus* y *M. surmuletus*). El índice de diversidad de Shannon-Wiener (H') reflejó que Gran Canaria (1,36) fue la isla con mayor diversidad, seguida de Lanzarote (1,04) y Fuerteventura (0,96); en este caso fue Gran Canaria la que mostró diferencias respecto a las demás (P

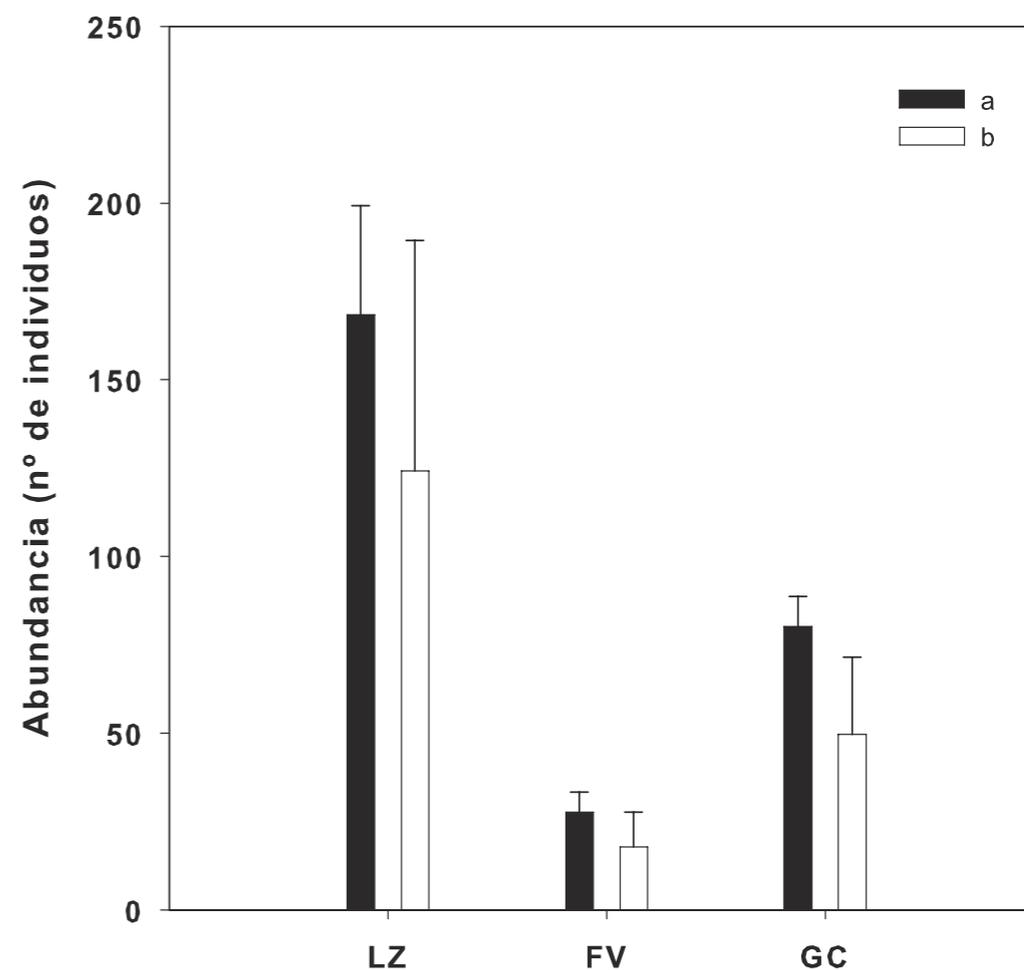


Figura 3.5. Abundancia de la comunidad íctica en praderas marinas de *C. nodosa* de Lanzarote (LZ), Fuerteventura (FV) y Gran Canaria (GC): a, número de individuos por 100 m² (media + error estándar); b, número de individuos por especie (media + error estándar).

Tabla 3.2. Resultados de la prueba U de Mann-Whitney para la comparación entre islas de: A, abundancia; S, riqueza; R, riqueza media por censo; H', índice de Shannon-Wiener; J', índice de Pielou; d, densidad de pies; h, altura de hojas; LZ, Lanzarote; FV, Fuerteventura; GC, Gran Canaria; U, valor de estadístico; P, nivel de significación.

	A		S		R		H'		J'		d		h	
	U	P	U	P	U	P	U	P	U	P	U	P	U	P
LZ vs. FV	14	0,0004	30,5	0,0070	38,5	0,0230	68,0	0,4600	118,0	0,0600	62	0,4200	142	0,0004
LZ vs. GC	53	0,1320	97,0	0,4650	132,5	0,0090	133,5	0,0080	101	0,3400	67	0,4300	164	0,0002
FV vs. GC	188	0,0010	185,0	0,0027	203,5	0,0001	167,0	0,0250	86,0	0,2800	114	0,7100	150	0,0520

= 0,008 y $P = 0,025$). El índice de Pielou (J') mostró que Fuerteventura (0,68) fue la isla con mayor equitatividad, seguido de Gran Canaria (0,66) y Lanzarote (0,59), si bien no se encontraron diferencias. Finalmente, para los parámetros estructurales, la densidad de pies fue similar en todas las islas, mientras que la altura de hojas en Lanzarote presentó diferencias con respecto a las otras dos ($P = 0,0004$ y $P = 0,0002$) (Tabla 3.2). Los valores de abundancia de peces a nivel de pradera mostraron una variabilidad alta, desde 418 ± 167 individuos (media \pm error estándar) hasta 0 individuos, mientras que la abundancia media para el conjunto de praderas fue de $82,32 \pm 13,54$ individuos 100 m^2 . La riqueza media fue de $8,9 \pm 4,42$, con máximo de 21 y mínimo de 0. El número medio de especies fue de $6,33 \pm 0,76$, oscilando entre 14 ± 2 y 0. El valor medio del índice de diversidad de Shannon-Wiener (H') fue de $1,13 \pm 0,06$, variando entre 1,93 y 0. El valor medio del índice de Pielou (J') fue $0,65 \pm 0,03$, con valores entre 0,92 y 0. Los modelos de regresión múltiple indicaron que las diferencias en la estructura física, cuantificada a través de la densidad de pies y la altura de hojas, no afectaron a los patrones de riqueza y abundancia ($P > 0,05$, en todos los casos). En Fuerteventura se observó una diferencia en los patrones de abundancia entre las praderas del grupo FV1 y las del grupo FV2 ($P = 0,023$), mientras que para la riqueza no se observaron diferencias ($P = 0,24$). La comparación entre los parámetros estructurales de estos dos grupos mostró diferencias para la densidad de pies ($P = 0,016$), pero no para la altura de las hojas ($P = 0,137$) (Tabla 3.3).

3.3.3 Análisis de tallas y función de 'guardería'

Tabla 3.3. Resultados de la prueba U de Mann-Whitney para la comparación entre los dos grupos de praderas de la isla de Fuerteventura de: A, abundancia; S, riqueza; R, riqueza media por censo; H', índice de Shannon-Wiener; J', índice de Pielou; d, densidad de Pies; h, altura de hojas; FV1, praderas 12 a 18; FV2, praderas 19 a 26 (ver Figura 1.1); U, valor de estadístico; P, nivel de significación.

	A		S		R		H'		J'		d		h	
	U	P	U	P	U	P	U	P	U	P	U	P	U	P
FV1 vs. FV2	48	0,0230	38,5	0,2400	39,0	0,2200	22,5	0,5700	39,5	0,2000	5,0	0,0160	36	0,1370

La talla media registrada para el conjunto de individuos fue de $5,05 \pm 0,03$ cm (media \pm error estándar), oscilando entre 1 y 50 cm. La distribución de individuos en las cinco clases de tallas establecidas fue de 63,83% (c1), 30,28% (c2), 4,08% (c3), 1,45% (c4) y 0,37% (c5). El 94,11% de los individuos registraron una longitud total < 100 mm y en el caso de especies de interés comercial, este porcentaje aumentó hasta un 97,65%. La clasificación en juveniles y adultos según la TPMm de cada especie mostró que el 92,91% de los individuos fueron juveniles (Apéndice 3.1), este porcentaje se incrementó hasta un 98,48% en el caso de las especies de interés comercial. De las 42 especies registradas en este estudio, 30 presentaron individuos juveniles. De las 10 especies con mayor abundancia, 9 presentaron un porcentaje de individuos juveniles $> 90\%$. De hecho, las distribuciones de tallas de estas especies mostraron un predominio de las tallas pequeñas; sólo *S. typhle* presentó un porcentaje mayor de adultos que de juveniles y una distribución de tallas más homogénea (Figura 3.6). Del análisis de la relación talla-edad de las especies numéricamente importantes (excepto *S. typhle*), se desprende que la mayoría de los individuos pertenecen a la clase de edad 0. Los porcentajes de individuos de esta clase de edad por especie fueron los siguientes: *A. presbyter*, 100%; *D. annularis*, 98,67%; *D. vulgaris*, 100%; *P. acarne*, 98,88%; *P. erythrinus*, 100%; *S. cantharus*, 99,76%; *M. surmuletus*, 100%; *S. trutta*, 86,87%; y *S. cretense*, 98,68%. Las cohortes de estas especies se caracterizan por estar dominadas por una o dos tallas, excepto *S. trutta* y *S. cretense* (Figura 3.6). Además de estas especies, *S. squatina*, *D. pastinaca*, *Serranus atricauda* Günther, 1874, *S. scriba*, *P. octolineatum*, *P. incisus*, *B. boops*, *D. dentex*, *L. mormyrus*, *Oblada melanura* (Linnaeus, 1758), *Pagrus pagrus* (Linnaeus, 1758), aunque no fueron abundantes, mostró un porcentaje de juveniles de 100%, mientras que *S. hispidus* un porcentaje de 93,55%, y *B. podas* y *Serranus cabrilla* (Linnaeus, 1758), un 50% respectivamente (Apéndice 3.1).

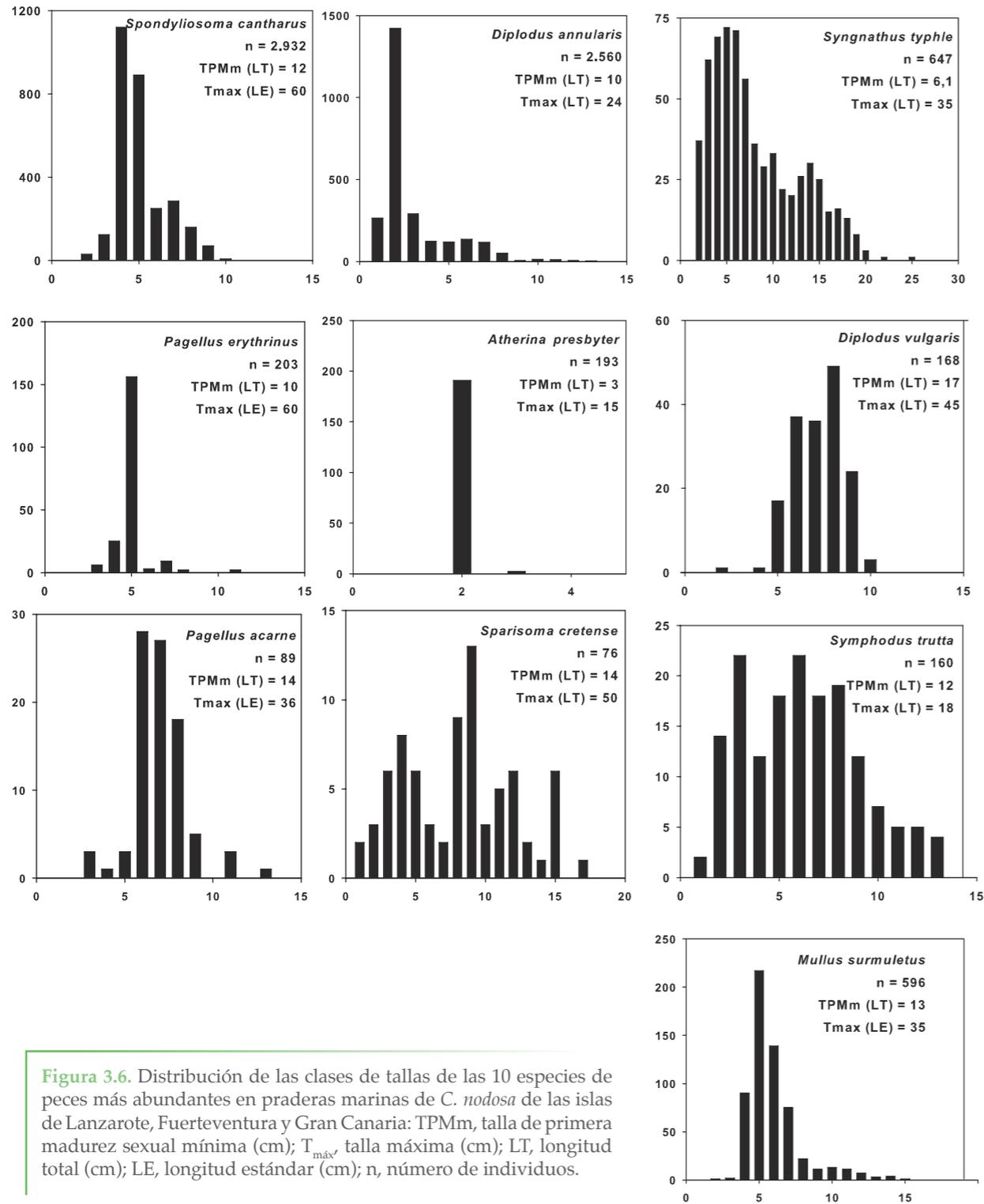


Figura 3.6. Distribución de las clases de tallas de las 10 especies de peces más abundantes en praderas marinas de *C. nodosa* de las islas de Lanzarote, Fuerteventura y Gran Canaria: TPMm, talla de primera madurez sexual mínima (cm); $T_{máx}$, talla máxima (cm); LT, longitud total (cm); LE, longitud estándar (cm); n, número de individuos.

3.4 Discusión

3.4.1 Composición y estructura de la comunidad íctica

Los resultados de este estudio indican que las praderas de *C. nodosa* en Canarias presentan una ictiofauna característica, dominada por unas pocas familias. Sparidae dominó esta comunidad, en términos de riqueza y abundancia (excluyendo las especies pelágicas); Mullidae también fue importante y presentó valores de abundancia similares, coincidiendo con los resultados de estudios anteriores (Mena *et al.*, 1993; Tuya *et al.*, 2006a). Sin embargo, se observaron diferencias, principalmente, en Labridae y Syngnathidae, las cuales presentaron una abundancia alta en este trabajo, pero no en el de Mena *et al.* (1993), sucediendo lo contrario con Scaridae. Además de las familias citadas, Tetraodontidae fue una de las más frecuentes en los trabajos de Mena *et al.* (1993) y Tuya *et al.* (2006a), mientras que en este estudio apareció con frecuencia baja. Las diferencias en composición y abundancia se explican por el sesgo en el método de muestreo empleado en cada trabajo (arrastres *vs.* censos visuales); este aspecto fue señalado para la comunidad íctica en las praderas de *P. oceanica*, del mar Mediterráneo por Harmelin-Vivien y Francour (1992). Las especies cuyos individuos son pelágicos o bento-pelágicos y los adultos de las demersales son evaluadas de forma más precisa mediante censos visuales (*e.g.* *Atherina*, *Boops*, etc.). En cambio, los alevines y juveniles de especies demersales, así como los individuos de especies bentónicas y otras que habitan la bóveda de la pradera son mejor evaluados por los arrastres, pudiendo pasar inadvertidos o ser subestimados por los censos visuales (*e.g.* *Syngnathus*, *Bothus*, etc.). En el caso de Tetraodontidae, los juveniles (longitud total = 1 cm) de *C. capistrata* se observan en las praderas en invierno (F. Espino, obs. pers.), mientras que los adultos escapan en gran medida de los arrastres. De las diez especies más abundantes en nuestro estudio, cuatro (*D. annularis*, *S. cantharus*, *M. surmuletus* y *S. cretense*) también aparecieron entre las diez más abundantes en Mena *et al.* (1993); las tres primeras fueron, también, las más abundantes en Tuya *et al.* (2005). Los datos existentes indican que la composición de la comunidad de peces de los sebadales canarios no difiere substancialmente de la de algunas praderas marinas de *C. nodosa* en el mar Mediterráneo. Guidetti y Bussotti (2000) estudiaron los peces de una pradera mixta de *C. nodosa* y *Z. noltei*, y encontraron que Atherinidae, Sparidae y Labridae dominan numéricamente la comunidad. Al igual que sucede en Canarias, en estas praderas mediterráneas Sparidae presentó la mayor riqueza (nueve especies), seguida de Labridae (siete especies). Precisamente, en las especies de esta última familia radica una de las

principales diferencias cualitativas debido, fundamentalmente, a las especies del género *Symphodus* (hasta siete especies en praderas del Mediterráneo *vs.* dos en las praderas de Canarias). Lo mismo sucede en las praderas de *C. nodosa* localizadas en la laguna de Ria Formosa (Sur de Portugal), ya que de las 44 especies registradas por Ribeiro *et al.* (2006), nueve fueron de la familia Labridae y ninguna de ellas aparece en las praderas de Canarias.

3.4.2 Diferencias entre islas y praderas

La principal diferencia entre islas, tanto en los patrones de abundancia como de riqueza, se observó en el poblamiento íctico de Fuerteventura con respecto a las demás. Esto podría explicarse por el pequeño desfase temporal en los muestreos, ya que en Lanzarote se realizaron en junio, en Gran Canaria en el período comprendido entre junio y septiembre, y en Fuerteventura en septiembre. Este desfase se debió a las dificultades y al considerable esfuerzo que implican los muestreos a escalas espaciales grandes (> 100 km) (Moranta *et al.*, 2006). Los resultados podrían indicar que los juveniles de diversas especies utilizan las praderas durante un corto espacio de tiempo o bien que, permaneciendo en ellas, alcanzaron el tamaño suficiente para escapar de los arrastres. Tuya *et al.* (2006a) y Polifrone *et al.* (2006) demostraron que existe una clara correlación entre el ciclo anual de *C. nodosa* y la riqueza y abundancia de la comunidad íctica, con valores máximos en primavera-verano y mínimos en otoño-invierno; por tanto, durante el primer período los juveniles serían más abundantes en las praderas. Tuya *et al.* (2006a) encontraron los mayores valores de riqueza y abundancia para una pradera de Lanzarote en septiembre. Por tanto, se debería esperar un mayor valor de estos parámetros en Fuerteventura, pero resultó justamente lo contrario. Deben existir otros factores que expliquen la relativa baja abundancia y riqueza en esta isla. Por otra parte, algunas praderas muestreadas en Gran Canaria (*e.g.* Arinaga y Formas) después de las de Fuerteventura, arrojaron valores superiores de abundancia. Las diferencias de abundancia observadas en Fuerteventura podrían explicarse a nivel de praderas, ya que las del sector sureste-sur (FV2) fueron más pobres en abundancia que las del sector noreste-este (FV1). La riqueza y abundancia de la ictiofauna de praderas de fanerógamas marinas no sólo dependen de la complejidad estructural de la pradera, sino que están muy influenciadas por los hábitats circundantes, tanto por el tipo de hábitat (Dorenbosch *et al.*, 2006) como por la distancia o proximidad a los mismos (Jelbart *et al.*, 2007). El sector sur en la costa de sotavento de Fuerteventura se caracteriza por grandes playas en la línea de costa y amplias extensiones de fondos arenosos en el infralitoral (Ministerio de Medio Ambiente, 2007). Por tanto, estas praderas se encontrarían relativamente aisladas

de otros tipos de hábitats complejos, como los arrecifes rocosos, donde se encuentran los ejemplares adultos (Tuya *et al.*, 2004b) de la mayor parte de las especies ícticas cuyos juveniles son abundantes en las praderas marinas (Aguilera *et al.*, 1994). Por otra parte, las diferencias detectadas en la densidad media de pies de los grupos FV1 y FV2, muestran una menor complejidad estructural en el sector del sureste-sur que también contribuye a explicar la diferencia en abundancia de individuos entre las mismas. La mayor riqueza, número medio de especies y diversidad detectadas en Gran Canaria puede deberse a la posición central de esta isla en el Archipiélago Canario. Es bien conocido (ver Brito *et al.*, 2002) que la ictiofauna de las islas más orientales y occidentales de Canarias se diferencia en su mayor composición de especies de afinidad templada o tropical, respectivamente, de manera que algunas de ellas pueden solaparse en el sector central del Archipiélago. La importancia ecológica de las praderas marinas para las especies de peces depende de sus características morfológicas y de su complejidad estructural (Hori *et al.*, 2009). Bell y Westoby (1986a, b) encontraron una relación positiva entre la densidad de la pradera y la abundancia de peces pequeños, en términos de presencia o ausencia de predadores, sugiriendo la posibilidad de que los peces son capaces de discriminar entre praderas más o menos densas, o entre éstas y los fondos adyacentes sin vegetación. En este estudio, no se encontraron relaciones entre la complejidad estructural y la riqueza y abundancia de la ictiofauna asociada; esto se debe, posiblemente, a la escala espacial del estudio. En escalas espaciales grandes (> 100 km), como la empleada aquí, subyacen otros factores que influyen los atributos de estas comunidades ícticas, tales como los tipos de hábitats adyacentes y proximidad a los mismos, el esfuerzo pesquero, la contaminación, etc., y son más difíciles de cuantificar. Para detectar estas relaciones es preciso realizar estudios experimentales de campo a pequeña escala en una pradera, como el llevado a cabo por Bell y Westoby (1986b), o bien seleccionar un número limitado de praderas, como en el de Hori *et al.* (2009).

3.4.3 Análisis de tallas y función de 'guardería'

Tradicionalmente, las praderas marinas han sido consideradas zonas importantes de 'guardería' para los individuos juveniles de muchas especies de peces, en particular para aquellos de interés comercial (Pollard, 1984; Bell y Pollard, 1989). En Canarias, se ha encontrado que, durante el período de estudio, la comunidad de peces asociada a las praderas marinas de *C. nodosa* está dominada por individuos pequeños (longitud total < 100 mm), tratándose en su mayoría de juveniles (LT < TPMm). Para las especies numéricamente importantes, estos individuos juveniles pertenecen a la

misma clase de edad (excepto *S. typhle* y *S. trutta*), formando la cohorte reclutada ese año. Los valores altos de abundancia media registrados indicaron que en primavera-verano estas praderas son muy importantes para la cría de peces. Se confirma que las diferentes especies adaptan su estrategia de desarrollo a la fenología vegetativa de *C. nodosa*, aprovechando la mayor complejidad estructural de las praderas, como se ha observado en Canarias (Polifrone *et al.*, 2006; Tuya *et al.*, 2006a), costas ibéricas del océano Atlántico (Ribeiro *et al.*, 2006) y mar Mediterráneo (Reina-Hervás y Serrano, 1987; Guidetti y Bussotti, 2000). Otras especies económicamente importantes y que no fueron abundantes también aparecieron en estado juvenil, por lo que es necesario realizar estudios, de al menos un ciclo anual, para determinar si esas especies pudieran utilizar las praderas marinas como áreas de ‘guardería’ durante otros períodos del año, evitando así posibles fenómenos de competencia interespecífica. Los estudios realizados, hasta el momento, en el mar Mediterráneo (Reina-Hervás y Serrano, 1987; Guidetti y Bussotti, 2000; Verdiell-Cubedo *et al.*, 2007a, b), costas ibéricas del océano Atlántico (Ribeiro *et al.*, 2006) y Canarias (Mena *et al.*, 1993; Aguilera *et al.*, 1994; Polifrone *et al.*, 2006; Tuya *et al.*, 2005, 2006a) coinciden con los resultados de este estudio e indican que las praderas de la fanerógama marina *C. nodosa* desempeñan un papel importante como hábitat de ‘guardería’, ya que albergan una gran número de alevines y juveniles de numerosas especies de peces. Esto implica que las praderas de *C. nodosa* contribuyen significativamente en la producción de peces y tienen una gran importancia en la conservación de las comunidades ícticas litorales, ya que tras la fase juvenil, los individuos de la mayoría de las especies abandonan las praderas para dirigirse a otros hábitats, como los arrecifes rocosos (Aguilera *et al.*, 1994; Tuya *et al.*, 2004a, b; Polifrone *et al.*, 2006). De las 30 especies que aparecieron en estado juvenil en el presente estudio, 23 son de interés comercial. Alrededor de 80 especies de peces son explotadas por la pesquería artesanal de las Islas Canarias (Franquet y Brito, 1995); algunas de ellas pueden ser consideradas como especies objetivo, teniendo en cuenta su abundancia en las capturas y su interés económico. Entre éstas, destacan *Dentex gibbosus* (Rafinesque, 1810), *P. acarne*, *P. erythrinus*, *P. pagrus*, *S. cantharus* y *M. surmuletus*, las cuales constituyen aproximadamente el 70% de la captura total de peces demersales litorales (Pajuelo, 1997). De estas seis especies, de acuerdo con los resultados de este trabajo, cinco utilizan las praderas de *C. nodosa* durante sus primeras fases de desarrollo, lo que proporciona una idea de la función que desempeña este ecosistema en la formación de biomasa de especies pesqueras y la importancia que supone para la flota artesanal de Canarias. En conclusión, este trabajo ha mostrado que las praderas de *C. nodosa* en Canarias

presentan una ictiofauna particular, caracterizada por especies de fondos rocosos que aparecen ahí con individuos pequeños y por especies exclusivas; además, estas praderas desempeñan un importante papel en el mantenimiento de la diversidad de numerosas especies de peces; en primavera-verano constituyen un hábitat de ‘guardería’ para los individuos alevines y juveniles de diversas especies, muchas de las cuales son de interés comercial; a una escala espacial grande, parece que la estructura de las praderas no juega un papel determinante en los patrones de riqueza y abundancia de la comunidad íctica. Se considera que la conservación de las praderas de *C. nodosa* en las Islas Canarias es importante para el mantenimiento de los procesos ecológicos litorales; además, es prioritaria para la flota artesanal que explota los recursos demersales litorales.



Apletodon sp.

APÉNDICE 3.1

Lista de especies de peces registradas en las praderas de *C. nodosa* de las Islas Canarias entre junio y septiembre de 2003. c1-c5, clases de talla: (0-5), (5-10), (10-15), (15-20), (>20 cm), (% individuos); TPMm, talla de primera madurez sexual mínima (longitud total, cm); Referencia, se incluyen las utilizadas para la TPMm y las relaciones talla-edad (en este caso sólo para las especies más abundantes, excepto *S. typhle*); j, juveniles (% individuos); a, adultos (% individuos).



Sarpa salpa (Linnaeus, 1758)

Especie	c1	c2	c3	c4	c5	TPMm	Referencia	j	a
<i>A. presbyter</i>	100					3	- González, J. M. y J. M. Lorenzo. 2001. Aspectos de la biología reproductora del pejerrey o gualde blanco <i>Atherina presbyter</i> Cuvier, 1829 (Atherinidae) en Gran Canaria (Islas Canarias). <i>Bol. Inst. Esp. Oceanogr.</i> , 17: 234-239. - Lorenzo, J. M. and J. G. Pajuelo. 1999. Age and growth of the sand smelt <i>Atherina (Hepsetia) presbyter</i> Cuvier, 1829 in the Canary Islands (Central-east Atlantic). <i>Fish. Res.</i> , 41: 177-182.	100	
<i>A. strigosus</i>					100	-			
<i>B. podas</i>	4,54	45,45	50			9	- Morato, T., P. Afonso, N. Carvalho, P. Lourinho, R. S. Santos, H. M. Krug and R. D. M. Nash. 2007. Growth, reproduction and recruitment patterns of the wide-eyed flounder, <i>Bothus podas</i> Delaroche (Pisces: Bothidae), from the Azores. <i>Mar. Biol. Res.</i> , 3: 403-411.	50	50
<i>D. pastinaca</i>					100	37♂, 41♀	- Ismen, A. 2003. Age, growth, reproduction, and food of common stingray (<i>Dasyatis pastinaca</i> L., 1758) in Iskenderun Bay, the eastern Mediterranean. <i>Fish. Res.</i> , 60: 169-176.	100	
<i>O. cadenati</i>	100					-			
<i>G. niger</i>	70	30				6	- Joyeux, J. C., J. L. Bouchereau and J. A. Tomasini. 1991. La reproduction de <i>Gobius niger</i> (Pisces, Gobiidae) dans la lagune de Manguio-France. Rapports gonosomatiques, fécondités, ponte, œufs et larves. <i>Vie Milieu</i> , 41: 97-106.	86	14
<i>P. octolineatum</i>		100				13	- Pajuelo, J. G., J. M. Lorenzo, M. Gregoire and R. Domínguez-Seoane. 2003. Life history of <i>Pomadasys incisus</i> (Osteichthyes: Haemulidae) of the Canarian Archipelago. <i>Sci. Mar.</i> , 67: 241-248.	100	
<i>P. incisus</i>			100			13	- Pajuelo, J. G., J. M. Lorenzo, M. Gregoire and R. Domínguez-Seoane. 2003. Life history of <i>Pomadasys incisus</i> (Osteichthyes: Haemulidae) of the Canarian Archipelago. <i>Sci. Mar.</i> , 67: 241-248.	100	
<i>C. julis</i>	28,57	42,85	28,57			-		71,43	28,57
<i>S. mediterraneus</i>	85,72	14,28				12♂, 9♀	- Quignard, J. P. and A. Pras. 1986. Labridae. In: <i>Fishes of the North-eastern Atlantic and the Mediterranean</i> . Whitehead, P. J. P., M. L. Bauchot, J. C. Hureau, J. Nielsen and E. Tortonese (Eds.), UNESCO, Paris, Vol. 2. p. 919-942.	100	
<i>S. trutta</i>	35,6	54,4	10			12♂, 14♀	- Azevedo, J. M.N., H. I. R. Cepeda and J. B. Rodrigues. 1999. Notes on the biology of <i>Centrolabrus caeruleus</i> Azevedo, 1999 (Teleostei: Labridae). <i>Arquipélago. Life and Marine Sciences</i> , 17A: 27-36.	95,63	4,37
<i>T. pavo</i>			66,7	33,33		8,5	- Murty, V. S. 2002. <i>Marine ornamental fish resources of Lakshadweep</i> . CMFRI Spec. Publ. 72, 384 pp.		100

Especie	c1	c2	c3	c4	c5	TPMm	Referencia	j	a
<i>X. novacula</i>		70	30			10	- Candi, G., L. Castriota, F. Andaloro, M. G. Finio and G. Marino. 2004. Reproductive cycle and sex inversion in razor fish, <i>X. novacula</i> , a protogynous labrid in the Southern Mediterranean sea. <i>J. Fish Biol.</i> , 64: 1498-1513. - Mancera-Rodríguez, N. J. 2000. <i>Estudio de la biología, ecología y pesquería de S. hispidus (Linnaeus, 1766) (Pisces: Monacanthidae) en aguas Canarias</i> . Tesis Doctoral. Departamento de Biología, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, España, 302 pp.	93,55	6,45
<i>S. hispidus</i>	51,62	41,94	6,45			10	- González, J. M. y J. M. Lorenzo. 1993. Periodo reproductivo y talla de primera madurez sexual del salmónete de roca <i>M. surmuletus</i> (Linnaeus, 1758) en las Islas Canarias. <i>Bol. Inst. Esp. Oceanogr.</i> , 9: 361-366.		
<i>M. surmuletus</i>	35,8	59,1	5,1			13	- Pajuelo, J. G., J. M. Lorenzo, A. G. Ramos and M. Méndez-Villamil. 1997. Biology of the red mullet <i>M. surmuletus</i> (Mullidae), off the Canary Islands, Central-East Atlantic. <i>S. Afr. J. Mar. Sci.</i> , 18: 265-272.	98,82	1,18
<i>M. parvidalis</i>					100	-		-	-
<i>S. lurida</i>		100				12	- Murty, V. S. 2002. <i>Marine ornamental fish resources of Lakshadweep</i> . CMFRI Spec. Publ. 72, 384 pp.	100	
<i>S. cretense</i>	30,3	40,8	27,7	1,4		15 ♂, 13,7 ♀	- González, J. A. y I. Lozano. 1992. Determinación de curvas de madurez sexual en la vieja, <i>Sparisoma (Euscarus) cretense</i> (L.) (Osteichthyes, Serranidae), de Canarias. <i>Bol. Inst. Esp. Oceanogr.</i> , 8: 271-297. - Lozano, I. J. y J. A. González. 1993. Determinación del crecimiento de <i>Sparisoma (Euscarus) cretense</i> (L.) (Osteichthyes, Serranidae) en Canarias a partir del análisis de frecuencias de tallas. <i>Publ. Espec. Inst. Esp. Oceanogr.</i> , 11: 73-82.	89,47	10,53
<i>S. maderensis</i>			100			-		-	-
<i>S. porcus</i>				20	80	8,5 ♂, 10 ♀	- Campillo, A. 1992. <i>Les pêcheries françaises de Méditerranée: synthèse des connaissances</i> . Institut Français de Recherche pour l'Exploitation de la Mer, France, 206 pp.	100	
<i>S. atricauda</i>						16	- García-Díaz, M., J. A. González, M. J. Lorente and V. M. Tuset. 2006. Spawning season, maturity sizes, and fecundity in blacktail comber (<i>Serranus atricauda</i>) (Serranidae) from the eastern-central Atlantic. <i>Fish. Bull.</i> , 104: 159-166.	100	
<i>S. cabrilla</i>		33,33	50	16,7		12,6	- García-Díaz, M., V. M. Tuset, J. A. González and J. Socorro. 1997. Sex and reproductive aspects in <i>Serranus cabrilla</i> (Osteichthyes: Serranidae): macroscopic and histological approaches. <i>Mar. Biol.</i> , 127: 379-386.	50	50
<i>S. scriba</i>		14,29	57,15	28,57		16,3	- Tuset, V. M., M. M. García-Díaz, J. A. González, M. J. Lorente and I. J. Lozano. 2005. Reproduction and growth of the painted comber <i>Serranus scriba</i> (Serranidae) off the Marine Reserve of Lanzarote Island (Central-eastern Atlantic). <i>Estuar. Coast. Shelf Sci.</i> , 64: 335-346.	100	
Especie	c1	c2	c3	c4	c5	TPMm	Referencia	j	a
<i>B. boops</i>		100				11	- El-Agamy, A., M. I. Zaki, G. S. Awad and N. K. Negm. 2004. Reproductive biology of <i>Boops boops</i> (Family Sparidae) in the Mediterranean environment. <i>Egypt. J. Aquat. Res.</i> , 30B: 241-254.	100	
<i>D. dentex</i>	64,52	22,58	12,9			30 ♂, 35 ♀	- Morales-Nin, B. and J. Moranta. 1997. Life history and fishery of the common dentex (<i>Dentex dentex</i>) in Mallorca (Balearic Islands, western Mediterranean). <i>Fish. Res.</i> , 30: 67-76.	100	
<i>D. annularis</i>	84,2	14,8	1,1			10	- González, J. M., J. M. Lorenzo, A. J. González, M. Méndez-Villamil y J. Coea. 2001. Sexualidad y reproducción del raspallón <i>D. annularis</i> (L., 1758) (Pisces, Sparidae) en Gran Canaria (Islas Canarias). <i>Bol. Inst. Esp. Oceanogr.</i> , 17: 307-312. - Pajuelo, J. G. and J. M. Lorenzo. 2002. Edad y crecimiento del raspallón <i>D. annularis</i> (Pisces: Sparidae) en el Archipiélago Canario (Atlántico centro-oriental). <i>Ciencias Marinas</i> , 28: 1-11.	98,91	1,09
<i>D. vulgaris</i>	3,6	95,8	0,6			17,4 ♂, 18,6 ♀	- Pajuelo, J. G., J. M. Lorenzo, A. Bilbao, O. Aya and A. G. Ramos. 2006. Reproductive characteristics of the benthic coastal fish <i>D. vulgaris</i> (Teleostei: Sparidae) in the Canarian Archipelago, northwest Africa. <i>J. Appl. Ichthyol.</i> , 22: 414-418. - Pajuelo, J. G. and J. M. Lorenzo. 2003. The growth of the common two-banded seabream, <i>D. vulgaris</i> (Teleostei, Sparidae), in Canarian waters, estimating by reading otoliths and by back-calculation. <i>J. Appl. Ichthyol.</i> , 19: 79-83.	100	
<i>L. mormyrus</i>			100			13	- Lorenzo, J. M., J. G. Pajuelo, M. Méndez-Villamil, J. Coea and A. G. Ramos. 2002. Age, growth, reproduction, and mortality of the striped seabream, <i>Lithognathus mormyrus</i> (Pisces, Sparidae), off the Canary Islands (Central-east Atlantic). <i>J. Appl. Ichthyol.</i> , 18: 204-209.	100	
<i>O. melamura</i>		100				13	- Zaki, M. I., M. B. Abu-Shabana and S. S. Assem. 1995. The reproductive biology of the saddled bream, <i>Oblada melamura</i> (L., 1758) from the Mediterranean coasts of Egypt. <i>Oebalia</i> , 21: 17-26.	100	
<i>P. acarne</i>	5,7	89,9	4,5			14	- Pajuelo, J. G. and J. M. Lorenzo. 2000. Reproduction, age, growth, and mortality of axillary seabream, <i>Pagellus acarne</i> (Sparidae), from the Canarian archipelago. <i>J. Appl. Ichthyol.</i> , 16: 41-47.	100	
<i>P. erythrinus</i>	88,2	10,9	1			10	- Lozano, I. J., M. A. Caldentey, J. A. González, J. Carrillo y J. I. Santana. 1990. <i>Talla de primera madurez sexual de seis espáridos de interés pesquero en Canarias</i> . Inf. Téc. Inst. Esp. Oceanogr., 84, 30 pp. - González, J. M. y J. M. Lorenzo. 1998. Edad y crecimiento de la breca <i>P. erythrinus</i> (Linnaeus, 1758) (Pisces: Sparidae) en aguas de Gran Canaria (Islas Canarias). <i>Bol. Inst. Esp. Oceanogr.</i> , 11: 105-111.	100	
<i>P. pagrus</i>	1,49	86,57	11,95			13	- Pajuelo, J. G. and J. M. Lorenzo. 1996. Life history of the red porgy <i>Pagrus pagrus</i> (Teleostei: Sparidae) off the Canary Islands, central east Atlantic. <i>Fish. Res.</i> , 28: 163-177.	100	

Especie	c1	c2	c3	c4	c5	TPMm	Referencia	j	a
<i>S. cantharus</i>	68,3	31,7	0,07			12	- Pajuelo, J.G. and J. M. Lorenzo. 1999. Life history of black seabream, <i>Spondylionoma cantharus</i> , off the Canary Islands, Central-east Atlantic. <i>Environ. Biol. Fish.</i> , 54: 325-336. - Lorenzo, J. M. y J. González. 1997. Edad y crecimiento de la chopa <i>Spondylionoma cantharus</i> (Linnaeus, 1758) (Sparidae) en las Islas Canarias. <i>Bol. Inst. Esp. Oceanogr.</i> , 13: 67-73.	99,94	0,06
<i>S. squatina</i>					100	80♂, 128♀	- Lipej, L., A. De Maddalena and A. Soldo. 2004. <i>Sharks of the Adriatic Sea</i> . Knjižnica Annales Majora, Koper, 254 pp.	100	
<i>N. ophidion</i>	2,13		27,66	51,07	19,15	10-12	- Riccato, F., R. Fiorin, A. Franco, P. Franzoi, A. Libertini, F. Pranovi and P. Torricelli. 2003. Population structure and reproduction of three pipefish species (Pisces, Syngnathidae) in a seagrass meadow of the Venice Lagoon. <i>Biol. Mar. Medit.</i> , 10: 138-145.	2,13	97,87
<i>S. acus</i>	39,14	17,4	17,4	21,74	4,35	6,1♂, 6,9♀	- Gurkan, S., E. Taskavak and B. Hossucu. 2009. The reproductive biology of the Great Pipefish <i>Syngnathus acus</i> (Family: Syngnathidae) in the Aegean Sea. <i>North West. J. Zool.</i> , 5: 179-190.	43,48	56,52
<i>S. nyphe</i>	30,8	38,8	19,5	10,7	0,4	6,1♂, 6,9♀	- Gurkan, S., E. Taskavak and B. Hossucu. 2009. The reproductive biology of the Great Pipefish <i>Syngnathus acus</i> (Family: Syngnathidae) in the Aegean Sea. <i>North West. J. Zool.</i> , 5: 179-190.	42,66	57,34
<i>S. saurus</i>	26,32	5,27	21,1	15,79	31,58	14,4♂, 21,2♀	- El Koutbia, M. and M. H. Ktari. 1997. The reproduction strategy of <i>Synodus saurus</i> (Linné, 1758) (Pisces, Teleostei) of Tunisian coasts. <i>Bulletin INSTM</i> , 24: 59-73.	52,63	47,37
<i>S. synodus</i>			55,6	33,4	11,11	14,4♂, 21,2♀	- El Koutbia, M. and M. H. Ktari. 1997. The reproduction strategy of <i>Synodus saurus</i> (Linné, 1758) (Pisces, Teleostei) of Tunisian coasts. <i>Bulletin INSTM</i> , 24: 59-73.	44,44	55,56
<i>C. capistrata</i>		66,7	33,33			5♂, 3,8♀	- Gladstone, W. and M. Westoby. 1988. Growth and reproduction in <i>Canthigaster valentini</i> (Pisces, Tetraodontidae): a comparison of a toxic reef fish with other reef fishes. <i>Environ. Biol. Fish.</i> , 21: 207-221.		100
<i>S. marmoratus</i>	29,63	14,81	51,85	3,8		13	- Pauly, D. 1991. Growth of the checkered puffer <i>Sphaeroides testudineus</i> : postscript to papers by Targett and Pauly & Ingles. <i>Fishbyte</i> , 9: 19-22.	55,56	44,44
<i>U. scaber</i>					100			-	-

4

Abundancia y biomasa de la 'vieja', *Sparisoma cretense* (Linnaeus, 1758) (Actinopterygii: Scaridae), en praderas de fanerógamas marinas: diferencias temporales y espaciales entre praderas alejadas y adyacentes al arrecife



Sparisoma cretense (Linnaeus, 1758)

Abundance and biomass of the parrotfish *Sparisoma cretense* in seagrass meadows: temporal and spatial differences between seagrass interiors and seagrass adjacent to reefs

Fernando Espino · José A. González ·
Ricardo Haroun · Fernando Tuya

Received: 14 March 2013 / Accepted: 24 January 2014 / Published online: 11 February 2014
© Springer Science+Business Media Dordrecht 2014

Abstract Seagrass habitats are relevant for numerous nearshore fish species, particularly as nursery grounds. Seagrass meadows are often interspersed with other habitats, what can alter the distribution and abundance of seagrass ichthyofauna. This research aimed to determine whether there is a change in the abundance and biomass of the parrotfish, *Sparisoma cretense*, in seagrass meadows (*Cymodocea nodosa*) with varying proximity from rocky reefs, specifically seagrass interiors (>200 m away from reefs) vs. seagrass adjacent to reefs (<10 m away). Sampling was undertaken using a seine net and underwater visual census through an entire annual cycle. Adults were predominantly observed in seagrass adjacent to reefs, which seem to be restricted to incursions of large-sized parrotfish from adjacent reefs. Juvenile abundance did not significantly differ between seagrass interiors and seagrass adjacent to reefs; however, juvenile biomass was greater in seagrass meadows adjacent to reefs compared to those far away from reefs. This pattern was consistent through times for both sampling techniques. These results suggest a transition of juvenile parrotfish from seagrass interiors to seagrass

near reefs, so juveniles are located in the vicinity of their adult habitat, i.e. rocky reefs.

