

The gooseneck barnacle (*Pollicipes pollicipes*) in the Basque Country (Northern Spain): facing the future of its management

Juan Bald* and Angel Borja

The gooseneck barnacle (*Pollicipes pollicipes*) is a highly exploited species in Spain and Portugal due to the great commercial demand and the high prices in the market (Bernard, 1988; Goldberg, 1984), resulting in the overexploitation of the stocks (Cunha and Weber, 2001). In the Basque Country, the status of the gooseneck barnacle populations shows clear symptoms of overexploitation with low densities and biomasses (Borja *et al.*, 2011). This fact demonstrates that the passive management of the resource (i.e. non-take capture and legal minimal length for capture), as it is done in the Basque Country, tends towards a progressive decline of the resource, as has been observed also in Canada (Jamieson *et al.*, 1999; Lessard *et al.*, 2003). On the other hand, the fisheries decline, in the sector of traditional small vessels in the Basque Country, has promoted the possibility of gooseneck barnacle exploitation, as a complement to their fishing activity (actually forbidden by fishery regulations), by means of the implementation of an exploitation management plan similar to those developed in other regions of Spain. Consequently, in 2009 the Fisheries Directorate of the Basque Country government entrusted to the Marine Research Division of AZTI-Tecnalia the development of a pilot management project. Its main objective was to validate the usefulness or not of the implementation of management plans for the sustainable exploitation of the gooseneck barnacle population, by the sector of small traditional vessels, as a measure to diversification and improvement of their incomes. Consequently, during 2009 a coastal area between Orio and Donostia (southeastern Bay of Biscay, Basque Country) was selected to develop the project and a first evaluation of the gooseneck barnacle biomass was undertaken. As in other areas of the Basque Country, the overexploitation of the resource was observed, due to illegal fishing activities. Then, prior to the proposal of any legal exploitation, a plan was proposed in order to allow the recovery of the population and to obtain a profitable biomass. An agreement with the fishermen's was obtained and on March 2010 the exploitation of the gooseneck barnacle in the pilot zone was forbidden for two years. In the summer of 2011, a second

evaluation of the biomass was undertaken, in order to evaluate the success of the closure and a clear recovery of the resource was observed 16 month after the official closure. Anyway, as the population is not still completely recovered, the proposal of the project was: (i) to maintain the closure until the end of the second year (summer 2012); (ii) to undertake a third evaluation of the biomass in the study area during the summer 2012, in order to confirm the recovery observed in 2011; and (iii) depending of the results of the third evaluation, to allow the exploitation of the resource according to a management plan. During 2013 a fourth evaluation of the gooseneck barnacle biomass will be undertaken, in order to evaluate the impact of the fishing activity and the success of the proposed management plan. This will permit a sustainable exploitation of the resource and, then, there will be a possibility of extrapolate the acquired experience and the management model to the rest of gooseneck barnacle populations in the coastal zone of the Basque Country. This contribution present the results of the pilot project obtained between 2009 and 2012 and the proposal of management plan of the gooseneck barnacle populations that will be applied for the exploitation of this resource in the coastal zone of the Basque Country. References Bernard, F. R., 1988. Potential Fishery for the Gooseneck Barnacle *Pollicipes polymerus* (Sowerby, 1833) in British Columbia. *Fisheries Research*, 6:287-298. Borja, A., P. Liria and J. Bald, 2011. *El Recurso Marisquero del Percebe (Pollicipes pollicipes) en la Costa Vasca: Relaciones con la Energía del Oleaje, entre 2002 y 2011*. Informe de AZTI-Tecnalia para el Departamento de Medio Ambiente, Planificación Territorial, Agricultura y Pesca del Gobierno Vasco. 47 pp. Cunha, I. and M. Weber. 2001. Actividad reproductora del percebe *Pollicipes pollicipes* en el norte de Portugal. En: *Libro de resúmenes VII Congreso Nacional de Acuicultura*. D. G. d. P. y. A. G. d. Cantabria), editor (Ed.). Santander. 173-175 pp. Goldberg, H., 1984. Posibilidades de cultivo de percebe, *Pollicipes cornucopiae* Leach, en sistemas flotantes. *Inf.Téc.Inst.Esp.Oceanogr*;(19):13 pp. Jamieson, G. S., R. Lauzier and G. Gillespie, 1999. *Phase 1 Framework for Undertaking an Ecological Assessment of the Outer Coast Rocky Intertidal Zone*. Research Document 99/209 Fisheries and Oceans Canada. Canadian Stock Assessment Secretariat. Ottawa. 33 pp. Lessard, J., J. Osborne, R. Lauzier, G. Jamieson and R. Harbo, 2003. Applying local and scientific knowledge to the establishment of a sustainable fishery: the west coast Vancouver island goose barnacle fishery experience. Putting Fishers Knowledge to Work. H. Haggan, C. Brignall and L. Wood (Ed.). Fisheries Centre Research Report, University of British Columbia, Vancouver (Canada). (11 (1)) 36-40 p.

* Marine Research Division, AZTI-Tecnalia Foundation, Herrera Kaia, Portualdea, z/g, 20110 Pasaia (Spain), Tel: +34 946574000, Fax: +34 946572555, (*jbald@azti.es)

La pesquería de erizo (*Loxechinus albus*) en Chile

Nancy Barahona T

Las pesquerías bentónicas explotadas en Chile registraron el año 2010 un volumen igual a 476.470 toneladas, las que estuvieron conformadas por más de 50 recursos, que se pueden agrupar en 8 grupos taxonómicos, constituyendo el grupo de equinodermos equinoideos que lo conforma el erizo *Loxechinus albus* una contribución de un 6,8% al volumen total, 33.046 toneladas. Esta especie destaca entre otros recursos bentónicos por: i) constituir junto a la almeja (*Venus antiqua*) y la luga roja (*Gigartina skottbergii*) el primer recurso bentónico que se explota en régimen de libre acceso bajo un plan de manejo en las regiones del sur de Chile, constituida en términos administrativos por las regiones de Los Lagos (X Región) y de Aysén (XI Región) y que permite la operación de los pescadores en la zona contigua; ii) contribuir con más del 50% de las capturas mundiales de equinodermos; iii) participar un alto número de embarcaciones y pescadores en su explotación y iv) aportar después de las algas con el mayor volumen de desembarque a nivel nacional.

Como resultado de una crisis del sector pesquero artesanal que explota las pesquerías bentónicas en el sur de Chile en el año 2001 se instauró el “Plan de Manejo de las Pesquerías Bentónicas de la Zona Contigua, X y XI regiones” (PMZC) (Moreno *et al.*, 2006). Este plan fue implementado en la zona de los archipiélagos del Sur de Chile (entre 41° y 46° S), asociado a una de las flotas pesqueras artesanales más importantes del país (aprox 5.000 pescadores) (Molinet *et al.*, 2008). Uno de los desafíos del PMZC fue poder implementar un plan de manejo que considerara la participación de los usuarios en la toma de decisiones y en un contexto de desarrollo sostenible (Hilborn *et al.*, 2005; Parma *et al.*, 2006).

El objetivo del presente trabajo fue describir y analizar la pesquería de erizo en un contexto mundial y nacional, con énfasis en el desarrollo y aplicación del plan de manejo en las regiones administrativas de Los Lagos y de Aysén, luego de una década de ocurrido el conflicto, con el fin de contribuir con esta experiencia a otros grupos de trabajo que requieran implementar planes de manejo similares.

Instituto de Fomento Pesquero (nancy.barahona@ifop.cl)

Sea urchin (*Paracentrotus lividus*) biomass assessment in the Basque Country (Northern, Spain): the key for an exploitation management design

Iratxe Menchaca^{a*}, Juan Bald^a

In recent years, the increasing of the sea urchin *Paracentrotus lividus* commercial harvesting has prompted a worldwide population decline due to poor resource exploitation management plans and inability of policy-makers to act (Barnes *et al.*, 2002; Pais *et al.*, 2007). Thus, the decline of natural populations of this species could generate changes in the ecological balances, compromising the survival of populations (Guidetti *et al.*, 2004). In the Basque Country (Northern, Spain), some industrial initiatives in the fishery and commercialisation of *P. lividus* roe have been raised for the first time since 2007. However, due to the fact that this resource has not been traditionally exploited in the Basque Country (in contrast with other coastal areas of Spain), there is no legal fishery framework either an management scenario for the sustainable exploitation of this specie. With a sea urchin population in quasi pristine conditions, we can thus consider that we are in the best position in order to avoid the disastrous effects on social, economic and ecologic conditions that the failure in the management of a fishery can derive. According to Maunder *et al.* (2006), a successful exploitation management plan lies in adequate resource scientific information to resource managers. With this purpose, sea urchin (*P. lividus*) population biomass in the Basque Country was assessed from 2007 to 2011 from 670 subtidal locations along the Basque coast. Field sampling consisted on a non-intrusive and non-destructive methodology, based on submarine photography, diving with automatic helmet. Pictures were analyzed by the J Image Software. Picture calibration consisted on relating the image analysis results with the weight and size from field sampled and laboratory measured specimens. From these biomimetic relation values, the following population parameters were calculated: (i) the fulfillment percentage of the legal catching size, (ii) the total and exploitable density, (iii) the total and exploitable biomass and the (iv) the total exploitable stock. Based on our preliminary results, an adaptive management plan at small scale has been designed, which includes: (i) the best sustainable areas for sea urchin exploitation along the Basque coast; (ii) relevant exploitation regulations specifying the fishing periods, the minimum harvestable size and the catch per day per

fisherman as well as the fishing areas; (iii) a monitoring program for real status resource assessment, once the fishery has been allowed. In this sense, our study constitutes an appropriate assessment tool for the future management scenario of the sea urchin *P. lividus* fishery in the Basque Country. References Barnes D.K.A., E.Verling, A.C. Crook, I. Davidson, M. O'Mahoney, 2002. Local population disappearance follows (20 yr after) cycle collapse in a pivotal ecological species. Marine Ecology Progress Series 226: 311–313. Guidetti, P., A. Terlizzi, F., Boero, 2004. Effects of the edible sea urchin, *Paracentrotus lividus*, fishery along the Apulian rocky coast (SE Italy, Mediterranean Sea). Fisheries Research 66: 287-297. Maunder, M. N., J. R. Sibert, A. Fonteneau, J. Hampton, P. Kleiber, S. J. Harley, 2006. Interpreting catch per unit effort data to assess the status of individual stocks and communities. ICES Journal of Marine Science, 63 (8): 1373-1385. Pais, A., L. A. Chessa, S. Serra, A. Ruiu, G. Meloni, Y. Donno, 2007. The impact of commercial and recreational harvesting for *Paracentrotus lividus* on shallow rocky reef sea urchin communities in North-western Sardinia, Italy. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 73 (3-4): 589-597.

^a Marine Research Division, AZTI-Tecnalia Foundation, Herrera Kaia, Portualdea, s/g, 20110 Pasaia (Spain), Tel: +34 946574000, Fax: +34 946572555, (*imenchaca@azti.es)

La necesaria reforma de la Política Pesquera Comunitaria (The necessary reform of the EU Fisheries Policy)

Xabier Ezeizabarrena

Resumen:

Dentro del complejo marco global, la nueva Política Pesquera Comunitaria precisa de reformas sustantivas en materia ambiental y de conservación de los recursos marinos. Es preciso garantizar un cumplimiento real de los acuerdos de pesca y de la normativa comunitaria que afecta al sector pesquero, procurando distinguir la pesca realizada con métodos y artes sostenibles de aquella cuyo desarrollo mantiene una razón exclusivamente económica.

Palabras clave:

Derecho Comunitario – Política Pesquera Comunitaria – Recursos Marinos – Pesquerías - Sostenibilidad

Introducción

Dentro del complejo marco global, la nueva Política Pesquera Comunitaria (PPC) precisa de reformas sustantivas en materia ambiental y de conservación de los recursos marinos. Es preciso garantizar un cumplimiento real de los acuerdos de pesca y de la normativa comunitaria que afecta al sector pesquero, procurando distinguir la pesca realizada con métodos y artes sostenibles de aquella cuyo desarrollo mantiene una razón exclusivamente económica.

Entre las cuestiones a abordar, con carácter general, se encuentra la problemática de las redes de deriva, el arrastre pelágico y la problemática del stock de anchoa. Al mismo tiempo, las cuotas de capturas de esta especie han llegado a ser objeto de curiosos intercambios entre Francia y Portugal en un trueque de poblaciones absolutamente lejanas y desligadas entre sí y en perjuicio de los pescadores de bajura que operan en el Golfo de Bizkaia. Adicionalmente, las cifras correspondientes al sector pesquero tradicional de cualquier Estado miembro se presentan siempre enmarcadas en los grandes resultados macroeconómicos de la pesca global, junto a la pesca industrial o de altura, cuya problemática poco o nada tiene que ver con la que sufre diariamente el sector pesquero tradicional o de bajura. La Política Pesquera Comunitaria debería reflexionar sobre estas cuestiones con anterioridad a la toma de decisiones estratégicas que garanticen el

futuro de las distintas pesquerías en la Unión Europea.

Resulta necesario, por tanto, abordar estas y otras cuestiones, desde la perspectiva de la sostenibilidad de los recursos, del sector y desde la perspectiva social que representa una cultura y una forma de vida cuyos contornos requieren de nuevas aproximaciones políticas y jurídicas que nos acerquen a la sostenibilidad real y a la protección efectiva de los recursos marinos. A tal fin, la comunicación abordará las necesidades de reforma de la Política Pesquera Comunitaria vigente, tanto desde la perspectiva de los Tratados constitutivos de la Comunidad Europea y la Unión Europea, como desde el punto de vista de las reformas sectoriales a introducir en los Reglamentos y Directivas del sector. Todo ello guarda estrecha e importante relación con la difícil situación que vive el sector pesquero en el conjunto de Euskal Herria.

Política pesquera y conservación de los recursos

Mientras la flota cantábrica de bajura sigue sumida en una profunda crisis estructural, la Política Pesquera de la UE continúa sin diferenciar debidamente las problemáticas pesqueras de las distintas flotas en el contexto comunitario optando, hasta la fecha por pautas de reflexión incompletas que desdibujan cualquier aproximación de contenido social real al fenómeno pesquero en clave de sostenibilidad.

Un buen ejemplo de ello es el caso de la escasez de capturas de anchoa junto a la necesidad de establecer un cierre de la pesca de esta especie, los intercambios ilegales de cuotas entre Francia y Portugal o la proliferación, aún hoy, en aguas atlánticas de redes de deriva prohibidas formalmente desde enero de 2002. Todo ello, unido a cuestiones políticas y jurídicas de distinta naturaleza, ha derivado en la constatación de un hecho que los pescadores conocen a ciencia cierta: la existencia de límites en las pesquerías de nuestros océanos, tal y como sucede con todos y cada uno de los recursos naturales del planeta. Ello exige, una vez más, establecer o renovar los compromisos adquiridos en la materia para garantizar la sostenibilidad de los recursos marinos.

En este contexto, el principio de integración ambiental en las políticas comunitarias se ha fortalecido al integrarse la misma en el art. 6 del Tratado de la Comunidad Europea. Sin embargo, la política pesquera de la UE sigue sin integrar debidamente este principio fundamental en la política pesquera, cuyo análisis se mantiene casi como estrictamente económico.

El caso de la flota cantábrica de bajura es claramente sintomático sobre la situación de escasez de recursos que se vive en el Golfo de Bizkaia. Además del paulatino descenso de los

stocks y las capturas, el sector debe enfrentarse a factores externos que distorsionan la gestión sostenible de los recursos marinos. Para hacer frente a este fenómeno, la participación del sector en el complicado fenómeno comunitario constituye una necesidad inaplazable. El Derecho Internacional, mientras tanto, se muestra impotente para lograr la ejecución de sus dictados, a pesar de sus notables avances retóricos en materia de protección de los mares y sus recursos.

En el plano de la UE, vienen siendo habituales las Sentencias del Tribunal de Justicia de la Comunidad Europea (TJCE) que constatan la violación, más o menos sistemática, del Derecho Europeo vigente. Entre otras, la Sentencia del TJCE de 12-7-2005¹ puede y debe marcar un antes y un después en el nuevo dibujo de la Política Pesquera Comunitaria. En ella, por ejemplo, se demuestra que los inspectores comprobaron la presencia de peces de talla inferior a la permitida en cada una de las seis misiones que realizaron. En particular, constataron la existencia de un mercado de merluzas de talla inferior a la permitida, que se ofrecían, en contra de las normas de comercialización establecidas en el Reglamento nº 2406/96. Por tanto, la sentencia llega a confirmar la existencia, en este caso en Francia,

“de una práctica de venta de peces de talla inferior a la permitida sin que exista una intervención eficaz de las autoridades nacionales competentes, práctica que es tan constante y general que puede poner en grave peligro, por su efecto acumulativo, los objetivos del régimen comunitario de conservación y de gestión de los recursos pesqueros”.

Además, *“la similitud y la reiteración de las situaciones constatadas en todos los informes permiten considerar que estos casos sólo pueden deberse a la insuficiencia estructural de las medidas aplicadas por las autoridades francesas y, por ende, a un incumplimiento de la obligación de realizar controles efectivos, proporcionados y disuasorios que la normativa comunitaria impone a dichas autoridades”.* Ello supone, con toda claridad, la violación del art. 228 del Tratado de la Comunidad Europea por parte de Francia, *“al no garantizar un control de las actividades pesqueras conforme con las exigencias previstas en las disposiciones comunitarias”.*

El TJCE considera, con carácter general, que la obligación de los Estados miembros de velar por que las infracciones de la normativa comunitaria sean objeto de sanciones efectivas, proporcionadas y disuasorias reviste una importancia esencial en el ámbito de la pesca. En efecto, si las autoridades competentes de un Estado miembro se abstuvieran sistemáticamente de ejercitar acciones de esta índole contra los responsables de dichas infracciones, correrían grave peligro tanto la conservación y la gestión de los recursos pesqueros como la ejecución uniforme de la política pesquera común.

El propio TJCE sostiene, igualmente, algunas de las claves fundamentales de la gestión de los recursos naturales en aguas comunitarias:

“uno de los elementos clave de la política pesquera común consiste en la explotación racional y responsable de los recursos

acuáticos de forma sostenible, en condiciones económicas y sociales apropiadas. En este contexto, la protección de los juveniles resulta determinante para la recuperación de las poblaciones. Por tanto, la inobservancia de las medidas técnicas de conservación previstas por la política común, en especial las exigencias en materia de talla mínima de los peces, constituye una grave amenaza para la conservación de determinadas especies y de determinados caladeros y pone en peligro la consecución del objetivo esencial de la política pesquera común”.

La importancia de la citada Sentencia del TJCE es notoria en cuanto a los argumentos jurídicos antedichos, así como en lo que respecta a la ejemplaridad del fallo desde el punto de vista político y económico:

“1) Declarar que la República Francesa no ha adoptado todas las medidas necesarias para la ejecución de la sentencia de 11 de junio de 1991, Comisión/Francia (C-64/88) y, por tanto, ha incumplido las obligaciones que le incumben en virtud del artículo 228 CE

- al no garantizar el control de las actividades pesqueras de conformidad con las exigencias de las disposiciones comunitarias, y*
- al no garantizar la incoación de procedimientos, de conformidad con las exigencias previstas en las disposiciones comunitarias, por las infracciones a la normativa de las actividades pesqueras.*

2) Condenar a la República Francesa a pagar a la Comisión de las Comunidades Europeas, en la cuenta «Recursos propios de la Comunidad Europea», una multa coercitiva de 57.761.250 euros por cada periodo de seis meses, a contar desde la fecha de la presente sentencia, al final del cual aún no se haya ejecutado plenamente la sentencia de 11 de junio de 1991, Comisión/Francia, antes citada.

3) Condenar a la República Francesa a pagar a la Comisión de las Comunidades Europeas, en la cuenta «Recursos propios de la Comunidad Europea», una suma a tanto alzado de 20.000.000 euros.

4) Condenar en costas a la República Francesa”.

En suma, los criterios normativos y jurisprudenciales en esta materia aparecen bastante claros, como consecuencia directa de los límites existentes en las pesquerías de todo el mundo. Otra cosa es que el cumplimiento real y efectivo de estos parámetros sigue estando pendiente en muchos contextos. Con ello, la política pesquera, sea cual sea su origen, debe decantarse por reafirmar la necesidad de cumplimiento de la normativa por parte de los Estados miembros y del sector pesquero en general. Ello requiere una visión sostenible y responsable de la explotación de las pesquerías en la UE, muy en la línea de cuanto se apunta en esta importante Sentencia del TJCE.

