

VIERAEA	Vol. 42	197-206	Santa Cruz de Tenerife, diciembre 2014	ISSN 0210-945X
---------	---------	---------	--	----------------

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., 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.

RESUMEN: Las praderas de fanerógamas marinas son un hábitat importante para numerosas especies de peces litorales, muchas de ellas de interés pesquero. Para determinar el valor económico pesquero de las praderas de *Cymodocea nodosa*, durante el año 2011 se realizaron 288 censos visuales subacuáticos de peces en 3 praderas de la isla de Gran Canaria. Los datos de abundancia (nº de individuos) y tallas (longitud total en cm) fueron convertidos en biomásas (gr) empleando las ecuaciones talla-peso para las especies pesqueras; éstas a su vez fueron convertidas en valor económico empleando los precios de mercado (€ kg⁻¹). La biomasa total registrada fue de 907,6 kg, mientras que la de interés pesquero fue de 894,55 kg. La biomasa relativa de especies pesqueras fue de 310 kg ha⁻¹ año⁻¹, con un valor comercial total estimado de 1.690 € ha⁻¹ año⁻¹. Las especies pelágicas 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. Las especies epibentónicas y bentónicas registraron 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. El valor económico de los stocks de peces de interés comercial en las praderas de *C. nodosa* resultó ser relativamente alto en comparación con los de otras zonas del mundo.

Palabras clave: ictiofauna, praderas marinas, valor económico, pesquerías, Islas Canarias.

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 & Jones, 2006) ya que intervienen en los procesos físicos, químicos y ecológicos en las zonas costeras donde se encuentran. Desempeñan múltiples funciones ecológicas (Constanza *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 Constanza *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 10^9 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 & Pollard, 1989; Beck *et al.*, 2001), aunque éste no fue evaluado por Constanza *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; 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 $1,2 \times 10^6$ A\$ año⁻¹. En las aguas del Golfo del sur de Australia, las praderas marinas soportan pesquerías que han sido valoradas en 100×10^6 A\$ año⁻¹ (McArthur & Boland, 2006). En Virginia (USA), el beneficio económico neto para la pesquería del crustáceo decápodo *Callinectes sapidus* Rathbun, 1896 fue estimada en $1,8 \times 10^6$ US\$ año⁻¹, con un beneficio adicional de $2,4 \times 10^6$ 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, Unsworth *et al.* (2010) calcularon el valor económico de la captura de peces en tres lugares de Indonesia: 1) un área marina protegida ($113,1 \pm 31,6$ US\$ ha⁻¹; media \pm error estándar); 2) un área poco pescada ($22,2 \pm 9,8$); y 3) un área muy pescada ($1,9 \pm 0,7$); 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 & 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 (Güllstrom *et al.*, 2002).

En Canarias, las praderas de la fanerógama marina *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson reciben el nombre de ‘sebadales’ y se distribuyen, principalmente, por las costas este, sureste, sur y suroeste de las islas centrales y orientales (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 trabajo fue realizar una aproximación a la valoración económica del valor pesquero de las praderas de *C. nodosa* en las islas Canarias.

MATERIAL Y MÉTODOS

Para calcular el valor económico de pesquerías asociadas a praderas de fanerógamas marinas se han utilizado los valores de mercado (por individuos o por kilogramo) para convertir los datos ecológicos (abundancia, densidad o biomasa) en valores económicos por hectárea para especies capturadas de invertebrados y peces. Esta metodología de extrapo-

lación 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 & 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: El Cabrón, Risco Verde y Veneguera (Figura 1). En cada pradera se seleccionaron 4 sitios separados por 100s de m. En cada visita y en cada sitio se realizaron 6 censos visuales de peces de acuerdo con la metodología estandarizada (Brock, 1982; Kingsford & Battershill, 1998), que ha sido empleada en las praderas de fanerógamas marinas de Canarias (Mena *et al.*, 1993; Tuya *et al.*, 2006a; Espino *et al.*, 2014). En cada censo se registraron las especies de peces, la abundancia (número de individuos) y las tallas (longitud total en cm), sobre un transecto de 25 m x 4 m, por lo que la superficie cubierta en cada muestra es de 100 m². Los censos fueron realizados por dos buceadores, al mismo tiempo y de forma independiente, durante el día, entre las 10:00 y las 14:00 horas, y con carácter estacional (febrero, mayo, agosto y noviembre) durante el año 2011. En total se realizaron 288 réplicas. A partir de estos datos se calculó la biomasa de cada individuo mediante las ecuaciones talla-peso ($W = a L^b$, donde W 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



Figura 1. Mapa de la isla de Gran Canaria (Océano Atlántico noreste) donde se muestran las tres praderas de *Cymodocea nodosa* donde se estudió la ictiofauna.

literatura científica especializada. 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.