Keywords Reefs · Ecotones · Underwater visual counts · Seine nets · Canary Islands

F. Espino (✉) · R. Haroun · F. Tuya
BIOGES, Faculty of Marine Sciences,
Universidad de Las Palmas de Gran Canaria,
Las Palmas 35017 Canary Islands, Spain
e-mail: fesprod@gobiernodecanarias.org

J. A. González
Grupo de Investigación en Ecología Marina Aplicada y
Pesquerías, Universidad de Las Palmas de Gran
Canaria/Instituto Canario de Ciencias Marinas,
PO Box 56, Telde, 35200 Las Palmas, Canary Islands, Spain

4

Abundancia y biomasa de la ‘vieja’, *Sparisoma cretense* (Linnaeus, 1758) (Actinopterygii: Scaridae), en praderas de fanerógamas marinas: diferencias temporales y espaciales entre praderas alejadas y adyacentes al arrecife

4.1 Introducción

Los paisajes de hierbas marinas albergan un gran número de especies de invertebrados y de peces porque encuentran en ellas alimento y refugio (Beck *et al.*, 2001). En particular, las praderas de fanerógamas marinas han sido consideradas como hábitat clave de ‘guardería’ para individuos juveniles de muchas especies de peces, incluyendo especies explotadas comercialmente (Pollard, 1984; Gillanders, 2006). Esto se debe a la gran complejidad estructural (Gullström *et al.*, 2008) y abundancia de recursos tróficos que suministran las fanerógamas marinas (Bell y Pollard, 1989). La presencia de peces en las praderas de fanerógamas marinas, sin embargo, puede fluctuar a diferentes escalas temporales, variando desde días a años, de acuerdo con las peculiaridades específicas del ciclo de vida de las especies, incluyendo migraciones entre distintos hábitats (Gillanders, 2002; Elsdon y Gillanders, 2003). Por ejemplo, *D. annularis* aparece asociado

a las praderas de fanerógamas marinas durante su ciclo de vida completo (Brito *et al.*, 2002), mientras *S. cantharus* utiliza las praderas como hábitat de 'guardería' (Espino *et al.*, 2011a, b), ocupando los arrecifes rocosos y los fondos mixtos de roca-arena como hábitat cuando son adultos (Lorenzo y González, 1997; Brito *et al.*, 2002).

Las praderas de fanerógamas marinas están frecuentemente intercaladas con otros hábitats, tales como los arrecifes rocosos, arrecifes de coral, manglares y sedimentos desprovistos de vegetación (Wernberg *et al.*, 2006; Valentine *et al.*, 2008; Tuya *et al.*, 2010). A escala de paisaje, la disposición espacial y tamaño de esos hábitats puede ejercer una fuerte influencia sobre el movimiento de muchos organismos, afectando a los patrones de distribución y de abundancia de especies, *e.g.* invertebrados y peces (Tuya *et al.*, 2010, 2011b). Muchos estudios se han centrado en la influencia de la proximidad de diversos hábitats sobre la abundancia y la estructura de la ictiofauna que habita las praderas de fanerógamas marinas, *e.g.* manglares-fanerógamas marinas (Jelbart *et al.*, 2007), fanerógamas marinas-arrecifes de coral (Dorenbosch *et al.*, 2005; Valentine *et al.*, 2008), y manglares-fanerógamas marinas-arrecifes de coral (Nagelkerken *et al.*, 2000; Cocheret de la Morinière *et al.*, 2002; Aguilar-Perera y Appeldoorn, 2008). Por ejemplo, *Scarus taeniopterus* Lesson, 1829 y *Scarus iseri* (Bloch, 1789) son especies que usan las fanerógamas marinas como hábitats de 'guardería' y experimentan una migración subsecuente hacia los arrecifes de coral de adultos. Sin embargo, ambas especies muestran diferentes patrones en el ritmo de migración, de forma abrupta en *S. taeniopterus* y más suave en *S. iseri* (Cocheret de la Morinière *et al.*, 2002). El efecto de la proximidad de los hábitats adyacentes sobre los patrones de abundancia de peces de praderas marinas puede también cambiar de acuerdo al tamaño del cuerpo del pez, reflejando cambios en el ciclo de vida de las especies. Por ejemplo, manglares y fanerógamas marinas son hábitats de alimentación diurna para una especie de pez de arrecife de coral, *Haemulon flavolineatum* (Desmarest, 1823), pero exclusivamente para individuos con un tamaño de cuerpo particular (Verweij *et al.*, 2006).

Para el estudio de peces en hábitats costeros se emplean diferentes técnicas de muestreo, particularmente en las praderas de fanerógamas marinas. Algunas de las más ampliamente empleadas son los métodos de captura mediante artes de pesca y los censos visuales subacuáticos. Los arrastres con redes tipo chinchorro son particularmente adecuados para individuos de pequeña tamaño (Guest *et al.*, 2003) que son frecuentemente ignorados por las técnicas visuales. Los censos visuales subacuáticos, por otra parte, están recomendados de forma predominante para peces de tamaño grande

y en hábitats de aguas claras (Edgar *et al.*, 2001), porque a menudo los peces grandes escapan de los arrastres. De manera importante, diferentes técnicas de muestreo pueden dar diferentes resultados cuando se trata de analizar modelos de variabilidad espacial y temporal en la abundancia y la biomasa de los organismos. Por ejemplo, Harmelin-Vivien y Francour (1992) encontraron que los censos visuales subacuáticos registran más abundancia y biomasa que los arrastres de fondo, pero los arrastres registran más especies de peces, cuando estudiaron la ictiofauna asociada a praderas de *P. oceanica*. Como resultado, muchos autores han recomendado la combinación de diferentes, pero complementarios, métodos de muestreo para estudiar de forma exacta la ictiofauna que habita en praderas de fanerógamas marinas (Harmelin-Vivien y Francour, 1992; Bobsien y Brandelberger, 2006).

El pez loro o 'vieja', *S. cretense*, es una de las pocas especies templadas de la familia Scaridae (Bernardi *et al.*, 2000). Esta especie se distribuye en las costas orientales del mar Mediterráneo, los archipiélagos de la Macaronesia (Azores, Madeira, Canarias), en las Islas de Cabo Verde, y en las costas del noroeste de África (González, 1993). Es una especie necto-bentónica, que habita fondos rocosos y praderas de fanerógamas marinas en aguas someras hasta los 50 m de profundidad (Guidetti y Boero, 2002). *S. cretense* se alimenta durante el día, raspando algas, fanerógamas marinas y pequeños invertebrados del substrato con sus mandíbulas fusionadas en forma de pico. En el Archipiélago Canario, *S. cretense* es una especie demersal que se observa habitualmente sobre fondos rocosos, especialmente en arrecifes con vegetación, aunque también en fondos mixtos rocoso-arenosos, mientras los juveniles pueden ser encontrados en las praderas de fanerógamas marinas (Mena *et al.*, 1993; Brito *et al.*, 2002; Tuya *et al.*, 2006a; Espino *et al.*, 2011a, b). Es una especie muy apreciada tanto por la pesquería comercial local como por la recreativa (Bortone *et al.*, 1991; Bas *et al.*, 1995). En este estudio se plantean los siguientes objetivos: en primer lugar, determinar si la proximidad de los arrecifes rocosos a las praderas de fanerógamas marinas, *i.e.* zonas de praderas alejadas y adyacentes a los arrecifes, afecta a la abundancia y la biomasa de los individuos de *S. cretense* que habitan las praderas; en segundo lugar, determinar la consistencia temporal y espacial de esos patrones mediante dos técnicas de muestreo diferentes, censos visuales subacuáticos *vs.* chinchorros; y en tercer lugar, evaluar si esos patrones pueden ser alterados por el uso de diferentes técnicas de muestreo.

4.2 Material y métodos

4.2.1 Área de estudio y diseño experimental

Gran Canaria es una isla casi circular (diámetro ~50 km), situada en la zona central del Archipiélago Canario, el cual se localiza cerca de la costa noroeste de África (Figura 4.1). Las condiciones oceanográficas están caracterizadas por la Corriente de Canarias que fluye hacia el suroeste y por los vientos Alisios dominantes que soplan desde el noreste. La temperatura superficial del agua de mar varía típicamente entre 18°C en invierno y 22,5°C en verano (Navarro-Pérez y Barton, 2001). Para el propósito de este trabajo, se seleccionaron tres praderas de fanerógamas marinas constituidas por la especie *C. nodosa*; dos praderas están localizadas en el sureste, separadas ca. 2 km, mientras que la otra pradera se localiza en la parte suroeste de la isla, separada ca. 50 km (Figura 4.1). La superficie cubierta por esas praderas marinas varía entre 98.417 y 243.580 m², y se distribuyen entre 6 y 15 m de profundidad (Ministerio de Medio Ambiente, 2002). Cada pradera fue visitada cuatro veces a lo largo de todo el ciclo anual: Febrero 2011, Mayo 2011, Agosto 2011 y Noviembre 2011. Las fechas fueron separadas para abarcar todas las condiciones que se pueden encontrar a la largo de todo el año. En cada pradera se seleccionaron al azar dos sitios separados por 100s de m; en cada sitio los peces fueron muestreados a dos distancias: praderas marinas adyacentes al arrecife (distancia ca. < 10 m desde el arrecife) y praderas marinas alejadas del arrecife (distancia ca. > 200 m desde el arrecife). Otros hábitats que han sido señalados como relevantes durante alguna de las fases del ciclo de vida de otras especies de peces loro no están presentes en la región de estudio.

4.2.2 Muestreo de los peces y de las fanerógamas marinas

Los peces loro fueron muestreados empleando dos técnicas: censos visuales subacuáticos (a partir de aquí UVCs) y arrastres con red tipo chinchorro (a partir de aquí SNs). En primer lugar, en cada sitio y distancia, seis transectos de 25 m de largo y 4 m de ancho fueron realizados de forma aleatoria durante el día, típicamente entre las 10:00 y las 14:00 horas. Los transectos fueron realizados por dos buceadores con equipo autónomo de buceo (SCUBA), tres cada uno de forma simultánea, muestreando áreas diferentes para evitar que los peces fueron contados dos veces. La abundancia (número total de individuos) y la talla (con aproximación de 1 cm a la longitud total) de todos los

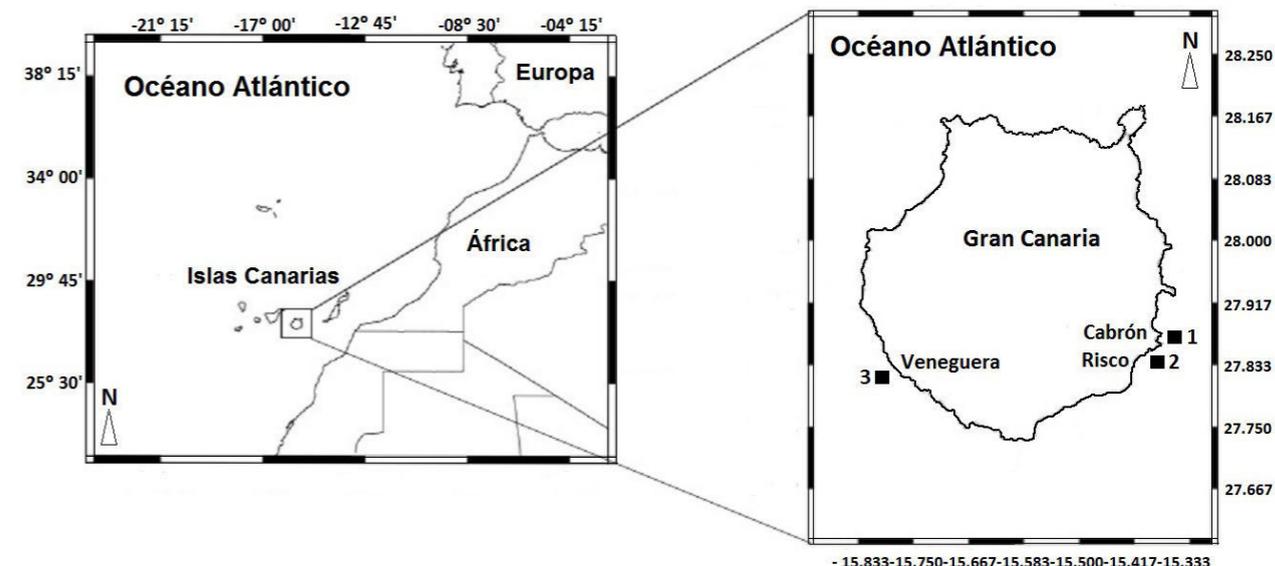


Figura 4.1. Mapa del área de estudio, incluyendo la Isla de Gran Canaria (27°58'N, 15° 36'W) y la localización de las tres praderas de la fanerógama marina *C. nodosa*.

individuos de *S. cretense* fueron registradas en papel resistente al agua. En la región de estudio, este procedimiento tiene una precisión y exactitud óptimas para el recuento de la abundancia y la estructura de tallas de peces de arrecifes rocosos y de praderas de fanerógamas marinas (Tuya *et al.*, 2004a, b; Tuya *et al.*, 2006a), *S. cretense* en particular (Tuya *et al.*, 2006b). En segundo lugar, se realizaron tres arrastres de 25 m de largo y 4 m de ancho, aproximadamente en las mismas líneas de los transectos donde se realizaron previamente los UVC. Los arrastres de fondo se realizaron con una red de arrastre tipo chinchorro (ver Capítulo 3). Esta técnica ha sido empleada con éxito para el estudio de peces pequeños que habitan las praderas de fanerógamas marinas en el área de estudio, capturando exclusivamente tallas pequeñas (juveniles) de peces loro (Espino *et al.*, 2011a, b). En tercer lugar, se registraron los datos de tres descriptores de la estructura física de las fanerógamas marinas en cada uno de los transectos:

(1) la densidad de pies (contando el número de pies en un cuadrado de 25 x 25 cm, n = 6, los cuadrados fueron depositados al azar en la zona media de cada línea de transecto),

(2) la longitud de hoja (midiendo la longitud media de las hojas en 20 pies seleccionados al azar dentro de cada cuadrado) y

(3) la cobertura de las plantas durante la realización de los UVCs (mediante el registro de la distancia cubierta por las plantas de *C. nodosa* a lo largo de un transecto delimitado por una cinta métrica de 1 cm de ancho y 25 m de largo, con precisión *ca.* 1 cm, posteriormente se calculó el porcentaje (%) de cobertura, $n = 6$).

Todos los peces capturados mediante los SNs fueron conservados en una solución al 10% formaldehído/ agua de mar y llevados al laboratorio, donde se midieron y registraron la longitud total ($LT \pm 1$ mm) y el peso ($P \pm 0,001$ g). Las biomásas de los peces registrados mediante los UVCs fueron calculadas usando una relación longitud-peso disponible para el Archipiélago Canario ($P = 0,0135 L^{3,0222}$, González, 1991), cuando la longitud total fue ≥ 20 cm. Las biomásas de los peces con una $LT < 20$ cm fueron calculadas usando una relación longitud-peso no publicada ($P = 0,0155 L^{3,0158}$, $R^2 = 0,9916$, $n = 312$), y establecida a partir de los propios datos de este estudio. Los individuos fueron clasificados en adultos ($LT \geq 20$ cm) y juveniles ($LT < 20$ cm) empleando la talla de primera madurez sexual para la región de estudio (González, 1991; González y Lozano, 1992). Esto es pertinente porque adultos y juveniles de *S. cretense* tienen diferente capacidad de movimiento y grado de asociación con las praderas de fanerógamas marinas, similar a otras especies de peces loro (Ogden y Zieman, 1977; Hyndes *et al.*, 2003; Maciá y Robinson, 2005).

4.2.3 Análisis estadísticos

Los tres descriptores de la estructura física de las praderas marinas (densidad de pies, longitud de hoja y cobertura) fueron analizados mediante un modelo de análisis de la varianza de 4 factores (ANOVA 4-factores) para comprobar si la proximidad a los arrecifes afecta a la estructura de las praderas marinas. El modelo incorpora los siguientes factores:

- (1) 'Tiempo' (factor fijo con cuatro niveles);
- (2) 'Pradera' (factor aleatorio con tres niveles y ortogonal a 'Tiempo');
- (3) 'Sitio' (factor aleatorio con dos niveles y anidado en 'Pradera' y 'Tiempo'); y
- (4) 'Distancia' (factor fijo con dos niveles y ortogonal a los factores previos). En particular, el análisis se centró sobre los efectos principales de 'Distancia' y el término de

interacción entre 'Distancia' y 'Tiempo', para no confundir los patrones de abundancia y de biomasa del pez loro con cambios en la estructura de las praderas marinas cuando varía la proximidad a los arrecifes.

La abundancia y la biomasa de los adultos y juveniles fueron analizadas por medio de un modelo de análisis de la varianza (ANOVA) de 4 factores para comprobar las diferencias entre tiempos, praderas, sitios dentro de praderas y distancias al arrecife. El modelo siguió el mismo criterio que el indicado anteriormente. Los tres descriptores estructurales fueron incluidos en el análisis como covariables para reducir variación en el término residual, y así incrementar el poder para detectar diferencias significativas. Antes de realizar los análisis, se empleó la prueba de Cochran para comprobar la homogeneidad de las varianzas. Los datos de los UVCs fueron transformados [$\ln(X+1)$] y presentaron homogeneidad de varianzas para la biomasa de adultos ($C = 0,0731$, $P > 0,05$), abundancia de juveniles ($C = 0,0947$, $P > 0,05$) y biomasa de juveniles ($C = 0,0421$, $P > 0,05$), pero no para la abundancia de adultos ($C = 0,4324$, $P < 0,01$). En este último caso, el nivel de significación se situó en 0,01, en vez de 0,05, porque el análisis de la varianza (ANOVA) es robusto a varianzas heterogéneas en experimentos grandes y balanceados (Underwood, 1997). Los datos de abundancia y de biomasa de los SNs fueron transformados [$\ln(X+1)$] y presentaron varianzas homogéneas para ambos casos (tests de Cochran, $C = 0,122$ y $C = 0,1334$, $P > 0,05$, respectivamente). Cuando fue apropiado, se realizaron los tests de comparación múltiple SNK *a-posteriori* (Underwood, 1997), particularmente cuando los factores 'Tiempo' o 'Distancia' estuvieron involucrados como una interacción o como efecto principal. Por último, la estructura de tallas de los peces loro fue comparada entre praderas adyacentes al arrecife y praderas alejadas del arrecife mediante un test χ^2 .

4.3 Resultados

Los patrones de abundancia y de biomasa de *S. cretense* entre praderas marinas alejadas y adyacentes a los arrecifes no fueron confundidos con cambios en la estructura de las praderas de fanerógamas marinas con la variación de la proximidad al arrecife: densidad de pies ('*D*', $F = 0,43$, $P = 0,578$; '*S* x '*D*', $F = 0,47$, $P = 0,713$), longitud de hoja ('*D*', $F = 0,13$, $P = 0,751$; '*S* x '*D*', $F = 1,19$, $P = 0,399$) y cobertura de plantas ('*D*', $F = 0,3$, $P = 0,639$; '*S* x '*D*', $F = 0,36$, $P = 0,786$).

4.3.1 UVCs: patrones de abundancia y de biomasa con la variación de la proximidad a los arrecifes

Se registraron un total de 644 individuos (20,03% fueron adultos y 79,97% juveniles). Los adultos de peces loro fueron mayoritariamente (88,37% de todos los individuos adultos) observados en praderas marinas adyacentes al arrecife, especialmente en algunos sitios de dos praderas ('Cabrón' y 'Risco') (Figuras 4.2.a-d). Esto resultó en un término de interacción '*D* x '*S* (*T* x '*P*)' significativo para la abundancia ($P = 0,007$, Tabla 4.1) y la biomasa ($P = 0,003$, Tabla 4.1) de peces loro adultos; esto enmascaró diferencias generales en la abundancia y la biomasa de adultos entre praderas alejadas y adyacentes a los arrecifes a lo largo del tiempo ('*D*', '*T* x '*D*', $P > 0,05$, Tabla 4.1). La abundancia y la biomasa de juveniles también cambió de forma inconsistente entre praderas marinas adyacentes y alejadas de los arrecifes entre sitios dentro de praderas y tiempos ('*D* x '*S* (*T* x '*P*)', $P = 0,001$, en ambos casos). Hay que resaltar que la biomasa de juveniles fue diferente, en general, entre praderas marinas alejadas y adyacentes a los arrecifes ('*D*', $P = 0,038$, Tabla 4.1, Figuras 4.3.e-h), independientemente del tiempo ('*T* x '*D*', $P > 0,05$, Tabla 4.1); ciertamente, la biomasa de juveniles fue 1,9 veces más grande en las praderas adyacentes al arrecife que en praderas alejadas (Figuras 4.3.e-h). La abundancia de juveniles fue 2,35 veces más grande en praderas adyacentes a los arrecifes que en praderas alejadas (Figuras 4.2.e-h); sin embargo, las diferencias fueron marginalmente no significativas ('*D*', $P = 0,056$, Tabla 4.1). La mayor abundancia y biomasa de juveniles en praderas cercanas al arrecife que en praderas alejadas fueron consistentes a través del tiempo ('*T* x '*D*', $P > 0,05$ tanto para la abundancia como para la biomasa de juveniles, Tabla 4.1). La estructura de tallas de los ejemplares juveniles de peces loro fue significativamente diferente entre praderas cercanas a los arrecifes y praderas alejadas ($\chi^2 = 17,18$, g.l. = 7, $P = 0,016$) (Figura 4.6.a).

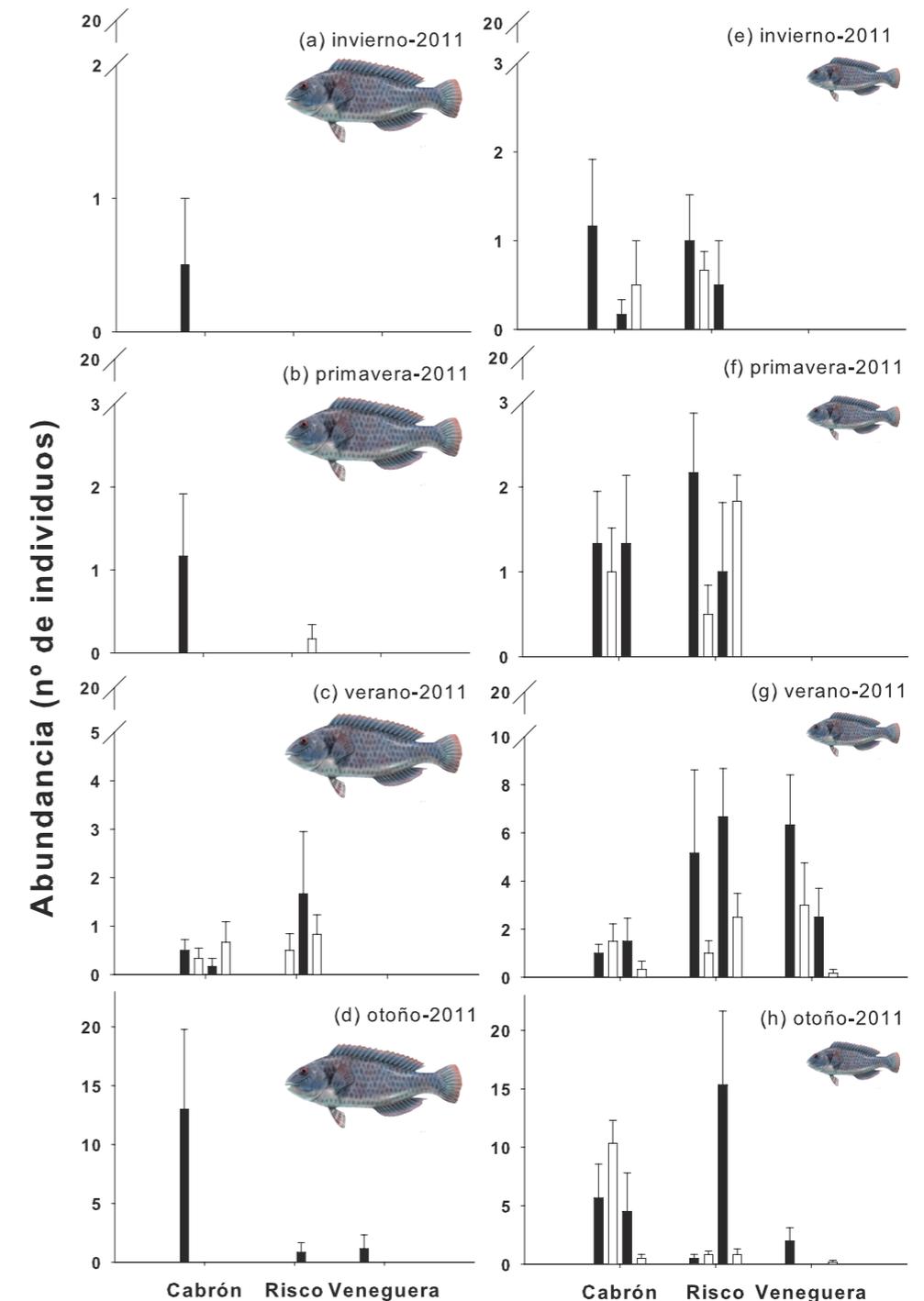


Figura 4.2. Abundancia media (número de individuos por 100 m²) de adultos (a, b, c, d) y juveniles (e, f, g, h) del pez loro, *S. cretense*, registrados mediante UVCs ($n = 6$), en praderas marinas alejadas (barras claras) y praderas marinas adyacentes al arrecife (barras oscuras) en cada uno de los sitios dentro de cada una de las praderas y tiempos. Las barras de error representan el error estándar de los valores medios.

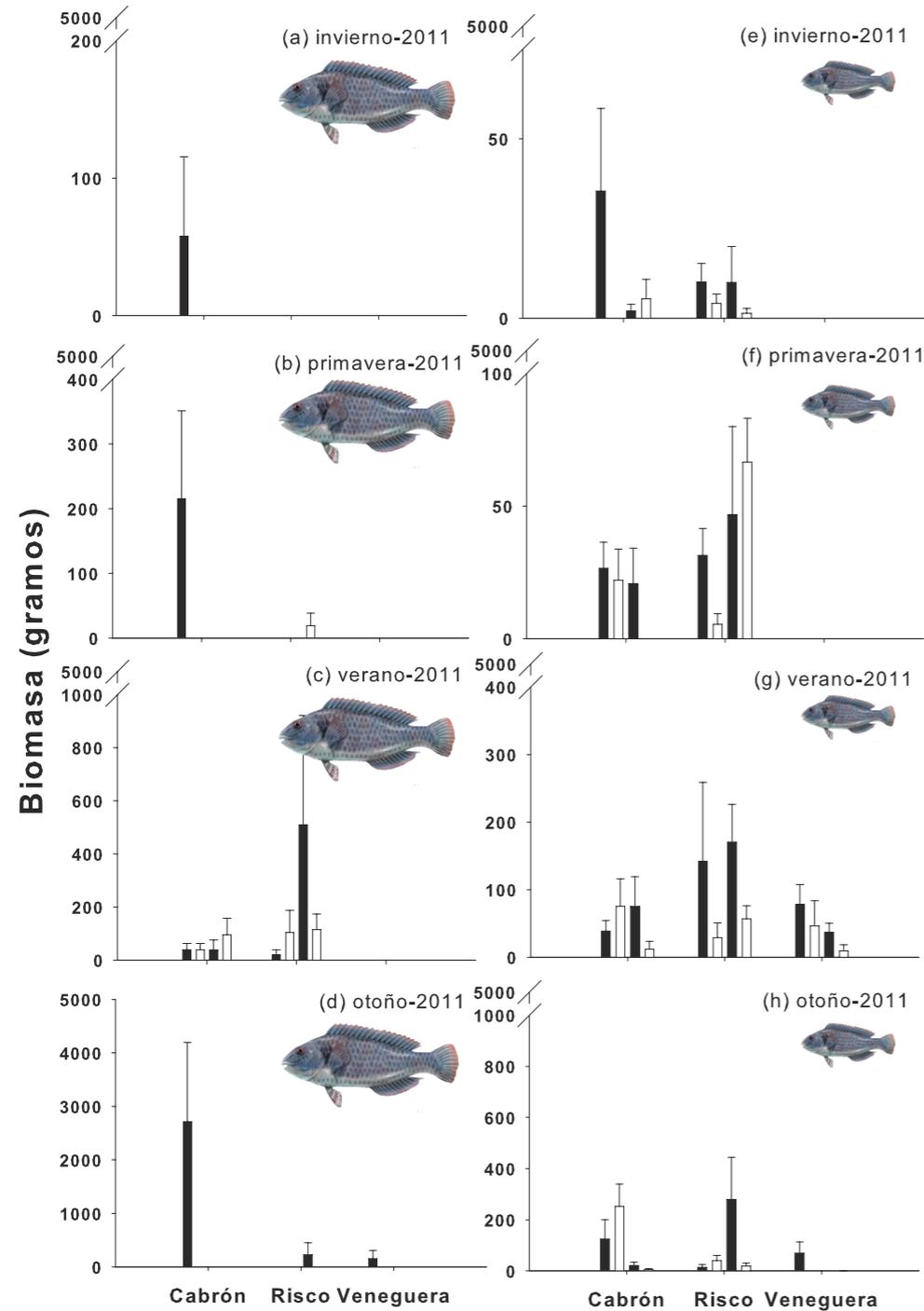


Figura 4.3. Biomasa media (gramos por 100 m²) de adultos (a, b, c, d) y juveniles (e, f, g, h) del pez loro, *S. cretense*, registrados mediante UVCs (n = 6), en praderas marinas alejadas (barras claras) y praderas marinas adyacentes al arrecife (barras oscuras) en cada uno de los sitios dentro de cada una de las praderas y tiempos. Las barras de error representan el error estándar de los valores medios.

Tabla 4.1. Resultados de los análisis de la covarianza (ANCOVA) comprobando los efectos de 'Tiempo' (factor fijo), 'Pradera' (factor aleatorio), 'Sitio' (factor aleatorio anidado en 'Tiempo' y 'Pradera') y 'Distancia' a los arrecifes (factor fijo; ortogonal a los factores previos) sobre la abundancia y la biomasa de adultos y juveniles de la 'vieja', *S. cretense*, registrados mediante los censos visuales subacuáticos.

Fuente de variación	GL	Abundancia adultos		Biomasa adultos		Abundancia juveniles		Biomasa juveniles					
		MS	F	P	MS	F	P	MS	F	P			
Covariables													
Densidad pies	1	16,3540	22,2040	0,001	3081,6	34,5860	0,001	55,1350	26,1480	0,001	1261,2	27,3740	0,001
Longitud Hoja	1	0,25653	0,44040	0,534	8,1454	0,11902	0,734	0,00216	0,00142	0,976	31,074	0,92808	0,327
Coertura plantas	1	3,01000	2,92180	0,123	178,67	3,92080	0,075	5,98720	2,62700	0,138	313	6,41160	0,032
Tiempo, T	3	0,36445	1,33980	0,374	44,816	1,02230	0,489	5,28200	1,61750	0,283	129,28	3,81760	0,095
Pradera, P	2	1,64690	2,91460	0,092	21,172	0,19241	0,820	3,40230	1,73790	0,232	71,765	1,65670	0,204
Sitio (T x P), Si	12	0,64947	2,24990	0,007	124,94	2,03980	0,014	2,31980	3,00200	0,001	51,139	2,88500	0,002
Distancia, D	1	1,50600	0,69411	0,514	154,53	0,38092	0,653	5,92030	19,3310	0,056	79,437	22,6620	0,038
T x P	6	0,24071	0,37139	0,877	44,559	0,35804	0,919	3,30430	1,41300	0,269	33,177	0,64560	0,690
T x D	3	1,46150	4,11840	0,053	261,02	1,66160	0,264	0,66010	0,49246	0,667	10,812	0,51089	0,707
P x D	2	2,07960	3,15930	0,090	400,33	2,07170	0,177	0,29286	0,11797	0,908	3,3932	0,06226	0,935
D x Si (T x P)	12	0,65211	2,25900	0,007	192,91	3,14950	0,003	2,53140	3,27590	0,001	57,137	3,22350	0,001
T x P x D	6	0,34355	0,52389	0,773	153,83	0,78066	0,650	1,37130	0,53343	0,789	22,05	0,38260	0,892
Residual	237	0,28867			61,252			0,77274			17,725		

4.3.2 SNs: patrones de abundancia y de biomasa con la variación de la proximidad a los arrecifes

Se capturaron un total de 312 individuos; todos fueron juveniles. La abundancia y la biomasa de peces loro varió entre tiempos de forma inconsistente de pradera a pradera ($T \times P$, Tabla 4.2, $P < 0,01$, tests SNK, Figuras 4.4-4.5). Por ejemplo, la abundancia y la biomasa de peces loro no varió entre tiempos para la pradera ‘Cabrón’, mientras las otras dos praderas registraron mayor abundancia y biomasa en verano (Figuras 4.4-4.5, Tabla 4.3). La abundancia de peces loro no varió, en general, con la variación de la proximidad a los arrecifes (D , $P = 0,854$, Tabla 4.2, Figura 4.4). Sin embargo, una mayor biomasa de peces loro (1,86 veces) fue observada en praderas adyacentes a los arrecifes que en praderas alejadas (D , $P = 0,021$, Tabla 4.2, Figura 4.5). Las diferencias en abundancia y biomasa de peces loro entre distancias al arrecife fueron consistentes a lo largo del tiempo ($T \times D$, $P > 0,05$, Tabla 4.2). Los juveniles en praderas marinas cercanas a los arrecifes tuvieron una longitud total mayor que los capturados en praderas alejadas del arrecife ($8,90 \pm 0,27$ y $7,12 \pm 0,26$ cm; media \pm error estándar, respectivamente) (Figura 4.6.b). A su vez, la estructura de tallas de los peces loro fue significativamente diferente entre praderas cercanas al arrecife y praderas alejadas ($\chi^2 = 46,78$, g.l. = 7, $P < 0,001$).

Fuente de variación	GL	Abundancia			Biomasa		
		MS	F	P	MS	F	P
Covariables							
Densidad pies	1	3,50210	1,10970	0,296	130,330	3,04450	0,094
Longitud Hoja	1	2,44650	0,79442	0,370	13,8870	0,33671	0,577
Cobertura plantas	1	2,35450	0,46214	0,500	48,6210	0,73168	0,396
Tiempo, T	3	10,2180	2,84780	0,133	121,590	2,94660	0,137
Pradera, P	2	11,9170	13,0610	0,002	152,720	10,2380	0,003
Sitio (T x P), Si	12	0,99806	1,69440	0,081	16,4720	1,82080	0,053
Distancia, D	1	0,00265	0,11153	0,854	25,7840	46,4870	0,021
T x P	6	3,34190	3,29700	0,034	37,9320	2,27020	0,081
T x D	3	0,34982	0,31952	0,804	16,6080	0,92069	0,486
P x D	2	0,41403	0,61717	0,557	0,53464	0,12451	0,868
D x Si (T x P)	12	0,68231	1,15830	0,338	8,71270	0,96313	0,450
T x P x D	6	1,13730	1,60450	0,217	17,7000	1,95440	0,164
Residual	93	0,58905			9,07690		

Tabla 4.2. Resultados del análisis de la covarianza (ANCOVA) comprobando los efectos de ‘Tiempo’ (factor fijo), ‘Pradera’ (factor aleatorio), ‘Sitio’ (factor aleatorio anidado en ‘Tiempo’ y ‘Pradera’) y ‘Distancia’ al arrecife (factor fijo, ortogonal a los factores previos) sobre la abundancia y la biomasa de la ‘vieja’, *S. cretense*, capturados mediante los arrastres.