Este ejercicio de responsabilidad colectiva en la defensa de las pesquerías redundará, igualmente, en la protección de los derechos que necesariamente asisten a las comunidades pesqueras tradicionales sobre los recursos del mar. El fenómeno de la globalización económica no debiera encontrar apoyos jurídicos para el expolio de los océanos y, con él, el ahogo social de quienes necesitan del mar para subsistir.

¹ Sentencia del Tribunal de Justicia de la Comunidad Europea de 12-7-2005, en el asunto C-304/02.

Algunas propuestas para la necesaria reforma

Acceso equitativo a los recursos para la pesca de bajura y participación del sector

3.1.1. La nueva PPC debe facilitar a los pescadores de bajura y a las comunidades que dependen de esta actividad y del marisqueo, así como de la acuicultura de explotación comunitaria u otras explotaciones a pequeña escala, un trato justo en la asignación de los derechos de acceso a los recursos y a los servicios de apoyo, así como el acceso a la información y a los procesos de toma de decisiones que inciden en su vida y en su subsistencia.

3.1.2. Es necesario garantizar que los grupos más vulnerables del ámbito pesquero como las pequeñas comunidades que dependen de la pesca, las mujeres de las comunidades pesqueras y los pescadores y mariscadores autónomos de pesca artesanal, no se vean discriminados en la asignación de los derechos de acceso a los recursos, aplicando medidas destinadas a incorporar sus opiniones en los procesos de toma de decisiones del sector pesquero.

Sobre las definiciones de pesca artesanal o de bajura al nivel más adecuado

3.2.1. La PPC debe aportar por reconocer y respetar la naturaleza, la importancia, el potencial y la diversidad de la pesca de bajura y/o a pequeña escala. La definición de la pesca artesanal debe formularse y ejecutarse al nivel más adecuado, ya sea regional, nacional o local. A fin de delimitar el sector teniendo en cuenta las particularidades nacionales y/o regionales y sus aspectos técnicos (capacidad extractiva), medioambientales (selectividad, descartes, escaso impacto sobre los fondos marinos y/o especies no objetivo) y sociales (condiciones de trabajo, grado de equidad en la redistribución de los beneficios y grado de vinculación con las actividades en tierra firme y con el empleo local en el ámbito de las comunidades pesqueras). En todo ello la PPC debe considerar también la estructura jurídica y del control de las empresas pesqueras.

Reconocimiento de la pesca artesanal o de bajura

1. La nueva PPC debe reconocer y valorar la contribución del sector artesanal a la sostenibilidad social, económica y ambiental. En el caso vasco y en otros, la implicación de la bajura en la cultura y la identidad son hechos evidentes y dignos de protección y fomento.

2. Se debe valorar y respetar el papel de la mujer en la pesca y su contribución al sector pesquero y a la sociedad en general y reconocer su condición de agentes económicos, además de la importancia de las actividades sociales, culturales y económicas que desempeñan.

Derechos de las comunidades de pesca artesanal o de bajura

1. La PPC debe definir y defender los derechos de los pescadores de pequeña escala y de sus comunidades de acuerdo con el artículo

6.18 del Código de Conducta de la FAO para la Pesca Responsable y según sus especificidades y prioridades regionales en pie de igualdad con las restantes flotas, incorporándolos a la legislación.

2. La PPC debe evitar el uso de herramientas de gestión pesquera regidas por derechos donde los intereses individuales prevalezcan sobre los colectivos, especialmente aquellas que incorporan mecanismos de reparto basados en los mercados. La lógica de instrumentos como las cuotas individuales transferibles (CIT) resulta incompatible con la de la pesca artesanal o de bajura.

3. Se debe garantizar que la nueva PPC, los regímenes de cuotas y otros sistemas de gestión o artes de pesca limiten el descarte de especies y se asegure la selectividad.

Enfoque diferenciado a la pesca de pequeña artesanal o de bajura

1. Cada sector pesquero necesita un enfoque diferenciado de gestión que permita resolver sus propios problemas de regulación, de manera que si un sector necesita reducir su capacidad los demás no se vean obligados a perder oportunidades de pesca, de empleo u otros beneficios en otros sectores más sostenibles.

2. Se debe aplicar el principio de subsidiariedad en la gestión de la pesca artesanal, asegurando que los sistemas de gestión de la información y de toma de decisiones incorporen y se guíen por el conocimiento, la experiencia local y buenas prácticas basadas en la experiencia.

3. Es factible implantar planes de gestión y otras medidas de recuperación de los recursos como las áreas marinas protegidas de interés pesquero tomando como punto de partida las buenas prácticas² ya establecidas, partiendo de las demandas de los pescadores o mariscadoras locales de pequeña escala y sus comunidades, y garantizando la protección de sus derechos de acceso a los recursos. Tales medidas deben diseñarse de manera que sea posible su control biológico y social para poder medir su eficacia socioeconómica y biológica en el tiempo.

4. La nueva PPC debe apoyar el estudio de la excepción al principio de igualdad de acceso a los recursos comunes en la franja de las doce millas (y las otras áreas de pesca de la pesca artesanal), de modo que se puedan destinar exclusivamente a actividades pesqueras de pequeña escala, respetuosas con el medio ambiente, equitativas desde el punto de vista social y que contribuyan a la prosperidad económica y cultural de las comunidades locales.

² Entre las iniciativas destacables en este ámbito se encuentran las Prud'hommes (cofradías de pesca) del Mediterráneo francés, las reservas de interés pesquero de Lira y Cedeira en el Noroeste español, la Reserva Marina de Interés Pesquero de la Restinga – Mar de las Calmas, el Parque Nacional Marítimo de Iroise en la costa occidental de Francia, la pesquería selectiva para langostinos del Golfo de Bizkaia, y el Acuerdo de Pesca de Bajura del Canal de la Mancha entre Francia, Bélgica y el Reino Unido, o el Acuerdo de Nasas de Devon (Sur de Inglaterra). La flota vasca de bajura ha venido abogando igualmente por esta posibilidad. Véanse las opiniones vertidas por la Corte Internacional de Arbitraje y Conciliación Ambiental en su Opinión Consultiva de 5-11-2001 sobre el posible establecimiento de reservas de pesca en el contexto de la UE. <http://iceac.sarenet.es/>

Medidas sociales y económicas complementarias

1. La nueva PPC debe facilitar el acceso a las subvenciones y demás medidas de apoyo al sector, como créditos o actividades de formación, a fin de que las actividades y operaciones de pequeña escala puedan renovar sus embarcaciones y equipos e incorporar nuevas tecnologías respetando la sostenibilidad medioambiental, económica y social.

2. Se debe tener en cuenta la vulnerabilidad y capacidad de resistencia de las comunidades pesqueras dentro del proceso de reforma, partiendo de evaluaciones de impacto detalladas y de perfiles específicos sobre la situación de las comunidades, cultivando y promoviendo alternativas e iniciativas de diversificación laboral reales, arraigadas en el contexto local y en las capacidades locales de cambio y de adaptación a un entorno variable.

3. La PPC ha de prestar especial atención al papel de la mujer en las comunidades pesqueras y velar por que las opciones alternativas de sustento no supongan una sobrecarga de trabajo ni de responsabilidades.

4. Teniendo en cuenta la enorme interdependencia que existe entre la política pesquera comunitaria y la política marítima, debería mantenerse y priorizarse:

- los derechos históricos de los pescadores para el acceso a los espacios y recursos costeros en el marco de la nueva política marítima integrada (PMI);
- el papel de los pescadores de bajura en la definición de tales políticas debe reafirmarse en el contexto de esta nueva gobernanza del litoral enfocada a garantizar la calidad del medio marino en la franja costera así como su biodiversidad.

Conclusiones

En resumen, la reforma de la Política Pesquera Comunitaria demanda una paulatina adaptación a las distintas realidades pesqueras que se manifiestan en el contexto de la UE. Entre ellas, destaca la dualidad de la situación vivida en el contexto del Golfo de Bizkaia por las flotas de bajura y altura. En cada uno de los casos la reflexión ambiental, social y económica han de estar presentes y profundizar en la sostenibilidad del sector en su conjunto.

Bibliografía

- ALEGRET, Juan Luis. “Gobernabilidad, legitimidad y discurso científico: el papel de las ciencias sociales en la gestión de la pesca de bajura”, Eusko Ikaskuntza, en *Zainak* nº 21, 2002.
- ASTORKIZA, Kepa, DEL VALLE, Ikerne y ASTORKIZA, Inmaculada. “Posibilidades de pervivencia de la cogestión en las pesquerías de la UE: el caso de las flotas artesanales de la Comunidad Autónoma Vasca”, Eusko Ikaskuntza, en *Zainak* nº 21, 2002.
- DEERE, Carolyn. “International trade, conservation and sustainable development in the fisheries sector: conflict or compatibility”, en *Ocean Yearbook 15*, International Ocean Institute, Canada-Chicago University Press, 2001.
- EZEIZABARRENA, Xabier. “Problems and legal rules regarding to driftnets and Community Law”, en *Ocean Yearbook 15*, International Ocean Institute, Canada-Chicago University Press, 2001.
- EZEIZABARRENA, Xabier. “Europe and co-sovereignty”, en *Oxford Magazine* nº 226, Oxford, May 2004.

- EZEIZABARRENA, Xabier. “Política pesquera comunitaria y conservación de los recursos marinos”, Eusko Ikaskuntza, en *Zainak* nº 25, 2003.
- EZEIZABARRENA, Xabier. *El sector pesquero vasco ante la UE*, Puerto de Pasaia, 2006.
- GARCÍA-ORELLÁN, R. y BEOBIDE, J. *Hombres de Terranova. La pesca del bacalao 1926-2004*, Puerto de Pasaia, 2004.
- LABORDE, Serge. “Évolution des flottilles des pêches maritimes basques depuis les années 1950”, Eusko Ikaskuntza, en *Zainak* nº 25, 2003.
- MITXELENA, Anne Marie & BUI DIHN, Laurent, “La législation du droit de la pêche et son avenir dans la politique de l’Union Européenne”, Eusko Ikaskuntza, en *Zainak* nº 21, 2002.
- RUBIO-ARDANAZ, Juan Antonio. “Levantar la pesca”, desplazamiento de técnicas tradicionales en el contexto del cambio en el modo de producción pesquero en el País Vasco”, Eusko Ikaskuntza, en *Zainak* nº 21, 2002.
- SACK, Karen & KNUDSEN, Anders, *Trade, Environment & Sustainable Development*, WSSD Edition, December, 2001.
- SÁNCHEZ LAMELAS, Ana. *La ordenación jurídica de la pesca marítima*, Aranzadi, 2000.
- WEERAMANTRY, C. G. “Achieving sustainable justice through international law”, in Sustainable Justice- “Reconciling economic, social and environmental law”, edited by Centre for International Sustainable Development Law, Martinus Nijhoff Publishers, Leiden-Boston, 2005.

Cómo diagnosticar la depredación del ser humano sobre un recurso pesquero con CPUE y PRCF. El caso de la dinámica poblacional del stock de Sierra, *Thyrssites atun* (Euphrasen, 1791), en Chile

Gonzalo Vázquez-Prada*

Introducción

“Los objetivos a largo plazo para el manejo de pesquerías deberían tener en consideración estudios científicos sobre pesca y dinámica de poblaciones, así como los cambios climáticos que puedan afectar a los stocks” (Cadima, 2003). La Sierra, o Barracuda, *Thyrssites atun* (Euphrasen, 1791) es un recurso pesquero neritopelágico que se desplaza en cardúmenes (Pequeño, 2000), formando parte de la pesca artesanal de Chile, al igual que la anchoveta *Engraulis ringens* (Jenyns, 1842) y la sardina común *Strangomera bentincki* (Norman, 1936), estas últimas de elevada importancia (datos <http://www.sernapesca.cl>) para los sectores de pesca artesanal, siendo integrantes de la misma cadena trófica dentro del uso de recursos tróficos de *T. atun* (De Jager, 1955, Movillo & Bahamonde, 1971), en estas y otras regiones del hemisferio Sur. Estas especies se capturan entre la I y la XII Región en las costas chilenas, entre Arica y Magallanes. Varios son los trabajos ictiológicos, así como ecológicos, basados en las capturas de organismos por parte de pesquerías, ya sean éstas industriales, semindustriales o artesanales (Blackburn, 1957; Mehl, 1969; Griffiths, 2003; Duarte *et al.*, 2007) que han utilizado este depredador, recurso pesquero, como organismo de estudio; dado que la captura de una flota comercial puede ser también considerada como una muestra de la población (Gulland, 1983). A su vez, varios son los trabajos que han utilizado series de tiempo para explicar tendencias en biodiversidad (Dennis & Taper, 1994; Loh *et al.*, 2005; Sibly *et al.*, 2005) unidos a los posibles efectos del clima en la dinámica de la población (Bjørnstad & Grenfell, 2001), así como trabajos de la misma índole, fundamentados en series de tiempo que cuentan con datos atmosféricos (Knape & De Valpine, 2010); ya que el tiempo climático es uno de los factores más básicos que afectan las poblaciones (Stenseth *et al.*, 2002). A su vez existen trabajos que analizaron comportamientos densodependientes de organismos gregarios (Nicholson, 1933; Ricker, 1954; Berryman & Turchin, 2001) y las relaciones tróficas expresadas en tasas de consumo de presas por parte de

los depredadores y Captura por Unidad de Esfuerzo (CPUE) según Griffiths (2002). Así mismo otros estudios sugieren que la dinámica de poblaciones de depredadores pueda estar sujeta a sincronía relativa, determinada por la fluctuación de la abundancia de las presas, estudiada mediante correlación cruzada (Ranta *et al.* 1995, Heino *et al.*, 1997). Cabe destacar la existencia de varios trabajos realizados sobre capturas de *T. atun*, enfocados en un mayor conocimiento del funcionamiento de los stocks pesqueros de Sierra (Hurst & Bagley, 1989; O’Driscoll, 1998; Leach *et al.*, 1999), así como los trabajos basados en stocks y reclutamientos de otras especies (Ferrada *et al.*, 2002, Ricker, 1954). Nicholson (1933) realizó estudios importantes centrados en procesos densodependientes endógenos de otros organismos, él cual decía que debían de existir mecanismos compensatorios que limitasen su abundancia. Por otro lado el rol del clima como efecto exógeno que actúe sobre la abundancia y distribución de especies ha sido tema de estudio con anterioridad (Elton, 1924, Gause, 1931). Sin embargo, recientemente, se tiende a unificar factores exógenos y endógenos para el estudio del funcionamiento poblacional (Royama, 1992; Bjørnstad & Grenfell, 2001; Berryman, 2003; Turchin, 2003). El hecho de que sean más comunes las ingestas de peces pequeños por parte de estos depredadores (Pianka, 1982), y que la Sierra es, mayormente, predador de especies de peces pequeños, tales como la anchoveta y la sardina (De Jager, 1955; Movillo & Bahamonde, 1971; Duarte *et al.*, 2007); y teniendo en cuenta que estudios sugieren que esta especie se alimenta de *Engraulis capensis* (Gilchrist, 1913) y *Sardinops sagax* (Jenyns, 1842) en aguas de Sudáfrica (Wickens *et al.*, 1992); siendo que en Chile también se alimenta principalmente de peces pequeños que viven en cardúmenes como *E. ringens* y *S. bentincki* (Movillo & Bahamonde, 1971; Duarte *et al.*, 2007); más que *E. ringens* es la presa más importante de *T. atun* en las zonas neríticas de Chile (Duarte *et al.*, 2007), son argumentos que apoyan el presente estudio de las posibles relaciones existentes entre la Sierra y las dos especies presa de este depredador oceánico; incluida su posible depredación por parte de la pesca artesanal.

Se tuvo en cuenta la posible relación con el Índice de Oscilación Sur (SOI), como proxy de la temperatura de la superficie del mar (SST) (Allaby & Garratt, 2007) dado que el estudio abarca desde Arica a Magallanes, englobando el rango latitudinal de incidencia de SOI; y la fluctuación de la biomasa de las tres especies a partir CPUE como proxy de la abundancia (Shelton *et al.*, 2001) tanto de Sierra como Anchoveta y Sardina común en nuestro estudio; ya que la abundancia puede ser calculada a partir de las capturas como sucede en otros estudios previos (Sigler, 2000). Se analizaron las fluctuaciones en la tasa de crecimiento (R), obtenida

* Facultad de Ciencias. Universidad Austral de Chile, UACH. P.O. Box 567, Valdivia, Chile (gvpacruz@hotmail.com)

según datos de CPUE, con una Función de Correlación Parcial de la tasa (PRCF) propuesta por Berryman y Turchin en 2001. El objetivo de este trabajo es encontrar un modelo que regule la dinámica poblacional de la sierra y que contenga posibles relaciones interespecíficas depredador-presa que expliquen la dinámica poblacional de *T. atun* en el stock chileno, utilizando las dos presas más abundantes de este depredador neritopelágico en las costas de Chile, a partir de las capturas de pesca artesanal como sistema de estudio, implementando en el modelo la depredación de la Sierra por parte del ser humano. Establecer el posible rol de SOI en la dinámica del stock de Sierra en Chile, si es que lo hubiere, y cotejar los resultados con lo sabido hasta ahora sobre la ecología de la Barracuda.

Material y métodos

Se analizaron datos provenientes del desembarque de pesca artesanal en Chile de Sierra, Anchoveta y Sardina, en toneladas métricas (Tm) por año en serie de tiempo comprendida entre 1998 y 2009, ambos años incluidos en el estudio. Se tomaron en cuenta a su vez los datos para el número de embarcaciones totales por año del tipo embarcación de pesca artesanal, dado que en la base de datos no se especifica el número de embarcaciones destinadas a la extracción exclusiva de *T. atun*. Se realizó un cálculo de CPUE por año de estudio: $CPUE = Tm * Embarcación^{-1}$. Las embarcaciones incluidas en este índice sólo fueron las de tipo pesca artesanal con lo que se homogeneizó la variabilidad entre las unidades de esfuerzo, factor que afecta al poder de la pesca (Gulland, 1983). A su vez se tomaron los datos del Índice de Oscilación del Sur (SOI) (<http://www.cpc.ncep.noaa.gov/data/indices/soi>), como proxy del valor de la Temperatura de la Superficie del Mar (i.e. *Sea Surface Temperature*, SST); datos que se utilizaron para estudiar la posible relación entre esa variable independiente y la dinámica del stock pesquero de *T. atun* mediante PRCF propuesta formalmente por Berryman y Turchin en 2001; y utilizada anteriormente en el estudio de dinámica poblacional de insectos herbívoros por otros autores (Ylloja *et al.*, 1999). CPUE se relaciona directamente

con la abundancia (Shelton *et al.*, 2001, Ye & Dennis, 2009); calculando así la tasa de crecimiento poblacional como el logaritmo natural de CPUE de cada año, dividido por el CPUE del año anterior. Posteriormente se analizaron posibles modelos de la dinámica poblacional de este recurso pesquero. Se evaluó el comportamiento en la dinámica del stock de Sierra utilizando el modelo logístico y los modelos que incluyen perturbaciones con efectos verticales y laterales propuestos por Royama en 1992; los cuales han sido llevados a estudio recientemente por otros autores en insectos gregarios (Estay *et al.*, 2009, a y b). Los análisis fueron realizados con el software R 2.13.0 (<http://www.r-project.org>).

A su vez se realizó un análisis de correlación cruzada entre Anchoveta y Sierra, y entre Sardina y Sierra, tal y como se ha demostrado teóricamente por otros autores dentro del estudio de la dinámica poblacional para valorar la existencia de posibles casos de sincronía entre especies (Ranta *et al.* 1995; Ranta *et al.* 1997; Koeing 2002) que pudiera dar información sobre la posible relación de sincronía entre las fluctuaciones poblacionales, apoyando fehacientemente la posible existencia de relaciones interespecíficas tróficas. Estos análisis fueron realizados con el software PAST. Todos los desembarques provienen de pesca artesanal.

Resultados

Los resultados obtenidos a partir del análisis de correlación cruzada no presentaron valores estadísticamente significativos que avalen la existencia de una relación entre la abundancia de especies presa y depredador que aporten información sobre un posible proceso de sincronía debida a relaciones tróficas entre las tres especies de ictiofauna estudiadas, tal y como se muestra en las tablas 1 y 2.