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 & Brito (1995), con un total de 20.533 individuos (Tabla 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: *Atherina presbyter*, *Boops boops*, *Sardinella aurita*, *Sardinella maderensis*, *Diplodus annularis*, *Pagellus erythrinus*, *Spondylisoma cantharus*, *Sparisoma cretense*, *Mullus surmuletus* y *Xyrichtys 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 (ligadas al fondo marino, en este caso a las praderas marinas) registraron 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).

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 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 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 *Pagrus pagrus*, o la ausencia de *Pagellus acarne* y *Oblada melanura*, todas ellas especies características de las praderas de *C. nodosa* y con interés comercial (Espino *et al.*, 2011a, b).

En general, la ictiofauna de 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 larvarias, 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. *Spondyllosoma cantharus*, *Sparisoma cretense*, *Pagrus pagrus*, *Pagellus erythrinus*, 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 (e.g. *Atherina presbyter*, *Boops boops*, *Pomatomus saltatrix*, *Sarda sarda*, *Sardinella aurita*, *Sardinella maderensis* y *Sphyraena 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 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

($59,25 \pm 17,23$ US\$ ha⁻¹ vs. $113,1 \pm 31,6$ US\$ ha⁻¹), pero supera al de las áreas marinas ligeramente explotadas ($59,25 \pm 17,23$ US\$ ha⁻¹ vs. $22,2 \pm 9,8$ US\$ ha⁻¹) o muy explotadas ($59,25 \pm 17,23$ US\$ ha⁻¹ vs. $1,9 \pm 0,7$ 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 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.

AGRADECIMIENTOS

Este estudio se realizó gracias a la financiación económica del proyecto GESMAR (PCT-MAC 2007-2013) en colaboración con el Cabildo de Gran Canaria. Los autores agradecemos a Pedro Martínez, Matías Farray, Tony Sánchez y Leonor Ortega por su colaboración en diversas partes del trabajo. Fernando Tuya estuvo financiado por el Programa 'Ramón y Cajal' de MINECO.

BIBLIOGRAFÍA

- 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: 140-149.
- BARBERÁ, C., F. TUYA, A. BOYRA, P. SÁNCHEZ-JEREZ, I. BLANCH & R. J. HAROUN (2005). Spatial variation in the structural parameters of *Cymodocea nodosa* seagrass meadows in the Canary Islands: a multiscaled approach. *Botánica Marina* 48: 122-126.
- 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 & M. P. WEINSTEIN (2001). The identification, conservation, and management of estuarine and marine nurseries for fish and invertebrates. *BioScience* 51: 633-641.
- BELL, J. D. & D. A. POLLARD (1989). Ecology of fish assemblages and fisheries associated with seagrasses. En: *Biology of seagrasses: a treatise on the biology of seagrasses with special reference to the Australian region*. pp. 565-609. Larkum A. W. D., A. J. McComb & S. A. Shepherd (Eds). Elsevier, New York.
- BROCK, R. E. (1982). A critique of the visual census method for assessing coral reef fish populations. *Bulletin of Marine Science* 32: 269-276.