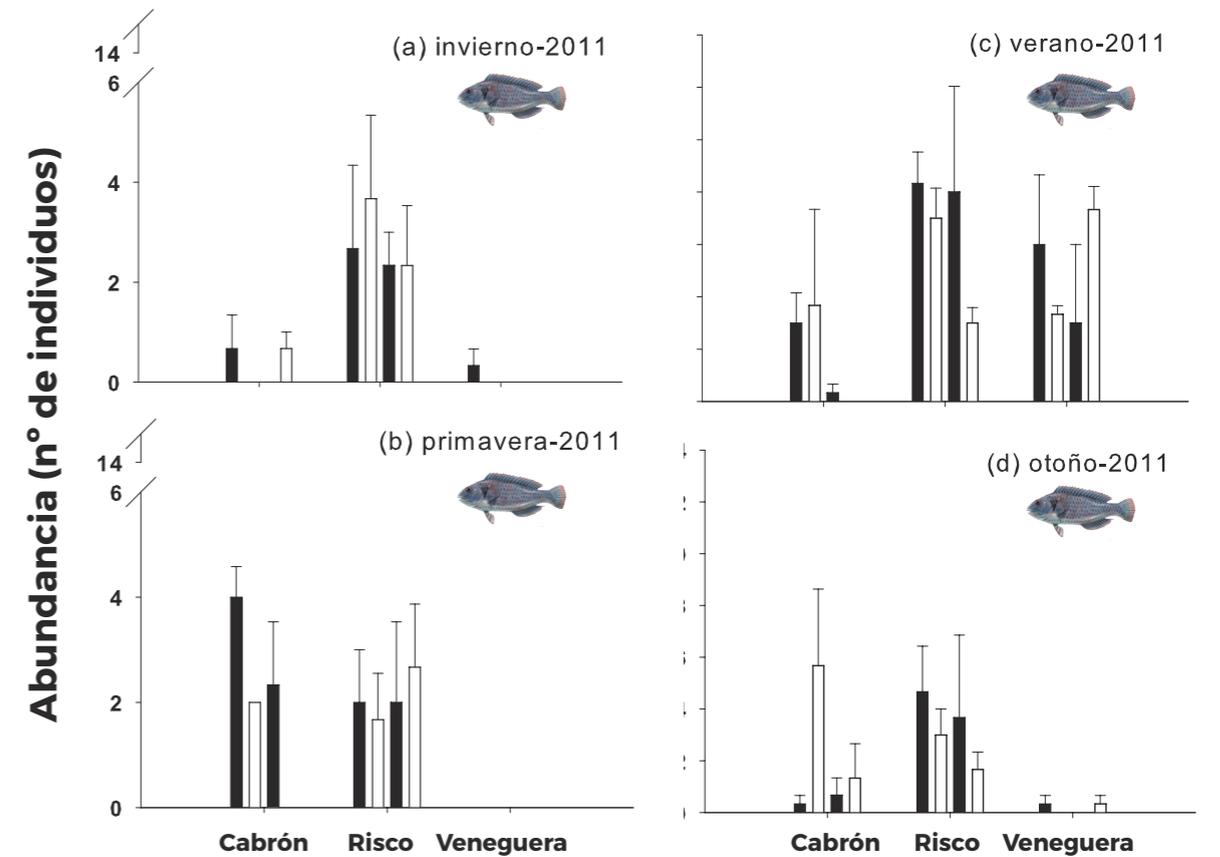


Figura 4.4. Abundancia media (número de individuos por 100 m²) de individuos del pez loro, *S. cretense*, en praderas marinas alejadas (barras claras) y praderas marinas adyacentes al arrecife (barras oscuras), registrados mediante SNs (n = 3), en cada uno de los sitios dentro de cada una de las praderas y tiempos. Las barras de error representan el error estándar de los valores medios.

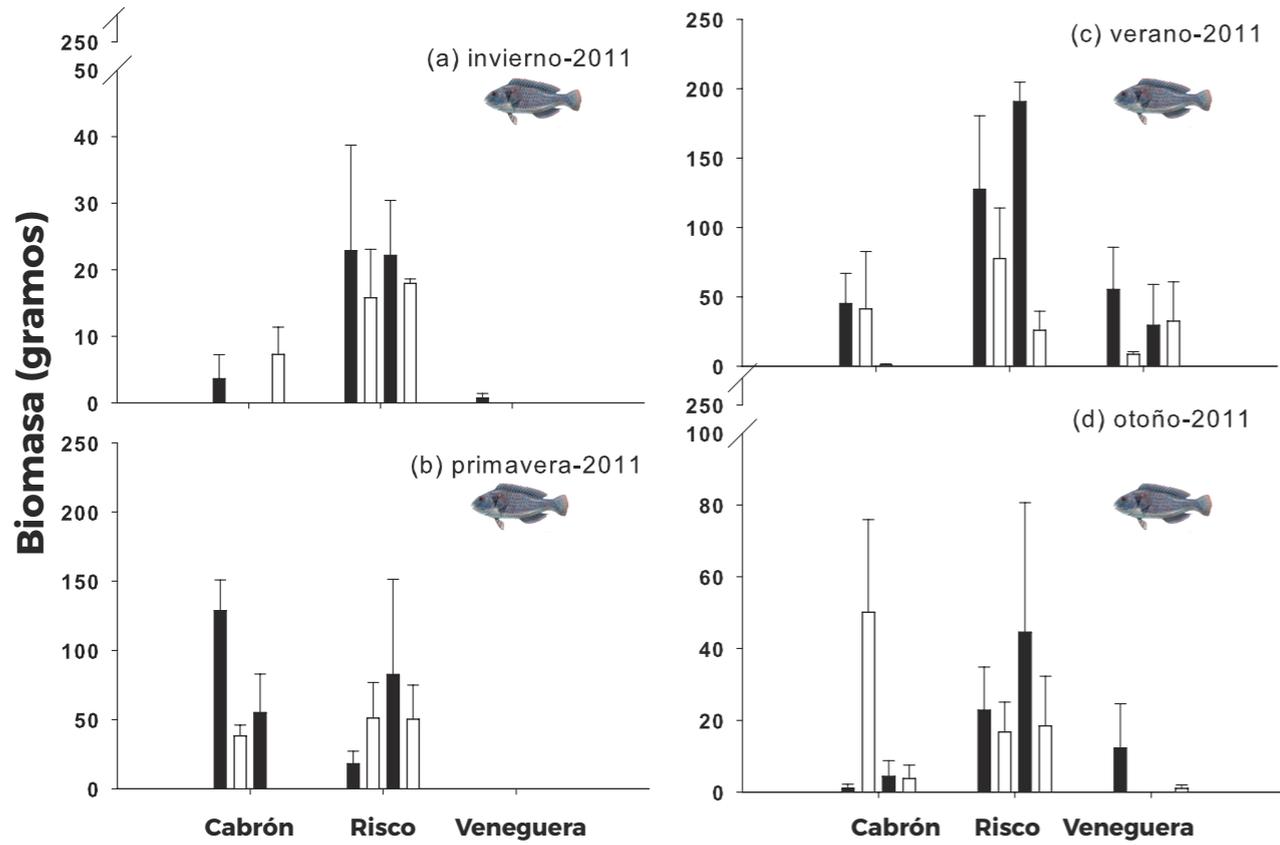


Figura 4.5. Biomasa media (gramos por 100 m²) de individuos del pez loro, *S. cretense*, en praderas marinas alejadas (barras claras) y praderas marinas adyacentes al arrecife (barras oscuras), registrados mediante SNs (n = 3), en cada uno de los sitios dentro de cada una de las praderas y tiempos. Las barras de error representan el error estándar de los valores medios.

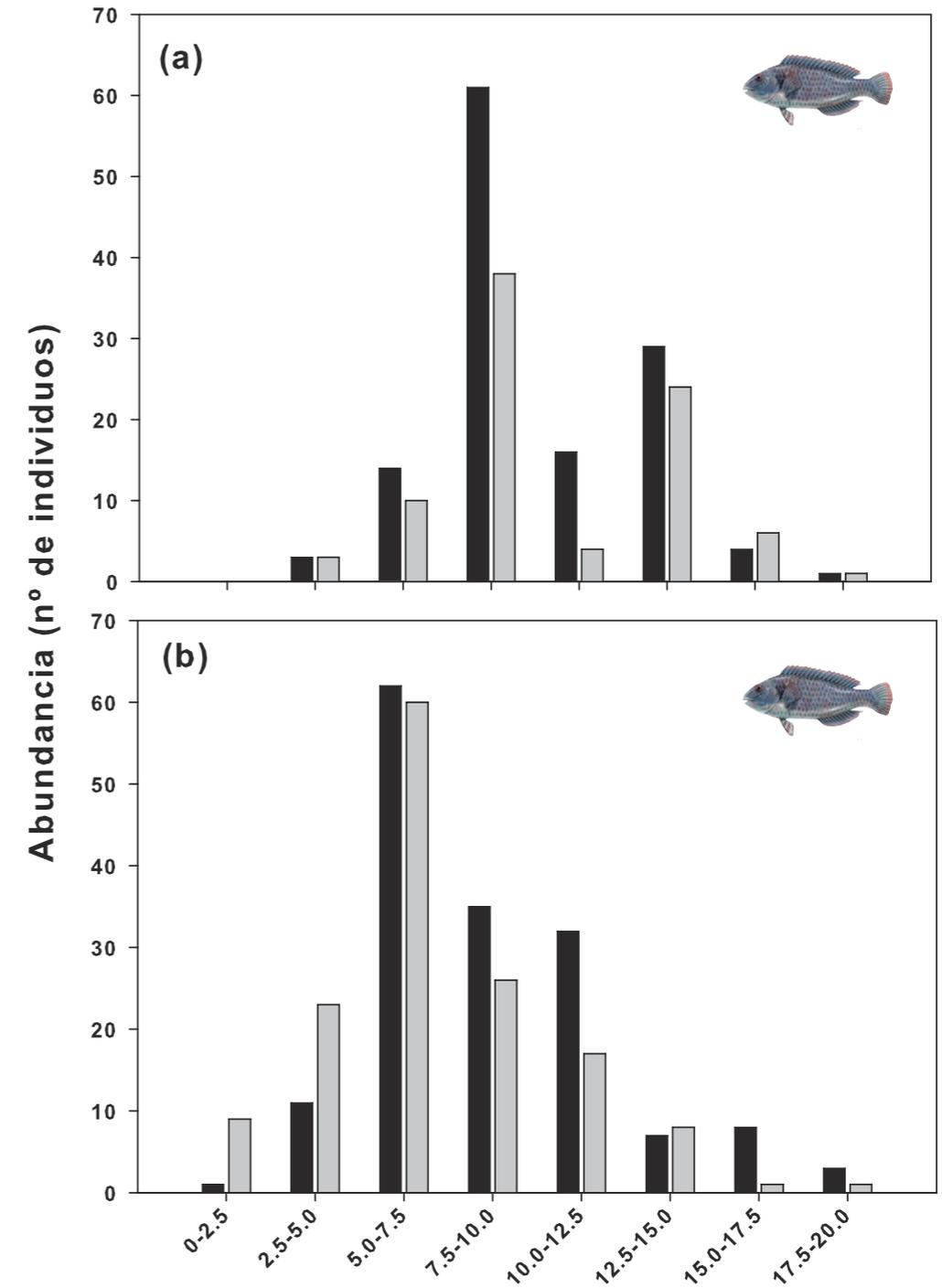


Figura 4.6. Estructura de tallas (longitud total, cm) del pez loro, *S. cretense*, registrados mediante (a) UVCs y (b) SNs en praderas marinas adyacentes al arrecife (barras oscuras) y praderas marinas alejadas (barras claras).

Pares comparados	Abundancia		
	Cabrón	Risco	Veneguera
Invierno vs. primavera	n.s.	n.s.	n.s.
Invierno vs. verano	n.s.	n.s.	verano > invierno ($P=0,001$)
Invierno vs. otoño	n.s.	n.s.	n.s.
Primavera vs. verano	n.s.	verano > primavera ($P=0,001$)	n.s.
Primavera vs. otoño	n.s.	n.s.	otoño > primavera ($P=0,001$)
Verano vs. otoño	n.s.	verano > otoño ($P=0,001$)	verano > otoño ($P=0,001$)

Pares comparados	Biomasa		
	Cabrón	Risco	Veneguera
Invierno vs. primavera	n.s.	n.s.	n.s.
Invierno vs. verano	n.s.	n.s.	n.s.
Invierno vs. otoño	n.s.	n.s.	otoño > invierno ($P=0,001$)
Primavera vs. verano	n.s.	verano > primavera ($P=0,001$)	n.s.
Primavera vs. otoño	n.s.	n.s.	n.s.
Verano vs. otoño	n.s.	verano > otoño ($P=0,001$)	verano > otoño ($P=0,001$)

Tabla 4.3. Resultados de los tests *a posteriori* para la comparación a pares de la abundancia y la biomasa de juveniles de *S. cretense* capturados mediante SNs entre tiempos para cada pradera.



4.4 Discusión

4.4.1 Patrones de abundancia y de biomasa de adultos con la variación de la proximidad a los arrecifes

Los UVCs no detectaron diferencias consistentes en la abundancia y la biomasa de adultos de *S. cretense* entre praderas alejadas y praderas adyacentes a los arrecifes. Este resultado fue probablemente causado por el número reducido de adultos registrados. En cualquier caso, la mayoría (88,37%) de adultos fueron encontrados en praderas de fanerógamas marinas yuxtapuestas con los arrecifes. En la región de estudio, *S. cretense* es particularmente abundante en fondos rocosos someros, predominantemente sobre arrecifes cubiertos por comunidades de macroalgas (Tuya *et al.*, 2006b), mientras que los individuos juveniles también se encuentran en praderas de *C. nodosa* (Mena *et al.*, 1993; Brito *et al.*, 2002; Tuya *et al.*, 2006a; Espino *et al.*, 2011a, b). Además, la presencia de adultos de *S. cretense* en praderas de fanerógamas marinas parece estar restringida a incursiones desde los arrecifes adyacentes, probablemente para alimentarse (ver Figura 4.7.a-c). En primer lugar, esta idea es apoyada por la presencia de adultos de peces loro que habitan los arrecifes rocosos someros en la región de estudio (Tuya *et al.*, 2006b); segundo, un patrón similar ha sido detectado en el mar Mediterráneo, donde *S. cretense* se encuentra en arrecifes rocosos, alimentándose de macroalgas, pero también pueden ocurrir desplazamientos ocasionales hacia las praderas de fanerógamas marinas constituidas por *P. oceanica*, para alimentarse de los epífitos de las fanerógamas (Bernardi *et al.*, 2000; Kalogirou *et al.*, 2010). En áreas tropicales, los individuos adultos de distintas especies de peces loro que habitan los arrecifes de coral, realizan, de forma común, desplazamientos intermitentes hacia las vecinas praderas de fanerógamas marinas para alimentarse (Randall, 1965; Ogden y Zieman, 1977; Tribble, 1981; Macintyre *et al.*, 1987). Este patrón es atribuido a la falta de habilidad de los peces loro de tamaño grande (20-40 cm) para usar de forma constante el estrato foliar de las praderas marinas como refugio, mientras los peces loro de pequeño tamaño (< 15 cm) se mueven libremente a través del estrato foliar de las praderas (Ogden y Zieman, 1977). El mismo patrón fue identificado cuando los patrones de alimentación herbívora de peces loro fueron analizados (Maciá y Robinson, 2005). Los adultos no mostraron ningún patrón temporal consistente en sus abundancias y biomasa, este mismo resultado ha sido observado en individuos en arrecifes rocosos (Tuya *et al.*, 2006b). Por otra parte, la abundancia baja de adultos de peces loro refuerza de alguna manera la noción de la elevada presión pesquera que

sufre esta especie en Gran Canaria (Tuya *et al.*, 2006b). La abundancia de adultos fue mayor en las praderas de 'Cabrón' y 'Risco', las cuales se encuentran en las cercanías de comunidades de macroalgas frondosas en aguas someras (*e.g.* *Cystoseira* spp. y *Sargassum* spp., $85,56 \pm 16,67\%$, cobertura media \pm error estándar, Rodríguez *et al.*, 2008), con relación a la pradera de 'Veneguera', la cual está yuxtapuesta a arrecifes rocosos que carecen de comunidades de macroalgas (Rodríguez *et al.*, 2008). La abundancia de individuos de *S. cretense* sobre fondos duros de la región de estudio es incrementada por comunidades de algas frondosas que proveen alimento, así como hábitat para la epifauna asociada, la cual se encuentra de forma amplia en los contenidos estomacales de *S. cretense* (Llinás *et al.*, 1990; González, 1991).

4.4.2 Patrones de abundancia y de biomasa de juveniles con la variación de la proximidad a los arrecifes

A pesar de la falta de significancia estadística, la abundancia de juveniles de *S. cretense* detectada por medio de los UVCs fue más grande (2,35 veces) en praderas marinas cercanas que alejadas del arrecife. También hay que resaltar que la biomasa de juveniles de *S. cretense* fue consistentemente más grande (1,90 veces) en praderas marinas cercanas que alejadas del arrecife, manteniéndose este patrón a lo largo del tiempo y de las praderas. La abundancia de juveniles de *S. cretense* registrada por medio de los SNs no fue diferente entre praderas marinas cercanas que alejadas del arrecife. Sin embargo, la biomasa fue más grande (1,86 veces) entre praderas marinas cercanas que alejadas del arrecife, de forma consistente a lo largo del tiempo y de las praderas. Los juveniles que habitan las praderas marinas cercanas al arrecife fueron, de hecho, más grandes que aquellos localizados en praderas alejadas. Esta observación complementa los resultados de los UVCs, y parece indicar la existencia de una transición de los juveniles desde las praderas alejadas hacia las praderas adyacentes, cercanas a los arrecifes, a medida que los juveniles incrementan su tamaño, de esta forma los juveniles se localizan en las cercanías de lo que será su hábitat de adultos (arrecifes).

En la región de estudio, los juveniles de *S. cretense* muestran un grado de asociación alto con las fanerógamas marinas de *C. nodosa* (ver Figura 4.7.d-e), permaneciendo en el interior de la bóveda para evitar la predación; además, los movimientos hacia afuera de esta bóveda son poco comunes (F. Espino, obs. pers.). De forma similar, los juveniles de *S. cretense* están fuertemente asociados con la vegetación en el mar Mediterráneo;

los juveniles de *S. cretense* son, de hecho, considerados como juveniles migrantes en las praderas de fanerógamas marinas durante sus primeros estadios de vida (Kalogirou *et al.*, 2010). En las Islas Canarias, la mayoría de las praderas de fanerógamas marinas cercanas a los arrecifes están separadas por corredores arenosos estrechos, generalmente de 10 a 20 m de anchura, similares a los 'halos' sin vegetación alrededor de los arrecifes de coral (Randall, 1965; Ogden, 1976; Ogden y Zieman, 1977). Lo más probable es que esto limite el movimiento desde las praderas marinas a los arrecifes y viceversa, y contribuye a la explicación de la 'concentración' de juveniles de tallas grandes en praderas marinas en la vecindad de los arrecifes. La capacidad de los juveniles de una serie de especies de peces loro para moverse a través de las bóvedas de las praderas ha sido reconocida previamente (Ogden y Zieman, 1977; Hyndes *et al.*, 2003). Los individuos con tallas próximas a 15-20 cm de longitud total tienen una capacidad de movimiento suficiente para desplazarse hacia los arrecifes (ver Figura 4.7.f). Esto implica que los juveniles de *S. cretense* en la región de estudio permanecen, en promedio, ~ 1,43 años en las praderas de *C. nodosa*, antes de desplazarse a los arrecifes, de acuerdo con Lozano y González (1993).

4.4.3 Patrones de abundancia y de biomasa de juveniles a lo largo del tiempo

S. cretense es una especie gonocórica que, en la región de estudio, realiza la puesta principalmente desde finales de junio a finales de octubre (González, 1991, 1993), así la presencia de juveniles es particularmente alta a finales de verano y otoño. El período de puesta, sin embargo, puede extenderse desde mayo hasta diciembre, dependiendo de las condiciones ambientales. En este contexto, la liberación de gametos puede ser fraccionada a lo largo de varios eventos de puesta, de esta forma *S. cretense* es considerada una especie heterocrónica (Pérez, 1979; González, 1991, 1993). Este amplio período reproductivo explica la presencia de juveniles a lo largo de un ciclo anual completo en las praderas de la fanerógama marina *C. nodosa*, incluyendo juveniles que varían desde 1 a 19,2 cm de longitud total (ver Figura 4.8.a-b). Este patrón contrasta con la periodicidad de reclutamiento de algunas especies de peces de la familia Sparidae (*e.g.* *S. cantharus*, *P. erythrinus*, ver Capítulos 2 y 3), las cuales reclutan en períodos más cortos y, subsecuentemente, muestran cohortes claras de individuos dentro del mismo rango de tallas (Espino *et al.*, 2011a, b). Un resultado similar fue observado en el mar Mediterráneo (Petraakis y Papaconstantinou, 1990), donde los reclutas de *S. cretense* fueron detectados todo el año, incluyendo varias cohortes.



Figura 4.7. (a) *S. cretense* macho



(b) *S. cretense* hembra



(c) pareja de individuos adultos de *S. cretense*, generalmente nadan sobre el estrato foliar alimentándose de epífitos en las praderas de *C. nodosa* próximas a los arrecifes rocosos



(d) y (e) grupos de individuos con longitud total < 10 cm, los juveniles de *S. cretense* se desplazan a través del estrato foliar de las praderas, donde se refugian y alimentan, en pequeños grupos (5-10 ejemplares), pero en ocasiones puede formar grupos numerosos (ca. 50-100 ejemplares)



(f) ejemplar juvenil en fase de transición (longitud total ca. 15-20 cm)



Figura 4.8. (a) y (b) ejemplares juveniles de *S. cretense* capturados mediante arrastres con red, se observan distintas clases de tallas para una misma muestra.



4.4.4 UVCs vs. SNs: consideraciones metodológicas

A pesar de que ambas técnicas de muestreo mostraron patrones similares para la abundancia y la biomasa de juveniles, se detectaron dos claras diferencias. Primero, los adultos fueron registrados exclusivamente por los UVCs, porque los adultos pueden escapar fácilmente de los arrastres debido a su alta capacidad de natación. Segundo, la distribución de tallas de los individuos juveniles fue diferente, porque los individuos de talla pequeña (longitud total < 10 cm) fueron subestimados por los UVCs. Los individuos pequeños se esconden en la bóveda de la pradera y son difíciles de localizar mediante los UVCs, mientras que una estima precisa de la medida de la talla es, al mismo tiempo, difícil de obtener con relación a los SNs. La distribución precisa de tallas registrada mediante los SNs refuerza los resultados obtenidos para la biomasa de juveniles; los juveniles en praderas marinas adyacentes al arrecife exhibieron una longitud total media más grande que aquellos localizadas en praderas alejadas de los arrecifes.



Pradera de *C. nodosa*

5

Estructura poblacional del 'pejepeine', *Xyrichtys novacula* (Actinopterygii: Labridae), en mosaicos arena-praderas de fanerógamas marinas: variación espacial de acuerdo con las características del hábitat y técnicas de muestreo



Xyrichtys novacula (Linnaeus, 1758)



SCIENTIA MARINA 79(2)
June 2015, 179-188, Barcelona (Spain)
ISSN-L: 0214-8358
doi: <http://dx.doi.org/10.3989/scimar.04219.05A>

Population structure of the pearly razorfish, *Xyrichtys novacula* (Actinopterygii: Labridae), in sand-seagrass mosaics: spatial variation according to habitat features and sampling techniques

Fernando Espino¹, Raül Triay-Portella², José Antonio González², Ricardo Haroun¹,
Fernando Tuya¹

¹ Grupo de investigación en Biodiversidad y Conservación, Facultad de Ciencias del Mar, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, Campus de Tafira, 35017 Las Palmas de Gran Canaria, Canary Islands, Spain.

E-mail: fesprod@gobiernodecanarias.org (FE), rharoun@dbio.ulpgc.es (RH), ftuya@yahoo.es (FT)

² Grupo de investigación en Ecología Marina Aplicada y Pesquerías, Facultad de Ciencias del Mar, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, Campus de Tafira, 35017 Las Palmas de Gran Canaria, Canary Islands, Spain.
E-mail: emap.raul@gmail.com (RTP), pepe.solea@ulpgc.es (JAG)

Summary: Habitat structure affects the distribution of fishes, particularly across reef-dominated habitats, but few studies have connected patterns in the abundance of soft-bottom fishes with the structure of the habitat. The spatial and temporal patterns of variation in the abundance, biomass and population structure of the pearly razorfish, *Xyrichtys novacula*, inhabiting sand-*Cymodocea nodosa* seagrass mosaics were described through two complementary techniques: underwater visual counts and seine nets. We sought to analyse whether biotic (seagrass shoot density, leaf length and meadow cover) and abiotic (sediment composition and particle size) structural elements explained variation in patterns of abundance and biomass. Underwater visual counts registered a larger abundance of individuals and proved significant variation in fish abundance and biomass at the scale of locations, which was otherwise not detected through seine nets. Seasonal variation in fish abundance and biomass was, in all cases, minor. Habitat structural elements helped to explain patterns in fish abundance and biomass. This fish species was particularly abundant in sediments dominated by coarse sands in continuous meadows of *C. nodosa* (>90% seagrass cover) with intermediate densities of 500 to 1000 shoots m⁻², followed by large-sized seagrass patches with >1000 shoots m⁻². A trade-off between protection provided by seagrass canopies and protection derived from its burial behaviour, limited under high seagrass shoot densities, may explain spatial variation patterns.

Keywords: habitat; structural complexity; soft bottoms; sediments; sex ratio.

Estructura poblacional del ‘pejepeine’, *Xyrichtys novacula* (Actinopterygii: Labridae), en mosaicos arena-pradera de fanerógama marina: variación espacial de acuerdo con las características del hábitat y técnicas de muestreo

Resumen: La estructura del hábitat afecta a la distribución de los peces, particularmente en los hábitats dominados por arrecifes. Sin embargo, los estudios que conectan patrones de abundancia de peces en fondos blandos con la estructura del hábitat son, comparativamente, más escasos. En este estudio, se describen los patrones espacio-temporales de variación en abundancia, biomasa y estructura poblacional del ‘pejepeine’, *Xyrichtys novacula*, en hábitats de arena y praderas de fanerógamas marinas constituidas por *Cymodocea nodosa*, empleando dos técnicas complementarias: censos visuales subacuáticos (UVCs) y arrastres (SNs). Se analizó si los elementos estructurales bióticos (densidad de pies, longitud de hoja y cobertura de la pradera) y abióticos (composición del sedimento y tamaño de las partículas) contribuyen a explicar la variación en los patrones de abundancia y biomasa. Los UVCs registraron una mayor abundancia de individuos y demostraron una variación significativa en abundancia y biomasa a escala de localidades, estas variaciones no fueron detectadas por los arrastres. La variación estacional en la abundancia y biomasa de individuos fue mínima en todos los casos. Los elementos estructurales del hábitat contribuyen a explicar los patrones de abundancia y biomasa de peces. Esta especie fue particularmente abundante en fondos dominados por arenas gruesas con praderas continuas de *C. nodosa* (cobertura >90%) con densidades de pies intermedias de 500 <nº de pies m⁻² <1000, seguido por parches de fanerógamas de tamaño grande con densidades >1000 pies m⁻². Un equilibrio entre la protección provista por la bóveda foliar y la protección derivada de su comportamiento de enterramiento, el cual está limitado por densidades de pies altas, puede explicar los patrones de variabilidad espacial de esta especie.

Palabras clave: hábitat; complejidad estructural; fondos blandos; sedimentos; sex ratio.

5

Estructura poblacional del ‘pejepeine’, *Xyrichtys novacula* (Actinopterygii: Labridae), en mosaicos arena-praderas de fanerógamas marinas: variación espacial de acuerdo con las características del hábitat y técnicas de muestreo



5.1 Introducción

La estructura del hábitat afecta a la distribución y estructura de las comunidades de peces costeros (Gratwicke y Speight, 2005; Tuya *et al.*, 2011a). Un amplio cuerpo de literatura se ha centrado en este tópico de investigación. Los estudios que conectan patrones en la abundancia de peces en fondos blandos con la estructura del hábitat son, sin embargo, comparativamente más escasos. Los fondos blandos son, en ocasiones, colonizados por praderas de fanerógamas marinas; estas plantas incrementan de forma notoria la heterogeneidad y complejidad del hábitat respecto a los fondos cercanos desprovistos de vegetación (Boström *et al.*, 2006; Gullström *et al.*, 2008; Hensgen *et al.*, 2014). Un gran número de especies de peces habitan ambos tipos de hábitats, que se encuentran típicamente yuxtapuestos en mosaicos dentro de los paisajes (Ferrell y Bell, 1991; Gray *et al.*, 1996; Horinouchi, 2009). Patrones diferentes en el uso del hábitat por los peces costeros han sido descritos en estos mosaicos arena-praderas, incluyendo

especies de peces que son más abundantes en las praderas de fanerógamas marinas, especies de peces más abundantes en fondos arenosos, y especies con abundancia similar en ambos tipos de hábitats, siempre variando a diferentes escalas espaciales y temporales (Ferrell y Bell, 1991; Tuya *et al.*, 2005; Horinouchi, 2009). El conocimiento de los patrones de uso del hábitat de los peces es particularmente relevante en aquellas especies que son explotadas comercialmente, este uso del hábitat puede ser descrito en términos de variación de los patrones de abundancia, biomasa, estructura de tallas y ratio de sexos, los cuales están intrínsecamente relacionados con las peculiaridades específicas del hábitat.

El ‘pejepeine’, *X. novacula* (Actinopterygii: Labridae), es una especie bentónica, hermafrodita protógina (Bentivegna y Rasotto, 1987), que se distribuye en latitudes cálidas del océano Atlántico, desde Carolina del Norte (USA) hasta Brasil, y desde el sur de la Península Ibérica hasta Gabón, incluyendo los archipiélagos de Azores, Madeira, Canarias, Cabo Verde y São Tomé, así como el mar Mediterráneo (Froese y Pauly, 2015). En la región Mediterránea, esta especie es muy apreciada, en particular en las Islas Baleares (Box *et al.*, 2009; Alós *et al.*, 2012), alcanzando altos precios de mercado (Beltrano *et al.*, 2006). En las Islas Canarias, sin embargo, las capturas de esta especie son reducidas, porque nunca ha sido un objetivo de la flota, ni apreciada en la cocina local. En las pesquerías canarias, el ‘pejepeine’ es capturado incidentalmente mediante anzuelos, trampas para peces y redes de enmalle que tienen como objetivo otras especies (Franquet y Brito, 1995). A lo largo de su área de distribución, diversos aspectos de la biología y ecología de *X. novacula* han sido previamente estudiados, incluyendo la reproducción (Bentivegna y Rasotto, 1987; Marconato *et al.*, 1995; Cardinale *et al.*, 1998; Candi *et al.*, 2004), morfología de los juveniles (Mercader, 1991), patrones de edad y crecimiento (Cardinale *et al.*, 1998; Battaglia *et al.*, 2010), ecología trófica (Cardinale *et al.*, 1997; Castriota *et al.*, 2005a, b, 2010; Beltrano *et al.*, 2006) y uso del hábitat (Katsanevakis, 2005; Alós *et al.*, 2012).

Esta especie de pez, usualmente, habita aguas someras (0-90 m de profundidad, Fischer *et al.*, 1987; Franquet y Brito, 1995; Froese y Pauly, 2015), sobre fondos arenosos (Mercader, 1991; Brito *et al.*, 2002; Katsanevakis, 2005; Tuya *et al.*, 2005; Alós *et al.*, 2012) frecuentemente adyacentes a praderas de fanerógamas marinas y arrecifes de coral (Schneider, 1990). A su vez, esta especie puede vivir en praderas de fanerógamas marinas (Fischer *et al.*, 1987; Mercader, 1991; Riera y Linde, 2001; Castriota *et al.*, 2005b; Box *et al.*, 2009), particularmente aquellas dominadas por los géneros *Cymodocea* y

Zostera (Brito *et al.*, 2002; Castriota *et al.*, 2005a; Tuya *et al.*, 2005; Espino *et al.*, 2011a, b), y menos frecuentemente en los lechos de *Posidonia* (Beltrano *et al.*, 2006; Box *et al.*, 2010). Actualmente, no existen estudios específicos que describan los patrones de variación en el uso del hábitat por esta especie en praderas de fanerógamas marinas, aunque se han realizado algunos estudios sobre la ictiofauna de praderas marinas, principalmente de *Cymodocea* y *Zostera* (Guidetti, 2000; Guidetti y Bussotti, 2002; Guidetti *et al.*, 2002).

Los objetivos de este estudio fueron dos. En primer lugar, se trata de describir los patrones espaciales y temporales de la variación de la abundancia, la biomasa y la estructura de población (estructura de tallas y ratio de sexos) de esta especie en mosaicos de arena-praderas de fanerógamas marinas, mediante dos técnicas de muestreo complementarias. En segundo lugar, se analiza si los elementos estructurales bióticos (densidad de pies de las plantas, longitud de hoja y cobertura de la pradera) y abióticos (composición del sedimento y tamaño de partículas) del hábitat contribuyen a explicar alguna variación en los patrones de abundancia y biomasa de esta especie.



5.2 Material y métodos

5.2.1 Área de estudio

Tres localidades dominadas por praderas de la fanerógama marina *C. nodosa* fueron seleccionadas en la isla de Gran Canaria (Figura 5.1); dos de las localidades están situadas en la costa sureste, separadas *ca.* 2 km, mientras que la tercera se localiza en la parte suroeste de la isla, separada *ca.* 50 km. No existen variaciones significativas en las condiciones oceanográficas (*e.g.* temperatura del agua de mar, salinidad, concentraciones de clorofila-a, etc.) entre las costas situadas en los sectores sureste y suroeste de la isla (Tuya *et al.*, 2014a), y el conjunto de especies de peces es similar en ambos lados de la isla (Espino *et al.*, 2011a). Las condiciones oceanográficas están caracterizadas por los vientos dominantes Alisios que soplan del noreste y por la Corriente de Canarias que fluye hacia el suroeste. La temperatura superficial del agua de mar varía, típicamente, entre 18°C en invierno y 22,5 °C en verano (Navarro-Pérez y Barton, 2001). El área cubierta por las praderas de fanerógamas marinas estudiadas varía entre 98.417 y 261.550 m², y se distribuyen entre 10 y 18 m de profundidad (Tabla 5.1, Tuya *et al.*, 2014a). Cada localidad fue visitada cuatro veces a lo largo del ciclo anual: Febrero 2011, Mayo 2011, Agosto 2011 y Noviembre 2011. Las fechas fueron separadas para abarcar las condiciones que existen a lo largo del año. En cada localidad, los peces fueron muestreados en dos sitios seleccionados aleatoriamente, separados por 100s de m.

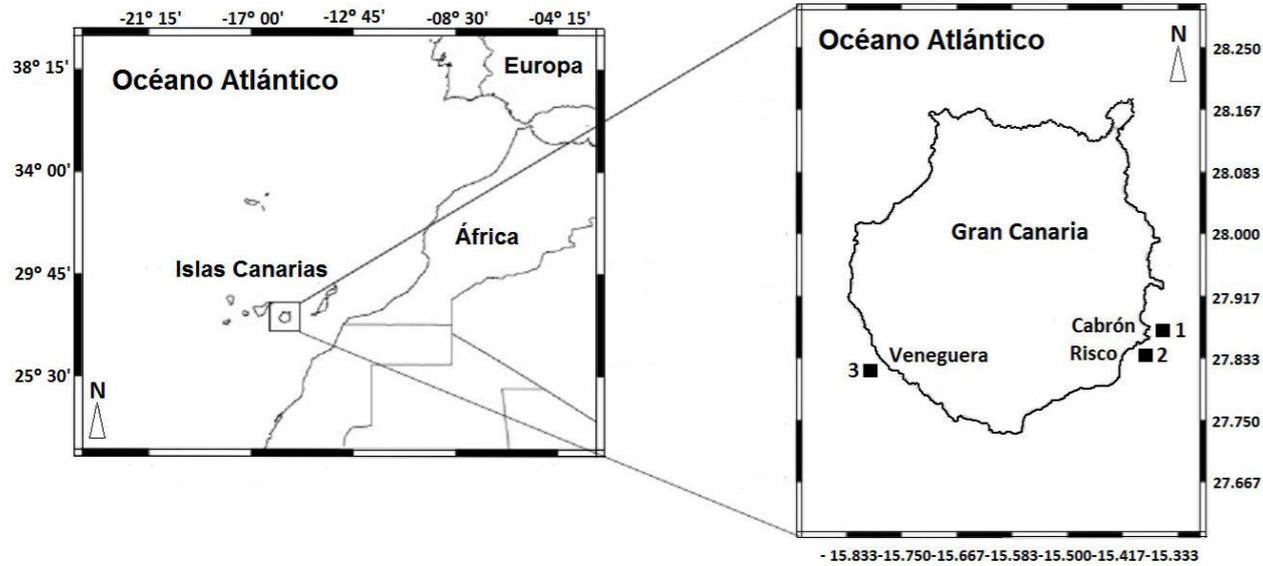


Figura 5.1. Mapa de las Islas Canarias (océano Atlántico noreste) mostrando la posición de la isla de Gran Canaria y de las tres localidades estudiadas.

5.2.2 Muestreo de peces

Los ‘pejepeines’ fueron muestreados empleando dos técnicas de muestreo complementarias: censos visuales subacuáticos (a partir de aquí UVCs) y arrastres con redes de arrastre tipo chinchorro (a partir de aquí SNs). En primer lugar, en cada sitio se realizaron 12 transectos de 25 m de longitud y 4 m de anchura, durante las horas diurnas, entre las 10:00 y las 14:00 h. Los transectos fueron realizados por dos buceadores con equipos SCUBA (6 cada uno) de forma simultánea, muestreando diferentes áreas para evitar contar los peces dos veces. La abundancia (número total de individuos) y talla (precisión *ca.* ± 1 cm de la longitud total) de todos los individuos de *X. novacula* fueron registradas en estadillos de papel resistente al agua. En la región de estudio, este procedimiento provee una precisión y exactitud óptimas de la abundancia y estructura de tallas de peces de arrecifes rocosos y de praderas marinas (Tuya *et al.*, 2004a, b, 2005, 2006a; Espino *et al.*, 2015). Las biomásas de los peces registrados mediante los UVCs fueron calculadas empleando una relación longitud-peso no publicada ($P = 0,0054 L^{3,3602}$, $R^2 = 0,8576$, $n = 124$).

Tabla 5.1. Estructura física de las tres localidades dominadas por praderas de la fanerógama marina *C. nodosa*. La superficie (m²), rangos de profundidad (m) y el tipo de pradera son indicados para cada localidad. La densidad de pies de plantas (número de pies m⁻²; media ± error estándar), longitud de hojas (cm; media ± error estándar), cobertura (%; media ± error estándar), grava (%), arena (%), limo (%), y diámetro medio de las partículas (D_{50} , mm) también son indicados para cada sitio dentro de cada localidad.

