



UNIVERSIDADE DA CORUÑA

Departamento de Biología Celular y Molecular

**Métodos de evaluación directa y dinámica de la
pesquería del erizo (*Paracentrotus lividus*) en Galicia**

María Fernández-Boán

TESIS DOCTORAL

2015

Directores:

Dr. Juan Freire Botana

Dr. Luís Fernández Rodríguez

UNIVERSIDADE DA CORUÑA

JUAN FREIRE BOTANA, Doctor en Biología

LUÍS FERNÁNDEZ RODRÍGUEZ, Doctor en Biología

ACREDITAN:

Que la presente tesis Doctoral titulada: **Métodos de evaluación directa y dinámica de la pesquería del erizo (*Paracentrotus lividus*) en Galicia**, que presenta MARÍA FERNÁNDEZ BOÁN, ha sido realizada bajo nuestra dirección y cumple los requisitos para optar al grado de doctor.

A Coruña, Septiembre de 2015

Fdo. Dr. Juan Freire Botana

Fdo. Dr. Luís Fernández Rodríguez

Agradecimientos

“*♪ Todo lo malo siempre trae algo bueno...*” y el *Prestige* es un buen ejemplo para mí, porque después de la pena de ver toda la costa teñida de negro, me abrió las puertas a la aventura de la investigación en biología marina, todo un regalo para una apasionada de del mar y de la naturaleza.

Desde entonces han sido muchas las personas con las que he compartido el camino que, en definitiva ha resultado ser super enriquecedor. Lo volvería a repetir sin dudar. A todos ellas les estoy muy agradecida. Por empezar por el momento *cerro*, me gustaría agradecer a Roberto Bao que me dejase participar en el dispositivo de necropsias de aves... toda una experiencia, y no sólo por la “bichería”, sino por toda la gente que conocí a raíz de aquello. En especial les agradezco a las niñas del laboratorio (Patri, María Pan, Alicia, Bea, Sirka, Inma) la oportunidad que me dieron poco después, y en especial a Patri.

A partir de entonces fue toda una experiencia el conocer y convivir con los profes del grupo de crustáceos, que son gente majísima, entusiasta con su trabajo y a la vez muy cercanos. Estoy muy agradecida a todos ellos por dejarme participar en tantos proyectos de investigación super interesantes y diversos, y por el ambiente de “buen rollo” que creaban entre todos: especialmente a Juan, por su buen humor, por ser un *outlier* admirable en muchas cosas, y por su paciencia en mi lento aprendizaje en el mundo de la estadística; a Luís, por estar siempre ahí, por su serenidad y templanza, su escucha y su consejo. A ambos gracias por proponerme el hacer esta tesis y por ser mis directores, por vuestras enseñanzas, vuestra paciencia y sobre todo por vuestra buena disposición siempre. También gracias a Ramón por su punto de vista discordante, a Yayo por formar parte del clan y a Nuria, la nueva incorporación, por su apoyo y confianza. Por otra parte, valoro especialmente el haber conocido a Lobo y haber tenido la suerte de trabajar con él en uno de los capítulos de esta tesis; único en su especie en calidad humana y

profesional. También a Ana, tan brillante como cercana. Gracias a los dos por aportarme tanto, y a Luis y a Juan por darme la oportunidad.

Y metidos ya de lleno en la aventura del erizo, agradezco a todas mis compañeras de laboratorio que siempre hayan estado dispuestas a prestar ayuda y a trabajar en equipo con una sonrisa en la boca, en especial a Gema, por nuestro descubrimiento juntas del subjetivo mundo de la geoestadística y por su tiempo invertido en mi trabajo y en todo lo que estuviese en tu mano, a Diana por su apoyo, su cariño, su paciencia y su amistad, a Rosana, estupenda compañera del erizo durante muchas horas de trabajo y muestreos, a Pablo por hacernos reír tantas veces con sus payasadas variadas, a María José, por su sonrisa continua y su disposición total, y a Inés imprescindibles para empezar con R; gracias por abrirme las puertas de tu casa y por los buenos ratos en ella, a Sara por su compañía y su ayuda en el manejo de GIS, a Carol compi de muestreos, Nacho, por ser buen compañero siempre dispuesto a ayudar, a Giulia, por aquel viaje a Cerdeña, a Antonio y a Noela. Gracias también a Elsa y a Ester, y todas las chicas de la UVIGO por esos muestreos de erizo que con el tiempo se terminan añorando, y a otras compañeras de la UDC como Pilar, por los muchos trabajos de la carrera juntas... enhorabuena por esa pedazo de tesis!

Gracias también a todo el personal de las cofradías de pescadores de Lira, Porto do Son y Camariñas que han participado de manera directa o indirecta en parte de este trabajo. En especial gracias a Moncho, por todas esas maravillosas historias del mar y por su regalo, un pequeño tesoro, a su hijo Ramón, a Pepe “da Cacha”, Marco, Abelardo y Pablo, por hacer que los muestreos de erizo fuesen divertidos, a Rocío, por su trabajo, su disposición y su interés, a Tomás, por la recogida concienzuda de los primeros datos de monitoreo, a los guardias de seguridad de la cofradía de Lira por colaborar en el trabajo de campo, y al Concello de Camariñas por permitirnos el acceso a los libros de registros históricos de lonja.

Gracias a mi familia por invertir tanto en mi formación y permitirme hacer la segunda carrera sin la que todo esto sería imposible, y por ayudarme con mi sustento durante tantos años económicamente improductivos, especialmente a ti mamá por ayudarme con el niño, la comida, la compra y todo lo que he necesitado. También a Manu y Blanca por ser tan buenos suegros y abuelos. Y a mi hermano Miguel por estar ahí y salvarle la vida a mi ordenador, y a mis abuelos que ya no están pero que me han aportado tanto. También a Joseba, que ha tenido una paciencia infinita conmigo, en especial con este tema de la tesis, ya que la mayoría de las horas invertidas se las he robado a él, y en los último siete años también a Unai, nuestro tesoro, el más importante de todos. También a los amigos Marcos y Mónica, Conchi y Sergio, Mitas y Julio, Manu y Vane, Tamara y Sergio, Vero, Piri, Conchi y Davide, María P, las mamis del café... por entender que no de señales de vida y que esté siempre liada y no tenga tiempo, y por el apoyo y la confianza que depositáis en mi y por los ánimos para que termine esto ya de una vez. Y en especial a Laura, porque desde que me apodaste “cabezas” por los tiempos del *Prestige*, no has dejado de aportarme cosas positivas a mi vida... y también por tu amistad y por ayudarme con todo aquello que esté en tu mano. Gracias.

Finalmente agradecer a las instituciones que han proporcionado la financiación necesaria para llevar a cabo parte de esta tesis: el Ministerio Español de Educación y Ciencia y el Fondo Europeo para el Desarrollo Regional (FEDER), que ha financiado los proyectos de investigación OURIGAL (CTM 2005-07645/MAR) y CONNECT (CTM 2006-09043/MAR), de los que esta tesis es uno de sus resultados, y la Universidad da Coruña a través de un contrato como personal investigador en formación durante los años 2008 y 2009.

Métodos de evaluación directa y dinámica de la pesquería del erizo (*Paracentrotus lividus*) en Galicia.

Resumen. Las pesquerías de recursos sedentarios presentan una serie de atributos poblacionales que las diferencian de las abordadas por la teoría clásica aplicada a peces, y por lo tanto su evaluación y gestión requieren de herramientas metodológicas diferentes a escalas espaciales menores. Las medidas espacialmente explícitas se señalan como las más adecuadas para la gestión de sus pesquerías (“S fisheries”), lo que plantea la necesidad de identificar las escalas espaciales apropiadas para la observación, el análisis y la gestión de este tipo de pesquerías. El propósito de esta tesis fue investigar el proceso de pesca y ensayar métodos de monitorización y evaluación potencialmente transferibles a los pescadores en la pesquería por buceo del erizo de mar (*Paracentrotus lividus*) en Galicia. Se analizó (1) la historia de esta pesquería desde su inicio, (2) los factores que influyen en el proceso de pesca, (3) los patrones de distribución de la intensidad de pesca y las capturas por unidad de esfuerzo (CPUE) a pequeña escala y (4) la estructura espacial del erizo, el efecto de la pesca sobre dicha estructura espacial, también a pequeña escala, y estimación de la abundancia del stock comercial de erizo.

Resumo. As pesqueirías de recursos sedentarios presentan unha serie de atributos poboacionais que as diferencian das abordadas pola teoría clásica aplicada a peixes, e polo tanto a súa avaliación e xestión requiren de ferramentas metodolóxicas diferentes a escalas espaciais menores. As medidas espacialmente explícitas señálanse como as mais axeitadas para a xestión das súas pesqueirías (“S fisheries”), o que plantexa a necesidade de

identificar as escalas espaciais apropiadas para a observación, o análise e a xestión deste tipo de pesqueirías. O propósito desta tese foi investigar o proceso de pesca e ensaiar métodos de monitorización e avaliación potencialmente transferibles aos pescadores na pesqueira por megullo do ourizo de mar (*Paracentrotus lividus*) en Galicia. Analizouse (1) a historia desta pesqueira dende o seu inicio, (2) os factores que inflúen no proceso de pesca, (3) os patróns de distribución da intensidade de pesca e as capturas por unidade de esforzo (CPUE) a pequena escala e (4) a estrutura espacial do ourizo, o efecto da pesca sobre dita estrutura espacial, tamén a pequena escala, e estimacións da abundancia do stock comercial de ourizo.

Abstract. Fisheries targeting sedentary resources present a number of population characteristics that make them different from those approached by the classical theory inspired by fin-fisheries. Assessment and management of sedentary resources require the application of non-conventional methodological tools at a finer spatial scale than those applied to mobile resources. Spatially explicit strategies are claimed to be the most suitable strategy for the management of their fisheries (“S fisheries”), raising the importance of identifying the appropriate spatial scale for observation, analysis and management of this type of fisheries. The aim of this thesis was to investigate the fishing process and to test monitoring and assessment methods that could be applied by the fishermen in the sea urchin (*Paracentrotus lividus*) diving fishery in Galicia. We analyzed (1) the history of this fishery, (2) the factors that influence the fishing process, (3) the spatial patterns of fishing intensity and catch per unit effort (CPUE) at a fine scale and (4) the spatial structure of the sea urchin populations, the effect of fishing on such spatial structure, also at fine scale.

Índice

Prólogo.....	3
---------------------	----------

Capítulo 1. El sistema de estudio

1.1. La especie: <i>Paracentrotus lividus</i> (Lamarck, 1816).....	13
1.2. Las pesquerías de erizo en el mundo.....	20
1.3. La pesquería de erizo en Galicia.....	22

Capítulo 2. Historia y estrategias de gestión de la pesquería del erizo de mar *Paracentrotus lividus* en Galicia

2.1. Introducción.....	27
2.2. Métodos.....	31
2.3. Resultados.....	36
2.4. Discusión.....	44

Capítulo 3. La dinámica de la flota en la pesquería de erizo de mar *Paracentrotus lividus* en Galicia.

3.1. Introducción.....	53
3.2. Métodos.....	55
3.3. Resultados.....	62
3.4. Discusión.....	75

Capítulo 4. Monitorizando el proceso de pesca en la pesquería mediante buceo del erizo de mar en Galicia.

4.1. Introducción.....	83
------------------------	----

4.2. Material y métodos.....	86
4.3. Resultados.....	95
4.4. Discusión.....	111

Capítulo 5. Estructura espacial y estimación de la abundancia del erizo de mar *Paracentrotus lividus* en bancos infralitorales sometidos a explotación comercial.

5.1. Introducción.....	123
5.2. Métodos.....	127
5.3. Resultados.....	140
5.4. Discusión.....	154

Conclusiones.....	165
--------------------------	------------

Bibliografía.....	170
--------------------------	------------

Prólogo

Muchas de las pesquerías que podemos encontrar en las costas de todo el mundo pertenecen al grupo definido por Orensanz et al. (2005) como “S fisheries”. Este término debe a que la letra *s* encabeza el nombre de todas las características que las definen: pequeña escala (“small-scale”), espacialmente estructuradas (“strong-spatially-structured”) y actuando sobre stocks sedentarios (“sedentary stocks”) localizados en zonas costeras.

Los recursos bentónicos explotados por las “S fisheries” se caracterizan por ser sedentarios o de escasa movilidad en su etapa adulta, lo que contrasta con la escala a la que se produce su dispersión larvaria y las dinámicas espaciales de las flotas que los explotan. A menudo las poblaciones están estructuradas en “meta-poblaciones”, con sub-poblaciones potencialmente abiertas al asentamiento de larvas procedentes de otras áreas. Además, la dinámica poblacional depende de condiciones ambientales cambiantes incluso en distancias pequeñas, y de las interdependencias ecológicas, tanto intra- como interespecíficas, que regulan las variaciones demográficas a pequeña escala (e.g. metros; Caddy, 1975; Orensanz, 1986; Orensanz y Jamieson, 1998).

Estas pesquerías son radicalmente diferentes de las pesquerías industriales (diferencias en detalle en Orensanz et al., 2005, su Tabla 1) que capturan organismos con alta movilidad (atunes, anchoas y similar), para las cuales se han desarrollado específicamente los modelos clásicos de evaluación y gestión de pesquerías. Durante décadas, muchas de las herramientas diseñadas para las pesquerías industriales, se han aplicado de forma indebida a la evaluación y gestión de “S-fisheries” (Defeo et al., 2007), ignorando la importancia que tiene la dimensión espacial en los procesos

que gobiernan la dinámica de estos recursos (Conan, 1984, Orensanz y Jamieson, 1998).

Debido a la relevancia de la dimensión espacial en la dinámica del stock y en el comportamiento de la flota, es frecuente que las medidas espacialmente explícitas se señalen como las más adecuadas para la gestión de las “S fisheries” (Orensanz y Jamieson, 1998; Prince, 2010). Estas medidas incluyen privilegios territoriales de acceso, rotaciones y cierres permanentes para proteger el stock reproductivo (Orensanz y Jamieson, 1998). Sin embargo, el diseño de estrategias espaciales requiere información espacialmente explícita del proceso de pesca a escalas más finas de las que se obtienen en los programas de monitoreo estándar (Keesing y Baker, 1998; Andrew et al., 2002; Perry et al., 2002), lo que plantea la necesidad de identificar las escalas espaciales apropiadas para la observación, el análisis y la gestión de este tipo de pesquerías (Orensanz et al., 2005)

El proceso de pesca es la secuencia de acciones a través de las cuales un recurso es localizado, extraído y agotado (“depleted”) por una flota pesquera. En el caso particular de los recursos explotados por las “S-fisheries”, los efectos de la pesca son localmente persistentes. En estas pesquerías la aproximación clásica a la evaluación de los stocks es el análisis de series temporales de las capturas por unidad de esfuerzo (CPUE), considerándose esta como índice de abundancia. Sin embargo, el supuesto de proporcionalidad entre la CPUE y la abundancia no suele satisfacerse en pesquerías bentónicas debido a la hiperestabilidad de la CPUE, que permanece estable mientras la abundancia disminuye (Miller y Nolan, 2008; Fernández-Boán et al., 2013). No obstante la CPUE es un factor importante

que es necesario explorar a diferentes escalas espaciales y temporales. Entender por qué los pescadores operan en determinadas áreas (asignación espacial del esfuerzo de pesca) es necesario para el diseño de estrategias de gestión realistas, ya que la eficiencia de los controles espaciales depende del comportamiento de los pescadores en respuesta a las regulaciones.

En este contexto, las cuestiones que nos planteamos para llevar a cabo esta tesis son las que se plantean en la literatura contemporánea en pesquerías bentónicas sobre el proceso de pesca, la evaluación de sus efectos y su consideración en su evaluación y gestión. Las cuestiones generales son: ¿cuáles son las escalas espaciales del recurso y el proceso de pesca?, ¿cómo pueden definirse las áreas efectivas de pesca?, ¿qué información proporciona la CPUE a diferentes escalas espaciales?, ¿en qué medida las tendencias de la CPUE a corto plazo reflejan fluctuaciones en la abundancia del recurso?, ¿con qué factores está relacionado el proceso de pesca?, ¿cuál es el efecto de la pesca sobre la abundancia del recurso? ¿cómo influye el rendimiento gonadal en los patrones espacio-temporales del esfuerzo de pesca en una pesquería de gónadas?

En esta tesis utilizamos la pesquería de erizo de mar (*Paracentrotus lividus*) en Galicia como un caso de estudio para evaluar el proceso de pesca en una pesquería bentónica mediante buceo y contribuir al uso de metodologías y modelos diferentes a los tradicionales. Se trata de una “S fisherie” que se desarrolla en un marco legislativo y de regulaciones bien establecido, con una base de datos pesqueros abierta, y con pescadores voluntariosos abiertos a la colaboración con los científicos, lo que la convierte en un caso de

estudio interesante y accesible para abordar algunas de las preguntas formuladas.

La información utilizada consistió en (1) datos históricos de libros de registro de lonja desde el inicio de la pesquería, (2) base de datos de capturas por embarcación y día de las lonjas gallegas, (3) entrevistas a pie de puerto sobre capturas, esfuerzo, profundidad y banco de pesca a lo largo de cuatro campañas de pesca, (4) muestreos de tallas e índice gonadal en el mismo periodo, (5) monitorización por GPS de embarcaciones durante viajes diarios de pesca, y (6) conteos de erizo en cuadrantes a lo largo de transectos sobre dos bancos de erizo, antes y después de la campaña de pesca. Después de describir de forma resumida los componentes del sistema de estudio: características ecológicas y biológicas de la especie, su pesquería y el sistema de gestión que la regula, (Capítulo 1), se analiza la historia de la pesquería de erizo en Galicia desde su inicio hasta la actualidad, en relación a las medidas de gestión que se han ido implementando (Capítulo 2). En base a los datos de monitorización de diferentes campañas, se analizan los factores que influyen en el proceso de pesca, como el rendimiento gonadal, ya que se trata de una pesquería donde las gónadas son la parte de interés comercial (Capítulo 3). Utilizando dispositivos GPS combinados con entrevistas a pie de puerto se analizan los patrones de distribución de la intensidad de pesca y las capturas por unidad de esfuerzo (CPUE) a pequeña escala: las “oportunidades de pesca” (OP) (Capítulo 4). En el último capítulo se analiza la estructura espacial del erizo a pequeña escala y el efecto que sobre ésta tiene la pesca, ensayando algunas opciones metodológicas para obtener una estimación de la abundancia del stock comercial de erizo (Capítulo 5). Finalmente se resumen y discuten los

principales resultados de esta tesis con el fin de aportar una visión global del proceso de pesca y de las alternativas que sugerimos para abordar su gestión.

Los Capítulos 2 y 3 de esta tesis están publicados en revistas internacionales (Fernández-Boán et al., 2012 y 2013, ver Bibliografía).

Capítulo 1. El sistema de estudio

1.1. La especie: *Paracentrotus lividus* (Lamarck, 1816)

1.1.1. Distribución y Ecología

Paracentrotus lividus (Fig. 1.1) es un invertebrado bentónico del grupo de los erizos regulares (filo Echinodermata, Clase Echinoidea, Orden Echinoidea, Familia Parechinidae). Tiene forma globosa, con una altura del orden de la mitad de su diámetro y con una gran variedad de tonalidades. El caparazón está protegido por numerosas espinas móviles de tamaño variable. La simetría pentámera está presente en todo el individuo (Hyman, 1955) incluidas sus gónadas, que son la parte consumible y de interés comercial.



Figura 1.1. Erizos de mar (*Paracentrotus lividus*) en el medio submareal.

P. lividus es la especie de erizo más común en España y en gran parte de Europa y la especie de erizo comercial por excelencia. Se distribuye ampliamente por las costas del NE Atlántico y el Mediterráneo. Es abundante en el Mediterráneo occidental y en el Mar Adriático, y menos abundante en el Mediterráneo oriental. En el Atlántico, sus límites de distribución son, hacia el norte las costas de Escocia y del sur y oeste de

Irlanda, y hacia el sur el Sahara español, estando presente en las Islas Canarias, Madeira y Azores. Sin embargo está ausente en grandes áreas entre estos dos extremos (Allain, 1972). Habita sustratos rocosos y otros tipos de fondos duros, preferentemente de baja inclinación, situados en zonas expuestas o semiexpuestas (Bulleri et al., 1999). Se encuentra con frecuencia desde el intermareal hasta unos 30 m de profundidad, aunque es en zonas menos profundas (< 8 m) donde se agrega formando “manchas” (patches) de alta densidad. En Galicia la profundidad máxima en que se ha registrado esta especie es de 150 m en Fisterra (Besteiro y Urgorri, 1988). El comportamiento de agregación de los equinodermos se ha relacionado con mecanismos de defensa ante los depredadores y las olas (Pearse y Arch, 1969; Tuya et al., 2007; Vega-Suárez y Romero-Kutzner, 2011), con procesos de alimentación y con procesos reproductivos en relación al incremento del éxito en la fertilización (Unger y Lott, 1994; Alvarado, 2008). Sin embargo apenas existen estudios sobre la escala de las agregaciones y su distribución espacial en poblaciones submareales, especialmente en la costa Atlántica.

Los individuos localizados en zonas someras y/o en charcas rocosas intermareales con un fuerte hidrodinamismo crean cavidades con forma de cuenco (Martinell, 1981; Hyman ,1955) donde permanecen permanentemente o temporalmente. Esta conducta excavadora puede proporcionar también protección ante los depredadores. En las charcas intermareales los erizos son de menor tamaño que los de poblaciones submareales (entre 25 y 50 mm de diámetro) (Haya de la Sierra, 1990; Lustres, 2001).

Algunos autores apuntan a que la ausencia de erizos de tallas grandes en la zona intermareal puede deberse a las condiciones adversas a las que se enfrentan estas poblaciones (Ebert, 1967; Byrne, 1990), con un elevado hidrodinamismo y una disponibilidad de alimento intermitente, no obstante, también puede explicarse por una migración hacia zonas más profundas de los ejemplares más grandes o por una predación selectiva por parte de las poblaciones ribereñas (Haya de la Sierra, 1990). *P. lividus* muestra fototropismo negativo y tiende a seleccionar zonas poco iluminadas como grietas, cubriéndose con fragmentos de algas, pequeñas piedras y conchas que se mantienen adheridas a su caparazón a través de la presión que ejercen los pies ambulacrales (Hyman, 1955; Crook et al., 1999; Verling et al., 2002).

P. lividus se encuentra asociado a varias especies de algas e invertebrados de diversos grupos taxonómicos. En el intermareales y en el infralitoral superior de las costa atlánticas, suele aparecer con el alga incrustante, *Lithophyllum incrustans*, que a menudo está cubierta por películas del alga roja *Callithamniella tinginilana*, las cuales dificultan el asentamiento de los posibles competidores o depredadores de este erizo (Bulleri et al., 2002). Otras algas abundantes son *Bifurcaria bifurcata*, *Corallina* spp., *Ulva* spp., *Codium* spp., *Halidrys siliquosa*, *Desmarestia* spp. y el alga invasora *Sargassum muticum*. En zonas algo más profundas también abundan *Cystoseira* ssp., *Saccorhiza polyschides*, *Laminaria* spp. (Veiga Villar, 1999; Otero-Schmitt y Pérez-Cirera, 2002; Casal et al., 2011), y muchas otras. La fauna acompañante es escasa en término de número de especies. En Portugal y Galicia las especies dominantes son *Balanus spongicola*, las anémonas

Anemonia sulcata y *Corynactis viridis* (Boudouresque y Verlaque, 2007).
Patella ssp., *Mytilus edulis*.

Los principales depredadores *P. lividus* en las costas Atlánticas gallegas son las estrellas de mar *Marthasterias glacialis* (Niell y Pastor 1973) y *Asterias rubens* (Pastor, 1971), y los crustáceos *Cancer pagurus*, *Necora puber* (Niell y Pastor, 1973) y *Maja brachydactyla* (Bernárdez et al., 2000) La depredación por peces no se ha descrito en las costas gallegas, pero posiblemente sea aplicable lo descrito en las costas atlánticas de Francia, Irlanda y Portugal, donde los principales peces depredadores pertenecen a la familia de los lábridos *Diplodus sargus*, *D. vulgaris*, *Labrus merula*, *L. viridis*, *Sparus aurata*, varias especies del género *Symphodus* ssp, y secundariamente la familia de los blénidos *Blennius pholis* (referencias en Boudouresque y Verlaque, 2007). La mortalidad es especialmente elevada en los individuos hasta seis meses después del asentamiento, sobre el 75% en poblaciones del Mediterráneo (Sala y Zabala, 1996).

P. lividus es un herbívoro catalogado como consumidor primario en la cadena trófica de la franja litoral rocosa, por lo que actúa como un regulador de las poblaciones de algas fotófilas (Boudouresque y Verlaque, 2007). Se alimenta fundamentalmente de algas fijas al sustrato, y secundariamente de algas arrojadas, aunque también se han encontrado restos de materia orgánica de origen animal en contenidos intestinales, si bien su ingestión puede producirse de forma accidental. En Galicia la alimentación de *P. lividus* fue descrita en charcas intermareales por Niell y Pastor (1973) y en el medio infralitoral por Gabín y Lorenzo de Dios (1993).

1.1.2. Biología

Aunque algunos autores sitúan la talla máxima de *P. lividus* en torno a los 75 mm de diámetro máximo de caparazón sin espinas (Bonnet, 1925; Boudouresque et al., 1989; Lozano et al., 1995), se han registrado tallas superiores en las poblaciones atlánticas (Allain, 1972; Byrne, 1990) con un valor máximo de 95 mm en la costa de Galicia (Catoira, 1995). En este trabajo la talla máxima encontrada fue de 92 mm.

Según diferentes estudios sobre poblaciones salvajes de *P. lividus* en todo el rango de distribución, analizados en conjunto por Ouréns et al. (2013b; su Apéndice C), la longevidad máxima estimada para esta especie varía entre 7 y 15 años de edad. En poblaciones submareales gallegas la edad máxima estimada fue de 10 años (Ouréns et al., 2013b). Estos autores han descrito una tasa máxima de crecimiento de 15 mm año⁻¹ a los 3 años de edad, que desciende progresivamente en edades mayores. Sin embargo, existe variabilidad intrapoblacional en función de las características del hábitat, de tal forma que, tras el reclutamiento, que se produce preferencialmente en aguas someras (≤ 4 m; Ouréns et al., 2014a) y cuando los erizos alcanzan alrededor de 50 mm (aproximadamente a los 4 años), migran a áreas más profundas, donde su tasa de crecimiento varía entre 0.41 y 0.43 mm año⁻¹. Del mismo modo, han estimado una talla media de 16 mm para los juveniles que han alcanzado su primer año de vida tras la metamorfosis (Ouréns et al., 2013b).

A partir de estudios realizados en el suroeste de Irlanda se ha observado que en *P. lividus* el crecimiento somático es estacional. Así entre agosto y noviembre el crecimiento es escaso, de noviembre a abril es casi nulo y de

abril a agosto tiene lugar una etapa de crecimiento rápido (Crapp y Willis, 1975). En poblaciones del Mediterráneo la tasa de crecimiento se incrementa en primavera y verano, y decrece en otoño e invierno (Turón et al., 1995; Sellem et al., 2000). Estos fenómenos de crecimiento diferencial parecen estar relacionados con el ciclo anual de las macroalgas que consumen (Catoira, 1993).

P. lividus, al igual que todos los equinoideos, es una especie dioica y no presenta dimorfismo sexual aparente. La relación de sexos no difiere significativamente de 1:1, tanto en poblaciones gallegas (Míguez Rodríguez y Catoira, 1986; Catoira, 1995), como en otras más septentrionales (Crapp y Willis, 1975). La talla de madurez en poblaciones salvajes submareales en Galicia ha sido recientemente estudiada por Ouréns et al. (2013a), quienes encontraron una talla de madurez entre 20.4 y 27.9 mm, lo que corresponde a individuos de alrededor de dos años.

En Galicia el ciclo gonadal es anual, con un único periodo de puesta entre abril y julio, cuyo pico se encuentra en mayo-junio (Urgorri et al., 1994; Catoira, 1995; Montero-Torreiro y García-Martínez, 2003; Ouréns et al., 2013a). La puesta termina en agosto y tras ella prosigue un periodo de reposo. En otoño acumulan reservas progresivamente, alcanzando la madurez gonadal entre invierno y primavera. En este momento las gónadas alcanzan en torno a un 10% del peso fresco del individuo (Catoira, 1995). Ouréns et al. (2011) llevaron a cabo una revisión de las publicaciones sobre el ciclo reproductivo de *P. lividus*, encontrando un incremento latitudinal en el índice gonadal de poblaciones Atlánticas, con valores mayores que los de poblaciones del Mediterráneo localizadas en hábitats similares.

P. lividus posee cinco gónadas, a partir de las cuales se liberan los óvulos y espermatozoides al agua, donde se produce la fecundación. La unión de los gametos da lugar a una larva planctónica llamada equinopluteus, que nada y se alimenta en la columna de agua durante aproximadamente un mes. Tras sucesivas transformaciones la larva migra al fondo y se fija al sustrato, pasando a formar parte de la comunidad bentónica. En el momento de asentarse sufre una rápida metamorfosis, que da lugar a jóvenes erizos de alrededor de 0.5 a 1 mm de diámetro (Hyman, 1955; Gabín y Lorenzo de Dios 1993). El reclutamiento en *P. lividus* suele presentar grandes variaciones interanuales (Sala et al., 1998; Hereu et al., 2004), con episodios de excepcional abundancia y años sin reclutamiento aparente (Ebert, 1983).

En otras especies de erizo que presentan comportamientos gregarios es frecuente encontrar individuos juveniles entre las espinas de los adultos, donde sus tasas de supervivencia son mayores debido a la protección que proporcionan las espinas ante los predadores (Tegner y Levin, 1983; Levitan y Genovese, 1989; Nishizaki y Ackerman, 2004). En *P. lividus* se ha descrito este hecho recientemente (Ouréns et al., 2014a). Según estos autores el 90% de los reclutas observados (individuos por debajo de un año de edad) se encontraron en agregaciones de erizo de alta densidad localizadas en aguas someras (alrededor de 4 m). Otros microhábitats protegidos donde se encuentran reclutas son bajo piedras, conchas, rizoides y en cubetas (Catoira, 1988, 1989, 1991, 1993).

La movilidad de *P. lividus* es limitada, y como otros equinoideos, sigue un patrón nocturno (Kempf, 1962; Sheperd y Boudouresque, 1979; Hereu, 2005). Con frecuencia se desplaza desde las grietas donde vive, que le

proporcionan protección ante los depredadores, a zonas menos resguardadas para buscar alimento (Barnes y Crook, 2001), recorriendo una distancia de entre 5 cm y 2 m al día. Sin embargo, pueden producirse desplazamientos de mayor rango ocasionados por las corrientes y las olas de los temporales marítimos (Fernández et al., 2001; Verling et al., 2005).

1.2. Las pesquerías de erizo en el mundo

Las pesquerías de diversas especies de erizo de mar han alcanzado su máximo de producción a nivel mundial en 1995, con 120306 tm, en su mayor parte procedentes de las pesquerías chilenas. Desde entonces la producción ha descendido rápidamente, pero no así su demanda procedente principalmente del mercado japonés, que consume el 80% de toda la producción mundial y, en segundo lugar, del francés, seguido de otros muchos mercados locales en países como Nueva Zelanda o Filipinas (Andrew et al., 2002).

Japón consume gran variedad de especies de erizo, procedentes tanto de sus propias pesquerías (*Strongylocentrotus intermedius* (Agassiz, 1863), *Strongylocentrotus nudus* (Agassiz, 1863), *Hemicentrotus pulcherrimus* (Agassiz, 1863), *Pseudocentrotus depressus* (Agassiz, 1863), *Anthocardaris crassispina* (Agassiz, 1863) y *Tripneustes gratilla* (Linneus, 1758).), como de los principales productores: Chile (*Loxechinus albus* (Molina, 1782)) y EEUU (*Strongylocentrotus droebachiensis* (Muller, 1776) y *Strongylocentrotus franciscanus* (Agassiz, 1863)). El consumo de las gónadas se realiza tanto en fresco (65%), como secas, cocinadas o congeladas (35%) (Grosjean, 2001).

Los datos de capturas publicados por la FAO, señalan que después del pico de producción mundial en 1995, se ha producido un descenso progresivo de las capturas mundiales hasta 66670 tm en 2010. La causa principal es la reducción en las capturas procedentes de los dos principales productores, Chile y Estados Unidos; sus capturas han descendido un 31% y un 73%, respectivamente, desde 1995 (www.fao.org). Japón es el único de los principales productores que ha mantenido sus capturas relativamente estables entre los años 1995 y 2005.

La aportación europea a la producción mundial de erizo se sitúa en torno al 5%. Los principales productores del continente son Rusia, con capturas anuales que rondan las 3000 tm de *Strongylocentrotus nudus*, e Islandia, con máximo de producción de 923 tm de *Strongylocentrotus droebachiensis*. Las cifras del resto de países productores del continente europeo (Francia, Irlanda, España, Portugal, Malta, Grecia, Noruega, Turquía e Italia, entre otros) son mucho más modestas, y a la vez poco accesibles y/o fiables. Como en muchas pesquerías de erizo a nivel mundial, las europeas también han registrado casos de colapso por sobreexplotación como en Irlanda (Byrne, 1990), y en las costas atlántica y mediterránea de Francia (Williams, 2002).

En España, la especie de erizo de mar más abundante y de interés comercial es *Paracentrotus lividus* (Lamarck, 1816) (filo Equinodermata, clase Equinoidea). La mayoría de las capturas comerciales proceden de Galicia (NW de España) (Andrew et al, 2002; Catoira, 2004), aunque también se extrae erizo en Andalucía, Cataluña, Comunidad Valenciana y Asturias. En estas comunidades, la explotación comercial de erizo es reciente en

comparación con el caso gallego, por lo que la mayoría están inmersas en un proceso de desarrollo de legislación específica y estudios científicos sobre la especie en un intento de regular sus pesquerías.

La creciente demanda de este producto ha despertado el interés por el cultivo controlado de erizo, la acuicultura de erizos (Allain, 1972; Le Gall, 1987; Ledireac'h, 1987; Conand y Sloan, 1989; Hagen, 1996), siendo numerosos los trabajos que se han desarrollado tanto en *P. lividus* (Catoira et al., 1994b; Catoira et al., 1995, Fernández y Boudouresque, 2000; Spirlet et al., 2000, 2001; Grosjean, 2001; Jacquin et al., 2006; Cook y Kelly, 2007), como en otras especies de erizos comerciales (Walker y Lesser, 1998; Siikavuopio et al., 2006; James et al., 2007). Sin embargo, hasta la fecha, la explotación de las poblaciones salvajes es la opción más rentable para suplir la demanda. Por ello, es necesaria una gestión efectiva, racional y sostenible de los stocks.

1.3. La pesquería de erizo en Galicia

La producción gallega de erizo, con alrededor de 600 tm anuales (Fig. 1.2), convierte a España en el mayor productor de erizos de la Unión Europea, por encima de Francia, el país con más tradición en la captura y consumo de este invertebrado (Catoira et al., 1994a; Catoira, 2004). En Galicia el erizo ha sido un recurso pesquero tradicionalmente poco valorado por la gastronomía de esta comunidad y apenas explotado. Su extracción se restringía a la zona intermareal para el autoconsumo, centrado en Semana Santa y asociado a un carácter festivo y tradicional. La mayor parte de la producción Gallega se ha exportado históricamente a la comunidad vecina de Asturias donde los erizos son muy apreciados en su gastronomía popular,

y también en pequeñas cantidades a la Comunidad Autónoma de Cataluña, a Francia, Bélgica o Alemania (Catoira, 2004).

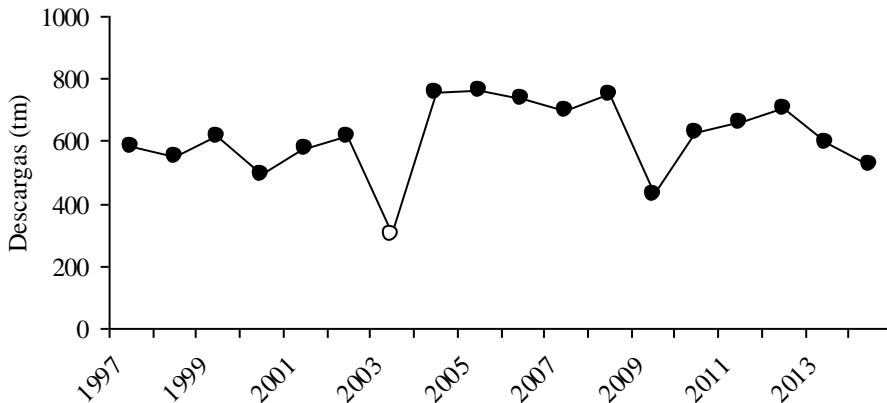


Figura 1.2. Evolución temporal de las descargas anuales de erizo en Galicia (www.pescadegalicia.com). El punto blanco señala el año en el que la actividad pesquera estuvo parada como consecuencia del vertido de hidrocarburos del petrolero *Prestige*

Actualmente, la flota de erizo en Galicia está formada por unas 176 embarcaciones de unos 6 m de eslora (Xunta de Galicia, 2015) cuya tripulación está compuesta por un patrón y uno o dos buceadores. La mayor parte de las capturas se obtienen mediante buceo semiautónomo con suministro de aire desde superficie, aunque también se captura erizo mediante buceo en apnea y a pie. Los buceadores van equipados con un gancho de dientes largos para facilitar el manejo de los erizos, y de una “saranda”, un saco de red con mango que permite la acumulación y el izado de las capturas a la superficie (Fig 1.3).