Para el análisis de la Función de Correlación Parcial de la Tasa se obtuvo un lag negativo en tiempo 1 definido por la banda de Barlett, lo que denota una dinámica de primer orden en el comportamiento poblacional de *T. atun*, tal y como puede observarse en la figura 1.

Tabla 1. Correlación cruzada entre Sierra y Anchoveta según CPUE.

Lag	0	1	2	3	4	5	6
Correlación	-0,030	-0,144	0,278	0,399	0,075	0,745	0,425
p-valor	0,925	0,673	0,437	0,287	0,861	0,054	0,4
Lag	-1	-2	-3	-4	-5	-6	
Correlación	-0,278	-0,143	-0,493	-0,185	0,415	0,119	
p-valor	0,417	0,695	0,177	0,66	0,354	0,822	

Tabla 2. Correlación cruzada entre Sierra y Sardina según CPUE.

Lag	0	1	2	3	4	5	6
Correlación	0,107	0,465	-0,376	0,387	-0,547	0,642	0,128
p-valor	0,740	0,150	0,284	0,303	0,161	0,120	0,808
Lag	-1	-2	-3	-4	-5	-6	
Correlación	0,188	0,059	-0,321	0,474	-0,666	-0,0004	
p-valor	0,580	0,871	0,400	0,236	0,103	0,999	

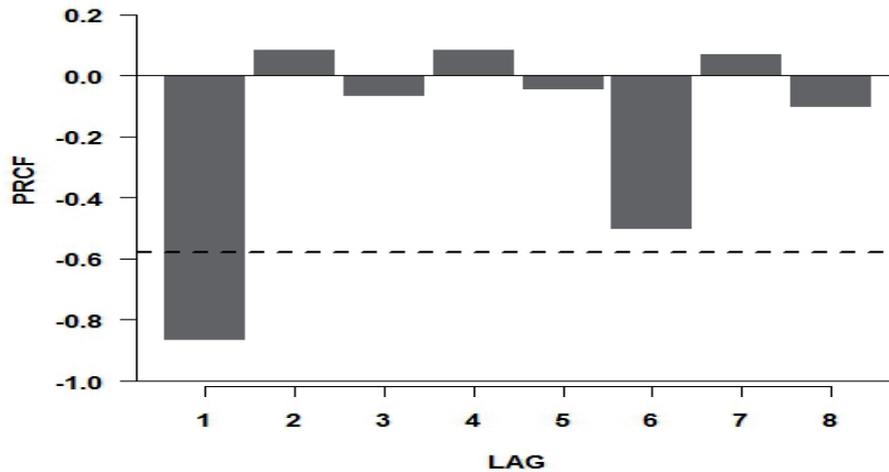


Figure 1. Análisis de la función de correlación parcial de la tasa (PRCF) de Sierra. La línea punteada hace referencia a la banda de Barlett.

Los modelos de dinámica poblacional estudiados se resumen en la tabla 3

Tabla 3. Modelos evaluados en el análisis y parámetros estimados para cada uno de ellos. CPUE_{t-1} son las Capturas Por Unidad de Esfuerzo en t-1, R es la tasa de crecimiento *per capita*, R_{máx} es la tasa máxima de crecimiento *per capita*, TmS.emb y TmA.emb son las CPUE de Sardina y Anchoveta, respectivamente, en t-1. K es la capacidad de carga. Q es un factor no lineal. C es una constante dada por el modelo y R² es el coeficiente de determinación múltiple. BIC es el valor del análisis de Criterio de Información Bayesiano.

Modelos dinámica <i>T. atun</i>	R _{máx}	K	Q	C	R ²	BIC
$R=R_{\max}*(1-(CPUE_{t-1}/K)^Q)$	0.7	0.055	2.25	-	0.777	3.353
$R=R_{\max}*(1-(CPUE_{t-1}/K)^Q+C*SOI)$	0.7	0.055	2.22	0.018	0.777	5.737
$R=R_{\max}*(1-(CPUE_{t-1}/K)^Q+C*TmS.emb)$	0.7	0.052	1.99	0.003	0.781	5.581
$R=R_{\max}*(1-(CPUE_{t-1}/K)^Q+C*TmA.emb)$	0.7	0.06	2.88	-0.006	0.798	4.661
$R=R_{\max}*(1-(CPUE_{t-1}/C*TmA.emb)^Q)$	0.7	-	0.62	1.34	0.17	17.85

Discusión

Los resultados sugieren un comportamiento densodependiente endógeno de retroalimentación negativa de la dinámica de Sierra en el stock chileno, explicado por el lag 1 encontrado en los análisis de PRCF. El modelo de crecimiento logístico propuesto por Ricker en 1954 explica un elevado porcentaje de la variabilidad de nuestros datos de serie de tiempo de capturas de los tres recursos pesqueros; siendo que la dinámica encontrada está más próxima a una dinámica interna de interacciones intraespecíficas del tipo competencia scramble (Lomnicki, 1988). Cabe destacar que no se obtuvieron resultados destacables que aporten información sobre posibles efectos horizontales y verticales en el modelo de dinámica poblacional de *T. atun* en los que estuvieran implicadas las dos especies de presa estudiadas y la propia temperatura de la superficie del mar, dando a entender que los datos atmosféricos

no revelaron ninguna relación aparente entre SOI y la dinámica demográfica de *T. atun*. Cabe destacar que la fuerza típica de impactos atmosféricos sobre la dinámica de las poblaciones sigue siendo desconocida (Knape & De Valpine, 2010); y que el uso de índices como el SOI o la Oscilación Atlántico Norte (NAO) no son mejores predictores de la dinámica poblacional que las variables de meteorología local (Knape & De Valpine, 2010), si bien es cierto este estudio abarca una mayor escala espacial, incluyendo un amplio rango latitudinal. Para calcular la tasa de crecimiento se utilizó CPUE como proxy de la abundancia, pese a que uno de los mayores problemas a la hora de estimar la abundancia proveniente de desembarques es la presencia de distintas cohortes (Gulland, 1983), sin embargo no se contó con clases de edades por tratarse de pesca artesanal y suponer que la depredación de la Sierra es similar a la estudiada en Sudáfrica en este ámbito pesquero (Crawford *et al.*, 1990). Dado que la modalidad de pesca artesanal estudiada, al

igual que la practicada en Sudáfrica (Crawford *et al.*, 1990), puede sustraer del mar individuos sexualmente maduros y el hecho de no tener datos de cohortes, debido al tipo de extracción, repercute en la posibilidad de realizar análisis incorporando estratos de edades, lo que nos impidió estructurar nuestro modelo utilizando una Matriz de Leslie (Leslie, 1945) como se han tenido en cuenta en otros estudios de la dinámica de especies de ictiofauna oceánica (Horst, 1977; Mollet & Cailliet, 2002). El CPUE ha sido varias veces llevado a la controversia científica en varios trabajos, destacando el de Richards & Schnute (1986) en el que califican a CPUE como un índice pobre para el estudio de la abundancia, apoyado por su bajo poder de la pesca cuando se trata de diferentes tipos de embarcaciones y artes de pesca; sin embargo, en este estudio, el referente es la embarcación tipo pesca artesanal, asumiendo poca variabilidad en el esfuerzo de captura entre embarcaciones de las pesquerías chilenas de este tipo de pesca, sin tener en cuenta, eso sí, ningún error como afirmó Cadima en 2003. Aun así se reconoció hace algún tiempo que es posible que CPUE no refleje los cambios en la abundancia (Beverton & Holt, 1957), sin embargo, la relación entre el CPUE y la abundancia viene dada por la abundancia total en lugar de la abundancia de las cohortes individuales, según Shelton y colaboradores, quienes en 2001 afirmaron la validez de CPUE como índice para el estudio de dinámica de poblaciones. Cabe destacar que nuestros datos no pudieron ser analizados con CPUE integrado en un modelo lineal generalizado (GLM), sugerido por Ye y Dennis en 2009, por la falta de datos, por lo que se tiene en cuenta que el CPUE utilizado es un parámetro en bruto. Se tuvo en cuenta que pudo estar sobreestimándose la biomasa y subestimando la mortalidad por pesca como se sugiere con anterioridad en este tipo de estudios (Crecco & Overholtz, 1990). Los datos nos impidieron analizar la posible existencia de poblaciones de Sierra en el stock pesquero chileno, fenómeno estudiado en aguas africanas (Griffiths, 2003). Aun así nuestro estudio no cuenta con la representatividad total del tipo de individuos que forman las poblaciones de Sierra. A veces sucede que se cuestiona la validez de los datos de estudio procedentes de la pesca comercial (Gulland, 1983).

Antes de poder aplicar la teoría de dinámica de poblaciones a una situación particular, es necesario determinar en qué medida la población de peces y la pesquería puedan ser tratada como un sistema de unidades (Cadima, 2003). Se asumió la unidad de pesca como un único stock, pues, pese a la división Oceánica propuesta por Camus en 2001, ésta no se ve, a priori, relacionada con la distribución de la biomasa capturada. Si bien es cierto, las capturas se encontraron a lo largo de toda la costa chilena entre los 18° y 52° de latitud sur; razón que apoyaba la asunción de una única unidad de stock según los datos y lo propuesto por Gulland en 1983, dado que, si en una zona, especies son explotadas en los mismos caladeros con iguales artes, entonces, al menos, en las primeras etapas del análisis, cuando los datos son escasos, puede que sea permisible tratarlos como una sola unidad de población. Se asumió el concepto de stock proporcionado por Gulland en 1983, quien estableció que, para efectos de la ordenación pesquera, la definición de una “unidad de stock” es una cuestión operativa, es decir, que un grupo de organismos puede ser considerado como stock si se puede prescindir de las posibles diferencias dentro del grupo así

como los intercambios con otros grupos pueden ser ignorados, sin que con ello resulten inválidas las conclusiones a que se llegue. Se pudiera pensar que la pesca artesanal sustenta sus capturas con otras especies (i.e. *Merluccius* spp.), compensando la falta de Sierra en determinados años. Sin embargo no se compensa la captura de *T. atun* con especies de merluza en sectores de pesca artesanal. Esta información fue precisada en entrevista con pescadores de la XIV Región de Los Ríos y la administración de FIPASUR. Se realizaron estudios de sincronía e introducción de abundancia de presas de sierra en los modelos poblacionales puestos a prueba, ya que existen trabajos que afirman la preferencia de Anchoveta y Sardina común en la dieta de *T. atun* (Movillo & Bahamonde, 1971); apoyado esto por el trabajo de Duarte y colaboradores (2007), los cuales observaron que el 99,9% de la dieta de la Sierra encontrada fuese *E. ringens* en un estudio realizado en Chile. Sin embargo en un trabajo anterior (Bahamonde, 1951) se encontró que el 63% del contenido estomacal de la Sierra eran Eufausidos, también en aguas chilenas; dieta encontrada en muestreo entre Enero de 1948 y Diciembre de 1949. Esto último ha sido estudiado en otras regiones, como Nueva Zelanda, donde la Sierra se alimenta de krill, *Nyctiphanes australis* (Mehl, 1969, Sars, 1883), cuando forma grandes agregaciones, con mayor frecuencia que los peces solitarios. (O’Driscoll, 1998) corroborando que los Eufausidos son parte importante en la dieta de peces, así como otros tipos de organismos marinos (Becker *et al.*, 1991). Los datos sugieren que la dieta, y por lo tanto, la abundancia de ésta, no esté condicionando la dinámica poblacional de *T. atun*, más bien podrían condicionar su presencia. Es necesario tener en cuenta que la Sierra, por ser una especie de depredador grande tienda a aceptar una gama amplia de tamaños de presa (Pianka, 1982), lo que contrasta con las observaciones descritas en otros estudios (Duarte *et al.*, 2007). Los datos utilizados engloban años enteros, incluyendo la variabilidad total de las fluctuaciones de la biomasa por año, a excepción del error, por provenir los datos de series de tiempo de pesquerías, con datos absolutos de biomasa capturada (Gulland, 1983).

A pesar de todo, los resultados coinciden, en parte, con lo propuesto por Nicholson en 1933 en que los ciclos de abundancia, como mecanismos de historia de vida, no dependen de los ciclos ambientales, pues la tendencia, en este caso, la dinámica del stock chileno de Sierra, pareció estar explicada, mayoritariamente, por un proceso de competencia scramble intraespecífica, coincidiendo en parte con los resultados de Petersson y Järvi en 2000 sobre la dinámica del crecimiento de población de *Salmo trutta*.

Los resultados obtenidos sugieren un comportamiento densodependiente de retroalimentación negativa del stock chileno de Sierra y la existencia de una práctica sostenible llevada a cabo por las pesquerías artesanales de Chile, que no afectan como depredadores a su dinámica endógena. El consumo de determinadas especies por parte de *T. atun* viene dado por la presencia de esas mismas en el momento de la ingesta y no parece tener un rol importante en la dinámica de los stocks pesqueros estudiados en este trabajo; sólo se asegura la existencia de un amplio espectro de especies gregarias de las que se alimenta la Sierra. Los datos de este trabajo y análisis impidieron poder diferenciar sub-poblaciones y ciclos dentro del stock pesquero

chileno. Se estima interesante el uso de PRCF como primera aproximación al estudio de la situación de las poblaciones de recursos pesqueros y la influencia directa del ser humano sobre las dinámicas de éstas, a modo de observar la presión depredatoria que el hombre pueda ejercer en las distintas especies gregarias de ictiofauna marina recurso pesquero.

Referencias

- Allaby, M. & R. Garratt. 2007. Encyclopedia of Weather and Climate, Revised Edition, 2-Volume Set (Facts on File Science Library). New York. 768 pp.
- Antenaza, J.T. 1970. Eufausíidos de la costa de Chile. Su rol en la economía del mar. Rev. Biol. Mar. Oceanog., 14 (2): 19-27
- Bahamonde, N. 1951. Alimentación de la sierra (*Thyrssites atun* (Euphrasen) 1971. Investigaciones Zoológicas Chilenas, I (4):8-10
- Baker, A.C., B.P. Boden & E. Brinton. 1991. A practical guide to the euphausiids of the World. Natural History Museum Publications. The Natural History Museum, London. 96 pp.
- Berryman, A. 2003. On principles, laws and theory in population ecology. *Oikos*, 103: 695-701
- Berryman, A. & P. Turchin. 2001. Identifying the density-dependent structure underlying ecological time series. *Oikos*, 92: 265-270
- Beverton, R.J. & S.J. Holt. 1957. On the dynamics of exploited fish populations. Fish. Invest. Ser. II. Mar. Fish. G.B. Minist. Agric. Fish. Food, 19: 533
- Bjornstad, O.N. & B.T. Grenfell. 2001. Noisy clockwork: time series analysis of population fluctuations in animals. *Science*, 293: 638-643
- Blackburn, M. 1957. The relation between the food of the Australian barracouta, *Thyrssites atun* (Euphrasen), and recent fluctuations in the fisheries. Aust. J. Mar. Fresh. Res., 8 (1): 29-54
- Blackburn, M. & P.E. Gartner. 1954. Populations of barracouta, *Thyrssites atun* (Euphrasen), in Australian Waters. Aust. J. Mar. Fresh. Res., 5 (3): 411-468
- Cadima, E.L. 2003. Fish stock assessment manual. FAO Fisheries Technical Paper. No. 393. Rome. 161 pp.
- Camus, P.A. 2001. Marine biogeography of continental Chile. Rev. Chil. Hist. Nat., 74: 587-617
- Crawford, R.J.M., L.G. Underhill & J.D. Venter. 1990. Handline catches and stock identity of snoek *Thyrssites atun* off South Africa and Namibia. S. Afr. J. Marine Sci., 9(1): 95-99
- Crecco, V. & W.J. Overholtz. 1990. Causes of density-dependent catchability for Georges Bank haddock *Melanogrammus aeglefinus*. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 47: 385-394
- De Jager, B.D. 1955. The South African pilchard (*Sardinops ocellata*). The development of the snoek (*Thyrssites atun*) a fish predator of the pilchard. Invest. Rep. Div. Fish. S. Afr., 19: 1-11
- Dennis, B. & M.L. Taper. 1994. Density dependence in time series observations of natural populations: Estimation and testing. Ecol. Monogr., 64: 205-224
- Duarte, F., C.M. Ibáñez & J. Chong. 2007. Changes in mouth morphometrics as related to the diet of *Thyrssites atun* (Euphrasen, 1791) from south-central Chile. Rev. Chil. Hist. Nat., 80: 407-417
- Elton, C. 1924. Periodic fluctuations in the numbers of animals: their causes and effects. J. Exp. Biol., 2: 119-163
- Estay, S.A., M. Lima & R. Harrington. 2009. Climate mediated exogenous forcing and synchrony in populations of the oak aphid in the UK. *Oikos*, 118: 175-182
- Estay, S.A., M. Lima & F.A. Labra. 2009. Predicting insect pest status under climate change scenarios: combining experimental data and population dynamics modeling. J. Appl. Entomol., 133: 491-499
- Ferrada, S., K. Hernández, R. Montoya & R. Galleguillos. 2002. Estudio poblacional del recurso anchoveta (*Engraulis ringens* Jenyns, 1842) (Clupeiformes, Engraulidae), mediante análisis de ADN. Gayana, 66(2): 243-248
- Gause, G. 1931. The influence of ecological factors on the size of population. Am. Nat., 65: 70-76
- Griffiths, M.H. 2002. Life history of South African snoek, *Thyrssites atun* (Pisces: Gempylidae): a pelagic predator of the Benguela ecosystem. Fish. Bull., 100(4): 690-710
- Griffiths, M.H. 2003. Stock structure of snoek *Thyrssites atun* in the Benguela: A new hypothesis. Afr. J. Mar. Sci., 25(1): 383-386
- Gulland, J.A. 1969. Manual of methods for fish stock assessment. Part 1. Fish population analysis. FAO Man. Fish. Sci., 4: 154 pp.
- Gulland, J.A. 1983. Fish Stock Assessment: A Manual of Basic Methods. Wiley Series on food and agriculture. Chichester, UK. 223 pp.
- Heino, M., V. Kaitala, E. Ranta & J. Lindstrom. 1997. Synchronous dynamics and rates of extinction in spatially structured populations. *Proc. R. Soc. Lond. B.*, 264: 481-486
- Horst, T.H. 1977. Use of the Leslie matrix for assessing environmental impact with an example for a fish population. Trans. Am. Fish. Soc., 196: 253-257
- Hurst, R.J. & N.W. Bagley. 1989. Movements and possible stock relationships of the New Zealand barracouta, *Thyrssites atun*, from tag returns. New. Zea. J. Mar. Fres., 23: 105-111
- Knape, J. & P. De Valpine. 2010. Effects of weather and climate on the dynamics of animal population time series. Proc. R. Soc. B., 278: 987-992
- Koeng, W.D. 2002. Global Patterns of Environmental Synchrony and the Moran Effect. *Ecography*, 25(3): 283-288
- Leach, B.F., J.M. Davidson, K. Fraser & A.J. Anderson. 1999. Pre-European catches of barracouta, *Thyrssites atun*, at Long Beach and Shag River Mouth, Otago, New Zealand. *Archaeofauna*, 8:11-30
- Leslie, P.H. 1945. On the Use of Matrices in Certain Population Mathematics. *Biometrika* 33:183-212
- Loh, J. R.E. Green, T. Ricketts, J. Lamoreux, M. Jenkins, V. Kapos & J. Randers. 2005. The living Planet index: using species population time series to track trends in biodiversity. *Philos. T. R. Soc. B.*, 360: 289-295
- Lomnicki, A. 1988. Population ecology of individuals. Monographs in Population Biology 25, Princeton University Press, Princeton. 223 pp.
- Mehl, A.P.J. 1969. Food of barracouta (Teleostei: Gempylidae) in eastern coast strait. New. Zea. J. Mar. Fres., 3: 389-394
- Mollet H.F. & G.M. Cailliet. 2002. Comparative population demography of elasmobranchs using life history tables, Leslie matrices and stage-based matrix models. *Mar. Freshwater Res.*, 53(2): 503-515
- Movillo, J. & N. Bahamonde. 1971. Contenido gástrico y relaciones tróficas de *Thyrssites atun* (Euphrasen) en San Antonio, Chile. *Bol. Mus. Nac. Hist. Nat.* 29: 289-338.
- Nicholson, A.J. 1933. Supplement: the balance of animal populations. J. Anim. Ecol. 2: 131-178
- O'Driscoll, R.L. 1998. Feeding and schooling behaviour of barracouta (*Thyrssites atun*) off Otago. New. Zea. J. Mar. Fres., 49:19-24
- Pequeño, G. 2000. Delimitaciones y relaciones biogeografía de los peces del Pacífico suroriental. *Estudios Oceanológicos* 19:53-76
- Petersson, E. & T. Järvi. 2000. Both contest and scramble competition affect the growth performance of brown trout, *Salmo trutta*, parr of wild and of sea-ranched origins. *Enviro. Biol. Fish.*, 59: 211-218
- Pianka E.R. 1982. *Ecología evolutiva*. Segunda edición. Editorial Omega, Barcelona, España. 363 pp.
- Ranta, E., V. Kaitala, J. Lindstrom & H. Linden. 1995. Synchrony in Population Dynamics. *P. Roy. Soc. B.-Biol. Sci.*, 262: 113-118
- Richards, J.L. & J.T. Schnute. 1986. An experimental and statistical approach to the question: is cpue an index of abundance? *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 43(6): 1214-1227
- Ricker, W.E. 1954. Stock and Recruitment. *J. Fish. Res. Board Can.*, 11(5): 559-623
- Royama, T. 1992. *Analytical population dynamics*. Chapman And Hall. London. 371pp.
- Shelton, J.H., A.M. Ransom & D. Alistar. 2001. Is catch-per-unit-effort