	Superficie	Profundidad	Tipo	Densidad*	Longitud hoja	Cobertura	Grava	Arena	Limo	D_{50}
Cabrón 1	101.638	10-18	continua	699,31 ± 24,97	26,71 ± 0,96	92,81 ± 1,25	19,06	79,04	1,90	0,48
Cabrón 2				580,75 ± 17,47	24,91 ± 0,98	99,48 ± 0,53	3,62	95,77	0,61	0,37
Risco 1	261.550	10-17	parches	1.183,06 ± 42,64	22,58 ± 0,86	94,67 ± 1,42	3,17	94,73	2,10	0,38
Risco 2				1.388,46 ± 49,91	21,94 ± 0,89	91,14 ± 1,64	4,82	93,21	1,97	0,40
Veneguera 1	98.417	10-15	parches	425,27 ± 16,91	31,08 ± 1,01	61,98 ± 1,09	0,02	89,43	10,55	0,13
Veneguera 2				425,12 ± 16,64	32,05 ± 1,46	63,75 ± 1,79	0,02	94,28	5,70	0,16

*Clasificación de las praderas de *C. nodosa* de las Islas Canarias por la densidad (d): Baja = $d < 500$; Media = $500 < d < 1.000$; Alta = $1.000 < d < 1.500$; Muy alta = $d > 1.500$ (densidad en número de pies m⁻², n = 100, Espino, 2004).

En segundo lugar, se realizaron 6 arrastres sobre las praderas marinas con una red tipo chinchorro (ver Capítulo 3); estos arrastres se ejecutaron aproximadamente sobre las mismas líneas de transecto de los UVCs realizados anteriormente. La distancia entre los arrastres varió entre 20 y 30 m. Por tanto, cada arrastre fue considerado una réplica independiente. Esta técnica ha sido aplicada con éxito para el estudio de peces pequeños que habitan los lechos de praderas en el área de estudio, capturando peces de talla pequeña (Espino *et al.*, 2011a, b, 2015). Todos los peces capturados mediante los SNs fueron preservados en una solución al 10% de formaldehído / agua de mar y llevados al laboratorio, donde se registraron la longitud total (cm, $LT \pm 1$ mm) y el peso (g, $P \pm 0,001$ g). Para ambas técnicas de muestreo, los machos y las hembras fueron discriminados por los criterios morfológicos de acuerdo con Oliver y Massutí (1952), Bentivegna y Rasotto (1987) y Mercader (1991).

5.2.3 Elementos estructurales del hábitat

Para analizar las relaciones predictivas entre la estructura física del hábitat y las abundancias y las biomasa de *X. novacula*, se registraron tres descriptores bióticos en cada transecto:

- (1) la densidad de pies (contando el número de pies en un cuadrado de 25 x 25 cm, $n = 6$, los cuadrados fueron depositados al azar en la zona media de cada línea de transecto),
- (2) la longitud de hoja (midiendo la longitud media de las hojas en 20 pies seleccionados al azar dentro de cada cuadrado) y
- (3) la cobertura de las plantas durante la realización de los UVCs (mediante el registro de la distancia cubierta por las plantas de *C. nodosa* a lo largo de un transecto delimitado por una cinta métrica de 1 cm de ancho y 25 m de largo, con precisión *ca.* 1 cm, posteriormente se calculó el porcentaje (%) de cobertura, $n = 12$) (Barberá *et al.*, 2005; Espino *et al.*, 2011a, 2015) (Tabla 5.1). Las características del sedimento, *i.e.* los porcentajes de grava, arena y limos; y el diámetro medio de las partículas (D_{50}) en cada sitio dentro de cada localidad ($n = 3$) fueron obtenidos del Estudio Ecocartográfico de la Costa Sur de la Isla de Gran Canaria (Ministerio de Medio Ambiente, 2002) (Tabla 5.1).

5.2.4 Análisis estadísticos

La abundancia y la biomasa del 'pejepeine' fueron divididas por medio de un análisis de la varianza de 3 factores (ANOVA 3-factores) que analizó las diferencias entre tiempos (estaciones), localidades, y sitios dentro de localidades. El modelo incorporó los factores siguientes:

- (1) 'Tiempo' (factor fijo con cuatro niveles, *i.e.* las cuatro estaciones);
- (2) 'Localidad' (factor aleatorio con tres niveles y ortogonal a 'Tiempo'); y
- (3) 'Sitio' (factor aleatorio con dos niveles anidado en 'Localidad' y 'Tiempo').

Concretamente, el análisis se centró en los efectos de 'Tiempo' y sus términos de interacción con 'Localidad' (' $T \times L$ '). Previo a los análisis, el test de Cochran fue empleado para comprobar la homogeneidad de las varianzas. Se emplearon todo tipo de transformaciones de los datos de los UVCs para intentar obtener varianzas homogéneas. Sin embargo, los datos de los UVCs no tuvieron varianzas homogéneas para la abundancia de peces ($C = 0,3654$, $P < 0,01$) y la biomasa ($C = 0,1376$, $P < 0,01$). En este caso, el nivel de significación fue establecido en 0,01, en vez del nivel 0,05, para disminuir un error Tipo I; ANOVA es robusto a varianzas heterogéneas en el caso de experimentos grandes y balanceados (Underwood, 1997). Los datos de los SNs fueron transformados [$\ln(X+1)$] y rindieron varianzas homogéneas para la abundancia y la biomasa de peces (test de Cochran, $C = 0,1044$, $C = 0,1396$, $P > 0,05$, respectivamente). La ratio de sexos fue estimada, en general, de forma separada para los datos de cada una de las técnicas de muestreo. Un test Chi-cuadrado analizó la hipótesis nula de igualdad de frecuencias entre los dos sexos (*i.e.* una ratio 1:1), con nivel de significación del 5% ($\alpha = 0,05$) (Sachs, 1982; Sokal y Rohlf, 2012).

Se empleó un modelo de regresión lineal para ajustar los pares de abundancias y biomasa obtenidas por cada protocolo de muestreo en cada sitio y estación ($n = 24$); se analizó una relación predictiva entre ellas. Se emplearon modelos de regresión lineal, mediante la rutina DistLM vía 999 permutaciones de los datos (Anderson, 2001b), para analizar la significancia de las relaciones entre el conjunto de variables predictivas, *i.e.* densidad de pies, longitud de hoja y cobertura de la pradera, porcentajes de grava, arena y limos, y diámetro medio de las partículas (D_{50}), y las abundancias y las biomasa totales del 'pejepeine' (datos sin transformar); el procedimiento de selección 'Forward' y el criterio de selección AIC fueron aplicados para seleccionar los modelos con la mayor parsimonia.

5.3 Resultados

5.3.1 Censos visuales subacuáticos

Un total de 443 individuos fueron censados, variando entre un mínimo de 0 y un máximo de 34 individuos por 100 m². Se detectaron diferencias significativas en las abundancias entre localidades (ANOVA test, 'L', $P < 0,01$, Tabla 5.2, Figura 5.2.a), las cuales fueron consistentes a lo largo del tiempo (ANOVA test, 'T', $P > 0,01$, 'T x L', $P > 0,01$, Tabla 5.2, Figura 5.2.a). De forma similar, la biomasa de peces fue diferente entre localidades (ANOVA test, 'L', $P < 0,01$, Tabla 5.2, Figura 5.2.b) con ausencia de efectos temporales (ANOVA test, 'T', $P > 0,01$, 'T x L', $P > 0,01$, Tabla 5.2, Figura 5.2.b). Los machos ($n = 156$) variaron entre 13,0 y 20,0 cm de longitud total, mientras las hembras ($n = 287$) lo hicieron entre 3,0 y 15,0 cm de longitud total (Figura 5.3.a); los machos ($16,2 \pm 2,0$ cm, media \pm error estándar) fueron más grandes que las hembras ($10,4 \pm 2,5$ cm) (t-test, $t = 24,46$, $P < 0,001$). Las hembras fueron significativamente más abundantes que los machos, en una proporción 1:1,85 ($\chi^2 = 40,11$, $P < 0,001$).

El modelo de regresión múltiple explicó *ca.* 30% de la variación en la abundancia de peces. El porcentaje de limo, la densidad de pies de plantas y la longitud de hojas fueron las variables predictivas que más contribuyeron a explicar la variación en la abundancia de peces (Tabla 5.3.a, Figuras 5.4.a-c). Para la biomasa de peces, el modelo explicó *ca.* 32% de la variación total. Las variables que más contribuyeron a explicar la variación en la biomasa de peces fueron la cobertura de la pradera, la densidad de pies de plantas y el porcentaje de arena (Tabla 5.3.b, Figuras 5.4.d-f).

5.3.2 Arrastres con redes

Un total de 124 individuos (2.524,28 g de peces) fueron capturados, variando desde un mínimo de 0 a un máximo de 10 individuos por 100 m². No se detectaron diferencias significativas de las abundancias y las biomásas entre localidades (ANOVA test, 'L', $P > 0,05$, Tabla 5.4, Figura 5.5.a y 5.5.b, respectivamente) y tiempos (ANOVA test, 'T', $P > 0,05$, 'T x L', $P > 0,05$, Tabla 5.4, Figuras 5.5.a y 5.5.b, respectivamente). Los machos ($n = 21$) presentaron una longitud total que varió entre 12,9 y 17,2 cm, mientras las hembras ($n = 103$) variaron entre 1,2 y 14,5 cm de longitud total (Figura 5.3.b); los machos ($19,52 \pm 3,45$ cm) fueron más grandes que las hembras ($15,0 \pm 1,3$ cm) (t-test, $t = 12,36$, $P < 0,001$). Las hembras fueron significativamente más abundantes que los machos, en una proporción macho:hembra de 1:4,9 ($\chi^2 = 54,23$, $P < 0,001$).

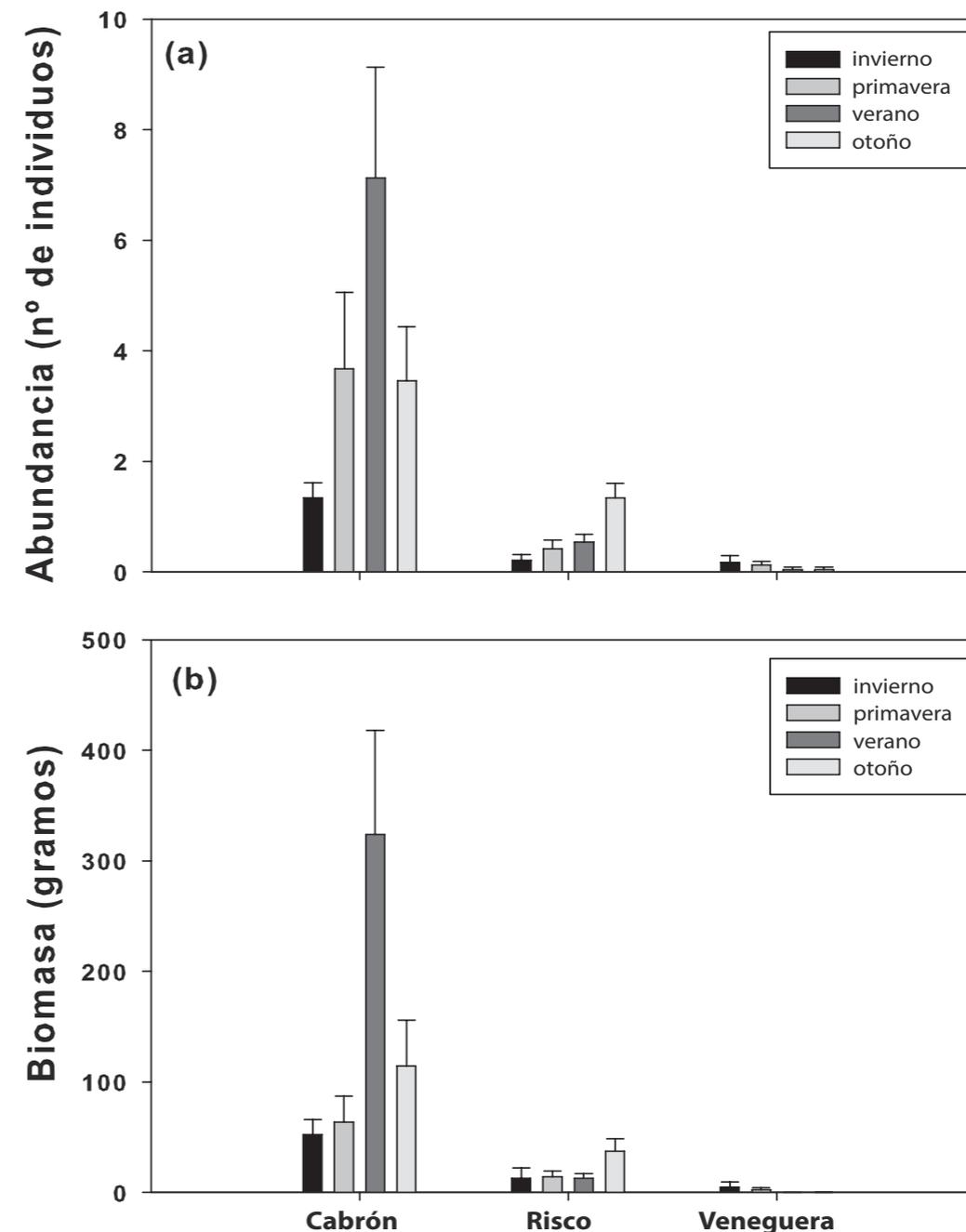


Figura 5.2. (a) Abundancia media (número de individuos por 100 m²) y (b) biomasa media (gramos por 100 m²) del 'pejepeine', *X. novacula*, en cada localidad y tiempo, registrados mediante los UVCs. Las barras de error indican el error estándar de las medias.

Tabla 5.2. Resultados del análisis de la varianza (ANOVA) para comprobar los efectos de ‘Tiempo’ (factor fijo), ‘Localidad’ (factor aleatorio, ortogonal al factor previo), y ‘Sitio’ (factor aleatorio anidado en ‘Tiempo’ y ‘Localidad’) sobre la abundancia y la biomasa del ‘pejepeine’, *X. novacula*, registrados mediante los censos visuales subacuáticos (UVCs).

Fuente de variación	GL	Abundancia			Biomasa		
		MS	F	P	MS	F	P
Tiempo, <i>T</i>	3	2,7456	0,5224	0,7002	111,4267	0,5552	0,7226
Localidad, <i>L</i>	2	38,8899	7,3995	0,0096	1283,4646	6,3945	0,0078
Sitio (<i>T</i> x <i>L</i>), <i>Si</i>	12	5,2558	8,3108	0,0002	200,7145	8,7714	0,0002
<i>T</i> x <i>L</i>	6	2,2537	0,4288	0,8800	117,7673	0,5867	0,8034
Residual	264	0,6324			22,8827		

Tabla 5.3. Resultados de los tests de regresión múltiple univariante (tests secuenciales) para comprobar las relaciones significativas entre las variables predictivas y (a) la abundancia total y (b) la biomasa total del ‘pejepeine’, *X. novacula*, registrados mediante los censos visuales subacuáticos (UVCs).

(a) Abundancia

	P	Proporción de variación explicada
% Limo	0,001	0,0882420
Densidad pies	0,003	0,0395270
Longitud hojas	0,001	0,0478960
% Arena	0,001	0,0497160
D ₅₀	0,001	0,0736480
Cobertura pradera	0,154	0,0051211

(b) Biomasa

	P	Proporción de variación explicada
Cobertura pradera	0,001	0,152170
Densidad pies	0,001	0,031080
% Arena	0,001	0,034937
D ₅₀	0,004	0,030101
Longitud hojas	0,001	0,061564
% Limo	0,022	0,013166

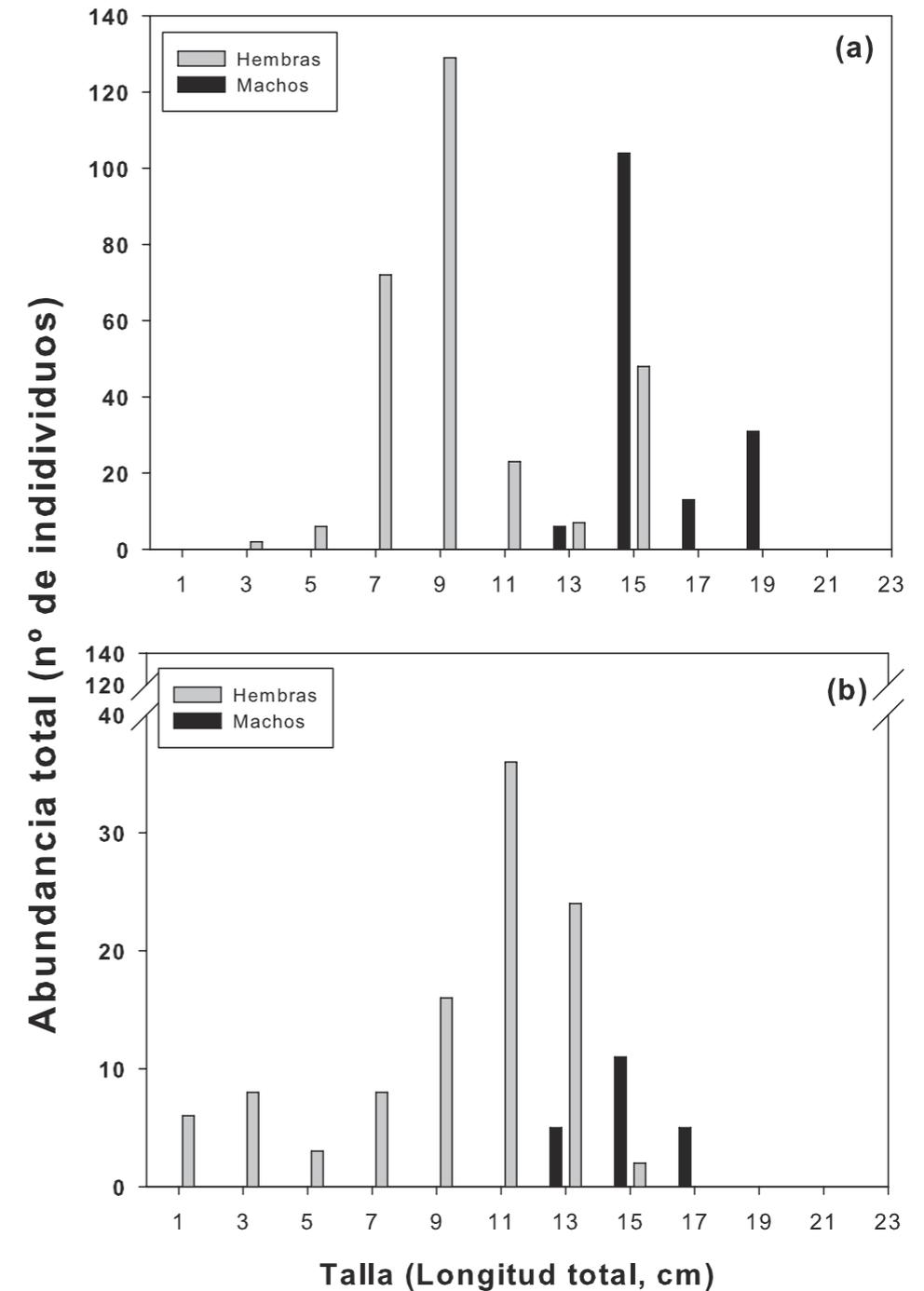


Figura 5.3. Número total de individuos del ‘pejepeine’, *X. novacula*, para cada clase de talla y sexo registrados mediante (a) UVCs y (b) SNs.

Figura 5.4. (a-c) Relaciones entre la abundancia total y (d-f) la biomasa total del 'pejepeine', *X. novacula*, registrados mediante los UVCs, y los elementos estructurales del hábitat.

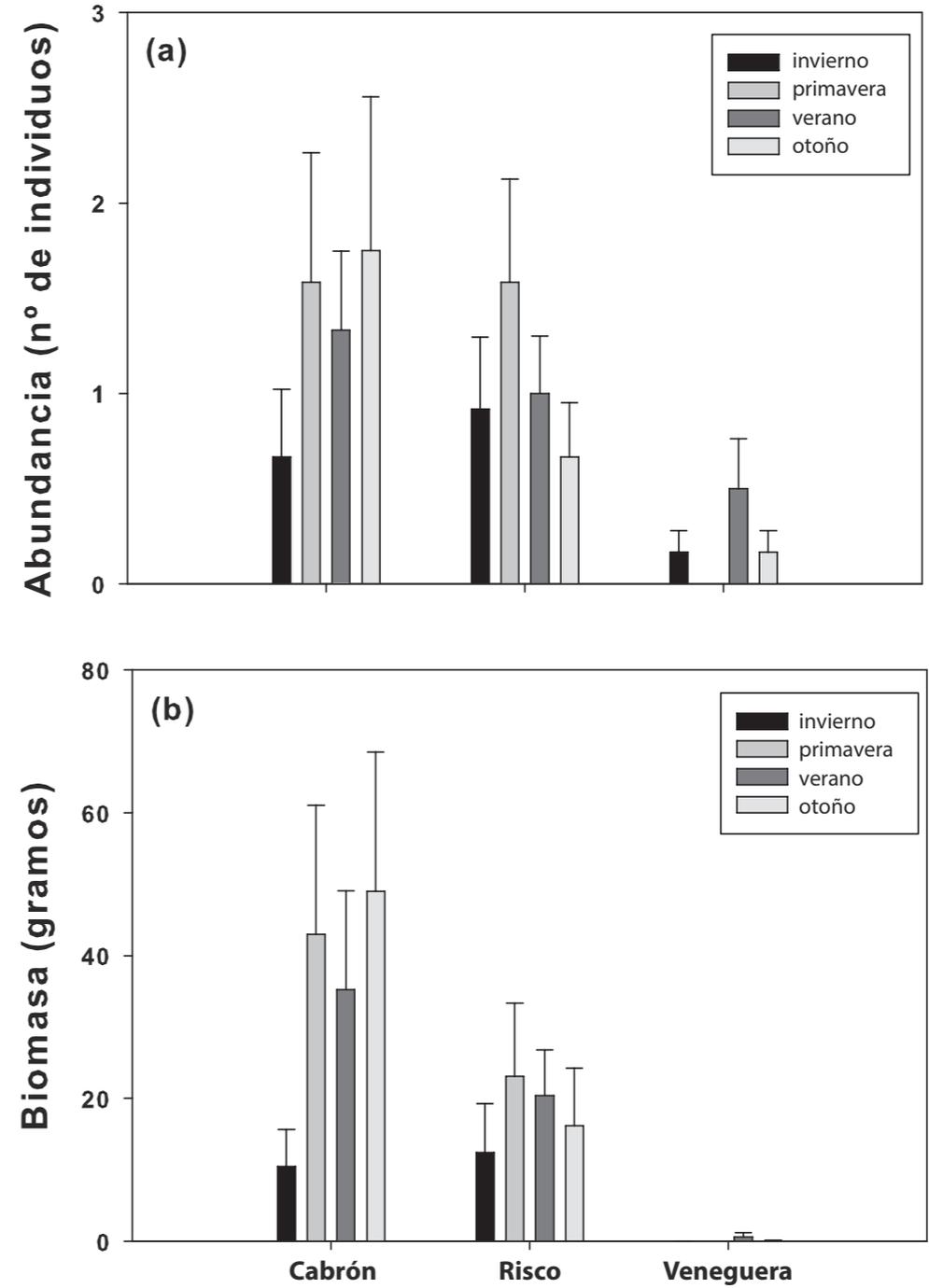
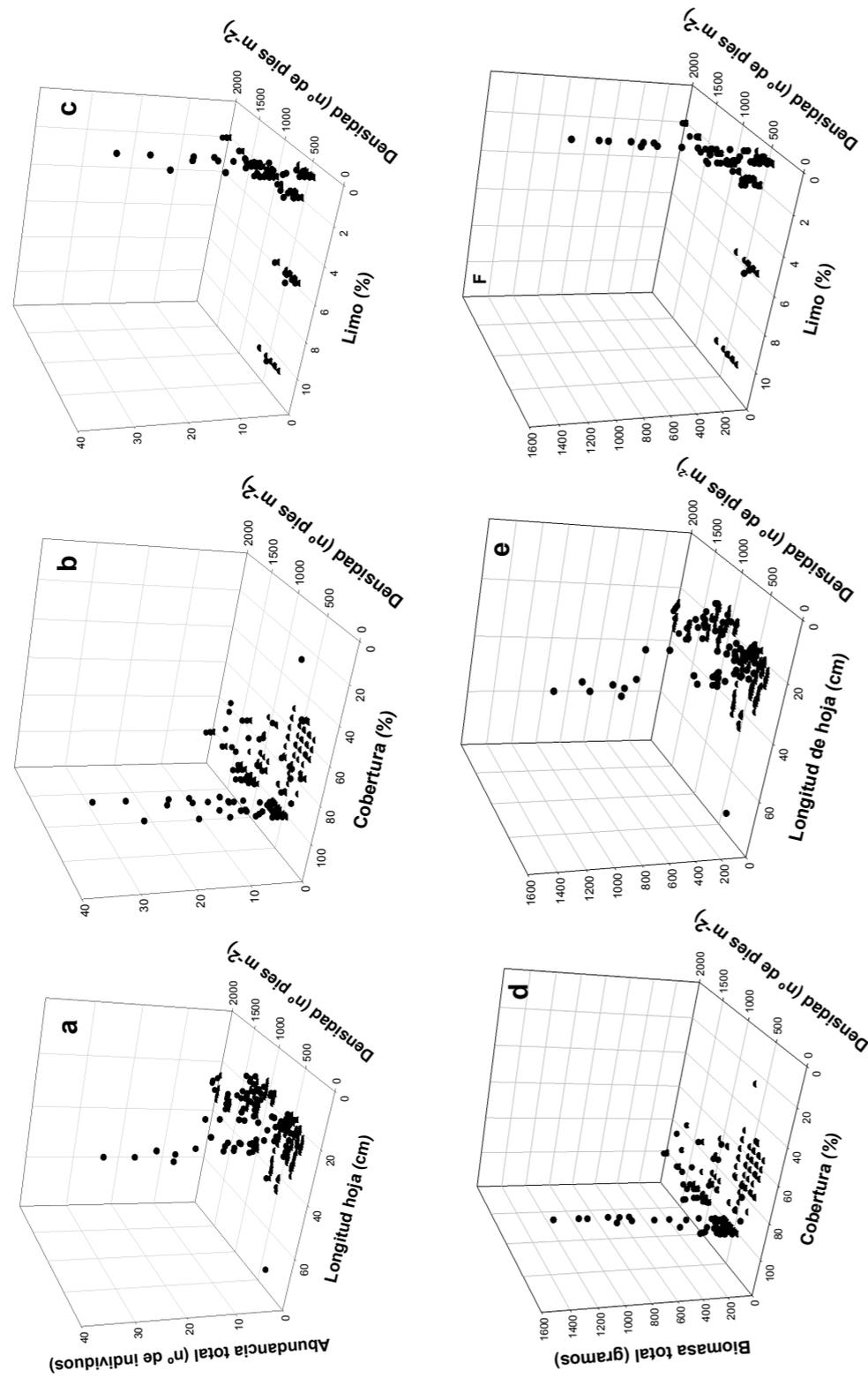


Figura 5.5. (a) Abundancia media (número de individuos por 100 m²) y (b) biomasa media (gramos por 100 m²) del 'pejepeine', *X. novacula*, en cada localidad y tiempo, capturados mediante los SNs. Las barras de error indican el error estándar de las medias.

Tabla 5.4. Resultados del análisis de la varianza (ANOVA) para comprobar los efectos de ‘Tiempo’ (factor fijo), ‘Localidad’ (factor aleatorio, ortogonal al factor previo), y ‘Sitio’ (factor aleatorio anidado en ‘Tiempo’ y ‘Localidad’) sobre la abundancia y la biomasa del ‘pejepeine’, *X. novacula*, capturados mediante los arrastres (SNs).

Fuente de variación	GL	Abundancia			Biomasa		
		MS	F	P	MS	F	P
Tiempo, <i>T</i>	3	0,3694	0,1954	0,8960	12,19730	0,2959	0,8274
Localidad, <i>L</i>	2	4,8397	2,5594	0,1204	158,5654	3,8469	0,0474
Sitio (<i>T</i> x <i>L</i>), <i>Si</i>	12	1,8909	5,0587	0,0002	41,21900	5,3237	0,0002
<i>T</i> x <i>L</i>	6	0,4170	0,2205	0,9634	7,406100	0,1797	0,9782
Residual	120	0,3738			7,742500		

Los modelos de regresión múltiple explicaron *ca.* 16% y 26% de la variación total en la abundancia y la biomasa de peces, respectivamente (Tabla 5.5). Los porcentajes de limo, arena y la cobertura de la pradera fueron las variables predictivas que más contribuyeron a explicar la variación en la abundancia (Tabla 5.5.a, Figuras 5.6.a-b). La cobertura de la pradera, el porcentaje de arena y la D_{50} fueron las variables que más contribuyeron a explicar la variación en la biomasa de peces (Tabla 5.5.b, Figuras 5.6.c-d).

Tabla 5.5. Resultados de los tests de regresión múltiple univariante (tests secuenciales) para comprobar las relaciones significativas entre las variables predictivas y (a) la abundancia total y (b) la biomasa total del ‘pejepeine’, *X. novacula*, capturados mediante los arrastres (SNs).

(a) Abundancia

	P	Proporción de variación explicada
% Limo	0,001	0,106960
% Arena	0,017	0,037475
Cobertura pradera	0,097	0,018267

(b) Biomasa

	P	Proporción de variación explicada
Cobertura pradera	0,001	0,184240
% Arena	0,006	0,047895
D_{50}	0,018	0,032192

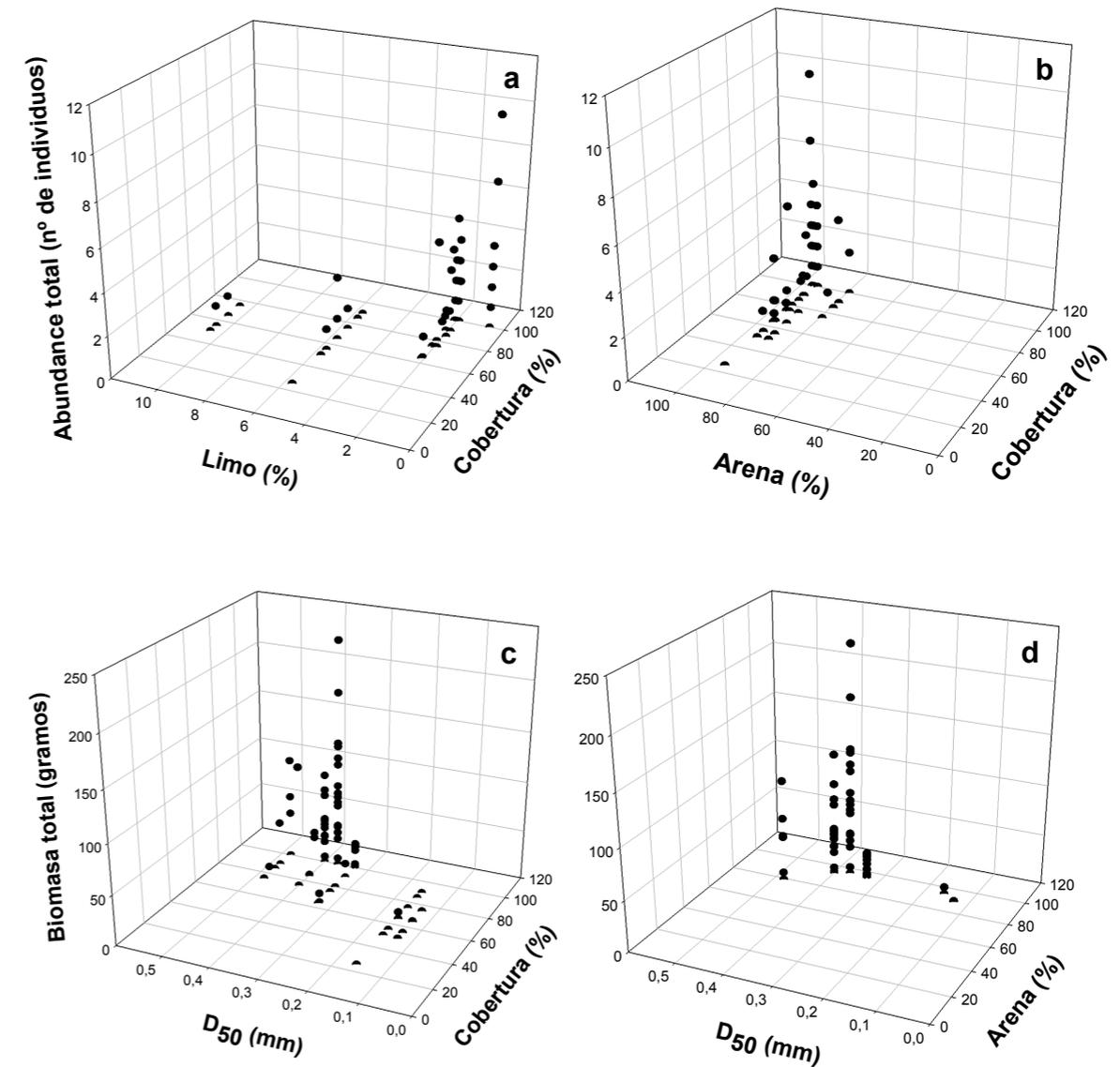
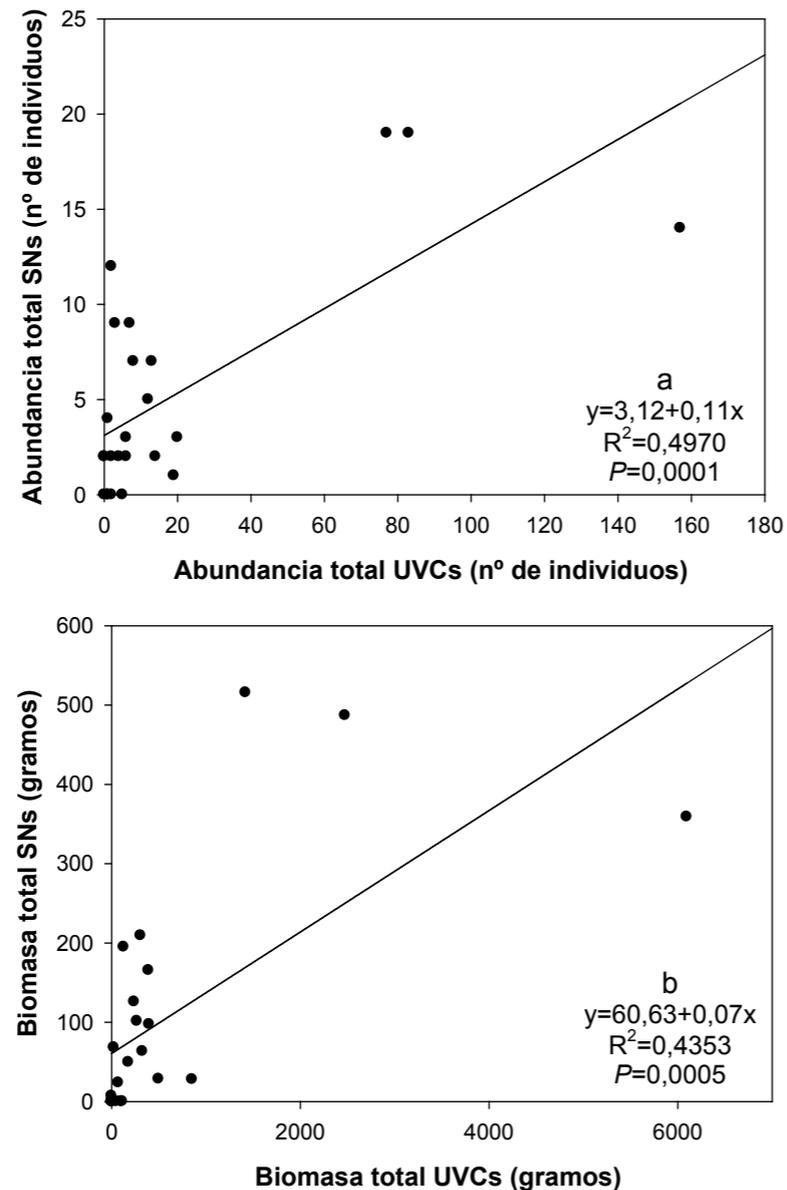


Figura 5.6. (a-b) Relaciones entre la abundancia total y (c-d) la biomasa total del ‘pejepeine’, *X. novacula*, capturados mediante los SNs, y los elementos estructurales del hábitat.

5.3.3 Comparación entre técnicas de muestreo

Las ratios de sexos registrada por ambas métodos de muestreo fueron significativamente diferentes ($\chi^2 = 17,94, P < 0,001$); las hembras fueron más abundantes en los SNs que en los UVCs. A pesar de que los UVCs registraron una mayor abundancia de individuos hubo una relación predictiva significativa entre las abundancias y las biomases detectadas mediante ambos métodos de muestreo (Figura 5.7.a-b).

Figura 5.7. Relaciones entre las abundancias totales (a) y las biomases totales (b) del 'pejepeine', *X. novacula*, registrados mediante los UVCs y los SNs.



5.4 Discusión

En la región de estudio, *X. novacula* puede encontrarse en fondos arenosos y en praderas de fanerógamas marinas de *C. nodosa* (Brito *et al.*, 2002; Tuya *et al.*, 2005; Espino *et al.*, 2011a, b). La ausencia de variación temporal en los patrones de abundancia y biomasa de esta especie sugiere que los individuos permanecen estables a lo largo de las estaciones y que esta especie tiene una fuerte afinidad por los mosaicos arena-praderas (Tuya *et al.*, 2005; Box *et al.*, 2009). De manera similar, Katsanevakis (2005) señaló la ausencia de efectos estacionales sobre la densidad de *X. novacula* en el mar Mediterráneo oriental. Los individuos de esta especie exhiben, típicamente, un territorio reducido ($< 0,5 \text{ km}^2$), con un área pequeña de uso del hábitat, *i.e.* tienen un estilo de vida sedentario (Alós *et al.*, 2012). Esto ha sido explicado, al menos durante el período reproductivo, por la compleja estructura social de *X. novacula*, una especie poligámica con comportamiento de harén, donde las hembras ocupan pequeños territorios y los machos patrullan y defienden (de otros machos) áreas más grandes, abarcando generalmente de cuatro a seis territorios de hembras (Marconato *et al.*, 1995). Este comportamiento territorial explica de alguna forma la estabilidad temporal en los patrones de abundancia y biomasa de esta especie en los mosaicos de arena-praderas. Los resultados de este estudio no apoyan las hipótesis sugeridas en el mar Mediterráneo, donde, durante la estación fría, esta especie pasa la mayoría del tiempo enterrada en la arena (Oliver y Massutí, 1952; Cardinale *et al.*, 1998) o realiza migraciones hacia aguas profundas (Oliver y Massutí, 1952; Candi *et al.*, 2004).