La recolección en el intermareal es manual, con apoyo de diversos utensilios para facilitar la extracción, como espátulas o ganchos. Según las fuentes oficiales, 36 localidades gallegas explotaron comercialmente el erizo en 2012. Sólo en cuatro de ellas la recolección se realizó a pie. En el resto de

las localidades la explotación se realiza mediante buceo semiautónomo, en ocasiones combinado con la recolección a pie (4 localidades) o con el buceo en apnea (4 localidades).



Figura 1.3. Embarcación de la flota que explota erizo en Galicia (izquierda) y utensilios empleados en la recolección (abajo).



**Capítulo 2. Historia y estrategias de gestión de la pesquería
del erizo de mar *Paracentrotus lividus* en Galicia**

2.1. Introducción.

Las pesquerías de varias especies de erizos de mar alcanzaron su pico de producción mundial en 1995 con 120306 tm, procedentes, en su mayoría de pesquerías chilenas. Desde entonces, han descendido rápidamente y son numerosos los ejemplos de colapsos en pesquerías de todo el mundo (Andrew et al, 2002).

En España, la especie de erizo de mar más abundante y de interés comercial es *Paracentrotus lividus* (Lamarck, 1816) (filo Equinodermata, clase Equinoidea). La mayoría de las capturas comerciales proceden de Galicia (NW de España) (Andrew et al, 2002; Catoira, 2004), donde las campañas de pesca se llevan a cabo entre Octubre y Abril, coincidiendo con el desarrollo de las gónadas (Catoira, 1995; Míguez y Catoira, 1986; Montero Torreiro y García Martínez, 2003), que son la parte consumible y de interés comercial.

Durante mucho tiempo, el erizo no tuvo interés comercial en las costas de Galicia. Su extracción se limitaba a la época de Semana Santa en la zona intermareal y para autoconsumo. La extracción comercial de erizo en Galicia se inició a pequeña escala a principios de la década de 1960 en la localidad de Camelle (Fig. 2.1). La localidad vecina de Camariñas (Fig. 2.1) fue la siguiente en iniciar la explotación comercial de erizo en 1987, casi 30 años después (Catoira, 1992). A partir de estas localidades pioneras en la recolección de erizo, la pesquería se ha expandido por toda la costa gallega. A partir de 2003 la producción anual permaneció estable en torno a 700 tm que reportaron alrededor de un millón y medio de euros anuales. No obstante en los últimos dos años (2009 y 2010) se ha producido un

importante descenso de las capturas (432.5 y 611.8 tm, respectivamente) a pesar de que el precio del erizo ha seguido subiendo (Consellería do Medio Rural e do Mar, 2011). Actualmente, la flota de erizo en Galicia está formada por unas 170 embarcaciones de unos 6 m de eslora (Xunta de Galicia, 2010) cuya tripulación está compuesta por un patrón y uno o dos

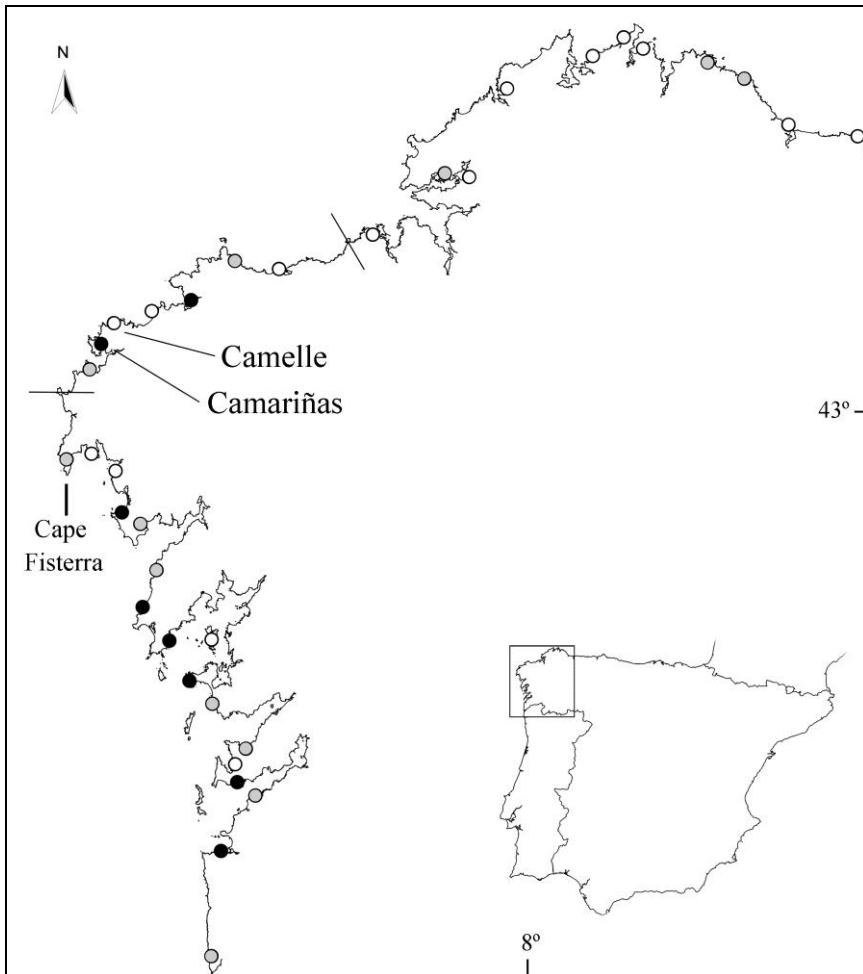


Figura 2.1. Localización de las cofradías gallegas que registraron descargas de erizo en sus lonjas entre 1997 y 2010. Los círculos negros señalan la localización de las lonjas más activas en términos de volumen de descargas, los círculos blancos las lonjas con descargas ocasionales de erizo (descargas totales entre 1997 y 2010 menores de 50 tm y/o menos de cinco años de registros) y los círculos grises las lonjas con descargas intermedias entre los dos grupos anteriores. Las barras señalan los límites del área administrativa VI.

buceadores. La mayor parte de las capturas se obtienen mediante buceo semiautónomo con suministro de aire desde superficie, aunque también se captura erizo mediante buceo en apnea y a pié.

Los métodos de explotación empleados en esta pesquería han sufrido cambios importantes hasta 1986 (Catoira, 1992). Concretamente, el método tradicional, denominado “truel de vara” o “varal” (un aro metálico con un copo de red unido a una vara de unos 4-6 m, que se utiliza con un visor o espello para recoger erizos desde la embarcación), fue reemplazado por métodos de buceo (principalmente utilizando suministro de aire desde la superficie mediante compresor). Este cambio aumentó drásticamente la capturabilidad, causa potencial de procesos de sobre-explotación como los que se han detectado en varias pesquerías de erizo gallegas (Catoira, 1999; Gabín y Lorenzo De Dios, 1993). Otro cambio importante en la pesquería de erizo de Galicia fue la introducción de medidas de regulación en 1986. Antes de esa fecha los pescadores operaban bajo un régimen abierto sin ninguna medida de regulación. En la siguiente sección se detallan los eventos clave en el desarrollo de las medidas de gestión.

2.1.1. El sistema de gestión de las pesquerías de Galicia.

Las pesquerías artesanas de Galicia (en el sentido de Freire y García-Allut, 2000) fueron gestionadas por el Gobierno central de España hasta 1981, cuando Galicia logra competencias plenas en aguas interiores (la línea recta que conecta los extremos de los cabos) y jurisdicción sobre actividades de pesca de crustáceos, bivalvos y equinodermos. La autoridad pesquera es la Consellería do Medio Rural e do Mar de la Xunta de Galicia (Gobierno de la Comunidad Autónoma de Galicia).

Las medidas de regulación implementadas en la pesquería de erizo en Galicia en 1986 incluyen una talla mínima legal (55 mm de diámetro externo del dermo-esqueleto sin púas), una veda temporal (Mayo-Septiembre), una cuota diaria de capturas (100 kg por tripulante y día hasta un máximo de 300 kg por embarcación), un horario diario (de 9 am a 3 pm) y un límite batimétrico (hasta una profundidad de 12 m).

En 1993 el gobierno regional implementó un sistema comunitario de licencias de pesca y dividió la costa gallega en nueve áreas administrativas. Para ciertas especies sésiles y recursos bentónicos de baja movilidad, incluyendo el erizo, el gobierno promovió un sistema de co-gestión entre la autoridad pesquera (AP) y las cofradías. En este sistema, se otorgaban derechos territoriales de pesca (TURFs, de sus siglas en inglés) para cada cofradía en el área que históricamente habían explotado (territorios del orden de decenas de km de línea de costa), y se limitó el acceso mediante un tipo de sistema comunitario de licencias de pesca, el permiso de explotación o *permex*. La herramienta principal para una co-gestión efectiva es el plan de explotación y gestión, que contiene las regulaciones propuestas para controlar y programar la actividad pesquera (ver Molares y Freire, 2003 para una revisión detallada de los planes de explotación), incluyendo una sección para acciones de mejora de los stocks. Algunas de las cofradías disponen de una asistencia técnica (financiada con recursos procedentes de la autoridad pesquera) para diseñar e implementar los planes anuales de explotación y gestión (Macho et al., 2010). Cada cofradía elabora un plan anual para cada recuso y arte de pesca (a pie o mediante buceo en el caso de las pesquería de erizo), que es evaluado por biólogos de la AP, Anualmente, la AP publica

las modificaciones necesarias para que los planes sean evaluados positivamente.

El objetivo de este estudio fue analizar los patrones de variabilidad en las descargas de *P. lividus* en Galicia desde el inicio de la pesquería (1975), relacionando los cambios en el comportamiento de la pesquería con la evolución de la gestión, y evaluar las fortalezas y debilidades de diferentes estrategias de gestión puestas en práctica durante el periodo de estudio.

2.2. Métodos

Villasante et al. (2010) enfatizaron la diferencia entre capturas y descargas (“landings”) en Galicia. En este artículo utilizamos descargas y no capturas porque en entrevistas con recolectores de erizo se reconoce que una parte indeterminada de las capturas se vendían a través de otros canales de venta además de en la lonja (Inés Naya, personal Communications). Además, en esta pesquería no hay descartes, como hemos observado in situ en numerosas ocasiones.

2.2.1. Fuentes de datos

- Datos de todas las lonjas gallegas (1997-2010)

En Galicia existen 63 cofradías de pescadores y la mayor parte de ellas poseen y gestionan su propia lonja, que son lugares autorizados para llevar a cabo la primera venta de los productos de la pesca, generalmente por el sistema de la puja a la baja. Desde 1997, las transacciones llevadas a cabo en las lonjas gallegas se registran en formato digital. La base de datos está parcialmente disponible en el portal *Plataforma Tecnológica da Pesca* (Consellería do Medio Rural e do Mar, 2011). Las descargas anuales de

erizo registradas las diferentes lonjas gallegas desde 1997 hasta 2010 se obtuvieron de esta fuente oficial. Teniendo en cuenta que la pesquería opera cerca de puerto de descarga y su lonja asociada, esta información fue utilizada para localizar donde se concentró la producción de erizo y evaluar la eficiencia del actual sistema de gestión en relación a evitar cierres temporales de la actividad pesquera en las cofradías gallegas. Sin embargo, esta información no fue útil para comparar los diferentes métodos de gestión, que no han cambiado desde 1997.

- Datos históricos de las lonjas de Camelle y Camariñas (1975-2010)

En el inicio de la pesquería no existía ninguna regulación. Al principio, la pesquería de erizo en Galicia estuvo espacialmente muy localizada, y durante años, las localidades de Camelle y Camariñas fueron prácticamente las únicas que explotaron comercialmente este recurso. La serie temporal de descargas, precio y CPUE desde el inicio de la pesquería (cuando no existían regulaciones) hasta el presente (con regulaciones basadas en un sistema comunitario de licencias de pesca derivado de TURFs y una cuota diaria de capturas por buceador y embarcación como medidas principales para limitar el esfuerzo de pesca) hizo posible el análisis de los cambios en esas variables como consecuencia de la implementación de medidas de gestión a lo largo del tiempo.

Las descargas diarias por embarcación (kilogramos), la fecha de captura y venta (que eran la misma) y el precio de venta (pesetas por kilogramo, y a partir de enero de 2002, en euros por kilogramo) se obtuvieron de los registros de ventas de las lonjas de Camelle y Camariñas. Los datos anteriores a 2002 se obtuvieron de la digitalización de sus libros de registro.

Los registros de venta de Camelle cubren el periodo 1985-1999 (fecha de cierre de la lonja), y los de Camariñas el periodo 1948-2002. De toda la información disponible de numerosas especies de recursos pesqueros, sólo se digitalizaron las transacciones de erizo, que se produjeron por primera vez en febrero de 1975 en Camelle y en noviembre de 1986 en Camariñas. Entre noviembre de 2002 y octubre de 2003 no se dispone de información debido a que el vertido de hidrocarburos del buque Prestige provocó el cese de la actividad pesquera en todo el litoral gallego. Entre 1975 en Camelle y 1986 en Camariñas, se obtuvieron un total de 4904 registros de Camelle y 6820 de Camariñas. A partir de 2002 los registros de venta se obtuvieron directamente de la base de datos digital de las lonjas.

En algunos casos (6.0% de los registros en Camelle y 2.2% en Camariñas), existía más de un registro diario por embarcación porque las capturas se vendieron a dos o más compradores, porque se vendieron a precios diferentes, o porque la venta a un mismo comprador se había producido de manera fraccionada. En otros casos (1.4% de los registros diarios en Camelle y ninguno en Camariñas), un único registro contenía la transacción de varias embarcaciones. En ambos casos se obtuvieron las descargas diarias por embarcación, bien sumando la descarga diaria de una misma embarcación o bien asignando descargas proporcionales al número de embarcaciones registradas. Las descargas diarias por embarcación equivalen a un viaje de pesca y se utilizarán como medida del esfuerzo. La CPUE anual se estimó como la media de las descargas diarias por embarcación de cada año.

El precio del erizo se presenta en euros por kilogramos. El euro es la moneda oficial de España desde el 1 de Enero de 2002. Los datos anteriores a esta fecha, registrados en pesetas, se transformaron empleando la equivalencia 1 euro= 166.386 pesetas. Para corregir el precio medio anual del kilogramo de erizo se utilizaron los Índices estatales de variación de Precios de Consumo (IPC) actualizados a 2010 y publicados por el INE (Instituto Nacional de Estadística, 2011).

El precio del erizo se acuerda previamente con el comprador y normalmente se mantiene estable durante periodos de tiempo relativamente largos (del orden de varios años). Sin embargo en Camariñas a partir del 7 de noviembre de 2001 los precios de venta presentaron grandes fluctuaciones diarias. Según el personal que trabajaba en la lonja de Camariñas por entonces, se trata de una estrategia empleada para registrar todas las capturas cuando éstas excedían de la cuota establecida. La estrategia consistía en sustituir las capturas reales por la cuota (200 o 300 $\text{kg}\cdot\text{embarcación}^{-1}\cdot\text{día}^{-1}$ en función del número de tripulantes) y aumentar el precio de venta hasta obtener los ingresos que se obtendrían con las capturas reales a precio real de mercado. En estos casos se identificaron los precios de mercado a partir de los precios de venta de las capturas ≤ 100 kg inmediatamente anteriores a los registros fraudulentos y se sustituyeron por los precios inflados. En función de los precios de mercado y de los ingresos obtenidos en cada viaje de pesca, se estimaron las capturas reales y se sustituyeron por las capturas falsas. Desde 2001, cuando el 58.4% de los viajes de pesca fueron fraudulentos, esta estrategia cayó progresivamente en desuso y en 2008 sólo en el 8.9% de los viajes de pesca presentaron este problema.

2.2.2. Análisis de datos

Las medidas de gestión como el número de licencias de pesca, de días de pesca autorizados y las cuotas diarias por embarcación, se establecen con periodicidad anual; por lo tanto y dado que las campañas de pesca se desarrollan entre Octubre y Abril, estas medidas afectan a una parte de dos campañas de pesca diferentes. En este trabajo se ha optado por agrupar los datos anualmente y no por campañas con el fin de facilitar la identificación de la relación entre los cambios en las tendencias de los parámetros pesqueros estudiados y los cambios o novedades en la gestión del recurso.

Aplicamos un análisis estructural de puntos de corte (breakpoints, Zeileis et al., 2003) sobre las series temporales de descargas de erizo, CPUE y precio para identificar el año/os donde los cambios fueron estadísticamente significativos en el periodo de estudio al completo (1975-2010). Los análisis de las descargas de erizo se realizaron por separado para las lonjas de Camelle y Camariñas. Los datos anuales de CPUE y precio de estas dos lonjas fueron similares durante los años de solapamiento, y por lo tanto fueron agrupados con el fin de simplificar el análisis de los puntos de corte. Los valores anuales de esfuerzo fueron equivalentes a los de descargas, ya que estas variables estaban correlacionadas positivamente ($r = 0.93$ y 0.98 en Camelle y Camariñas, respectivamente). Utilizamos la técnica de análisis estructural de puntos de corte para testar la hipótesis de estabilidad estructural en función del proceso empírico de fluctuación determinado por el test OLS-CUSUM (un test de sumas acumuladas basado en mínimos cuadrados ordinarios). El algoritmo descrito en Bai y Perron (2003) para estimar múltiples puntos de corte simultáneamente, se utilizó para determinar en que año(os) se produjeron cambios estadísticamente

significativos. La selección del número óptimo de puntos de corte se realizó en función del criterio de información bayesiano (BIC). La función de distribución utilizada para los intervalos de confianza de los puntos de corte se recoge en Bai (1997). Los análisis de los puntos de corte fueron llevados a cabo con el paquete de R *strucchange* (Zeileis et al., 2002).

2.3. Resultados

2.3.1. Distribución espacio-temporal de las descargas de erizo en Galicia

Entre 1997 y 2010, 35 lonjas gallegas registraron un total de 8489 tm. Las lonjas con mayor volumen de descargas de erizo fueron Baiona, Cangas, Aguiño, Lira, Corme, Camariñas, O Grove y Ribeira (Fig. 2.2), cuyas descargas representaron el 69.3% del total de las descargas de erizo gallegas. Las descargas de erizo registradas en esas lonjas durante el periodo de estudio oscilaron entre 1016 y 506 tm. La localización de las cofradías más activas en términos de descargas, mostraron que la producción en Galicia se concentra al sur del cabo Fisterra (Fig. 2.1), en el área de las “Rías Baixas”. Por otra parte, 15 lonjas registraron descargas de erizo muy bajas y/o una actividad muy limitado en el tiempo (descargas totales inferiores a 50 tm y/o menos de cinco años con registros). Las descargas de este grupo representaron el 2.9% del total de descargas en el periodo de estudio. Otro grupo de 12 lonjas registraron descargas intermedias entre los dos grupos anteriores (Fig. 2.3). En este último grupo es frecuente observar periodos de uno o varios años sin pesca entre periodos con pesca. Aunque también se produjeron ceses temporales de la actividad en algunas de las lonjas con mayor volumen de descargas de erizo (Aguiño, Corme y Ribeira), la mayor parte de las lonjas de este grupo mantuvieron la explotación ininterrumpidamente durante los 14 años del periodo de estudio (Fig. 2.2).

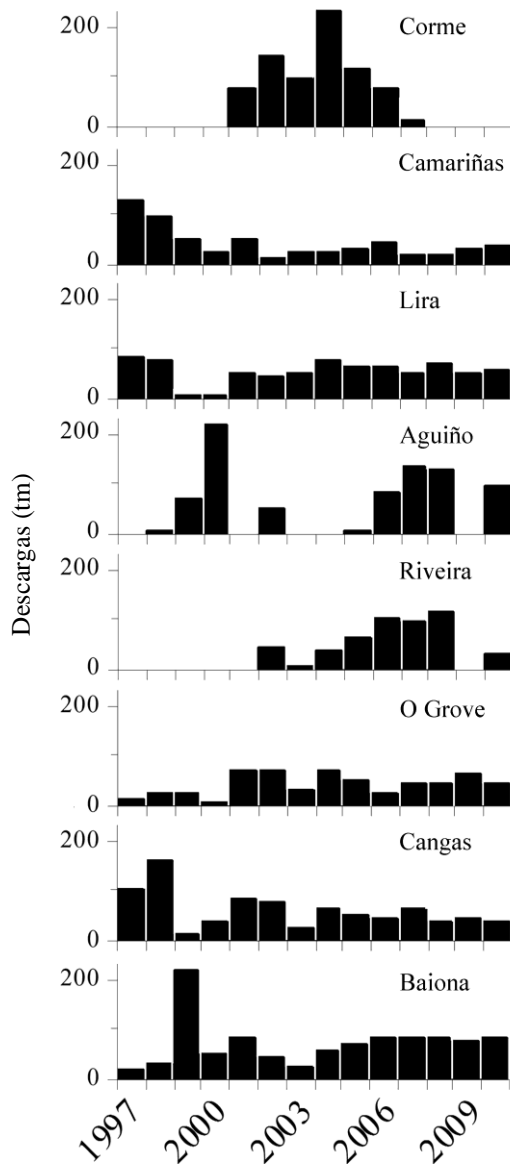


Figura 2.2. Tendencias de las descargas (toneladas) de las lonjas más activas en términos de descargas (datos obtenidos de la fuente oficial).

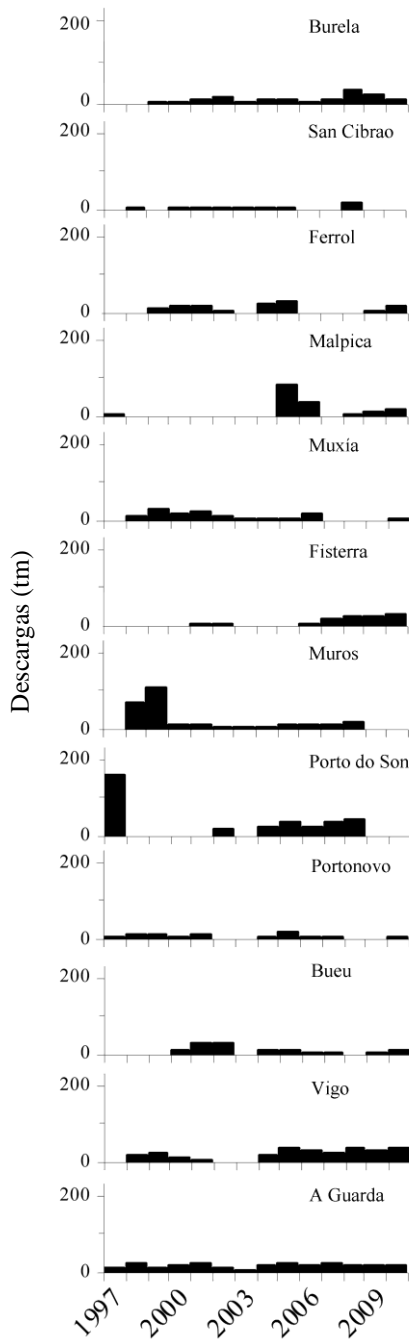


Figura 2.3. Tendencias de las descargas (toneladas) de las lonjas gallegas intermedias en términos de descargas (datos obtenidos de la fuente oficial).

2.3.2. Etapas en el desarrollo de la pesquería

En la legislación sobre la gestión de la pesquería de erizo en Galicia, 1986 es el año en el que se implementa un paquete de medidas que por primera vez pretenden regular esta pesquería. Este hecho delimita claramente dos periodos en el desarrollo de la pesquería: el periodo pre-regulatorio y el periodo regulatorio.

En el periodo pre-regulatorio (1975-1986) se identificó un único punto de corte significativo en 1982 en la serie temporal de CPUE. Los valores medios de CPUE en las etapas delimitadas por los puntos de corte de 1982 y 1987 fueron de $354.3 \pm \text{SE } 21.2 \text{ kg embarcación}^{-1} \text{ día}^{-1}$ entre 1975 y 1982, y $859.5 \pm 125.0 \text{ kg embarcación}^{-1} \text{ día}^{-1}$ entre 1983 y 1987 (Fig. 2.4). Este incremento es el resultado del cambio en el método de explotación utilizado, que difiere drásticamente en términos de capturabilidad, ya que el “varal” sólo alcanza alrededor de los 4 m de profundidad mientras que mediante buceo se tiene acceso a áreas mucho más profundas (aunque la profundidad está actualmente restringida a los 12 m). Hasta 1982 el “varal” fue el único método de explotación utilizado, pero en la segunda etapa del periodo pre-regulatorio (1983-1987) los elevados valores del error estándar indican que el método tradicional de pesca coexistió con el buceo.

En el periodo pre-regulatorio se identificaron dos puntos de corte significativos en las series temporales de descargas: 1977 y 1981. El primer punto de corte está relacionado con la expansión inicial de la pesquería, y el segundo muestra un cambio en la tendencia de descargas. Las descargas medias disminuyeron entre las etapas de 1978-1981 y 1982-1986, desde

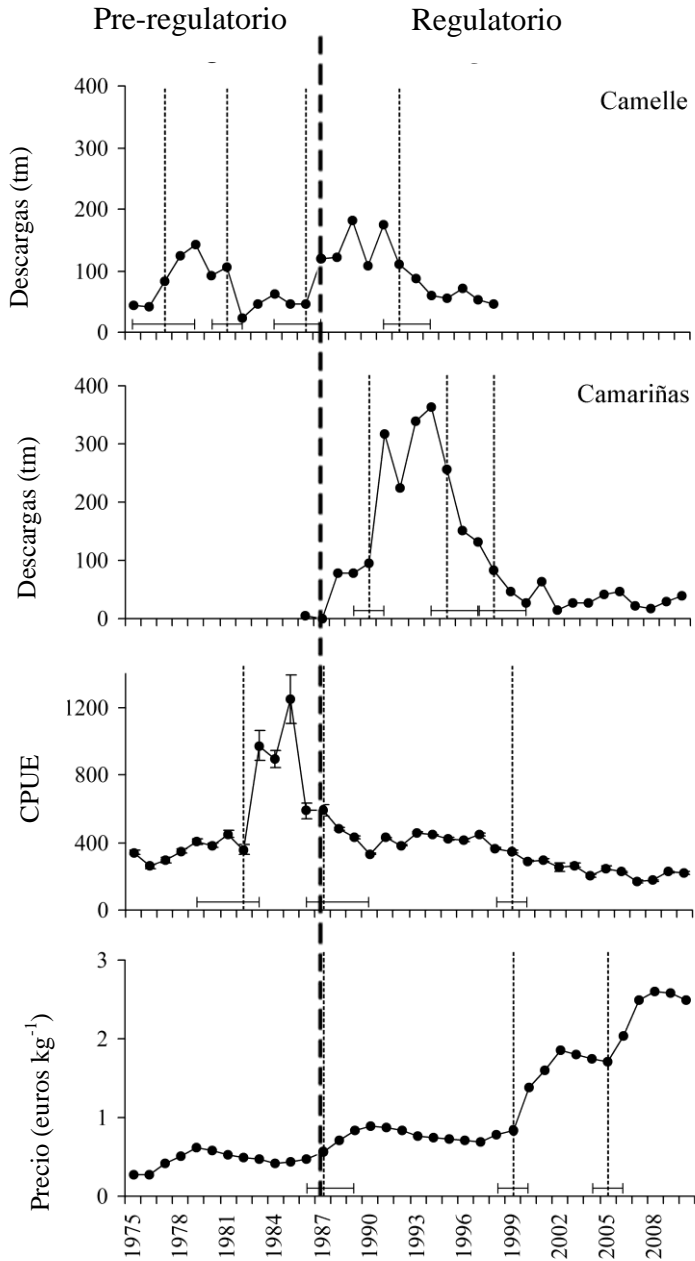


Figura 2.4. Tendencias en las descargas (toneladas), CPUE (kilogramos embarcación⁻¹ día⁻¹) y precio por kilogramo de erizo (euros por kilogramo, corregido por el Índice de Precios de Consumo) de las lonjas de Camelle y Camariñas durante el periodo completo de su actividad. Las barras de la CPUE representan el error estándar. La línea discontinua gruesa separa los periodos pre-regulatorio y regulatorio, y las líneas verticales señalan los años de cambio significativo identificados a partir del análisis estructural de puntos de corte.

116.8 ± 11.1 a 44.3 ± 6.1 tm, respectivamente (Fig. 2.4). Este denso puede ser debido a la disminución de la abundancia del stock en aguas someras. En el periodo pre-regulatorio no se detectaron cambios significativos en el precio del erizo.

El periodo regulatorio de la pesquería (1986-2010), surge en el marco en un nuevo contexto político en el que Galicia había conseguido competencias plenas en materia de pesca (1981). Esto derivó en un periodo muy productivo en cuanto a normativas. Dos de las más influyentes en la pesquería de erizo fueron el reconocimiento del buceo como método de explotación en 1986 y la implantación de cuotas diarias por embarcación. Aunque no podemos determinar la fecha exacta en la que se implantó el sistema de cuotas porque las cifras se comunicaban a cada cofradía a través de circulares internas, las frecuencias de capturas diarias por embarcación (Fig. 2.5) señalaron que la primera cuota podría haberse establecido en 1986 en 600 kg embarcación⁻¹ día⁻¹. En ese año el 72.3% de los viajes de pesca registraron capturas menores o iguales a 600 kg, lo que contrasta con las frecuencias registradas durante el año anterior donde sólo en el 21.6% las capturas fueron inferiores o iguales a esa cifra. El incremento exponencial de este porcentaje desde 1985 hasta 1992 (cuando fue del 100%) es un indicativo claro de un proceso de adaptación del sector a la nueva norma. En 1998 la cuota se redujo a 400 kg embarcación⁻¹ día⁻¹, y alrededor de 2000 se estableció la cuota vigente en la actualidad de 100 kg por tripulante y día hasta un máximo de 300 kg por embarcación.

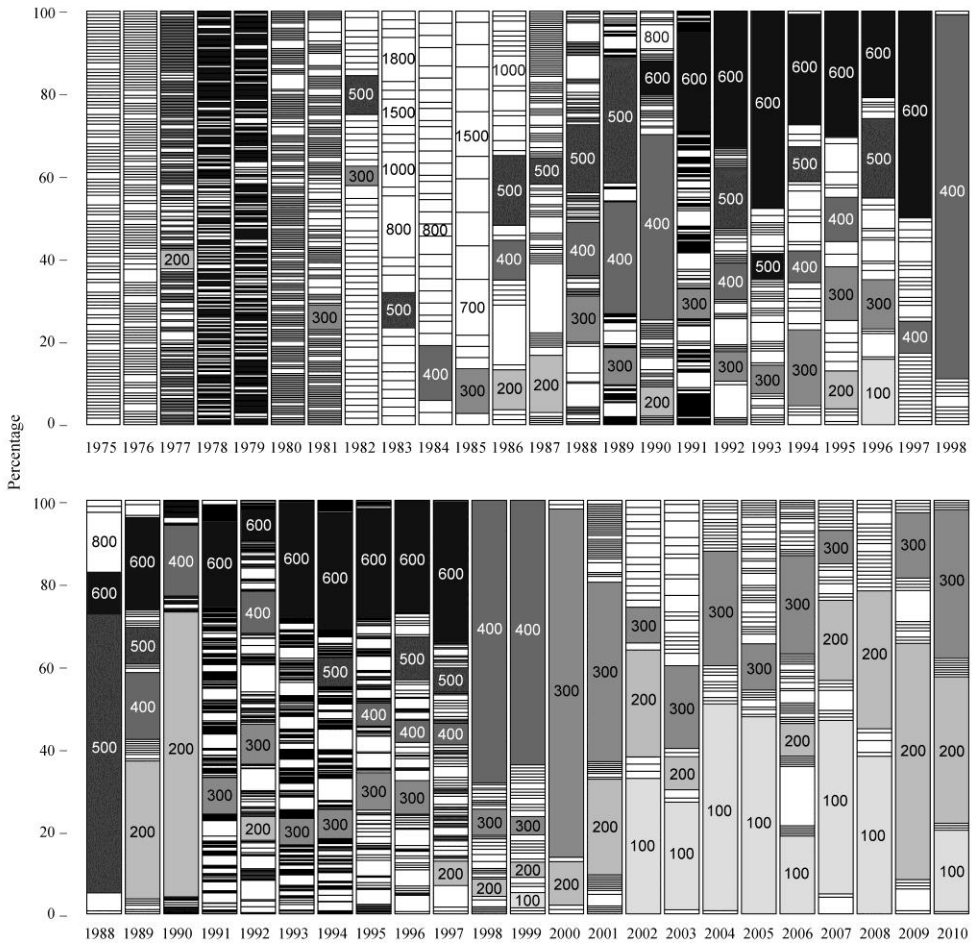


Figura .2.5. Porcentaje acumulado de las descargas diarias por embarcación (kilogramos) registradas en las lonjas de Camelle (arriba) y Camariñas (abajo) durante los periodos 1975-1998 y 1988-2010, respectivamente. Las líneas horizontales de cada barra son las clases de descarga diaria por embarcación. Los números de las barras son las frecuencias que potencialmente coinciden con la cuota diaria de capturas (porque son números redondos). Como soporte para la interpretación de la figura se ha utilizado una graduación de color que varía desde las cuotas diarias más altas (bloques negros) hasta las más bajas (bloques grises).

Las fechas de incorporación de las normativas referidas a los límites diarios de capturas produjeron un único punto de corte significativo en 1999 en la serie temporal de CPUE durante el periodo regulatorio. Los otros cambios

no se detectaron porque el análisis se realizó sobre la media anual de CPUE y por lo tanto, se perdió parte de la variabilidad proporcionada por los datos diarios, que se observa claramente en las frecuencias de las descargas diarias por embarcación (Fig. 2.5). Los valores medios de CPUE en las dos etapas del periodo regulatorio (412.4 ± 13.4 kg embarcación⁻¹ día⁻¹ y 233.1 ± 12.4 kg embarcación⁻¹ día⁻¹) dejó clara la tendencia al establecimiento de cuotas diarias de captura progresivamente menores.

En el periodo regulatorio el análisis de cambios estructurales señaló a 1992 como año de cambio significativo en la serie temporal de descargas de erizo de Camelle y a 1990, 1995 y 1998 en la serie temporal de Camariñas. Sin considerar la primera etapa de la serie de Camariñas, asumiendo que está relacionada con la expansión inicial de la pesquería, se observa que el establecimiento de límites diarios de capturas no produjo una caída inmediata en las descargas de erizo. En Camariñas las descargas medias durante la etapa 1991-1995 (300.1 ± 26.1 tm) fueron mayores que en cualquiera del resto de etapas. En Camelle las descargas medias en la etapa 1987-1992 (136.2 ± 13.5 tm) fueron superiores a las del resto de etapas.

Tras el sistema de cuotas diarias por embarcación, el siguiente cambio que se produjo en la gestión de la pesquería de erizo de Galicia supuso un vuelco con respecto al sistema que se venía desarrollando desde 1986. El cambio se produjo en 1993, y supuso la implantación de un sistema comunitario de licencias de pesca basado en TURFs, lo que se tradujo, al menos potencialmente, en una limitación de la entrada en la pesquería y una limitación espacial en la pesca. En este nuevo sistema se identificaron dos etapas con fuertes pendientes negativas (1993-1999 en Camelle y 1996-

1998 en Camariñas). Cuando la lonja de Camelle cerró en 1999, solo tres embarcaciones pertenecientes a esa Cofradía desplazaron su actividad hacia Camariñas, obteniendo el 33% de las descargas entre 2000 y 2010. En 2010 sólo una embarcación procedente de la Cofradía de Camelle permanecía en activo. En la serie temporal de descargas de Camariñas, un último punto de corte en 1998 delimita una larga etapa de descargas estables, cuyas capturas medias (33.4 ± 4.1 kg) fueron menores que en el resto de etapas. Por tanto el nuevo sistema de gestión fue capaz de disminuir el esfuerzo de pesca y de mantenerlo estable durante los últimos 12 años, a pesar del progresivo incremento del precio, con cambios significativos en los años 1999 y 2005 del periodo regulatorio. El precio medio del erizo varió de 0.78 euros kg^{-1} (1988-1999) a 1.7 euros kg^{-1} (2000-2005) y después a 2.4 euros kg^{-1} (2006-2010).

2.4. Discusión

En líneas generales, el sistema de gestión de los recursos sedentarios en Galicia está en la línea del enfoque que actualmente está tomando la gestión de las pesquerías a pequeña escala (Berkes et al., 2001; Berkes, 2003; Defeo y Castilla, 2005; Mc Clanahan y Castilla, 2007; Mc Conney y Charles, 2010; Orensanz et al., 2005; Townsend et al., 2008). Molares y Freire (2003) han enumerado los beneficios de este cambio de sistema de gestión en Galicia, y han destacado su gran potencial a través del éxito obtenido en algunas cofradías para el caso de la pesquería del percebe (*Pollicipes pollicipes*). La pesquería de erizo en Galicia también tiene el potencial para tener éxito, especialmente desde que la AP ha adoptado un enfoque de precaución (FAO, 1995), denegando la mayoría de peticiones de ampliación de licencias solicitadas por las cofradías hasta que no se realice una evaluación del stock.