- proportional to abundance? Can. J. Fish. Aquat. Sci., 58: 1760-1772
- Sibly, R.M., D. Barker, M.C. Denham, J. Hone & M. Pagel. 2005. On the Regulation of Populations of Mammals, Birds, Fish, and Insects. Science, 309: 607-610
- Sigler, M.F. 2000. Abundance estimation and capture of sablefish (*Anaploma fimbria*) by longline gear. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 57: 1270-1283
- Turchin P. 2003. Complex population dynamics: a theoretical/empirical synthesis. Monogr. Popul. Biol. Princeton University Press, Princeton, New Jersey, USA. 450pp
- Wickens, P., D. Japp, P. Shelton, F. Kriel, P. Goosen, B. Rose, C. Augustyn, C. Bross, A. Penney & R. Krohn. 1992. Seals and fisheries in South Africa - Competition and conflict. S. Afr. J. Marine Sci., 12: 773-789
- Ye, Y. & D. Dennis. 2009. How reliable are the abundance indices derived from commercial catch-effort standardization? Can. J. Fish. Aquat. Sci., 66: 1169-1178
- Ylloja, T., H. Roininen, M.P. Ayres, M. Rousi & P.W. Price. 1999. Host-driven population dynamics in a herbivorous insect. Proc. Natl. Acad. Sci. USA 96:10735-10740

Offshore wind farms as FADs: a new methodological approach

Cristina González-Andrés*, Salud Deudero and Carmen Alomar

In the last decade, offshore wind farms (OWF) are among the leading candidates in the generation of renewable energy. The UK and Denmark are the countries with the highest number of turbines installed and operational, therefore, are the largest providers of offshore wind energy (the wind european Association, 2011). Of the 53 wind farms operating in Europe in 2011 studies were performed in 18 wind farms. However there is a dearth of data about the interactions among offshore wind farms and marine biota. The effect “FAD” (fish aggregation device) is one of the effects of offshore windfarms on marine biota. Submerged part of the tower in the water column and the shadows cast by the blades of offshore wind mills act as large fish aggregation devices. At local level, this effect causes an alteration in the natural behavior of fish causing a redistribution of fish (Lindeboom 2011, Beman 2009). The main objective of this study was to develop an appropriate methodology for assessing aggregation effects and spatial distribution of fish species. As a result, a remote observation platform (ROP) was developed and proposes to address biological effects of OWF. The ROP is based on acoustic detection systems, visual detection systems and remote sensing systems integrated into a computer. From the computer they obtained echograms can be visualized detecting the presence of fish; moreover the camera provides the observation of species in real time. The ROP allows the study of fish behavior on ongoing basis and provides more realistic results. Thus, the ROP provides a methodology applicable under different scenarios to understand the behavior of the fish towards offshore wind farms and opens the possibility to create aggregations prediction models more adjusted to reality.

*Instituto Español de Oceanografía. Centre Oceanogràfic de les Balears.
Moll de Ponent s/n, 07015 Palma de Mallorca, Spain.
Email: cristina.gonzalez@ba.ieo.es

Short term effect of selectivity change in a trawling fishery in the western Mediterranean

Mohamed Samy Kamal, Aitor Forcada, Jose Luis Sánchez Lizaso

Experimental studies have been conducted to assess the selectivity of square and diamond meshes in the codends, both in the Atlantic and the Mediterranean, using research vessels. However, very few studies have been able to verify their predictions with follow-up studies after a change in selectivity. We evaluate the consequences of inserting either a 40-mm square-mesh codend or a 50-mm diamond-mesh (instead of the traditionally 40-mm diamond-mesh codend) in commercial Spanish trawlers, comparing daily landings before and after the selectivity change.

This study was conducted from 2008 to 2011 in the trawl fishery of Alicante (southern-west Mediterranean Sea). To reduce variability and better understand the consequences of introducing the new meshes, the fishing activity was disaggregated into several métiers based on analysis of the species composition of the captures. For each métier were compared the landings of before and after the selectivity change in terms of quantity (yields) and economic profits for total catch and target species using ANOVA, and catch composition by means of PERMANOVA.

Four métiers were identified in the Alicante trawl fishery: european hake *Merluccius merluccius*, red mullet *Mullus* spp., red shrimp *Aristeus antennatus* and Norway lobster *Nephrops norvegicus*. In general, there were no significant differences in the catch or even in the economic revenue due to inserting the new mesh. However, the total catch of red shrimp métier and the catch of *Nephrops norvegicus* of the Norway lobster métier were significantly higher after the selectivity change. Regarding the catch composition, only the métier european hake showed slightly changes after the use of the new mesh, nevertheless this change was not statistically significant.

Taking into account these results, this study showed that the introduction of a 50 mm diamond or 40 mm square mesh codend in the trawl fishery of Alicante SW Mediterranean does not have a negative effect on short term as predicted by models, probably related with a higher performance of the new gear that may compensate the lower retention of smaller sizes.

Population dynamics and exploitation of four by-catch nekto-benthic species in the bottom trawl fishery of the Balearic Islands (western Mediterranean)

M. Teresa Farriols^{a,b}, Francesc Ordines^a, Beatriz Guijarro^a, Jordi Lleonart^c, Joan Moranta^d and Enric Massutí^a

The teleost fishes *Serranus cabrilla*, *Trachinus draco*, *Chelidonichthys lastoviza* and *Chelidonichthys cuculus* are important by-catch species in the bottom trawl fishery developed along the continental shelf of the Balearic Islands (Western Mediterranean). They constitute an important fraction of the mixed fish category commercialized as “Morralla”, with annual landings averaging 110 tons in the last decade. The main biological parameters and a demographic analysis of these species are presented in this study. We have estimated the length-weight relationships, the growth parameters of the Von Bertalanffy equation, the spawning season, the length of first maturity, and the natural mortality of these species, as well as their bathymetric distribution and abundance. Samples and data used come from the monthly monitoring of the bottom trawl fishery (2008-2010) and the annual MEDITS survey in the study area (2001-2011), developed within the Data Collection Framework of the European Commission. Based on a steady state assumption, three years pseudo-cohorts (2008-2010) were created for each species by using catch data and fish length frequencies obtained by observers on board, and the annual official landings. Virtual Population Analysis (VPA) and Yield per Recruit models were carried out on these pseudo-cohorts using the estimated biological parameters in order to assess the exploitation level of the species. The state of the populations were also analyzed using fishery-independent indicators (based on MEDITS data) within the context of the Marine Strategy Framework Directive such as the range and pattern of distribution, the Conservation Status of Fish, and the evolution of abundance and biomass of the populations. Our results can contribute to the improvement of the biological knowledge of fish species poorly studied in the western Mediterranean and the assessment and management of the bottom trawl fishery in the area.

^a Instituto Español de Oceanografía, Centre Oceanogràfic de les Balears, Moll de Ponent s/n, 07015 Palma, Spain (mt.farriols@ba.ieo.es)

^b Universitat de les Illes Balears, Departament de Biologia, Campus Universitari, 07071 Palma, Spain

^c Institut de Ciències del Mar (CSIC), Passeig Marítim 37-49, 08003 Barcelona, Spain

^d Instituto Español de Oceanografía, Centre Oceanogràfic de Balears, Estació d'Investigació Jaume Ferrer, P.O. Box 502, 07701 Maó, Spain

Capturas accidentales de elasmobranquios en la pesca artesanal con trasmallo de las islas Canarias

José Carlos Mendoza^a, Carmelo Dorta^a, Alberto Brito^a y José Carlos Hernández^a

Las pesquerías artesanales o a pequeña escala representan aproximadamente una cuarta parte de las capturas de especies marinas a nivel mundial, contribuyendo aproximadamente a la mitad de los desembarques utilizados como alimento humano y dando empleo a un 90% de los pescadores de todo el mundo (FAO, 2003; McGoodwin, 1990). En las islas Canarias, el arte de pesca artesanal con redes de trasmallo tiene una larga tradición y una gran importancia socioeconómica. El arte del trasmallo está representado en algunas localidades del archipiélago, en las que se capturan una gran variedad de especies, entre las cuales, algunas presentan reconocidos problemas de gestión. La mayoría de estudios sobre la pesca accidental hacen referencia a artes de pesca como el arrastre o los palangres (Carbonell *et al.*, 2003; Clarke *et al.*, 2005; Coelho and Erzini, 2008; Megalofonou *et al.*, 2005; Stobutzki *et al.*, 2002). Escasos estudios son los que focalizan las capturas accidentales de los artes de trasmallo, y prácticamente se desconocen para el área suroeste de las aguas Europeas, como es el caso de Canarias. La pesca del *Mullus surmuletus*, como especie objetivo en el sureste de la isla de Tenerife, está asociada a la captura accidental de muchas otras especies de peces óseos y elasmobranquios. Además, la mayoría de elasmobranquios son grandes depredadores que se encuentran cerca o en lo más alto de las cadenas tróficas marinas, donde juegan un rol fundamental en las relaciones tróficas del ecosistema. Por todo ello, el presente estudio se centró en caracterizar la pesca del *M. surmuletus* con redes de trasmallo en el sureste de la isla de Tenerife, para evaluar los factores que influyen en la variabilidad de la especie objetivo y las capturas accidentales, con el fin de contribuir en la mejora de la gestión de la pesca artesanal y la reducción de las capturas accidentales (particularmente de los elasmobranquios).

Para ello, se realizaron 29 pescas experimentales durante 9 jornadas y 22 controles o muestreos de las descargas en los puestos de primera venta. Las pescas experimentales se llevaron a cabo por la misma embarcación, en diferentes localidades y con trasmallo

de 50, 60 y 80 mm de luz de malla. Los controles de las descargas de diferentes embarcaciones se realizaron de forma aleatoria en los puestos de primera venta. Las especies desembarcadas en puerto se capturaron con redes de trasmallo de 50 o 60 mm de luz de malla. Se registró el número y peso de todos los individuos capturados, así como las tallas de la especie objetivo. Los datos se analizaron mediante una ANOVA de dos vías con el programa estadístico PRIMER 6 & PERMANOVA+, tanto para las pescas experimentales como para los controles en el puesto de primera venta. Para las pescas experimentales, se trató de evaluar los efectos de los factores fijos luz de malla y caladero en las capturas del trasmallo (tanto para la especie objetivo como las capturas accidentales): abundancia especies, peso y capturas por unidad de esfuerzo (CPUE). Para el caso de los controles en los puestos de primera venta, se evaluó el efecto de la caladero y embarcación en la abundancia de capturas, peso y longitud de la especie objetivo y capturas accidentales. Además, se realizó un mismo análisis de la varianza que incluyó todas las capturas accidentales de esta pesquería artesanal.

Un total de 48 especies fueron identificadas (Tabla 1) donde *Mullus surmuletus*, *Pagellus acarne* y *Sparisoma cretense* fueron las capturas más frecuentes. La especie objetivo (*M. surmuletus*) representó el 41,86, 15,31 y 3,25 % del peso total para las redes de trasmallo experimentales con luces de malla de 50, 60 y 80 mm respectivamente (Fig 1). Las capturas accidentales estuvieron presentes con altos porcentajes, donde los elasmobranquios representaron el 67,84, 24,3 and 20,68% del peso total en los trasmallos con luces de malla de 80, 60 y 40 mm respectivamente. El análisis de la varianza de las pescas experimentales para la especie objetivo mostró una interacción significativa entre las diferentes luces de malla y la abundancia de las capturas, peso y CPUE (Tabla 2). En cambio, para las capturas accidentales de elasmobranquios no hubo diferencias significativas (Tabla 3). El ANOVA de los controles en el puesto de primera venta, para la especie objetivo, no mostró diferencias significativas para los factores embarcación y caladero (Tabla 4). Los resultados del análisis de todas las pescas accidentales de esta pesquería con trasmallo, mostró diferencias significativas entre la abundancia y las localidades de pesca (Tabla 5).

La selección de las tallas de la especie objetivo es mejor cuando incrementamos la luz de malla del arte, sin embargo hay una disminución de las capturas y la productividad disminuye gradualmente. Independientemente de la luz de malla utilizada, los elasmobranquios, además de otras especies, se capturan accidentalmente en todos los casos representando elevados

^a Biodiversidad, Ecología Marina, Conservación. Dpto. de Biología Animal (Ciencias Marinas). Facultad de Biología, Universidad de La Laguna. Tenerife, islas Canarias. (jcmendoza85@gmail.com)

porcentajes de capturas totales. En conclusión, aunque las redes de trasmallo se consideran artes selectivas, no seleccionan bien las especies respecto a otras artes de su categoría como las redes de enmalle. Los resultados sugieren la aplicación de un enfoque preventivo que favorezca la explotación de las comunidades ícticas que implicaría, en todos los casos, una disminución gradual en el número de embarcaciones y un seguimiento exhaustivo de la pesquería. Estas medidas incluyen ensayos o experimentación de técnicas destinadas a reducir las capturas accidentales, tales como una reducción en el tiempo de pesca o el uso de trampas para la captura del *Mullus surmuletus* (Coelho *et al*, 2003; Coelho y Erzini, 2008; Bordalo-Machado *et al*, 2009).

Bibliografía

- Bordalo-Machado, P. and I. Figueiredo. – 2009. The fishery for black scabbardfish (*Aphanopus carbo* Lowe, 1839) in the Portuguese continental slope. *Rev. Fish Biol. Fish.*, 19: 49-67.
- Carbonell, A., Alemany, F., Merella, P., Quetglas, A., Román, E., 2003. The by-catch of sharks in the western Mediterranean (Balearic Islands) trawl fishery. *Fish. Res.* 6, 7–18.
- Clarke, M.W., Borges, L., Officer, R.A., 2005. Comparisons of trawl and longline catches of deepwater elasmobranchs west and north of Ireland. *J. Northw. Atl. Fish. Sci.* 35, 429–442.
- Coelho, R., Erzini, K., Bentes, L., Correia, C., Lino, P.G., Monteiro, P., Ribeiro, J., Gonçalves, J.M.S., 2005. Semi-pelagic longline and trammel net elasmobranch catches in southern Portugal: catch composition, catch rates and discards. *J. Northw. Atl. Fish. Sci.* 35, 531–537.
- Coelho, R., Erzini, K., 2008. Effects of fishing methods on deep water shark species caught as by-catch off southern Portugal. *Hydrobiologia* 606, 187–193.
- FAO, 2003. Strategies for Increasing the Sustainable Contribution of Small-scale Fisheries to Food Security and Poverty Alleviation. FAO, Rome, pp. 1–14.
- McGoodwin, J.R., 1990. Crisis in the World's Fisheries: People, Problems and Policies. Stanford University Press, Stanford, California, 235 pp.
- Megalofonou, P., Yannopoulos, C., Damalas, D., De Metrio, G., Deflorio, M., de la Serna, J.M., Macias, D., 2005. Incidental catch and estimated discards of pelagic sharks from the swordfish and tuna fisheries in the Mediterranean Sea. *Fish. Bull.* 103, 620–634.
- Stobutzki, I.C., Miller, M., Heales, D.S., Brewer, D.T., 2002. Sustainability of elasmobranch caught as bycatch in a tropical prawn (shrimp) trawl fishery. *Fish. Bull.* 100, 800–821.

Tabla 1. Capturas totales durante las pescas experimentales usando redes de trasmallo

Luz de malla	Especie	Captura total			
		número	(%)	peso (g)	(%)
50	<i>Abudefduf luridus</i>	3	0,63	216	0,37
50	<i>Aulostomus strigosus</i>	1	0,21	300	0,52
50	<i>Boops boops</i>	1	0,21	80	0,14
50	<i>Bothus podas</i>	3	0,63	180	0,31
50	<i>Chromis limbata</i>	11	2,34	549	0,94
50	<i>Diplodus vulgaris</i>	2	0,42	339	0,58
50	<i>Mullus surmuletus</i>	173	36,88	24.350	41,86
50	<i>Mustelus mustelus</i>	5	1,06	4.600	7,91
50	<i>Pagellus acarne</i>	78	16,63	6.320	10,87
50	<i>Pagellus erythrinus</i>	2	0,42	430	0,74
50	<i>Pagrus pagrus</i>	3	0,63	462	0,79
50	<i>Polymixia nobilis</i>	1	0,21	80	0,14
50	<i>Pomadasyss incisus</i>	4	0,85	350	0,6
50	<i>Promethichthys prometheus</i>	1	0,21	300	0,52
50	<i>Pseudocaranx dentex</i>	2	0,42	2.200	3,78
50	<i>Sarpa salpa</i>	1	0,21	150	0,26
50	<i>Scorpaena canariensis</i>	1	0,21	34	0,06
50	<i>Scorpaena notata</i>	3	0,63	189	0,32

50	<i>Sepia officinalis</i>	4	0,85	842	1,45
50	<i>Serranus atricauda</i>	2	0,42	240	0,41
50	<i>Sparisoma cretense</i>	9	1,91	2.300	3,95
50	<i>Spondylisoma cantharus</i>	1	0,21	150	0,26
50	<i>Squatina squatina</i>	1	0,21	10.830	18,62
50	<i>Stephanolepis hispidus</i>	3	0,63	266	0,46
50	<i>Synapturichthys kleini</i>	1	0,21	200	0,34
50	<i>Synodus saurus</i>	3	0,63	707	1,22
50	<i>Synodus synodus</i>	2	0,42	300	0,52
50	<i>Taeniura grabata</i>	1	0,21	1.200	2,06
60	<i>Bodianus scrofa</i>	1	0,21	250	0,98
60	<i>Boops boops</i>	7	1,49	578	2,27
60	<i>Bothus podas</i>	5	1,06	206	0,81
60	<i>Chelidonichthys l. lastoviza</i>	1	0,21	100	0,39
60	<i>Chromis limbata</i>	4	0,85	157	0,62
60	<i>Diplodus puntazzo</i>	1	0,21	104	0,41
60	<i>Diplodus sargus cadenati</i>	1	0,21	78	0,31
60	<i>Diplodus vulgaris</i>	3	0,63	581	2,28
60	<i>Lithognathus mormyrus</i>	1	0,21	200	0,78
60	<i>Mullus surmuletus</i>	22	4,69	3.907	15,31
60	<i>Mustelus mustelus</i>	4	0,85	6.200	24,3
60	<i>Pagellus acarne</i>	12	2,55	886	3,47
60	<i>Pagellus erythrinus</i>	5	1,06	1.459	5,72
60	<i>Pagrus auriga</i>	1	0,21	198	0,78
60	<i>Pagrus pagrus</i>	1	0,21	239	0,94
60	<i>Promethichthys prometheus</i>	2	0,42	400	1,57
60	<i>Pseudocaranx dentex</i>	1	0,21	90	0,35
60	<i>Sarpa salpa</i>	6	1,27	2.500	9,8
60	<i>Scorpaena canariensis</i>	2	0,42	331	1,3
60	<i>Scorpaena maderensis</i>	5	1,06	166	0,65
60	<i>Sepia officinalis</i>	5	1,06	954	3,74
60	<i>Sparisoma cretense</i>	10	2,13	2.700	10,58
60	<i>Sphyaena viridensis</i>	2	0,42	690	2,7
60	<i>Spondylisoma cantharus</i>	2	0,42	202	0,79
60	<i>Stephanolepis hispidus</i>	3	0,63	222	0,87
60	<i>Synodus saurus</i>	4	0,85	1.339	5,25
60	<i>Synodus synodus</i>	1	0,21	179	0,7
60	<i>Trachinus radiatus</i>	3	0,63	599	2,35
80	<i>Balistes carolinensis</i>	2	0,42	1.100	4,47
80	<i>Boops boops</i>	9	1,91	800	3,25
80	<i>Bothus podas</i>	1	0,21	83	0,34
80	<i>Dasyatis pastinaca</i>	1	0,21	1.300	5,29
80	<i>Mullus surmuletus</i>	4	0,85	800	3,25
80	<i>Pagellus erythrinus</i>	1	0,21	100	0,41
80	<i>Sarpa salpa</i>	1	0,21	233	0,94
80	<i>Scorpaena scrofa</i>	1	0,21	1.600	0,95
80	<i>Sparisoma cretense</i>	3	0,63	273	6,51
80	<i>Squatina squatina</i>	1	0,21	10.000	40,67
80	<i>Synodus saurus</i>	4	0,85	1.700	6,91
80	<i>Taeniura grabata</i>	1	0,21	1.200	4,88
80	<i>Torpedo marmorata</i>	3	0,63	5.400	21,96

Tabla 2. Análisis de la varianza para la abundancia, peso y CPUE del *Mullus surmuletus* durante las pescas experimentales; m= malla; ca= caladero; Grupo 1 = 50 mm, grupo 2 = 60 mm, grupo 3 = 80 mm.