Por el contrario, la abundancia y la biomasa de *X. novacula* varió a escalas espaciales de localidades y sitios dentro de localidades. Esto significa que la variación en la abundancia y la biomasa del 'pejepeine' estuvo determinada mayoritariamente con la variación en los atributos estructurales que operan a escala de localidades y sitios dentro de localidades. Esta especie tiene una relación específica con el substrato, enterrándose en el sedimento ante cualquier señal de alarma (*i.e.* un predador). Además, esta especie se entierra en galerías excavadas en el sedimento durante la noche, desplegando un claro ritmo diario de actividad diurna (Lieske y Myers, 1994; Alós *et al.*, 2012). Por lo tanto, las diferencias en la estructura del hábitat entre localidades pueden contribuir a explicar las diferencias en la abundancia y la biomasa de los peces a esta escala. Los datos de este estudio sugieren que este pez fue más abundante en praderas continuas (cobertura de la pradera $> 90\%$) con densidades intermedias de $500 < \text{n}^\circ \text{ de pies m}^{-2} < 1.000$ (ver Tabla 5.1). Esto fue particularmente relevante en la localidad de 'Cabrón', donde las abundancia alcanzaron

hasta 34 individuos por 100 m². Aquí los peces pueden enterrarse en las galerías entre la matriz compleja de los rizomas de las plantas (F. Espino y F. Tuya obs. pers.), porque la densidad de pies de plantas no excede grandes valores, *i.e.* 1.000 pies m⁻², lo cual puede impedir el comportamiento de enterrarse de esta especie, *e.g.* una biomasa vegetal grande sobre el substrato suele ocurrir con una biomasa vegetal alta dentro del substrato, lo cual puede reducir la penetrabilidad de la infauna dentro del sedimento (Peterson, 1982; Goshima y Peterson, 2012; González-Ortiz *et al.*, 2014). Parches de fanerógamas de gran tamaño, *ca.* 25 m de longitud, con densidades de pies > 1.000 pies m⁻², rodeadas de corredores arenosos, *e.g.* la localidad de 'Risco', puede también constituir un hábitat adecuado (Espino *et al.*, 2011b). Una densidad de pies de plantas grande puede limitar la capacidad del pez para 'bucear' en el sedimento. Sin embargo, los individuos pueden dispersarse rápidamente hacia los corredores arenosos adyacentes para enterrarse y así evitar la predación. La especie hermana *Xyrichtys splendens* Castelnau, 1855, que se distribuye en el mar Caribe, también habita fondos arenosos someros y praderas de fanerógamas marinas. A pesar de que las bóvedas de las praderas dan protección frente a los predadores, la capacidad de enterrarse en el substrato está relativamente limitada aquí frente a los fondos desprovistos de vegetación. De hecho, *Xyrichtys splendens* modifica su comportamiento de 'buceo' en arena en los hábitats de praderas marinas (Nemtsov, 1994). Como resultado, un equilibrio entre la protección que dan las bóvedas de las praderas y la protección derivada del comportamiento de enterramiento puede explicar la variabilidad espacial de esta especie de pez.

Los modelos de regresión mostraron que el promedio de la longitud de hojas afectó a la distribución de *X. novacula*; una longitud de hoja mayor puede contribuir a incrementar la capacidad de protección por el hábitat, como ha sido demostrado para muchas especies de peces en praderas de fanerógamas marinas (Gullström *et al.*, 2008; Hori *et al.*, 2009). El tipo de sedimento (*i.e.* el tamaño de partícula predominante) fue otro factor relevante para los patrones de abundancia y biomasa de *X. novacula* en la región de estudio. En el mar Mediterráneo, la distribución de esta especie parece estar basada en las características específicas del sedimento; las mayores abundancias fueron encontradas en sedimentos dominados por arenas gruesas y muy gruesas (Katsanevakis, 2005). A pesar de que la localidad de 'Veneguera' tiene una densidad de pies baja (< 500 pies m⁻²) y cobertura de la pradera (~63%), la abundancia y la biomasa de peces fueron bajas. Esto puede ser explicado por las características específicas del sedimento, los cuales incluyen una gran cantidad de finos (*i.e.* limos) con relación a las otras localidades (8,125 *vs.* 1,25-

2,03%); *i.e.* la D₅₀ fue aquí más pequeña que en las otras dos localidades (0,14 *vs.* 0,42-0,39 mm). Esto podría complicar la capacidad de los individuos para construir sus galerías y enterrarse, y 'bucear' en el interior del substrato. Estos resultados concuerdan con los hallazgos realizados en el mar Mediterráneo, donde cuanto más fino es el sedimento menos abundante es *X. novacula* (Katsanevakis 2005); específicamente, tamaños de grano de partícula entre 0,125 y 0,250 mm no son adecuados para el 'pejepeine' (Alós *et al.*, 2012).

Otro factor, no considerado en este estudio, que puede contribuir a comprender los patrones de abundancia y biomasa de *X. novacula* es la disponibilidad de recursos alimenticios. Esta especie es zoobentívora, consumiendo principalmente crustáceos, moluscos y equinodermos que habitan los fondos dominados por arenas bien clasificadas y arenas gruesas (Cardinale *et al.*, 1997; Castriota *et al.*, 2005a; Beltrano *et al.*, 2006). Los fondos blandos colonizados por *C. nodosa* ofrecen una rica fauna endo-, epi- y supra-bentónica de organismos (Tuya *et al.*, 2001, 2014b; Herrera *et al.*, 2014), los cuales son una fuente potencial de recursos alimenticios para peces juveniles y adultos (Castriota *et al.*, 2005b). En el mar Mediterráneo, los estudios tróficos revelaron que *X. novacula* es una especie eurifágica que se alimenta de recursos tróficos disponibles en cada ambiente (Cardinale *et al.*, 1997); y la abundancia total de presas, probablemente, puede afectar a la abundancia del 'pejepeine', pero no la abundancia de especies de presas específicas (Katsanevakis, 2005). Como resultado, la presencia de las praderas marinas puede suponer una ventaja ecológica para *X. novacula*, porque los individuos pueden consumir presas que habitan los fondos arenosos, así como también aquellos directamente asociados a las praderas de fanerógamas marinas (Castriota *et al.*, 2005b).

Las praderas de fanerógamas marinas constituidas por *C. nodosa* pueden ser un hábitat adecuado no solo para los peces adultos, sino también para los juveniles, como han demostrado los datos de este estudio (18,28% y 33,06% de individuos juveniles registrados mediante los UVCs y los SNs, respectivamente). Los rangos de tallas obtenidos mediante cada tipo de técnica de muestreo influenciaron la ratio de sexos. Aunque, las hembras dominaron numéricamente en ambos casos, particularmente en los datos obtenidos mediante los SNs. Esto puede ser explicado, en primer lugar, por una mayor selectividad de los arrastres con chinchorro por los individuos de tallas pequeñas (0,5-10,0 cm de longitud total), *i.e.* una mayor capacidad de captura por individuos de tallas pequeñas -hembras en este caso-; esto también ha sido previamente observado en el área de estudio (Espino *et al.*, 2011a, b). Por el contrario, los individuos

de tallas grandes (típicamente machos, longitud total > 17 cm) tienden a escapar del mecanismo de muestreo. Para los UVCs, sin embargo, los individuos de tallas pequeñas (longitud total < 3,0 cm) fueron difíciles de detectar, mientras que los peces de tamaño grande (longitud total > 17 cm) son a menudo más fáciles de localizar (Franco *et al.*, 2012; Tuya *et al.*, 2014b; Espino *et al.*, 2015). En cualquier caso, los UVCs registraron mayores abundancias de individuos; para las poblaciones maduras de esta especie, la ratio de sexos obtenida mediante los UVCs parecen dar una buena aproximación de la estructura de la población. En este sentido, este estudio detectó una correlación positiva y significativa entre los datos obtenidos mediante los UVCs y los arrastres. Sin embargo, es importante señalar que la significación de esta relación estuvo basada mayoritariamente por las altas abundancias y biomásas en tres sitios, por lo que este resultado debe ser tomado con precaución.

El 'pejepeine', *X. novacula*, muestra una variación espacial en la abundancia y la biomasa que parece estar conectada con la variación en los elementos estructurales del hábitat, con efectos independientes de la temporalidad. Un equilibrio entre la protección dada por el estrato foliar de las praderas y la protección derivada de su comportamiento de enterramiento parece clarificar la variabilidad espacial de esta especie de pez.



Pareja de individuos de *X. novacula*, en primer término un macho y en segundo una hembra



Ejemplar juvenil de *X. novacula* (Linnaeus, 1758)



Ejemplar macho de *X. novacula*



Ejemplares de *X. novacula* capturados mediante los arrastres



Ejemplares de *X. novacula*, adulto y juvenil

6

Una aproximación al valor económico pesquero de las praderas de *Cymodocea nodosa* (sebadales) en las Islas Canarias



Atherina presbyter Cuvier, 1829

Una aproximación al valor económico pesquero de las praderas de *Cymodocea nodosa* (sebadales) en las islas Canarias

FERNANDO ESPINO¹, FERNANDO TUYA¹, RICARDO HAROUN¹
& ALBERTO BRITO²

¹ Centro de Investigación en Biodiversidad y Gestión Ambiental (BIOGES)
Departamento de Biología, Facultad de Ciencias del Mar
Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, Campus de Tafira
35017, Las Palmas, Islas Canarias, España
fesprod@gobiernodecanarias.org

² Grupo de Investigación en Biodiversidad, Ecología Marina y Conservación
(BIOECOMAC), Unidad de Ciencias Marinas, Universidad de La Laguna
38206, La Laguna, Tenerife, Islas Canarias, España.

ESPINO, F., TUYA, R., HAROUN & A. BRITO (2015). Fishery economic value of *Cymodocea nodosa* (sebadales) seagrass meadows of Canary Islands: an approach. *VIERAEA* 42: 197-206.

ABSTRACT: Seagrass meadows are a crucial habitat for numerous fish species on nearshore waters, many of commercial interest. To determine the fishery economic value of the *Cymodocea nodosa* seagrass meadows, we conducted 288 underwater visual census of the ichthyofauna at 3 seagrass meadows of Gran Canaria Island during 2011. Abundance data (n° of individuals) and sizes (total length in cm) of fishery species were converted in biomasses (gr) through the length-weight equations; then, biomasses were converted in economic values utilizing the current market price (€ kg⁻¹). The total fish biomass recorded was 907.6 kg. Fishery biomass was 894.55 kg. The relative fishery biomass was 310 kg ha⁻¹ year⁻¹, with a total economic value of 1,690 € ha⁻¹ year⁻¹. Pelagic species recorded 17,045 individuals, with a biomass of 215.53 kg ha⁻¹ year⁻¹ and economic value of 991.02 € ha⁻¹ year⁻¹. Epibenthic and benthic species recorded 3,488 individuals with a biomass of 95.08 kg ha⁻¹ year⁻¹ and economic value of 699.16 € ha⁻¹ year⁻¹. The economic value of the fishery stocks of *C. nodosa* seagrass meadows was relatively high when comparing with other areas of the world.

Key words: ichthyofauna, seagrass meadows, economic value, fisheries, Canary Islands.

6

Una aproximación al valor económico pesquero de las praderas de *Cymodocea nodosa* (sebadales) en las Islas Canarias

6.1 Introducción

Las praderas de fanerógamas marinas son uno de los ecosistemas marinos más importantes del planeta (Short *et al.*, 2011). Estas plantas son consideradas como ‘ingenieros ecológicos’ (Wright y Jones, 2006) ya que intervienen en los procesos físicos, químicos y ecológicos en las zonas costeras donde se encuentran. Desempeñan múltiples funciones ecológicas (Costanza *et al.*, 1997). Por ejemplo, proveen alimento para las cadenas alimenticias costeras, suministran oxígeno al agua y a los sedimentos, secuestran carbono de la atmósfera, exportan carbono orgánico a los ecosistemas adyacentes, capturan y reciclan los nutrientes, estabilizan los sedimentos, impiden la resuspensión de partículas, contribuyen a la transparencia del agua, atenúan el efecto del oleaje, protegen la línea de costa, constituyen un hábitat para microorganismos, invertebrados y vertebrados, algunos de ellos amenazados o con valor comercial (Duarte, 2002).

Todas estas funciones ecológicas hacen que las praderas marinas provean bienes y servicios de ecosistemas de alto valor (Orth *et al.*, 2006). El valor de los servicios de los

grandes ecosistemas del mundo fue calculado por Costanza *et al.* (1997), distinguiendo entre las funciones y los servicios de ecosistema. Las funciones se refieren a propiedades del hábitat, biológicas, sistémicas o a procesos ecológicos. Los bienes (*e.g.* como los alimentos) y servicios (*e.g.* asimilación de residuos) de ecosistemas representan los beneficios para la población humana que derivan, directa o indirectamente, de las funciones de ecosistema. Estos autores calcularon un valor medio global anual de bienes y servicios para las praderas de fanerógamas marinas de 19.004 US\$ ha⁻¹ año⁻¹ y un valor global total de 3.801 x 10⁹ US\$ año⁻¹. Una parte del valor se debe al servicio de ecosistema desempeñado por las praderas de fanerógamas marinas que consiste en producir o albergar invertebrados y peces de interés pesquero y/o comercial (Bell y Pollard, 1989; Beck *et al.*, 2001), aunque éste no fue evaluado por Costanza *et al.* (1997). La producción se refiere a la capacidad de este ecosistema de actuar como área de cría, dónde es frecuente encontrar densidades altas de individuos alevines y juveniles que incrementan aquí su biomasa (ver Capítulos 2 y 3); mientras que, por otra parte, las praderas marinas también mantienen stocks de individuos adultos (*e.g.* peces loro) con alto valor pesquero. Por ejemplo, el valor comercial de una pesquería multiespecies de camarones asociada a praderas de fanerógamas marinas fue estimado en 3.500 A\$ ha⁻¹ año⁻¹ en Queensland (Australia) (Watson *et al.*, 1993), con un valor total de descarga de 1,2 x 10⁶ A\$ año⁻¹. En las aguas del Golfo del sur de Australia, las praderas marinas soportan pesquerías que han sido valoradas en 100 x 10⁶ A\$ año⁻¹ (McArthur y Boland, 2006). En Virginia (USA), el beneficio económico neto de la pesquería del crustáceo decápodo *Callinectes sapidus* Rathbun, 1896, fue estimada en 1,8 x 10⁶ US\$ año⁻¹, con un beneficio adicional de 2,4 x 10⁶ US\$ año⁻¹ para los consumidores, si se llevaba a cabo un programa de restauración de praderas marinas (Anderson, 1989). Los ejemplos de valoración económica de pesquerías de peces asociados a praderas marinas son escasos; por ejemplo, Unsworth *et al.* (2010) calcularon el valor económico de la captura de peces en tres lugares de Indonesia: 1) un área marina protegida (113,1 ± 31,6 US\$ ha⁻¹; media ± error estándar); 2) un área poco pescada (22,2 ± 9,8); y 3) un área muy pescada (1,9 ± 0,7); encontraron un claro beneficio de la protección del hábitat de praderas a través de su inclusión en áreas marinas protegidas. Con frecuencia, las pesquerías asociadas a praderas de fanerógamas marinas son de subsistencia y dan soporte a comunidades enteras (de la Torre-Castro y Rönnbäck, 2004), con lo que adquieren un importante papel socio-económico. Por ejemplo, la pesquería en praderas marinas mantiene a 400 pescadores en una bahía de Montepuez (Mozambique), dónde la captura total de peces en un área de 35 km² de praderas marinas fue estimada en 500 tn año⁻¹ (o 14,3 tn km⁻² año⁻¹),

con un valor de mercado aproximado de 120.000 US\$ (Gell, 2000). En cualquier caso, la importancia de las pesquerías asociadas a praderas marinas deben ser evaluadas no solo en términos económicos, sino también en términos ecológicos y sociales (Gullström *et al.*, 2002).

En Canarias, las praderas de la fanerógama marina *C. nodosa* reciben el nombre de 'sebadales' y se distribuyen, principalmente, por las costas este, sureste, sur y suroeste de las islas centrales y orientales del archipiélago (Barberá *et al.*, 2005; Espino *et al.*, 2008). En estas praderas se han registrado, hasta el momento, 62 especies de peces, de las que aproximadamente un 80% tienen interés pesquero (Espino *et al.*, 2011a). El objetivo de este estudio fue realizar una aproximación a la valoración económica de la pesquería asociada a las praderas de *C. nodosa* en las Islas Canarias.



6.2 Material y métodos

Para calcular el valor económico de pesquerías asociadas a las praderas de fanerógamas marinas se han utilizado los valores de mercado (por individuos o por kilogramo) para convertir los datos ecológicos (*i.e.* abundancia, densidad o biomasa) en valores económicos por hectárea para especies capturadas de invertebrados y peces. Esta metodología de extrapolación de datos pesqueros o ecológicos en términos monetarios ha sido empleada en diversos estudios de arrecifes y praderas marinas en varios lugares del mundo (Watson *et al.*, 1993; Polunin y Roberts, 1993; Harborne *et al.*, 2008; Unsworth *et al.*, 2010).

Los datos ecológicos (abundancia y talla) de la ictiofauna fueron obtenidos en tres praderas de la Isla de Gran Canaria: Cabrón, Risco Verde y Veneguera (Figura 6.1). En cada pradera se seleccionaron, de forma aleatoria, 4 sitios separados por 100s de m. Cada sitio fue visitado cuatro veces al año: Febrero 2011, Mayo 2011, Agosto 2011 y Noviembre 2011, para abarcar todas las condiciones ambientales a lo largo de un ciclo anual. En cada visita y en cada sitio, se realizaron 6 censos visuales subacuáticos de peces de acuerdo con la metodología estandarizada (Brock, 1982; Kingsford y Battershill, 1998) (Figura 6.2), que ha sido empleada con éxito en las praderas de fanerógamas marinas de las Islas Canarias (Mena *et al.*, 1993; Tuya *et al.*, 2006a; Espino *et al.*, 2015). En cada censo se registraron las especies de peces, la abundancia de cada especie (número total de individuos) y las tallas (longitud total en cm), sobre un transecto de 25 m x

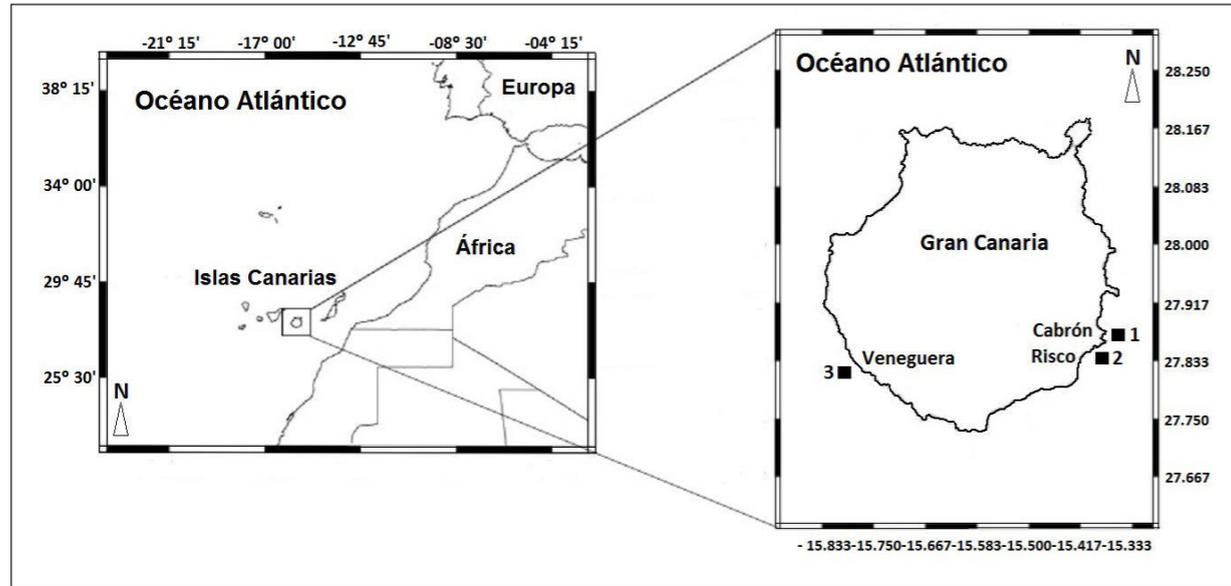
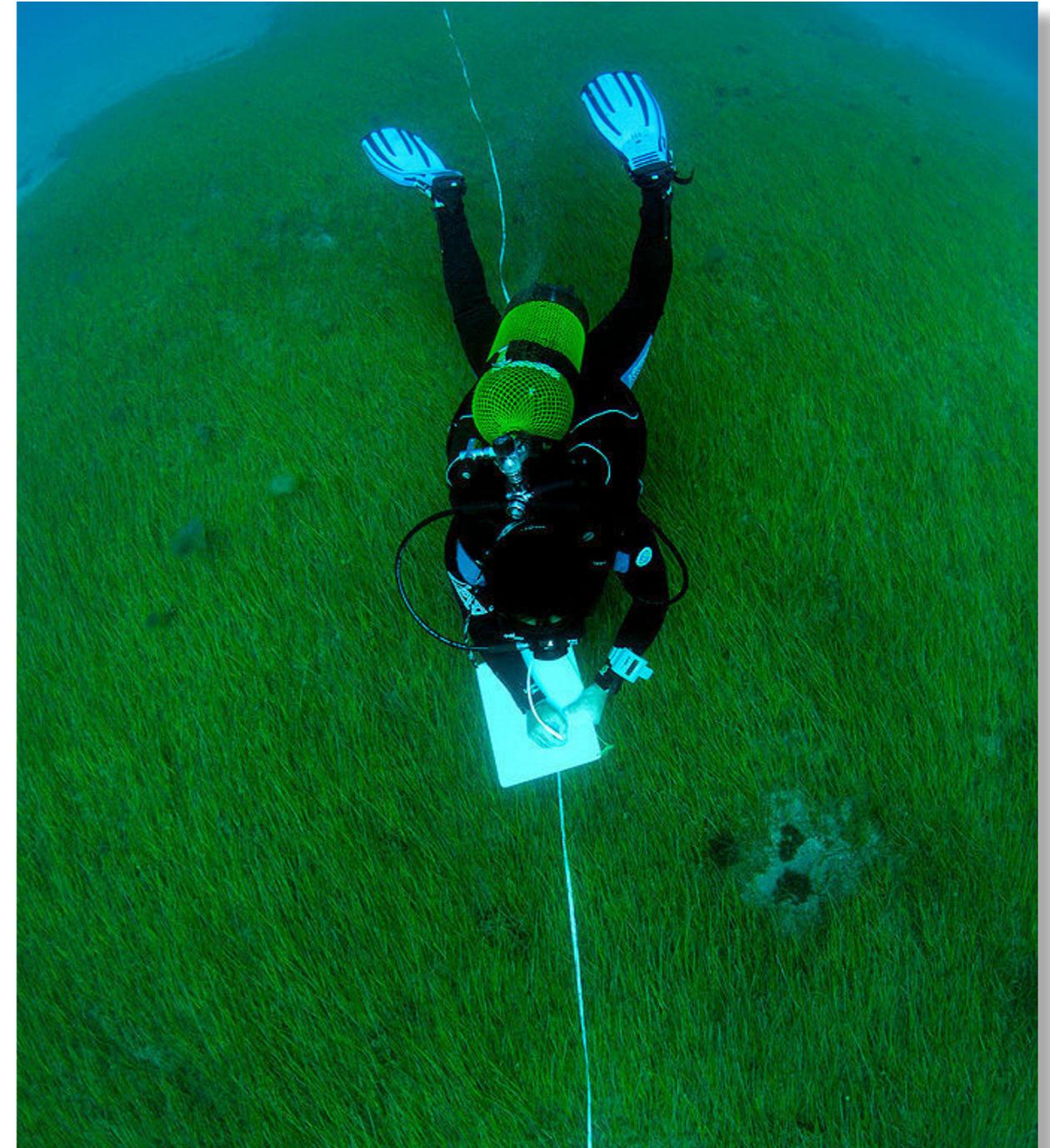


Figura 6.1. Localización del Archipiélago Canario y de la isla de Gran Canaria (océano Atlántico noreste), donde se muestran las tres praderas de *C. nodosa* donde se estudió la ictiofauna.

4m, por lo que la superficie cubierta en cada muestra es de 100 m². Los censos fueron realizados por dos buceadores equipados con SCUBA, al mismo tiempo y de forma independiente, muestreando áreas diferentes, para evitar contar los peces dos veces. Los censos se realizaron durante el día, generalmente entre las 10:00 y las 14:00 horas, y con carácter estacional. En total se realizaron 288 réplicas. A partir de los datos de abundancia y talla se calculó la biomasa de cada individuo mediante las correspondientes ecuaciones longitud-peso de cada especie [$P = a L^b$, donde P es la biomasa (gr), a y b son los coeficientes de la ecuación y L es la longitud total (cm)], establecidas y recogidas en la literatura científica especializada (ver Capítulos 3 y 7). Por último, los datos de biomasa de cada especie fueron convertidos en su valor económico correspondiente. Para calcular el valor económico de cada stock de peces se empleó el precio aproximado de mercado en € kg⁻¹.

Figura 6.2. Buceador con equipo autónomo durante la realización de un transecto para censar los peces (i.e. se registra la especie, abundancia y talla) en una pradera de la fanerógama marina *C. nodosa* de las Islas Canarias.





6.3 Resultados

Se censaron un total de 22.582 individuos pertenecientes a 44 especies de peces. De ellas, 37 (84,1%) tienen interés pesquero de acuerdo con Franquet y Brito (1995), con un total de 20.533 individuos (Tabla 6.1). Las familias más importantes en términos de abundancia de individuos fueron: Clupeidae, Atherinidae, Sparidae, Mullidae, Scaridae y Labridae; mientras que las especies más abundantes fueron: *A. presbyter*, *B. boops*, *Sardinella aurita* Valenciennes, 1847, *Sardinella maderensis* (Lowe, 1838), *D. annularis*, *P. erythrinus*, *S. cantharus*, *S. cretense*, *M. surmuletus* y *X. novacula*. La biomasa total registrada fue de 907,6 kg, mientras que la de interés pesquero fue de 894,55 kg. La biomasa relativa de interés pesquero fue de 310 kg ha⁻¹ año⁻¹, con un valor comercial total estimado de 1.690 € ha⁻¹ año⁻¹. El valor económico medio para las especies pesqueras fue de 45,68 ± 13,28 € ha⁻¹ año⁻¹ (media ± error estándar). El valor económico total se reparte de forma diferente en función de los grupos espaciales a los que pertenecen las especies. Las especies pelágicas (asociadas a la masa de agua) registraron 17.045 individuos, con una biomasa de 215,53 kg ha⁻¹ año⁻¹ y un valor económico total de 991,02 € ha⁻¹ año⁻¹ (141,57 ± 48,75 € ha⁻¹ año⁻¹). Las especies epibentónicas y bentónicas (asociadas al fondo marino, en este caso a las praderas marinas de *C. nodosa*) registraron un total de 3.488 individuos, con una biomasa de 95,08 kg ha⁻¹ año⁻¹ y un valor económico total de 699,16 € ha⁻¹ año⁻¹ (23,31 ± 8,02 € ha⁻¹ año⁻¹).

Tabla 6.1. Lista de especies de peces de interés pesquero registradas durante el año 2011 en tres praderas de *C. nodosa* de la isla de Gran Canaria. Con indicación de: A, abundancia (nº total de individuos); A_r, abundancia relativa (nº de individuos 100 m⁻² ± error estándar); T, talla (longitud total, cm); T_{max}, talla máxima (longitud total, cm); T_{min}, talla mínima (longitud total, cm); B, biomasa (nº total de kg); B_r, biomasa relativa (kg ha⁻¹ año⁻¹); P_m, precio de mercado (€ kg⁻¹); V_e, valor económico (€ ha⁻¹ año⁻¹). * especies pelágicas.

Especie	A	A _r	T	T _{max}	T _{min}	B	B _r	P _m	V _e
<i>A. presbyter</i> *	750	2,60 ± 2,60	11,00 ± 0,00	11	11	7,35	2,55	6	15,31
<i>B. boops</i> *	8686	30,16 ± 6,95	12,35 ± 0,04	20	8	218,49	75,87	4,5	341,39
<i>Bothus podas</i>	30	0,10 ± 0,02	8,45 ± 0,43	15	4	0,23	0,08	10,99	0,89
<i>Chelidonichthys lastoviza</i>	2	0,01 ± 0,01	20,50 ± 1,50	22	19	0,18	0,06	1	0,06
<i>Chromis limbata</i>	30	0,10 ± 0,10	11,00 ± 0,00	11	11	0,65	0,23	3,9	0,88
<i>Dasyatis pastinaca</i>	10	0,03 ± 0,01	49,50 ± 6,60	100	20	72,58	25,20	4,99	125,76
<i>D. annularis</i>	617	2,14 ± 0,80	14,97 ± 0,14	20	5	45,16	15,68	7,99	125,29
<i>D. sargus cadenati</i>	6	0,02 ± 0,01	18,33 ± 2,11	25	15	0,87	0,30	7,99	2,40
<i>D. vulgaris</i>	27	0,09 ± 0,03	8,70 ± 0,37	20	4	0,66	0,23	7,99	1,82
<i>Lithognathus mormyrus</i>	2	0,01 ± 0,01	25,00 ± 0,00	25	25	0,64	0,22	6,99	1,55
<i>Microchirus azevia</i>	1	0,00 ± 0,00	30,00 ± 0,00	30	30	0,27	0,10	11,99	1,14
<i>M. surmuletus</i>	212	0,74 ± 0,20	15,02 ± 0,37	25	6	12,97	4,51	11,99	54,02
<i>Myliobatis aquila</i>	1	0,00 ± 0,00	100,00 ± 0,00	100	100	9,70	3,37	4,99	16,81
<i>P. erythrinus</i>	134	0,47 ± 0,17	9,31 ± 0,17	15	5	1,64	0,57	12,99	7,37
<i>Pagrus pagrus</i>	13	0,05 ± 0,02	8,85 ± 0,27	10	8	0,15	0,05	12,99	0,69
<i>Pegusa lascaris</i>	2	0,01 ± 0,00	25,00 ± 0,00	25	25	0,33	0,12	11,99	1,38
<i>Pomatomus saltatrix</i> *	3	0,01 ± 0,01	80,00 ± 0,00	80	80	14,73	5,12	5,99	30,64
<i>Pseudocaranx dentex</i>	32	0,11 ± 0,07	24,16 ± 2,76	60	15	24,04	8,35	6,99	58,36
<i>Sarda sarda</i> *	6	0,02 ± 0,02	70,00 ± 6,32	90	60	23,94	8,31	5,99	49,80
<i>S. aurita</i> *	4975	17,27 ± 6,71	12,95 ± 0,05	23	8	87,05	30,23	3,99	120,60
<i>Sardinella maderensis</i> *	2600	9,03 ± 4,68	18,27 ± 0,09	25	15	211,17	73,32	3,99	292,56
<i>S. porcus</i>	1	0,00 ± 0,00	15,00 ± 0,00	15	15	0,07	0,02	1	0,02
<i>Serranus atricauda</i>	1	0,00 ± 0,00	9,00 ± 0,00	9	9	0,01	0,00	10,99	0,03
<i>Serranus cabrilla</i>	2	0,01 ± 0,00	7,50 ± 2,50	10	5	0,04	0,01	10,99	0,15
<i>Serranus scriba</i>	4	0,01 ± 0,01	19,50 ± 2,10	25	15	0,45	0,15	10,99	1,70
<i>S. cretense</i>	644	2,24 ± 0,32	12,76 ± 0,25	35	4	39,20	13,61	11,99	163,20
<i>Sphyaena viridensis</i> *	25	0,09 ± 0,07	77,60 ± 4,91	100	50	57,98	20,13	6,99	140,71
<i>S. cantharus</i>	1167	4,05 ± 1,18	10,98 ± 0,10	20	5	28,17	9,78	7,99	78,15
<i>Squatina squatina</i>	2	0,01 ± 0,00	100,00 ± 0,00	100	100	18,03	6,26	4,99	31,23
<i>Stephanolepis hispidus</i>	19	0,07 ± 0,02	12,85 ± 0,70	18	8	0,79	0,27	9,99	2,75
<i>Symphodus trutta</i>	2	0,01 ± 0,00	9,00 ± 1,00	10	8	0,02	0,01	4,99	0,04
<i>Similiparma lurida</i>	8	0,03 ± 0,01	10,50 ± 0,67	12	8	0,22	0,08	3,9	0,30
<i>Synodus saurus</i>	41	0,14 ± 0,02	18,48 ± 1,14	35	6	3,91	1,36	3,99	5,41
<i>Synodus synodus</i>	3	0,01 ± 0,01	22,50 ± 2,50	25	20	0,24	0,09	3,99	0,34
<i>Thalassoma pavo</i>	1	0,00 ± 0,00	14,00 ± 0,00	14	14	0,03	0,01	3,99	0,05
<i>Trachinus draco</i>	31	0,11 ± 0,02	14,58 ± 0,73	25	10	0,19	0,07	3	0,20
<i>Xyrichtys novacula</i>	443	1,54 ± 0,25	12,43 ± 0,17	20	3	12,39	4,30	3,99	17,17

6.4 Discusión

Las praderas de fanerógamas marinas desempeñan dos funciones importantes para la ictiofauna. Por un lado mantienen stocks de individuos adultos que encuentran alimento en ellas y por otro contribuyen a la producción secundaria al producir individuos alevines y juveniles, además de contribuir a su crecimiento, ya que les suministran alimento y les provee de refugio frente a la predación. La valoración económica realizada aquí consiste en una aproximación al valor económico pesquero bruto de los stocks, ya que no se han incorporado a los análisis determinados factores, como por ejemplo: la mortalidad por pesca de los stocks de peces adultos (*i.e.* no todos los peces son extraídos por la pesca), el cálculo de la producción secundaria de alevines-juveniles y las ratios de mortalidad natural de los mismos.

Los resultados obtenidos muestran que las praderas de *C. nodosa* en Canarias constituyen un hábitat importante para diversas especies de peces, de las que el 84,1% son de interés para el sector pesquero local por su valor económico. Estos resultados coinciden con los obtenidos por Espino *et al.* (2011a, b). Estos autores encontraron diversas especies de peces de interés pesquero en estadios juveniles en numerosas praderas de las Islas Canarias. Diversas cuestiones deben ser tenidas en cuenta a la hora de interpretar los resultados obtenidos aquí. Por ejemplo, los recursos pesqueros de Canarias se encuentran sometidos a una fuerte sobreexplotación, alrededor de 40 especies de peces de interés pesquero se encuentran amenazadas por los efectos de la pesca (González, 2008). Esta sobreexplotación es todavía mayor en las islas centrales (Tenerife y Gran Canaria) (Tuya *et al.*, 2006b). Esto podría suponer que el número de peces que se registran actualmente en las praderas marinas de las Islas Canarias sea muy inferior al que correspondería, en el caso de existir una pesquería sostenible y bien equilibrada. El hecho de que los stocks de reproductores estén sobreexplotados se manifiesta en una menor producción de huevos y larvas, y posteriormente de peces alevines y juveniles en las praderas, influyendo de manera clave en la valoración económica realizada.

La ictiofauna de las praderas de fanerógamas marinas en Canarias presenta una variabilidad temporal y espacial altas (Tuya *et al.*, 2006a; Espino *et al.*, 2011b), de forma que los atributos de la comunidad de peces (riqueza, abundancia, composición y biomasa) varían entre sitios dentro de una pradera y entre praderas, incluso entre islas distintas, aunque en menor medida. Dichos parámetros también sufren variaciones estacionales, incluso de mes a mes, y cabe esperar también variaciones interanuales importantes. Toda

esta variabilidad espacio-temporal afectaría el resultado de la evaluación económica de los stocks de peces, en función de cuando y donde se realizaran los muestreos. Por ejemplo, en nuestros registros llama la atención el reducido número de ejemplares de especies como *P. pagrus*, o la ausencia de *O. melanura* y *P. acarne*, todas ellas especies características de las praderas de *C. nodosa* y con interés comercial (Espino *et al.*, 2011a, b).

En general, la ictiofauna de las praderas marinas se caracteriza por presentar ejemplares de peces de pequeño tamaño, ya que son áreas de cría donde los individuos aparecen recién reclutados de las fases larvares, en estado alevín o juvenil (ver Espino *et al.*, 2011a, b). Además, la mayoría de las especies que crían en los 'sebadales', posteriormente realizan migraciones a los hábitats de adultos (*e.g.* *P. erythrinus*, *Pagrus pagrus*, *S. cantharus*, *S. cretense*, etc.); por este motivo, la biomasa registrada corresponde en muchos casos a individuos juveniles, de forma que el valor económico estaría subestimado. A la luz de la idea anterior, en el futuro sería aconsejable incorporar a la evaluación económica la biomasa potencial de los stocks de peces registrados, teniendo en cuenta la talla de captura legal o talla mínima de captura, esta talla es sensiblemente superior a la que se ha registrado para la mayoría de las especies, con lo que el valor económico es susceptible de aumentar considerablemente.

El mayor valor económico registrado (991,02 € ha⁻¹ año⁻¹) corresponde a las especies pelágicas pesqueras (*i.e.* *A. presbyter*, *B. boops*, *Pomatomus saltatrix* (Linnaeus, 1766), *Sarda sarda* (Bloch, 1793), *S. aurita*, *S. maderensis* y *S. viridensis*). Estas especies no están directamente relacionadas con el hábitat de praderas, sino que se desplazan por la masa de agua formando cardúmenes con numerosos individuos, pudiendo encontrarse también sobre otro tipo de hábitats, aunque en el caso de *B. boops*, *A. presbyter* y *S. viridensis* si existen relaciones claras con el hábitat bentónico, ya que estas especies descienden sobre las fanerógamas para alimentarse (F. Espino obs. pers.). El valor económico registrado para las especies epibentónicas y bentónicas, ligadas al hábitat de praderas, no es desdeñable (699,16 € ha⁻¹ año⁻¹) y como se explicó anteriormente, es susceptible de aumentar si se considera la biomasa potencial de los stocks. Por ejemplo, el valor registrado para Gran Canaria es inferior al valor medio encontrado por Unsworth *et al.* (2010) en un área marina protegida de Indonesia (59,25 ± 17,23 US\$ ha⁻¹ vs. 113,1 ± 31,6 US\$ ha⁻¹), pero supera al de las áreas marinas ligeramente explotadas (59,25 ± 17,23 US\$ ha⁻¹ vs. 22,2 ± 9,8 US\$ ha⁻¹) o muy explotadas (59,25 ± 17,23 US\$ ha⁻¹ vs. 1,9 ± 0,7 US\$ ha⁻¹), si bien estos autores no indican la referencia temporal. Además, hay que tener en cuenta que las praderas de Gran Canaria no están protegidas y se encuentran sometidas a sobreexplotación pesquera.

En conclusión, el valor económico de los stocks de peces de interés comercial en las praderas de *C. nodosa* en Gran Canaria resultó ser relativamente alto, si bien se debió principalmente a las especies pelágicas localizadas sobre las praderas. Aunque las especies epibentónicas y las bentónicas contribuyeron en menor medida, su valor económico no fue desdeñable. Existen una serie de factores biológicos, ecológicos y socioeconómicos que influyen en la valoración económica realizada y que deben ser tenidos en cuenta en la interpretación de los resultados. Futuros estudios deberán evaluar por separado los stocks de peces adultos y la producción secundaria de peces alevines-juveniles, e incorporar las tasas de mortalidad por pesca de las especies y las tasas de mortalidad natural, para poder realizar una valoración económica más ajustada.