Además la AP fomenta que los participantes trabajen juntos en los planes y ofrece recomendaciones para mejorarlos. En algunas cofradías, se han llevado a cabo traslados de erizo para mejorar su calidad gonadal y para repoblar áreas sobreexplotadas, y ocasionalmente se han ensayado sistemas de rotación mensual y anual, aunque su efectividad no ha sido aún evaluada. Además, se ha realizado algunas evaluaciones a pequeña escala con la participación de los pescadores de erizo locales. En sentido amplio, en un contexto multiespecífico, se han creado reservas marinas de interés pesquero por iniciativa de los pescadores (García-Allut, 2009), quienes también participan en su gestión. Como se deriva de los resultados, el sistema de cuotas diarias es una regulación clave en este contexto, ya que permite estabilizar la CPUE de forma eficaz, aunque por si sola no es una medida limitadora del esfuerzo de pesca.

Pero el sistema aún necesita algunos ajustes para tener éxito. Esto queda patente al ver cómo a lo largo del tiempo (1997-2010) el actual sistema comunitario de licencias de pesca basado en TURFs no ha sido capaz de evitar ceses temporales de la actividad durante uno o varios años en cofradías de toda Galicia, especialmente en pesquerías con un volumen medio-bajo de descargas (Fig. 2.3). Este hecho evidencia la variabilidad espacio-temporal de la abundancia de erizo y la necesidad de adaptar el esfuerzo de pesca a la disponibilidad del mismo. Algunos de los problemas de la pesquería de erizo en Galicia que necesitan atención son los siguientes:

- El sistema de gestión actual de la mayoría de pesquerías de erizo en Galicia, obliga a todas o parte de las cofradías de la misma zona administrativa a agruparse y compartir sus territorios. Por ejemplo, las

cofradías de Camelle y Camariñas comparten sus territorios con Malpica, Corme, Laxe y Muxía en el área correspondiente a la zona administrativa VI (Fig. 2.1). La rivalidad entre cofradías obligadas a compartir sus territorios puede conducir al incumplimiento de las normativas, por ejemplo cuando se aumentó del precio en Camariñas para vender más capturas de las permitidas. Esta rivalidad también explica por qué los pescadores solicitan nuevas licencias independientemente de la percepción de los buceadores sobre el status de los stocks. En general esta actitud dificulta la participación y el consenso entre los usuarios, factores que deberían guiar el proceso de co-gestión.

- Como en muchas de las pesquerías de erizo de todo el mundo (Andrew et al., 2002) no existe información biológica procedente de la evaluación del stock, a pesar de ser una pieza clave para llevar a cabo una gestión efectiva. La AP toma las decisiones sobre el esfuerzo de pesca en base a las descargas diarias por embarcación referidas a zonas administrativas de cientos de km de línea de costa sin tener en cuenta que las dinámicas de población dentro de las unidades funcionales del stock actúan a escalas de 10-100 m (Fernández-Boán et al. 2013).

- Las propuestas y aportaciones que de los pescadores hacen para mejorar la producción sólo se recogen en los planes de explotación de cofradías o zonas administrativas con stocks sobre-explotados. A menudo se trata de propuestas vagas e imprecisas sobre la realización de traslados para repoblar zonas sobre-explotadas, que solicitan y esperan una regulación por parte de la administración. Las iniciativas que han sido implementadas no han sido evaluadas. Los planes de explotación suelen ser diseñados por una o pocas

personas, lo que restringe en gran medida su valor como herramienta de gestión (FAO, 1995).

En las pesquerías del erizo gallegas la clave para lograr un manejo sostenible y eficiente del recurso podría ser un ajuste en la escala de los TURFs (junto con el actual sistema comunitario de licencias de pesca). Son numerosas las experiencias de éxito a nivel mundial que han demostrado que los TURFs y otras medidas de gestión espacialmente explícitas son los mecanismos de regulación del esfuerzo con los mayores beneficios potenciales (Andrew et al., 2002; Defeo y Castilla, 2005; Hilborn et al., 1995; Miller y Nolan, 2008; Prince et al., 1998; Prince y Hilborn, 1998; San Martín et al., 2010). Además esta medida se ha solicitado desde algunas cofradías, y sería fácil de implementación en la pesquería de erizo porque los pescadores están acostumbrados al uso de territorios de pesca exclusivos que se utilizan en la gestión de otros recursos que explotan durante la época de veda del erizo (entre Mayo y Septiembre). El éxito de este modelo depende del diseño de los territorios, que debería estar basado en la estructura espacial del recurso y en las áreas geográficas históricamente utilizadas por cada cofradía (Hilborn et al., 1995). Los criterios biológicos, ecológicos y socioeconómicos deberían de combinarse en un sistema adaptativo de co-gestión entre la AP y los pescadores.

Para que la responsabilidad de la pesquería fuese verdaderamente compartida, es necesario un cambio en algunas de las actitudes y comportamientos. Eliminar la rivalidad entre cofradías mediante TURFs es el primer paso, pero también sería necesario fomentar la participación de los pescadores en la monitorización y en la evaluación de los stocks. Por último,

y no por ello menos importante, es necesario mejorar la coordinación entre los diferentes actores participantes en el sistema de gestión. Es esencial reforzar la figura de las asistencias técnicas y tener en cuenta sus aportaciones y sugerencias (Macho et al., 2010) para que puedan llegar a ser un verdadero agente de cambio (Prince, 2003).

Finalmente, como se ha recomendado en pesquerías de otras especies de erizo (Perry et al., 2002), debería de existir un reconocimiento de la escala temporal apropiada, del tal forma que las medidas de gestión correspondan a campañas de pesca y no a años naturales, como se viene haciendo hasta ahora.

En conclusión, el sistema actual de co-gestión entre las cofradías y la autoridad pesquera en la pesquería de erizo de Galicia, presenta beneficios potencialmente altos, sobre todo porque promueve la cooperación entre la autoridad pesquera y los pescadores, permitiendo que éstos últimos tomen un papel activo en la gestión de los recursos que explotan. Sin embargo en esta etapa de la pesquería de erizo, la capacidad organizativa de los pescadores para diseñar y ejecutar propuestas de mejora de la gestión del recurso es todavía baja y en general, se tiende a adoptar una actitud pasiva. Por otra parte la autoridad pesquera basa su gestión (sistema de cuotas diarias, permisos de pesca y número máximo de días de pesca) en series temporales de capturas diarias por embarcación referidas a zonas administrativas de cientos de kilómetros de línea de costa, en vez de utilizar información biológica que debería ser obtenida en evaluaciones de los stocks. Un ajuste en la escala de los TURFs, junto con el actual sistema comunitario de licencias de pesca, tendría un alto potencial para la pesquería

de erizo de Galicia y sería fácil de implementar porque los pescadores están acostumbrados a utilizar territorios exclusivos de pesca en la gestión de otros recursos. Los territorios deberían asignarse en función de la estructura espacial del recurso y de las áreas geográficas utilizadas por cada cofradía, combinando criterios biológicos, ecológicos y socio-económicos en un sistema de co-gestión adaptativa entre la AP y los pescadores de erizo. Otras regulaciones (método de explotación, talla mínima, veda temporal, límites batimétrico y horario) se establecieron con carácter retrospectivo en conformidad con prácticas de pesca de uso común, y actualmente no repercuten sobre el esfuerzo de pesca.

**Capítulo 3. La dinámica de la flota en la pesquería de erizo
de mar *Paracentrotus lividus* en Galicia.**

3.1. Introducción

El estudio de la dinámica de las flotas ha recibido poca atención al margen de un pequeño cuerpo de literatura primaria (ver Hilborn y Walters, 1992), donde el proceso de pesca se describe como la secuencia de acciones a través de las cuales un recurso pesquero es localizado, extraído y mermando (“depleted”) por una fuerza pesquera compuesta por unidades discretas de pesca (Orensanz y Jamieson, 1998). En pesquerías de recursos bentónicos sedentarios que se desarrollan mediante buceo, la localización de los stocks por parte de la flota es relativamente fácil debido a la estructura espacial fuerte (formando agregaciones) y persistente (por su comportamiento sedentario) que presentan las especies sobre las que operan. Además, estos stocks suelen ser muy accesibles para los buceadores, haciendo que este tipo de pesquerías sean particularmente sensibles a la sobreexplotación (Prince et al., 1998; Prince y Hilborn, 1998).

Tradicionalmente se ha considerado que existen una serie de factores que determinan el patrón de la distribución espacial del esfuerzo de pesca, como son la abundancia del recurso, distancia al puerto base, accesibilidad, exposición, profundidad, etc. (Willen, 1979; Hilborn, 1985, 2007). Otro factor que condiciona la distribución del esfuerzo en pesquerías que se desarrollan mediante buceo, especialmente buceo semiautónomo, es el viento, que hace derivar la embarcación en superficie mientras el buzo permanece en el fondo, dificultando las tareas de recolección. Además, en pesquerías donde las gónadas son la parte consumible y de interés comercial, probablemente el rendimiento gonadal también sea un factor determinante porque (1) el mercado demanda un mínimo de calidad y tamaño y, (2) los patrones reproductivos pueden variar incluso a pequeña escala, en función

de las condiciones ambientales y poblacionales experimentadas por cada individuo (e.g. erizos: Keats et al., 1984; Guettaf et al., 2000; DFO, 2003; Ouréns et al., 2013a). Nuestra hipótesis es que los patrones espacio-temporales de la actividad pesquera están conectados con la variabilidad espacio-temporal del rendimiento gonadal, y por ello es de esperar que, aunque parte del stock alcanza un rendimiento gonadal por debajo de los estándares del mercado durante parte de la campaña de pesca, los buceadores son capaces de mantener, e incluso aumentar el rendimiento gonadal de las capturas a lo largo de la campaña seleccionando áreas de pesca en función de su conocimiento empírico sobre la variabilidad espacial y temporal del desarrollo y del rendimiento gonadal.

En este estudio analizamos los patrones espacio-temporales del proceso de pesca en una pesquería de gónadas que se desarrolla mediante buceo. Se trata de la pesquería costera artesanal (en el sentido de Freire y García-Allut, 2000) que explota erizo de mar (*Paracentrotus lividus*) en Galicia (Catoira, 1992, 2004; Freire et al., 2002; Fernández-Boán et al., 2012). Algunas de las medidas de gestión que regulan esta pesquería son una cuota diaria de 100 kilogramos por tripulante y día hasta un máximo de 300 kilogramos por embarcación, una talla mínima de 55 mm (diámetro del caparazón sin espinas) y un límite batimétrico de hasta 12 m de profundidad (consultar Introducción de la tesis para información detallada de las medidas de gestión). La disparidad de las tendencias en las descargas de las cofradías que explotan erizo en Galicia (Figs. 2.2 y 2.3 del Capítulo 2; Fernández-Boán et al., 2012), indica que el estado de conservación de los stocks locales de erizo comercial es muy variable, y esto se puede traducir en diferencias

en los patrones espacio-temporales de la actividad de pesca, que analizaremos en este estudio.

El objetivo de este estudio es identificar los patrones espacio-temporales de la actividad pesquera (variabilidad entre cofradías, campañas, zonas de pesca y embarcaciones) en lo que se refiere a (1) el esfuerzo, las capturas, las tasas de capturas y profundidad de buceo (2) la estructura de tallas de las capturas, y (3) rendimiento gonadal de las mismas. En segundo término, analizaremos la relación entre la dinámica de la flota (cambios de ubicación del esfuerzo de pesca entre bancos de pesca a lo largo de la campaña) y algunos de los factores que tradicionalmente se han considerado determinantes en la distribución espacial del esfuerzo de pesca.

3.2. Metodos

3.2.1. Área de estudio:

Seleccionamos dos flotas gallegas de erizo que operan en territorios localizados en la parte central de la franja costera occidental de Galicia, en las zonas administrativas IV y V (Fig. 3.1). Se trata de las flotas asociadas a las cofradías de Porto do Son (PS) y Lira (L), que obtuvieron la mayor parte de las capturas de sus respectivas zonas administrativas entre 1997 y 2009 (73% y 93%, respectivamente) (www.pescadegalicia.com). Las tendencias de las descargas de estas dos confrarias (Figuras 2.2 y 2.3 del Capítulo 2 de esta tesis y Fernández-Boán et al., 2012) son bien diferentes: mientras que en PS se observan varios episodios de cese de la actividad (promovidos por los pescadores ante la falta de recurso; pescadores de PS, comunicación personal) producidos tras un gran pico en las descargas, en L las descargas han permanecido bastante estables durante los últimos 15 años. Por tanto, el

estado del stock en ambas cofradías difiere claramente, y este estudio es una buena oportunidad para comprobar la influencia de la situación del stock en la dinámica de la pesquería dentro de un mismo contexto en términos de gestión.

La identificación de los bancos de erizo en el territorio de cada cofradía se realizó en colaboración con los buceadores de cada cofradía, quienes proporcionaron información sobre la localización del recurso basada en su conocimiento y experiencia. Un banco de erizo se define como un área potencialmente disponible para la colonización por erizo y para su explotación comercial (áreas rocosas someras, por debajo de 12 m) con características ambientales diferentes a las de zonas adyacentes y/o separadas de otras por áreas sin erizo (zonas profundas o con sustrato arenoso continuo).

En Porto do Son los buceadores identificaron cuatro bancos de erizo (PS1 a PS4; Fig. 3.1). En Lira los buceadores no identificaron bancos de erizo, sino 34 sitios productivos discretos (Fig. 3.1), que son lugares con nombres locales de accidentes geográficos próximos. Estos sitios productivos se agruparon en seis bancos de erizo (L1 a L6; Fig. 3.1).

De cada banco de erizo, se estimó el área potencialmente disponible para la captura comercial de erizo utilizando ArcGis 9.2, una batimetría detallada obtenida por métodos hidroacústicos (Sánchez-Carnero et al., 2012) y cartas náuticas oficiales con información del tipo de sustrato (carta no. 926 del Instituto Hidrográfico de la Marina). Los bancos localizados en Lira fueron más extensos que los de Porto do Son porque existe una distribución

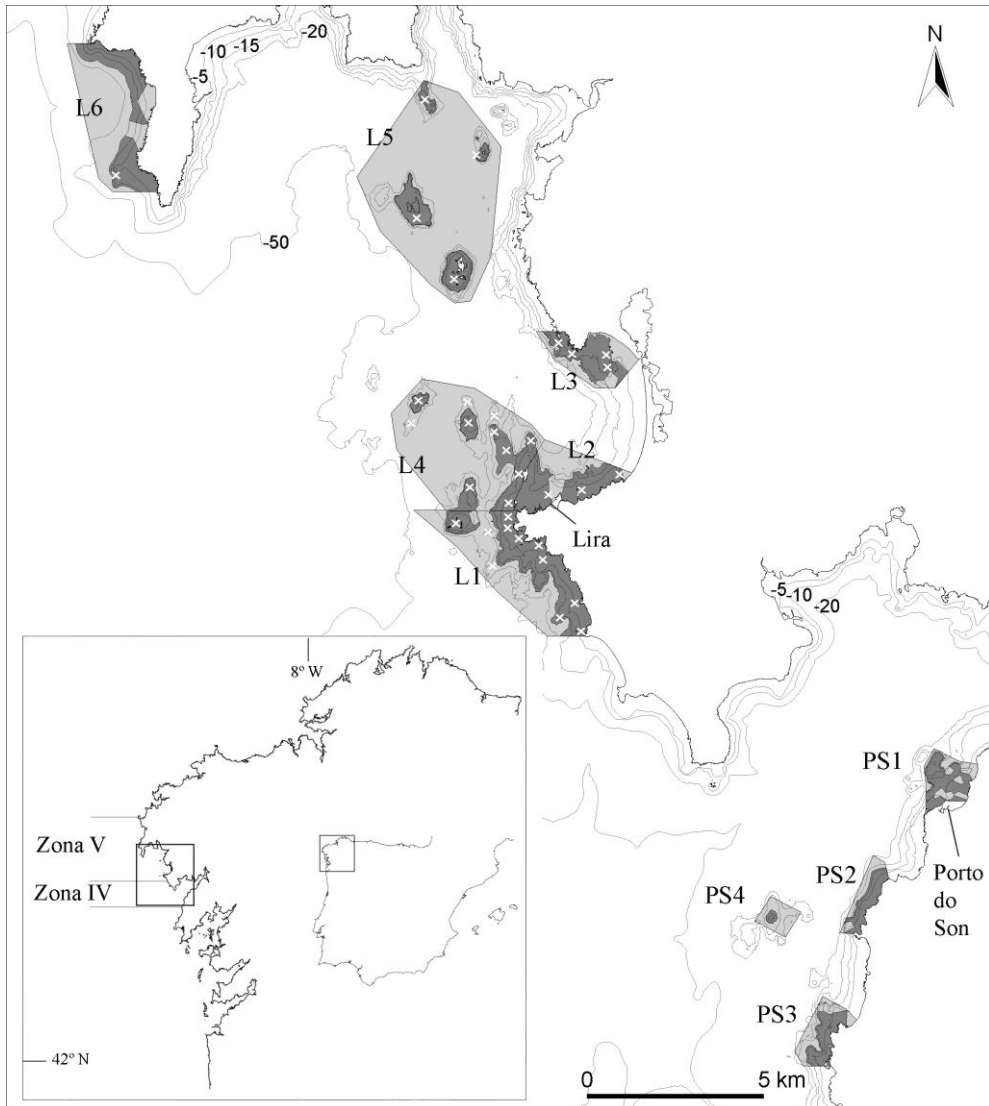


Figura 3.1. Área de estudio de las cofradías de Porto do Son y Lira, localizadas dentro de las Zonas administrativas IV y V, respectivamente. Se muestra el área potencialmente disponible para la explotación comercial de erizo (fondos rocosos a menos de 12 m; gris oscuro) y los bancos de erizo (gris claro), así como los sitios productivos discretos identificados por los buceadores de la cofradía de Lira en sus planes de explotación y gestión (“x” blancas).

diferencial del hábitat en las dos áreas de estudio: mientras que en Lira existen grandes extensiones continuas de sustrato rocoso a menos de 12 m de profundidad y multitud de bajos rocosos, en Porto do Son las zonas disponibles con esas características son de menor extensión, concentrándose en una estrecha franja adyacente a la línea de costa (Fig. 3.1).

3.2.2. Trabajo de campo

La flota que explota el erizo adscrita a las cofradías de Porto do Son y Lira estaba formada por ocho embarcaciones (cuatro en cada cofradía). Se monitorizó la actividad diaria de todas las embarcaciones, cuya tripulación estaba compuesta por un patrón y un buceador, con la excepción de dos embarcaciones (una por cofradía) que operaban con dos buceadores.

Las campañas de pesca en la pesquería de erizo de Galicia, se desarrollan entre Octubre y abril, si bien las condiciones climatológicas hacen que la mayor parte de la actividad se concentre entre Enero y Abril. La monitorización se llevo a cabo durante cuatro campañas de pesca, dos por cofradía, entre Enero y Abril de los años 2005 y 2006 en Porto do Son, y 2007 y 2008 en Lira. En adelante, nos referiremos a ellas como PS05, PS06, L07 y L08, respectivamente. Las primeras campañas de cada cofradía (PS05 y L07) se monitorizaron completamente (99% y 79% de los días de pesca de todas las embarcaciones, respectivamente), mientras que durante las siguientes (PS06 y L08) se monitorizaron el 41% y 34% de los días de pesca de todas las embarcaciones, respectivamente (Tabla 3.1).

Durante los días efectivos de pesca se recogió información en el puerto de cada cofradía sobre capturas (kilogramos embarcación⁻¹), número de

buceadores por embarcación, profundidad media de buceo, tiempo efectivo de pesca (tiempo en el que los buceadores permanecieron sumergidos, estimado por los propios buceadores) y localización geográfica de las capturas (posicionadas en cartas náuticas; escala 1:15000). Se midió diariamente el diámetro horizontal del caparazón sin espinas (calibre Vernier; ± 0.1 mm) en 50 individuos de cada embarcación seleccionados aleatoriamente de sus capturas (excepto en L08). En los casos en los que el recurso fue obtenido en más de un banco, se registraron los mismos datos para cada banco separadamente.

Tabla 3.1. Duración de las campañas de pesca monitorizadas, y periodo monitorizado en cada una. Se presenta la fecha de inicio y final, el número de días efectivos de pesca (Días) y la suma de los días de pesca de todas las embarcaciones (D x E). Entre paréntesis se muestran los días efectivos de pesca en los que tuvo lugar el inicio y el fin de la monitorización.

Campaña	Campaña de pesca				Periodo monitorizado			
	Inicio	Fin	Días	D x E	Inicio	Fin	Días	D x E
PS-2005	24 Ene	15 Abr	38	147	24Ene (1)	14 Abr (38)	38	145
PS-2006	16 Nov (2005)	26 Abr	51	160	19 Ene (16)	04 Abr (40)	17	65
L-2007	15 Ene	30 Abr	47	192	15 Ene (1)	30 Abr (47)	39	151
L-2008	Dec 12 (2007)	30 Abr	66	266	14 Mar (41)	30 Abr (65)	25	90

Para el estudio del rendimiento gonadal se analizaron muestras semanales de 10 machos y 10 hembras procedentes de las capturas comerciales de cada uno de los bancos de erizo visitados por los pescadores (excepto en L08). Cada espécimen fue medido (diámetro) y pesado (peso húmedo, ± 0.01 g). Se extrajeron las gónadas y se mantuvieron en papel de filtro durante 5 minutos para eliminar el exceso de agua. Se registró el peso fresco de las gónadas (± 0.001 g) y, después de 48 h a 60 °C, el peso seco (± 0.001 g). El sexo de cada individuo fue determinado macroscópicamente en fresco

examinando el color de los gametos liberados por las gónadas (Byrne, 1990, Palma y Arana, 1996).

3.2.3. Análisis de datos:

El rendimiento gonadal se determinó utilizando dos índices gonadales. El índice gonadal (IG), estimado como la relación entre el peso fresco de las gónadas y el peso total del erizo, que es el más utilizado tanto comercialmente como en la literatura (Míguez-Rodríguez y Catoira, 1986; Byrne, 1990; Lozano et al., 1995; Spirlet et al., 1998; Martínez et al., 2003; Montero-Torreiro y García-Martínez, 2003; Sánchez-España et al., 2004), y el índice gonadal estandarizado (IGE) definido por Ouréns et al. (2012) como el residuo de la relación alométrica entre el peso seco gonadal y el tamaño del individuo ($PS_{gon} = \alpha \cdot \text{diámetro}^\beta$). A diferencia del IG, el IGE tiene en cuenta el posible crecimiento alométrico de la gónada, por lo que es adecuado para comparar muestras con individuos de distinto tamaño, procedencia y/o momento. Los coeficientes de regresión utilizados para estimar el IGE ($\alpha = 0.006$ y $\beta = 1.47$), se obtuvieron mediante Nonlinear Least Squares (Bates y Chambers, 1992) a partir de una muestra de 1291 erizos procedentes de las capturas comerciales de Porto do Son y Lira.

Estimamos las capturas por unidad de esfuerzo (CPUE) utilizando el tiempo efectivo de pesca estimado por los buceadores y expresada en $\text{kg} \cdot \text{buceador}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$. Las comparaciones de los valores medios de IGE, CPUE, talla y profundidad entre las campañas de pesca de cada cofradía, se realizaron mediante ANOVAs de una vía y tests de Tukey como prueba post-hoc. Por otra parte, se analizaron las tendencias temporales del IGE, CPUE, tallas y profundidad a lo largo de las campañas PS05 y L07, por medio de

regresiones lineales entre la variable respuesta (IGE, CPUE, talla o profundidad) y los días de las campaña (variable respuesta = $a + b x$), para evaluar posibles variaciones relacionadas con el agotamiento del recurso a lo largo de las mismas.

Analizamos la variabilidad del rendimiento gonadal de las capturas (IGE), respecto a una serie de variables relacionadas con la variabilidad natural: sexo, profundidad, y a una serie de variables representativas del patrón de explotación: embarcación, banco de pesca. Partimos del modelo más complejo posible y realizamos un “backward step-wise” análisis (Zuur et al. 2009). Iniciamos todos los análisis aplicando un modelo de regresión lineal (ml) y obteniendo las gráficas estándar de validación del modelo (Zuur et al., 2009) para poder elegir una estructura de la varianza apropiada, ajustando el modelo mediante mínimos cuadrados generalizados (función *gls* en el paquete *nlmr* de R) (Piñeiro y Bates, 2000), o introduciendo una estructura de error gamma y una función link Identidad, cuando los residuos del modelo lineal presentaban tendencias. Para cada análisis empleamos un procedimiento de eliminación hacia atrás con el fin de seleccionar las variables que afectaban a la estructura fija del modelo. El modelo mínimo adecuado fue seleccionado por comparaciones criterio de Akaike (AIC, Akaike, 1974) y el criterio bayesiano (BIC, Schwarz, 1978), y cuando los modelos eran anidados, empleamos un test *F* para comprobar la mejora de la razón de probabilidad (likelihood ratio), a un nivel de significación estadística de 0.01.

El mismo protocolo y batería de variables explicativas (excepto el sexo, sólo incluida para modelar el IGE) se empleó para evaluar la variabilidad

encontrada en la CPUE, talla y profundidad media de buceo. En resumen, los modelos ajustados inicialmente fueron los siguientes:

$$\text{IGE} = a + b (\text{Banco}) + c (\text{Embarcación}) + d (\text{Profundidad}) + e (\text{Sexo})$$

$$\text{CPUE} = a + b (\text{Banco}) + c (\text{Embarcación}) + d (\text{Profundidad})$$

$$\text{Talla} = a + b (\text{Banco}) + c (\text{Embarcación}) + d (\text{Profundidad})$$

$$\text{Profundidad} = a + b (\text{Banco}) + c (\text{Embarcación}) + d (\text{Profundidad})$$

Cada uno de ellos se ajustó para las campañas PS05 y L07 separadamente. La variable *Banco* tiene cuatro niveles en Porto do Son (PS1-PS4) y seis en Lira (L1-L6); la variable *Embarcación* tiene cuatro niveles en ambas cofradías; la *Profundidad* entre 1 y 20 m en ambas; y finalmente la variable *Sexo* tiene dos niveles: hembras y machos. Todos los análisis fueron realizados utilizando el software R (versión 2.15.3; R Development Core Team, 2008).

3.3. Resultados

3.3.1. Rendimiento gonadal

Los valores medios de IGE (Tabla 3.2) variaron significativamente entre campañas de pesca (ANOVA, g.l. = 2, $F = 41.6$, $p < 0.01$), mostrando valores más altos en las dos campañas analizadas en Porto do Son, en torno a 0.25 g que en Lira, donde fueron de -0.27 g. Por otra parte, no se detectaron diferencias significativas entre las dos campañas de Porto do Son ($p > 0.05$).

Las tendencias temporales del rendimiento gonadal fueron significativas en las dos cofradías ($R^2 = 0.033$, $p = 0.00045$, en PS05, y $R^2 = 0.008$, $p =$

0.0079 en L07). La ecuación obtenida en PS05 mostró una correlación negativa, mientras que en L07, fue positiva (Fig. 3.2), si bien en ambos casos la variabilidad explicada es muy baja dada la gran dispersión de los datos.

Tabla 3.2. Valores medios de los índices gonadosomáticos: IG, índice gonadal, e IGE, índice gonadal estandarizado, en los bancos de las cofradías de Porto do Son y Lira, en diferentes campañas de pesca.

Cofradía	Banco	IG (%)				IGE (g)			
		2005		2006		2005		2006	
		Media	SE	Media	SE	Media	SE	Media	SE
Porto do Son	P1	9.4	0.3	9.5	0.3	-0.18	0.58	0.02	0.71
	P2	9.9	0.3	11.3	0.4	0.36	0.92	0.67	0.86
	P3	9.6	0.2	8.5	0.6	0.58	1.25	-0.03	1.16
	P4	6.7	0.4	8.3	0.4	-0.57	0.81	0.52	0.17
	Total	9.5	0.1	9.4	0.2	0.28	1.09	0.24	0.99
Lira		2007				2007			
	L1	8.6	0.3			-0.36	0.95		
	L2	11.1	0.4			0.28	0.85		
	L3	9.4	0.3			-0.28	0.78		
	L4	7.2	0.3			-0.67	1.23		
	L5	8.5	0.4			-0.48	1.19		
	L6	9.2	0.3			-0.11	1.01		
Total	9.0	0.1			-0.27	1.02			

Según el protocolo descrito en el apartado anterior, los modelos que mejor recogen la variabilidad del IGE en ambas cofradías, son los descritos en la Tabla 3.3. En ambos casos, el banco explica la mayor parte de la variabilidad del IGE, como indica el p-valor (Tabla 3.3). Uno de los bancos de cada cofradía (PS3 y L2), presentó valores medios de IGE significativamente mayores que el resto de bancos de la misma cofradía (Tabla 3.3).

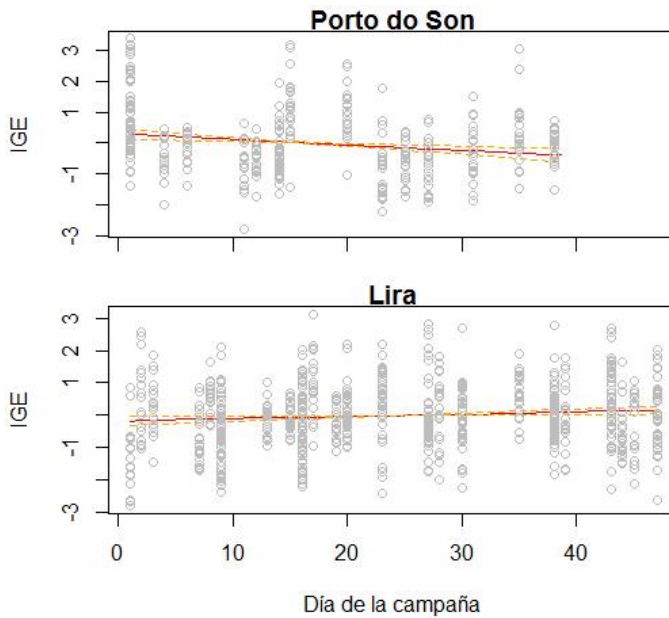


Figura 3.2. Tendencias del IGE (índice gonadal estandarizado, g) a lo largo de las campañas de pesca 2005 en Porto do Son (PS05) y 2007 en Lira (L07). Las líneas son las regresiones lineales ajustadas para cada campaña (ecuación en texto; PS05: $a = -0.0178 x + 0.5576$, $R^2 = 0.033$, $p = 0.000451$; L07: $a = -0.0071 x - 0.4526$, $R^2 = 0.008$, $p = 0.00787$). Los puntos grises son los residuos parciales del modelo.

En Lira, los bancos L4 y L5 registraron valores medios de IGE significativamente menores al resto, mientras que entre la mayor parte de ellos las diferencias no fueron significativas, al igual que entre el resto de bancos. La profundidad ejerció un efecto negativo sobre el rendimiento gonadal en PS05, descendiendo -0.17 g por metro de profundidad. En L07, los machos presentaron un IGE 0.35 g mayor que las hembras y apenas se detectaron diferencias en el IGE entre embarcaciones en ambas zonas de estudio (Tabla 3.3).

Tabla 3.3. Coeficientes estimados mediante GLM para modelar los valores de IGE procedentes de capturas comerciales de *P. lividus* de las cofradías de Porto do Son (PS05, arriba) y Lira (L07, abajo). Se tomó como referencia el Banco PS1 y la Embarcación 2 en Porto do Son, y el Banco 1, la Embarcación 2 y las Hembras en Lira.

	Valor estimado	S.E.	t	P
Intercepto	0.458	0.160	2.861	0.004
PS2	0.381	0.186	2.053	0.041
PS3	1.170	0.169	6.908	2.58E-11
PS4	1.049	0.330	3.181	0.002
Embarcación1	-0.381	0.217	-1.755	0.080
Embarcación3	0.383	0.155	2.476	0.014
Embarcación4	0.091	0.154	0.591	0.555
Profundidad	-0.173	0.027	-6.339	7.69E-10

R² ajustado = 0.226

	Valor estimado	S.E.	t	P
Intercepto	0.108	0.102	1.054	0.2923
L1	-0.645	0.117	-5.495	5.45E-08
L3	-0.567	0.125	-4.520	7.25E-06
L4	-1.013	0.146	-6.924	9.87E-12
L5	-0.763	0.135	-5.628	2.63E-08
L6	-0.394	0.135	-2.910	0.00373
Machos	0.351	0.072	4.895	1.22E-06

R² ajustado = 0.106

3.3.2. Tasas de capturas

La CPUE (Tabla 3.4) varió significativamente entre campañas de pesca (ANOVA, g.l. = 3, $F = 21.4$, $p < 0.01$), siendo mayor en L07 (174.3 kg buceador⁻¹ h⁻¹) que en el resto de campañas monitorizadas (125.8 ± 54.1 (s.d.) kg buceador⁻¹ h⁻¹, tres campañas agrupadas).

Las tendencias de la CPUE a lo largo de las campañas de pesca fueron significativas en L07, mostrando una correlación positiva (CPUE = 2.84 x + 124.9; R² = 0.103, $p < 0.001$). En PS05 la CPUE permaneció estable a lo largo de la campaña de pesca ($p = 0.2$).

Tabla 3.4. Datos pesqueros de descargas (tm) y esfuerzo (CPUE; kg-buceador⁻¹ h⁻¹) para cada banco y campaña.

Cofradía	Banco	Descargas				CPUE			
		2005		2006		2005		2006	
		Total	%	Total	%	Mean	SE	Mean	SE
Porto do Son	PS1	4.4	12.4	5.9	41.3	183.2	18.6	107.7	6.8
	PS2	2.3	6.4	1.3	9.0	101.8	10.0	158.9	30.3
	PS3	27.9	78.6	2.3	16.0	116.7	3.5	119.5	4.9
	PS4	1.0	2.7	4.9	33.8	96.9	12.9	98.1	7.1
	Total	35.5		14.4		123.3	4.1	111.1	5.0
		2007		2008		2007		2008	
Lira	L1	14.1	38.4	10.6	53.7	198.0	15.9	109.9	9.1
	L2	5.6	15.3	3.9	19.7	212.1	25.5	176.1	12.4
	L3	8.2	22.3	0.8	4.0	123.0	11.6	160.0	28.3
	L4	1.9	5.1	0.6	3.0	87.5	19.3	200.0	0.0
	L5	1.3	3.6	1.9	9.6	141.1	18.6	158.5	19.4
	L6	5.7	15.5	2.0	10.0	194.4	28.7	167.3	26.3
	Total	36.8		19.8		174.3	9.3	140.4	7.1

Los modelos que mejor explicaron la variabilidad de la CPUE en PS05 y L07 no incluyeron la profundidad (Tabla 3.5). En PS05, la CPUE registrada en el banco PS1 (183.2 kg buceador⁻¹ h⁻¹) fue significativamente mayor que la del resto de bancos (115.0 kg buceador⁻¹ h⁻¹, tres bancos agrupados), entre los que no se detectaron diferencias; en L07 se detectaron diferencias significativas entre la CPUE de algunos bancos, siendo las diferencias del orden de 40 kg buceador⁻¹ h⁻¹. En ambas cofradías, la CPUE varió, prácticamente entre todas las embarcaciones (Tabla 3.5).

Tabla 3.5. Coeficientes estimados mediante GLM para modelar los valores de CPUE (kg buceador⁻¹ h¹) de los buceadores de las cofradías de Porto do Son (arriba; PS05) y Lira (abajo; L07). Se tomaron como referencia los Bancos y las Embarcaciones #1.

	Valor estimado	SE	t	P
Intercepto	202.0	12.3	16.39	< 2e-16
PS2	-43.4	14.3	-3.03	0.002969
PS3	-51.6	11.2	-4.60	1.01E-05
PS4	-71.5	15.5	-4.61	9.81E-06
Embarcación2	-65.6	8.2	-8.01	7.22E-13
Embarcación3	-33.3	8.8	-3.81	0.000218
Embarcación4	-36.0	8.8	-4.11	7.17E-05

Parámetro de dispersión para la familia Gamma = 0.0626

	Valor estimado	SE	t	P
Intercepto	263.0	19.3	13.62	< 2e-16
L2	-44.5	24.0	-1.86	0.065549
L3	-37.2	12.2	-3.05	0.002787
L4	-38.1	15.1	-2.53	0.01269
L5	-26.2	43.6	-0.60	0.548726
L6	-27.3	14.8	-1.84	0.067658
Embarcación2	165.9	19.2	-8.65	1.86E-14
Embarcación3	-74.1	21.6	-3.43	0.000821
Embarcación4	32.7	26.9	1.22	0.224956

Parámetro de dispersión para la familia Gamma = 0.192

3.3.3. Tamaño corporal de las capturas

La talla media de las capturas comerciales (Tabla 3.6) no difirió significativamente entre campañas (ANOVA, g.l. = 2, $F = 21.2$, $p < 0.01$), y aumentó ligeramente a lo largo de las mismas (Talla = $0.06 x + 64.9$; $R^2 = 0.009$, $p < 0.001$ en PS05, y Talla = $0.02 x + 63.7$; $R^2 = 0.002$, $p < 0.001$ en L07).