A. Abundancia	df	MS	Pseudo-F	P (perm)
m	2	821,22	5,8617	0,024
ca	2	73,07	0,52156	0,606
mxca	4	61,848	0,44146	0,7534
Res	18	140,1		
Total	26			
B. Peso				
m	2	1,4261E7	5,5768	0,0268
ca	2	1,1805E6	0,46163	0,6298
mxca	4	9,1385E5	0,35736	0,8216
Res	18	2,5572E6		
Total	26			
C. CPUE				
m	2	3,8337E6	6,0385	0,0266
ca	2	2,5034E5	0,39432	0,6662
mxca	4	2,3834E5	0,37541	0,8098
Res	18	6,3488E5		
Total	26			

Pairwise malla		
A. Abundancia		
Grupos	t	P (perm)
1, 2	2,3045	0,0424
1, 3	2,5334	0,0308
2, 3	2,3518	0,0378
B. Peso		
1, 2	2,2209	0,0544
1, 3	2,4966	0,0332
2, 3	2,2267	0,0416
C. CPUE		
1, 2	2,426	0,0362
1, 3	2,4966	0,0342
2, 3	0,83952	0,4258

Tabla 3. Análisis de la varianza para la abundancia, peso y CPUE de los elasmobranchios capturados durante las pescas experimentales. No hubo diferencias significativas en ningún caso ($p < 0,05$)

A. Abundancia	df	MS	Pseudo-F	P (perm)
m	2	0,10278	4,195E-2	0,9648
ca	2	2,8426	1,1602	0,2871
mxca	4	0,10926	4,4596E-2	0,994
Res	18	2,45		
Total	26			
B. Peso				
m	2	5,4201E6	0,51737	0,5997
ca	2	8,293E6	0,7916	0,4735
mxca	4	1,2934E7	1,2346	0,3161
Res	18	1,0476E7		
Total	26			
C. CPUE				
m	2	40340	4,2562E-2	0,9642
ca	2	1,4447E6	1,5242	0,2306
mxca	4	53787	5,6749E-2	0,9938
Res	18	9,4781E5		
Total	26			

Tabla 4. Análisis de la varianza para la abundancia, peso y tamaño del *Mullus surmuletus* en las capturas totales con trasmallos de 50-60 mm (descargas en el puesto de primera venta) en función de la embarcación y el caladero.

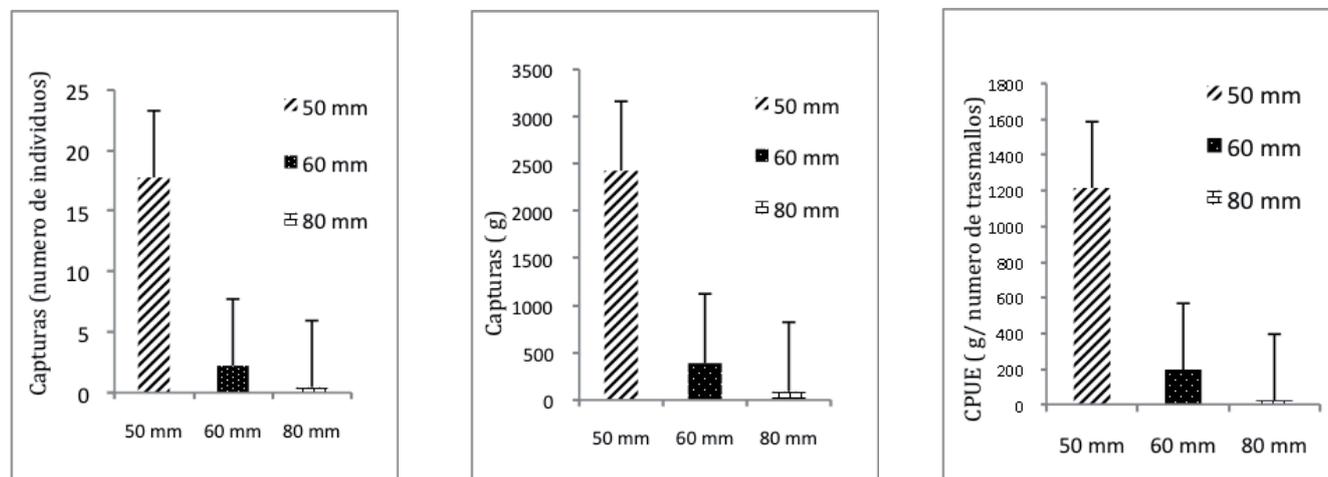
A. Abundancia	df	MS	Pseudo-F	P (perm)
b	3	4269,8	3,3815	0,065
ca	2	3546,5	2,8087	0,1014
bxca**	4	1158,8	0,9177	0,4764
Res	11	1262,7		
Total	20			
B. Weight				
b	3	6,7884E7	2,7814	0,1006
ca	2	8,2594E7	3,3841	0,074
bxca**	4	2,887E7	1,1829	0,3788
Res	11	2,4406E7		
Total	20			
C. Size				
b	3	0,43618	1,5748	0,2526
ca	2	0,77172	2,7863	0,099
bxca**	4	0,40037	1,4455	0,28
Res	11	0,27697		
Total	20			

Tabla 5. Análisis de la varianza para la abundancia, peso y CPUE de las capturas accidentales totales, dependiendo de la embarcación y del caladero.

A. Abundancia	df	MS	Pseudo-F	P (perm)
b	4	982,17	1,9427	0,256
ca	2	3503	4,6903	0,046
bxca**	5	491,49	0,65806	0,6234
Res	14	746,87		
Total	25			
B. Weight				
b	4	1,834E7	0,92336	0,5344
ca	2	5,0538E6	0,21955	0,8108
bxca**	5	1,9679E7	0,85488	0,5376
Res	14	2,3019E7		
Total	25			
C. Size				
b	4	8,7001E6	2,9588	0,1244
ca	2	2,2896E6	1,0216	0,3764
bxca**	5	2,9812E6	1,3301	0,3042
Res	14	2,2412E6		
Total	25			

Pairwise malla		
A. Abundancia		
Grupos	t	P (perm)
1, 2	2,9538	0,015
1, 3	5,411	0,0004
2, 3	0,84203	0,4322

Figura 1. Frecuencia de capturas de *Mullus surmuletus* para las 3 luces de malla de las pescas experimentales.



Deep-sea Chondrichthyes caught in an experimental fishing survey off the Canary Islands (NE Atlantic Ocean)

Mafalda Freitas^a, Ana Luísa Costa^a, João Delgado^b, S. Jiménez^c, J. A. González^c, Viriato Timóteo^b

There is a long tradition in the deep-sea fishery of the bathypelagic black scabbard-fish, *Aphanopus carbo* and *A. intermedius*, in Portugal mainland and in the Archipelago of Madeira. In Madeira, this fishery is performed with drifting longlines, set between 800 and 1200 m of depth, on the slopes of the islands of the archipelago and nearby seamounts. This is one of the oldest known fisheries in the world targeting a deepwater resource.

In March 2009 an experimental survey to obtain indications about the abundance of black scabbard-fish and to access the by-catch of this type of fishery was carried out inside the Canary Island ZEE, in the framework of a fisheries agreement between Macaronesian archipelagos (Madeira, Azores and the Canaries).

Eleven species of Chondrichthyes were identified, belonging to 5 families: Pseudotriakidae, Centrophoridae, Etmopteridae, Somniosidae and Chimaeridae. For some of the species caught and due to its rarity, data regarding depth of occurrence, sexual maturity and morphometry are given.

Several voucher specimens from all species caught were deposited as reference collections in the Natural History Museum of Funchal (MMF).

^a Estação de Biologia Marinha do Funchal/Museu Municipal do Funchal (História Natural), Cais do Carvão, Gorgulho, 9000-107 Funchal, Madeira, Portugal. mafalda.freitas@cm-funchal.pt

^b Direcção de Serviços de Investigação das Pescas

^c Departamento de Biología Pesquera, Instituto Canario de Ciencias Marinas.

Ciclo vital, ecología y pesquería de dos especies simpátricas de calamar en el Mediterráneo Occidental

Iraia Uranga, Maria Valls, Antoni Quetglas

Los cefalópodos juegan un papel clave en los ecosistemas marinos, lo que se refleja por su importancia tanto en las redes tróficas como en el volumen de desembarcos pesqueros mundiales (Piatkowski *et al.* 2001; FAO 2010). En el Mediterráneo coexisten dos especies de calamar simpátricas (Futuyma 2009), esto es, que conviven en la misma área geográfica y ocupan nichos ecológicos idénticos o similares: *Loligo vulgaris* Lamarck, 1798 y *L. forbesi* Steenstrup, 1856. Externamente estas dos especies son prácticamente idénticas y habitan exclusivamente a lo largo de la plataforma continental (Jereb and Roper 2010). Ambas especies tienen una elevada importancia comercial en el Mediterráneo, constituyendo un importante recurso pesquero, tanto de la flota de arrastre como artesanal (Jereb and Roper 2010).

El objetivo principal de este trabajo es analizar diferentes aspectos del ciclo vital, ecología y pesquería de estas dos especies simpátricas que nos permitan determinar las estrategias ecológicas que siguen cada una de ellas para evitar o minimizar la competencia interespecífica. Para ello se han analizado los siguientes aspectos: 1) biología (estructura poblacional, relaciones morfométricas, época de reproducción); 2) ecología (distribución batimétrica y espacial, variaciones intra e interanuales de abundancia y/o biomasa, relación de la abundancia y/o biomasa con parámetros ambientales); y 3) pesquería (series históricas de desembarco de las flotas de arrastre y artesanal). Además, actualmente se está analizando la dieta de ambas especies a partir de contenidos estomacales para determinar su grado de competencia y solapamiento (Valls *et al.*, en preparación) que constituirá un trabajo complementario al que ahora se presenta.

El área de estudio del presente trabajo han sido las aguas del Mar Balear y los datos y muestras analizadas de ambas especies pertenecen a diferentes fuentes: 1) muestreos biológicos a partir de individuos procedentes de la flota comercial (2009-2010) y

campañas científicas (2007-2010); 2) datos y muestras obtenidas en campañas científicas de arrastre de fondo a bordo de buques oceanográficos desarrolladas desde 2003 a 2011; y 3) estadísticas de desembarcos oficiales de la serie temporal 2000-2011 proporcionadas por las cofradías de pescadores. En el caso de los muestreos biológicos, se analizaron un total de 2818 individuos (1925 *L. vulgaris*, 893 *L. forbesi*), mientras que el número de estaciones de muestreo en campañas científicas ascendió a 499.

Los resultados mostraron que, si bien en el caso de *L. forbesi* no existen diferencias entre la estructura poblacional de machos y hembras, en *L. vulgaris* la talla modal de las hembras (19-20 cm ML) es claramente superior a la de los machos (12-15 cm ML). A pesar de esto, las tallas máximas de los machos son marcadamente superiores a la de las hembras en ambas especies. Morfológicamente se observa que a partir de los 20-25 cm ML, *L. forbesi* tiene, para las mismas tallas, pesos superiores a *L. vulgaris*. La talla de primera madurez difiere claramente entre sexos en *L. vulgaris* (18 y 9 cm ML para hembras y machos, respectivamente) pero no así en *L. forbesi* (20 y 18 cm ML, respectivamente). Aunque se observan individuos maduros a lo largo de todo el año, los índices reproductivos de *L. vulgaris* indican que existen dos picos principales de maduración en Febrero-Marzo y Septiembre-Octubre. En *L. forbesi* la reproducción tiene lugar exclusivamente entre Julio y Diciembre. Las dos especies muestran una clara segregación batimétrica, ya que *L. vulgaris* se encuentra básicamente por debajo de los 100 m mientras que *L. forbesi* habita preferentemente entre los 200 y 400 m. Las hembras maduras de *L. vulgaris* se encuentran principalmente entre 65-75 m, por lo que la puesta tendría lugar a esas profundidades. En el caso de *L. forbesi*, las hembras <10 cm ML se hallan sobre los 150 m, pero a partir de dicha talla se observa una migración ontogénica hacia aguas más profundas y las hembras maduras aparecen sobre todo entre 285 y 365 m. El análisis de los datos de desembarcos muestran patrones interanuales diferentes para cada especie, con máximos entre Mayo y Agosto para *L. vulgaris* y entre Octubre y Diciembre para *L. forbesi*. En el primer caso, el máximo de capturas coincide con el mínimo de madurez sexual, indicando que la capturabilidad de *L. vulgaris* aumenta fuera de la época de reproducción. En el caso de *L. forbesi* se observa el patrón inverso, aumentando la capturabilidad durante la reproducción.

Finalmente, los resultados del presente estudio se discuten en el marco de la teoría ecológica intentando descifrar si ambas especies siguen estrategias ecológicas divergentes y las implicaciones que dichas estrategias podrían suponer de cara a minimizar la competencia interespecífica y permitir la coexistencia de estas dos especies simpátricas en el Mar Mediterráneo.

Bibliografía

- FAO (2010). The state of world fisheries and aquaculture. FAO, Rome, 197 pp.
- Futuyma D.J. (2009). Evolution (2ª edición). Sunderland, Massachusetts: Sinauer Associates, 633 pp.
- Jereb P. & Roper C.F.E. (2010). Cephalopods of the world. An annotated and illustrated catalogue of species known to date. Myopsid and Oegopsid squids. FAO Species Catalogue for Fishery Purposes, N° 4, Vol. 2, Rome, 605 pp.
- Piatkowski U., Pierce G.J., da Cunha M.M. (2001). Impact of cephalopods in the food chain and their interaction with the environment: preface. Fisheries Research 52: 1-1.

Estudio del descarte de la pesca de arrastre: Una aproximación a la supervivencia de invertebrados bentónicos marinos

Alfredo García-de-Vinuesa^a, Elia Vallejo^a, Pilar Sánchez^a, Montserrat Demestre^a

Actualmente la pesca es uno de los mayores problemas para la conservación de los ecosistemas marinos. La pesca de arrastre en particular, es uno de los métodos de pesca menos selectivo que conlleva la destrucción de hábitats y comunidades bentónicas (Sommer, 2005). Debido a esta baja selectividad, gran parte de la captura que se realiza con este arte de pesca es descartada, produciéndose en el caso de algunas especies, un alto nivel de mortalidad (Broadhurst *et al.*, 2008). Este descarte está compuesto en gran medida por invertebrados bentónicos, que se estiman en más de 5900 especies (Boudouresque, 2004, Bianchi, 2007), lo que representa un fuerte impacto sobre la riqueza y diversidad biológica de los ecosistemas bentónicos del Mediterráneo.

Este trabajo es un estudio centrado en el descarte de la pesca de arrastre profundizando en la investigación de la supervivencia que los invertebrados bentónicos del descarte tienen al ser devueltos al mar y analizando paralelamente los posibles factores causantes de su mortalidad.

El estudio se llevó a cabo en 2 fases: una fase de muestreo y recolección de individuos y una fase experimental en acuarios.

El muestreo se realizó a bordo de dos barcas de arrastre que pescan en la plataforma continental adyacente a Palamós. Se realizaron 8 salidas, 2 por cada estación del año, y en dos rangos distintos de profundidad: entre 50 y 200 metros y entre 200 y 400 metros, teniendo como especies objetivo merluza, rape y salmónete el primer rango y cigala el segundo.

A bordo se efectuó un muestreo para la caracterización de la pesca comercial y del descarte, enfatizando en los invertebrados. Los datos obtenidos se estandarizaron al total de la captura. Asimismo, se seleccionaron distintos invertebrados para la fase experimental, la cual se realizó en acuarios de la Zona de Acuarios Experimental (ZAE) del Instituto de Ciencias del Mar (ICM-CSIC) de Barcelona. Los organismos se mantuvieron en condiciones ambientales de temperatura y salinidad controladas durante 2 meses realizándose distintos experimentos para el estudio de su supervivencia.

El descarte procedente del rango de profundidad 50-200m, presenta mayor diversidad general y de invertebrados en

particular, que el rango más profundo. Dicho descarte representa un 35% de la captura total, siendo un 50% invertebrados. Los más representativos en peso son *Diazona violácea*, la cual tiene una importante presencia en el descarte procedente de fondos blandos del Mediterráneo Noroccidental (Ordines *et al.*, 2007), seguida por *Alcyonium palmatum* y *Antedon sp.* Además se realiza descarte de la especie comercial *Merluccius merluccius*, fundamentalmente debido a su pequeño tamaño de entre 6 y 13cm. Una importante parte de la captura que se realiza de esta especie comercial en el oeste del mediterráneo se compone de individuos inmaduros (Sanchez *et al.*, 2007), lo que supone un grave problema para su explotación sostenible.

El descarte perteneciente al rango de profundidad 200-400m representa el 30% de la captura total, del cual un 10% son invertebrados, como *Monodaeus couchii* o *Astropecten irregularis*. Es de destacar la acusada presencia de *Scyliorhinus canicula* en dicho descarte con porcentajes del 70%. Esta especie está considerada como especie de preocupación menor en cuanto a su estado de conservación en el Mediterráneo (Cavanagh, *et al* 2007).

Se han realizado algunos experimentos de adaptación y supervivencia de invertebrados bentónicos de la pesca de arrastre, con una duración de 7 días y registraron una supervivencia del 70% (Wassenberg *et al.*, 1998). En nuestro experimento se ha observado que la mortalidad más acusada en los animales estudiados en los acuarios se da en las primeras tres semanas del experimento: un 60% mueren a causa del impacto sufrido durante la pesca. Solo entre un 10% y un 20% de los animales que sobreviven a estos 21 primeros días, mueren en las siguientes 5 semanas.

La depredación de animales procedentes del descarte por gaviotas, mamíferos marinos y peces, es un importante factor de mortalidad (Broadhurst, *et al* 2006). En el presente estudio se ha observado que especies como *Lunatia fusca*, *Phallusia mamillata* o *Dardanus arrosor* tienen velocidades de descenso en la columna de agua por encima de 0,2 m/s lo que presupone un menor riesgo potencial de ser depredados que otras especies como *Macropodia longipes*, *Diazona violácea* o *Pteroide spinosum* cuyas velocidades no sobrepasan el 0,1m/s.

En el rango de profundidad 50-200m se produce un mayor descarte de invertebrados que en el rango más profundo, lo que implica una mayor mortalidad de los organismos que se encuentran en estos hábitats, siendo este un problema añadido para la conservación de estos ecosistemas bentónicos y su compatibilización con una explotación sostenible de los mismos.

Este estudio forma parte del proyecto VIBAM (Programa de Recerca i Conservació, Zoo de Barcelona).