- CONSTANZA, 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 & M. VAN DEN BELT (1997). The value of the world's ecosystems services and natural capital. *Nature* 387: 253-260.
- DUARTE, C. M. (2002). The future of seagrass meadows. *Environmental Conservation* 29: 192-206.
- ESPINO, F., F. TUYA, I. BLANCH & R. J. HAROUN (2008). Los Seadales de Canarias. Oasis de vida en los fondos arenosos. BIOGES. Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, 68 pp.
- 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: 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: 391-403.
- ESPINO, F., J. A. GONZÁLEZ, R. HAROUN & F. TUYA (2014). 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*. DOI 10.1007/s10641-014-0241-z.
- FRANQUET, F. & A. BRITO (1995). Especies de interés pesquero de Canarias, 143 pp. Consejería de Pesca y Transportes del Gobierno de Canarias, Santa Cruz de Tenerife.
- GELL, F. R. (2000). The seagrass fishery of Montepuez Bay, Northern Mozambique. In: Seas at the Millennium: An environmental evaluation, Vol III. Sheppard, C. R. C. (Ed.). Elsevier, Amsterdam, 106 pp.
- 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.
- GÜLLSTROM, M., M. DE LA TORRE-CASTRO, S. O. BANDEIRA, M. BJÖRK, M. DAHLBERG, N. KAUTSKY, P. RÖNNBÄCK & M. C. ÖHMAN (2002). Seagrass ecosystems in the Western Indian Ocean. *Ambio* 31: 588-596.
- HARBORNE, A. R., P. J. MUMBY, C. V. KAPPEL, C. P. DAHLGREN, F. MICHELI, K. E. HOLMES & D. R. BRUMBAUGH (2008). Tropical coastal habitats as surrogates of fish community structure, grazing, and fisheries value. *Ecological Applications* 18: 1689-1701.
- KINGSFORD, M. & C. BATTERSHILL (1998). Studying marine temperate environments: a handbook for ecologists. Canterbury University Press, Christchurch, New Zealand. 336 pp.
- MENA, J., J. M. FALCÓN, A. BRITO, F. M. RODRÍGUEZ & 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.
- MCCARTHUR, L. C. & J. W. BOLAND (2006). The economic contribution of seagrass to secondary production in South Australia. *Ecological Modelling* 196: 163-172.
- 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 & S. L. WILLIAMS (2006). A global crisis for seagrass ecosystems. *BioScience* 56: 987-996.
- POLUNIN, N. V. C. & 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.
- 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 TUSSENBOEK, S. G. VERGARA, M. WAYCOTT & J. C. ZIEMAN (2011). Extinction risk assessment of the world's seagrass species. *Biological Conservation* 144: 1961-1971.
- TORRE-CASTRO, M. DE LA & P. RÖNNBÄCK (2004). Links between humans and seagrasses—an example from tropical East Africa. *Ocean & Coastal Management* 47: 361-387.
- TUYA, F., J. A. MARTÍN & 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: 695-704.
- TUYA, F., L. ORTEGA-BORGES, P. SÁNCHEZ-JEREZ & R. J. HAROUN (2006b). Effects of fishing pressure on the spatio-temporal variability of the parrotfish, *Sparisoma cretense* (Pisces: Scaridae), across the Canary Archipelago (eastern Atlantic). *Fisheries Research* 77: 24-33.
- UNSWORTH, R. K. F., L. C. CULLEN, J. N. PRETTY, D. J. SMITH & 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: 218-224.
- WATSON, R. A., R. G. COLES & W. J. LEE LONG (1993). Simulation estimates of annual yield and landed value for commercial penaeid prawns from a tropical seagrass habitat. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research* 44: 211-219.
- WRIGHT, J. P. & C. G. JONES (2006). The concept of organisms as ecosystem engineers ten year on: Progress, limitations, and challenges. *BioScience* 56: 203-20.

Tabla 1. Lista de especies de peces de interés pesquero registradas durante el año 2011 en tres praderas de *Cymodocea nodosa* en Gran Canaria. Se indica: el nombre científico de la especie; A: Abundancia (número total de individuos); M ± ee: Abundancia relativa (número medio de individuos por 100 m² ± error estándar); T ± ee: longitud total (cm) (media ± error estándar); Tmax: longitud total máxima (cm); Tmin: longitud total mínima (cm); B: biomasa total registrada (kg); Br: Biomasa relativa (kg ha⁻¹ año⁻¹); Pm: precio mercado (€ kg⁻¹); VE: Valor económico (€ ha⁻¹ año⁻¹). * Especies pelágicas.

Especie	A	M ± ee	T ± ee	Tmax	Tmin	B	Br	Pm	VE
<i>Abudefduf luridus</i>	8	0,03±0,01	10,50±0,67	12	8	0,22	0,08	3,9	0,30
<i>Atherina presbyter</i> *	750	2,60±2,60	11,00±0,00	11	11	7,35	2,55	6	15,31
<i>Boops 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>Diplodus annularis</i>	617	2,14±0,80	14,97±0,14	20	5	45,16	15,68	7,99	125,29
<i>Diplodus sargus cadenati</i>	6	0,02±0,01	18,33±2,11	25	15	0,87	0,30	7,99	2,40
<i>Diplodus 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>Mullus 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>Pagellus 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>Sardinella 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>Scorpaena 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>Sparisoma cretense</i>	644	2,24±0,32	12,76±0,25	35	4	39,20	13,61	11,99	163,20
<i>Sphyræna viridensis</i> *	25	0,09±0,07	77,60±4,91	100	50	57,98	20,13	6,99	140,71
<i>Spondyllosoma 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>Centrolabrus trutta</i>	2	0,01±0,00	9,00±1,00	10	8	0,02	0,01	4,99	0,04
<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