Los modelos que mejor explicaron la variabilidad de la talla incluyeron el banco, la profundidad y la embarcación (Tabla 3.7): tanto en PS05 como en L07 el tamaño de los erizos varió significativamente entre bancos, siendo

ésta la variable que explicó el mayor porcentaje de variabilidad. En Porto do Son los erizos de mayor tamaño se capturaron en PS4 (73.8 mm) y los menores en PS1 (58.7 mm), mientras que en Lira los de mayor tamaño se capturaron en L6 (69.6 mm) y los menores en L3 (59.6 mm) (Tabla 3.7).

Tabla 3.6. Valores medios de la talla corporal (diámetro máximo del caparazón sin espinas; mm) de las capturas comerciales en los diferentes bancos y campañas de pesca. No se midieron erizos durante la campaña 2008 en Lira.

Cofradía	Banco	Talla			
		2005		2006	
		Media	SE	Media	SE
Porto do Son	PS1	58.7	0.1	58.1	0.1
	PS2	60.7	0.2	60.6	0.3
	PS3	68.0	0.1	66.3	0.3
	PS4	73.8	0.3	71.2	0.2
	Total	66.0	0.1	63.0	0.1
		2007			
Lira	L1	64.9	0.2		
	L2	61.3	0.2		
	L3	59.6	0.2		
	L4	67.6	0.3		
	L5	65.2	0.4		
	L6	69.6	0.2		
	Total	64.4	0.1		

La talla de las capturas varió entre embarcaciones, especialmente en Porto do Son, mientras que en Lira sólo la Embarcación 3 capturó erizos de tamaño significativamente mayor que el resto de embarcaciones (Tabla 3.7). Las diferencias en el tamaño de las capturas entre embarcaciones fueron de menor magnitud que las diferencias entre bancos, ya que las primeras estuvieron siempre por debajo de 3.1 mm y las segundas alcanzaron 11.2 mm (Tabla 3.7). La profundidad tuvo un efecto significativo en el tamaño corporal, siendo los erizos de mayor tamaño, los que se localizan a

profundidades mayores, con un incremento de 0.45 mm con cada metro de profundidad (Tabla 3.7).

Tabla 3.7. Coeficientes estimados mediante GLM para modelar el tamaño (diámetro máximo sin espinas; mm) de los erizos procedentes de las capturas comerciales de las cofradías de Porto do Son (PS05; arriba) y Lira (L07; abajo).

	Valor estimado	SE	t	P
Intercepto	57.29	0.19	298.72	2.00E-16
PS2	3.24	0.27	12.20	2.00E-16
PS3	7.73	0.19	40.27	2.00E-16
PS4	11.24	0.45	24.94	2.00E-16
Embarcación2	-1.97	0.18	-10.80	2.00E-16
Embarcación3	-0.25	0.17	-1.50	0.135
Embarcación4	1.19	0.18	6.52	5.00E-12
Profundidad	0.45	0.02	20.86	2.00E-16

$R^2 = 0.337$

	Valor estimado	SE	t	P
Intercepto	62.95	0.30	206.94	< 2e-16
L2	-2.86	0.36	-7.92	2.93E-15
L3	-4.65	0.26	-18.05	< 2e-16
L4	1.19	0.40	2.97	0.00302
L5	0.22	0.39	0.58	0.56255
L6	3.05	0.32	9.55	< 2e-16
Embarcación2	-0.57	0.27	-2.09	0.0369
Embarcación3	0.78	0.28	2.80	0.00516
Embarcación4	-0.26	0.27	-0.95	0.34049
Profundidad	0.37	0.04	10.56	< 2e-16

$R^2 = 0.245$

3.3.4. Profundidad

La profundidad media de buceo varió significativamente entre campañas de pesca (ANOVA, g.l. = 3, $F = 11.45$, $p < 0.01$), siendo la profundidad media en L08 ($9.0 \pm$ (s.d.) 4.2 m) significativamente mayor ($p < 0.01$) que la de cualquier otra campaña (media 6.3 ± 4.0 m, tres campañas agrupadas), entre

las cuales no se detectaron diferencias significativas ($p > 0.01$). Tanto en PS05 como en L07, la profundidad permaneció estable a lo largo de la campaña de pesca ($p > 0.2$).

En los modelos que explican la variabilidad de la profundidad, sólo el banco resultó explicar parte de esa variabilidad ($R^2 = 0.294$, $p < 0.01$). En PS05 la profundidad varió significativamente entre todos los bancos excepto entre PS1 y PS2, siendo el banco PS4 el que presentó profundidades mayores (12.3 m, Tabla 3.8, Fig. 3.3). En L07 los bancos L4 y L6 presentaron profundidades de buceo significativamente mayores que el resto, y no significativas entre si (media 11.1 ± 3.7 m, los dos bancos agregados). El rango de profundidades en la mayoría de los bancos de Lira fue muy superior al de la mayor parte de bancos de Porto do Son: en general el SE fue del orden de 2 veces superior (Tabla 3.8).

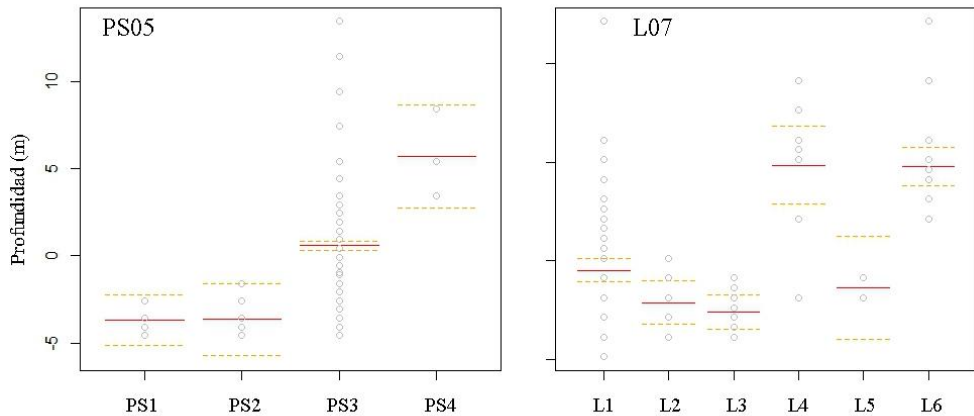


Figura 3.3. Representación gráfica de los coeficientes estimados mediante GLM para modelar la profundidad media de buceo (m) en las cofradías de Porto do Son (PS05) y Lira (L07).

Tabla 3.8. Valores medios de la profundidad diaria de buceo (m) en los diferentes bancos y campañas de pesca.

Cofradía	Banco	Profundidad			
		2005		2006	
		Media	SE	Media	SE
Porto do Son	P1	2.9	0.21	2.9	0.1671
	P2	2.9	0.39	4.3	1.0614
	P3	7.2	0.32	5.3	1.423
	P4	12.3	1.05	13	0.4146
	Total	6.6	0.31	6.6	0.6155
		2007		2008	
Lira	L1	5.5	0.45	8.7	0.477
	L2	4	0.31	7.9	0.8947
	L3	3.5	0.2	4.6	0.55
	L4	11.1	1.24	12.5	0
	L5	4.4	0.63	7.3	1.5
	L6	11.2	0.75	15	1.4546
	Total	5.9	0.31	9	0.4427

3.3.5. Patrones espacio-temporales de la actividad pesquera

La actividad diaria de cada embarcación se concentró normalmente en un único banco entre el 92.4 y el 100% de los viajes de pesca monitorizados en cada campaña. Durante la campaña 2005 en Porto do Son la explotación de erizo se concentró en el banco PS3 (Fig. 3.4) donde se obtuvieron 27.9 tm de erizo, más que en ningún otro banco de cualquiera de las dos cofradías, donde como máximo se extrajeron 14.1 tm (en L1 durante L07, Tabla 3.4). El área potencialmente disponible para la captura comercial de erizo en PS3 y L1 de de 0.90 y 3.82 km², respectivamente. Durante la campaña PS06 (Fig. 3.4) los pescadores se explotaron los cuatro bancos de erizo más homogéneamente, mostrando un patrón más parecido al observado en las dos campañas de Lira (Fig. 3.5). Excepto en PS05, en el resto de campañas los buceadores operaron en tres o cuatro bancos por campaña y dejaron uno o dos casi sin explotar (Fig. 3.4 y 3.5).

Durante la campaña 2006 en Porto do Son, los buceadores pescaron en PS1 durante tres días y después se desplazaron a PS4 durante cuatro días. Durante el resto de la campaña los buceadores prácticamente no seleccionaron el mismo banco dos días seguidos, y el banco PS3, intensamente explotado durante la campaña anterior fue mucho menos visitado.

En Lira la localización espacial del esfuerzo varió entre bancos a lo largo de toda la campaña 2007. La secuencia general de la distribución del esfuerzo de pesca fue: L2 durante los primeros 5 días de campaña, L1 durante los siguientes 5 días, L3 durante veinte días, L1 de nuevo durante 10 días y finalmente L6 (Fig. 3.5). Dieciséis de los veintiocho viajes de pesca a L6 se realizaron en los 10 últimos días de campaña. Los bancos de L4 y L5 solo fueron visitados 8 y 9 veces (días por embarcación), respectivamente.

En base al porcentaje de descargas (Tabla 3.4) se puede diferenciar la existencia de bancos principales (>10% de las descargas) y bancos secundarios (<10%). El rendimiento gonadal de los bancos secundarios presentó mayor variabilidad que en los bancos principales (Fig.3.6).

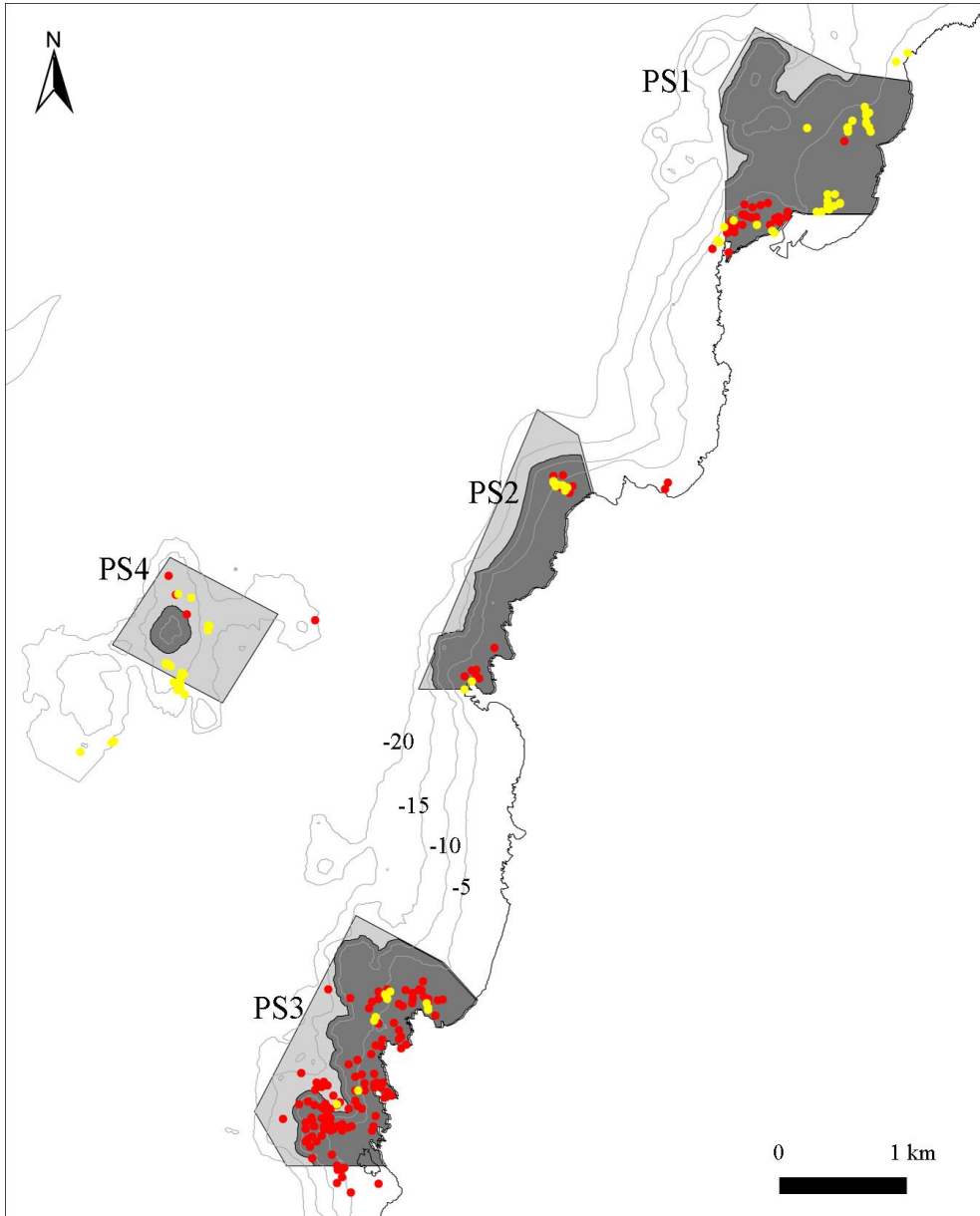


Figura 3.4. Localizaciones de las capturas diarias por embarcación (cuatro embarcaciones) en la cofradía de Porto do Son durante las campañas 2005 (puntos rojos; PS05 en el texto) y 2006 (puntos amarillos; PS06).

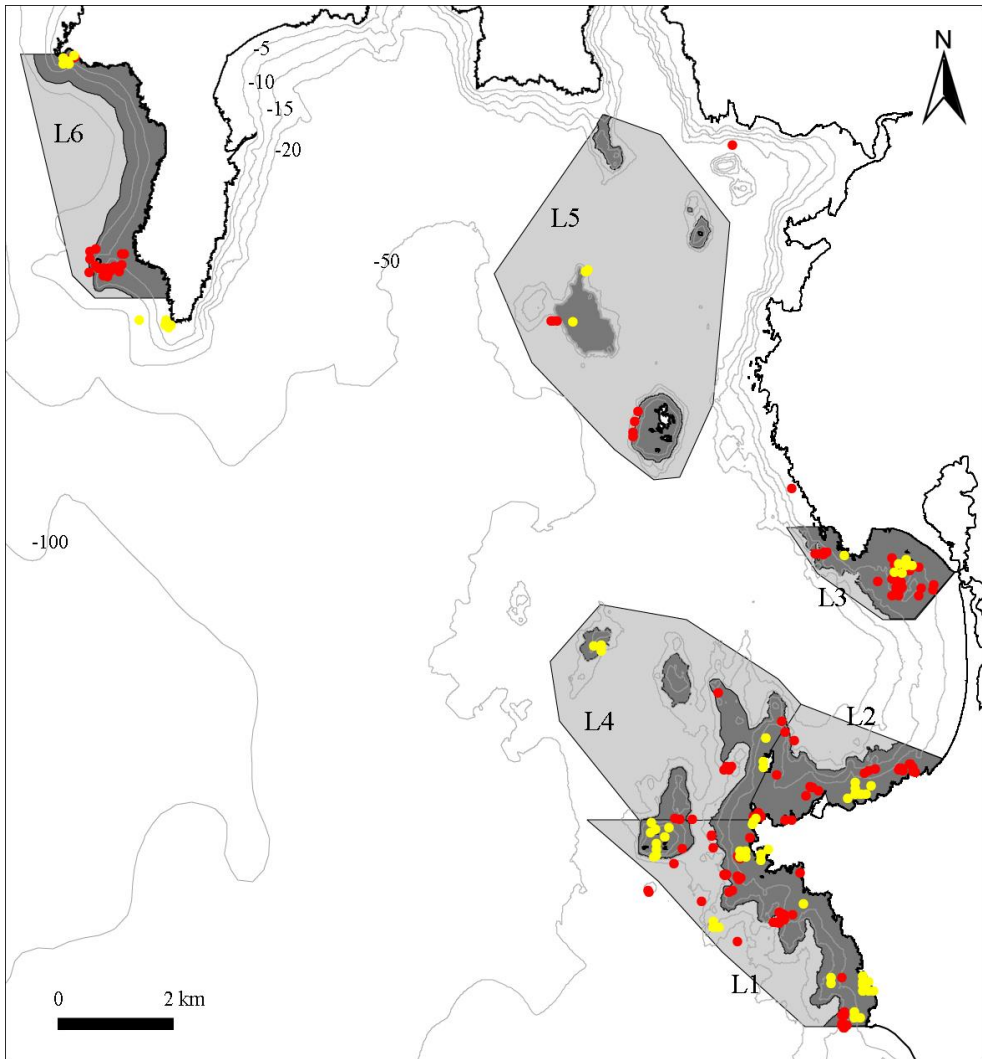


Figura 3.5. Localizaciones de las capturas diarias por embarcación (cuatro embarcaciones) en la cofradía de Lira durante las campañas 2007 (puntos rojos; L07 en el texto) y 2008 (puntos amarillos; L08).

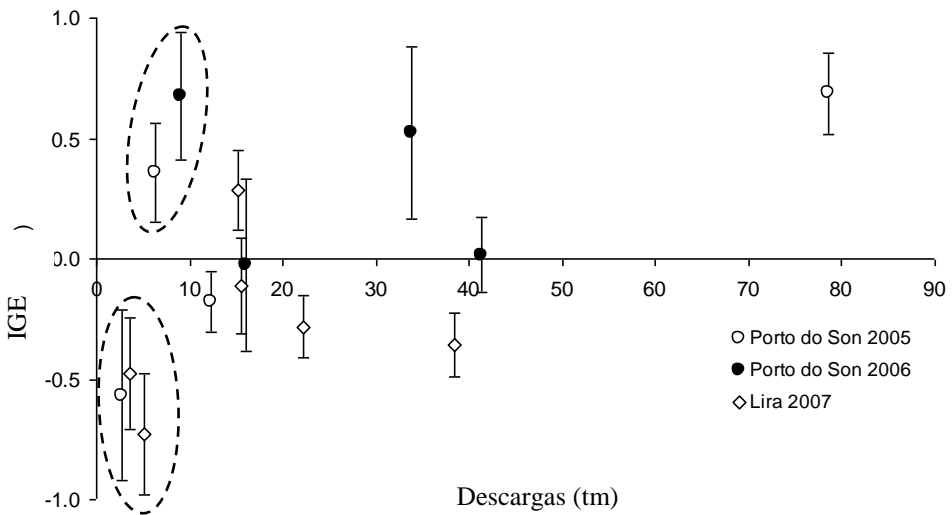


Figura 3.6. Relación ente el porcentaje de descargas por embarcación en cada banco y campaña, y la media del Índice gonadal estandarizado (IGE; g). Las barras son los intervalos de confianza al 95%. Los círculos punteados con los bancos secundarios (capturas < 10%).

3.4. Discusión

Ouréns et al. (2011) han realizado una síntesis estadística de la información publicada sobre la reproducción de *P. lividus* a lo largo de su rango de distribución geográfica. Según estos autores, las poblaciones infralitorales del Atlántico presentan un ciclo anual del IG bien definido, con un rápido ascenso durante marzo y abril y un descenso durante el verano (Ouréns et al., 2011, su Fig. 5).

En este estudio se ha observado que el rendimiento gonadal de las capturas aumentó a lo largo de la campaña de pesca en Lira, una cofradía con una historia de explotación estable en cuanto a descargas (Fernández-Boán et al., 2012), demostrando que sus buceadores son capaces de incrementar el rendimiento gonadal de las capturas. Por lo tanto, los resultados de este

estudio apoyan la hipótesis de que la evolución temporal del rendimiento gonadal de las capturas difiere del patrón natural de las poblaciones submareales localizadas en las mismas latitudes durante el mismo periodo. Esta discrepancia se debe a que los buceadores seleccionaron activamente micro-stocks dentro de los stocks con rendimientos gonadales mínimos para su comercialización y esto fue posible por la existencia de variabilidad espacial y temporal del rendimiento gonadal a pequeña escala (entre micro-stocks o patches). El proceso de selección de patches se basa en el conocimiento empírico de los buceadores sobre el área de pesca y ciertos aspectos de la biología del recurso como la estructura espacial del stock y la variabilidad de su rendimiento gonadal. Es probable que los buceadores dispongan de mapas mentales de producción gonadal que les permitan identificar la relación entre el rendimiento gonadal y variables como la, la disponibilidad de alimento (estimada a partir de la abundancia de macroalgas) o densidad. Este conocimiento local se adquiere a partir de exploraciones *in situ* en tiempo real de la calidad gonadal para asegurar que las capturas erizo cumplan con las exigencias del mercado, tal como ha sido reportado en la pesquería de erizo chilena (Arana, 2005).

Por otra parte, nuestros resultados apoyan la hipótesis de que la abundancia del stock disponible para la explotación comercial en Porto do Son durante la campaña 2005 era baja y menor que en Lira (2007) porque (1) hubo un descenso en el rendimiento gonadal de las capturas en Porto do Son a lo largo de la campaña de pesca (contrario al patrón natural y la tendencia observada en Lira), que puede ser debido a que los mejores patches se explotaron y agotaron al principio de la campaña y los buceadores se vieron forzados a desplazarse a áreas donde la calidad gonadal del erizo era peor, y

(2) la baja abundancia de recurso en PS2 es el único argumento viable para explicar por qué un banco con uno de los mayores valores medios de IGE, localizado bastante cerca del puerto, con un grado de exposición al viento del NE intermedio y erizos mayores que en otros bancos más explotados, apenas fue explotado durante la campaña PS05. Además cuando la abundancia es un factor limitante al principio de la campaña, como parece suceder en Porto do Son, el esfuerzo se concentra espacialmente. Por eso el 78.6% de las capturas obtenidas durante la campaña 2005 procedían de un mismo banco (PS3).

El hecho de que la CPUE fuese sensiblemente menor en Porto do Son que en Lira, también podría ser un indicativo de una menor abundancia del stock comercial, sin embargo, a partir de datos obtenidos mediante dispositivos GPS (Fernández-Boán et al., 2013, Capítulo 4) referidos a la misma flota y campaña de pesca (L07 en el presente estudio), se estimó un valor de CPUE medio de $123.2 \pm 5.4 \text{ kg buceador}^{-1} \text{ h}^{-1}$, muy similar al registrado en PS05 durante el presente estudio ($123.3 \pm 47.4 \text{ kg buceador}^{-1} \text{ h}^{-1}$). Esto podría explicarse por la existencia de un sesgo importante en los datos de CPUE obtenidos por medio de entrevistas a pie de puerto a los pescadores de Lira, probablemente, porque los buceadores sobreestiman el tiempo efectivo de buceo, que sin embargo, se obtiene de forma muy precisa utilizando los dispositivos GPS.

Además de la abundancia hemos encontrado que el rendimiento gonadal es un factor determinante de la concentración del esfuerzo de pesca. Por encima de un rendimiento gonadal mínimo y apto desde un punto de vista comercial, y cuando la abundancia del recurso no es un factor limitante a

priori, los buceadores dirigen su esfuerzo a zonas lo más cercanas al puerto posible y protegidas de los vientos del NE.

El tamaño corporal y la CPUE parecen no influenciar el proceso de toma de decisiones de cambio de banco a lo largo de cada campaña porque (1) cualquier talla por encima del mínimo legal es comercialmente aceptada y las tallas más pequeñas fueron muy superiores a la talla mínima, (2) por que la CPUE es hiperestable en recursos espacialmente estructurados como se ha demostrado en éste (CPUE en Porto do Son fue estable a lo largo de la campaña a pesar del inminente cese de actividad) y otros muchos estudios (Hilborn y Walters, 1992, Orensanz y Jamieson, 1998, Miller y Nolan, 2008), incluso a la escala más fina posible (Fernández-Boán et al., 2013, Capítulo 4). Además la CPUE suele ser más dependiente de la idiosincrasia del comportamiento del buceador (dinámica de la flota) que de las dinámicas de la población y de la abundancia del stock (Keesing y Baker, 1998), lo cual es apoyado con nuestros resultados porque la embarcación fue la variable más fuertemente relacionada con la variabilidad de la CPUE.

Cuando la abundancia es un factor limitante al principio de la campaña, como parece suceder en Porto do Son, el esfuerzo se concentra espacialmente dirigido únicamente por la abundancia del recurso. Cuando la abundancia no es un factor limitante, como parece suceder en Lira, los cambios entre bancos principales en la misma campaña estuvieron dirigidos también por otros factores, fácilmente deducibles de la secuencia de cambios entre bancos en Lira durante la campaña 2007: la explotación empezó en el banco L2, el más cercano al puerto de Lira, el de mayor IGE y uno de los bancos con erizos de menor tamaño. Como es el banco más

expuesto a la acción del viento (junto con L4) la explicación más razonable de que el esfuerzo se desplazase a uno de los bancos más protegidos de la acción del viento (L1) sólo cinco días después de haber iniciado su explotación, es la entrada de vientos del NE intensos en el área de estudio. L3 también podría haber sido elegido porque está menos expuesto, y el valor medio de IGE fue mayor, pero los buceadores seleccionaron pescar en la zona norte del banco L1 porque está más cerca del puerto que el banco L3.

La explotación de L1 fue breve, ya que cinco días de campaña después, la explotación se desplazó hacia L3 donde permaneció durante unos treinta días de campaña. Es probable que este cambio se debiese a un descenso en la abundancia en la zona norte del L1 (no en todo él porque la explotación se retomó más tarde); podían haberse desplazado hacia el sur, pero ello implicaba igual coste de desplazamiento que a L3, así que seleccionaron la zona más protegida y con IGE mayor a pesar de que la talla media de las capturas fuese menor.

La explotación retornó a L1 y permaneció allí alrededor de 15 días de campaña a pesar del bajo rendimiento gonadal de sus capturas. Esto sucedió probablemente, por el descenso en la abundancia del stock comercial de L3. En los últimos 15 días de campaña los buceadores se desplazaron a L6, el banco más alejado del puerto de Lira. Parece que el incremento del coste de desplazamiento se vio compensado por una mejora en la calidad de las capturas, que registraron uno de los mayores valores IGE, además de ser los erizos de mayor tamaño. Además es probable que los erizos fueran más abundantes que en otros bancos porque fue un banco poco explotado

durante la campaña. Los días de campaña en los que los buceadores se desplazaron a L6 corresponden a abril, cuando las condiciones climáticas tienden a mejorar y con ello aumentan las posibilidades de acceso a este banco, que es el más expuesto.

En resumen, la selección diaria entre bancos principales en un área sobre-explotada (Porto do Son) estuvo dirigida únicamente por la abundancia del recurso, mientras que en un área con un buen estado de conservación de sus stocks (Lira), además de la abundancia otros factores guiaron la selección diaria entre bancos principales, principalmente dirigidos a abaratar los costes de desplazamiento y a minimizar la exposición al viento predominante en la zona con el fin de facilitar el desarrollo de la actividad de pesca. Por el contrario el tamaño corporal y las tasas de capturas fueron secundarios en la toma de decisiones de los buceadores.

Capítulo 4. Monitorizando el proceso de pesca en la pesquería mediante buceo del erizo de mar en Galicia.

4.1. Introducción

Las pesquerías bentónicas a pequeña escala (“S fisheries”; Orensanz et al, 2005) son una familia particular de pesquerías caracterizada por la importancia del proceso espacial, que incluye estructuras espacialmente completas y dinámicas de los stocks que son objeto de estas pesquerías, la heterogeneidad y persistencia de los efectos de la pesca sobre poblaciones locales, y el comportamiento de las flotas, particularmente en los que se refiere a los patrones de distribución del esfuerzo de pesca. La provisión de soporte científico a las S fisheries puede suponer un reto (Freire et al., 2002). Las evaluaciones externas a la pesquería, necesarias por ejemplo en los sistemas de cuotas, pueden ser extremadamente caras y logísticamente complicadas (Freire y García-Allut, 2000; Parma et al., 2003; Mundy, 2005). Por otra parte, es comúnmente aceptado que una reducción secuencial de la abundancia del recurso por efecto de la pesca (“depletion”) y una baja resolución espacial, limitan la validez de los datos obtenidos de la propia pesquería, como las capturas por unidad de esfuerzo (CPUE; Keesing y Baker, 1998; Perry et al., 2002). Como resultado, las S-fisheries tienden a ser pobres en datos (data poor; Prince, 2010). Debido a la relevancia de la dimensión espacial en la dinámica del stock y en el comportamiento de la flota, y más notablemente, para la naturaleza de los incentivos para la conservación, es frecuente que las medidas espacialmente explícitas se señalen como las más adecuadas para la gestión de las S fisheries. Estas medidas incluyen privilegios territoriales de acceso, rotaciones y cierres permanentes para proteger el stock reproductivo (Orensanz y Jamieson, 1998). El diseño de estrategias espaciales es menos exigente que los enfoques convencionales basados en cuotas en lo que se refiere a la estimación de la biomasa y de la mortalidad; sin embargo, se requiere

información espacialmente explícita del proceso de pesca a escalas más finas de las que se obtienen en los programas de monitoreo estándar (Keesing y Baker, 1998; Andrew et al., 2002; Perry et al., 2002).

Una posible solución es acceder a la abundante información generada por los propios pescadores como un subproducto del proceso de pesca. La distribución de la intensidad de pesca (definida como la cantidad de esfuerzo de pesca ejercido sobre una unidad de superficie), podría aportar información por ejemplo, sobre la distribución de un recurso comercial y sobre los factores que dirigen la distribución del esfuerzo de pesca. El esfuerzo de pesca tiende a concentrarse en áreas relativamente pequeñas definidas por Branch et al. (2005) como “oportunidades de pesca” (“fishing opportunities”; OPs). La localización espacial de las OPs está determinada principalmente por la abundancia del recurso, pero también depende del conocimiento de los pescadores y de otros muchos factores: profundidad, exposición al oleaje, distancia del puerto, calidad del recurso, etc. Recientemente, se ha generalizado el uso de sistemas de monitoreo de embarcación (VMS) en las pesquerías industriales, lo que ha generado abundante información sobre el comportamiento de la flota, permitiendo la identificación de OPs y el cartografiado de la intensidad de pesca con propósitos diversos (Harrington et al., 2007; Mills et al., 2007; Gerritsen y Lordan, 2011; Lambert et al., 2012). En el caso de la flota artesanal, la tecnología GPS y los registradores de datos (“data loggers”), proporcionan una oportunidad análoga (Marrs et al., 2002; Buxton et al., 2011).

La mayoría de estudios sobre el comportamiento de la flota han analizado eventos de pesca identificables y discretos, como en el arrastre o las dragas

de fondo (e.g. Larcombe et al., 2001; Marrs et al., 2002; Branch et al., 2005; Mills et al., 2007). En estos casos es conceptualmente simple estudiar aspectos del proceso de pesca como la captura por unidad de área efectivamente explotada, porque el área de barrido del aparejo está correlacionada directamente con el tiempo de pesca. En el caso de las pesquerías que realizan la recolección a mano y mediante buceo, se pierde lo discreto de los eventos de pesca y la correlación entre el tiempo y el área de pesca, porque durante el buceo la búsqueda, el tanteo, la recogida y el manejo están entremezclados en un proceso de eventos cuasi continuos (a microescala). Los recolectores son capaces de dirigir la búsqueda incluso a la menor escala espacial significativa, permaneciendo más tiempo en las zonas de alta densidad; medir el “área efectiva de pesca” por unidad de esfuerzo (e.g. 1 h de buceo) es un problema difícil de subsanar en estas pesquerías.

En este estudio utilizamos el caso de la pesquería comercial mediante buceo que explota erizo de mar (*Paracentrotus lividus*) en Galicia (Freire y García-Allut, 2000; Andrew et al., 2002) para (i) evaluar los beneficios de un monitoreo basado en el uso del GPS para describir el proceso de pesca a pequeña escala; (ii) evaluar los patrones de distribución de la intensidad de pesca y mapear OPs; (iii) analizar la distribución del esfuerzo de pesca dentro de las OPs, con énfasis en la reducción secuencial de la abundancia del recurso por efecto de la pesca (“depletion”); y (iv) estudiar indicadores de la densidad local como la CPUE y la captura por área durante la campaña de pesca. Finalmente, discutiremos las escalas de observación relevantes para entender el proceso de pesca y las opciones realistas para el monitoreo de pesquerías comerciales mediante buceo.

4.2. Material y métodos

4.2.1. Sistema de estudio

La región costera de Galicia está dividida en nueve zonas administrativas para la pesca. Dentro de cada zona, los pescadores están organizados en cofradías, organizaciones locales creadas con el apoyo del gobierno para co-gestionar las pesquerías en el sector de costa que tienen asignado. Los planes de gestión de las zonas administrativas incluyen regulaciones en la temporada de pesca, el número máximo de días efectivos de pesca por año, las horas del día en las que la pesca está permitida, el límite de tamaño, y las cuotas diarias de capturas. La cofradía de Lira, localizada en la zona administrativa V (Fig. 4.1), fue seleccionada como caso de estudio porque está bien organizada y ha realizado la mayor contribución a las descargas en su zona. La cuota diaria de erizo para esta cofradía durante la campaña de pesca 2006-2007, fue de 100 kg por tripulación, hasta un máximo de 300 kg por embarcación.

4.2.2. Datos de la pesquería

Los datos de descargas por cofradía, agrupados por embarcación, han sido recopilados por la autoridad pesquera desde 1997 y son públicos (www.pescadegalicia.com). Los datos del número de viajes y capturas por viaje (equivalente a capturas diarias por embarcación) de la campaña de pesca 2006-2007 fueron cedidos voluntariamente para este estudio por la cofradía de Lira. Cuando un plan de gestión implica a más de una cofradía, como es el caso de la Zona V, las capturas descargadas en una cofradía pueden tener su origen en el territorio histórico de otra cofradía diferente. La resolución espacial de los datos es baja en comparación con la escala a la que la flota identifica y explota OPs.

4.2.3. Trabajo de campo

Las poblaciones submareales de erizo son explotadas principalmente mediante buceo semiautónomo (con suministro de aire desde la superficie mediante un compresor), operando legalmente hasta los 12 m de profundidad. En el momento de este estudio, la flota de erizo de Lira estaba compuesta por cuatro embarcaciones de unos 6 m de eslora. La tripulación suelen estar compuestas por un patrón y un buceador, aunque una de las embarcaciones contaba con dos buceadores. Mientras el buceador está bajo el agua, la embarcación permanece prácticamente inmóvil o se desplaza lentamente siguiendo al buceador, que puede localizar por las burbujas de aire que ascienden a la superficie. Por razones de seguridad, la distancia entre embarcación y buceador es mínima (1-2 m) excepto cuando se pesca en zonas someras (< 5 m), donde el calado de la embarcación no permite que permanezcan tan cerca.

Utilizamos dispositivos GPSs (Garmin modelo Geko 201) para monitorizar la actividad diaria de la flota. La campaña de pesca se llevó a cabo entre el 15 de Enero y el 30 de Abril de 2007, durante la cual se completaron un total de 186 viajes de pesca en 47 días, de un total de 81 días potencialmente disponibles (la pesca no está permitida durante los fines de semana ni festivos). La monitorización con dispositivos GPS se realizó en 31 días de pesca, iniciándose el 15º día de la campaña (desde el 9 de Marzo hasta el 30 de abril de 2007; en adelante “periodo de registro”), obteniéndose 67 tracks (Tabla 4.1). Cada track contiene las posiciones de una embarcación (longitud y latitud en coordenadas UTM) durante un viaje diario de pesca. La frecuencia de registro de las posiciones fue de 5 s ($n = 40$ tracks), pero, debido a problemas técnicos, fue de 1 min en 20 tracks, y fluctuó entre 1 s y

10 min en 7 tracks (Tabla 4.1). La precisión de los dispositivos GPS fue < 15 m de error cuadrático medio (RMS). La participación en este estudio fue voluntaria, y el nivel de colaboración de las diferentes embarcaciones fue variable.