^a Instituto de Ciencias del Mar (ICM-CSIC), Passeig marítim de la Barceloneta, 37/49. 08003 Barcelona, España; (agvinuesa@icm.csic.es)

Revisión de la legislación de las Islas Canarias en materia marisquera

Rubén Ramírez Cañada^a

El marisqueo a pie — recolección de moluscos, crustáceos y equinodermos durante la bajamar — se lleva realizando en Canarias desde antes de la llegada de los colonizadores españoles en el siglo XV, el cual ha quedado patente en los múltiples concheros que existen repartidos por todo el Archipiélago (p. ej. Velasco 1998; Batista 2001). Inicialmente, el marisqueo era una actividad familiar y el marisco recolectado suponía un suplemento proteínico en la dieta, la cual estaba compuesta mayoritariamente por productos precedentes de la tierra (Cabrera 1995; Velasco 1998). Hoy en día, éste se sigue practicando en todas las Islas, tanto de manera recreativa (para consumo propio) como profesional (para obtener un beneficio económico). Se recolectan hasta una quincena de especies, las cuales se encuentran en estado de sobreexplotación (González 2008). De hecho, la cantidad de marisco en las costas canarias parece que ha descendido drásticamente a raíz del boom demográfico y turístico de la década de los 60 (Batista 2001). Más aún, la actividad marisquera puede, incluso, haber aumentado notablemente en los últimos años debido a la crisis económica, la cual ha paralizado algunos sectores de trabajo de enorme importancia en las Islas (p. ej. la construcción). Muchas personas en situación de desempleo encuentran en la pesca y el marisqueo ilegal una alternativa rápida y, en ocasiones, única de obtener ingresos económicos. En este sentido, la explotación no regulada y poco selectiva de los recursos marisqueros, que se ha venido realizando en Canarias desde la antigüedad, ha mermado las poblaciones de diversas especies que, en casos extremos, han llegado al borde de la extinción. El ejemplo más claro lo constituye la lapa majorera (*Patella candei candei*), la cual ha desaparecido de varias islas del Archipiélago, excepto de Fuerteventura, por lo que se encuentra dentro del Catálogo Nacional de Especies Amenazadas (Nuñez 2003) como especie en peligro de extinción. Esta situación ha puesto de manifiesto la necesidad de adoptar medidas de regulación, no solo, de la actividad marisquera, sino también de la pesquera, que garanticen tanto la supervivencia como la correcta explotación de las especies recolectadas. Por todo esto, el gobierno de regional aprobó en el año 2003 la Ley de Pesca de Canarias (Ley 17 / 2003, de 10 de abril, de Pesca de Canarias),

donde se establecen las bases para una adecuada explotación y gestión de los recursos marinos vivos, compatibilizando la actividad extractiva con el mantenimiento y conservación del ecosistema marino de las Islas. Posteriormente, se han aprobado otras órdenes y decretos en los que se regulan o fijan características concretas de la actividad marisquera, principalmente sobre la recolección de lapas (*Patella spp.*). A pesar de toda la legislación aprobada existen deficiencias y aspectos de la misma que la hacen, por ahora, de una herramienta poco efectiva para cumplir su cometido. Por tanto, el principal objetivo de este trabajo fue revisar todos aquellos temas (p. ej. talla mínima de captura, zonas de recolección, etc.) que, por ejemplo, mostraban problemas para su correcta aplicación o no parecen concordar con los datos y/o medidas propuestas en los trabajos científico-técnico realizados previamente.

Se recopiló y revisó toda la legislación existente en materia marisquera, así como todos los trabajos científico-técnicos, artículos, libros, etc. disponibles con el fin de obtener los resultados más globales y reales posibles.

A modo de resumen, entre los resultados obtenidos destacan aquellos que resultan de la aplicación de el/los apartado/s referido/s al litoral donde se debe realizar la actividad marisquera. Por ejemplo, el apartado (d) de la última orden aprobada en materia marisquera (ORDEN de 18 de mayo de 2011) establece que el marisqueo a pie no se puede realizar en el siguiente supuesto: “Cuando exista algún tipo de descarga o vertido de aguas residuales o depuradas, de procedencia urbana, industrial, agrícola, etc., u objetos metálicos o de cualquier otra naturaleza susceptible de producir algún tipo de efecto contaminante sobre el medio marino, dentro de área de un radio no inferior a tres millas náuticas, contadas desde los extremos de la zona del litoral donde se pretenda realizar el marisqueo”. Teniendo en cuenta dicho enunciado y considerando únicamente los emisarios de aguas residuales urbanas e industriales presentes en Canarias (<http://visor.grafcan.es/visorweb/>), se ha obtenido un mapa (Fig. 1) para todo el Archipiélago en donde se muestra que zonas son aptas y cuales no para la realización del marisqueo. De manera particular, resaltan las islas de Tenerife y Gran Canaria, en donde no se podría mariscar, respectivamente, en más de un 90 % y un 75 % de sus litorales. A pesar de este resultado, que resulta de la aplicación de la normativa vigente, la actividad marisquera se lleva a cabo en todo el litoral de dichas islas.

Como conclusión, es importante indicar que la legislación de las Islas Canarias en materia marisquera necesita una revisión que actualice y mejore determinados aspectos que la hagan más efectiva a la hora de su aplicación.

^a Centro de Investigación en Biodiversidad y Gestión Ambiental, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria (mailrubenramirez@yahoo.es)

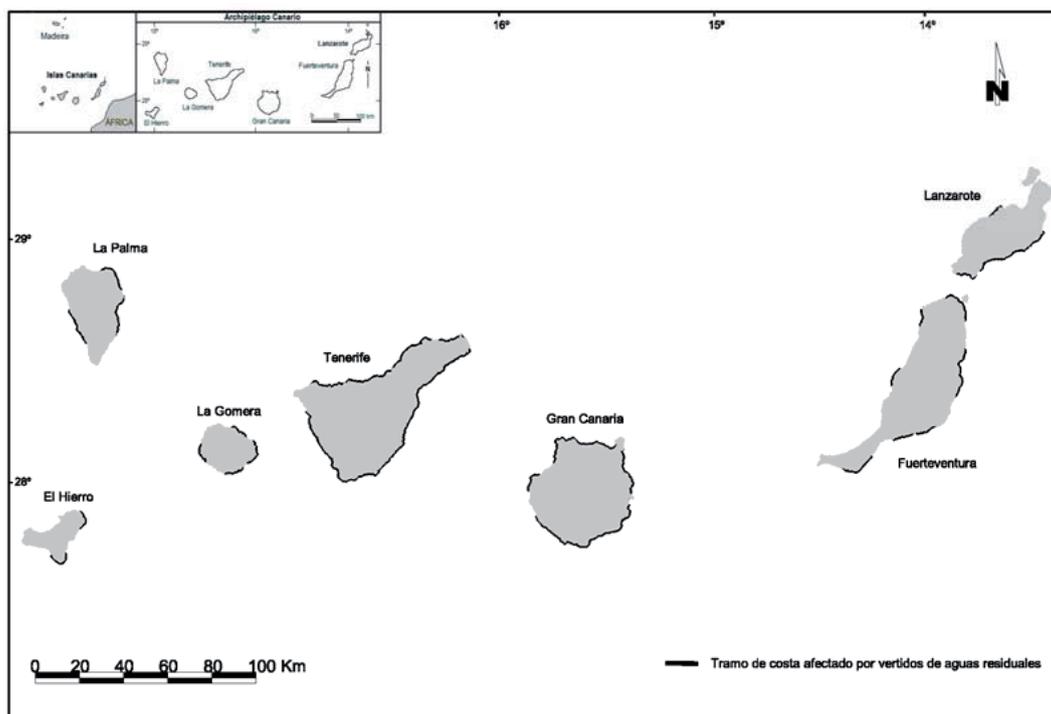


Figura 1. Mapa del Archipiélago Canario en el cual se indica que tramo de costa está afectado por vertidos de aguas residuales urbanas e industriales (se consideró un radio de 3 millas náuticas a partir de cada emisario según lo indicado en la legislación marisquera vigente).

Bibliografía

- Cabrera G. 1995. Del mito del dominio masculino o del matriarcado encubierto: las transformaciones de la familia y su influencia en un contexto insular canario (isla de La Graciosa). VI Jornadas de Estudios sobre Lanzarote y Fuerteventura. Arrecife: Cabildo Insular de Lanzarote y Cabildo Insular de Fuerteventura, 651-656 pp.
- Velasco J. 1998. Economía y dieta de las poblaciones prehistóricas de Gran Canaria. *Complutum* 9: 137-159.
- Batista C. 2001. El marisqueo en la prehistoria de Gran Canaria. *Vector plus* 18: 67-76. 2001.
- Núñez J., Brito M. C., Riera R., Docoito J. R., Monterroso, O. 2003. Distribución actual de las poblaciones de *Patella candei* D'Orbigny, 1840 (Mollusca, Gastropoda) en las Islas Canarias. Una especie en peligro de extinción. *Bol. Inst. Esp. Oceanogr.* 19: 371-377.
- 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.

Performance of a NW mediterranean bottom trawl fleet as a tool for management

Paloma Martín^a, Alba Muntadas^a, Pilar Sánchez^a, Silvia de Juan^{a,b}, Montserrat Demestre^a

The relationship between daily landings and income, by species and vessel, and vessel position was analyzed so as to explore its potential as a tool for fleet management. The case study was a bottom trawl fleet based in the fishing port of Roses (northern Catalan coast), that operates in the northwestern Mediterranean. This fleet was made up of 22 trawlers in 2009.

Based on 2009 daily landings (catch and income by species) by vessel, cluster analysis was used to obtain homogeneous groups of trawlers at the annual scale. No prior assumptions of the fishery were made, avoiding the inherent subjectivity of qualitative analysis. Firstly, the specific composition of the catch (weight and income) was transformed into landings profile (relative species composition) and data were log-transformed. Cluster analysis was applied to the log-transformed landings profile matrices using Ward's minimum variance clustering algorithm and Euclidean distance. Species with annual landings <100 kg and annual income from the sales at the auction <600 euros were excluded. The number of species retained for the analyses based on landings and on income was 71 and 70 respectively. Factor analysis was further applied to explore the structure in the relationship between vessels. Communalities were estimated as multiple R-square and only factors with eigenvalues >1 were retained. The varimax rotation was applied to the factor solution. Finally, daily position records of the vessels from VMS (Vessel Monitoring System) were available, making it possible to link catches with the actual position where they were fished. Only information from vessels with fishing activity (< 4 knots) was taken into account.

Cluster analysis identified a number of groups which, according to the landings profiles by vessel, for both landings and income by species, corresponded to groups of vessels with different fishing strategy. Factor analysis results coincided with the clustering retaining the same groups of vessels. Four main groups were differentiated: those that operated mainly close to the coast; those with *Aristeus antennatus* as target, thus, operating in the submarine canyons; vessels with *Nephrops norvegicus* as main target; and vessels with an opportunistic strategy.

VMS data showed the overall dynamics of the fleet in 2009. VMS data allowed knowing with high precision the fishing grounds where each trawler operated and the seasonal changes, if any, whilst the daily landings by species made it possible to know which were the target species fished in that position. Therefore, the areas where the main fishing targets concentrate, as well as their seasonal displacement and abundance, can be known with high precision for the whole area where the fleet operates. This information is essential for the definition of strategies for the management of the fleet, which in turn will depend on the abundance and distribution of the fishing resources. It is proposed that this combined information of vessel positions and landings, at the daily scale, has the potential to be used as a tool for fleet management, for instance, by providing options for the best choice as for where and when spatial and temporal closures could be implemented. Furthermore, from the daily landings by species, the outliers can be straightforward detected, allowing another potential use for the control of the fleet regarding the traditional Mediterranean management, e.g. by limiting fishing hours per day, or minimum depth, even in the control of limits of the marine protected areas.

The study was carried out in the framework of the COMSOM project (CTM2008-04617).

^a Institut de Ciències del Mar (ICM-CSIC) Passeig Marítim de la Barceloneta 37-49, 08003 Barcelona, Spain (paloma@icm.csic.es)

^b Present address: National Institute of Water and Atmospheric Research (NIWA), PO Box 11-115, Hamilton, New Zealand

Virgin biomass, fishing potential and valorisation of *Plesionika edwardsii* (Crustacea: Decapoda: Caridea: Pandalidae) in the Cape Verde Islands - Preliminary results

J.A. González^{a,b}, O. Tariche^c, N. Almeida^d, C. Monteiro^c, S. Jiménez^a, A. Martins^c, J.I. Santana^a y J.G. Pajuelo^{a,d}

These studies are part of the PROACTIVA 1-2 (2009-2012) and MARPROF-CV projects (2010-2013), in the framework of the Canary Islands Government and UE PCT MAC 2007-2013 programmes respectively. Research has mainly focused on the stock assessment of the striped soldier shrimp, *Plesionika edwardsii* (Brandt, 1851), because it has shown moderate to high levels of fishing yield and abundances compatible with the development of a new sustainable fishery in the Cape Verde Islands (González & Tariche, eds., 2009). Several actions have been done in order to implement an ecosystem approach. Other aims have prosecuted to contribute to the professional training through technology transfer actions, and to promote and disseminate new fish products through public presentations and valorisation gastronomic events reinforced with an informative exhibition.

Cruises took place onboard the R/V “Profesor Ignacio Lozano”. Of the four cruises scheduled, three 15-day cruises have been conducted to date: Camarão-0 (around São Vicente and Santa Luzia islands, April 2010) within the PROACTIVA 1 project, Camarão-1 (Santiago island, November 2011) and Camarão-2 (Boa Vista island, Mars 2012) within the MARPROF-CV project. A standardized fishing gear was used, so-called multiple semifloating shrimp traps (MSFST), each fishing line with 40-65 traps operating around 2.4 m above the seafloor (González *et al.* 1992). The most abundant, coastal pelagic fish in the Cape Verde waters, the so-called “cavala preta” *Decapterus macarellus* (Cuvier, 1833) (Carangidae), was used as unique bait of the traps.

An echo-sounding bathymetric survey was done followed by a prospection around the mentioned islands, and finally a depletion model approach was applied. Temperature and salinity profiles have been obtained by the use of CTD during fishing operations and these data were further related with the relative abundance indices of the target species.

Initial biomass was estimated from depletion experiments at different target species’ abundance stations by applying the Leslie & Davis (1939) method, adapted and modified by Ricker

(1975). Density by area was calculated assuming two different areas of attraction of the fishing gear. Each trap was attached to the main bottom line every 15 m (González *et al.* 1992), and the maximum attraction of this bait was established to be 100 or 150 m, according to the experience gained from the local fishery for lobsters. Each fishing operation was classified according to its yield (CPUE in g/trap/night). The potential fishing planar area was estimated between the isobathymetric lines between 90 and 220 m. Total biomasses (Bt) were calculated from areas (km²) and mean minimum/maximum densities (kg/km²).

Maximum sustainable yield (MSY) was estimated from Bt using the Beddington and Cooke (1983) model by entering natural mortality (0.6), growth rate (0.53 year⁻¹) and recruitment age (1.32 year) parameters for the target species published for the Canary Islands (Santana *et al.* 1997, Quiles, 2005). These parameters estimate an exploitation rate (β) of 0.262. Based on a quarterly work strategy, the life cycle of this target species in the Cape Verdes is being studied in order to check the stock estimations.

The MSY estimated to date were 30.5 tons/year for the stock of São Vicente, Santa Luzia, Ilheus and São Nicolau islands, 10 tons/year for the stock of Santiago island, and 139 tons/year for the stock of Boa Vista and Maio islands. In a near future, the stock of the Sal island will be equally assessed, meanwhile the small stocks of Santo Antão, Fogo and Brava islands will be estimated by interpolation. More than 200 tons per year is expected to be the total MSY for the striped soldier shrimp around the islands of the Cape Verde archipelago, occupying a total area of more than 1,900 km² of new fishing grounds at between 90 and 220 m of depth.

In comparison with the metallic bottom traps, which are traditional and intensively used in the Canary Islands, the innovative fishing gear MSFST seems to be more selective for pandalid shrimps, minimizing the gear impact on the seafloor as well as the by-catch by reducing the discards.

Depletion methods are based on the assumption of a closed system. The straightforward decline of CPUEs obtained during the depletion experiments seems to confirm that *P. edwardsii* is a low mobility species, making this assumption valid at least during short-time periods. Because of the bathymetry profile of these islands, the depth range is from very close (few nautical miles in Santiago to far away (10-12 miles in Boa Vista) to the coastline. Additionally, all specimens caught have been identified, counted and weighted at species level, ecological studies, vertical distribution and basic biological parameters of several by-catch species involved in the future fishery are being studied.

^a Grupo de Biología Pesquera, Instituto Canario de Ciencias Marinas (ICCM-ACIISI), Gobierno de Canarias (solea@iccm.recanaria.es).

^b Grupo de Ecología Marina Aplicada y Pesquerías, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria (ULPGC).

^c Instituto Nacional de Desenvolvimento das Pescas (INDP) de Cabo Verde.

^d Departamento de Engenharia e Ciências do Mar (DECM), Universidade de Cabo Verde (Uni-CV).

In parallel, according to the communication plan scheduled (González & Tariche, eds., 2009), local biologists, technologists, technicians and fishermen have been trained in the fishing operations onboard both the research vessel and the local fishing boat “Sinagoga”, in the biological sampling at laboratory, and by means a theoretical and practical course for hand-making traps and the whole fishing gear for 30 people. After every campaign, main results were presented and discussed with the local stakeholders, followed by a culinary laboratory and a gastronomic tasting based on target and by-catch species, which were also valorised with nutritional biochemical analyses. All these actions were reinforced with an informative exhibition composed of four panels of large format and several explanation posters and displays (roll-ups), as well as by means radio and TV interviews.

When biological and assessment studies were concluded, the management options using the best methods and data available should be analyzed, especially prior to fishing activity. Fishing effort should be controlled on the basis of quotas, number of fishing vessels and a precautionary approach in order to ensure that catching is commensurate with sustainable levels of exploitation. The MSY estimates suggest that this new Capeverdean fishery should be carried out by several specialized medium-sized fishing vessels, fitting well with the current artisanal fleets of the Macaronesian small-scale fisheries.

During the last decades a combination of shrimp trawling and industrial trapping activity has threatened over-exploitation in the Mediterranean fisheries targeting on *P. edwardsii*. Currently the shrimp collapse has conducted to the decline of these fisheries. Can the Cape Verde regulatory bodies and all the stakeholders involved learn the lessons this teaches us about this resource management?

References

- Beddington, J.R. & J.G. Cooke (1983) The potential yield of fish stocks. *FAO Fish. Tech. Pap.*, 242: 47 pp.
- González, J.A. & O. Tariche (eds.) (2009) Una mirada sobre la biodiversidad marina y bases para su gestión sostenible. Recursos pesqueros potenciales de profundidad de Cabo Verde. Dirección General de Relaciones con África del Gobierno de Canarias. Las Palmas de Gran Canaria: 176 pp.
- González, J.A., J. Carrillo, J.I. Santana, P. Martínez Baño & F. Vizuete (1992) La pesquería de Quisquilla, *Plesionika edwardsii* (Brandt, 1851), con tren de nasas en el Levante español. Ensayos a pequeña escala en Canarias. *Inf. Téc. Sci. Mar.*, 170: 31 pp.
- Leslie, P.H. & D.H.S. Davis (1939) An attempt to determine the absolute number of rats on a given area. *J. An. Ecol.*, 8: 94-113.
- Quiles, J.A. (2005) Biología, evaluación y plan piloto de pesca del stock de camarón soldado *Plesionika edwardsii* (Crustacea, Decapoda, Pandalidae) de Gran Canaria. Tesis doctoral. Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, Facultad de Ciencias del Mar.
- Ricker, W.E. (1975) Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. *Bull. Fish. Res. Bd Can.*, 191: 382 pp.
- Santana, J.I., J.A. González, I.J. Lozano & V.M. Tuset (1997) Life history of *Plesionika edwardsii* (Crustacea, Decapoda, Pandalidae) around the Canary Islands (Eastern Central Atlantic). *S. Afr. J. mar. Sci.*, 18: 39-48.

Prospección con nasas semi-flotantes en aguas profundas (100-400 m) del sur de Marruecos (región de Souss-Massa-Drâa)

J.A. González^{a,f}, H. El Habouz^b, J.I. Santana^a, M.H. Benyacine^b, S. Jiménez^c, M. El Hilali^b, J.G. González-Lorenzo^d, M.N. Tamsouri^e, R. Triay^f y J.G. Pajuelo^{a,f}

Este estudio constituye la única Acción Piloto del proyecto “Observatorio marino atlántico Canarias-Marruecos” OMARAT (2010-2011), enmarcado en el Programa de Cooperación Transfronteriza España-Fronteras Exteriores 2008-2013 (POCTEFEX). El objetivo principal ha consistido en la realización de una campaña de prospección con nasas semi-flotantes en aguas de la plataforma y del talud continental (100 a 400 m) del sur de Marruecos, dirigida a la captura de crustáceos nadadores.