Serranus scriba (Linnaeus, 1758)

7

Relaciones talla-peso de diez especies de peces teleósteos de las praderas de fanerógamas marinas en las Islas Canarias (océano Atlántico noreste)



Diplodus vulgaris (Geoffroy Saint-Hilaire, 1817)



Received: 18 May 2016
Accepted: 12 Sep. 2016
Editor: R. Causse

Ichthyological note – Note ichthyologique

Length-weight relationships of ten teleost fish species from seagrass meadows at the Canary Islands (North-eastern Atlantic)

by

Fernando ESPINO (1), Raúl TRIAY-PORTELLA (2), José A. GONZÁLEZ* (2),
Ricardo HAROUN (1) & Fernando TUYA (1)

Résumé. – Relations taille-poids de dix espèces de poissons téléostéens des prairies sous-marines des îles Canaries (Atlantique nord-est).

Cet article présente les relations taille-poids de dix espèces de poissons téléostéens des herbiers de phanérogame *Cymodocea nodosa* des îles Canaries (Atlantique nord-est) : *Bothus podas*, *Xyrichtys novacula*, *Mullus surmuletus*, *Sparisoma cretense*, *Diplodus annularis*, *Pagellus erythrinus*, *Spondylisoma cantharus*, *Syngnathus typhle*, *Canthigaster capistrata* et *Sphoeroides marmoratus*. Les 1396 individus examinés ont été capturés à l'aide d'une senne. Ces équations constituent les premières données biologiques pour *C. capistrata* et *S. marmoratus* dans leur aire d'origine, ainsi que les premières relations taille-poids pour *B. podas*, *X. novacula*, *S. typhle*, *C. capistrata* et *S. marmoratus* dans la région d'étude et elles permettront d'améliorer les connaissances écologiques de ces espèces.

Keywords. – Bothidae - Labridae - Mullidae - Scaridae - Sparidae - Syngnathidae - Tetraodontidae - Eastern Atlantic - Canary Islands - Length-weight relationship.

Seagrass meadows have been routinely viewed as crucial 'nursery' grounds for juveniles of many fish species, including commercially-exploited species; this result from the large structural complexity and abundance of trophic resources provided by seagrasses. Seagrass associated fish include adult and sub-adult populations of resident and transient species that directly forage within seagrass canopies (*i.e.* as 'feeding' grounds), as well as large quantities of fish recruits (*i.e.* as 'nursery' grounds), that may reside, as adults, in seagrass meadows, or experience ontogenetic migrations to other nearshore habitats, *e.g.* adjacent reefs (Beck *et al.*, 2001; Berkström *et al.*, 2013).

Seagrass meadows of the Canary Islands support important fish communities, with high densities of juveniles and many species of commercial interest (Espino *et al.*, 2011; Tuya *et al.*, 2014). The oceanographic conditions are characterized by the Canary Current that flows to the southwest and the dominant Alisios Trade winds that blow from the northeast. Sea surface temperature, typically, ranges from 18°C in winter to 24°C in summer.

Length-weight relationships of fish are of key relevance and usefulness for fish biology, fisheries and conservation (Froese *et al.*, 2011), *e.g.* to provide information of fish condition, their type of growth, estimation of biomass from length data of underwater visual census, comparisons among life histories and morphologic

differentiations of species across different regions (Bohnsack and Harper, 1988; Morato *et al.*, 2001; Verdiell-Cubedo *et al.*, 2006; Gurkan and Taşkavak, 2007; Vieira *et al.*, 2014), to increase the basic knowledge on population ecology of these species (Ricker, 1973), as well as to estimate fish secondary productivity through algorithms (Tuya *et al.*, 2014).

This paper provides length-weight relationships (hereafter LWRs) of ten fish species inhabiting seagrass meadows constituted by the marine angiosperm *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson from the Canary Islands (North-eastern Atlantic Ocean): *Bothus podas* (Delaroche, 1809) (Bothidae); *Xyrichtys novacula* (Linnaeus, 1758) (Labridae); *Mullus surmuletus* Linnaeus, 1758 (Mullidae); *Sparisoma cretense* (Linnaeus, 1758) (Scaridae); *Diplodus annularis* (Linnaeus, 1758), *Pagellus erythrinus* (Linnaeus, 1758) and *Spondylisoma cantharus* (Linnaeus, 1758) (Sparidae); *Syngnathus typhle* Linnaeus, 1758 (Syngnathidae); *Canthigaster capistrata* (Lowe, 1839) and *Sphoeroides marmoratus* (Lowe, 1838) (Tetraodontidae). In particular, the equations obtained are based on small-sized fish (juvenile stages) and adults of small-sized species. These are shallow-water common species, most of them with commercial interest that use seagrass meadows as nursery areas.

MATERIAL AND METHODS

This study was carried out at six shallow-water locations at the island of Gran Canaria, Canary Islands; these are dominated by extensive meadows constituted by the marine angiosperm *Cymodocea nodosa*. The study area encompassed the southern half of the island between 27°55'N parallel in the East and 27°51'N in the West, at depths of 10-12 m. Fish individuals were collected using a small seine net (6 m long, 4 m wide, 0.5 m height, and 1 mm mesh size). The net was trawled by two SCUBA divers over the seagrass beds, which allowed the collection of both small-sized (juvenile) fish (total length < 10 cm) and adults of small-sized species (Espino *et al.*, 2011, 2015). Collections took place approximately quarterly (encompassing all seasons) throughout 2012.

Individuals were preserved in 5% formaldehyde, and then taxonomically identified, measured for total length (TL, to the nearest 0.1 cm) and weighted for total weight (TW, to the nearest 0.001 g).

For each fish species, a LWR was calculated using linear regression analysis, by representing TW versus TL on a log-transformed scale: $TW = \log(a) + b \log(TL)$, where *a* is the intercept of the regression line (coefficient related to body form) and *b* the regression coefficient (exponent indicating isometric growth when equal

7

Relaciones talla-peso de diez especies de peces teleósteos de las praderas de fanerógamas marinas de las Islas Canarias (océano Atlántico noreste)

7.1 Introducción

Las praderas de fanerógamas marinas constituyen un hábitat de 'guardería' para estadios juveniles de muchas especies de peces, incluyendo especies que son explotadas comercialmente; esto se debe a la alta complejidad estructural y abundancia de recursos tróficos que suministran las praderas. Los peces asociados a las praderas incluyen poblaciones de individuos adultos y subadultos de especies residentes y transeúntes que buscan comida directamente en la bóveda de las praderas (*i.e.* hábitat de alimentación), así como también grandes cantidades de peces juveniles (*i.e.* hábitat de 'guardería'), estos individuos pueden residir de adultos en las praderas de fanerógamas marinas o experimentar migraciones ontogenéticas a otros hábitats costeros, *e.g.* arrecifes adyacentes (Beck *et al.*, 2001; Berkström *et al.*, 2013).

Las praderas de fanerógamas marinas en las Islas Canarias albergan comunidades de peces importantes, con densidades altas de individuos juveniles y muchas especies de interés comercial (Espino *et al.*, 2011a, b; Tuya *et al.*, 2014b, c). Las condiciones oceanográficas del Archipiélago Canario están caracterizadas por la Corriente de

Canarias que fluye hacia el suroeste y por los vientos Alisios que soplan desde el noreste. La temperatura superficial del mar, típicamente, varía desde 18°C en invierno hasta los 22,5°C en verano.

Las relaciones talla-peso tienen una relevancia clave y son de utilidad para la biología de peces, las pesquerías y la conservación (Froese *et al.*, 2011), *e.g.* proveen información sobre la condición de los peces, su tipo de crecimiento, estimación de la biomasa a partir de los datos de talla registrados mediante los censos visuales subacuáticos, comparaciones entre los ciclos de vida y diferencias morfológicas de especies a través de diferentes regiones (Bohnsack y Harper, 1988; Morato *et al.*, 2001; Verdiell-Cubedo *et al.*, 2006; Gurkan y Taşkavak, 2007; Vieira *et al.*, 2014), también proveen información para incrementar el conocimiento básico de la ecología de poblaciones de estas especies (Ricker, 1973), así como también para estimar la producción secundaria de peces a través de algoritmos (Tuya *et al.*, 2014c).

Este trabajo provee las relaciones talla-peso (a partir de aquí por sus siglas en inglés LWRs, *length-weight relationships*) de diez especies de peces que habitan las praderas formadas por la angiosperma marina *C. nodosa* en las Islas Canarias (océano Atlántico noreste): *B. podas* (Bothidae), *X. novacula* (Labridae), *M. surmuletus* (Mullidae), *S. cretense* (Scaridae), *D. annularis*, *P. erythrinus*, *S. cantharus* (Sparidae), *S. typhle* (Syngnathidae), *C. capistrata* y *S. marmoratus* (Tetraodontidae). En particular, las ecuaciones obtenidas están basadas en peces de talla pequeña (*i.e.* estadios juveniles) y adultos de especies de tallas pequeñas. Se trata de especies comunes de aguas someras, la mayoría de ellas con interés comercial que utilizan las praderas como áreas de 'guardería'.

7.2 Material y métodos

Este trabajo fue realizado en seis localidades costeras de la isla de Gran Canaria, Islas Canarias; estas localidades están caracterizadas por la presencia de praderas extensas formadas por la angiosperma marina *C. nodosa*. El área de estudio abarca la mitad sur de la isla, entre el paralelo 27°55' N en el Este y 27°51' N en el Oeste, a profundidades comprendidas entre los 10 y 12 m. Los peces fueron recolectados utilizando una red pequeña tipo 'chinchorro' (6 m de largo, 4 m de ancho, 0,5 m de alto y 1 mm de luz de malla). La red fue arrastrada por dos buceadores sobre el lecho de fanerógamas marinas, lo que permitió la captura de peces de talla pequeña (juveniles, longitud total < 10 cm) y adultos de especies de tallas pequeñas (Espino *et al.*, 2011a, b, 2015). Los arrastres fueron realizados con carácter cuatrimestral, abarcando todas las estaciones, a lo largo del año 2012.

Los individuos capturados fueron conservados en una solución de formaldehído al 5% y posteriormente identificados a nivel de especie. A continuación se midió su longitud total (LT, con precisión de 0,1 cm) y su peso total (P, con precisión de 0,001 g).

Para cada especie de pez se calculó una relación talla-peso utilizando un análisis de regresión lineal, mediante la representación del peso total frente a la longitud total sobre una escala transformada logarítmica: $P = \log(a) + b \log(LT)$, donde P es el peso, 'a' es la interceptación de la línea de regresión (coeficiente relacionado con la forma del cuerpo) y 'b' el coeficiente de regresión (exponente que indica crecimiento isométrico cuando es igual a 3). La significancia de la regresión fue evaluada mediante un análisis de la varianza ANOVA, y el valor 'b' para cada especie de pez fue comprobado mediante un test *t* para verificar si había desviaciones significativas desde el crecimiento isométrico ($b = 3$) (Sokal y Rohlf, 1987).

7.3 Resultados

Durante los trabajos de campo, se capturaron un total de 1.396 individuos. Las familias más abundantes fueron Sparidae, Scaridae y Syngnathidae; las especies más abundantes fueron: *S. cretense*, *S. typhle* y *S. cantharus*. Se registró una proporción alta (67,69%) de individuos juveniles, *S. cantharus* y *M. surmuletus* registraron un 98,85% y 91,31% de peces juveniles, respectivamente; la especie con la menor proporción de juveniles fue *C. capistrata* (1,44%). En general, los peces presentaron tallas pequeñas, con una longitud total media de $7,66 \pm 0,10$ cm (media \pm error estándar), con un mínimo de 1 cm (*S. cretense*) y un máximo de 25 cm (*S. cantharus* y *M. surmuletus*); la biomasa total media fue de $9,82 \pm 0,49$ g, variando entre 0,001 g (*X. novacula*) y 351,47 g (*M. surmuletus*).

Las relaciones talla-peso de las diez especies de peces se pueden observar en la Tabla 7.1. Las regresiones lineales fueron significativas para todas las especies ($p < 0,001$) y los ajustes registrados fueron adecuados ($r^2 \geq 0,98$). El exponente 'b' varió entre 2,8488 (*C. capistrata*) y 3,575 (*M. surmuletus*); donde el resto de los valores del coeficiente 'b' fueron superiores a 2,9000 (Tabla 7.1). Siete de las diez especies estudiadas mostraron un crecimiento isométrico ($b \sim 3$): *B. podas*, *X. novacula*, *S. cretense*, *P. erythrinus*, *S. typhle*, *C. capistrata* y *S. marmoratus*; una especie mostró crecimiento alométrico negativo ($b < 3$): *D. annularis*; y otras dos especies mostraron crecimiento alométrico positivo ($b > 3$): *M. surmuletus* y *S. cantharus* (Tabla 7.1). Siete de las diez especies tienen interés comercial en la región de estudio.

Tabla 7.1. Relaciones talla-peso de diez especies de peces de praderas de fanerógamas marinas en las Islas Canarias (océano Atlántico noreste).

Familia	Especie	n	LT (LT _{min} -LT _{max})	J	a	b	SE(b) (IC)	r ²	t	P	TC
Bothidae	<i>B. podas</i> *	75	7,96 ± 1,25 (3,0-18,3)	64,00	0,0092	3,0962	0,052 (2,993-3,200)	0,9831	1,8462	n.s.	I
Labridae	<i>Xyrichtys novacula</i> *	124	10,45 ± 0,35 (1,2-17,2)	33,06	0,0148	2,9668	0,063 (2,843-3,091)	0,9714	-0,5238	n.s.	I
Mullidae	<i>M. surmuletus</i> *	23	8,06 ± 1,06 (4,9-25,0)	91,31	0,0035	3,5750	0,007 (3,575-3,605)	0,9999	81,1270	<0,001	A+
Scaridae	<i>S. cretense</i> *	334	7,77 ± 0,18 (1,0-19,2)	95,81	0,0157	3,0128	0,017 (2,979-3,046)	0,9917	0,7647	n.s.	I
Sparidae	<i>D. annularis</i> *	99	3,09 ± 0,26 (1,5-18,3)	96,97	0,0217	2,9025	0,013 (2,877-2,298)	0,9990	-7,5385	<0,001	A-
	<i>Pagellus erythrinus</i> *	87	8,19 ± 0,07 (6,7-10,1)	97,71	0,0117	3,0609	0,090 (2,881-3,240)	0,9319	0,6778	n.s.	I
	<i>S. cantharus</i> *	174	5,58 ± 0,27 (1,0-25,0)	98,85	0,0120	3,0921	0,006 (3,080-3,105)	0,9990	14,5660	<0,001	A+
Syngnathidae	<i>S. typhle</i>	221	9,37 ± 0,19 (2,0-17,4)	25,79	0,0004	2,9022	0,057 (2,789-3,016)	0,9560	-1,6990	n.s.	I
Tetraodontidae	<i>C. capistrata</i>	139	8,05 ± 0,13 (3,1-12,8)	1,44	0,0353	2,8488	0,078 (2,695-3,002)	0,8910	-1,9359	n.s.	I
	<i>S. marmoratus</i>	120	7,11 ± 0,38 (1,9-16,3)	85,00	0,0204	2,9026	0,073 (2,758-3,047)	0,9774	-1,3288	n.s.	I

n, número total de ejemplares;

LT, longitud total media ± error estándar (cm);

LT_{min} y LT_{max}, longitud total mínima y máxima (cm);

J, proporción de individuos juveniles (%);

a y b, parámetros de la relación; SE (b), error estándar de b;

IC, 95% intervalo de confianza;

r², coeficiente de determinación;

t, valor del estadístico de los tests t-student ;

P, valores de la probabilidad de los t-tests analizando las diferencias respecto al crecimiento isométrico (b = 3) (n.s., no significativo);

TC, tipo de crecimiento (A, Alométrico; I, Isométrico).

* Especies con interés comercial.

7.4 Discusión

Este estudio presenta datos de relaciones talla-peso no publicadas hasta el momento, *i.e.* no disponibles en FishBase (Froese y Pauly, 2015), basadas en peces de tallas pequeñas (estadios juveniles) y adultos de especies de talla pequeña. Estas diez especies de peces teleósteos son especies comunes de aguas someras en el océano Atlántico noreste y en particular en las Islas Canarias. Estas especies emplean las praderas de fanerógamas marinas como áreas de ‘guardería’ y la mayoría de ellas son de interés comercial. Las relaciones talla-peso determinadas serán una herramienta útil para incrementar el conocimiento ecológico de estas especies.

Estas ecuaciones representan los primeros datos biológicos para *C. capistrata* y *S. marmoratus* en toda su área de distribución geográfica, así como también las primeras relaciones talla-peso para *B. podas*, *X. novacula*, *S. typhle*, *C. capistrata* y *S. marmoratus* para la región de las Islas Canarias. Además, este trabajo presenta por primera vez la información sobre las relaciones talla-peso de estadios juveniles de seis especies comerciales, completando las relaciones talla-peso publicadas previamente para individuos adultos de *S. cretense* (González, 1991), *M. surmuletus* (Pajuelo *et al.*, 1997), *P. erythrinus* (Pajuelo y Lorenzo, 1998), *D. annularis* (Pajuelo y Lorenzo, 2001) y *X. novacula* (Battaglia *et al.*, 2010) (Tabla 7.2).

En general, el tipo de crecimiento inferido de los datos de las ecuaciones talla-peso están de acuerdo con los publicados previamente para los estadios adultos de estas especies (Tablas 7.1 y 7.2). Sin embargo, una ecuación isométrica ha sido determinada aquí para *B. podas* (alometría positiva para la población de las Azores, Morato *et al.*, 2001), e isometría para *S. typhle* (isometría para la población del mar Egeo, Gurkan y Taşkavak, (2007), y alometría positiva para la población del sur de Portugal, Vieira *et al.*, 2014) (Tablas 7.1 y 7.2). En este sentido, es bien conocido que diversos factores, *e.g.* sexo, madurez gonadal, estado de salud, tipo de hábitat, efectos de área y estacionales, grado de contenido estomacal, técnicas de conservación y las diferencias en los rangos de tallas de los especímenes pueden afectar a las relaciones talla-peso (Wootton, 1998; Verdiell-Cubedo *et al.*, 2006), las cuales no han sido consideradas en este trabajo.

Tabla 7.2. Relaciones talla-peso publicadas para las diez especies de peces en el océano Atlántico y mar Mediterráneo.

Localidad	Especie	LT		a	b	r ²	TC	Referencias
		min -	max					
Islas Azores	<i>B. podas</i>	2,7-23,4		0,0082	3,1240	0,991	A+	Morato <i>et al.</i> (2001)
Sur de Florida, USA	<i>Xyrichtys novacula</i>	3,5-10,0		0,0481	2,2430	0,970	n.d.	Bohnsack y Harper (1988)
Norte de Sicilia, Italia	<i>Xyrichtys novacula</i>	4,9-20,0		0,0139	2,9326	0,976	I	Battaglia <i>et al.</i> (2010)
Islas Canarias	<i>M. surmuletus</i>	12,0-33,0		0,0074	3,1826	0,988	n.d.	Pajuelo <i>et al.</i> (1997)
Islas Canarias	<i>Sparisoma cretense</i>	7,0-48,9		0,0000105	3,0670	0,9921	I	González (1991)
Islas Canarias	<i>S. cretense</i>	1,0-19,2		0,0155	3,0158	0,9916	n.d.	Espino <i>et al.</i> (2015)
Islas Canarias	<i>D. annularis</i>	8,2-20,9		0,00002116	2,9418	0,984	I	Pajuelo y Lorenzo (2001)
Islas Canarias	<i>Pagellus erythrinus</i>	7,5-37,1		0,01279	3,01338	0,990	I	Pajuelo y Lorenzo (1998)
Islas Canarias	<i>S. cantharus</i>	8,0-40,0		0,00732	3,24747	0,989	A+	Pajuelo y Lorenzo (1999)
Sur de Portugal	<i>S. typhle</i>	4,9-32,3		0,00013	3,3500	0,977	A+	Vieira <i>et al.</i> (2014)
mar Egeo, Turquía	<i>S. typhle</i>	4,0-25,8		0,0000003	3,0000	0,960	I	Gurkan y Taşkavak (2007)

TLmin y TLmax, longitud total mínima y máxima (cm);

a y *b*, parámetros de la relación;

*r*², coeficiente de determinación;

TC, tipo de crecimiento (A, Alométrico; I, Isométrico; n.d., no determinado).

CONCLUSIONES GENERALES





Conclusiones generales

- 1.- La riqueza de especies de la ictiofauna de praderas de *C. nodosa* no muestra patrones a lo largo del área de distribución geográfica de la fanerógama
- 2.- La composición de la ictiofauna que habita las praderas difiere a lo largo del área de distribución geográfica de la fanerógama, tanto a nivel de familias como de especies.
- 3.- El patrón general de variación de la comunidad consiste en un cambio progresivo en la composición de especies desde la eco-región tropical hacia la eco-región Macaronésica y las eco-regiones templadas; la variación en la composición dentro de estas últimas es menor.
- 4.- La eco-región Macaronésica muestra las mayores disimilitudes en la composición de especies de peces con el resto de las eco-regiones. A nivel de familias, las diferencias están relacionadas con la presencia de taxones de afinidad tropical. A nivel de especies, en esta eco-región coexisten especies de afinidad tropical, especies subtropicales y especies endémicas de la Macaronesia.

- 5.- La ictiofauna de praderas en las Islas Canarias se caracteriza por la presencia de especies exclusivas (que sólo aparecen en las praderas), junto con especies de fondos rocosos y otras especies de fondos arenosos desprovistos de vegetación.
- 6.- Las familias más representativas de la comunidad, en términos de riqueza y abundancia, son: Sparidae, Labridae, Syngnathidae y Mullidae.
- 7.- Las especies más representativas de la comunidad, en términos de abundancia, son: *S. cantharus*, *D. annularis*, *S. typhle*, *M. surmuletus*, *P. erythrinus*, *A. presbyter*, *D. vulgaris*, *S. trutta*, *P. acarne* y *S. cretense*.
- 8.- La ictiofauna se caracteriza por su pequeño tamaño, ya que un alto porcentaje de individuos (94%) no supera los 10 cm y se corresponde con estadios alevines y juveniles de la mayoría de las especies; por lo que constituyen un hábitat de 'guardería', especialmente durante el período primavera-verano.
- 9.- La abundancia de individuos en estas praderas de fanerógamas marinas es alta, alcanzando valores medios de 96 individuos por 100 m².
- 10.- De las especies registradas, un alto porcentaje tiene interés comercial-pesquero (67%) y son explotadas en sus estadios adultos por la flota artesanal.
- 11.- A una escala espacial grande, la estructura de las praderas no afecta a los patrones de riqueza y abundancia de la comunidad íctica.
- 12.- La estructura de la ictiofauna asociada a las praderas de *C. nodosa* en las Islas Canarias muestra una heterogeneidad espacial mayor a nivel de praderas que de islas, mientras que la mayor variabilidad se registra a pequeña escala (entre sitios dentro de una pradera) y se debe, principalmente, a variaciones en la abundancia de determinadas especies de peces relacionadas con procesos de asentamiento y reclutamiento, más que a cambios en la riqueza y composición de la comunidad.
- 13.- Las praderas con una complejidad estructural, densidad de haces y variación en la altura de hoja mayores, presentan una mayor riqueza y abundancia de peces.
- 14.- Los individuos adultos de *S. cretense*, aunque no son abundantes en las praderas, se localizan principalmente en las zonas de praderas próximas a arrecifes rocosos.
- 15.- Las praderas constituyen un hábitat de 'guardería' fundamental para los estadios alevines y juveniles de *S. cretense*.
- 16.- A diferencia de otras especies, la 'vieja' recluta en las praderas de *C. nodosa* a lo largo de todo el año.
- 17.- Los individuos juveniles de esta especie presentan mayor talla y biomasa en las zonas de praderas adyacentes a arrecifes rocosos que las registradas en praderas alejadas, lo que sugiere un desplazamiento progresivo desde las zonas interiores a las zonas próximas a arrecifes.
- 18.- *X. novacula* muestra variaciones significativas en la abundancia y biomasa entre praderas de fanerógamas marinas, directamente relacionadas con variaciones en los elementos estructurales del hábitat que afectan al equilibrio entre la protección ofrecida por la bóveda foliar y la protección derivada de su comportamiento de enterramiento, el cual está limitado por densidades de pies altas.
- 19.- El 'pejepeine' es más abundante en substratos dominados por arenas gruesas con praderas continuas y con una densidad de haces intermedia, seguido por praderas constituidas por parches grandes intercalados con arena.
- 20.- El 'pejepeine' muestra una estabilidad temporal en los valores de abundancia y biomasa debido a su carácter sedentario.
- 21.- Este estudio resalta la relevancia y conveniencia de la aplicación de dos técnicas de muestreo distintas, aunque complementarias para la detección de patrones ecológicos.
- 22.- El valor económico de los stocks de especies de peces de interés comercial en las praderas de *C. nodosa* es alto respecto a otras partes del mundo.

CONCLUSIONES GENERALES

-  **23.-** Las especies de peces pelágicas y bentopelágicas aportan un mayor valor económico por hectárea y año que las especies bentónicas y epibentónicas.
-  **24.-** El método basado en convertir las tallas de los individuos registrados mediante los censos visuales subacuáticos en sus correspondientes biomasas, a través de las ecuaciones talla-peso, y posteriormente éstas en su valor económico de mercado, es útil para la valoración de este servicio ecosistémico.
-  **25.-** Se aportan las relaciones talla-peso para diez especies de peces teleósteos cuyos individuos fueron capturados en praderas de la fanerógama marina *C. nodosa*, incluyendo las primeras relaciones talla-peso para *C. capistrata* y *S. marmoratus*.
-  **26.-** Estas relaciones corresponden, en su mayoría, a individuos alevines y juveniles, por lo que son de utilidad para el cálculo de la producción secundaria de peces.
-  **27.-** Las funciones ecosistémicas de producción de peces y de mantenimiento de stocks de peces de interés pesquero para la pesquería artesanal evidencian la necesidad de realizar una correcta gestión y conservación de este ecosistema en el Archipiélago Canario.
-  **28.-** La composición exclusiva de la comunidad de peces asociada a las praderas de *C. nodosa* en las Islas Canarias tiene gran interés científico y constituye otro argumento para la conservación del ecosistema, tanto a nivel regional como internacional.

MATERIAL SUPLEMENTARIO Y REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS



Stephanolepis hispidus (Linnaeus, 1766)

Material suplementario y Referencias bibliográficas



Material suplementario

<http://www.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/jfb.12771/full>

jfb12771-sup-0001-TableS1.xls

jfb12771-sup-0002-TableS2.xls

jfb12771-sup-0003-TableS3.xls



Referencias bibliográficas

- Afonso-Carrillo, J. y M. C. Gil-Rodríguez. 1980. *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson (Zannichelliaceae) y las praderas submarinas o seabadales en el Archipiélago Canario. *Vieraea*, 8(2): 365-376.
- Aguilar-Perera, A. and R. S. Appeldoorn. 2008. Spatial distribution of marine fishes along a cross-shelf gradient containing a continuum of mangrove-seagrass-coral reefs off southwestern Puerto Rico. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 76(2): 378-394.
- Aguilera, F., A. Brito, C. Castilla, A. Díaz, J. M. Fernández-Palacios, A. Rodríguez, F. Sabaté y J. Sánchez. 1994. *Canarias. Economía, Ecología y Medio Ambiente*. Francisco Lemus Editor, La Laguna. 361 pp.
- Alberto, F., L. Gouveia, S. Arnaud-Haond, J. L. Pérez-Llorens, C. M. Duarte and E. A. Serrão. 2005. Within-population spatial genetic structure, neighbourhood size and clonal subrange in the seagrass *Cymodocea nodosa*. *Molecular Ecology*, 14(9): 2669-2681.
- Almada, V. C., J. Falcón, A. Brito, A. Levy, S. R. Floeter, J. I. Robalo, J. Martins and F. Almada. 2013. Complex origins of the Lusitania biogeographic province and northeastern Atlantic fishes. *Frontiers of Biogeography*, 5(1): 20-28.
- Alós, J., M. Cabanellas-Reboredo and S. Lowerre-Barbieri. 2012. Diel behaviour and habitat utilisation by the pearly razorfish during the spawning season. *Marine Ecology Progress Series*, 460: 207-220.
- Anderson, E. E. 1989. Economic benefits of habitat restoration: seagrass and the Virginia hard-shell blue crab fishery. *North American Journal of Fisheries Management*, 9(2): 140-149.
- Anderson, M. J. 2001a. Permutation tests for univariate or multivariate analysis of variance and regression. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 58(3): 626-639.
- Anderson, M. J. 2001b. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology*, 26(1): 32-46.
- Anderson, M. J. and T. J. Willis. 2003. Canonical analysis of principal coordinates: A useful method of constrained ordination for ecology. *Ecology*, 84(2): 511-525.
- Anderson, M. J. and R. B. Millar. 2004. Spatial variation and effects of habitat on temperate reef fish assemblages in northeastern New Zealand. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 305(2): 191-221.
- Anderson, M. J., R. N. Gorley and K. R. Clarke. 2008. *PERMANOVA+ for PRIMER: Guide to software and statistical methods*. Plymouth, United Kingdom.
- Arrivillaga, A. and D. M. Baltz. 1999. Comparison of fishes and macroinvertebrates on seagrass and bare-sand sites on Guatemala's Atlantic coast. *Bulletin of Marine Science*, 65(2): 301-319.
- Ballesteros, E., J. E. García-Raso, C. Salas, S. Gofas, D. Moreno y J. Templado. 2004. La comunidad de *Cymodocea nodosa*: flora y fauna. En: *Praderas y Bosques Marinos de Andalucía*. Luque, A. A. y J. Templado (Coordinadores). Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla. p. 146-155.
- Barberá, C., F. Tuya, A. Boyra, P. Sánchez-Jerez, I. Blanch and R. Haroun. 2005. Spatial variation in the structural parameters of *Cymodocea nodosa* seagrass meadows in the Canary Islands: a multiscaled approach. *Botanica Marina*, 48(2): 122-126.
- Bargelloni, L., J. A. Alarcon, M. C. Alvarez, E. Penzo, A. Magoulas, C. Reis and T. Patarnello. 2003. Discord in the family Sparidae (Teleostei): divergent phylogeographical patterns across the Atlantic-Mediterranean divide. *Journal of Evolutionary Biology*, 16(6): 1149-1158.
- Bargelloni, L., J. A. Alarcon, M. C. Alvarez, E. Penzo, A. Magoulas, J. Palma and T. Patarnello. 2005. The Atlantic-Mediterranean transition: Discordant genetic patterns in two sea-bream species, *Diplodus puntazzo* (Cetti) and *Diplodus sargus* (L.). *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 36(3): 523-535.
- Bas, C., J. J. Castro, V. Hernández-García, J. M. Lorenzo, T. Moreno, J. M. Pajuelo y A. J. González-Ramos. 1995. *La Pesca en Canarias y áreas de influencia*. Ediciones del Cabildo de Gran Canaria. Las Palmas de Gran Canaria, España. 331 pp.
- Battaglia, P., L. Castriota, P. Consoli, M. Falautano, T. Romeo and F. Andaloro. 2010. Age and growth of pearly razorfish, *Xyrichtys novacula* (Linnaeus 1758), in the central Mediterranean Sea. *Journal of Applied Ichthyology*, 26(3): 410-415.

- Beck, M. W., K. L. Heck Jr., K. W. Able, D. L. Childers, D. B. Eggleston, B. M. Gillanders, B. Halpern, C. G. Hays, K. Hoshino, T. J. Minello, R. J. Orth, P. F. Sheridan and M. P. Weinstein. 2001. The identification, conservation, and management of estuarine and marine nurseries for fish and invertebrates. *BioScience*, 51(8): 633-641.
- Bell, J. D. and M. L. Harmelin-Vivien. 1983. Fish Fauna of French Mediterranean *Posidonia oceanica* Seagrass Meadows. 2. Feeding Habits. *Tethys*, 11(1): 1-14.
- Bell, J. D. and M. Westoby. 1986a. Abundance of macrofauna in dense seagrass is due to habitat preference, not predation. *Oecologia*, 68(2): 205-209.
- Bell, J. D. and M. Westoby. 1986b. Importance of local changes in leaf height and density to fish and decapods associated with seagrasses. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 104(1-3): 249-274.
- Bell, J. D. and M. Westoby. 1986c. Variation in seagrass height and density over a wide spatial scale: Effects on common fish and decapods. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 104(1-3): 275-295.
- Bell, J. D. and D. A. Pollard. 1989. Ecology of fish assemblages and fisheries associated with seagrasses. In: *Biology of Seagrasses: a treatise on the biology of seagrasses with special reference to the Australian region*. Larkum, A. W. D., A. J. McComb and S. A. Shepherd (Editors). Elsevier, New York. p. 565-609.
- Beltrano, A. M., L. Cannizzaro, S. Vitale and A. Milazzo. 2006. Preliminary study on the feeding habits of cleaver wrasse *Xyrichtys novacula* (Pisces: Labridae) in the Strait of Sicily (Mediterranean Sea). *Electronic Journal of Ichthyology*, 2: 50-54.
- Bentivegna, F. and M. B. Rasotto. 1987. Protogynous hermaphroditism in *Xyrichtys novacula* (L. 1758). *Cybium*, 11(1): 75-78.
- Berkström, C., R. Lindborg, M. Thyresson and M. Gullström. 2013. Assessing connectivity in a tropical embayment: fish migrations and seascape ecology. *Biological Conservation*, 166: 43-53.
- Bernal, M. A. 1997. *Aportación al conocimiento de la macrofauna de ecosistemas costeros en el Golfo de Cádiz*. Memoria de Licenciatura. Departamento de Biología Animal, Vegetal y Ecología. Universidad de Cádiz, España. 126 pp.
- Bernardi, G., D. R. Robertson, K. E. Clifton and E. Azzurro. 2000. Molecular systematics, zoogeography, and evolutionary ecology of the Atlantic parrotfish genus *Sparisoma*. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 15(2): 292-300.
- Bianchi, C. N. 2007. Biodiversity issues for the forthcoming tropical Mediterranean Sea. *Hydrobiologia*, 580(1): 7-21.
- Björk, M., F. Short, E. Mcleod and S. Beer. 2008. *Managing seagrasses for resilience to climate change*. IUCN, Gland, Switzerland. 56 pp.
- Bobsien, I. C. and H. Brandelberger. 2006. Comparison of an enclosure drop trap and a visual diving census technique to estimate fish populations in eelgrass habitats. *Limnology and Oceanography: Methods*, 4(5): 130-141.
- Bohnsack, J. A. and D. E. Harper. 1988. *Length-weight relationships of selected marine reef fishes from the southeastern United States and the Caribbean*. NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFC-215. 31 pp.
- Bortone, S. A., J. Van Tassell, A. Brito, J. M. Falcón and C. M. Bundrick. 1991. A visual assessment of the inshore fishes and fishery resources off El Hierro, Canary Islands: a baseline survey. *Scientia Marina*, 55(3): 529-541.
- Boström, C., E. L. Jackson and C. A. Simenstad. 2006. Seagrass landscapes and their effects on associated fauna: a review. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 68(3-4): 383-403.
- Box, A., A. M. Grau, A. Blanco and F. Riera. 2009. Els raors (*Xyrichtys novacula*) a la Reserva dels Freus d'Eivissa i Formentera; efecte de la protecció espacial. *Bolletí de la Societat d'Història Natural de les Balears*, 52: 193-201.
- Box, A., S. Deudero, A. Blanco, A. M. Grau and F. Riera. 2010. Differences in $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ stable isotopes in the pearly razorfish *Xyrichtys novacula* related to the sex, location and spawning period. *Journal of Fish Biology*, 76(10): 2370-2381.
- Briggs, J. C. 1974. *Marine Zoogeography*. McGraw-Hill Inc., New York, US. 480 pp.
- Briggs, J. C. 1995. *Global Biogeography*. Elsevier, Amsterdam. 452 pp.
- Briggs, J. C. and B. W. Bowen. 2012. A realignment of marine biogeographic provinces with particular reference to fish distributions. *Journal of Biogeography*, 39(1): 12-30.
- Brito, A., T. Cruz, E. Moreno y J. M. Pérez. 1984. Fauna Marina de Las Islas Canarias. En: *Fauna Marina y Terrestre del Archipiélago Canario*. Editorial Edirca, Las Palmas de Gran Canaria. p. 42-86.

- Brito, A., P. J. Pascual, J. M. Falcón, A. Sancho y G. González. 2002. *Peces de las islas Canarias. Catálogo comentado e Ilustrado*. Francisco Lemus Editor, La Laguna. 419 pp.
- Brito, A., J. M. Falcón y R. Herrera. 2005. Sobre la tropicalización reciente de la ictiofauna litoral de las islas Canarias y su relación con cambios ambientales y actividades antrópicas. *Vieraea*, 33: 515-525.
- Brock, R. E. 1982. A critique of the visual census method for assessing coral reef fish populations. *Bulletin of Marine Science*, 32(1): 269-276.
- Brown, J. H. 1995. *Macroecology*. University of Chicago Press, Chicago. 284 pp.
- Bussotti, S. and P. Guidetti. 1996. Preliminary data on the fish fauna associated to a *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson and *Zostera noltii* Hornemann mixed meadow in the Gulf of Olbia (Sardinia-Tyrrhenian Sea). *Mésogée*, 55: 9-14.
- Bussotti, S. and P. Guidetti. 1999. Fish communities associated with different seagrass systems in the Mediterranean sea. *Naturalista Siciliano*, 23(Suppl.): 245-259.
- Bussotti, S. and P. Guidetti. 2011. Timing and habitat preferences for settlement of juvenile fishes in the Marine Protected Area of Torre Guaceto (south-eastern Italy, Adriatic Sea). *Italian Journal of Zoology*, 78(2): 243-254.
- Candi, G., L. Castriota, F. Andaloro, M. G. Finoia and G. Marino. 2004. Reproductive cycle and sex inversion in razor fish, a protogynous labrid in the southern Mediterranean Sea. *Journal of Fish Biology*, 64(6): 1498-1513.
- Cardinale, M., F. Colloca and G. D. Ardizzone. 1997. Feeding ecology of Mediterranean razorfish *Xyrichtys novacula* in the Tyrrhenian Sea (central Mediterranean Sea). *Journal of Applied Ichthyology*, 13(3): 105-111.
- Cardinale, M., F. Colloca and G. D. Ardizzone. 1998. Growth and reproduction of *Xyrichtys novacula* (Pisces: Labridae) in the Mediterranean Sea. *Scientia Marina*, 62(3): 193-201.
- Castriota, L., M. P. Scarabello, M. G. Finoia, M. Sinopoli and F. Andaloro. 2005a. Food and feeding habits of pearly razorfish, *Xyrichtys novacula* (Linnaeus, 1758), in the southern Tyrrhenian Sea: Variation by sex and size. *Environmental Biology of Fishes*, 72(2): 123-133.
- Castriota, L., M. G. Finoia and F. Andaloro. 2005b. Trophic interactions between *Xyrichtys novacula* (Labridae) and juvenile *Pagrus pagrus* (Sparidae) in the central Mediterranean Sea. *Electronic Journal of Ichthyology*, 2: 54-60.
- Castriota, L., M. Falautano, M. G. Finoia, D. Campo, M. P. Scarabello and F. Andaloro. 2010. Temporal variations in the diet of pearly razorfish *Xyrichtys novacula* (Osteichthyes: Labridae). *Journal of Fish Biology*, 76(7): 1626-1639.
- Clarke, K. R. 1993. Non-parametric multivariate analysis of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology*, 18(1): 117-143.
- Clarke, K. R., R. M. Warwick and B. E. Brown. 1993. An index showing breakdown of seriation, related to disturbance, in a coral-reef assemblage. *Marine Ecology Progress Series*, 102: 153-160.
- Clarke, K. R. and R. M. Warwick. 2001. *Changes in Marine Communities: an Approach to Statistical Analysis and Interpretation*. Plymouth. UK: PRIMER-E.
- Clarke, K. R. and R. N. Gorley. 2006. *PRIMER v6: User Manual/Tutorial*. PRIMER-E. Plymouth. 192 pp.
- Cocheret de la Morinière, E., B. J. A. Pollux, I. Nagelkerken and G. van der Velde. 2002. Post-settlement life cycle migration patterns and habitat preference of coral reef fish that use seagrass and mangroves habitats as nurseries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 55(2): 309-321.
- Coll, M., C. Piroddi, J. Steenbeek, K. Kaschner, F. B. R. Lasram, J. Aguzzi, E. Ballesteros, C. N. Bianchi, J. Corbera, T. Dailianis, R. Danovaro, M. Estrada, C. Froglija, B. S. Galil, J. M. Gasol, R. Gertwagen, J. Gil, F. Guilhaumon, K. Kesner-Reyes, M-S. Kitsos, A. Koukouras, N. Lampadariou, E. Laxamana, C. M. López-Fé de la Cuadra, H. K. Lotze, D. Martin, D. Mouillot, D. Oro, S. Raicevich, J. Rius-Barile, J. I. Saiz-Salinas, C. San Vicente, S. Somot, J. Templado, X. Turon, D. Vafidis, R. Villanueva and E. Voultsiadou. 2010. The Biodiversity of the Mediterranean Sea: Estimates, Patterns, and Threats. *PloS ONE*, 5(8): e11842.
- Connolly, R. M. and J. S. Hindell. 2006. Review of nekton patterns and ecological processes in seagrass landscapes. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 68(3-4): 433-444.