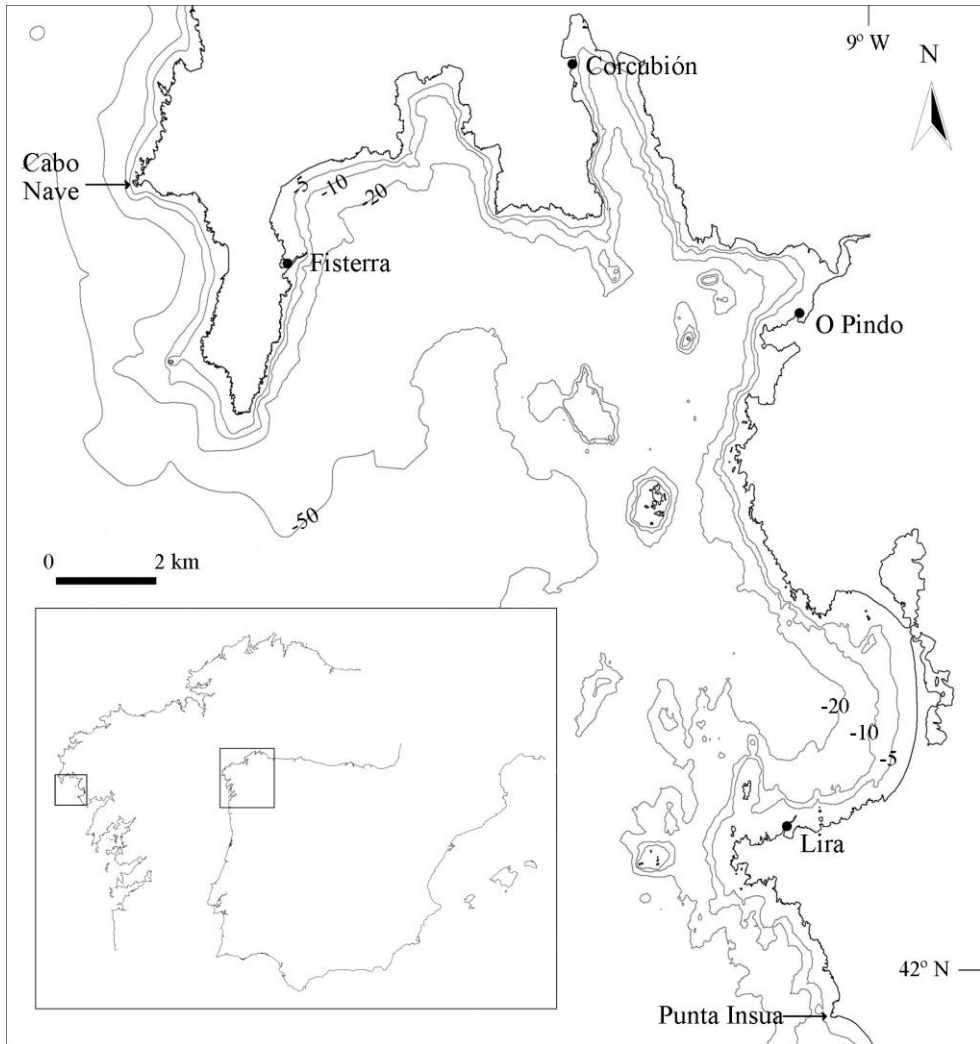


Figura 4.1. Área de estudio y puertos pesqueros en la Zona Administrativa V. Cabo Nave y Punta Insua (al Norte y Sur, respectivamente) son los límites de la zona de pesca durante la campaña de pesca 2006 – 2007.

Tabla 4.1. Categorización de los 67 tracks GPS utilizados en el estudio

Embarcación	Tiempo de viaje completo			Tiempo de viaje incompleto		
	Frecuencia de registro			Frecuencia de registro		
	5 s	1 min	Variable	5 s	1 min	Variable
1	2	7			3	
2	16			13		
3	6		6	3		1
4		10				
Total	24	17	6	16	3	1

Las operaciones diarias de pesca siempre comienzan y finalizan en el puerto de Lira, desde donde las embarcaciones se desplazan directamente a los bancos de pesca; nos referiremos a la duración del viaje entre el puerto y las zonas de pesca, y entre diferentes zonas de pesca como “tiempo de viaje”. El tiempo que los buceadores permanecen debajo el agua se definió como “tiempo de buceo”, equiparable con el “esfuerzo efectivo de pesca”. Dada la proximidad entre buceador y embarcación, la parte de los tracks correspondiente a tiempo de buceo, se equipararon con los tracks de los buceadores. Las capturas son izadas a la embarcación en bolsas de red.

La tripulación de cada embarcación fue entrevistada a su llegada a puerto para obtener información de las capturas, el número de buceadores, la profundidad media de buceo, tiempo efectivo de buceo, y localización de las capturas. Cuando las capturas procedían de varias localizaciones en el mismo viaje de pesca, los datos se registraron para cada localización por separado. Los buceadores señalaron la localización de las capturas en cartas náuticas (escala 1:15000). Se midió una muestra de las capturas de cada embarcación (diámetro máximo del caparazón, en mm; n = 30 individuos). Las entrevistas de puerto cubrieron la campaña de pesca al completo,

obteniéndose datos de 153 viajes de pesca (84% del total). Las capturas de los viajes de pesca no monitorizados se obtuvieron de los datos de lonja.

4.2.4. Preparación y procesado de los datos

Los tracks se mapearon utilizando ArcView GIS 3.2 (Fig. 4.2) y se clasificaron como completos (cuando se registró el tiempo de buceo al completo, 47 tracks) e incompletos (información del tiempo de buceo incompleta, 20 tracks; Tabla 4.1). De los 47 tracks con tiempo de buceo completo, 33 tuvieron también el tiempo de viaje completo. Los tracks incompletos fueron el resultado de errores manejo de los GPS, una mala conexión del aparato, o fallos en el mantenimiento de baterías. Las localizaciones en puerto fueron descartadas.

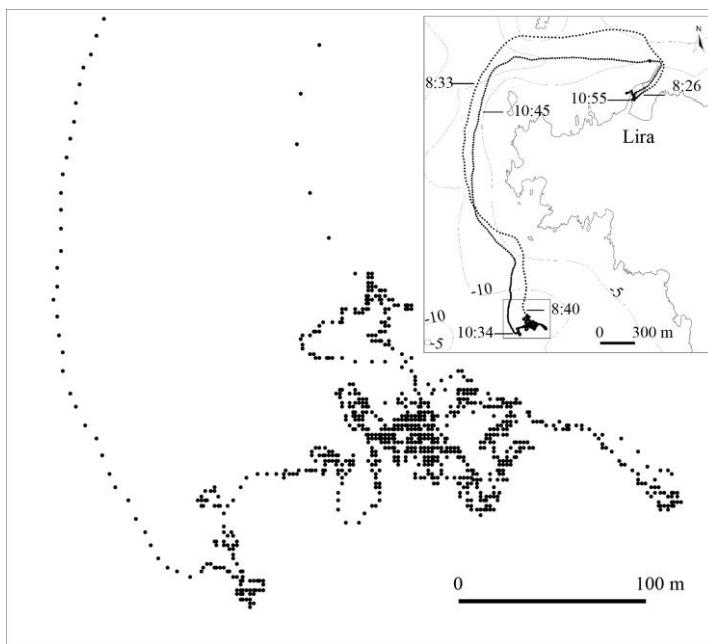


Figura 4.2. Ejemplo de un track correspondiente a un viaje de pesca. La frecuencia de registro de las localizaciones GPS fue de 5 s, el 2 de Abril de 2007, por la Embarcación 1 durante una vista a la oportunidad de pesca (OP) 11.

Las localizaciones fueron clasificadas como “buceo” o “viaje” en base a la velocidad de la embarcación. Se determinó un punto de corte a partir de la inspección de las distribuciones de frecuencia de las velocidades (ver Resultados). La velocidad de la embarcación se calculó como la distancia lineal que separa dos localizaciones consecutivas, dividido por la frecuencia de registro de las localizaciones (5 s o 1 min), y se expresa en km h^{-1} . Es de esperar que la velocidad y la distancia estimadas difieran entre las dos frecuencias de registro por dos razones. Primero, es de esperar que el error de medición (precisión del GPS) sobrestime la distancia de viaje en frecuencias de registro altas y velocidades bajas (Palmer, 2008). Segundo, incluso en ausencia del error en la medición, las trayectorias no son rectas durante el buceo; en consecuencia, la distancia entre localizaciones con frecuencia de registro de 1 min será menor que la correspondiente distancia calculada añadiendo 12 segmentos registrados en intervalos de 5 s. Este problema no afecta a la estimación del esfuerzo efectivo de pesca (tiempo de buceo); en consecuencia, se utilizaron todos los tracks para localizar las áreas de pesca y para analizar las tendencias en el esfuerzo. Sí podría afectar a la estimación de la distribución espacial del esfuerzo; por lo tanto, para algunos análisis (ver más abajo), sólo se utilizaron los tracks con una frecuencia de registro de 5 s.

4.2.5. Identificación de las oportunidades de pesca

La extensión del hábitat potencialmente disponible para la pesquería comercial de erizo, definida como fondos rocosos hasta 12 m de profundidad, se estimó utilizando datos batimétricos y la información del tipo de sustrato de la carta náutica 926 del Instituto Hidrográfico de la Marina. En este área, utilizamos agrupaciones de posiciones GPS

clasificadas como buceo para definir las OPs, siguiendo a Branch et al. (2005). Las OPs fueron identificadas utilizando los registros de todos los tracks, y a cada OP se le asignó un número identificativo en función del momento en el que se registró por primera vez. Las OPs cercanas se consideraron separadas cuando la distancia mínima entre ellas fue >100 m. Este criterio estuvo basado en nuestra experiencia (Fernández-Boán, 2007) y en la exploración de los datos: la distancia media entre los puntos de inicio y final de una visita a una OP fueron cercanos a 100 m (ver Resultados). El rango de profundidad de cada OP se estimó de un estudio hidroacústico de la batimetría (Sánchez-Carnero et al., 2012).

La distancia entre una OP y el puerto de Lira se estimó como la distancia media de viaje entre el puerto y la OP en viajes sucesivos. La distancia Euclídea entre los centroides de las OPs, estimados como la media de las coordenadas UTM de sus localizaciones, se utilizó para agrupar las OPs en grupos. Se realizó un análisis jerárquico de conglomerados utilizando el método del vecino más lejano (función HCLUST, R Development Core Team, 2011).

Con el fin de comparar localizaciones de pesca registradas por medio de GPS y de las entrevistas de puerto, calculamos la distancia Euclídea entre las localizaciones señaladas por los pescadores y el centroide de la OP visitada por la misma embarcación el mismo día. Cuando el número de OPs visitadas fue mayor que el número de localizaciones identificadas en las entrevistas de puerto, utilizamos la distancia a la OP más cercana.

4.2.6. Cartografiando la intensidad de pesca

Se cartografió la intensidad de pesca siguiendo dos enfoques.

Enfoque discreto

El área diaria de buceo y el área de cada OP se estimaron superponiendo un grid de 5 m x 5 m sobre la cartografía los 67 tracks utilizando el software ArcGis 9.2, y contando el número de localizaciones GPS en cada celda del grid. Se utilizó un tamaño de grid mayor, de 15 m x 15 m, con fines comparativos. El tamaño de grid se seleccionó considerando la distancia media entre localizaciones: 2 m si la frecuencia de registro era 5 s y 11.4 para frecuencias de 1 min. El área diaria de buceo por embarcación y OP fue estimada como la suma de las celdas del grid, de 25 m², que contenían al menos una localización de buceo (con independencia de la frecuencia de registro). El número total de celdas con localizaciones de buceo de todos los viajes monitorizados se utilizó para calcular la superficie de cada FO, definida como el “área positiva” (Wuillez et al., 2007).

Enfoque continuo

La intensidad o esfuerzo efectivo de pesca dentro de la OP de mayor tamaño (OP 7) fue calculado combinando todas las localizaciones GPS clasificadas como “buceo” de las 12 visitas monitorizadas a esa FO. Se estimó la función de intensidad utilizando kernel Gaussiano con un ancho de banda fijo (Diggle, 1985) implementado en el paquete de R SPATSTAT (Baddeley y Turner, 2005) utilizando un tamaño de celda de 25 m²; la desviación estándar inicial fue 6. Para delimitar el contorno de las OPs y su área se utilizó un punto de corte de la intensidad de 0.004 m⁻¹, equivalente a una localización GPS por celda.

4.2.7. Curvas de concentración

La distribución espacial del esfuerzo de pesca (número de localizaciones GPS clasificadas como “buceo” por celda del grid) fue examinada utilizando curvas de concentración (Orensanz et al., 1998; Petitgas, 1998), las cuales relacionan la distribución acumulada de la intensidad del esfuerzo (para celdas ordenadas de mayor a menor esfuerzo) y la correspondiente área ocupada. Sólo se tuvieron en cuenta los tracks con frecuencia de registro de 5 s (40 tracks). El “índice de selectividad del espacio” (“space selectivity index”; Ssp), definido como el doble del área entre la curva y la función de identidad, se utilizó como un índice de concentración (Petitgas, 1998).

4.2.8. Análisis de los datos de capturas y esfuerzo

Las tendencias a lo largo del periodo de registro y las diferencias entre embarcaciones en el tiempo diario de buceo, área, y CPUE se analizaron mediante el ajuste de modelos lineales. Las variables explicativas fueron el día de campaña (tratada como continua) y un identificador de la embarcación (tomado como factor). Para evaluar las diferencias en el tiempo diario de buceo se tuvieron en cuenta las cuatro embarcaciones, mientras que para comparar el área diaria de buceo sólo se consideraron las dos embarcaciones para las que se disponía de localizaciones GPS con frecuencia de registro de 5 s. Se llevaron a cabo series de F-test secuenciales empezando desde el modelo completo, que incluye las interacciones [embarcación x día de campaña]. Las comparaciones por pares de embarcaciones se realizaron utilizando un t-test con desviaciones estándar agrupadas, aplicando la corrección de Bonferroni. La estimación de las capturas diarias por OP se obtuvo de las entrevistas en puerto y de los registros de la lonja en los casos en los que las embarcaciones visitaron sólo

una OP (29 tracks), o cuando las capturas de cada OP se registraron por separado en las entrevista del puerto (5 tracks). Cuando las embarcaciones visitaron más de una OP en el día y sólo se dispone de las capturas totales diarias procedentes de la lonja o de las entrevista en puerto (13 tracks), las capturas totales se repartieron entre las OPs proporcionalmente al tiempo de buceo en cada una. La CPUE por OP se estimó sólo con tracks completos con capturas conocidas (32 vistas a 14 OPs), es decir, descartando los traks en los que las capturas diarias se repartieron proporcionalmente al tiempo de buceo. También se excluyeron ocho visitas correspondientes a cuatro tracks considerados atípicos debido a cambios en el número habitual de buceadores. Los análisis estadísticos se llevaron a cabo en el software R, versión 2.12.1 (<http://www.r-project.org>).

4.3. Resultados

4.3.1. División el esfuerzo de pesca

Como era de esperar, la velocidad durante el buceo estimada a partir de tracks con una frecuencia de registro de 5 s (media: 1.44 km h⁻¹, n = 40 tracks) fue mayor que la estimada con una frecuencia de 1 min (media: 0.68 km h⁻¹, n = 20 tracks). Independientemente de la frecuencia de registro, la alternancia entre el viaje (velocidad alta) y el buceo (velocidad baja) fue evidente en las gráficas de velocidad de la embarcación vs. tiempo a lo largo del track (Fig. 4.3). En base a la distribución de frecuencias de velocidades, se seleccionó un punto de corte de 6 km h⁻¹ para diferenciar entre velocidades de “buceo” y de “viaje” (Fig. 4.4a). Para frecuencias de registro de 1 min (Fig. 4.4b, y c) un punto de corte de 3 km h⁻¹ podría haber sido mejor, pero, como sólo el 1.5% de las localizaciones tenían velocidades entre 3 y 6 km h⁻¹, para simplificar utilizamos 6 km h⁻¹ para todos los tracks

con independencia de la frecuencia de registro. Al supervisar los resultados se identificaron unas pocas localizaciones de viaje clasificadas erróneamente como “buceo”, que fueron reclasificadas. Estos registros se originaron cuando la embarcación se aproximaba o abandonaba una OP (identificados como series de localizaciones con un rumbo constante dispuestos perpendicular o tangencialmente a la FO), o por reducciones de la velocidad ante la presencia de obstáculos en la navegación. Las embarcaciones viajaron a más velocidad desde el puerto a los bancos de pesca que durante el regreso, cuando iban cargadas con las capturas (Fig. 4.3). En los casos en los que se explotó más de una OP en el mismo día, las embarcaciones se movieron rápidamente entre OPs.

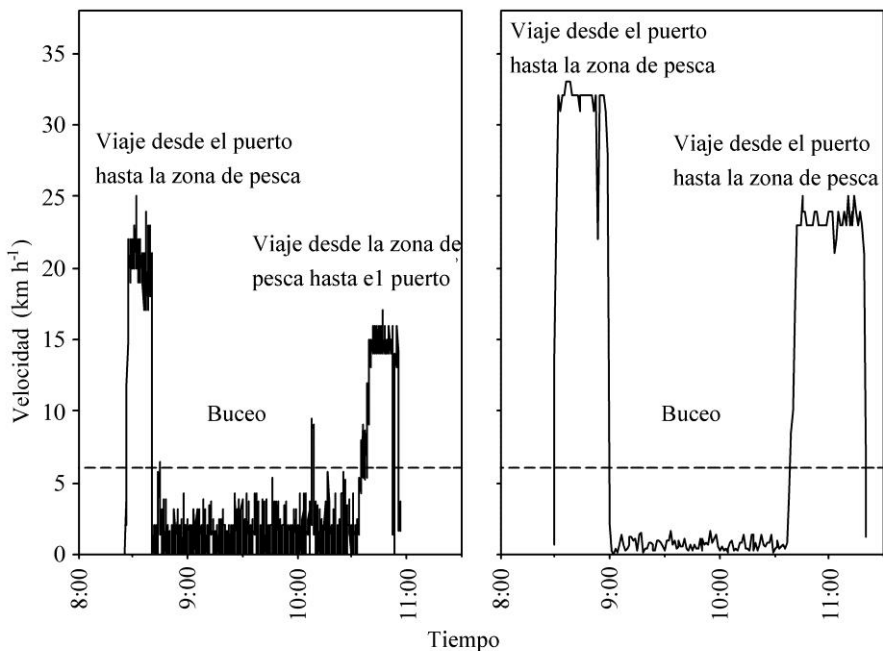


Figura 4.3. Velocidad (km h⁻¹) de la Embarcación 1 durante 2 días de la campaña de pesca. Izquierda: localizaciones GPS con una frecuencia de registro de 5 s (2 de Abril de 2007). Derecha: localizaciones GPS con una frecuencia de registro de 1 min (23 de Abril de 2007). Las líneas discontinuas horizontales corresponden al punto de corte de 6 km h⁻¹ utilizado para separar el viaje de la actividad de pesca.

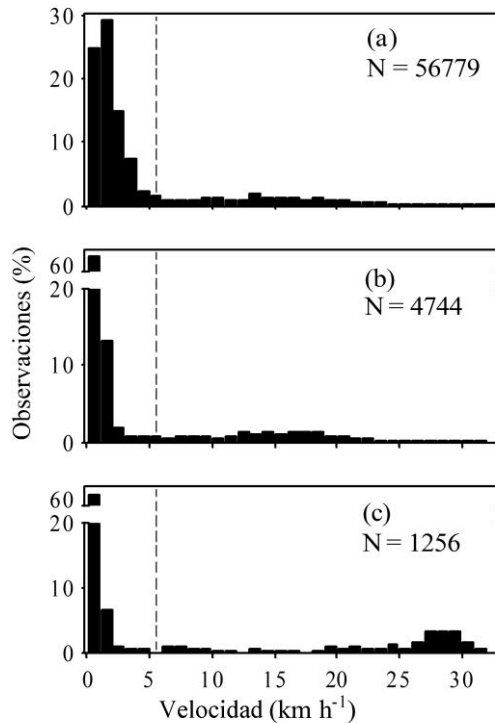


Figura 4.4. Distribución de frecuencias de las velocidades calculadas de las posiciones de registros consecutivos. Arriba: Embarcación 2, frecuencia de registro de 5 s; centro: Embarcación 2, frecuencia de registro de 1 min; abajo: Embarcación 4, frecuencia de registro de 1 min. Las líneas discontinuas verticales señalan el punto de corte de la velocidad (6 km h^{-1}) utilizado para separar el viaje de la actividad de pesca.

En base a los tracks con tiempos de viaje y buceo completos ($n = 33$), el tiempo de pesca medio por embarcación (incluyendo viaje y buceo) fue $3.10 \pm 0.2 \text{ h d}^{-1}$, de las cuales 2.16 h corresponden con tiempo de buceo. Lo anterior es comparable con los resultados obtenidos utilizando todos los tracks con tiempo de buceo completo ($2.06 \pm 0.74 \text{ h d}^{-1}$, $n = 47$). El esfuerzo diario de pesca promedio difirió entre embarcaciones ($F = 11.45$; g.l. = 3; $p < < 0.01$, $n = 43$). El esfuerzo diario medio ejercido por la Embarcación 2 [2.6 ± 0.14 (error estándar) h], que fue la que operaba con dos buceadores, fue aproximadamente el 50% mayor que el de las otras embarcaciones (1.7

± 0.11 h, datos agrupados), las cuales no fueron diferentes entre si. Este resultado es coherente con la cuota de captura de la Embarcación 2, que es un 50% mayor.

La distancia recorrida durante el tiempo de buceo fue menor en tracks con frecuencias de registro más bajas, tal y como era de esperar dada la trayectoria sinuosa y la medida del error. La distancia media recorrida por visita a una OP fue de 2388 m (e.e.= 240 m; n = 34 vistas) para tracks con frecuencia de registro de 5 s, y de 606 m (e.e. = 77 m, n =29 vistas) para los tracks con frecuencias de 1 min. En contraste, hubo poca diferencia en la media de la distancia Euclídea entre la primera y la última localización dentro de una FO, que fue de 110.4 m (e.e. = 13.1 m) para frecuencia de 5 s, y 94.6 m (e.e. = 14.2 m) para frecuencias de 1 min.

4.3.2. Localización, extensión, y concentración de las OPs identificadas

Se identificaron un total de 35 OPs (Fig. 4.5; Tabla 4.2). El área positiva (todas las OPs agrupadas) fue de 0.26 km^2 , lo que representa el 1.09% del área potencialmente disponible (fondos rocosos hasta 12 m de profundidad). La mayoría de OPs fueron menores de 1 ha (30 OPs); La OP 7 fue la de mayor extensión, con un área de 5.54 ha (Tabla 4.2). El 46% del esfuerzo efectivo de pesca se concentró en tres OPs (1, 7 y 16); el 19.5% correspondió a la OP 7. El análisis de conglomerados agrupó las OPs en grupos geográficos bien definidos (Fig. 4.5, abajo). En base a la distancia del puerto, la mayoría de OPs pertenecieron a tres grupos diferentes (Fig. 4.6a): 0 – 3 km (11 OPs), 5 – 7 km (16 OPs), y 16 – 20 km (7 OPs) (Tabla 4.2). Sólo una de las OP se situó en el rango de 8 – 15 km. Las OPs pertenecientes a los dos grupos más cercanos al puerto, acumularon el 79%

de las capturas y concentraron el 77% del tiempo total de buceo en el periodo monitorizado. La mayor parte de las OPs se localizaron en zonas someras, con una profundidad máxima de 5 m (25 OPs). Siete de las OPs se situaron a profundidades de entre 9 y 10 m, y sólo tres OPs en zonas de más de 10 m de profundidad. La OP 30 se localizó a 50 m de profundidad según la carta náutica y fue visitada cuatro veces, con un tiempo total de buceo de 3.1 h (Tabla 4.2). Es improbable que la explotación se realizase a profundidades tan altas, lo que sugiere la posibilidad de un rasgo batimétrico no recogido en la cartografía disponible.

La distancia entre las localizaciones estimadas por medio de los GPS y las obtenidas de las entrevistas a pie de puerto varió entre 48 y 3485 m. En 7 de los 16 viajes de pesca en los que, según los datos de los GPS, se explotaron varias OPs el mismo día, los pescadores señalaron una única localización en los mapas. Considerando la magnitud de los errores y el tamaño de las OPs más grandes, concluimos que las localizaciones registradas en las entrevistas de puerto no son lo suficientemente precisas para describir razonablemente el patrón espacial de la intensidad de pesca.

El uso de los enfoques discreto y continuo para caracterizar el patrón de distribución del esfuerzo de pesca se ilustraron con la OP 7 (Fig. 4.7). Las dos interpretaciones del patrón son comparables para cualquier propósito práctico. La intensidad de pesca tiende a ser más alta hacia el centro, debilitándose hacia la periferia. La superficie total estimada dentro del contorno kernel correspondiente a una cuenta por celda (6.86 ha) fue un 24% mayor que la superficie estimada por conteo simple de celdas con al menos una localización (5.54 ha). Esto es consecuencia de ancho de banda

Tabla 4.2. Información general de las OPs identificadas durante la campaña de pesca 2006 – 2007.

OP	Profundidad (m)	Distancia del puerto (km)	Visitas	Área positiva (m ²)	Tiempo de buceo (h)	Índice de concentración (Ssp)	Capturas (kg)
1	<5	4.3	8	24 725	13.2	66.0	1 443
2	<5	4.7	3	7 725	1.7	50.4	207
3	5-10	16.2	1	4 075	1.7	49.3	150
4	<5	15.3	3	3 075	2.4	25.7	315
5	5-10	15.7	7	23 475	10.6	50.5	1 387
6	<5	16.5	1	1 800	0.3	47.5	38
7	<5	4.5	12	55 350	24.0	49.6	2 935
8	5-10	4.9	1	3 775	0.6	41.0	71
9	<5	0.7	3	1 825	1.2	53.8	285
10	<5	2.6	2	9 425	2.9	49.3	357
11	5-10	2.9	1	1 250	0.2	40.2	24
12	<5	6.9	4	10 325	5.6	50.7	677
13	<5	4.8	1	3 525	1.0	47.6	120
14	<5	5.9	3	10 825	3.9	48.3	462
15	5-10	4.7	1	8 050	1.9	47.8	450
16	<5	6.4	13	27 150	20.0	56.7	2 640
17	<5	5.0	1	1 450	0.5	48.8	59
18	<5	5.6	2	4 250	2.2	59.4	338
19	<5	6.1	1	2 175	0.4	40.9	46
20	<5	2.6	2	2 225	2.3	-	160
21	<5	6.0	2	4 225	2.4	-	297
22	<5	2.0	4	4 100	3.9	-	766
23	<5	1.5	2	1 775	1.3	53.2	133
24	<5	1.5	3	3 575	2.0	-	237
25	<5	1.7	1	375	0.3	-	30
26	5-10	5.2	2	7 775	1.6	35.7	195
27	<5	1.6	1	700	0.3	-	31
28	<5	1.7	1	450	0.2	-	30
29	<5	5.8	1	1 125	0.3	-	39
30	>10	18.0	4	2 400	3.1	-	383
31	>10	2.7	1	3 100	0.9	42.6	160
32	>10	6.5	2	975	0.5	-	67
33	<5	10.8	1	775	1.0	-	126
34	<5	19.6	4	26 675	8.8	46.6	816
35	5-10	20.2	1	325	0.2	-	26

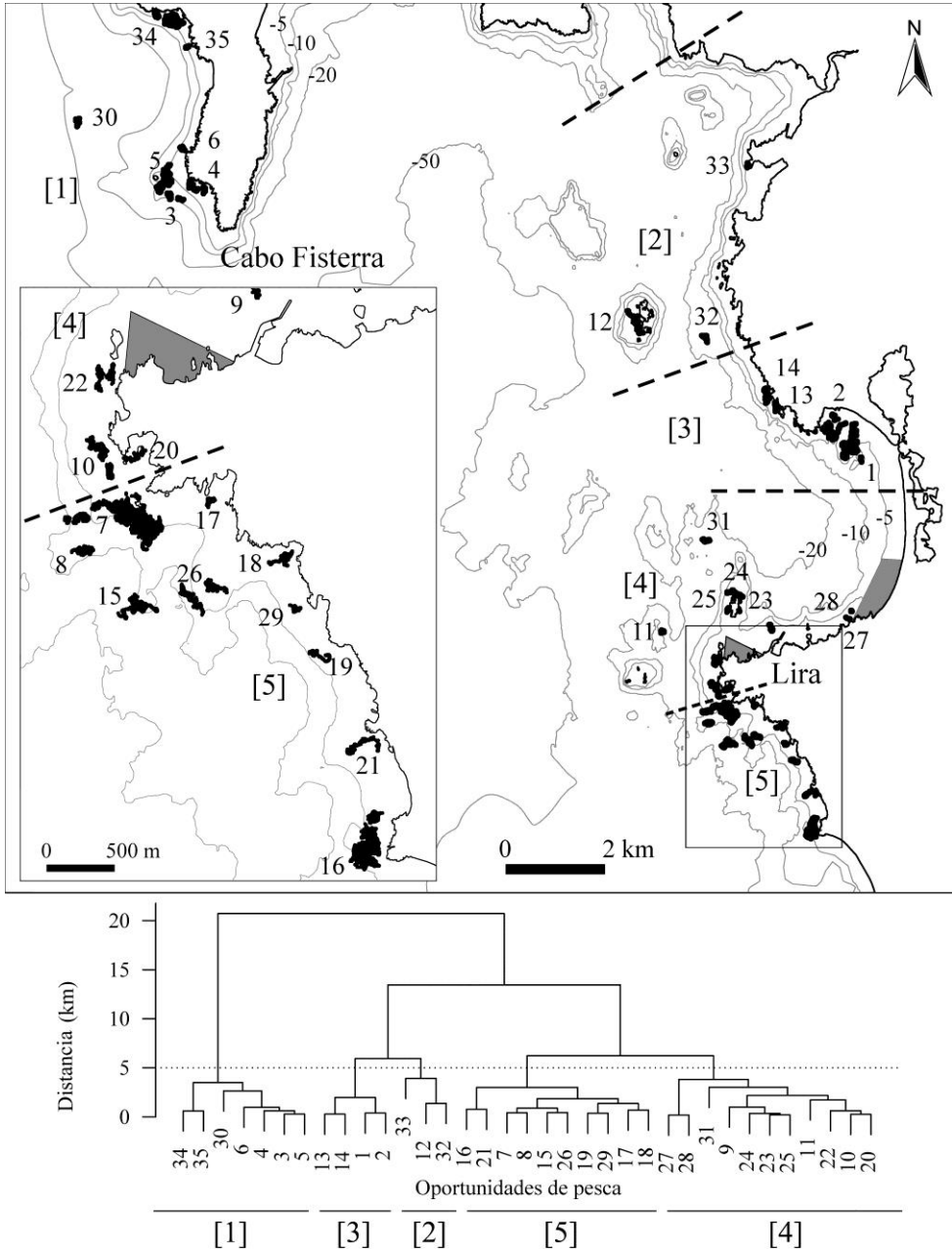


Figura 4.5. Arriba: oportunidades de pesca (OPs) identificadas en el área de estudio, numeradas en el orden en que fueron vistas por primera vez durante el periodo de registro. Abajo: diagrama cluster de las OPs (distancia entre centroides, en km); la línea discontinua: punto de corte para definir las agrupaciones principales (números entre corchetes).

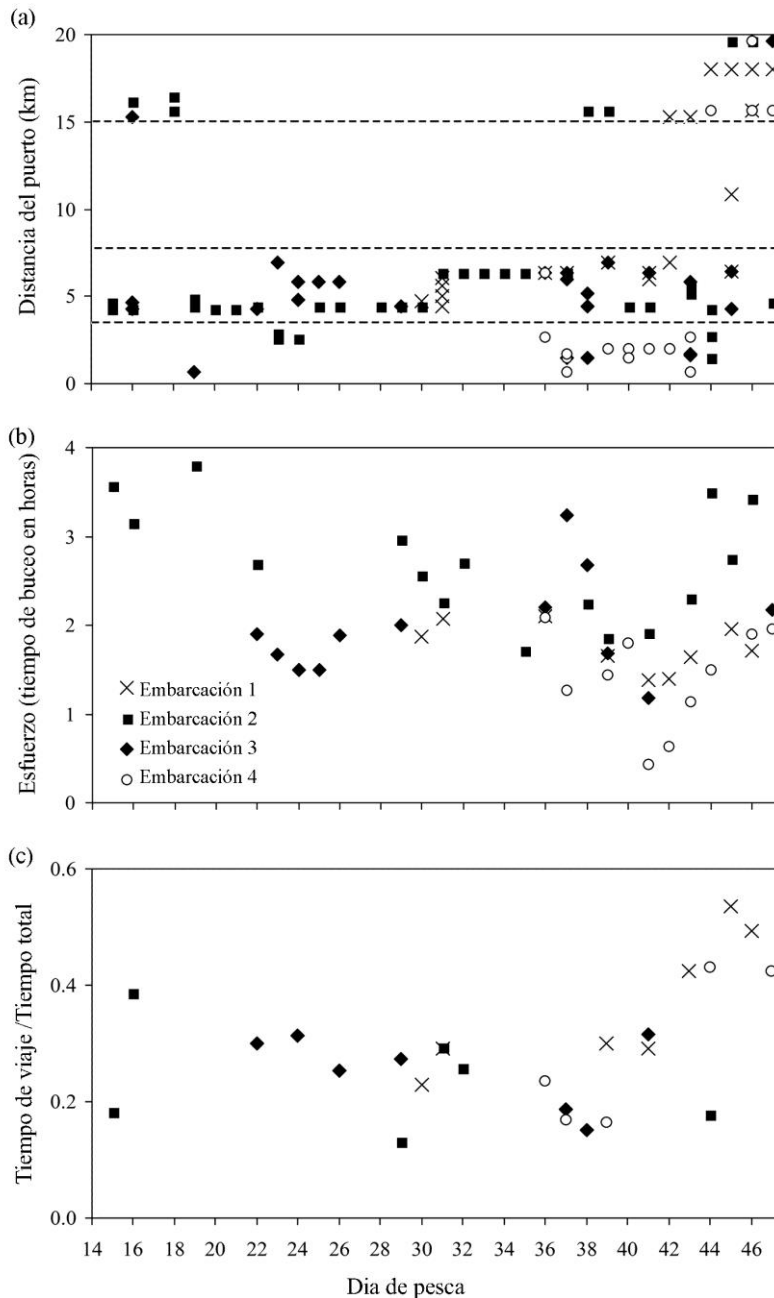


Figura 4.6. Patrones de distribución del esfuerzo a lo largo del periodo de registro, por embarcación. (a) Distancia del puerto (las líneas discontinuas separan grupos de OPs definidos por su distancia del puerto, ver texto); (b) esfuerzo efectivo de pesca (tiempo de buceo), en horas; (c) proporción del tiempo de viaje en relación al tiempo total.

utilizado en el kernel (sigma = 6) que rellena las celdas internas vacías del mapa discreto (Fig. 4.7, arriba). Las curvas de concentración para todo el área de pesca (área positiva) muestran que alrededor del 80% de las localizaciones clasificadas como “buceo” se encontraron en el 40% del área (Ssp = 55.1%, Fig. 4.8a). La concentración varió entre OPs (Fig. 4.8b), siendo la OP 1 la que mostró la distribución más desigual (Tabla 4.2). El patrón no fue muy sensible a los dos grids examinados, como se ilustra con la OP 7 (Fig. 4.8c). Un aumento del tamaño de celda de 25 a 225 m² resultó en una concentración ligeramente menor, no significativo en la práctica.

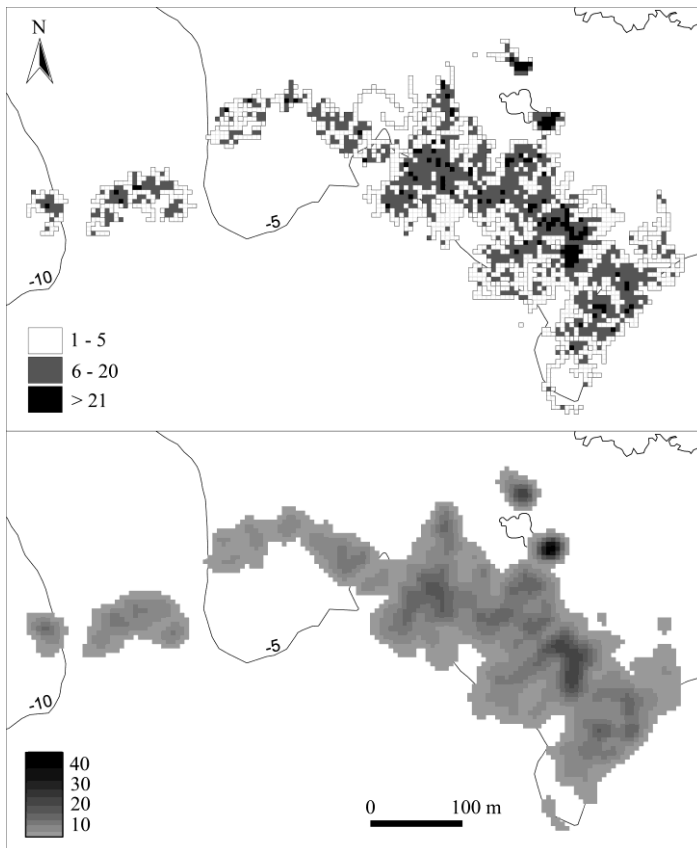


Figura 4.7. Distribución de la intensidad de pesca acumulada dentro de una oportunidad de pesca, ilustrada con la OP 7 (todos los tracks agrupados). Arriba: enfoque discreto, número de localizaciones GPS por celdas de 25 m². Abajo: enfoque continuo, función de intensidad.