La hipótesis de partida era verificar la existencia de una población de camarón soldado, *Plesionika edwardsii* (Brandt, 1851) (Crustacea: Decapoda: Caridea: Pandalidae) al igual que en los archipiélagos vecinos (Canarias y Madeira), o de otra especie de Pandalidae propia de costas continentales, con niveles de rendimiento pesquero y abundancias compatibles con el desarrollo de una nueva pesquería sostenible.

Otras acciones complementarias fueron realizadas al objeto de implementar un enfoque ecosistémico. En este sentido, otros objetivos han sido perseguidos para conocer la composición faunística de las comunidades epibentónicas, contribuir a la formación profesional y capacitación a través de acciones de transferencia de tecnología, y promocionar y divulgar nuevos productos pesqueros de esta región mediante presentaciones públicas y eventos de valorización gastronómica.

La campaña “Agadir 2011-05” se llevó a cabo a bordo del B/O “Profesor Ignacio Lozano”, frente a la región de Souss-Massa-Drâa, entre las localidades de Agadir y Tiznit (30° 21' N - 29° 26' N), del 29 de abril al 13 de mayo de 2011. Un arte de pesca estandarizado, el tren de nasas camaronerías semi-flotantes (TNCSF), fue utilizado en las pescas. Cada línea madre fue armada con 40 a 65 nasas, separadas 15 m entre sí, operando alrededor de 2,4 m sobre el fondo marino (González *et al.* 1992). Un pez bentopelágico, abundante, disponible y asequible en esta región de Marruecos, el sable blanco *Lepidopus caudatus* (Euphrasen, 1788) (Trichiuridae), fue utilizado como única carnada de las nasas.

Una operación de ecosondeo batimétrico fue efectuada, seguida de una serie de pescas de prospección entre 100 y 400 m de profundidad. Perfiles de temperatura y salinidad fueron obtenidos mediante el uso de CTD durante las operaciones de pesca y esta información fue posteriormente relacionada con los índices de abundancia relativa de la especie-objetivo. Cada operación de pesca fue clasificada de acuerdo con su rendimiento (CPUE en g/nasa/noche).

Todos los ejemplares capturados han sido identificados, contados y pesados a nivel de especie y han sido efectuados estudios ecológicos, de distribución vertical y sobre los parámetros biológicos básicos incluyendo todas las especies del by-catch involucradas en una hipotética futura pesquería.

En el conjunto de las 35 pescas realizadas, homogéneamente distribuidas a lo largo de 4 sectores latitudinales, fueron capturadas un total de 16 especies epibentónicas, pertenecientes a los grupos de peces cartilaginosos (1), peces óseos (3) y crustáceos decápodos (12). La familia mejor representada en las capturas ha sido la de los camarones pandálidos (Pandalidae) con 7 especies entre las cuales se incluye la especie-objetivo, el camarón soldado (*Plesionika edwardsii*).

En paralelo, de acuerdo con el plan de comunicación establecido y con las debidas reservas, biólogos, tecnólogos, técnicos y pescadores han sido adiestrados en las operaciones de pesca a bordo del buque oceanográfico, en muestreos biológicos en laboratorio y por medio de un curso teórico-práctico para 15 personas para la elaboración manual de nasas y su aparejo. Además, los principales resultados de la campaña fueron presentados y discutidos en Marruecos con la participación de los socios del Partenariado.

Parte de las capturas fue destinada a la realización de un laboratorio culinario y una degustación gastronómica a gran escala (“Noche temática del camarón atlántico”, *live cooking show* para 130 personas), en las instalaciones de los Hoteles Escuela de Canarias, adscritos al área de Turismo, basada en diez platos marroquíes y españoles con camarón soldado, que también fueron valorizados mediante análisis bioquímico nutricional. Esta acción fue reforzada mediante una exposición en paneles de gran formato, un póster sobre camarones pandálidos, displays (roll-ups) y entrevistas radiofónicas y periodísticas.

Los resultados de la presente campaña generan la discusión y extracción de las conclusiones siguientes:

- Las actividades enmarcadas en la Acción Piloto del proyecto OMARAT, en particular la realización de esta campaña en aguas de Marruecos y la celebración del grupo de trabajo post-campaña en Gran Canaria, han contribuido notablemente a la consolidación

^a Grupo de Biología Pesquera, Instituto Canario de Ciencias Marinas (ICCM-ACIISI), Gobierno de Canarias (solea@iccm.rcanaria.es).

^b Institut National des Recherches Halieutiques (INRH), Maroc.

^c Centro Oceanográfico de Canarias, Instituto Español de Oceanografía (IEO).

^d Universidad de La Laguna (ULL).

^e Université Ibn Zhor (UIZ), Agadir, Maroc.

^f Grupo de Ecología Marina Aplicada y Pesquerías, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria (ULPGC).

y el reforzamiento del “Observatorio marino atlántico canario-marroquí”.

- El TNCSF y la carnada empleada han resultado idóneos para la captura de camarón soldado (*Plesionika edwardsii*) como especie-objetivo. En comparación con las nasas bentónicas metálicas, tradicional e intensivamente utilizadas en la región adyacente de Canarias, este sistema de pesca (innovador en Marruecos) ha resultado ser mucho más selectivo para camarones pandálidos, minimizando el impacto del arte sobre el lecho marino y caracterizándose por un by-catch (especies acompañantes con interés comercial) muy bajo y una captura incidental (descartes) casi inexistente. El by-catch ha estado compuesto por otras especies de camarones pandálidos, de los géneros *Plesionika*, *Heterocarpus* y *Chlorotocus*, así como por algunos peces óseos en cantidades testimoniales.

- Los análisis de cluster realizados, tanto en número de ejemplares como en peso de las especies capturadas, han evidenciado que ninguna especie puede ser considerada como acompañante en las capturas de camarón soldado.

- Las características oceanográficas de la región prospectada y la naturaleza del sustrato predominante en cada uno de los sectores de trabajo han resultado ser factores condicionantes de la presencia y abundancia de la especie-objetivo.

Los perfiles de temperatura del agua del mar hasta 400 m de profundidad y las imágenes de satélite obtenidos han permitido constatar una mayor estabilidad térmica en el sector más meridional (Sidi Ifni-Tiznit) de la zona de estudio, contrariamente a lo observado en el sector más septentrional (Oued Souss-Agadir) caracterizado por una gran variabilidad ambiental.

La ausencia de *P. edwardsii* en el sector Oued Souss-Agadir también puede estar relacionada con el hecho de que la isoterma de 13-14°C (temperatura óptima para la especie-objetivo) (Quiles, 2005) se ha localizado en aguas más profundas (por debajo de 350 m). Sin embargo, la abundancia máxima de esta especie en esta zona del Atlántico nororiental ha sido encontrada en aguas más someras (150-350 m), donde se sitúa dicha isoterma.

- La especie-objetivo aparentemente está asociada a fondos duros con pendiente (inclinación) rodeados por fondos blandos. Por el contrario, los fondos planos y más o menos blandos no parecen estar poblados por la especie-objetivo, sino por la gamba blanca o rosada *Parapenaeus longirostris* (Lucas, 1846) (Dendrobranchiata: Penaeidae).

- Los análisis de correspondencia no han aportado datos concluyentes sobre el estrato batimétrico de mayor abundancia de *P. edwardsii*. En los taludes insulares de los archipiélagos del Atlántico nororiental la escasez y la gran inclinación del hábitat se refleja en una marcada sucesión y solapamiento de las especies de camarones Pandalidae (González & Santana 1996, González *et al.* 2001). Por el contrario, la gran amplitud y la suave inclinación de la plataforma continental atlántica marroquí se traducen en una baja competencia de estos pandálidos por el espacio y en un mayor rango de distribución batimétrica.

- Los resultados de rendimiento de las pescas exploratorias han indicado que, en el área prospectada, la especie-objetivo presenta valores máximos de CPUE en el sector más meridional (Sidi Ifni-Tiznit), con clara tendencia a la disminución en el sentido sur-

norte hasta registrar valores nulos en el sector más septentrional (Oued Souss-Agadir).

Las CPUE máximas de la zona sur del sector Sidi Ifni-Tiznit alcanzaron valores de 240, 250 y 370 g/nasa/noche que, según nuestra experiencia, han de considerarse elevados en relación con lo hallado en aguas de Azores, Madeira y Canarias.

Bibliografía

- González, J.A. & J.I. Santana (1996) Shrimps of the family Pandalidae (Crustacea, Decapoda) off the Canary Islands, Eastern Central Atlantic. *S. Afr. J. mar. Sci.*, 17: 173-182.
- González, J.A., J. Carrillo, J.I. Santana, P. Martínez Baño & F. Vizuet (1992) La pesquería de Quisquilla, *Plesionika edwardsii* (Brandt, 1851), con tren de nasas en el Levante español. Ensayos a pequeña escala en Canarias. *Inf. Téc. Sci. Mar.*, 170: 31 pp.
- González, J.A., J.A. Quiles, V.M. Tuset, M.M. García-Díaz & J.I. Santana (2001) Data on the family Pandalidae around the Canary Islands, with first record of *Plesionika antgai* (Caridea). *Hydrobiologia*, 449: 71-76 (J.P.M. Paula, A.A.V. Flores & C.H.J.M. Franssen, eds., Advances in Decapod Crustacean Research).
- Quiles, J.A. (2005) Biología, evaluación y plan piloto de pesca del stock de camarón soldado *Plesionika edwardsii* (Crustacea, Decapoda, Pandalidae) de Gran Canaria. Tesis doctoral. Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, Facultad de Ciencias del Mar.

***Polybius henslowii* Leach 1820: a discard species of beam trawl fishery**

Luísa Magalhães^a, Mónica Felício^b, Miguel Gaspar^c, Victor Quintino^a, Ana Maria Rodrigues^a

A critical issue in the conservation and management of sea resources concerns fisheries discards, non-target and non-used specimens resulting from unselective fishing. The species *Polybius henslowii*, a Portunid crab distributed from the British Isles to Morocco and the Mediterranean Sea is caught in high densities by a range of fishing gear and frequently thrown back to the sea. Along the northern coast of Portugal, *P. henslowii* is an important discarded species in the beam trawl fishery causing damage to fishing nets and target species catches. There are no quantitative estimations of the discarding levels of this species and very few were published about its biology, information that is needed to value, reduce or eliminate fishing this species.

The present work is based on by-catches registered onboard commercial vessels that participate on a voluntary basis in this study, between 2007 and 2010. The main objectives were to analyze the *P. henslowii* by-catches and to study the reproductive cycle of this species.

Throughout the sampling period the total number of females was higher than males and differences in size between sexes were found, with males reaching a bigger size and weight than females. The presence of mature females occurred mainly from September to December and the carapace width at sexual maturity was estimated in 38.2 mm. *P. henslowii* was present in all the hauls analyzed, always representing more than 50% of the captures and being sometimes much more abundant than the beam trawl fishery target species, *Palaemon serratus*, which points to the low selectivity of this fishing gear.

^a Departamento de Biologia, Universidade de Aveiro, 3810-193 Aveiro, Portugal (luisa.magalhaes@ua.pt)

^b IPIMAR, Instituto de Investigação das Pescas e do Mar, 4450-208 Matosinhos, Portugal

^c IPIMAR, Instituto de Investigação das Pescas e do Mar, Avenida 5 de Outubro 8700-305 Olhão, Portugal

Assessing recreational fishing impact at Serra Gelada Marine Park (SW Mediterranean): a baseline study for its future regulation

Beatriz Luna Pérez^a, Aitor Forcada^a, Carlos Valle^a and Just T. Bayle Sempere^a

Recreational fishing is an important leisure activity which has similar effects on exploited populations than commercial fishing and in some cases, can generate an effort and catch equal or higher than it. Nowadays, recreational fishing does not have any regulations in the Serra Gelada Marine Park and this study is a good opportunity for evaluate the associated impact and design future management strategies. The objectives of this study were to i) study the recreational fishermen profile, their motivation and perceptions, ii) identify the most affected species, iii) study the spatial and temporal recreational fishing effort distribution as well as iv) estimate the annual recreational fishing capture and effort.

Recreational boat fishing was studied employing different methods: aerial surveys, interviews and competition data. Recreational fishing in Serra Gelada Marine Park is an extensive leisure activity which is intensively practiced by local residents during the whole year. The effort is very high, mainly focused on the buffer zone and the special protection area. In the buffer zone, three important areas were identified due to their highest effort density, two of them surrounding aquaculture installations. A total of 33 species were recorded as the most frequently caught by fishers in the study area. The competition data showed a mean catch per unit effort of 0.465 ± 0.082 kg boat⁻¹ hour⁻¹ and 0.323 ± 0.054 individuals boat⁻¹ hour⁻¹. The annual total catch of recreational boat fishing in the Serra Gelada Marine Park was estimated in 24.90 t.

The importance of recreational fishing impact on fisheries resources and their sociological implications had been evidenced in this study. Recreational boat fishing should be taken into account in the management strategies on this and other MPAs.

^a *Departamento de Ciencias del Mar y Biología Aplicada, Universidad de Alicante (forcada@ua.es).*

Community indices analysis from VMS spatial effort estimations of the bottom trawl fisheries along the northern Spanish waters

Jose Rodríguez-Gutierrez^a, Antonio Punzón^a, Alberto Serrano^a

In the later years criticisms on the quota system -one of the main European tools under the current common *fisheries policy (CFP)* - and international commitments to the conservation of biodiversity have led to an increased interest in fisheries spatial planning.

VMS data allows to investigate fishing behavior, providing accurate determination of the spatial distribution of fishing effort with a detailed spatial resolution and a truthful data independent from fishers declarations. An analysis of the impact of the fishing pressure on the marine ecosystem through some community indices is presented in order to determine if that behavior is affecting community properties and measure its importance.

VMS for the bottom trawl fleet for 2006-2010 in the northern Spanish waters is analyzed. After a cleaning process, VMS data is used to separate trawled from no-trawled areas and to differentiate areas following their exposition to trawling activity.

Community indices are extracted from sampling data from annual surveys carried out by the IEO in the northern Spanish shelf -ICES Division VIIIc and the northern part of IXa- following a stratified random sampling methodology, using bottom trawl gear and a half hour hauls. That methodology allows us to cover the entire continental self -between 70 and 800 meters.

Community assemblage descriptors selected are compared over time and areas, thus providing a way (as the case for maximum length, diversity or richness) to compare trawling effects on these communities.

Fleet spatial behavior is mainly driven by four factors: conditioning to the target species – the spatial distribution of the target species (Bertrand *et al.*, 2005), a distribution of fishing effort in areas where catch is maximized (Maury and Gascuel, 1999) or the economic profit is higher (Chakravorty and Nemato, 2001; Hutton *et al.*, 2004) -, the operational characteristics of the fishing activity, topographic/type seafloor structure and regulations -where present-.

Northern Spanish trawl fleet includes bottom otter trawlers (OTB) and bottom pair trawlers (PTB). OTB is mainly targeting horse mackerel and mackerel with the demersal species traditionally appreciated in the Spanish markets as hake, megrim, monkfish and Norway lobster while PTB shows a fishing strategy very efficient on blue whiting (Castro *et al.*, 2007).

Bottom otter trawlers need soft bottoms to be deployed while pair bottom trawlers need large trawling areas due to their size. The Cantabrian Sea, characterized by a narrow continental shelf, has a mosaic structure for its hard bottoms, thus concentrating the trawling effect in relative small areas similar to corridors. The Atlantic area has a much wider continental shelf where the presence of hard bottoms is less important and the activity is driven mainly by the presence of the target species and the regulations in force.

Both bottom trawl activities, bottom otter trawl and bottom pair trawl, by Spanish vessels are more concentrated in the west part of the ICES Division VIIIc. For comparison analysis, area have been segmented in 5 different geographical strata, thus avoiding the comparison of community properties which could be very different.

Community indices have been calculated both taking into account major commercial species and leaving them out as the fact of being a main driven of the fishing activity behavior has proven to be a crucial point in our analysis.

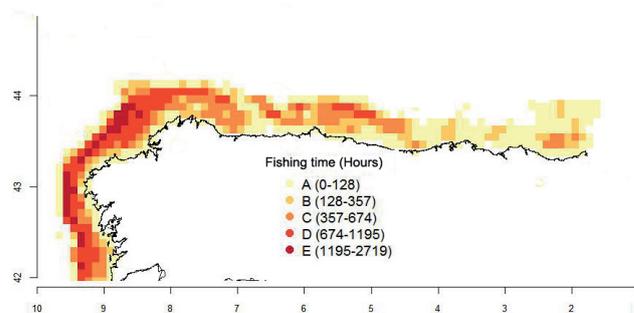


Figure 1 OTB fishing effort

^(a) Instituto Español de Oceanografía, Centro Oceanográfico de Santander, Spain. (jose.rodriguez@st.ieo.es)

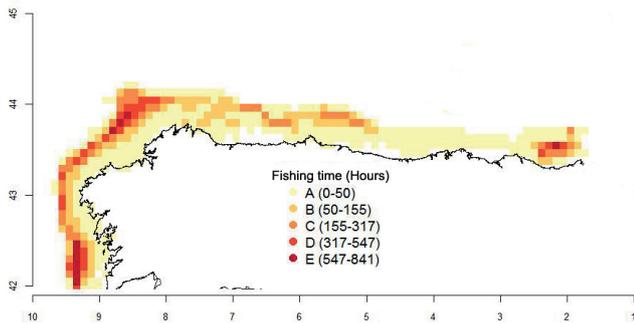


Figure 2 PTB fishing effort

References

- Bertrand, S., Burgos, J. M., Gerlotto, F., and Atiquipa, J. 2005. Le'vy trajectories of Peruvian purse-seiners as an indicator of the spatial distribution of anchovy (*Engraulis ringens*). *ICES Journal of Marine Science*, 62: 477-482.
- Maury, O., and Gascuel, D. 1999. SHADYS ('simulateur halieutique de dynamiques spatiales'), a GIS based numerical model of fisheries. Example application: the study of a marine protected area. *Aquatic Living Resources*, 12: 77e88.
- Chakravorty, U., and Nemato, K. 2001. Modelling the effects of area closure and tax policies: a spatial-temporal model for the Hawaii longline fishery. *Marine Resource Economics*, 15: 179-204.

Trophic model of the Balearic Islands ecosystem; analysis of fishing impact

Díaz-Valdés, M., Sánchez, F., Moranta, J., Barberá, C. and Massutí, E.

A mass-balanced trophic model was developed for the exploited ecosystem from the continental shelf and upper slope of the Balearic Islands (Western Mediterranean) using Ecopath software, in order to understand the effects of the different fisheries that operate in this area. The study was based on three databases (bottom trawl surveys, sampling on board fishing vessels and daily sales bills), GFCM and ICCAT stock assessment working groups, stomach analyses, fisheries research and was supplemented by published information.

The model accounts for pelagic, demersal and benthic domains to describe the whole trophic structure and biomass flows around two major islands (Mallorca and Menorca). Fifty five functional groups were described, including target and non-target fish, commercial and non-commercial invertebrate groups, and three detritus groups (natural detritus, sea snow and fishery discards). In addition, trawling, purse seine, bottom and surface longline, and small scale fleets were included.