- Costa, M. J., C. I. Santos and H. N. Cabral. 2002. Comparative analysis of a temperate and a tropical seagrass bed fish assemblages in two estuarine systems: The Mira estuary (Portugal) and the Mussulo Lagoon (Angola). *Cahiers de Biologie Marine*, 43: 73-81.
- Costanza, R., R. d'Arge, R. de Groot, S. Farber, M. Grasso, B. Hannon, K. Limburg, S. Naeem, R. V. O'Neill, J. Paruelo, R. G. Raskin, P. Sutton and M. Van Den Belt. 1997. The value of the world's ecosystems services and natural capital. *Nature*, 387: 253-260.
- Cuadros, I. A. 2015. *Settlement and post-settlement processes of Mediterranean littoral fishes: influence of seascape attributes and environmental conditions at different spatial scales*. PhD thesis. IEO/Universitat de les Illes Balears. 221 pp.
- Cunha, A. and A. Araújo. 2009. New distributional limits of seagrass beds in West Africa. *Journal of Biogeography*, 36(8): 1613-1622.
- Davenport, R., S. Neuer, P. Helmke, J. Pérez-Marrero and O. Llinás. 2002. Primary productivity in the northern Canary Islands region as inferred from SeaWiFS imagery. *Deep-Sea Research Part II: Tropical Studies in Oceanography*, 49(17): 3481-3496.
- Dayton, P. K. 1972. Toward an understanding of community resilience and the potential effects of enrichments to the benthos at McMurdo sound, Antarctica. In: *Proceedings of the colloquium on conservations problems in Antarctica*. Parker, B. C. (Editor). Allen Press, Lawrence, Kansas, USA. p. 81-95.
- de la Torre-Castro, M. and P. Rönnbäck. 2004. Links between humans and seagrasses- an example from tropical East Africa. *Ocean & Coastal Management*, 47(7-8): 361-387.
- Deudero, S., J. K. Pinnegar, N. V. C. Polunin, G. Morey and B. Morales-Nin. 2004. Spatial variation and ontogenetic shifts in the isotopic composition of Mediterranean littoral fishes. *Marine Biology*, 145(5): 971-981.
- Dorenbosch, M., M. G. G. Grol, I. Nagelkerken and G. van der Velde. 2005. Distribution of coral reef fishes along a coral reef-seagrass gradient: edge effects and habitat segregation. *Marine Ecology Progress Series*, 299: 277-288.
- Dorenbosch, M., M. G. G. Grol, I. Nagelkerken and G. Van der Velde. 2006. Different surrounding landscape may result in different fish assemblages in East African seagrass beds. *Hydrobiologia*, 563(1): 45-60.
- Duarte, C. M. 2000. Marine biodiversity and ecosystem services: an elusive link. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 250(1-2): 117-131.
- Duarte, C. M. 2002. The future of seagrass meadows. *Environmental Conservation*, 29(2): 192-206.
- Duarte, C. M., J. J. Middelburg and N. Caraco. 2005. Major role of marine vegetation on the oceanic carbon cycle. *Biogeosciences*, 2(1): 1-8.
- Duarte, C. and J. P. Gattuso. 2008. Seagrass meadows. In: *Encyclopaedia of Earth*. Cleveland, C. J. (Editor). Washington, D.C.: Environmental Information Coalition, National Council for Science and the Environment. www.eoearth.org/article/seagrass_meadows.
- Duffy, J. E. 2006. Biodiversity and the functioning of seagrass ecosystems. *Marine Ecology Progress Series*, 311: 233-250.
- Dulčić, J., M. Kraljević, B. Grbec and A. Pallaoro. 1997. Composition and temporal fluctuations of inshore juvenile fish populations in the Kornati Archipelago, eastern middle Adriatic. *Marine Biology*, 129(2): 267-277.
- Edgar, G. J. and C. Shaw. 1995. The production and trophic ecology of shallow-water fish assemblages in southern Australia I. Species richness, size-structure and production of fishes in Western Port, Victoria. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 194(1): 53-81.
- Edgar, G. J., H. Mukai and R. J. Orth. 2001. Fish, crabs, shrimps and other mobile epibenthos: measurements methods for their biomass and abundance in seagrass. In: *Global Seagrass Research Methods*. Short, F. T. and R. G. Coles (Editors). Elsevier Science. p. 255-270.
- Elliott, M. and F. Dewailly. 1995. The structure and components of European estuarine fish assemblages. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology*, 29(3): 397-417.
- Ellison, A. M., M. S. Bank, B. D. Clinton, E. A. Colburn, K. Elliott, C. R. Ford, D. R. Foster, B. D. Kloeppel, J. D. Knoepp, G. M. Lovett, J. Mohan, D. A. Orwig, N. L. Rodenhouse, W. V. Sobczak, K. A. Stinson, J. K. Stone, C. M. Swan, J. Thompson, B. V. Holle and J. R. Webster. 2005. Loss of foundation species: consequences for the structure and dynamics of forested ecosystems. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 3(9): 479-486.

- Elsdon, T. S. and B. M. Gillanders. 2003. Reconstructing migratory patterns of fish based on environmental influences on otolith chemistry. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 13(3): 217-235.
- Eschmeyer, W. N. (Editor). 2015. Catalog of Fishes: Genera, Species, References. <http://researcharchive.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/fishcatmain.asp>. Electronic version accessed 1 April, 2015.
- Espino, F. 2001. Las praderas de fanerógamas marinas en Canarias y su diversidad. *Revista de la Consejería de Política Territorial y Medio Ambiente, Gobierno de Canarias. Medio Ambiente Canarias*, 2: 6-12.
- Espino, F., M. Garrido, R. Herrera y O. Tavío. 2003. *Seguimiento de especies amenazadas (Programa SEGA). Cymodocea nodosa. Lanzarote, Fuerteventura y Gran Canaria*. Viceconsejería de Medio Ambiente, Gobierno de Canarias. Las Palmas de Gran Canaria. Informe Técnico. Tomos I, II y III. 227 pp.
- Espino, F. 2004. Una metodología para el estudio de las fanerógamas marinas en Canarias. *Revista de la Academia Canarias de Ciencias*, 15(3-4): 237-256.
- Espino, F., F. Tuya, I. Blanch y R. Haroun. 2008. *Los Sebadales en Canarias. Oasis de vida en los fondos arenosos*. BIOGES, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Las Palmas de Gran Canaria. 68 pp.
- Espino, F., F. Tuya, A. Brito and R. Haroun. 2011a. Ichthyofauna associated with *Cymodocea nodosa* meadows in the Canarian Archipelago (central eastern Atlantic): Community structure and nursery role. *Ciencias Marinas*, 37(2): 157-174.
- Espino, F., F. Tuya, A. Brito and R. Haroun. 2011b. Spatial variability in the structure of the ichthyofauna associated with *Cymodocea nodosa* seagrass meadows across the Canary Islands, north-eastern subtropical Atlantic. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 46(3): 391-403.
- Espino, F., J. A. González, R. Haroun and F. Tuya. 2015. Abundance and biomass of the parrotfish *Sparisoma cretense* in seagrass meadows: temporal and spatial differences between seagrass interiors and seagrass adjacent to reefs. *Environmental Biology of Fishes*, 98(1): 121-133.
- Fernández-Palacios, J. M., A. Vera y A. Brito. 2001. Los Ecosistemas. En: *Naturaleza de las Islas Canarias. Ecología y Conservación*. Fernández-Palacios, J. M. y J. L. Martín-Esquivel (Coordinadores). Ediciones Turquesa. p. 157-165.
- Ferrell, J. D. and J. D. Bell. 1991. Differences among assemblages of fish associated with *Zostera capricorni* and bare sand over a large spatial scale. *Marine Ecology Progress Series*, 72: 15-24.
- Ferrell, D. J., S. E. McNeill, D. G. Worthington and J. D. Bell. 1993. Temporal and spatial variation in the abundance of fish associated with the seagrass *Posidonia australis* in south-eastern Australia. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research*, 44(6): 881-899.
- Fischer, W., G. Bianchi and W. B. Scott (Editors). 1981. FAO species identification sheets for fishery purposes. Eastern Central Atlantic; fishing areas 34, 47 (in part). Canada Funds-in-Trust. Ottawa, Department of Fisheries and Oceans Canada, by arrangement with the FAO of the UN, vols. 1-7: [pag. var.].
- Fischer, W., M. L. Bauchot and M. Schneider. 1987. Fiches FAO d'identification des espèces pour les besoins de la pêche. (Rév. 1). Méditerranée et Mer Noire. Zone de Pêche 37. Vertébrés, Vol. 2. FAO. Rome. p. 1152.
- Floeter, S. R., C. E. L. Ferreira, A. Dominici-Arosemena and I. R. Zalmon. 2004. Latitudinal gradients in Atlantic reef fish communities: trophic structure and spatial use patterns. *Journal of Fish Biology*, 64(6): 1680-1699.
- Floeter, S. R., L. A. Rocha, D. R. Robertson, J. C. Joyeux, W. F. Smith-Vaniz, P. Wirtz, A. J. Edwards, J. P. Barreiros, C. E. L. Ferreira, J. L. Gasparini, A. Brito, J. M. Falcón, B. W. Bowen and G. Bernardi. 2008. Atlantic reef fish biogeography and evolution. *Journal of Biogeography*, 35(1): 22-47.
- Franco, A., P. Franzoi, S. Malavasi, F. Riccato and P. Torricelli. 2006a. Fish assemblages in different shallow water habitats of the Venice Lagoon. *Hydrobiologia*, 555: 159-174.
- Franco, A., P. Franzoi, S. Malavasi, F. Riccato, P. Torricelli and D. Mainardi. 2006b. Use of shallow water habitats by fish assemblages in a Mediterranean coastal lagoon. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 66(1-2): 67-83.
- Franco, A., A. Pérez-Ruzafa, H. Drouineau, P. Franzoi, E. T. Koutrakis, M. Lepage and P. Torricelli. 2012. Assessment of fish assemblages in coastal lagoon habitats: Effect of sampling gear method. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 112: 115-125.
- Franquet, F. y A. Brito. 1995. *Especies de interés pesquero de Canarias*. Consejería de Pesca y Transportes del Gobierno de Canarias, Tenerife. 143 pp.

- Fraschetti, S., A. Terlizzi and L. Benedetti-Cecchi. 2005. Patterns of distribution of marine assemblages from rocky shores: evidence of relevant scales of variation. *Marine Ecology Progress Series*, 296: 13-29.
- Froese, R. and D. Pauly (Editors). 2015. FishBase. World Wide Web electronic publication. www.fishbase.org, version (10/2015).
- Froese, R., A. C. Tsikliras and K. I. Stergiou. 2011. Editorial note on weight-length relations of fishes. *Acta Ichthyologica et Piscatoria*, 41(4): 261-263.
- García-Raso, J. E., M. J. Martín, V. Díaz, V. Cobos and M. E. Manjón-Cabeza. 2006. Diel and seasonal changes in the structure of a Decapod (Crustacea: Decapoda) community of *Cymodocea nodosa* from Southeastern Spain (West Mediterranean Sea). *Hydrobiologia*, 557: 59-68.
- García-Rubies, A. and M. Zabala. 1990. Effects of total fishing prohibition on the rocky fish assemblages of Medes Islands marine reserve (NW Mediterranean). *Scientia Marina*, 54(4): 317-328.
- García-Rubies, A. and E. Macpherson. 1995. Substrate use and temporal pattern of recruitment in juvenile fishes of the Mediterranean littoral. *Marine Biology*, 124(1): 35-42.
- Gell, F. R. 2000. The seagrass fishery of Montepuez Bay, Northern Mozambique. In: *Seas at the millennium - An environmental evaluation*. Sheppard, C. R. C. (Editor). Elsevier, Amsterdam. Vol III, p. 106.
- Giakoumi, S., E. Cebrian, G. D. Kokkoris, E. Ballesteros and E. Sala. 2012. Relationships between fish, sea urchins and macroalgae: the structure of shallow rocky sublittoral communities in the Cyclades, Eastern Mediterranean. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 109: 1-10.
- Giakoumi, S. and G. D. Kokkoris. 2013. Effects of habitat and substrate complexity on shallow sublittoral fish assemblages in the Cyclades Archipelago, North-eastern Mediterranean Sea. *Mediterranean Marine Science*, 14(1): 58-68.
- Gillanders, B. M. 2002. Connectivity between juvenile and adult populations: do adults remain near their recruitment estuaries? *Marine Ecology Progress Series*, 240: 215-223.

- Gillanders, B. M. 2006. Seagrasses, Fish, and Fisheries. In: *Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation*. Larkum, A. W. D., R. J. Orth and C. M. Duarte (Editors). Springer, Netherlands. p. 503-536.
- Golani, D. 2010. Colonization of the Mediterranean by Red Sea fishes via the Suez Canal - Lessepsian migration. In: *Fish Invasions of the Mediterranean - Change and Renewal*. Golani, D. and B. Appelbaum-Golani (Editors). Sofia: Pensoft. p. 145-188.
- González, J. A. 1991. Biología y pesquería de la vieja, *Sparisoma (Euscarus) cretense* (Linnaeus, 1758) (Osteichthyes, Scaridae), en las Islas Canarias. Tesis Doctoral. Universidad de La Laguna, Tenerife, España. 456 pp.
- González, J. A. y I. J. Lozano. 1992. Determinación de curvas de madurez sexual en la vieja, *Sparisoma (Euscarus) cretense* (L.) (Osteichthyes, Scaridae), de Canarias. *Boletín del Instituto Español de Oceanografía*, 8(2): 271-297.
- González, J. A. 1993. *Sparisoma (Euscarus) cretense* (L.) (Pisces, Scaridae): Zoogeografía y ciclo reproductor en las Islas Canarias. *Courier Forschungsinstitut Senckenberg*, 159: 429-435.
- González, J. A. (Editor). 2008. *Memoria científico-técnica final sobre el Estado de los Recursos Pesqueros de Canarias (REPESCAN)*. Instituto Canario de Ciencias Marinas, Agencia Canaria de Investigación, Innovación y Sociedad de la Información, Gobierno de Canarias. Telde, Las Palmas. 210 pp.
- González-Ortiz, V., P. Alcázar, J. J. Vergara, J. L. Pérez-Llorens and F. G. Brun. 2014. Effects of two antagonistic ecosystem engineers on infaunal diversity. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 139: 20-26.
- Goshima, S. and C. H. Peterson. 2012. Both below- and aboveground shoalgrass structure influence whelk predation on hard clams. *Marine Ecology Progress Series*, 451: 75-92.
- Gratwicke, B. and M. R. Speight. 2005. The relationship between fish species richness, abundance and habitat complexity in a range of shallow tropical marine habitats. *Journal of Fish Biology*, 66(3): 650-667.
- Gray, C. A., D. J. McElligott and R. C. Chick. 1996. Intra- and inter-estuary differences in assemblages of fishes associated with shallow seagrass and bare sand. *Marine and Freshwater Research*, 47(5): 723-735.

- Gray, C. A., R. C. Chick and D. J. McElligott. 1998. Diel changes in assemblages of fishes associated with shallow seagrass and bare sand. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 46(6): 849-859.
- Green, E. P. and F. T. Short. 2003. *World Atlas of Seagrasses*. University of California Press. Berkeley, California: UNEP-WCMC. 336 pp.
- Guest, M. A., R. M. Connolly and N. R. Loneragan. 2003. Seine nets and beam trawls compared by day and night for sampling fish and crustaceans in shallow seagrass habitats. *Fisheries Research*, 64(2-3): 185-196.
- Guidetti, P. and S. Bussotti. 1997a. Recruitment of *Diplodus annularis* and *Spondyllosoma cantharus* (Sparidae) in shallow seagrass beds along the Italian coasts (Mediterranean Sea). *Marine Life*, 7(1-2): 47-52.
- Guidetti, P. and S. Bussotti. 1997b. La fauna ittica associata ad un prato misto superficiale di *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson and *Zostera noltii* Hornemann (Potamogetoneaceae) nel Golfo di Olbia (Sardegna-Italia). *Bollettino della Società Sarda di Scienze Naturali*, 31: 61-74.
- Guidetti, P. and S. Bussotti. 1998. Juveniles of littoral fish species in shallow seagrass beds: preliminary quali-quantitative data. *Biologia Marina Mediterranea*, 5(1): 347-350.
- Guidetti, P. 2000. Differences among fish assemblages associated with nearshore *Posidonia oceanica* seagrass beds, rocky-algal reefs and unvegetated sand habitats in the Adriatic Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 50(4): 515-529.
- Guidetti, P. and S. Bussotti. 2000. Fish fauna of a mixed meadow composed by the seagrasses *Cymodocea nodosa* and *Zostera noltii* in the Western Mediterranean. *Oceanologica Acta*, 23(7): 759-770.
- Guidetti, P. and F. Boero. 2002. Spatio-temporal variability in abundance of the parrotfish, *Sparisoma cretense*, in SE Apulia (SE Italy, Mediterranean Sea). *Italian Journal of Zoology*, 69(3): 229-232.
- Guidetti, P., M. Lorenti, M. C. Buia and L. Mazzella. 2002. Temporal dynamics and biomass partitioning in three Adriatic seagrass species: *Posidonia oceanica*, *Cymodocea nodosa*, *Zostera marina*. *Marine Ecology*, 23(1): 51-67.
- Guidetti, P. and S. Bussotti. 2002. Effects of seagrass canopy removal on fish in shallow Mediterranean seagrass (*Cymodocea nodosa* and *Zostera noltii*) meadows: a local-scale approach. *Marine Biology*, 140(3): 445-453.
- Gullström, M., M. de la Torre-Castro, S. O. Bandeira, M. Björk, M. Dahlberg, N. Kautsky, P. Rönnbäck and M. C. Öhman. 2002. Seagrass ecosystems in the Western Indian Ocean. *AMBIO: A journal of the Human Environment*, 31(7): 588-596.
- Gullström, M., M. Bodin, P. G. Nilsson and M. C. Öhman. 2008. Seagrass structural complexity and landscape configuration as determinants of tropical fish assemblage composition. *Marine Ecology Progress Series*, 363: 241-255.
- Gurkan, Ş. and E. Taşkavak. 2007. Length-weight relationships for syngnathid fishes of the Aegean Sea, Turkey. *Belgian Journal of Zoology*, 137(2): 219-222.
- Gushchin, A. V. and K. O. M. Fall. 2012. Ichthyofauna of littoral of the Gulf Arguin, Mauritania. *Journal of Ichthyology*, 52(2): 160-171.
- Gushchin, A. V. 2013. Feeding of fish young from littoral of the Gulf Arguin (Mauritania). *Journal of Ichthyology*, 53(9): 731-738.
- Gushchin, A. V. and A. Corten. 2015. Feeding of pelagic fish in waters of Mauritania: 1. European anchovy, round sardinella, and flat sardinella. *Journal of Ichthyology*, 55(1): 77-85.
- Hannan, J. C. and R. J. Williams. 1998. Recruitment of juvenile marine fishes to seagrass habitat in a temperate Australian estuary. *Estuaries*, 21(1): 29-51.
- Harborne, A. R., P. J. Mumby, C. V. Kappel, C. P. Dahlgren, F. Micheli, K. E. Holmes and D. R. Brumbaugh. 2008. Tropical coastal habitats as surrogates of fish community structure, grazing, and fisheries value. *Ecological Applications*, 18(7): 1689-1701.
- Harmelin-Vivien, M. L. and P. Francour. 1992. Trawling or visual censuses? Methodological bias in the assessment of fish populations in seagrass beds. *Marine Ecology*, 13(1): 41-51.
- Harmelin-Vivien, M. L., G. Bitar, J-G. Harmelin and P. Monestiez. 2005. The littoral fish community of the Lebanese rocky coast (eastern Mediterranean Sea) with emphasis on Red Sea immigrants. *Biological Invasions*, 7(4): 625-637.

- Hawkins, S. J., H. E. Sugden, N. Mieszowska, P. J. Moore, E. Poloczanska, R. Leaper, R. J. H. Herbert, M. J. Genner, P. S. Moschella, R. C. Thompson, S. R. Jenkins, A. J. Southward and M. T. Burrows. 2009. Consequences of climate-driven biodiversity for ecosystem functioning of North European rocky shores. *Marine Ecology Progress Series*, 396: 245-259.
- Heck Jr., K. L. and R. J. Orth. 1980. Seagrass habitats: the roles of habitat complexity, competition and predation in structuring associated fish and motile macroinvertebrate assemblages. In: *Estuarine perspectives*. Kennedy, V. S. (Editor). Academic Press, New York. p. 449-464.
- Heck Jr., K. L. and K. A. Wilson. 1987. Predation rates on decapod crustaceans in latitudinally separated seagrass communities: A study of spatial and temporal variation using tethering techniques. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 107(2): 87-100.
- Heck, K. L., D. A. Nadeau and R. Thomas. 1997. The nursery role of seagrass beds. *Gulf of Mexico Science*, 15(1): 50-54.
- Heck Jr., K. L., G. Hays and R. J. Orth. 2003. Critical evaluation of the nursery role hypothesis for seagrass meadows. *Marine Ecology Progress Series*, 25: 123-136.
- Heck Jr., K. L. and R. J. Orth. 2006. Predation in seagrass beds. In: *Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation*. Larkum, A. W. D., R. J. Orth and C. M. Duarte (Editors). Springer, Netherlands. p. 537-550.
- Heck Jr., K. L., T. J. B. Carruthers, C. M. Duarte, A. R. Hughes, G. Kendrick, R. J. Orth and S. W. Williams. 2008. Trophic transfer from seagrass meadows subsidize diverse marine and terrestrial consumers. *Ecosystems*, 11(7): 1198-1210.
- Hemminga, M. A. and C. M. Duarte. 2000. *Seagrass Ecology*. Cambridge University Press. 298 pp.
- Henriques, M., E. J. Gonçalves and V. C. Almada. 2007. Rapid shifts in a marine fish assemblage follow fluctuations in winter sea conditions. *Marine Ecology Progress Series*, 340: 259-270.
- Hensgen, G. M., G. J. Holt, S. A. Holt, J. A. Williams and G. W. Stunz. 2014. Landscape pattern influences nekton diversity and abundance in seagrass meadows. *Marine Ecology Progress Series*, 507: 139-152.
- Herrera, A., J. M. Landeira, F. Tuya, T. Packard, F. Espino and M. Gómez. 2014. Seasonal variability of suprabenthic crustaceans associated with *Cymodocea nodosa* seagrass meadows off Gran Canaria (eastern Atlantic). *Continental Shelf Research*, 88: 1-10.
- Hindell, J. S., G. P. Jenkins and M. J. Keough. 2000. Evaluating the impact of predation by fish on the assemblage structure of fishes associated with seagrass (*Heterozostera tasmanica*) (Martens ex Ascherson) den Hartog, and unvegetated sand habitats. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 255(2): 153-174.
- Hofstede, T. and A. D. Rijnsdorp. 2011. Comparing demersal fish assemblages between periods of contrasting climate and fishing pressure. *ICES Journal of Marine Science*, 68(6): 1189-1198.
- Hori, M., T. Suzuki, Y. Monthum, T. Srisombat, Y. Tanaka, M. Nakaoka and H. Mukai. 2009. High seagrass diversity and canopy-height increase associated fish diversity and abundance. *Marine Biology*, 156(7): 1447-1458.
- Horinouchi, M. 2007. Review of the effects of within-patch scale structural complexity on seagrass fishes. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 350(1-2): 111-129.
- Horinouchi, M. 2009. Horizontal gradient in fish assemblages structures in and around seagrass habitat: some implications for seagrass habitat conservation. *Ichthyological Research*, 56(2): 109-125.
- Hughes, A. R., S. L. Williams, C. M. Duarte, K. L. Heck, Jr. and M. Waycott. 2009. Associations of concern: declining seagrasses and threatened dependent species. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7(5): 242-246.
- Hyndes, G. A., A. J. Kendrick, L. D. MacArthur and E. Stewart. 2003. Differences in the species- and size-composition of fish assemblages in three distinct seagrass habitats with different plant and meadow structure. *Marine Biology*, 142(6): 1195-1206.
- Irlandi, E. A. and M. K. Crawford. 1997. Habitat linkages: the effect of intertidal saltmarshes and adjacent subtidal habitats on abundance, movement, and growth of an estuarine fish. *Oecologia*, 110(2): 222-230.
- Jackson, E. L., A. A. Rowden, M. J. Attrill, S. J. Bossey and M. B. Jones. 2001. The importance of seagrass beds as a habitat for fishery species. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, 39: 269-303.

- Jager, Z. 1993. The distribution and abundance of young fish in the Banc d'Arguin, Mauritania. *Hydrobiologia*, 258(1): 185-196.
- Jelbart, J. E., P. M. Ross and R. M. Connolly. 2007. Fish assemblages in seagrass beds are influenced by the proximity of mangrove forests. *Marine Biology*, 150(5): 993-1002.
- Jenkins, G. P. and M. J. Wheatley. 1998. The influence of habitat structure on nearshore fish assemblages in a southern Australian embayment: comparison of shallow seagrass, reef-algal and unvegetated sand habitats, with emphasis on their importance to recruitment. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 221(2): 147-172.
- Jennings, S., O. Reñones, B. Morales-Nin, N. V. C. Polunin, J. Moranta and J. Coll. 1997. Spatial variation in the ^{15}N and ^{13}C stable isotope composition of plants, invertebrates and fishes on Mediterranean reefs: implications for the study of trophic pathways. *Marine Ecology Progress Series*, 146: 109-116.
- Kalogirou, S., M. Corsini, G. Kondilatos and H. Wennhage. 2007. Diet of the invasive piscivorous fish *Fistularia commersonii* in a recently colonized area of the eastern Mediterranean. *Biological Invasions*, 9(8): 887-896.
- Kalogirou, S., M. Corsini-Foka, A. Sioulas, H. Wennhage and L. Pihl. 2010. Diversity, structure and function of fish assemblages associated with *Posidonia oceanica* beds in an area of the eastern Mediterranean Sea and the role of non-indigenous species. *Journal of Fish Biology*, 77(10): 2338-2357.
- Katsanevakis, S. 2005. Habitat use by the pearly razorfish, *Xyrichtys novacula* (Pisces: Labridae). *Scientia Marina*, 69(2): 223-229.
- Keskin, C. 2007. Temporal variation of fish assemblages in different shallow-water habitats in Erdek Bay, Marmara Sea, Turkey. *Journal of Black Sea/Mediterranean Environment*, 13(3): 215-234.
- Kingsford, M. and C. Battershill. 1998. *Studying marine temperate environments: a handbook for ecologists*. Canterbury University Press, Christchurch, New Zealand. 336 pp.
- Koch, E. W. 2001. Beyond the light: physical, geological, and geochemical parameters as possible submersed aquatic vegetation habitat requirements. *Estuaries*, 24(1): 1-17.
- Lasram, F. B. R., F. Guilhaumon and D. Mouillot. 2009. Fish diversity patterns in the Mediterranean Sea: deviations from a mid-domain model. *Marine Ecology Progress Series*, 376: 253-267.
- Legendre, P. and M. J. Anderson. 1999. Distance-based redundancy analysis: testing multispecies response in multifactorial ecological experiments. *Ecological Monographs*, 69(1): 1-24.
- Letourneur, Y., S. Ruitton and S. Sartoretto. 2003. Environmental and benthic habitat factors structuring the spatial distribution of a summer infralittoral fish assemblage in the north-western Mediterranean Sea. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 83(1): 193-204.
- Lieske, E. and R. Myers. 1994. *Collins pocket guide. Coral Reef Fishes. Indo-Pacific and Caribbean including the Red Sea*. Harper Collins, New York. 400 pp.
- Llinás, O., E. Moreno y M. J. Rueda. 1990. Estudio de la participación de los vegetales en la dieta de la vieja *Sparisoma cretense* (L., 1758). En: *Homenaje al Prof. Dr. Telesforo Bravo*. Secretariado de Publicaciones de la Universidad de La Laguna, Madrid. Tomo I, p. 509-516.
- Lorenzo, J. M. y J. M. González. 1997. Edad y crecimiento de la chopa *Spondylisoma cantharus* (Linnaeus, 1758) (Sparidae) en las islas Canarias. *Boletín del Instituto Español de Oceanografía*, 13(1-2): 67-73.
- Lozano, I. J. y J. A. González. 1993. Determinación del crecimiento de *Sparisoma cretense* (L.) (Osteichthyes, Scaridae) en Canarias a partir del análisis de frecuencias de talla. *Publicaciones Especiales del Instituto Español de Oceanografía*, 11: 73-82.
- Ludwig, J. A. and J. F. Reynolds. 1988. *Statistical ecology: a primer on methods and computing*. John Wiley & Sons, New York. 337 pp.
- Lugendo, B. R., A. Pronker, I. Cornelissen, A. de Groene, I. Nagelkerken, M. Dorenbosch, G. van der Velde and Y. D. Mgaya. 2005. Habitat utilization by juvenile of commercially important fish species in a marine embayment in Zanzibar, Tanzania. *Aquatic living Resources*, 18(2): 149-158.
- Maci, S. and A. Basset. 2009. Composition, structural characteristics and temporal patterns of fish assemblages in non-tidal Mediterranean lagoons: A case study. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 83(4): 602-612.
- Maciá, S. and M. P. Robinson. 2005. Effects of habitat heterogeneity in seagrass beds on grazing patterns of parrotfishes. *Marine Ecology Progress Series*, 303:113-121.
- Macintyre, I. G., R. R. Grauss, P. N. Reinthal, M. M. Littler and D. S. Littler. 1987. The Barrier Reef sediment apron: Tobacco Reef, Belize. *Coral Reefs*, 6(1): 1-12.

- Macpherson, E. and C. M. Duarte. 1994. Patterns in species richness, size, and latitudinal range of East Atlantic fishes. *Ecography*, 17(3): 242-248.
- Macpherson, E. 2002. Large-scale species-richness gradients in the Atlantic Ocean. *Proceedings of the Royal Society of London*, 269(1501): 1715-1720.
- Macpherson, E., A. Gordoia and A. García-Rubies. 2002. Biomass size spectra in littoral fishes in protected and unprotected areas in the NW Mediterranean. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 55(5): 777-788.
- Manent, P. y J. Abella. 2005. Catálogo preliminar de la ictiofauna asociada a diferentes hábitats de una bahía somera y protegida en la reserva marina del norte de Menorca, Mediterráneo occidental. *Bolletí de la Societat d'Història Natural de les Balears*, 48: 87-94.
- Marconato, A., V. Tessari and G. Marin. 1995. The mating system of *Xyrichtys novacula*: Sperm economy and fertilization success. *Journal of Fish Biology*, 47(2): 292-301.
- McArdle, B. H. and M. J. Anderson. 2001. Fitting multivariate models to community data: A comment on distance-based redundancy analysis. *Ecology*, 82(1): 290-297.
- Mcarthur, L. C. and J. W. Boland. 2006. The economic contribution of seagrass to secondary production in South Australia. *Ecological Modelling*, 196(1-2): 163-172.
- Mena, J., J. M. Falcón, A. Brito, F. M. Rodríguez y M. Mata. 1993. Catálogo preliminar de la ictiofauna de las praderas de fanerógamas marinas de la isla de Tenerife, islas Canarias. *Publicaciones Especiales del Instituto Español de Oceanografía*, 11: 217-222.
- Mercader, L. 1991. External morphology of the juveniles of *Xyrichtys novacula* (Linnaeus, 1758) (Pisces, Labridae) from the littoral of Palamós (NW Mediterranean). *Miscel·lània Zoològica*, 15: 243-246.
- Merzouk, A. and L. E. Johnson. 2011. Kelp distribution in the northwest Atlantic Ocean under a changing climate. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 400(1-2): 90-98.
- Ministerio de Medio Ambiente. 2002. *Estudio Ecocartográfico del Arco Sur de la isla de Gran Canaria*. Dirección General de Costas, Gobierno de España, Madrid.
- Ministerio de Medio Ambiente. 2007. *Estudio ecocartográfico del litoral de las islas de Fuerteventura y Lobos (Islas Canarias)*. Dirección General de Costas, Gobierno de España, Madrid.
- Moranta, J., M. Palmer, G. Morey, A. Ruiz and B. Morales-Nin. 2006. Multi-scale spatial variability in fish assemblages associated with *Posidonia oceanica* meadows in the Western Mediterranean Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 68(3-4): 579-592.
- Morato, T., P. Afonso, P. Lourinho, J. P. Barreiros, R. S. Santos and R. D. M. Nash. 2001. Length-weight relationships for 21 coastal fish species of the Azores, north-eastern Atlantic. *Fisheries Research*, 50(3): 297-302.
- Moreira-Reyes, A., D. Acuña y M. C. Gil-Rodríguez. 2013. Caracterización del sebadal de La Caleta, municipio de Valverde, El Hierro, islas Canarias. *Vieraea*, 41: 57-67.
- Nagelkerken, I., M. Dorenbosch, W. E. C. P. Verberk, E. Cocheret de la Morinière and G. van der Velde. 2000. Importance of shallow-water biotopes of a Caribbean bay for juvenile coral reef fishes: patterns in biotope association, community structure and spatial distribution. *Marine Ecology Progress Series*, 202: 175-192.
- Nagelkerken, I., S. Kleijnen, T. Klop, R. A. C. J. van den Brand, E. Cocheret de la Morinière and G. van der Velde. 2001. Dependence of Caribbean reef fishes on mangroves and seagrass beds as nursery habitats: A comparison of fish faunas between bays with and without mangroves/seagrass beds. *Marine Ecology Progress Series*, 214: 225-235.
- Nagelkerken, I., K. B. Hueberts, J. E. Serafy, M. G. G. Grol, M. Dorenbosch and C. J. A. Bradshaw. 2017. Highly localized replenishment of coral reef fish populations near nursery habitats. *Marine Ecology Progress Series*, 568: 137-150.
- Navarro-Pérez, E. and E. D. Barton. 2001. Seasonal and interannual variability of the Canary Current. *Scientia Marina*, 65(S1): 205-213.
- Nemtsov, S. C. 1994. Intraspecific variation in sand-diving and predator avoidance behavior of green razorfish, *Xyrichtys splendens* (Pisces, Labridae): effect on courtship and mating success. *Environmental Biology of Fishes*, 41: 403-414.
- Ogden, J. C. 1976. Some aspects of herbivore-plant relationships on Caribbean reefs and seagrass beds. *Aquatic Botany*, 2: 103-116.
- Ogden, J. C. and J. C. Zieman. 1977. Ecological aspects of coral reef-seagrass bed contacts in the Caribbean. *Proceedings of the Third International Coral Reef Symposium*, 1: 377-382.

- Ogden, J. C. and E. H. Gladfelter. 1983. *Coral Reefs, Seagrass beds and Mangroves: their interaction in the coastal zones of the Caribbean*. UNESCO Report in Marine Science, 23. 133 pp.
- Oliver, M. and M. Massutí. 1952. El raó, *Xyrichthys novacula* (Fam. Labridae). Notas biológicas y biométricas. *Boletín del Instituto Español de Oceanografía*, 45: 1-15.
- Ordines, F., J. Moranta, M. Palmer, A. Lerycke, A. Suau, B. Morales-Nin and A. M. Grau. 2005. Variations in a shallow rocky reef fish community at different spatial scales in the western Mediterranean Sea. *Marine Ecology Progress Series*, 304: 221-233.
- Orlando-Bonaca, M. and L. Lipej. 2005. Factors affecting habitat occupancy of fish assemblages in the Gulf of Trieste (Northern Adriatic Sea). *Marine Ecology*, 26(1): 42-53.
- Orth, R. J., K. L. Heck, Jr. and J. van Montfrans. 1984. Faunal communities in seagrass beds: A review of the influence of plant structure and prey characteristics on predator-prey relationships. *Estuaries*, 7(4): 339-350.
- Orth, R. J., T. J. B. Carruthers, W. C. Dennison, C. M. Duarte, J. W. Fourqurean, K. L. Heck Jr., A. R. Hughes, G. A. Kendrick, W. J. Kenworthy, S. Olyarnik, F. T. Short, M. Waycott and S. L. Williams. 2006. A global crisis for seagrass ecosystems. *BioScience*, 56(12): 987-996.
- Pajuelo, J. G. 1997. *La pesquería artesanal canaria de especies demersales: análisis y ensayo de dos modelos de evaluación*. Tesis Doctoral. Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. 347 pp.
- Pajuelo, J. G., J. M. Lorenzo, A. G. Ramos and M. Méndez-Villamil. 1997. Biology of the red mullet *Mullus surmuletus* (Mullidae) off the Canary Islands, central-east Atlantic. *South African Journal of Marine Science*, 18(1): 265-272.
- Pajuelo, J. G. and J. M. Lorenzo. 1998. Population biology of the common pandora *Pagellus erythrinus* (Pisces: Sparidae) off the Canary Islands. *Fisheries Research*, 36(2-3): 75-86.
- Pajuelo, J. G. and J. M. Lorenzo. 1999. Life history of black seabream, *Spondylisoma cantharus*, off the Canary Islands, Central-east Atlantic. *Environmental Biology of Fishes*, 54(3): 325-336.
- Pajuelo, J. G. and J. M. Lorenzo. 2001. Biology of the annular seabream, *Diplodus annularis* (Sparidae), in coastal waters of the Canary Islands. *Journal of Applied Ichthyology*, 17(3): 121-125.
- Parmesan, C. and G. Yohe. 2003. A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. *Nature*, 421: 37-42.
- Patarnello, T., F. A. M. J. Volckaert and R. Castilho. 2007. Pillars of Hercules: is the Atlantic-Mediterranean transition a phylogeographical break? *Molecular Ecology*, 16(21): 4426-4444.
- Pavón-Salas, N., R. Herrera, A. Hernández-Guerra and R. Haroun. 2000. Distributional pattern of seagrasses in the Canary islands (Central-East Atlantic Ocean). *Journal of Coastal Research*, 16(2): 329-335.
- Pérez, F. 1979. El crecimiento y otros datos biológicos de la 'vieja' (*Sparisoma cretense* Linné, 1758). Memoria de Licenciatura. Departamento de Ciencias, Universidad de La Laguna, Tenerife. 93 pp.
- Pérez-Ruzafa, A., J. A. García-Charton, E. Barcala and C. Marcos. 2006. Changes in benthic fish assemblages as a consequence of coastal works in a coastal lagoon: The Mar Menor (Spain, Western Mediterranean). *Marine Pollution Bulletin*, 53(1-4): 107-120.
- Peterson, C. H. 1982. Clam predation by whelks (*Busycon* spp.): Experimental tests of the importance of prey size, prey density, and seagrass cover. *Marine Biology*, 66(2): 159-170.
- Petrakis, G. and C. Papaconstantinou. 1990. Biology of *Sparisoma cretense* in the Dodecanese (Greece). *Journal of Applied Ichthyology*, 6(1): 14-23.
- Pizarro, M. 1985. *Peces de Fuerteventura*. Dirección General de Pesca, Consejería de Agricultura y Pesca, Gobierno de Canaria. 183 pp.
- Polifrone, M., A. Abelardo-González and A. Quevedo-Díaz. 2006. Fish community and grazing pressure on meadows of *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson in Gran Canaria (Canary Islands, Spain). *Biología Marina Mediterránea*, 13(4): 167-169.
- Pollard, D. A. 1984. A review of ecological studies on seagrass-fish communities, with particular references to recent studies in Australia. *Aquatic Botany*, 18(1-2): 3-42.