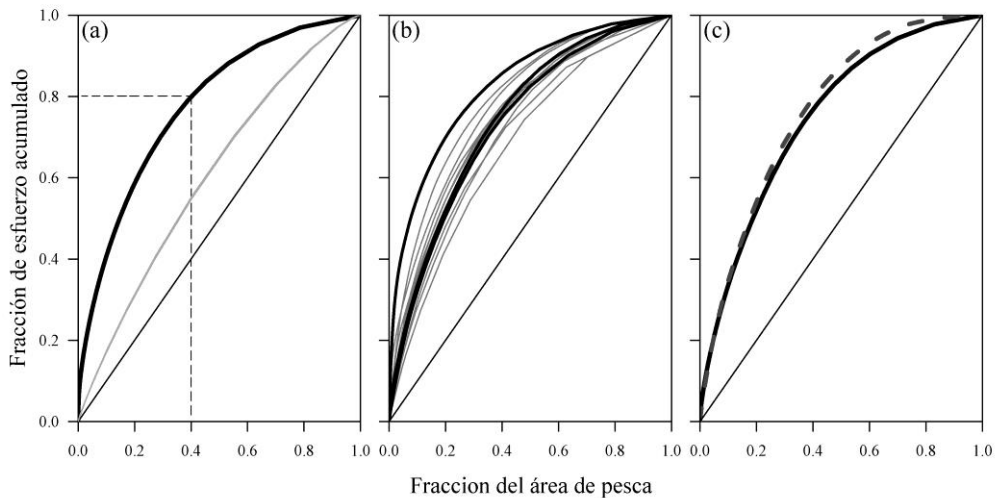


Figura 4.8. Curvas de concentración (localizaciones obtenidas con una frecuencia de registro de 5 s). (a) Todas las oportunidades de pesca (OPs) combinadas (celdas de 25 m²): diagonal, distribución uniforme del esfuerzo de pesca; banda gris, distribución aleatoria del esfuerzo de pesca (100 simulaciones); línea sólida, observaciones actuales. (b) Los mismos datos que (a), con las OPs no agrupadas; las líneas más gruesas resaltan las tres OPs que concentraron la mayor parte del esfuerzo (1, 16 y 7, en este orden de alta a baja concentración). (c) OP 7, celdas de 25 m² (línea discontinua) y 225 m² (línea sólida).

4.3.3. Capturas, esfuerzo y CPUE

Las diferencias entre embarcaciones en lo que se refiere a las capturas diarias, reflejan los límites impuestos por el actual sistema de cuotas: $208 \pm 3.1 \text{ kg d}^{-1}$ para las Embarcaciones 1, 3, y 4 (agrupadas), con una cuota diaria de 200 kg d^{-1} , y $316 \pm 7.4 \text{ kg d}^{-1}$ para la Embarcación 2, con una cuota de 300 kg d^{-1} . El tiempo diario de buceo de las cuatro embarcaciones no mostró tendencias significativas a lo largo del periodo de registro (Fig. 4.6b). Todas las variables que incluían el día de campaña fueron descartadas en la selección del modelo final (F-test no significativo, $p > 0.56$). El área diaria de buceo osciló entre 1475 y 14150 m², y no se detectaron diferencias significativas ni entre las Embarcaciones 2 y 3 (las únicas con tracks

completos con frecuencia de registro de 5 s; $F = 0.416$, g.l. = 1, $p = 0.527$, $n = 20$), ni a lo largo del periodo de registro ($F = 0.19$, g.l. = 1, $p = 0.67$, $n = 20$).

Los dos valores más altos de CPUE para un único viaje (461.5 y 315.8 kg buceador⁻¹ h⁻¹) fueron registrados por la misma embarcación en la OP 24, localizada a sólo 2 km del puerto; ambos valores se obtuvieron hacia el final de la campaña (días 41 y 42). Esta OP fue visitada 4 veces por la misma embarcación, pero en las primeras dos vistas (en los días 39 y 40) los valores de CPUE fueron coherentes con la CPUE media de periodo de registro, y en comparación, estos dos tracks fueron más largos y no se solaparon entre si. Los tracks de los días 41 y 42 cubrieron áreas pequeñas con solapamiento. Estos dos valores (no agrupados) se consideraron atípicos y se descartaron en el análisis de la CPUE. En el análisis de la CPUE a lo largo del periodo de registro indicaron que ni el día de campaña, ni la embarcación, ni su interacción, tuvieron un efecto significativo (Fig. 4.9); todos los F-test fueron no significativos ($p > 0.05$, $n = 30$). La CPUE media total fue 123.2 ± 5.4 kg buceador⁻¹ h⁻¹.

No se observaron tendencias en la CPUE en relación al área explotada por unidad de tiempo (Fig. 4.10a). En contraste, se produjo un descenso no lineal en las capturas por área cuando el área explotada por unidad de tiempo aumenta (Fig. 4.10b). En otras palabras, cuando la captura por unidad de área es alta, los buceadores se mueven menos.

Las capturas diarias por embarcación y OP divididas por la correspondiente área de buceo varió entre 0.018 y 0.231 kg m⁻² (26 vistas, 20 tracks) con una

media de 0.06 kg m^{-2} . Asumiendo que el peso medio de los erizos capturados fue de 105.4 g (promedio de las capturas comerciales de la campaña de pesca 2006-2007), resulta una media de 0.57 individuos extraídos por metro cuadrado.

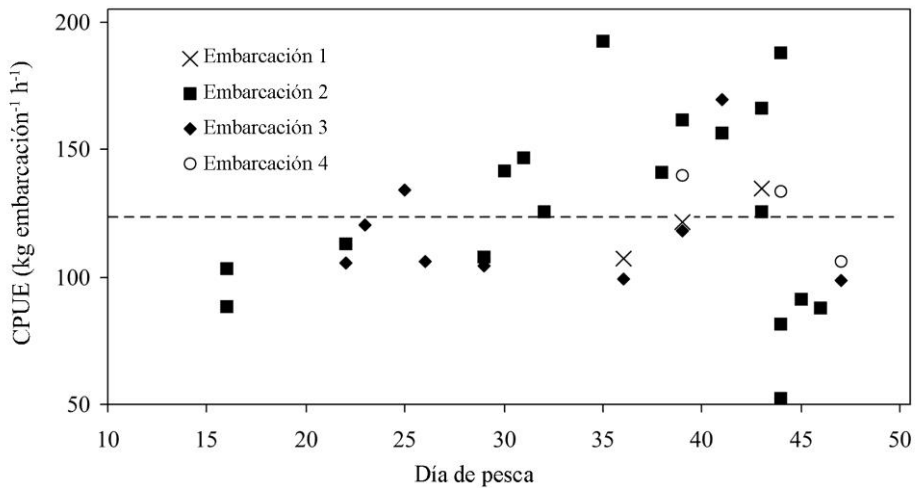


Figura 4.9. Tendencia de la CPUE ($\text{kg buceador}^{-1} \text{ h}^{-1}$) diaria a lo largo del periodo de registro. La línea discontinua horizontal indica la media total.

Mientras que las capturas por OP acumuladas variaron por un factor de 122 entre OPs, la CPUE media estimada a partir de vistas con capturas conocidas (correspondientes a 14 OPs) variaron sólo por un factor de 2.3 (entre 81 y $188 \text{ kg buceador}^{-1} \text{ h}^{-1}$). Se encontró una relación lineal con una correlación muy alta entre el esfuerzo de pesca efectivo acumulado (tiempo de buceo) por OP y las correspondientes capturas acumuladas ($r = 0.98$, $n = 14$), y entre el esfuerzo y el área positiva de las OP ($r = 0.96$). En cambio, las capturas acumuladas por unidad de área variaron por un factor de 9.9, desde 0.0189 hasta 0.187 kg m^{-2} , correspondiente a un rango de entre 0.18 - 1.77 erizos extraídos por metro cuadrado.

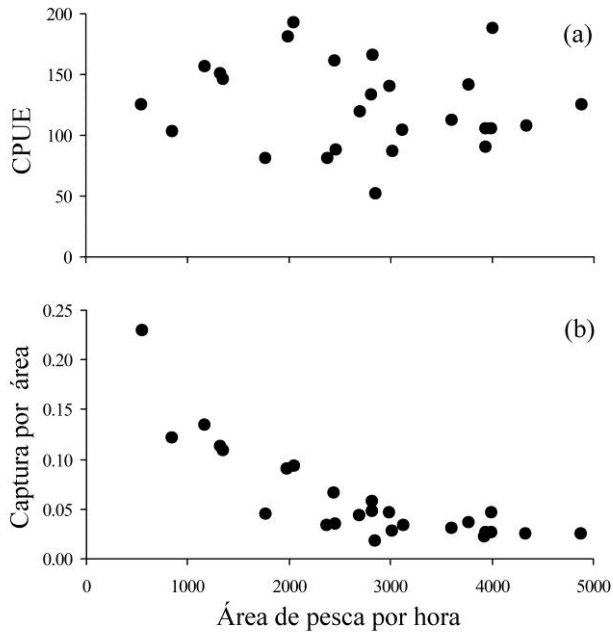


Figura 4.10. Relación entre CPUE (kg h^{-1}) y el área explotada por hora ($\text{m}^2 \text{h}^{-1}$) (arriba), y entre captura por unidad de área (kg m^{-2}) y área explotada por hora (abajo). Esta última fue estimada como el número de celdas de 25 m^2 con al menos un registro GPS de buceo. Cada punto corresponde con una vista diaria a la OP.

4.3.4. Comportamiento e la flota

Durante el periodo de registro, la actividad diaria de las embarcaciones se concentró, normalmente en una única OP (29 tracks), aunque también fue frecuente que las embarcaciones visitaran dos o tres OPs en un único viaje (11 y 6 tracks, respectivamente); sólo en uno de los viajes se visitaron cuatro OPs en un único día. Veinte OPs se visitaron más de una vez durante el periodo de registro (Fig. 4.11; Tabla 4.2). La mayor parte de las OPs fueron explotadas por una sola embarcación (20 OPs), mientras que sólo la OP 16 fue explotada por todas las embarcaciones (Fig. 4.11). Cada embarcación visitó una media de 14 ± 3.8 OPs durante el periodo de registro. La tasa de incorporación de nuevas OPs al pool de OPs visitadas fue

bastante constante (Fig. 4.11), con una leve tendencia por encima de la tasa media al principio de la campaña de pesca (días 14-26). La CPUE media estuvo relacionada con la distancia a puerto. Las OPs distantes, localizadas entre los Cabos Fisterra y Nave (límite norte de la zona de pesca), fueron explotadas hacia el final de la campaña; 15 de las 21 vistas a estas OPs se llevaron a cabo durante los últimos 6 días de la campaña de pesca. En consecuencia, la proporción de tiempo de viaje aumentó hacia el final de la campaña (Fig. 4.6c). Este desplazamiento a áreas distantes no estuvo acompañado de un incremento en la CPUE que pudiese compensar el coste extra del viaje. En entrevistas con los pescadores (I. Naya, comunicación personal) éstos señalaron que la proliferación estacional de algas, que dificultan la pesca del erizo, ocurre antes (sobre Marzo, transcurrida más de la mitad de la campaña) en las OPs cercanas al puerto (Lira) que en las OPs entre los Cabos Fisterra y Nave.

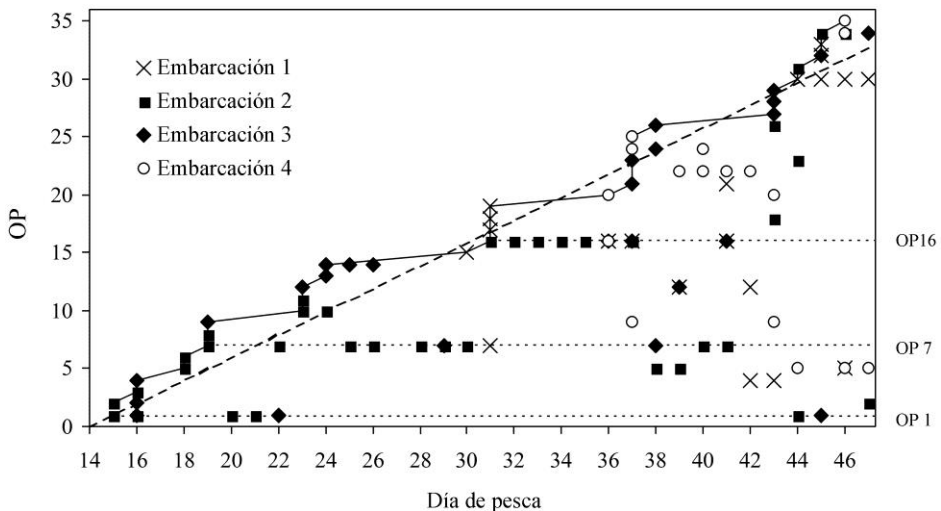


Figura 4.11. Oportunidades de pesca (OPs) visitadas por la flota a lo largo del periodo de registro. La línea sólida conecta las primeras visitas a las OP; la línea discontinua corresponde a una tasa de primera-vida de una OP por día. Las líneas punteadas destacan las tres OPs que concentraron la mayor parte del esfuerzo.

4.3.5. Reducción secuencial de la abundancia del recurso por efecto de la pesca y CPUE a escala de una OP.

El patrón de distribución del esfuerzo de pesca dentro de una OP se puede ilustrar analizando las vistas sucesivas registradas en la OP 7, la de mayor tamaño. La mayoría de esas visitas (excepto las vistas 7, 9 y 10) fueron realizadas por la Embarcación 2. Las funciones de intensidad se ajustaron a las vistas individuales y a los datos de esfuerzo acumulado antes de cada visita. Como anteriormente, los contornos se delimitaron utilizando un punto de corte para la intensidad de 0.04 m^{-1} . La gráfica de los contornos diarios acumulados muestra que, en cada nueva visita (a excepción de la visita 6) se explotaron regiones localizadas en el perímetro del área acumulada durante las visitas previas (Fig. 4.12). El resultado es una expansión gradual del área de la OP; la trayectoria del área acumulada fue sólo ligeramente cóncava (Fig. 4.12, inferior izquierda). La CPUE no señaló reducción de la abundancia producto de la pesca en las seis vistas para las que se dispone de información completa (Fig. 4.12, inferior derecha), un resultado acorde con un patrón de explotación secuencial.

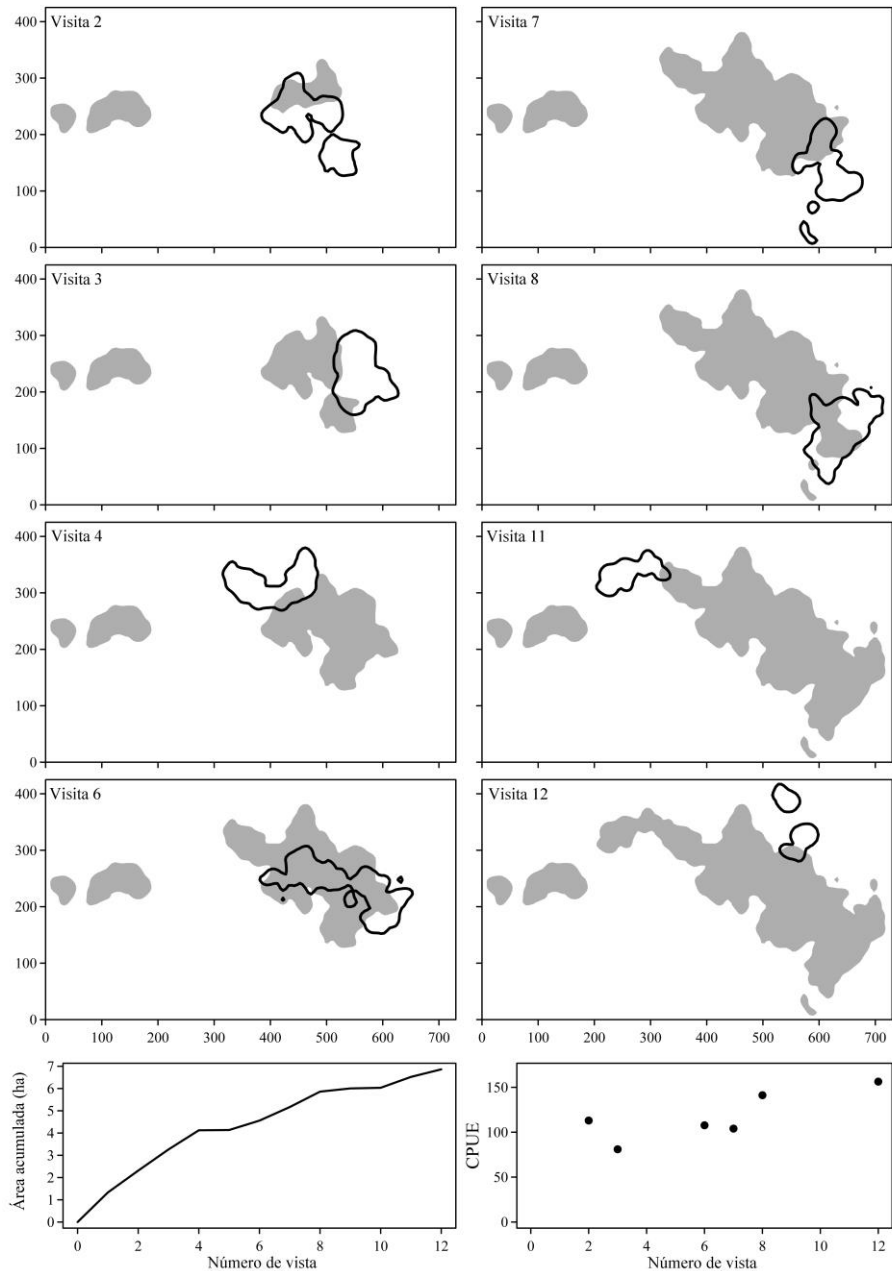


Figura 4.12. Área explotada durante sucesivas vistas a la OP 7 (estimador kernel). Contornos negros en los ocho paneles superiores, delimitan el área explotada durante las vistas seleccionadas (vistas 5, 9 y 10 fueron poco importante y se omitieron); los polígonos sombreados corresponden al área explotada acumulada antes de cada una de estas vistas. Abajo izquierda: área acumulada en la OP 7 a lo largo de sucesivas visitas. Abajo derecha: CPUE (calculada sólo con viajes con información completa).

4.4. Discusión

4.4.1. Intensidad de pesca

Seguir las trayectorias de las embarcaciones por medio de dispositivos GPS que registran datos en continuo (data loggers), una tecnología asequible, permitió caracterizar los patrones de la intensidad de pesca a diferentes escalas espaciales. Se utilizaron perfiles de las velocidades de las embarcaciones para dividir las trayectorias y el tiempo de pesca en sus dos componentes: viaje y pesca efectiva, de la misma forma que en otros estudios que han utilizado GPS (Marrs et al., 2002) o VMS (e.g. Gerritsen y Lordan, 2011). Los GPS y data loggers se había utilizado antes para estudiar los patrones espaciales del comportamiento de la flota en la pesquería artesanal de erizo en el sur de Chile (Barahona et al., 2005, su fig. 11; Molinet et al., 2008, sus figs 9.13–9.18).

En el caso del buceo con fines comerciales, las localizaciones de pesca registradas a intervalos regulares por los GPS, pueden ser consideradas como “pseudo-eventos” (puntos en un plano bidimensional continuo), y su patrón de distribución espacial puede ser utilizado para generar mapas de la intensidad de pesca. Para ello, el cartografiado de la intensidad de pesca bajo los enfoques discreto y continuo, permitió identificar y agrupar las OPs. El enfoque discreto es el más frecuente (e.g. Harrington et al., 2007; Mills et al., 2007; Gerritsen y Lordan, 2011). Los estimadores kernel Continuos han sido utilizados para cartografiar la intensidad de pesca en el las pesquerías de vieira mediante artes de arrastre, y en las pesquería de oreja de mar mediante buceo (Harrington et al., 2007; Bogazzi, 2008; Buxton et al., 2011). Lo análogo al tamaño de celda en el enfoque continuo es el ancho de banda, un parámetro que permite un ajuste preciso, e.g. considerando el

ancho de la franja que alcanza la visión de los buceadores. Además del ancho de banda, el tamaño estimado del área positiva depende de la selección de un punto de corte empleado para delimitar las OPs; nosotros lo fijamos en una intensidad de 0.04 m^{-1} , equivalente a una localización GPS por 25 m^2 , el tamaño de celda utilizado en el enfoque discreto. Este tamaño de celda, en cambio, es acorde con el área visualizada por el buceador en una localización fija. El enfoque discreto presenta la ventaja de ser más fácil de implantar y más entendible para los usuarios no-académicos, en lo que respecta a las decisiones tomadas durante el proceso de análisis (e.g. tamaño de celda vs. ancho de banda o puntos de corte). Además, el enfoque continuo tiende a aumentar el área positiva y a suavizar el patrón interno de la distribución del esfuerzo dentro de las OPs. Sin embargo, este enfoque fue de utilidad en la detección de cambios dentro de una OP en la distribución del esfuerzo, como se discutirá más tarde.

Las OPs identificadas han de interpretarse con cautela. Aunque éstas reflejan la abundancia del recurso (los pescadores no pescan donde no hay nada que pescar), su localización y extensión también dependen del conocimiento de los pescadores, de factores específicos de cada localización (profundidad, exposición al oleaje, distancia del puerto), y de la calidad del recurso (e.g. talla y condición gonadal). En este sentido, las OPs cartografiadas muestran la abundancia desde el punto de vista de los pescadores, ponderada por factores determinantes de la idoneidad (Walters et al., 1993). Las OPs no son estáticas: como se vio para la OP 7, sufren cambios a corto plazo a medida que se acumula el esfuerzo, y puede cambiar de año en año dependiendo de las dinámicas locales del recurso. Los cambios a largo plazo en la localización y la extensión de las OPs son

un indicador potencialmente disponible del status del recurso (Mundy, 2005). Un inconveniente es que, a diferencia de otros indicadores (e.g. CPUE), cartografiar la intensidad de pesca requiere de información completa.

Las curvas de concentración, frecuentemente utilizadas para describir patrones agregados de abundancia (Myers y Cadigan, 1995; Orensanz et al., 1998, 2004; Petitgas, 1998; Tamdrari et al., 2010), se utilizaron en este estudio para caracterizar los patrones de distribución del esfuerzo de pesca. Otros estudios utilizan un enfoque análogo para estudiar cambios en la concentración del esfuerzo a lo largo del tiempo en la pesquería de erizo del sur de Chile (Barahona et al., 2003, sus figs 4.26–4.28, como “rarefaction curves”; Moreno et al., 2006, su fig. 3.7). En ese caso, las expansiones y contracciones de la concentración del esfuerzo se interpretaron como indicativas de cambios en la abundancia del recurso.

Aunque la tecnología GPS ha demostrado ser una herramienta rentable en el análisis de la intensidad de pesca, es necesario tener en cuenta algunas consideraciones en lo que se refiere a su uso. La distancia obtenida a partir de localizaciones GPS puede estar sobreestimada debido al error de la interpolación lineal (e.g. Deng et al., 2005, su fig. 4), y en el caso de frecuencias de registro muy altas (< 40 s) y bajas velocidades (< 1 m s⁻¹) debido al error del GPS (Palmer, 2008). En nuestro estudio, la frecuencia de registro fue de 5 s por lo que la velocidad media durante las operaciones de pesca fue de 0.4 m s⁻¹. Las diferencias observadas en la velocidad y la distancia durante la pesca, calculadas con dos frecuencias de registro, puede deberse a ambas fuentes de error. Las celdas utilizadas para cartografiar la

distribución del esfuerzo fueron pequeñas (25 m^2) en relación a la precisión del GPS ($< 15 \text{ m RMS}$), lo que significa que la localización real de un punto corresponde probablemente a celdas vecinas. Por esta razón esperábamos mapas de intensidad de pesca ligeramente “desplazados”. Utilizando un tamaño de celda mayor podríamos solventar parte de este problema, pero crearíamos otros que consideramos menos deseables. Un incremento del tamaño de celda de 25 a 225 m^2 , por ejemplo, nos llevaría a doblar el área positiva. Aunque el error del GPS es preocupante cuando la CPUE se refiere a la captura por área de barrido, como en las artes de arrastre, no afecta a la estimación del tiempo de buceo, la unidad de esfuerzo empleada en pesquerías mediante buceo.

4.4.2. Captura por unidad de esfuerzo

Aunque la CPUE es el índice de abundancia más extendido en pesquerías, presenta una serie de problemas para la evaluación de pesquerías bentónicas, reconocidos en numerosas ocasiones (Hilborn y Walters, 1992; Orensanz y Jamieson, 1998; Buxton et al., 2005; Mundy, 2005). La razón principal es la hiperestabilidad (la abundancia disminuye más rápido que la CPUE) ante una reducción secuencial de la abundancia del recurso. La ausencia de un descenso significativo de la CPUE a lo largo de la campaña de pesca observada en nuestro estudio, observada en otras pesquerías de erizo (Miller y Nolan, 2008), es una manifestación de este problema. La CPUE fue estable en la escala de una OP individual, mientras que el área positiva aumentaba con las sucesivas vistas. Los buceadores dejaron de operar en un área cuando percibían (en base a su experiencia) que no iban a cumplir sus expectativas de captura. Siendo predadores visuales, perciben la reducción de la abundancia del recurso antes de que sus efectos se reflejen en los datos,

resultando un umbral de CPUE relativamente alto para decidir cuando moverse a otra localización (Gorfine y Dixon, 2001). La saturación relacionada con el tiempo de manipulación, también puede contribuir a la estabilidad de la CPUE. Contrariamente a las expectativas que nos planteamos de manera intuitiva (Prince y Hilborn, 1998; Mundy, 2005), el comportamiento de las CPUE como un indicador de la reducción de la abundancia del recurso como consecuencia de la pesca a corto plazo (e.g. en una campaña de pesca) puede que no mejore haciendo “zoom”, es decir, afinando la escala espacial considerada en la recogida y análisis de los datos sobre capturas y esfuerzo.

Si bien, en general las tendencias de la CPUE a la escala espacial más pequeña posible y a corto plazo (dentro de una campaña de pesca), aportaron poca información sobre el proceso de reducción de la abundancia, la CPUE puede aportar información sobre las tendencias de la abundancia a largo plazo, y sobre las diferencias en el estado de los stocks entre regiones. En entrevistas con los pescadores, la percepción de una caída significativa de la CPUE en la última década, es algo que señalado por unanimidad (I. Naya, comunicación personal). Monitorizar la CPUE y la distribución del esfuerzo a lo largo de la campaña de pesca utilizando el enfoque explorado en este estudio, podría permitir la evaluación de tendencias de reducción de la abundancia del recurso. El seguimiento de las capturas y el esfuerzo durante años y a pequeña escala espacial, ha demostrado ser informativa en otras pesquerías mediante buceo (Keesing y Baker, 1998; González et al., 2006) incluso aunque la relación estrictamente lineal entre la abundancia local y la CPUE sea poco probable.

Se han propuesto indicadores alternativos de la abundancia del stock con el fin de superar las limitaciones de la CPUE. La relación entre los tiempos de búsqueda y de pesca, por ejemplo, se ha sugerido como un índice para describir etapas en el desarrollo de un pesquería (Caddy, 1979). Se espera que el tiempo de manipulación sea relativamente más importante en las primeras etapas, mientras que el tiempo dedicado a la búsqueda aumentaría a medida que el recurso se agota. En nuestro caso, los buceadores tenían un buen conocimiento de la localización de las OPs, invirtiendo poco tiempo en la exploración, incluso cuando es sabido que el stock se ha reducido por efecto de la pesca.

La identificación y cartografiado de las OPs a través del análisis de los tracks de pesca, así como la cuantificación de su superficie (es decir, el área positiva), permitió la estimación de un índice alternativo de abundancia local, que intuitivamente nos pareció adecuado: la captura acumulada por unidad de área. La captura por área ha sido propuesta como un índice de abundancia en otras pesquerías mediante buceo, como la pesquería de erizo de California (Schroeter et al., 2009) y la pesquería de oreja de mar de Tasmania (Mundy, 2005; Buxton et al., 2011). En esos casos, la captura por área estuvo basada en eventos individuales de buceo, análogos a la captura por área de barrido en las pesquerías por artes de arrastre. En estas últimas, los índices estándar de CPUE, expresados en capturas por hora o capturas por arrastre, reflejan la captura por área de barrido; en pesquerías mediante buceo no se puede establecer esa vinculación directa entre capturas por unidad de tiempo y capturas por unidad de superficie. La captura por tiempo de buceo (= CPUE) y la captura por unidad de área pueden ser índices muy diferentes en función de la correlación entre el tiempo de buceo y el área

efectiva de pesca. Para la oreja de mar en Tasmania (Buxton et al., 2011) se ha descrito una relación inversa entre CPUE y el área de buceo por hora, que fue interpretada como un incremento en el tiempo de búsqueda a bajas densidades. Esta relación no se observó en la pesquería de erizo de Galicia; en cambio, encontramos una relación inversa entre la captura por área (en una visita) y el área positiva cubierta por hora de buceo. Este patrón puede indicar que los pescadores permanecen durante más tiempo en patches (celdas) de alta densidad, las cuales producen valores altos de capturas, incluso si su CPUE no se ve afectada. La hiperestabilidad sería, en cierta medida, es el resultado de la saturación en la tasa de capturas debido al tiempo de manipulación, que puede restringir efectivamente la CPUE de los buceadores. Este factor puede ser menos importante en los niveles actuales del recurso; en el pasado, los buceadores señalaron niveles de CPUE mucho mayores (I. Naya, comunicación personal). Otro factor compensatorio es que los buceadores pueden nadar más rápido cuando la densidad es menor, mientras mantienen una tasa de capturas razonablemente constante. En estos casos, la captura acumulada por unidad de área positiva, sería un índice de densidad local mejor que la CPUE o la captura en un único evento de pesca. Aunque todavía esto está siendo investigado, se espera que esta nueva dirección aumente la disponibilidad de los datos de esfuerzo a pequeña escala, lo que proporcionaría nuevas posibilidades para la monitorización de pesquerías que se lleven a cabo mediante buceo o mediante recolección manual. La principal potencialidad de este enfoque radica en la posibilidad de utilizarlo en la implementación de estrategias menos dependientes de las estimas de mortalidad y biomasa (por ejemplo, rotaciones o reservas).

4.4.3. Comportamiento de la flota

Las capturas y el esfuerzo acumulado por OPs estuvieron linealmente relacionadas, señalando escasas diferencias en la CPUE media entre OPs. Esto era lo esperado si los pescadores se comportan de acuerdo al Teorema del Valor Marginal (MVT; Charnov, 1976; Hilborn y Kennedy, 1992). Para que los pescadores puedan maximizar sus beneficios, deberían concentrarse primero en las mejores OPs, redistribuyendo el esfuerzo a medida que se reduce la abundancia del recurso en ellas. En consecuencia, en cualquier momento de la campaña de pesca, la CPUE debería ser igual en todas las OPs en las que se hayan iniciado la explotación. El patrón secuencial de explotación, ejemplificado haciendo zoom sobre una OP, junto con la ausencia de disminución de la CPUE a lo largo de visitas sucesivas, indican que el proceso de reducción de la abundancia del recurso como consecuencia de la pesca, no tiene que traducirse necesariamente en un descenso progresivo de la idoneidad a medida que la abundancia local disminuye. Más bien, la CPUE puede fluctuar sin tendencia hasta que el patch se agota y la OP se abandona. La falta de diferencias en la CPUE entre las OPs puede reflejar un cierto grado de equalización de las densidades inducido por la pesquería, pero operando a escalas interanuales.

Mientras que la CPUE debe ser un importante motor del comportamiento de la flota, anomalías en las tendencias permitieron la identificación de factores, además de la percepción de abundancia, que afectan a la idoneidad de una OP, y que podrían contribuir a ocultar la reducción de la abundancia producto de la pesca. En primer lugar, el cambio en las zonas de pesca hacia zonas lejanas al final de la campaña fue debido a la proliferación estacional de algas. En segundo lugar, los dos valores más altos de CPUE se

registraron a sólo 2 km del puerto, hacia el final de la campaña de pesca; cubrieron un área pequeña y se solaparon unos con otros. Lo más probable es que los pescadores “almacenen” bajo el agua las capturas que exceden de la cuota diaria. Esta práctica es frecuente en muchas S fisheries; una manera de reducir costes ajustándose a las regulaciones.

4.4.4. Implementación

Una limitación de los índices que incorporan el área positiva de pesca y la captura acumuladas por área, es que requieren registros completos del esfuerzo y de las capturas a pequeña escala. Las localizaciones GPS proporcionan información detallada sobre la distribución espacial de la intensidad de pesca. Utilizar, a mayores de los GPS, libros de registro (logbooks; e.g. Marrs et al., 2002) no es una opción realista en nuestro caso porque el tamaño pequeño de los botes dificulta el registro de los datos a bordo. Una combinación de información sobre el esfuerzo, extraído de los registros GPS y de las capturas, a través de entrevistas en el puerto, puede ser la mejor opción para implementar un programa de monitoreo en esta y otras pesquerías bentónicas a pequeña escala. En otras pesquerías de erizo de mar, el monitoreo se ha basado únicamente en entrevistas en el puerto, como en la Columbia Británica (Campbell et al, 2001; Perry et al, 2002) y Nueva Escocia (Miller et al., 2008). En nuestro caso, las entrevistas de puerto, por si solas, no son apropiadas para identificar la localización y extensión de los bancos de pesca con la precisión necesaria para construir indicadores de la abundancia espacialmente explícitos como los descritos anteriormente.

La implementación de un programa de monitoreo que incorpore GPS y entrevistas en el puerto, requeriría de asistencia de profesionales cualificados en el ámbito de las cofradías. Estos profesionales encajarían en el perfil definido para los “ecólogos de pie descalzo” (“barefoot ecologist”; Prince, 2003, 2010; Ernst et al., 2010). En Galicia, existe una figura que desempeña ese papel: las “asistencias técnicas”, normalmente biólogos cuyos servicios son retribuidos por las cofradías y subvencionadas por la autoridad pesquera. El diseño de un sistema de monitoreo debe incluir la capacitación de las asistencias técnicas sobre los detalles de la recopilación de datos y herramientas básicas de análisis, una versión de la caja de herramientas (“toolbox”) ideada por Prince (2003).

Capítulo 5. Estructura espacial y estimación de la abundancia del erizo de mar *Paracentrotus lividus* en bancos infralitorales sometidos a explotación comercial.

5.1. Introducción

Muchas de las pesquerías que podemos encontrar en las costas de todo el mundo pertenecen al grupo definido por Orensanz et al. (2005) como pesquerías S (“S-fisheries”). Este término se debe a que la letra *s* encabeza el nombre de todas las características que las definen: pequeña escala (“small-scale”), espacialmente estructuradas (“strong-spatially-structured”) y actuando sobre stocks sedentarios (“sedentary stocks”) localizados en zonas costeras.

Estas pesquerías son radicalmente diferentes de las pesquerías industriales (detallado en Orensanz et al., 2005, su Tabla 5.1) que capturan organismos con alta movilidad (atunes, anchoas y similares), para las cuales se han desarrollado específicamente los modelos clásicos de evaluación y gestión de pesquerías. Durante décadas, muchas de las herramientas diseñadas para las pesquerías industriales, se han aplicado de forma indebida a la evaluación y gestión de “S-fisheries” (Defeo et al., 2007), ignorando la importancia que tiene la dimensión espacial en los procesos que gobiernan la dinámica de estos recursos (Conan, 1984; Orensanz y Jamieson, 1998). Además, la dinámica poblacional de especies de invertebrados bentónicos dependen de condiciones ambientales cambiantes incluso en distancias pequeñas, y de las interdependencias ecológicas, tanto intra- como interespecíficas, que regulan las variaciones demográficas a pequeña escala (p.ej. metros; Caddy, 1975; Orensanz, 1986; Orensanz y Jamieson, 1998).

Uno de los principales problemas para la gestión efectiva de las “S-fisheries” es la falta de datos (Parma et al., 2003, Schroeter et al., 2009; Prince, 2010), ya que su rendimiento económico puede no puede soportar

los costos de métodos intensivos de evaluación (muestreos directos, monitoreo del reclutamiento, observadores en las embarcaciones, etc.) (Freire y García-Allut, 2000; Mundy, 2005). Además, el uso de las capturas por unidad de esfuerzo (CPUE) como índice de abundancia no es posible debido a la hiperestabilidad de la CPUE, que permanece estable mientras la abundancia disminuye (Miller y Nolan 2008, Fernández-Boán et al. 2013). Por otra parte, las medidas de gestión espacialmente explícita, señaladas como las más adecuadas para este tipo de pesquerías (Orensanz y Jamieson, 1998; Ciannelli et al., 2008; Prince, 2010), requieren información a escalas más finas que las obtenidas en los programas de monitoreo estándar (Keesing y Baker, 1998; Andrew et al., 2002; Perry et al., 2002). En este contexto surge la necesidad de (1) poner en práctica métodos de evaluación simples y asequibles que consideren la escala espacial de cada recurso, y (2) maximizar la utilización de los datos obtenidos. En particular, el método de cuadrantes adyacentes en transectos utilizando cabos plomados (“leadeline surveys design”) en muestreos subacuáticos, ha sido propuesto para la estimación de la escala de agregación en invertebrados sedentarios (McGarvey et al., 2010) y para medir la densidad absoluta (en biomasa por m^2) en las pesquerías de varias especies de oreja de mar en el sur de Australia (McGarvey et al., 2008). Los valores de densidad absoluta obtenidos de estos muestreos, son la base para las estimaciones de biomasa total explotable en regiones acotadas; éstas estimaciones se obtienen mediante la combinación de medidas de densidad total de la población, con muestras de frecuencia de talla y una relación peso-talla (Mayfield et al., 2008).