Evaluación de las capturas de dos tipos de nasa artesanal en la reserva marina de Cabo de Palos- Islas Hormigas

Ramón Hernández Andreu^a, José Manuel Pereñíguez López^b, Carlos Werner Hackrad^{a,b}, Fabiana César Felix-Hackrad^{a,b,c}, Jorge Treviño Otón^a, José Antonio García Charton^a

La nasa es un arte de pesca que por su estructura actúa como una trampa, permitiendo la entrada de los peces y crustáceos, que son atraídos por los cebos e impidiendo posteriormente su salida. Estas trampas son cajas o cestas hechas de diversos materiales y con una o más aberturas o entradas; generalmente se colocan en el fondo, con o sin cebo, individualmente o en andanas, y están unidas mediante una sirga a una boya que indica su situación en la superficie (Nédélec & Prado, 1990). Una de las ventajas de las nasas sobre otros artes de pesca es su selectividad, pues permite cierto control sobre las especies y tamaños de captura, ya que por un lado el embudo (también llamado boca o fáz, Sáñez-Reguart, 1793) regula el tamaño máximo de la presa que entra, mientras que la malla del revestimiento regula la talla mínima retenida (Slack-Smith, 2001). Según Stoner (2004), la variación en la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) de una nasa puede deberse a 2 factores: (1) la disponibilidad de cebo en las trampas, y (2) la vulnerabilidad de cada especie al tipo de trampa usada (su capturabilidad), la cual será fruto de los efectos de factores ambientales en la actividad de los peces, modificando su motivación por la alimentación y su habilidad para detectar, ubicar y consumir el cebo. Así, la temperatura del agua, la luminosidad, la velocidad de la corriente o la densidad de las especies objetivo, es probable que tengan un importante efecto en la capturabilidad, afectando a la CPUE (Robichaud *et al.*, 2000). En el presente trabajo se compara la efectividad (en términos de CPUE) de dos tipos de nasas, así como la influencia de diversos factores ambientales y el nivel de protección pesquera, en la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas (Murcia, SE de la península Ibérica).

La reserva marina se creó en 1995, tiene una extensión de 1931 ha, es de forma rectangular y posee una zona de reserva integral (constituida por los islotes Hormiga y Hormigón y el bajo del Mosquito), con un radio de 0,5 nmi alrededor del faro de islas Hormigas, en la cual toda actividad está prohibida excepto la investigación científica, y una reserva parcial (constituida por los

bajos de la Testa, Piles 1, Piles 2, Dentro y Fuera), en los que cierta pesca artesanal y el buceo recreativo están permitidos. En este trabajo se han utilizado dos tipos de nasas de fabricación artesanal: nasas tradicionales de las islas Baleares, denominadas “gambins”, que poseen una morfología ovalada, su estructura está hecha de mimbre cosido con cuerda para darle rigidez, y sus dimensiones oscilan entre 50 y 60 cm de altura, un diámetro central de 1 m y un diámetro en sus bases entre 50 y 60 cm (Fig. 1a); y nasas heptaédricas confeccionadas con tubos de PVC formando la estructura, y revestidas con una doble malla de plástico de entre 1 y 2 cm, y de dimensiones que varían entre 40 y 50 cm de altura, y entre 1 y 1,20 m de profundidad (Fig. 1b). Las trampas se calaron en los distintos bajos e islas de las reservas parcial e integral. Los cebos utilizados fueron pulpo, calamar, boquerón o sardina, en función de la disponibilidad del cebo. En cada calado de las trampas se anotó el esfuerzo de pesca (en h de calado en el fondo), localidad, cebo aplicado, especie y talla de las capturas. Los datos de talla fueron utilizados para calcular la biomasa mediante las correspondientes relaciones longitud-peso obtenidas de FishBase. El esfuerzo de pesca de las trampas ha sido variable dependiendo de las condiciones climáticas, pero nunca ha sobrepasado un umbral de 30 h. Los datos de las capturas totales se han convertido en CPUE como captura (nº de individuos o g) por hora. El efecto del grado de protección, la localidad y el tipo de trampa empleada se exploró mediante análisis multivariantes de la varianza por permutaciones – PERMANOVA (Anderson, 2001). De forma complementaria a los datos de pesca, se analizó el contenido estomacal de algunos especímenes de meros (*Myxeroperca marginata* y *M. costae*) que regurgitaron en el interior de las trampas. El regurgitado fue recolectado en bolsas de plástico y conservado en formalina (4%) para posteriormente identificar los ítems alimentarios. Todo material colectado similar al utilizado como cebo en la trampa fue descartado.

^a Departamento de Ecología e Hidrología, Universidad de Murcia, Campus de Espinardo 30100, Murcia, España.

(ramon.hernandez@um.es; josemanuel.pereniguez@um.es)

^b Becario CNPq, Brasil.

^c Becaria CAPES, Brasil, Proceso nº BEX 0123/09-9

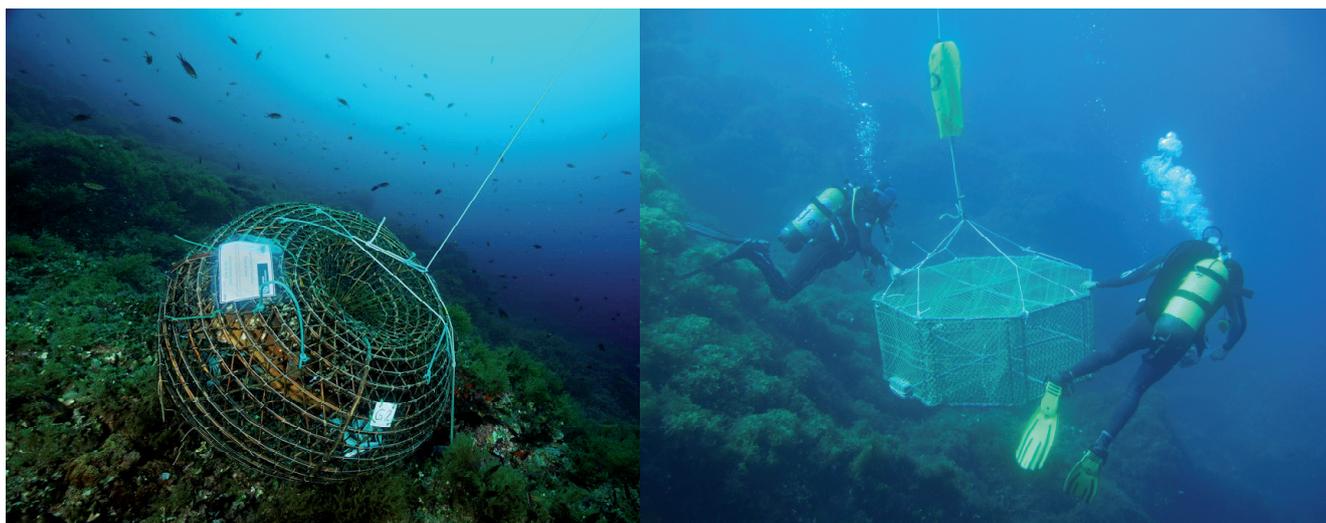


Figura 1. Tipos de nasa utilizados en este trabajo: gambin (izq.), nasa de PVC (der.)

En total las trampas capturaron 10 especies de peces, siendo común a ambos tipos de nasa la captura de *M. marginata*, *M. costae*, *Muraena helena* y *Balistes capriscus*. Las demás especies fueron capturadas únicamente en las nasas de PVC (*Conger conger*, *Diplodus vulgaris* y *Phycis phycis*) o bien en los gambins (*Diplodus puntazzo*, *Pagrus auriga* y *Pagrus pagrus*). Las especies de mayor CPUE en los gambins fueron *M. marginata* y *M. costae* y en las nasas de PVC *C. conger* (Tabla 1). En cuanto a la variación espacial de la CPUE de los artes empleados, no se observaron diferencias significativas entre localidades, a pesar de que la variación de las capturas fue elevada; por ejemplo, destaca el hecho de que en el bajo de la Testa no se ha logrado ninguna captura (Tabla 1). Las especies más capturadas fueron *M. marginata* y *M. costae*. La primera se ha capturado en todas las localidades excepto en el bajo de la Testa, mientras que *M. costae* se ha capturado en Piles 1, Dentro y en el Hormigón. Las

mayores capturas de *M. marginata* estuvieron relacionadas con los bajos del Piles 2 y Mosquito, y en el bajo de Dentro en el caso de *M. costae*. No teniendo en cuenta estas dos especies, si comparamos *M. helena* y *C. conger* con las demás especies han mostrado mayores valores de CPUE, siendo la primera capturada exclusivamente en las islas por las dos artes empleadas y la segunda en los bajo de Dentro y Fuera exclusivamente por la nasa de PVC. Las CPUE han sido mayores con los gambins que con las nasas, tanto en abundancia (n° indiv. h^{-1}) como, sobre todo, en biomasa ($g h^{-1}$) (Fig. 2a). La mejor efectividad de los gambins para capturar individuos más grandes también se ha constatado para *M. marginata* y *M. costae* (Fig. 2b y 2c). En base a los resultados anteriores, los gambins constituyen útiles de pesca mucho más eficientes en lo que se refiere a captura de especies como el mero o el falso abadejo en comparación con las nasas. Por otra parte, no se ha detectado influencia alguna del nivel de protección.

Tabla 1. CPUE en abundancia para las especies capturadas por tipo de trampa y localidad.

Especie	Trampas		Localidades de muestreo							
	Nasa	Gambin	Testa	Piles 1	Piles 2	Dentro	Hormigón	Hormiga	Mosquito	Fuera
<i>M. marginata</i>	0,005	0,010		0,299	0,901	0,136	0,495	0,747	0,901	0,409
<i>M. costae</i>	0,001	0,005		0,042		1,308	0,078			
<i>M. helena</i>	0,004	0,0002					0,147	0,169		
<i>D. puntazzo</i>		0,0004								
<i>C. conger</i>	0,130					0,084				0,045
<i>D. vulgaris</i>	0,001					0,001				
<i>P. auriga</i>		0,0002								
<i>B. capriscus</i>	0,004	0,003			0,014	0,001				
<i>P. phycis</i>	0,002							0,002	0,001	
<i>P. pagrus</i>		0,0002								
Total	0,145	0,019	0,000	0,341	0,915	1,529	0,719	0,917	0,902	0,455

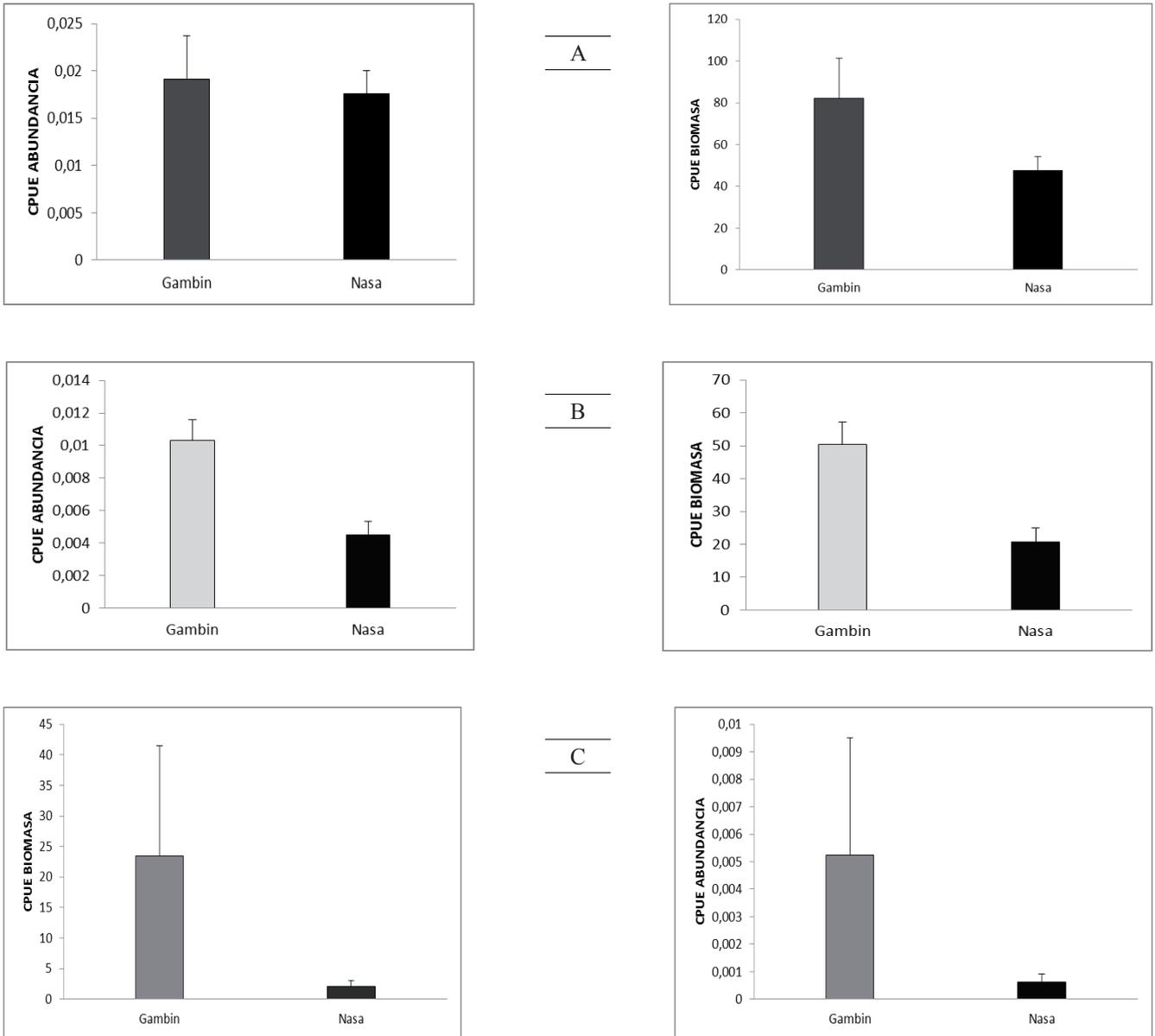


Figura 2. CPUE de abundancia y biomasa para a) capturas totales, b) *M. marginata* y c) *M. costae*

En cuanto a los análisis de los restos encontrados en el regurgitado de meros capturados, se han observado 15 ítems alimentarios distintos para *M. marginata* y solamente 1 en *M. costae*. En ningún caso, las especies identificadas sobrepasaban el 13,8% de abundancia con respecto al total de individuos encontrados (Tabla 2). Aunque el número de regurgitados evaluados ha sido bajo, se puede afirmar que la dieta de *M. marginata* incluye una variada gama de crustáceos y peces.

Tabla 2. Ítems alimentarios identificados en el regurgitado de las especies *M. marginata* y *M. costae*.

Especie capturada	ITEM ALIMENTARIO		CANTIDAD	
	Orden	Taxon	Individuos	%
<i>Mycteroperca marginata</i>	Archaeogastropoda	<i>Haliotis tuberculata</i>	1	3,4
	Aspidochirotida	<i>Holothuria</i> sp.	1	3,4
	Decapoda	Scyllaridae	2	6,9
	Decapoda	<i>Maja crispata</i>	1	3,4
	Decapoda	<i>Necora puber</i>	1	3,4
	Decapoda	<i>Dardanus calidus</i>	2	6,9
	Decapoda	<i>Dromia personata</i>	1	3,4
	Decapoda	No identificado	1	3,4
	Neogastropoda	<i>Trunculariopsis trunculus</i>	2	6,9
	Octopoda	<i>Octopus vulgaris</i>	4	13,8
	Perciformes	<i>Chromis chromis</i>	4	13,8
	Scorpaeniformes	<i>Lepidotrigla</i> sp.	1	3,4
	Sepiida	<i>Sepia officinales</i>	1	3,4
	Valvatida	<i>Hacelia attenuata</i>	1	3,4
	Restos de peces		6	20,7
<i>Mycteroperca costae</i>	Perciformes	<i>Chromis chromis</i>	1	100

Según nuestros resultados ambos artes de pesca son eficaces para la captura de peces, sin embargo muestran diferencias significativas en función de la especie. En términos generales se observó que los gambins son más selectivos que las nasas para meros y abadejos, especies muy relacionadas entre sí. Este hecho es evidente si nos fijamos en el número de capturas de una especie y de otra tanto en un tipo de trampa como en la otra. Es muy probable que este resultado se pueda explicar tanto por la posición como por la forma de la entrada de las trampas (que en los gambins es superior y en las nasas lateral). Quizás sea la orientación de la faz o boca lo que seleccione la especie por el tipo de estrategia que ésta utiliza para cazar, o quizás sea la habilidad del pez en encontrar la salida una vez dentro. Es decir, es posible que una abertura superior a la hora de ser encontrada sea más difícil en comparación con una lateral, ya que una vez que el pez está en el interior de la trampa, con solamente tantear los bordes podría hallar la salida si ésta fuera una nasa, requiriendo más intentos si ésta fuera un gambin. Otro posible factor es el material con el que las trampas están hechas. El mimbres puede permitir al gambin un mayor camuflaje en el medio marino que la malla plástica de color verde de la nasa, que la denuncia con mayor facilidad. Por otro lado añadir, que los gambins fueron más versátiles en términos de captura, tanto en abundancia como en biomasa, debido a que al capturar individuos de diferentes tallas, abarcaron un mayor rango en tamaños de la población. Ambas artes permiten la captura de

los individuos con el menor daño posible y por ello, se convierten en herramientas fundamentales para estudios de biología de la conservación. El uso de una u otra dependerá de la especie objeto del estudio, pero sin duda, son alternativas eficaces y/o de bajo coste para el empleo en estudios de dinámica poblacional entre otros.

Bibliografía

- Anderson M (2001) A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology* 26, 32-46.
- Nédélec C, Prado J (1990) Definition and classification of fishing gear categories. *FAO Fisheries Technical Paper. No. 222. Revision 1. Rome, FAO. 92p.*
- Robichaud D, Hunte W and Chapman M R (2000) Factors affecting the catchability of reef fishes in antillean fish traps. *Bulletin of Marine Science*, 67(2): 831-844.
- Sáñez-Reguart A (1793) Diccionario histórico de los artes de la pesca nacional. *Tomo IV. 350 pp.*
- Slack-Smith R J (2001) Fishing with Traps and Pots. *Rome, FAO Training Series, 26, 62 p.*
- Stoner A W (2004) Effects of environmental variables on fish feeding ecology: implications for the performance of baited fishing gear and stock assessment. *Journal of Fish Biology*, 65, 1445-1471.

La pesca artesanal en Cap de Creus: uso del espacio y valoración del impacto sobre los elementos clave del sistema marino

Ariadna Purroy Albet^a, Susana Requena Moreno^a, Josep-Maria Gili^a, Rafael Sardá Borroy^b

En el área del Cap de Creus (Girona, NE España), se conviven dos realidades en principio contrapuestas; durante años se ha realizado una intensa actividad pesquera y a la vez, se ha producido un interés creciente acerca de la conservación y la protección de zonas y elementos del sistema de gran interés para mantenimiento de las funciones de los ecosistemas marinos (costa, plataforma y talud). La amplia zona marina (1167.68 km²) se encuentra actualmente en estudio dentro del proyecto Life INDEMARES y será próximamente declarada Lugar de Importancia Comunitaria de la Red Natura 2000 en medio marino dentro del marco de la Directiva Hábitats (92/43/CEE) y de la Ley 42/2007, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad. En cumplimiento de estas y otras normas comunitarias será necesario proponer un marco de gestión que contemple la compatibilidad de las actividades humanas (entre otras, de la pesca) con la conservación de los elementos clave del sistema desde una aproximación ecológica.

Para realizar una primera evaluación de la interacción de la pesca con los elementos clave del sistema se ha comenzado por trabajar con la información ya existente y disponible públicamente sobre la pesca artesanal aplicado una aproximación espacial sirviéndose de un SIG. Combinando información sobre la pesca artesanal que actúa en la zona procedente de cuestionarios y con referencias a sus zonas de pesca, se han georeferenciado junto con la de otros componentes del sistema bentónico. Uno de los resultados consiste en la imagen de la distribución espacial de las diferentes artes que ha permitido ponderar su presión sobre los elementos clave del sistema, aplicando una valoración de la presión de cada una de las artes sobre los elementos clave del sistema realizada por un panel de expertos. La metodología que presentamos no sólo permite satisfacer parte de los requisitos exigidos por las diferentes Directivas Europeas y su trasposiciones sino que es, además, un valioso instrumento de gestión para orientar la aplicación local de medidas tales como el establecimiento de vedas estacionales o espaciales diferenciales para los distintos artes que permitan

minimizar su impacto o bien designar zonas de exclusión. Más aún la evaluación continua de la efectividad de estas medidas y su revisión favoreciendo un esquema de gestión dinámica. Además proporciona elementos de información pública muy valiosos a la hora de que todos los usuarios y las partes implicadas asuman que un Área Marina Protegida tiene que entenderse como una gran contribución a la sostenibilidad del ecosistema y hacer conscientes a los usuarios la reducción de la actual presión generará en un lapso de tiempo suficiente beneficios mesurables como resultado de la recuperación de éstos elementos claves en el sistema ambiental del Cap de Creus y su área marina.

^b Centre d'Estudis Avançats de Blanes, CSIC, Camí de Santa Bàrbara s/n, 17300 Blanes, Girona