- Poloczanska, E. S., R. C. Babcock, A. Butler, A. J. Hobday, O. Hoegh-Guldberg, T. J. Kunz, R. Matear, D. A. Milton, T. A. Okey and A. J. Richardson. 2007. Climate change and Australian marine life. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, 45: 407-478.
- Polunin, N. V. C. and C. M. Roberts. 1993. Greater biomass and value of target coral-reef fishes in two small Caribbean reserves. *Marine Ecology Progress Series*, 100: 167-176.
- Randall, J. E. 1965. Grazing effect on sea grasses by herbivorous reef fishes in the West Indies. *Ecology*, 46(3): 255-260.
- Reina-Hervás, J. A. and P. Serrano. 1987. Structural and seasonal variations of inshore fish populations in Málaga Bay, Southeastern Spain. *Marine Biology*, 95(4): 501-508.
- Relini, G., M. Relini and G. Torchia. 2000a. The role of fishing gear in the spreading of allochthonous species: the case of *Caulerpa taxifolia* in the Ligurian Sea. *ICES Journal of Marine Science*, 57(5): 1421-1427.
- Relini, G., M. Relini and G. Torchia. 2000b. *Fish population changes following the invasion of the allochthonous algae Caulerpa taxifolia in the Ligurian Sea*. International Council for the Exploration of the Sea, CM 2000/U: 17, 13 pp.
- Reyes, J., M. Sansón and J. Afonso-Carrillo. 1995a. Distribution and reproductive phenology of the seagrass *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson in the Canary Islands. *Aquatic Botany*, 50(2): 171-180.
- Reyes, J., M. Sansón and J. Afonso-Carrillo. 1995b. Leaf phenology, growth and production of the seagrass *Cymodocea nodosa* at El Médano (south of Tenerife, Canary Islands). *Botanica Marina*, 38(6): 457-465.
- Ribeiro, J., L. Bentes, R. Coelho, J. M. S. Gonçalves, P. G. Lino, P. Monteiro and K. Erzini. 2006. Seasonal, tidal and diurnal changes in fish assemblages in the Ria Formosa lagoon (Portugal). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 67(3): 461-474.
- Ribeiro, J., G. M. Carvalho, J. M. S. Gonçalves and K. Erzini. 2012. Fish assemblages of shallow intertidal habitats of the Ria Formosa lagoon (South Portugal): influence of habitat and season. *Marine Ecology Progress Series*, 446: 259-273.
- Riccato, F., R. Fiorin, P. Franzoi and P. Torricelli. 2008. Fish fauna of a *Cymodocea nodosa* shallow meadow in the Venice Lagoon. *Biologia Marina Mediterranea*, 15(1): 350-351.
- Ricker, W. E. 1973. Linear Regressions in Fishery Research. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 30(3): 409-434.
- Riera, F. and M. Linde. 2001. El raor, *Xyrichthys novacula* (Linnaeus, 1758). In: *El raor i la cirviola. Conèixer per preservar*. Quaderns de Pesca. Govern de les Illes Balears, Conselleria d'Agricultura i Pesca, 6: 9-34.
- Rodríguez, M., O. Pérez, E. Ramos, O. Monterroso, R. Riera, J. Sánchez, A. Sacramento, M. C. Gil-Rodríguez, A. Cruz, T. Morales, C. Sangil y S. Domínguez. 2008. *Estudio de la distribución y tamaño de la población de la especie Cystoseira abies-marina (S. G. Gmelin) C. Agardh, 1820 en Canarias*. CIMA Informe Técnico, 29. 188 pp.
- Roy, K., D. Jablonski, J. W. Valentine and G. Rosenberg. 1998. Marine latitudinal diversity gradients: tests of causal hypotheses. *Proceedings of the National Academy of Science*, 95(7): 3699-3702.
- Rozas, L. P. and T. J. Minello. 1997. Estimating densities of small fishes and decapods crustaceans in shallow estuarine habitats: a review of sampling design with focus on gear selection. *Estuaries*, 20(1): 199-213.
- Sachs, L. 1982. *Applied Statistics: A Handbook of Techniques*. Springer-Verlag, New York. 706 pp.
- Salita, J. T., W. Ekau and U. Saint-Paul. 2003. Field evidence on the influence of seagrass landscapes on fish abundance in Bolinao, northern Philippines. *Marine Ecology Progress Series*, 247: 183-195.
- Schneider, W. 1990. *FAO Species Identification Guide for Fishery Purposes*. Field Guide to the Commercial Marine Resources of the Gulf of Guinea. FAO, Rome. 268 pp.
- Schultz, S. T., C. Kruschel and T. Bakran-Petricioli. 2009. Influence of seagrass meadows on predator-prey habitat segregation in an Adriatic lagoon. *Marine Ecology Progress Series*, 374: 85-99.
- Short, F. T., B. Polidoro, S. R. Livingstone, K. E. Carpenter, S. Bandeira, J. S. Bujang, H. P. Calumpong, T. J. B. Carruthers, R. G. Coles, W. C. Dennison, P. L. A. Erftmeijer, M. D. Fortes, A. S. Freeman, T. G. Jagtap, A. H. M. Kamal, G. A. Kendrick, W. J. Kenworthy, Y. A. La Nafie, I. M. Nasution, R. J. Orth, A. Pratehp, J. C. Sanciangco, B. Van Tussenbroek, S. G. Vergara, M. Waycott and J. C. Zieman. 2011. Extinction risk assessment of the world's seagrass species. *Biological Conservation*, 144(7): 1961-1971.

- Smith, T. M., J. S. Hindell, G. P. Jenkins and R. M. Connolly. 2010. Seagrass patch size affects fish response to edges. *Journal of Animal Ecology*, 79(1): 275-281.
- Spalding, M. D., H. E. Fox, G. R. Allen, N. Davidson, Z. A. Ferdaña, M. Finlayson, B. S. Halpern, M. A. Jorge, A. Lombana, S. A. Lourie, K. D. Martin, E. McManus, J. Molnar, C. A. Recchia and J. Robertson. 2007. Marine Eco-regions of the World: A Bioregionalization of Coastal and Shelf Areas. *BioScience*, 57(7): 573-583.
- Sokal, R. R. and F. J. Rohlf. 1987. *Introduction to biostatistics*. 2nd Edition. W.H. Freeman & Co, New York. 363 pp.
- Sokal, R. R. and F. J. Rohlf. 2012. *Biometry: The Principles and Practice of Statistics in Biological Research*. 4th Edition. Freeman, W. H. and Company, New York. 937 pp.
- Suchanek, T. H., S. L. Williams, J. C. Ogden, D. K. Hubbard and I. P. Gill. 1985. Utilization of shallow-water seagrass detritus by Caribbean deep-sea macrofauna: $\delta^{13}C$ evidence. *Deep Sea Research Part A. Oceanographic Research Papers*, 32(2): 201-214.
- Tribble, G. W. 1981. Reef-based herbivores and the distribution of two seagrasses (*Syringodium filiforme* and *Thalassia testudinum*) in the San Blas Islands (Western Caribbean). *Marine Biology*, 65(3): 277-281.
- Turk, R., M. Orlando-Bonaca, Ž. Dobrajc and L. Lipej. 2007. *Cystoseira* communities in the Slovenian coast and their importance for fish fauna. In: *Proceedings of the third Mediterranean Symposium on Marine Vegetation*. Pergent-Martini, C., S. El Asmi and C. Le Ravallec (Editors). UNEP-MAP-RAC/SPA. p. 203-208.
- Tuya, F., J. Pérez, L. Medina and A. Luque. 2001. Seasonal variation of the macrofauna from three seagrass meadows of *Cymodocea nodosa* off Gran Canaria (Central-Eastern Atlantic Ocean). *Ciencias Marinas*, 27(2): 223-234.
- Tuya, F., J. A. Martín and A. Luque. 2002a. Impact of a marina construction on a seagrass bed at Lanzarote (Canary Islands). *Journal of Coastal Conservation*, 8(2): 157-162.
- Tuya, F., S. Alvarez, G. M. Reuss and A. Luque. 2002b. Macrobenthic and fish communities associated with a sewage pipeline in Gran Canaria (Canary Islands). *Biologia Marina Mediterranea*, 9(2): 1-10.
- Tuya, F., G. M. Reuss, J. A. Martín and A. Luque. 2004a. Visual assessment of the coastal fish assemblages from the area of the proposed Gando-Arinaga Marine Reserve (Gran Canaria, Canary Islands). *Ciencias Marinas*, 30(1B): 259-278.
- Tuya, F., A. Boyra, P. Sánchez-Jerez, C. Barberá and R. Haroun. 2004b. Relationships between rocky-reef fish assemblages, the sea urchin *Diadema antillarum* and macroalgae throughout the Canarian Archipelago. *Marine Ecology Progress Series*, 278: 157-169.
- Tuya, F., A. Boyra, P. Sánchez-Jerez and R. Haroun. 2005. Multivariate analysis of the benthic-demersal ichthyofauna along soft bottoms of the Eastern Atlantic: comparison between unvegetated substrates, seagrass meadows and sandy bottoms beneath sea-cage fish farms. *Marine Biology*, 147(5): 1229-1237.
- Tuya, F., J. A. Martín and A. Luque. 2006a. Seasonal cycle of a *Cymodocea nodosa* seagrass meadow and of the associated ichthyofauna at Playa Dorada (Lanzarote, Canary Islands, eastern Atlantic). *Ciencias Marinas*, 32(4): 695-704.
- Tuya, F., L. Ortega-Borges, P. Sánchez-Jerez and R. Haroun. 2006b. Effect of fishing pressure on the spatio-temporal variability of the parrotfish, *Sparisoma cretense* (Pisces: Scaridae), across the Canarian Archipelago (eastern Atlantic). *Fisheries Research*, 77: 24-33.
- Tuya, F., T. Wernberg and M. S. Thomsen. 2008. Testing the abundance centre hypothesis on endemic reef fishes in south-western Australia. *Marine Ecology Progress Series*, 372: 225-230.
- Tuya, F., M. A. Vanderklift, G. A. Hyndes, T. Wernberg, M. S. Thomsen and C. Hanson. 2010. Proximity to rocky reefs alters the balance between positive and negative effects on seagrass fauna. *Marine Ecology Progress Series*, 405: 175-186.
- Tuya, F., T. Wernberg and M. S. Thomsen. 2011a. The relative influence of local to regional drivers of variation in reef fishes. *Journal of Fish Biology*, 79(1): 217-234.
- Tuya, F., M. A. Vanderklift, T. Wernberg and M. S. Thomsen. 2011b. Gradients in the number of species at reef-seagrass ecotones explained by gradients in abundances. *PLoS ONE*, 6(5): e20190.
- Tuya, F., E. Cacabelos, P. Duarte, D. Jacinto, J. J. Castro, T. Silva, I. Bertocci, J. N. Franco, F. Arenas, J. Coca and T. Wernberg. 2012. Patterns of landscape and assemblage structure along a latitudinal gradient in ocean climate. *Marine Ecology Progress Series*, 466: 9-19.
- Tuya, F., L. Ribeiro-Leite, N. Arto-Cuesta, J. Coca, R. Haroun and F. Espino. 2014a. Decadal changes in the structure of *Cymodocea nodosa* seagrass meadows: Natural vs. human influences. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 137: 41-49.

- Tuya, F., L. Png-González, R. Riera, R. Haroun and F. Espino. 2014b. Ecological structure and function differs between habitats dominated by seagrasses and green seaweeds. *Marine Environmental Research*, 98: 1-13.
- Tuya, F., R. Haroun and F. Espino. 2014c. Economic assessment of ecosystem services: Monetary value of seagrass meadows for coastal fisheries. *Ocean & Coastal Management*, 96: 181-187.
- Tuya, F. and F. Espino. 2015. La biodiversidad en las praderas españolas: Islas Canarias. En: *Atlas de las Praderas Marinas de España*. Ruiz, J. M., E. Guillén, A. Ramos-Segura y M. Otero (Editores). IEO/IEL/UICN, Murcia-Alicante-Málaga. p. 111-117.
- Underwood, A. J. 1997. *Experiments in Ecology: Their Logical Design and Interpretation Using Analysis of Variance*. Cambridge University Press. Cambridge, United Kingdom. 504 pp.
- Unsworth, R. K. F., P. S. de León, S. L. Garrard, J. Jompa, D. J. Smith and J. J. Bell. 2008. High connectivity of Indo-Pacific seagrass fish assemblages with mangrove and coral reef habitats. *Marine Ecology Progress Series*, 353: 213-224.
- Unsworth, R. K. F., L. C. Cullen, J. N. Pretty, D. J. Smith and J. J. Bell. 2010. Economic and subsistence values of the standing stocks of seagrass fisheries: Potential benefits of no-fishing marine protected area management. *Ocean & Coastal Management*, 53(5-6): 218-224.
- Valentine, J. F., K. L. Heck Jr., D. Blackmon, M. E. Goecker, J. Christian, R. M. Kroutil, K. D. Kirsch, B. J. Peterson, M. Beck and M. A. Vanderklift. 2008. Impacts of exploited species on food web interactions along the coral reef-seagrass interface: a comparison using fished and no-take zones in the Florida Keys National Marine Sanctuary. *Ecological Applications*, 18(6): 1501-1515.
- van Etten, J. P. C. 2003. *Banc d'Arguin as a nursery for fish species*. MSc thesis. Department of Marine Biology. University of Groningen, The Netherlands. 50 pp.
- Vega-Fernández, T., M. Milazzo, F. Badalamenti and G. D'Anna. 2005. Comparison of the fish assemblages associated with *Posidonia oceanica* after the partial loss and consequent fragmentation of the meadow. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 65(4): 645-653.
- Verdiell-Cubedo, D., F. J. Oliva-Paterna and M. Torralva. 2006. Length-weight relationships for 22 fish species of the Mar Menor coastal lagoon (western Mediterranean Sea). *Journal of Applied Ichthyology*, 22(4): 293-294.
- Verdiell-Cubedo, D., F. J. Oliva-Paterna and M. Torralva-Forero. 2007a. Fish assemblages associated with *Cymodocea nodosa* and *Caulerpa prolifera* meadows in the shallow areas of the Mar Menor coastal lagoon. *Limnetica*, 26(2): 341-350.
- Verdiell-Cubedo, D., F. J. Oliva-Paterna, A. Andreu-Soler and M. Torralva. 2007b. Characterisation of the nursery areas for YOY Sparidae fish species in a Mediterranean coastal lagoon (SE Iberian Peninsula). *Anales de Biología*, 29: 3-11.
- Verdiell-Cubedo, D., F. J. Oliva-Paterna, A. Egea-Serrano and M. Torralva-Forero. 2008. Population biology and habitat associations of benthic fish species in the shallow areas of a Mediterranean coastal lagoon (SE Iberian Peninsula). *Scientia Marina*, 72(2): 319-328.
- Verdiell-Cubedo, D., M. Torralva, A. Andreu-Soler and F. J. Oliva-Paterna. 2012. Effects of shoreline urban modification on habitat structure and fish community in littoral areas of a Mediterranean coastal lagoon (Mar Menor, Spain). *Wetlands*, 32(4): 631-641.
- Verdiell-Cubedo, D., M. Torralva, A. Ruiz-Navarro and F. J. Oliva-Paterna. 2013a. Fish assemblages in different littoral habitats types of a hypersaline coastal lagoon (Mar Menor, Mediterranean Sea). *Italian Journal of Zoology*, 80(1): 104-116.
- Verdiell-Cubedo, D., F. J. Oliva-Paterna, A. Ruiz-Navarro and M. Torralva. 2013b. Assessing the nursery role for marine fish species in a hypersaline coastal lagoon (Mar Menor, Mediterranean Sea). *Marine Biology Research*, 9(8): 739-748.
- Verweij, M. C., I. Nagelkerken, S. L. J. Wartenbergh, I. R. Pen and G. van der Velde. 2006. Caribbean mangroves and seagrass beds as daytime feeding habitats for French grunts, *Haemulon flavolineatum*. *Marine Biology*, 149(6): 1291-1299.
- Vieira, R. P., P. Monteiro, J. Ribeiro, L. Bentes, F. Oliveira, K. Erzini and J. M. S. Gonçalves. 2014. Length-weight relationships of six syngnathid species from Ria Formosa, SW Iberian coast. *Cahiers de Biologie Marine*, 55: 9-12.
- Vonk, J. A. 2001. *Fish species composition, tidal migration and feeding on a tidal flat at the Banc d'Arguin, Mauritania*. MSc thesis. Department of Marine Biology. University of Groningen, The Netherlands. 58 pp.
- Walther, G. R., E. Post, P. Convey, A. Menzel, C. Parmesan, T. J. Beebee, J. M. Fromentin, O. Hoegh-Goldberg and F. Bairlein. 2002. Ecological responses to recent climate change. *Nature*, 416: 389-395.

- Watson, R. A., R. G. Coles and W. J. Lee Long. 1993. Simulation estimates of annual yield and landed value for commercial penaeid prawns from a tropical seagrass habitat, Northern Queensland, Australia. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research*, 44(1): 211-219.
- Waycott, M., C. M. Duarte, T. J. B. Carruthers, R. J. Orth, W. C. Dennison, S. Olyarnik, A. Calladine, J. W. Fourqurean, K. L. Heck Jr, A. R. Hughes, G. A. Kendrick, W. J. Kenworthy, F. T. Short and S. L. Williams. 2009. Accelerating loss of seagrass across the globe threatens coastal ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 106(30): 12377-12381.
- Weinstein, M. P. and K. L. Heck. 1979. Ichthyofauna of seagrass meadows along the Caribbean coast of Panama and in the Gulf of Mexico: Composition, structure and community ecology. *Marine Biology*, 50(2): 97-107.
- Wernberg, T., M. A. Vanderklift, L. How and P. S. Lavery. 2006. Export of detached macroalgae from reefs to adjacent seagrass beds. *Oecologia*, 147(4): 692-701.
- Wernberg, T., M. S. Thomsen, F. Tuya, G. A. Kendrick, P. A. Staehr and B. D. Toohy. 2010. Decreasing resilience of kelp beds along a latitudinal temperature gradient: potential implications for a warmer future. *Ecology Letters*, 13(6): 685-694.
- Wernberg, T., M. S. Thomsen, F. Tuya and G. A. Kendrick. 2011a. Biogenic habitat structure of seaweeds change along a latitudinal gradient in ocean temperature. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 400(1-2): 264-271.
- Wernberg, T., B. Russell, M. S. Thomsen, F. G. Gurgel, C. J. A. Bradshaw, E. S. Poloczanska and S. D. Connell. 2011b. Seaweed communities in retreat from ocean warming. *Current Biology*, 21(21): 1828-1832.
- Wernberg, T., D. A. Smale, F. Tuya, M. S. Thomsen, T. J. Langlois, T. de Bettignies, S. Bennett and C. S. Rousseaux. 2013. An extreme climatic event alters marine ecosystem structure in a global biodiversity hotspot. *Nature Climate Change*, 3: 78-82.
- Whitehead, P. J. P., M. L. Bauchot, J. C. Hureau, J. Nielsen and E. Tortonese (Editors). 1986. *Fishes of the North-eastern Atlantic and the Mediterranean*. UNESCO, Paris. Vol. I-III.
- Whitfield, A. K. 2017. The role of seagrass meadows, mangrove forests, salt marshes and reed beds as nursery areas and food sources for fishes in estuaries. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 27(1): 75-110.
- Willig, M. R., D. M. Kaufman and R. D. Stevens. 2003. Latitudinal gradients of biodiversity: pattern, process, scale, and synthesis. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 34: 273-309.
- Wootton, R. J. 1998. *Ecology of teleost fishes*. 2nd Edition. Kluwer Academic Publ. Dordrecht, The Netherlands. 392 pp.
- Worthington, D. G., D. J. Ferrell, S. E. McNeill and J. D. Bell. 1992. Effects of the shoot density of seagrass on fish and decapods: Are correlation evident over a large spatial scales? *Marine Biology*, 112(1): 139-146.
- Wright, J. P. and C. G. Jones. 2006. The concept of organisms as ecosystem engineers ten year on: Progress, limitations, and challenges. *BioScience*, 56(3): 203-209.
- Wyda, J. C., L. A. Deegan, J. E. Hughes and M. J. Weaver. 2002. The response of fishes to submerged aquatic vegetation complexity in two eco-regions of the Mid-Atlantic bight: Buzzards Bay and Chesapeake Bay. *Estuaries*, 25(1): 86-100



CURRICULUM VITAE

Fernando Espino Rodríguez nació en Las Palmas de Gran Canaria el 23 de noviembre de 1963. Se licenció en Ciencias Biológicas, especialidad en Biología Marina por la Universidad de La Laguna en 1990. Posteriormente, realizó el Máster en Medio Ambiente (1993-95), especialidad en Gestión de Espacios Naturales por la Universidad de Las Palmas, Universidad de La Laguna y Gobierno de Canarias; realizó el Máster en Gestión Costera (2013-14), dentro del Programa de Doctorado en Gestión Costera, impartido en la Facultad de Ciencias del Mar de la Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. En julio de 2014 realizó la defensa de la Acreditación de la Etapa de Investigación en la Facultad de Ciencias del Mar.

En el campo de la gestión ambiental ha trabajado durante 20 años en la Viceconsejería de Medio Ambiente del Gobierno de Canarias: tres años como técnico en el Servicio de Planificación de Espacios Naturales, formando parte del equipo de planificación y redacción de los instrumentos de gestión de diversos espacios naturales marinos y costeros, como por ejemplo: Archipiélago Chinijo, Parque Natural de Jandía, Parque Natural de Tamadaba, etc., cuatro años de trabajo como técnico del Servicio de Biodiversidad, realizando tareas de seguimiento de especies marinas amenazadas, informes técnicos y planes de protección y conservación de especies marinas. En la actualidad es técnico del Servicio de Impacto Ambiental de la Dirección General de Protección de la Naturaleza, con doce años de experiencia, revisando las evaluaciones de impacto ambiental de proyectos marinos y costeros, tales como granjas marinas, plantas desaladoras, plantas depuradoras, regeneración de playas, dragados, puertos, emisarios submarinos, parques eólicos marinos, etc.

En la actualidad es investigador colaborador del Grupo de Investigación en Biodiversidad y Conservación (BIOCON) del Instituto Universitario EcoAqua de la ULPGC, donde ha participado en diversos proyectos científicos desde el año 1990 y desarrolla investigaciones en el campo de las praderas de fanerógamas marinas y la ictiología. Es además instructor de buceo deportivo, buceador científico, buceador técnico y emCCR, buceador profesional y fotógrafo submarino, con 30 años de experiencia en el mundo del buceo.

- Espino, F., F. Tuya, I. Blanch & R. J. Haroun, 2008. **Los Sebadales en las Islas Canarias. Oasis de vida en los fondos arenosos**. BIOGES, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, 68 pp.
- Boyra, A., F. Espino, M. Freitas, F. Tuya, R. J. Haroun, M. Biscoito & J. A. González, 2008. **Guía Rápida-365 especies del Atlántico**. Editorial Oceanográfica Educación, Divulgación y Ciencia. Las Palmas de Gran Canaria, 128 pp.
- Espino, F., A. Boyra, F. Tuya & R. Haroun, 2008. **Guía visual de especies marinas de Canarias**. 2ª Edición (corregida y ampliada). Editorial Oceanográfica. Las Palmas de Gran Canaria, 482 pp.
- Espino, F., A. Boyra, F. Tuya & R. Haroun, 2006. **Guía visual de especies marinas de Canarias**. 1ª Edición. Editorial Oceanográfica. Las Palmas de Gran Canaria, 482 pp.
- Haroun, R. J., A. Boyra, O. Bergasa, J. J. Hernández-Brito, Y. Cárdenes, C. Fernández, F. Tuya, I. Blanch, F. Espino & R. Ramírez, 2005. **Diagnóstico ambiental del litoral canario : Canarias por una Costa Viva 2002-2004**. Memoria Final del Proyecto Canarias por una Costa Viva. Ministerio de Medio Ambiente, 131 pp.
- Fernández-Gil, C., A. Boyra, J. A. González, A. Brito, P. López, E. Abella, R. Freitas, F. Tuya, F. Espino, L. Moro, J. Núñez, A. Ramos-Splá, E. Bercibar, C. Almeida, E. López & N. González, 2013. **Especies Marinas de Cabo Verde**. Editorial Oceanográfica. ISBN 10: 84-695-8633-5, ISBN 13: 978-84-695-8633-4. 128 pp.
- Tuya, F. & F. Espino, 2015. **La biodiversidad de las praderas españolas: Canarias**. En: **Atlas de las praderas de fanerógamas marinas de España**. pp. 111-119. Ruiz, J. M., J. E. Guillén, A. Ramos-Segura & M. M. Otero (Editores). IEO/IEL/UICN, Murcia-Alicante-Málaga, 681 pp.
- Ruiz de la Rosa, M., F. Tuya, R. Herrera, L. Moro, F. Espino, R. Haroun & P. Manent, 2015. **Praderas de angiospermas marinas de las Islas Canarias**. En: **Atlas de las praderas de fanerógamas marinas de España**. pp. 423-465. Ruiz, J. M., J. E. Guillén, A. Ramos-Segura & M. M. Otero (Editores). IEO/IEL/UICN, Murcia-Alicante-Málaga, 681 pp.

- Tuya, F. & F. Espino, 2015. **La biodiversidad de las praderas españolas: Islas Canarias.** En: *Atlas de las Praderas Marinas de España.* Ruiz, J. M., E. Guillén, A. Ramos-Segura y M. Otero (Editores). IEO/IEL/UICN, Murcia-Alicante- Málaga. p. 111-117.



Publicaciones en revistas con índice de impacto

- Espino, F., A. Brito, R. Haroun & F. Tuya, 2015. **Macroecological analysis of the fish fauna inhabiting *Cymodocea nodosa* seagrass meadows.** *Journal of Fish Biology* 87, 1000-1018.
- Triay-Portella, R., J. G. Pajuelo, P. Manent, F. Espino, R. Ruiz-Díaz, J. M. Lorenzo & J. A. González. 2015. **New records of non-indigenous fishes (Perciformes and Tetraodontiformes) from the Canary Islands (north-eastern Atlantic).** *Cybium* 39(3), 163-174.
- Tuya, F., S. Betancor, F. Fabbri, F. Espino & R. Haroun. 2016. **Photo-physiological performance and short-term acclimation of two coexisting macrophytes (*Cymodocea nodosa* and *Caulerpa prolifera*) with depth.** *Scientia Marina* 80(2), 247-259.
- Tuya, F., S. Betancor, M. A. Viera-Rodríguez, R. Guedes, R. Riera, R. Haroun & F. Espino. 2015. **Effect of chronic versus pulse perturbations on a marine ecosystem: integration of functional response across organization levels.** *Ecosystems* 18(8), 1455-1471.
- Espino, F., R. Triay-Portella, J. A. González, R. Haroun & F. Tuya, 2015. **Population structure of the pearly razorfish, *Xyrichtys novacula* (Actinopterygii: Labridae), in sand-seagrass mosaics: spatial variations according to habitat features and sampling techniques.** *Scientia Marina* 79(2), 179-188.
- Espino, F., J. A. González, R. Haroun & F. Tuya, 2015. **Abundance and biomass of the parrotfish *Sparisoma cretense* in seagrass meadows: temporal and spatial differences between seagrass interiors and seagrass adjacent to reefs.** *Environmental Biology of Fishes* 98(1), 121-133.
- Tuya, F., R. Haroun & F. Espino, 2014. **Economic assessment of ecosystem services: Monetary value of seagrass meadows for coastal fisheries.** *Ocean and Coastal Management* 96, 181-187.

- Fabbri, F., F. Espino, R. Herrera, L. Moro, R. Haroun, R. Riera, N. González-Henriquez, O. Bergasa, O. Monterroso, M. Ruiz de la Rosa & F. Tuya, 2015. **Trends of the seagrass *Cymodocea nodosa* (Magnoliophyta) in the Canary Islands: population changes in the last two decades.** *Scientia Marina* 79(1), 7-13.
- Tuya, F., L. Ribeiro-Leite, N. Arto-Cuesta, J. Coca, R. Haroun & F. Espino, 2014. **Decadal changes in the structure of *Cymodocea nodosa* seagrass meadows: Natural vs. human influences.** *Estuarine, Coastal and Shelf Sciences* 137, 41-49.
- Tuya, F., M^a. A. Viera-Rodríguez, R. Guedes, F. Espino, R. J. Haroun & J. Terrados 2013. **Seagrass responses to nutrient enrichment depend on clonal integration, but not flow-on effects on associated biota.** *Marine Ecology Progress Series* 490, 23-35.
- Tuya, F., H. Hernández-Zerpa, F. Espino & R. J. Haroun, 2013. **Drastic decadal decline of the seagrass *Cymodocea nodosa* at the island of Gran Canaria (eastern Atlantic): interactions with the green algae *Caulerpa prolifera*.** *Aquatic Botany* 105, 1-6.
- Tuya, F., F. Espino & J. Terrados, 2013. **Preservation of seagrass clonal integration buffers against burial stress.** *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 439, 42-46.
- Espino, F., F. Tuya, A. Brito & R. J. Haroun, 2011a. **Ichthyofauna associated with *Cymodocea nodosa* meadows in the Canarian Archipelago (central eastern Atlantic): community structure and nursery role.** *Ciencias Marinas* 37(2), 157-174.
- Espino, F., F. Tuya, A. Brito & R. J. Haroun, 2011b. **Variabilidad espacial en la estructura de la ictiofauna asociada a praderas de *Cymodocea nodosa* en las islas Canarias, Atlántico nororiental subtropical.** *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 46(3), 391-403.
- Tuya, F., R. J. Haroun, C. García-Díaz & F. Espino, 2006. **Evaluación de la efectividad de dos reservas marinas de las islas Canarias (Atlántico Oriental).** *Ciencias Marinas* 32(3), 505-522.
- González, J. A., L. Martín, R. Herrera, G. González-Lorenzo, F. Espino, J. Barquín-Diez & A. J. Southward, 2012. **Cirripedia of the Canary Islands: distribution and ecological notes.** *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 92(1), 129-141.

- Boyra, A., P. Sánchez-Jerez, F. Tuya, F. Espino & R. Haroun, 2004. **Attraction of wild coastal fishes to an Atlantic subtropical cage fish farm, Gran Canaria, Canary Islands.** *Environmental Biology of Fishes* 70, 393-401.
- Herrera, R., F. Espino, M. Garrido & R. Haroun, 2002. **Observations on fish colonization and predation on two artificial reefs in the Canary Islands.** *ICES Journal of Marine Science* 59, S69-S73.
- Tuya, F., L. Png-González, R. Riera, R. Haroun & F. Espino, 2014. **Ecological structure and function differs between habitats dominated by seagrasses and green seaweeds.** *Marine Environmental Research* 98, 1-13.
- Herrera, A., J. M. Landeira, F. Tuya, T. Packard, F. Espino & M. Gómez, 2014. **Seasonal variability of suprabenthic crustaceans associated with *Cymodocea nodosa* seagrass meadows off Gran Canaria (eastern Atlantic).** *Continental Shelf Research* 88, 1-10.
- Tuya, F., F. Vila, O. Bergasa, M. Zarranz, F. Espino & R. Robaina, 2016. **Artificial seagrass leaves shield transplanted seagrass seedlings and increase their survivorship.** *Aquatic Botany* 136, 31-34.
- Espino, F., R. Triay-Portella, J. A. González, R. Haroun & F. Tuya, 2016. **Length-weight relationships of ten teleost fish species from seagrass meadows at the Canary Islands (North-eastern Atlantic).** *Cybium* 40(4), 323-325.

Publicaciones en revistas sin índice de impacto

- Espino, F., B. Ramírez & A. Brito, 2015. **Occurrence of the Torroto grunt, *Genyatremus cavifrons* (Cuvier, 1830) (Actinopterygii: Haemulidae) in the Canary Islands (Eastern Atlantic Ocean).** *Revista de la Academia Canaria de Ciencias* XXVII, 91-97.
- Espino, F., F. Tuya & A. Brito, 2015. **Occurrence of the African Sergeant, *Abudefduf hoefleri* (Steindachner, 1881) (Actinopterygii: Pomacentridae) in the Canary Islands waters.** *Revista de la Academia Canaria de Ciencias* XXVII, 83-89.
- Espino, F., J. A. González, A. Boyra, C. Fernández, F. Tuya & A. Brito, 2014. **Diversity and biogeography of fishes in the Gando-Arinaga area, east coast of Gran Canaria (Canary Islands).** *Revista de la Academia Canaria de Ciencias* XXVI, 9-25.

- Espino, F., F. Tuya, R. Haroun & A. Brito, 2014. **Una aproximación al valor económico pesquero de las praderas de *Cymodocea nodosa* (sebadales) en las islas Canarias.** *Vieraea* 42, 197-206.
- Espino, F., 2004. **Una metodología para el estudio de las fanerógamas marinas en Canarias.** *Revista de la Academia Canaria de Ciencias* XV(3-4), 237-256.
- Garrido, M. J., M. Hernández, F. Espino, R. Herrera & O. Tavío, 2004. ***Hacelia superba* H. L. Clark, 1921 and *Chaetaster longipes* Retzius, 1805 (Echinodermata: Echinoidea) new records for Canary Islands.** *Arquipélago. Life and Marine Science* 21A, 87-88.
- Riera, R., F. Espino & L. Moro, 2016. **Progressing the invasion of the hydrozoan *Macrorhynchia philippina* (Kirchenpauer, 1872) in Atlantic archipelagos.** *Vieraea* 44, 117-120.
- Herrera, R., F. Espino, M. Garrido & R. Haroun, 1999. **Colonization patterns of fish populations between a coastal artificial reef and an oceanic artificial reef.** En *Proceedings of The Seventh International Conference on Artificial Reefs and Related Aquatic Habitats*. Sanremo, 7 al 11 de octubre de 1999. Publicado en: *Biología Marina Mediterránea* 9(2), 133-134.

Contribuciones a congresos

- Comunicación “**Economic assessment of ecosystem services: monetary value of seagrass meadows for coastal fisheries**”. Fernando Espino, Ricardo Haroun and Fernando Tuya. Presentada en el Workshop *Seagrasses in Europe: Threats, Responses and Management* (COST Action). Organizado por el Centre of Marine Sciences (CCMAR). Celebrado en Olhão (Portugal) los días 4 a 6 de marzo de 2014.
- Comunicación “**Ecological structure and function differs between landscapes dominated by seagrasses and green seaweeds**”. Fernando Tuya, Lydia Png-González, Rodrigo Riera, Ricardo Haroun and Fernando Espino. Presentada en el Workshop *Seagrasses in Europe: Threats, Responses and Management* (COST Action). Organizado por el Centre of Marine Sciences (CCMAR). Celebrado en Olhão (Portugal) los días 4 a 6 de marzo de 2014.

- Comunicación “**Performance of the seagrass *Cymodocea nodosa* and associated biota under an experimental fertilization scenario: does clonal integration modulate responses?**”. Tuya, F., Hernández-Zerpa, H., Viera, M. A., Espino, F., Haroun, R. and J. Terrados. Presentada al XVII Simposio Ibérico de Estudios de Biología Marina. Celebrado del 11 al 14 de septiembre de 2012 en San Sebastián, España.
- Comunicación “**Ictiofauna asociada a praderas de *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson en las islas de Gran Canaria, Fuerteventura y Lanzarote**”. Fernando Espino, Fernando Tuya, Alberto Brito & Ricardo Haroun. Presentada al I Taller sobre Estrategias para la Planificación y Conservación de los Recursos Marinos en Canarias. Organizado por el Consorcio de la Reserva Mundial de la Biosfera de La Palma. Celebrado en Santa Cruz de La Palma los días 21 a 24 de julio de 2009.
- Ponencia “**Las praderas de *Cymodocea nodosa* en las islas Canarias**”. Presentada en el I Taller sobre Conservación de *Cymodocea nodosa* y Restauración de su hábitat en Canarias. Organizado por el Instituto Canario de Ciencias Marinas dentro del proyecto Conservación y Gestión de Sebadales, Grupo de Investigación del Bentos. Dirección General de Universidades e Investigación, Consejería de Educación, Cultura y Deportes, Gobierno de Canarias. Celebrado en Taliarte del 11 al 14 de mayo de 2005.
- Comunicación “**Estudio sobre la población y distribución de *Munidopsis polymorpha* Koelbel, 1892 en el norte de Lanzarote (Islas Canarias)**”. Espino, F., M. J. Garrido, J. A. González, O. Tavío, A. Moreno & R. Herrera. Presentada en el XIII Simposio Ibérico de Estudios del Bentos Marino. Organizado por la Universidad de Las Palmas de Gran Canaria y Celebrado en Las Palmas del 21 al 24 de septiembre de 2004.
- Comunicación “**Plan de Recuperación de la lapamajorera (*Patella candei* D’Orbigny, 1840), la primera estrategia para recuperar una especie marina**”. Herrera, R., M. J. Garrido, F. Espino & O. Tavío. Presentada en el XIII Simposio Ibérico de Estudios del Bentos Marino. Organizado por la Universidad de Las Palmas de Gran Canaria y Celebrado en Las Palmas del 21 al 24 de septiembre de 2004.

Comunicación “**Demographic structure of the long-spined sea-urchin *Diadema antillarum* Philippi in the MPA of Alegranza Islet (Lanzarote, northern Canary Islands): temporal changes**”. Haroun, R. J., A. Boyra, F. Tuya & F. Espino, 2004. pp. 113-114. En Libro de Resúmenes del XIII Simposio Ibérico de Estudios del Bentos Marino. Celebrado del 21 al 24 de septiembre de 2004 en Las Palmas de Gran Canaria.

- Comunicación “**An ‘endemic’ fish community associated to seagrass meadows of the Canary Islands**”. Espino, F., R. Haroun, F. Otero-Ferrer & F. Tuya, 2016. presentada al Congreso CECOMA 2016 (Challenges in the Environmental Management of Coastal and Marine Areas). Organizado por el Instituto EcoAqua de la Universidad de Las Palmas de Gran Canaria en colaboración con la IUCN. Celebrado en Las Palmas de Gran Canaria del 25 al 29 de enero de 2016.



Synodus saurus (Linnaeus, 1758)