Por otra parte, y dada la importancia de la dimensión espacial en la dinámica de los stocks de invertebrados bentónicos sedentarios, resulta imprescindible la obtención y análisis de datos espaciales a pequeña escala para describir la distribución y abundancia de los organismos. En este sentido, además de la estimación de la densidad (el número de individuos por unidad de área), es necesario tener en cuenta un concepto relacionado, aunque diferente: la noción de concentración (Iwao, 1976; Clark, 1982) o “crowding” (que hace referencia al acto de agolparse, amontonarse o apiñarse) (Lloyd, 1967). La concentración podría definirse como la densidad experimentada por un individuo junto con otros de su misma especie (en oposición de la densidad en una localización arbitraria). Los perfiles de concentración resumen estas condiciones de densidad (propiedades de segundo orden del proceso espacial; Orensanz et al., 1998), ofreciendo un enfoque diferente, desde el punto de vista ecológico, al del análisis de la densidad. El análisis de la distribución de concentraciones es clave para el estudio tanto de las interacciones dependientes de la densidad (como el éxito reproductivo y la protección de los juveniles), como de los efectos ecológicos de la distribución diferencial del esfuerzo de pesca (Orensanz et al. 1998), y de ahí sus implicaciones para la gestión de invertebrados sedentarios (Prince y Hilbor, 1998).

Para el estudio de la distribución espacial y la obtención de estimaciones de abundancia (número de individuos por área) es frecuente el empleo de técnicas de estadística espacial o geoestadística (Petitgas, 1993, 2001), una rama de la estadística aplicada que se centra en detectar, modelar y estimar la variabilidad espacial en datos geo-referenciados (Matheron, 1971; Clark, 1979; Rossi et al., 1992). Estos métodos utilizan varios procedimientos

estadísticos (p.ej., construcción de variogramas y estimación de la covarianza espacial) para cuantificar la autocorrelación espacial (o “dependencia espacial”; p.ej., Isaaks y Srivastava, 1989; Rossi et al., 1992) que existe cuando las muestras cercanas son más parecidas entre si que muestras lejanas, lo que ocurre cuando la especie está espacialmente estructurada (por ejemplo en agregados o “patches”). El uso de estas técnicas se introdujo en pesquerías durante la segunda mitad de los 1980s (Conan, 1985) y desde entonces han sido aplicadas en el estudio de varios grupos de invertebrados bentónicos, incluyendo bivalvos (Warren, 1998; Gutiérrez y Defeo, 2003; Morsan, 2003; Adams et al., 2008, 2010; Rufino et al., 2008; Mueller et al., 2012), crustáceos decápodos (Conan et al., 1988a, 1988b; Conan y Wade, 1989; Mello, 1992; Comeau et al., 1998; Maynou, 1998; Jensen y Miler, 2005; Ríos-Lara et al., 2007; Corgos et al., 2010 y referencias en su tabla 5; Lauria et al., 2015) y equinodermos (Grabowski, 2005, Addis, 2009, 2012).

En el presente estudio utilizaron técnicas geoestadísticas para analizar datos obtenidos de un muestreo sistemático de poblaciones submareales, a una escala espacial de banco de pesca (en el sentido de Ouréns et al., 2014), que es la utilizada por los propios pescadores para identificar sus zonas de pesca. La especie objetivo fue el erizo de mar *Paracentrotus lividus*, un equinodermo bentónico sedentario de comportamiento agregado sometido a explotación comercial por métodos de buceo, y cuya distribución espacial presenta una alta variabilidad (Fernández-Boán et al., 2013). Esta especie es el objetivo de una pesquería S localizada en la Comunidad Autónoma de Galicia, en el extremo noroccidental de la Península Ibérica (Catoira et al. 1994a, Catoira 2004, Fernández-Boán et al., 2012). De las medidas de

gestión que afectan a esta pesquería (detalle en la Introducción de esta Tesis), para este estudio cabe destacar que la profundidad de trabajo está restringida a 12 m. y que la campaña de pesca se desarrolla entre Octubre y Abril, dado que analizaremos el contraste entre la situación del stock antes y después de una campaña de pesca. El impacto de la pesca sobre las poblaciones de *P. lividus*, ha sido estudiado principalmente en el Mediterráneo, tanto en lo que se refiere a la pesca comercial (Guidetti et al. 2004; Pais et al. 2007, 2012; Addis et al., 2012), como a la pesca recreativa (Gianguzza et al. 2006; Pais et al. 2007; Tessier et al., 2010, Ceccherelli et al., 2011). En las costas atlánticas este fenómeno ha sido mucho menos estudiado (Bertocci et al., 2014) a pesar del peso de las pesquerías gallegas en la producción europea de erizo (ver Introducción de esta memoria).

Los objetivos de este trabajo son (1) determinar la distribución espacial de *P. lividus*, (2) realizar estimas regionalizadas de abundancia del stock comercial en subregiones de los bancos de erizo donde el erizo presenta densidades comerciales (“patches”), y (3) analizar el efecto de la pesca sobre la distribución espacial y la abundancia de las poblaciones afectadas.

5.2. Métodos

5.2.1. Área de estudio

El área de estudio se corresponde con el ámbito territorial de la cofradía de Lira, que se extiende desde la desembocadura del Río Larada al Norte hasta Punta Insua al Sur (Fig. 5.1). En la zona predominan los sustratos rocosos someros y son abundantes los bajos y los afloramientos rocosos, excepto en el extremo norte, donde se localiza la playa de Carnota, de sustrato arenoso.

Una descripción del hábitat de esta zona puede encontrarse en Ouréns et al. (2013).

Se seleccionaron dos estaciones de muestreo en el área de estudio. Su selección se realizó primando criterios de cercanía a puerto y frecuencia de la explotación comercial. La estación Sur Punta de los Remedios (E1) se localiza cerca de la línea de costa, en una zona somera de sustrato rocoso continuo. La otra estación, Cuberto (E2), se encuentra alejada de la línea de costa unos 2 km, y está formada por bajos rocosos que sólo afloran en superficie durante las mareas vivas (Fig. 5.1). Ambas zonas están expuestas a los vientos de NE dominantes en la zona.

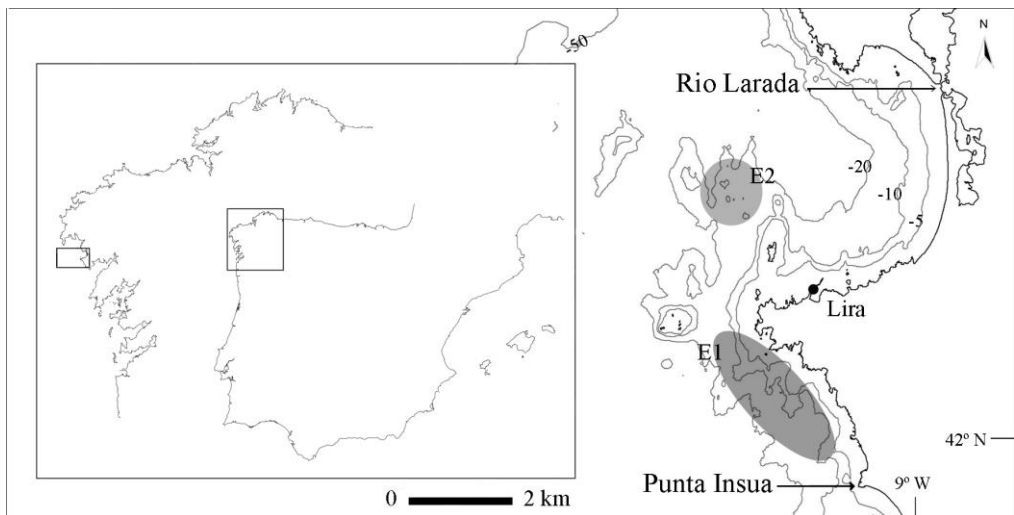


Figura 5.1. Localización del área de estudio y límites del ámbito territorial de la cofradía de Lira: Río Larada al Norte y Punta Insua al Sur. Las zonas sombreadas corresponden con las dos estaciones de muestreo seleccionadas para este estudio.

5.2.2. Diseño del muestreo

Se realizaron dos muestreos en cada estación antes y después de la temporada de pesca: el 5 de Febrero y el 6 de Octubre de 2007 en E1, y el

29 de Enero y el 12 de Octubre del mismo año en E2. La campaña comercial 2006/2007 empezó el 15 de Enero y terminó el 30 de Abril.

El conteo de individuos dentro de cuadrantes, es uno de los métodos clásicos más populares para obtener datos espaciales con los que poder analizar la distribución espacial y la abundancia en invertebrados bentónicos sedentarios (Orensanz et al., 1998). Esto se debe a su sencillez de ejecución, que se incrementa si los cuadrantes son contiguos, siendo esta una cuestión relevante cuando se trata de muestreos por buceo.

Las unidades de muestreo empleadas en este estudio fueron cuadrantes de 5 m de largo por 1 m de ancho, dispuestos de manera contigua a lo largo de transectos de 200 m. Los transectos se distribuyeron respecto a la línea de costa en E1 y alrededor de un bajo rocoso en E2. Se dispusieron perpendicularmente a la línea de costa, paralelos y separados entre si 100 m (Fig. 5.2). En E1 se planificaron 18 transectos en dirección 45°, cuyo extremo más cercano a la línea de costa fue la línea batimétrica de 5 m según la carta náutica número 926 del Instituto Hidrográfico de la Marina. En E2 se planificaron 16 transectos alrededor del bajo cartografiado en la misma carta náutica en dirección 90°, aunque un error durante el trabajo de campo hizo que los transectos de enero de 2007 en E2 se trazaran en dirección 45°.

Tras localizar el punto de inicio de cada transectos con un GPS, se tendía sobre el fondo un cabo plomado de 200 m de longitud marcado cada 5 m, siguiendo un rumbo predefinido. El buceador, equipado con profundímetro y equipo semiautónomo, recorría el cabo anotando, para cada tramo de 5 m,

el número de erizos en una franja de 1 m de ancho, cuyo punto medio era el cabo guía, la profundidad y el tipo de sustrato (roca, arena o mezcla de ambos). Para calcular el área de conteo, los buzos llevaban una barra de acero inoxidable de 1 m de longitud, con el punto central marcado. Durante el trabajo de campo un GPS registraba la localización de la embarcación que largaba los transectos cada 5 seg. El track resultante fue empleado para corregir la posición de los transectos en caso de desviaciones debidas a bajos no cartografiados que impidiesen la navegación.

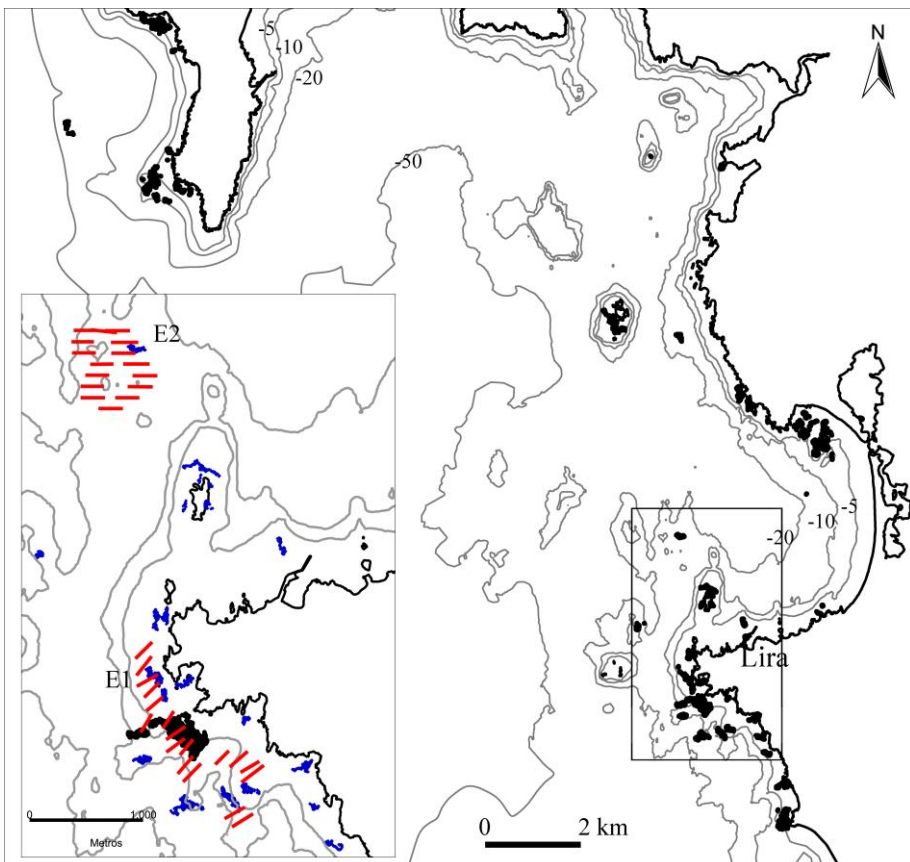


Figura 5.2. Localización y distribución de los transectos (líneas rojas en el rectángulo con zoom) planificados en las estaciones de muestreo E1 y E2. Los clusters en azul y negro son oportunidades de pesca (OPs) identificadas en Fernández-Boán et al. (2013). El cluster en negro del rectángulo con zoom es la OP 7. La parte de los transectos de E1 que se solapan con la OP 7 será analizada en este estudio y nos referiremos a ella como OP 7s.

Mediante un sistema de información geográfico (ArcGIS v. 10.1), se estimaron las coordenadas de los puntos centrales de los cuadrantes de 5 x 1 m, y se asignó a cada uno el valor resultante del conteo de erizos en cada tramo.

5.2.3. Datos de otros estudios

Durante la campaña de pesca 2006/2007 se llevó a cabo un estudio paralelo en el que se cartografiaron zonas de pesca (*oportunidades de pesca, OP*) a pequeña escala mediante el uso de dispositivos GPS instalados en los botes de la flota (Fernández-Boán *et al.* 2013). Al superponer la cartografía generada en este estudio (con las OPs), con la cartografía del presente estudio (con los transectos lineales), se observa que parte de seis de los transectos de E1 discurren sobre el área identificada como OP 7 en Fernández-Boán *et al.* (2013). En los tramos en los que existe solapamiento se contabilizaron 73 cuadrantes (de 5 x 1 m), cada uno de los cuales está asociado al número de erizos contabilizados antes y después de la campaña de pesca. Nos referiremos a este sub-grupo de cuadrantes de E1 como OP 7s.

Se comparará la distribución de frecuencias de las densidades de erizo (individuos·cuadrante⁻¹) de OP 7s, con el resto de la estación E1, a la que nos referiremos como E1s, es decir, E1s contiene los cuadrantes de E1 menos los 73 cuadrantes de OP 7s. Se estimará la densidad media en OP 7s y se comparará con la registrada en E1s, así como el porcentaje de reducción de erizos tras la pesca y las densidades mínimas a las que se realizó la pesca.

Conocemos que sobre los cuadrantes de OP 7s se ha ejercido un esfuerzo de pesca importante entre marzo y abril de 2007. De hecho, la OP 7 fue la de

mayor extensión (5.5 ha) y en la que se realizó el mayor esfuerzo efectivo de pesca (24 horas de buceo, un 19.5% del total).

5.2.4. Análisis de la información

5.2.4.1. Distribución espacial: densidad y concentración

Se estudió la distribución espacial del erizo en cada estación antes y después de la campaña comercial 2006/2007 a través de la distribución de frecuencias de las densidades en los cuadrantes de 5 m² y de los perfiles de concentración derivados de las anteriores. En el primer caso se representa el número de cuadrantes a diferentes densidades de erizo, y en el segundo el número de individuos que experimentan una determinada concentración, asumiendo que todos los individuos del cuadrante viven a la misma concentración.

5.2.4.2. Mortalidad y tasa de explotación

Se estimaron las tasas de explotación ($E = N_t/N_0$) y de mortalidad ($Z = -\ln N_t/N_0$, Ricker, 1975), siendo N_t el número de individuos censados en el periodo pre-pesca y N_0 el número contabilizado en post-pesca, asumiendo que en entre el momento pre- y post-pesca la mortalidad natural es cero.

5.2.4.3. Estructura espacial: Geoestadística

La distribución espacial de la densidad de erizo antes y después de la campaña de pesca en las dos estaciones de muestreo y en la OP 7, se analizó por medio de técnicas geoestadísticas, que tienen en cuenta la autocorrelación espacial de los datos para cuantificar la estructura espacial de los mismos y después realizar predicciones construyendo modelos de estimación (Conan, 1985). En el análisis geoestadístico, la covarianza del

parámetro estudiado (número de erizos en cuadrantes de 5 m x 1 m, en este estudio) se modela en términos de distancia entre las unidades de muestreo (Matheron, 1971); se calcula la semivarianza de todos los pares de muestras y se representan en un variograma empírico, sobre el que se realiza un ajuste a modelos teóricos de semivarianza; nosotros realizamos los ajustes a los modelos teóricos esférico, exponencial, y gaussiano. Los parámetros obtenidos en el ajuste se utilizan para generar una superficie de distribución de la variable de estudio. El estimador de los semivariogramas experimentales es el siguiente (Wackernagel, 1995):

$$\phi^2(h) = \frac{1}{2n \sum_{i=1}^N [Z(x_i) - Z(x_i + h)]^2}$$

Donde $\phi(h)$ es la semivarianza entre puntos separados una distancia h ; $Z(x_i)$ y $Z(x_i + h)$ son los valores de densidad de erizo en una localización x_i y las localizaciones que están a una distancia h de x_i , respectivamente; n es el número de pares de localizaciones muestreadas; y N es el número de localizaciones muestreadas.

Los parámetros estimados de los modelos teóricos fueron: el “nugget” (C_0), es la discontinuidad en el origen a distancia $h=0$, que describe la medida del error y/o la variación a microescala, resultado ésta de la variación a pequeña escala no detectada con los cuadrantes utilizados en el muestreo. El rango (A_0), representa la distancia a la que la semivarianza deja de aumentar, indicando la distancia a partir de la cual las muestras son espacialmente independientes unas de otras (Isaaks y Srivastava, 1989) y el diámetro medio de las agregaciones (Webster y Oliver, 2007). La meseta o “sill”

(C_0+C) , es la asíntota del variograma a un determinado rango (A_0). El sill consta de nugget (C_0) y sill parcial (C), esta última describe el componente espacial de la semi-varianza o varianza estructural. También se estimó la proporción de varianza explicada por el componente de la estructura espacial [$C_0/(C_0+C)$]. La ratio entre los valores del nugget y el sill describe el grado de autocorrelación espacial: una ratio menor del 25% sugiere que existe una intensa autocorrelación espacial, si la ratio oscila entre el 25 y el 75%, indica un grado medio de autocorrelación espacial y si es mayor del 75% es débil. El análisis geoestadístico se llevó a cabo utilizando la extensión Geostatistical Analyst del software ArcGIS (ESRI, versión 10.2).

Antes de llevar a cabo el análisis geoestadístico se realizó un análisis exploratorio con el fin de conocer las características de los datos a analizar y poder así optimizar el proceso. En este análisis se valoró la distribución de los datos y la presencia de tendencias globales. El análisis de normalidad mostró distribuciones altamente sesgadas y con un alto número de ceros. Como los variogramas, punto central del análisis geoestadístico, son muy sensibles a los valores extremos, y éstos fueron frecuentes en nuestros datos, fue necesario aplicar una transformación “normal score” (Normal Score Transformation, NST, Goovaerts, 1997; Deutsch y Journel, 1998; Wu et al., 2011) (Fig. 5.3). La NST reemplaza cada observación por el correspondiente cuantil de la distribución normal estándar, permitiendo la normalización de cualquier histograma con independencia de su forma original. Este tipo de transformación es ampliamente utilizado en el análisis geoestadístico para transformar distribuciones altamente sesgadas (e.g. Wang et al., 2002; Emery, 2005; Ortiz et al., 2010; Qu et al., 2014) ya que la normalidad de los datos es un requisito indispensable para la óptima

aplicación del kriging como método de interpolación. Los valores resultantes tras el proceso de análisis fueron transformados de nuevo a las unidades de origen (“back-transformation”).

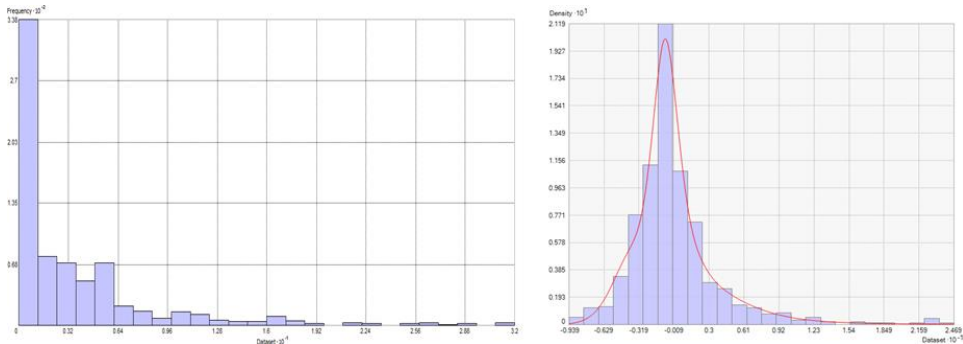


Figura 5.3 Distribución de frecuencias del número de individuos cuadrante⁻¹ antes y después de la transformación normal score (NST) en la estación de muestreo E1 antes de la pesca.

El análisis de la tendencia global de los datos se realizó utilizando la herramienta *Trend Analysis*, que proporciona una perspectiva tridimensional y donde se ajustan polinomios en diferentes planos de proyección de los datos. Las tendencias implican cambios sistemáticos en los valores de los datos en el área de estudio. Si existe tendencia, la media de los datos no es la misma a lo largo del área de estudio, incumpliendo el supuesto de estacionaridad.

En las dos estaciones de muestreo se observaron tendencias, tanto antes como después de la campaña de pesca. Estas tendencias tenían forma de parábola, por lo que un polinomio de segundo orden se consideró como una buena opción para eliminarlas (ESRI, 2015). Se eliminaron las tendencias

de los datos para el cálculo de los semivariogramas, pero fueron añadidas de nuevo en el cálculo de las superficies de predicción.

5.2.4.4. Análisis de la dependencia espacial

Una vez examinados los datos se procedió al ajuste de los semivariogramas teniendo en cuenta los resultados del análisis exploratorio. El ajuste del semivariograma es un proceso complejo debido a que algunos de los parámetros clave se definen de modo subjetivo por el analista en función de sus conocimientos previos sobre el proceso concreto a estudiar.

En este estudio, se fijó el número de lags en 12 para todos los modelos; los *lags* son el número de clases en las que se dividen las distancias representadas en el eje *x* del semivariograma. La elección del tamaño de *lag* se estableció teniendo en cuenta la distancia media entre puntos y sus vecinos más próximos (Johnston et al., 2001). Esto proporciona un tamaño de *lag* aceptable debido a que cada *lag* incluirá por lo menos varios puntos. Tomando como referencia esta regla general, el tamaño de *lag* se modificó para ajustar la posición del rango con respecto al semivariograma y así optimizar el ajuste en cada modelo concreto (Johnston et al., 2001). El tamaño de *lag* se corresponde con la distancia de cada clase en la que se agrupan pares de localizaciones para reducir el gran número de combinaciones.

Una vez ajustado cada modelo se evaluó la presencia de influencia direccional (Fig. 5.4), es decir, si el patrón de correlación cambia con la dirección y en todos los ajustes se detectó anisotropía.

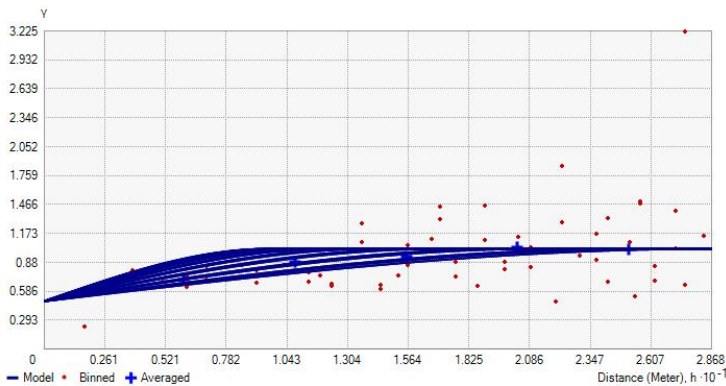


Figura 5.4 Semivariogramas direccionales ajustados a modelos esféricos para la estación de muestreo El antes de la campaña de pesca. Se observa presencia de anisotropía

La anisotropía detectada en el análisis del semivariograma se incorporó en el modelo para fijar la influencia direccional de la autocorrelación en la superficie resultante. El programa calcula automáticamente los parámetros óptimos (p.ej., el rango mayor, el rango menor, y el ángulo de dirección) para incluir la influencia de la anisotropía en el modelo.

5.2.4.5. Generación de la superficie de predicción

La información generada durante el ajuste de los semivariogramas teniendo en cuenta la tendencia y la influencia direccional de los datos, se utilizó, junto con la configuración y valores en las localizaciones que rodean a cada punto de predicción, para generar la superficie de predicción.

El límite en el número de observaciones a utilizar en cada punto de la superficie de predicción, se estableció considerando una elipse de cuatro sectores con el fin de evitar sesgos en una dirección concreta. El número mínimo de puntos a incluir en cada sector se fijó en 3 (Webster y Oliver, 2007; Krivoruchko, 2001). Cada punto tiene asignados diferentes pesos en

función de la distancia a la localización a predecir (estimados en base al inverso de la distancia ponderada, IDW). El diámetro mayor y menor de la elipse viene fijado por el rango mayor y menor calculado en el ajuste del semivariograma, al igual que la dirección en la que se localiza el rango mayor, en nuestro caso NE-SO.

Los mapas de predicción de la abundancia de erizo para las dos estaciones de muestreo y para la OP 7 en las situaciones pre- y post-pesca, fueron generados utilizando la técnica de kriging simple, que asume el modelo $Z(s) = \mu + \varepsilon(s)$, donde μ es una constante conocida. En nuestro caso, al haber aplicado una transformación NST y no utilizar declustering como opción en la rutina de análisis de Geostatistical Analyst ArcGIS, podemos asumir que la media es cero (Olea, 1999); por lo tanto la tendencia en los residuos, sobre los que aplicamos el kriging simple, también es cero. El tamaño de grid se fijó en 5 m² teniendo en cuenta el diseño del muestreo (Isaaks y Srivastava, 1989).

En cada uno de los seis casos analizados, el modelo que mejor explica la estructura espacial de la distribución de los erizos se seleccionó en función de los resultados de la validación cruzada (Deutsch y Journel, 1998), una técnica que utiliza la estrategia de eliminar secuencialmente uno de los n puntos de muestreo, calcular el variograma correspondiente, y estimar el valor de predicción con los $n-1$ valores restantes. La validación cruzada informa de qué modelo proporciona la predicción más precisa, es decir, qué modelo predice mejor los valores desconocidos. Del proceso se obtienen cinco estadísticos de los errores de predicción del kriging: Mean Error (ME),

Root Mean Square Error (RMSE), Mean Standard Error (MSE), Root Mean Square Standard Error (RMSSE) y Average Standard Error (ASE). (p.ej. Nikroo et al., 2009; Aidoo et al., 2015; Montealegre et al., 2015).

$$ME = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N [Z[(x)_i] - Z'[(x)_i]]$$

$$MSE = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N [Z_1(x_i) - Z_2(x_i)]$$

$$ASE = \sqrt{\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N \left[Z'(x_i) - \frac{\sum_{i=1}^N Z'(x_i)}{N} \right]^2}$$

$$RMSE = \sqrt{(1/N \sum_{i=1}^N [Z(x_i) - Z'(x_i)]^2)}$$

$$RMSSE = \sqrt{(1/N \sum_{i=1}^N [Z_1(x_i) - Z_2(x_i)]^2)}$$

El mejor modelo de predicción es el que presenta (1) un error medio (ME) y un error estandarizado medio (MSE) próximos a cero, lo que indica que la predicción es insesgada (centrada en los valores medidos): (2) el menor “root-mean-squared prediction error” (RMSE), señalando que los valores predichos por el modelo se aproximan a los valores muestreados; y (3) valores similares del error estándar de la predicción (ASE) y el “root-mean-squared prediction error”, que señalan una estimación correcta de la variabilidad de la predicción, lo que significa que el modelo presenta una estimación válida de la incerteza. El “standardized root-mean-squared prediction error” debe ser próximo a uno si los errores estándar de predicción son válidos.

A partir de los mapas de predicción generados por kriging simple, se cuantificó el área ocupada por las siguientes clases de densidad (0-5, 6-10, 11-15, 16-20, >20 individuos·cuadrante⁻¹). Además, se identificaron visualmente los “patches” o agregaciones de erizo y se estimó en ellas el área de las mismas clases de densidad y la abundancia de erizo, considerando el peso medio de las capturas comerciales en los mismos bancos de pesca y en la misma campaña de pesca: 106.8 ± 26.4 g (s.d.) (n = 200) en E1 y 116.2 ± 27.0 (n = 75) en E2.

5.3. Resultados

Los transectos discurrieron en su mayor parte sobre sustrato rocoso; el 78.1% del área prospectada fue clasificado como roca, el 5.5% arena y el 16.6% una mezcla de los dos. Como era de esperar, la mayor parte de los erizos (94.1%) se encontraron sobre sustrato rocoso y sólo el 0.1% (10 erizos) sobre sustrato arenoso. La profundidad media fue 8.7 m (s.d. = 2.9) en la estación E1, y 15.9 m (SD = 3.8) en E2.

5.3.1. Densidad, concentración

En general, las distribuciones de frecuencia de densidades (Fig. 5.5) mostraron una marcada asimetría con un elevado número de valores nulos (cuadrantes sin erizos, entre el 18.6 y el 64.2% del total), y valores altos de baja frecuencia (coeficiente de asimetría entre 1.8 y 3.6; kurtosis entre 6.4 y 21.3).

En situación de pre-pesca, los valores nulos fueron más frecuentes en E1 que en E2, del orden del doble (Fig. 5.5). La distribución de densidades fue similar en las dos estaciones de muestreo: en ambas alrededor del 86% de

los cuadrantes con erizo registraron densidades de entre 1 y 10 individuos·cuadrante⁻¹. En estos cuadrantes se contabilizaron el 55.8 y el 44.2% de los erizos en E1 y E2, respectivamente.

La tasa de explotación en las dos estaciones de muestreo fue similar (45.0% y 47.2%, en E1 y E2, respectivamente), mientras que en OP 7s fue menor, del 35.91%. Las tasas de mortalidad fueron de 0.80, 0.75 y 1.02 en E1, E2 y OP 7s, respectivamente.

Comparando la situación pre- y post-pesca (Fig. 5.5 y 5.6), se puede observar un descenso generalizado en todas las clases de densidad excepto en la clase 0 (cuadrantes sin erizo), que fue el doble que antes de la pesca en E1 y casi el triple en E2. El descenso afectó principalmente a las densidades de erizo más altas, dado que después de la pesca no se registraron densidades de más de 23 individuos·cuadrante⁻¹ en E1 (con una excepción) y de 16 individuos·cuadrante⁻¹ en E2. En dichos cuadrantes se encontraron el 11.9 y el 16.2% de los erizos antes de la pesca en E1 y E2, respectivamente. La densidad media descendió de 3.6 a 1.6 individuos·cuadrante⁻¹ en E1 y de 4.5 a 2.0 individuos cuadrante⁻¹ en E2. Considerando sólo los cuadrantes con presencia de erizo descendió de 5.3 a 4.5 individuos·cuadrante⁻¹ en E1 y de 5.5 a 4.3 individuos·cuadrante⁻¹ en E2.

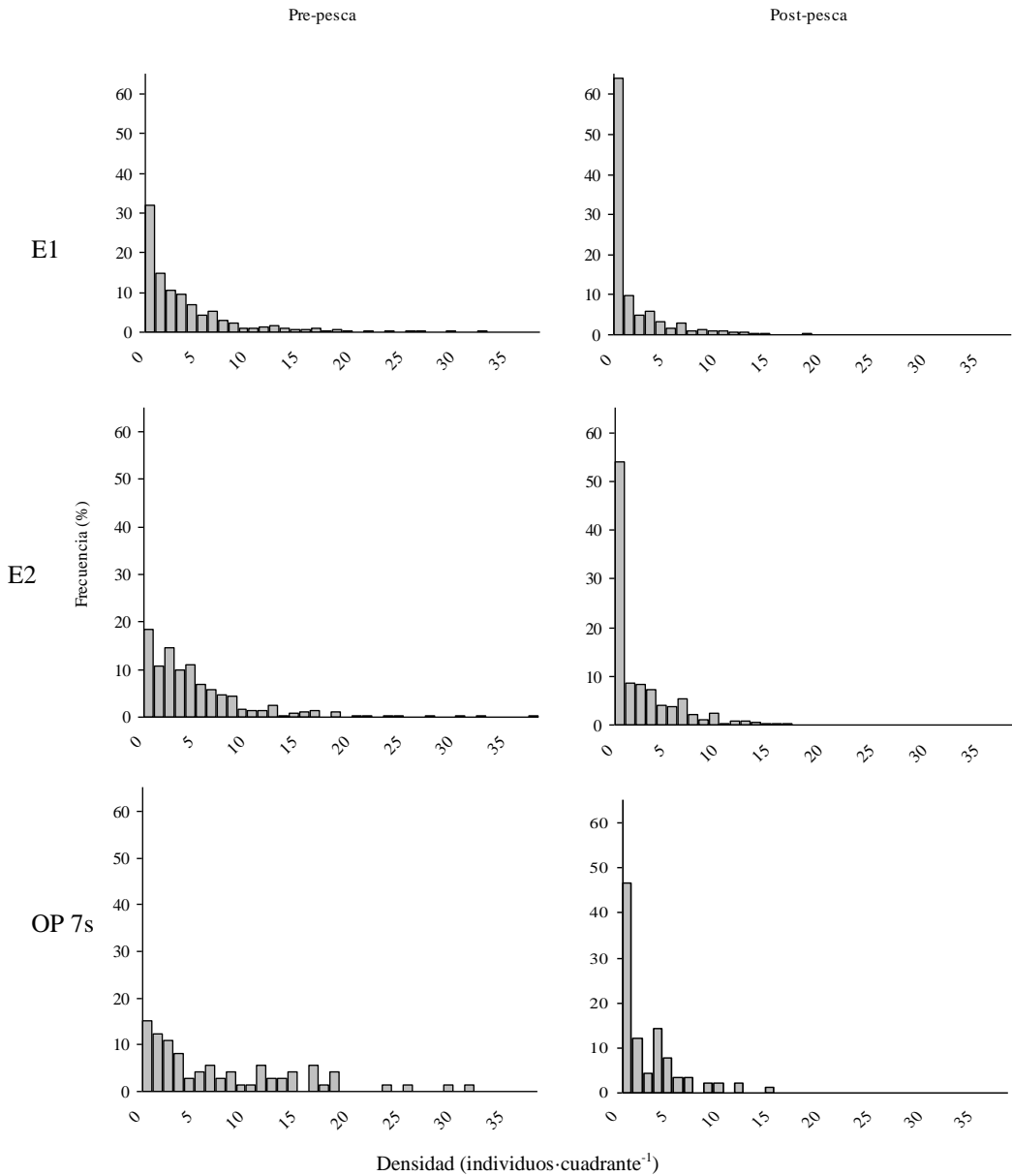


Figura 5.5. Distribución de frecuencias de densidades por cuadrante en las dos estaciones de muestreo antes y después de la campaña comercial 2006/2007, y en OP 7s (ver texto).

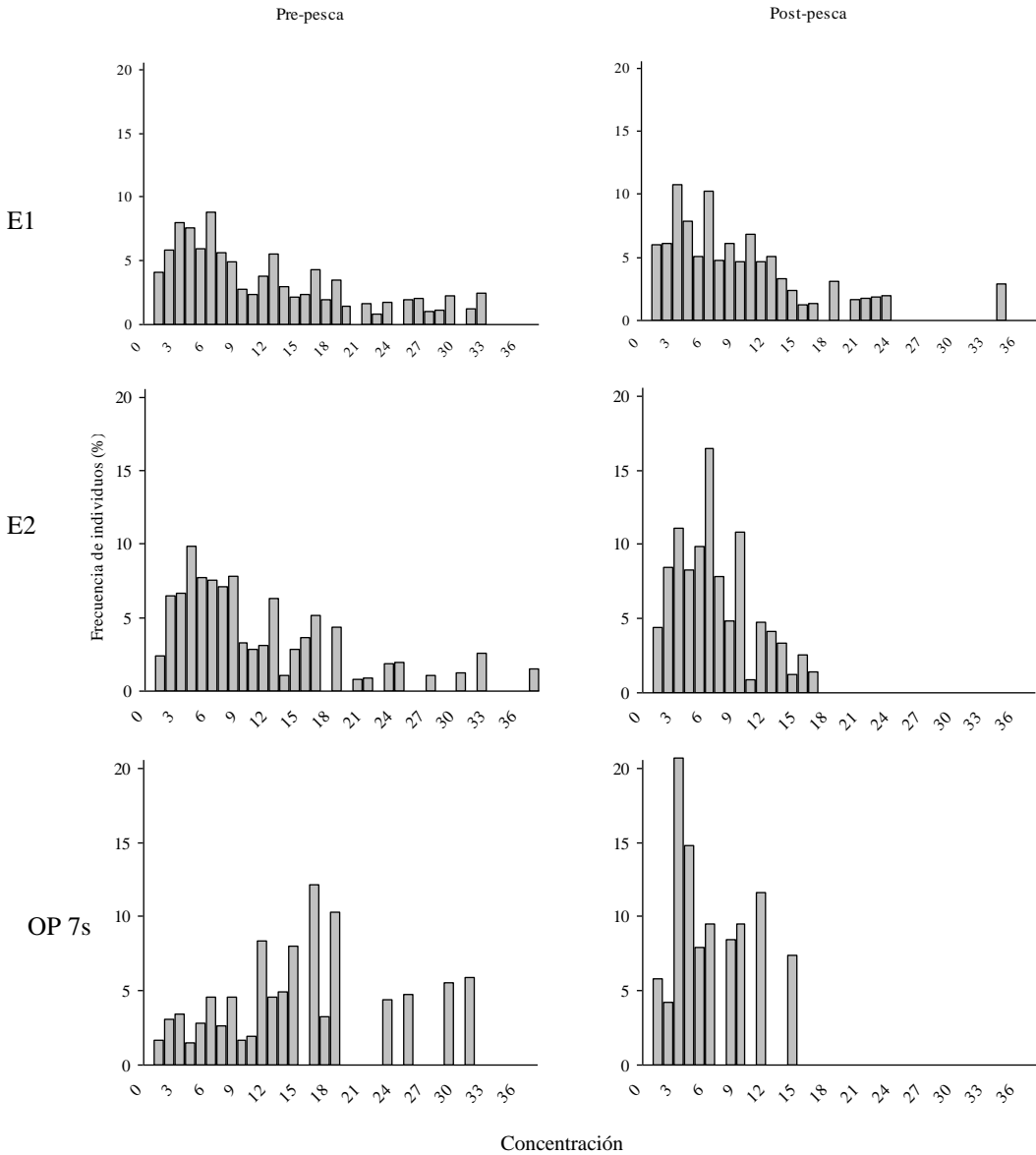


Figura 5.6. Distribución de frecuencias de la concentración en las dos estaciones de muestreo antes y después de la campaña comercial 2006/2007, y en OP 7s (ver texto). La concentración es la densidad experimentada por un individuo junto con otros de su misma especie (ver texto).

Para determinar si el esfuerzo de pesca se concentró en los cuadrantes de mayor densidad de erizo, se sumó el número de erizos contabilizados en esos cuadrantes (erizos por clases de densidad ordenadas de mayor a menor, en pre-pesca) hasta el número de erizos que resulta de la diferencia de los registrados antes y después de la campaña, se obtiene que la pesca se realizó sobre los cuadrantes con una densidad igual o superior a 7 individuos·cuadrante⁻¹ en las dos estaciones de muestreo. Esta densidad es superior a las densidades medias registradas en las dos estaciones de muestreo.

Los erizos contabilizados en OP 7s representan el 20.2% de los contabilizados en E1 antes de la pesca, y fueron registrados en el 10.1% del área muestreada de E1. La densidad media antes de la campaña de pesca en OP 7s fue 7.2 individuos·cuadrante⁻¹, mayor que la registrada en E1s (4.9 individuos·cuadrante⁻¹ considerando sólo celdas con erizo), lo que indica que los pescadores seleccionaron activamente zonas con densidades de erizo superiores a la media.

En el perfil de concentración de la OP 7s en situación de pre-pesca, el pico de densidades se encuentra desplazado hacia la derecha con respecto al registrado en E1s (Fig. 5.7). De hecho, el 51.5% de los erizos de OP 7s, se encontraron en densidades de entre 11 y 18 individuos·cuadrante⁻¹, mientras que sólo el 20.2% de los erizos de E1s se situaron en el mismo rango. Ocurre lo contrario a densidades menores (entre 1 y 10 individuos·cuadrante⁻¹), que fueron poco frecuentes en la OP 7s (27.9% de erizos) comparado con E1s (63.0% de erizos). Las densidades mayores de

18 individuos·cuadrante⁻¹ contuvieron el 16.8 y 20.5% de los erizos contabilizados en la OP 7s y en E1s, respectivamente.

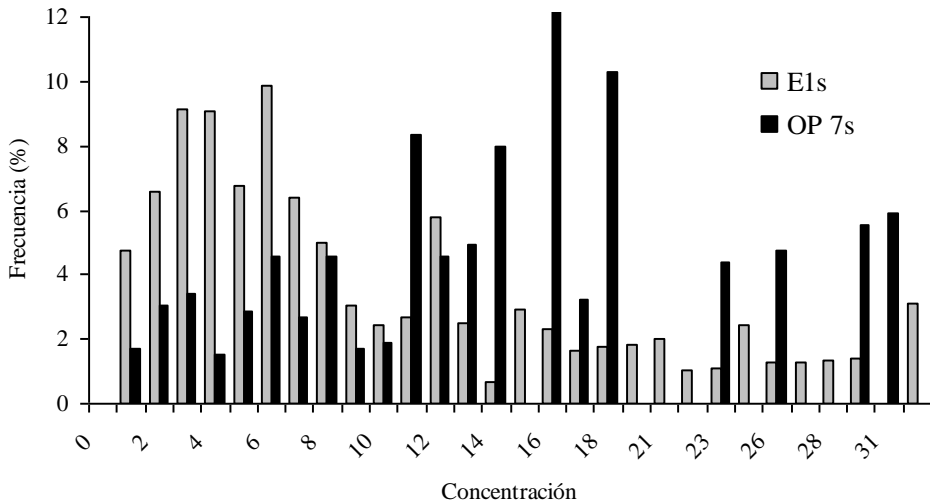


Figura 5.7. Distribución de frecuencias de la concentraciones de erizo en OP 7s y en E1s.

Si de nuevo asumimos que el esfuerzo de pesca se concentra en los cuadrantes de mayor densidad de erizo de OP 7s, la pesca se realizó sobre densidades iguales o superiores a 12 individuos·cuadrante⁻¹, una densidad mayor que a la que se pescó en las dos estaciones de muestreo, y su vez mayor a la densidad media en las mismas.

Los perfiles de concentración (Fig. 5.6) de los muestreos llevados a cabo antes de la explotación fueron del Tipo C descrito por Orensanz et al. (1998a) (equivalente al Tipo III de Prince y Hilborn, 1998), típico de poblaciones de invertebrados bentónicos a escalas del orden de uno a varios metros cuadrados. Tras la explotación los perfiles de concentración continúan siendo de Tipo C. Los perfiles de concentración acumulados (Fig.

5.8) mostraron una disminución brusca de concentraciones de erizo más altas, especialmente en OP 7s.

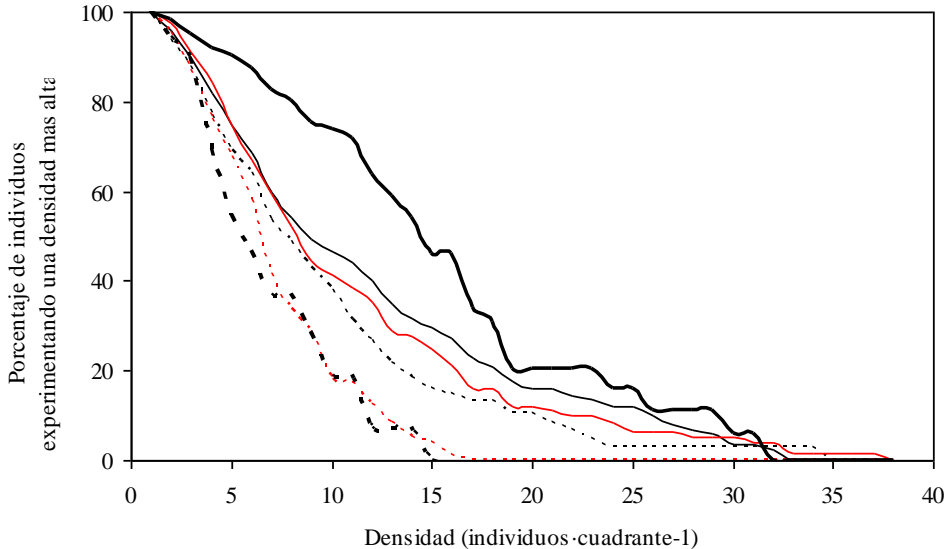


Figura 5.8. Perfiles de concentración acumulados en las estaciones de muestreo E1 (líneas negras finas), E2 (líneas rojas) y en OP 7s (líneas negras gruesas), antes (líneas continuas) y después (líneas discontinuas) de la campaña de pesca 2006/2007.

5.3.2. Análisis estructural e interpolación

A la vista de los errores de predicción estimados en el ajuste a los tres modelos teóricos (Tabla 5.1), se seleccionaron los modelos exponenciales en E1 pre-pesca, E1 post-pesca y en E2 pre-pesca. En E2 post-pesca el mejor ajuste se consiguió con el modelo esférico. En OP 7s los mejores modelos fueron el gaussiano y el esférico en situación pre- y post-pesca, respectivamente. Estos modelos presentaron el menor error cuadrático medio de predicción (RMSE) y sus valores de RMSE y de la media del error estándar (ASE) están más próximos entre si. Los ME y los MSE fueron cercanos a cero, y los RMSSE cercanos a uno.

Tabla 5.1. Parámetros de los modelos teóricos ajustados a los semivariogramas del número de individuos·cuadrante⁻¹. C₀ = efecto pepita, C₀+C = sill, A₀ = rango. ME = Mean Error, RMSE = Root Mean Square Error, MSE = Mean Standard Error, RMSSE = Root Mean Square Standard Error y ASE = Average Standard Error. Las filas sombreadas son los modelos que presentan un mejor ajuste (ver texto).

Estación	Pre-/Post. p	Modelo teórico	Errores								
			C ₀	C ₀ +C	A ₀	C/(C ₀ +C)	ME	RMSE	ASE	MSE	RMSSE
E1	Pre-pesca	Esférico	0.486	1.02	28.7	52.2	-0.033	3.8762	3.792	0.0133	1.0261
		Exponencial	0.285	1.04	28.7	72.7	-0.015	3.8551	3.844	0.0158	1.0134
		Gaussiano	0.608	1.03	28.7	40.9	-0.023	3.8663	3.819	0.0150	1.0213
	Post-pesca	Esférico	0.498	1.15	46.2	56.7	-0.047	2.8577	2.632	-0.0203	1.2353
		Exponencial	0.331	1.15	46.2	71.3	-0.046	2.8095	2.615	-0.0189	1.1635
		Gaussiano	0.616	1.20	46.2	48.6	-0.038	2.9025	2.669	-0.0266	1.2973
E2	Pre-pesca	Esférico	0.419	1.01	29.5	58.5	-0.044	3.5818	3.534	0.0125	1.0314
		Exponencial	0.159	1.03	29.5	84.5	-0.033	3.6035	3.572	0.0105	1.0306
		Gaussiano	0.543	1.02	29.5	46.8	-0.039	3.5775	3.544	0.0124	1.0310
	Post-pesca	Esférico	0.361	1.09	18.5	67.0	0.003	2.3167	2.416	0.0017	1.0258
		Exponencial	0.000	1.13	18.5	100.0	0.017	2.3255	2.474	0.0033	1.0187
		Gaussiano	0.531	1.12	18.5	52.5	0.012	2.3172	2.444	0.0019	1.0227
OP 7s	Pre-pesca	Esférico	0.636	1.44	59.3	55.9	0.007	5.5524	-0.001	1.0405	5.4201
		Exponencial	0.519	1.44	59.3	63.9	0.018	5.5708	-0.001	1.0436	5.4213
		Gaussiano	0.757	1.49	59.3	49.2	0.005	5.5427	-0.001	1.0386	5.4253
	Post-pesca	Esférico	0.201	1.26	36.0	84.1	0.005	2.6092	-0.005	1.0522	2.3354
		Exponencial	0.000	1.24	36.0	100.0	0.006	2.6243	0.006	1.0132	2.4086
		Gaussiano	0.432	1.31	36.0	66.9	0.014	2.6142	0.000	1.0363	2.3906

De los parámetros estimados a partir de los modelos teóricos, el rango fue el más robusto dado que permaneció estable con independencia del modelo teórico ajustado. El diámetro de los patches antes de la pesca fue similar en las dos estaciones de muestro (alrededor de 29 m). El rango en OP 7s en pre-pesca fue mayor, aproximadamente el doble. Tras la pesca el rango disminuyó en E2 y en OP 7s. El descenso en OP 7s fue el mayor, de unos 23 m. Sin embargo, en E1 el rango aumentó después de la pesca unos 17 m. Los valores de nugget (C_0) muestran que no se aprecia una discontinuidad clara del origen, lo que indica que la resolución espacial del muestreo fue apropiada ($C_0 < 0.757$). Los valores de nugget y sill aumentaron tras la pesca en E1 y E2, mientras que en OP 7s disminuyeron.

La densidad media estimada antes de la pesca en E1 (3.28 ± 3.32 (s.d.) individuos·cuadrante⁻¹) fue menor que la estimada en E2 (4.25 ± 2.77 individuos·cuadrante⁻¹). La densidad después de la pesca fue similar en las dos estaciones de muestreo (1.23 ± 1.14 y 1.72 ± 1.42 individuos·cuadrante⁻¹ en E1 y E2, respectivamente). Los valores de densidad estimados en la OP 7s fueron muy superiores: 9.31 ± 7.38 individuos·cuadrante⁻¹ en pre-pesca y 2.03 ± 2.00 individuos·cuadrante⁻¹ después de la pesca.

Los análisis de los semivariogramas experimentales confirmaron la existencia de estructura espacial en la distribución espacial de *P. lividus*, siendo ésta de grado medio en la mayor parte de los casos (Tabla 5.1). La mayor autocorrelación espacial se registró en OP 7s antes de la pesca, mientras que las menores se registraron en E2 pre-pesca y OP 7s post-pesca.

Las densidades estimadas mediante kriging permitieron la visualización de la distribución espacial antes y después de la pesca (Fig. 5.9 y 5.10). En E1 los erizos se concentraron en la parte de la región muestreada más próxima a la línea de costa; en E2 se localizaron entre las líneas batimétricas de -10 m, las menores cotas en E2. En OP 7s sólo se detectó una agregación en el extremo Este de la superficie de interpolación (Fig. 5.11).

En E1, antes de la pesca, se estimaron densidades máximas de 20 individuos cuadrante⁻¹. La mayor parte de la superficie de interpolación (77.1%) presentó densidades bajas, de entre 0 y 5 individuos cuadrante⁻¹, mientras que las densidades más altas, de entre 10 a 20 individuos cuadrante⁻¹ ocuparon sólo el 6.1% de la superficie. En el mapa de densidad (Fig. 5.9, superior izquierda) se pueden observar dos patches o agregaciones de erizo de más de 5 individuos cuadrante⁻¹. La de mayor tamaño, localizada en la parte central de la superficie de interpolación más cercana a la línea de costa, ocupó un área de 12.5 ha, de las cuales sólo en el 3.3% (unos 4000 m²) presentaron densidades de entre 15 a 20 individuos cuadrante⁻¹; en el 29.7% de la superficie de este patch las densidades fueron de entre 10 y 15 individuos cuadrante⁻¹. La segunda agregación en tamaño, localizada en el extremo norte y como la anterior, en la parte más próxima a la línea de costa, presentó una superficie de 6.8 ha, de las cuales el 20% del área registró densidades de entre 10 y 15 individuos cuadrante⁻¹, y sólo de 45 m² (0.1%) presentó densidades mayores.

En estas dos agregaciones de E1 el modelo estimó una abundancia de 39.3 t en 19.3 ha (los dos patches agregados; densidades > 5 individuos cuadrante⁻¹). Si consideramos sólo el área ocupada por densidades de erizo superiores

a 10 individuos cuadrante⁻¹, que es donde probablemente se concentre el esfuerzo de pesca (una densidad igual o superior a 7 individuos·cuadrante⁻¹ según los resultados del apartado anterior), la abundancia estimada en los dos patches de E1 fue de 16.7 t en 5.5 ha.

En E2, antes de la pesca, se estimaron densidades máximas de 25 individuos cuadrante⁻¹. De nuevo, aunque el menor medida que en E1, la mayor parte de la superficie de interpolación presentó densidades bajas de entre 0 y 5 individuos cuadrante⁻¹ (64.4%) y las densidades mayores de 10 individuos cuadrante⁻¹ ocuparon sólo el 4.0% del área. Como en E1, en E2 se pueden observar dos patches (densidad >5 individuos cuadrante⁻¹), uno localizado en el NO de la superficie de interpolación, entre las líneas batimétricas de -10 m, con un área de 9.0 ha, y otro en la mitad Este en zonas más profundas, de 5.6 ha de extensión. El primero registró densidades altas (>10 individuos cuadrante⁻¹) en un área mucho mayor que el segundo: 1.6 ha frente a 600 m². En el patch más denso predominan las densidades de entre 10 y 15 individuos cuadrante⁻¹ y las densidades mayores ocupan sólo unos 1000 m².

En las dos agregaciones de E2 el modelo estima una abundancia de 29.2 t en 14.6 ha. Considerando únicamente el área con densidades de erizo mayores a 10 individuos cuadrante⁻¹, la abundancia sería de 5.1 t en 1.7 ha.

En OP 7s las densidades mayores de 10 individuos cuadrante⁻¹ ocuparon el 53% del área, donde se estimó una abundancia de 13.4 tm en 4.6 ha, y considerando sólo el área con densidades de erizo mayores a 10 individuos cuadrante⁻¹, la abundancia sería de 9.7 t en 2.5 ha.

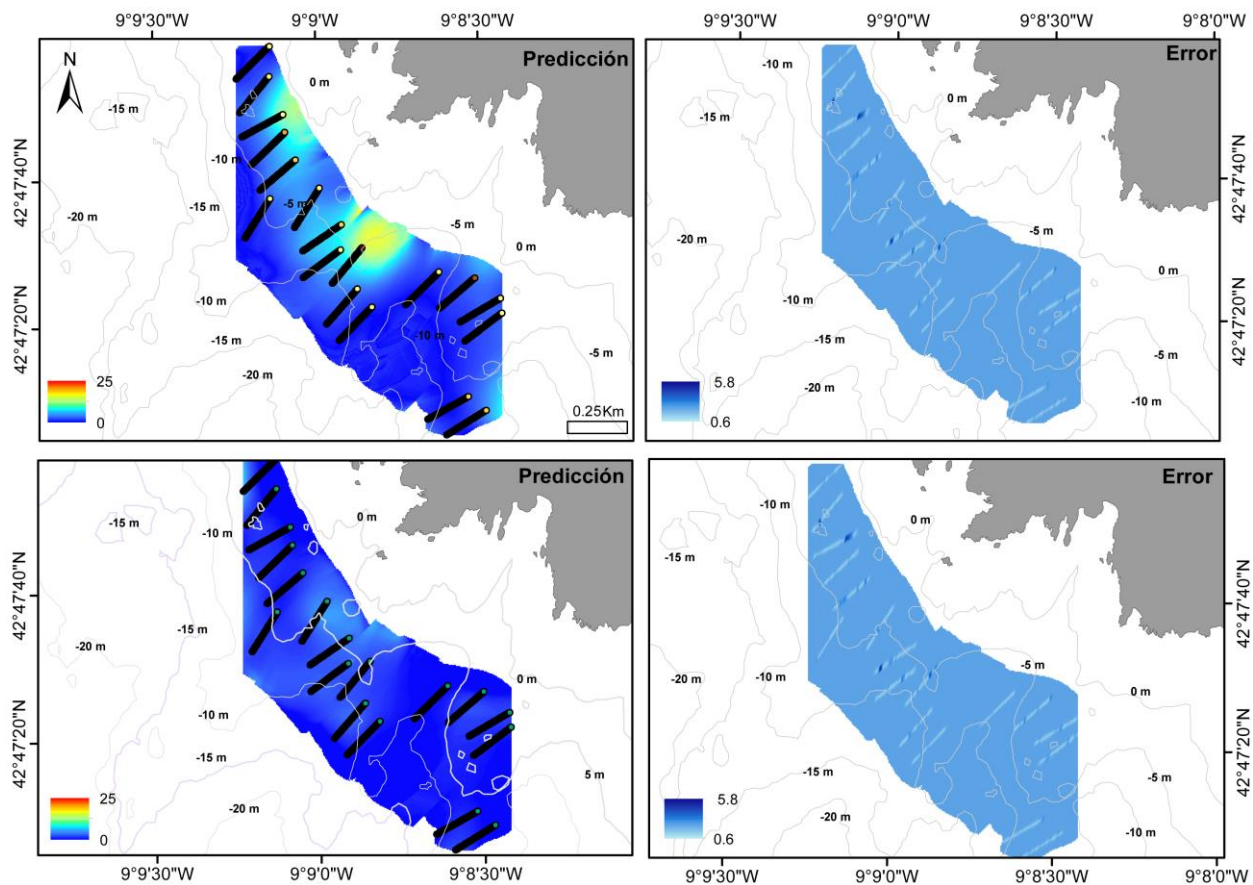


Figura 5.9. Distribución espacial de la densidad de *P. lividus* (individuos cuadrante⁻¹) estimados por kriging simple en un banco de erizo (E1 en el texto) en Galicia (NO España) antes (febrero) y después (octubre) de la campaña de pesca 2006/2007.

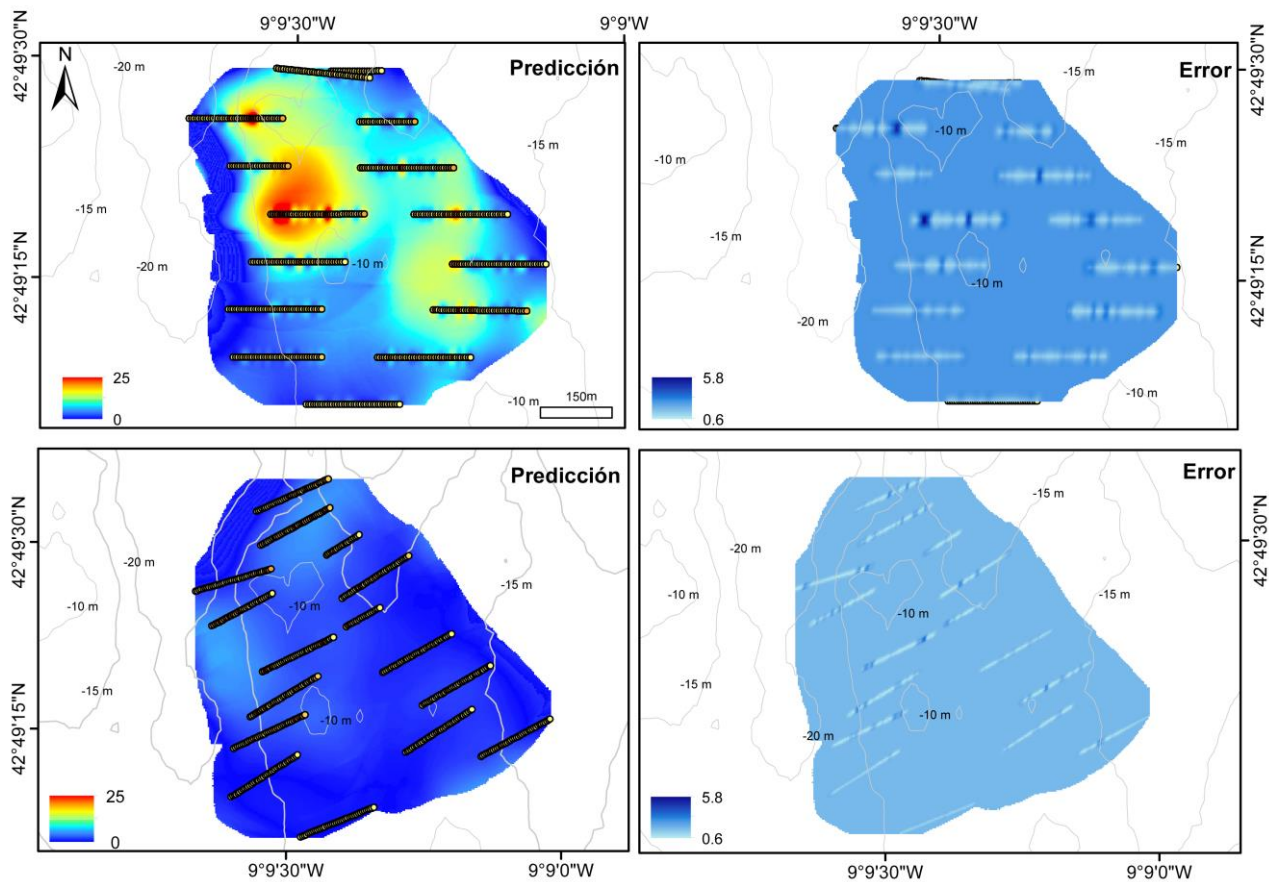


Figura 5.10. Distribución espacial de la densidad de *P. lividus* (individuos cuadrante⁻¹) estimados por kriging simple en un banco de erizo (E1 en el texto) en Galicia (NO España) antes (febrero) y después (octubre) de la campaña de pesca 2006/2007.

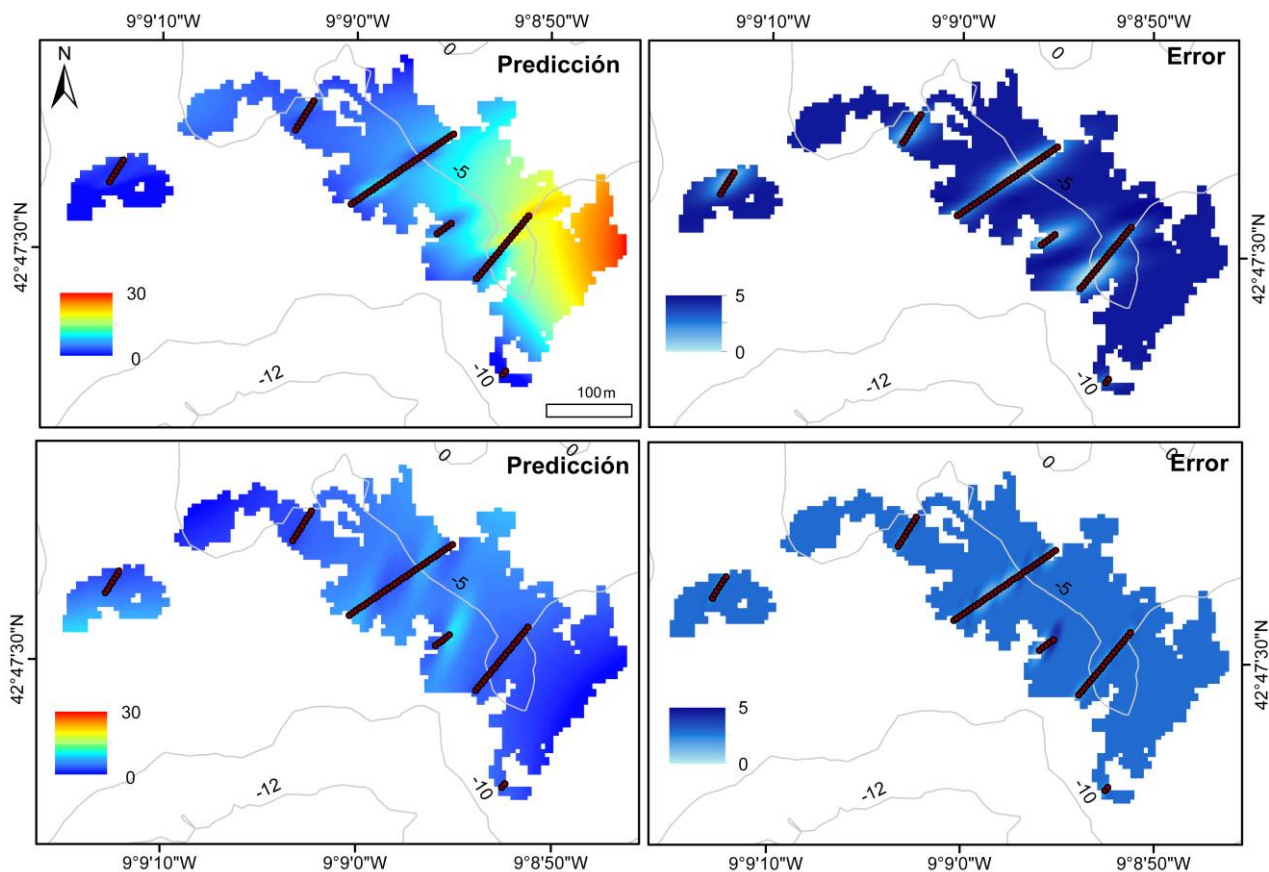


Figura 5.11. Distribución espacial de la densidad de *P. lividus* (individuos cuadrante⁻¹) estimados por kriging simple en un área afectiva de pesca localizada en el banco de erizo E1 de este trabajo (OP 7s en el texto), en Galicia (NO España) antes (febrero) y después (octubre) de la campaña de pesca 2006/2007.

En ambas estaciones de muestreo, y también en OP 7s se ha producido una reducción casi total del área ocupada por densidades de más 5 individuos-cuadrante⁻¹ después de la campaña de pesca (0.44% y 1.9% de la superficie de interpolación en E1 y E2 post-pesca, respectivamente).

5.4. Discusión

5.4.1. Efecto de la pesca

Los datos de este estudio evidencian que la pesca tiene un efecto negativo significativo sobre la densidad y la abundancia de los individuos de *P. lividus* de talla comercial en las poblaciones submareales de erizo sometidas a explotación comercial en Galicia. Estudios previos sobre los efectos de la pesca han descrito resultados similares en esta (Guidetti et al., 2004; Pais et al., 2007, 2012; Bertoci et al., 2014) y otras especies de erizo. (Smith y Berkes, 1991; Carter y Van Blaricom, 2002; Chen y Hunter, 2003).

Las tasas de explotación registradas en nuestro estudio, de alrededor del 50% en los dos bancos de pesca, y de 36% en OP7s, son inferiores a las que se derivan de las estimaciones realizadas por Addis et al. (2012) en pesquerías de *P. lividus* en Cerdeña, donde fue del 61%. La tasa de mortalidad en individuos de ≥ 50 mm registrada por los mismos autores fue $Z = 0.49$ (sin considerar mortalidad natural), mucho menor que la registrada en los bancos de erizo del presente estudio ($Z \sim 0.75$); la diferencia es aún mayor en comparación con OP 7s, un área efectivamente explotada, donde $Z = 1.02$.

A pesar de que en Galicia se han realizado algunas evaluaciones de los stocks *P. lividus* en poblaciones submareales (Catoira, 1988, 1989, 1991,

1993; Fernández-Pulpeiro et al., 1999; Lustres, 2006), las estimaciones de densidades medias y abundancia y biomasa se han realizado a escalas mucho mayores que las del presente estudio. Una de estas evaluaciones se incluye en el informe final de un proyecto de investigación (Fernández-Pulpeiro et al., 2007), y ofrece estimaciones por ámbitos territoriales de algunas cofradías, incluyendo la cofradía de Lira-Carnota, donde se localizan los bancos de erizo analizados en el presente estudio. En esta cofradía se muestrearon cuatro puntos, uno de los cuales (“Ardelerio”), coincide con nuestra área de estudio E1 en julio de 2005. El otro estudio (Lustres, 2006) es una tesis doctoral de la USC reporta estimaciones globales para toda Galicia.

La densidad media en el infralitoral estimada por Fernández-Pulpeiro et al. (2007) en la estación de muestreo coincidente con nuestra área de estudio fue de 0.55 ± 1.15 (d.s.) individuos m^2 en julio de 2005, la menor de los cuatro puntos de muestreo de la cofradía de Lira-Carnota, cuya densidad media fue de 1.23 ± 1.17 individuos m^2 . En el presente estudio la densidad media en E1 fue de 0.32 individuos m^2 (en post-pesca, esto es, en octubre) y de 0.72 individuos m^2 en pre-pesca. Estos autores han encontrado densidades muy superiores en estudios previos (Fernández-Pulpeiro et al., 1999) y relacionan la disminución de la abundancia con la excesiva explotación del recurso, lo que podría explicar también que los valores de nuestro estudio sean menores que los suyos. Además estas estimaciones incluyen individuos por debajo de la talla comercial, a diferencia de las del presente estudio. Por otra parte, Lustres (2006) estimó una densidad total en el infralitoral gallego de 3.7 individuos m^2 , mucho mayor que el valor

máximo registrado en este estudio, de 1.44 individuos m² en OP 7s en pesca.

En praderas de *Posidonia oceanica* en el Mediterráneo se ha registrado densidades medias de 3.5 ± 0.4 (s.e.) individuos m², en individuos con una talla media de 67.3 ± 0.5 mm (Tomas et al., 2005), mientras que en estudios comparativos de zonas submareales sometidas a explotación comercial con zonas control no explotadas, se han registrado densidades de entre 8.6 y 14 individuos m² en las primeras, donde la talla media de los individuos fue 3.3 cm (Pais et al., 2007). En general, la disparidad de valores de densidad se explica porque la heterogeneidad espacial es una de las características más destacables de la estructura poblacional de *P. lividus* (Bouderesque y Verlaque, 2007). Parte de la misma se explica por la heterogeneidad del hábitat, por ejemplo en términos de disponibilidad de refugio (Benedetti-Cecchi y Cinelli 1995, Sala y Zabala, 1996; Hereu et al., 2004; Jacinto et al., 2013), por las condiciones locales de hidrodinamismo (Siddon y Witman, 2003; Micheli et al., 2005) o la disponibilidad de alimento, como se ha observado en otras especies de erizo (Vadas et al., 1986; Unger y Lott, 1994; Alvarado, 2008).

En este estudio la reducción de las densidades poblacionales por efecto de la pesca ha sido notable. Esto puede tener implicaciones en la reproducción de *P. lividus*, tal y como se ha descrito en otras especies de invertebrados bentónicos (Breen y Adkins, 1980; Sewell y Levitan, 1992; Babcock y Mundy 1992; Benzie y Dixon 1994; Babcock y Keesing 1999). Por una parte, la retirada de adultos puede disminuir la disponibilidad de zonas protegidas para los reclutas y los individuos juveniles, al no disponer de la

protección que ofrecen sus espinas (“spine canopy”) (Tegner y Dayton, 1977); por otra parte, es probable que se produzcan efectos Allee, que implican un descenso en la producción de larvas (Levitan y Sewell, 1998). En este caso, el éxito reproductivo depende de lo cerca que estén machos y hembras en el momento de la fertilización. En pesquerías que operan mediante buceo los pescadores tienden a concentrar el esfuerzo de pesca en las agregaciones más densas con el fin de maximizar su tasa de capturas, tal y como se ha descrito para la pesquería de *P. lividus* en Galicia (Capítulo 4 de esta tesis; Fernández-Boán et al., 2013) y para otras pesquerías de invertebrados sedentarios como la oreja de mar (Gorfine y Dixon 2001; Dowling et al., 2004; Ellis y Wang, 2007). Como consecuencia, y en comparación con otros grupos taxonómicos, el proceso de pesca tiene un riesgo de sobre explotación mayor, porque las agregaciones más densas también son las que presentan las mayores tasas de fertilización.

Después de la campaña de pesca, cuando tiene lugar la reproducción, resulta necesario que existan densidades poblacionales lo suficientemente altas como para asegurar la fertilización y el reclutamiento. Según los estudios sobre fertilización realizados con el erizo *Strongylocentrotus franciscanus*, el éxito reproductivo está asegurado en densidades superiores a 0.7 individuos m^{-2} (Levitan et al., 1992; Botsford et al., 1993). En nuestro estudio las densidades observadas después de la pesca fueron superiores a 0.79 individuos m^{-2} en todos los casos, sin embargo es posible que éstas no sean las densidades reales en las que tuvo lugar la puesta y fertilización, dado que el periodo de puesta en *P. lividus* se sitúa entre mayo y junio (Ouréns et al., 2011), mientras que el periodo considerado como post-pesca en este estudio se refiere a octubre. La proliferación de algas en los bancos

de pesca seleccionados, imposibilitó la realización de los muestreos al finalizar la campaña de pesca, el 30 de abril. En ese periodo de tiempo es probable que los erizos se hayan desplazado para re-agruparse después de la pesca. Estos movimientos pudieron ocurrir tanto a pequeña escala, ya que pueden recorrer entre 2 y 5 m diarios (Shepherd y Boudouresque, 1979; Fenaux et al., 1987; Palacín et al., 1997; Crook et al., 2000; Hereu, 2005), como a escalas mayores (Fernández et al., 2001) probablemente como consecuencia de los temporales marítimos, frecuentes en estas latitudes al inicio del otoño.

En cuanto al comportamiento de la flota, hemos determinado (asumiendo que el 100% de las capturas se obtienen sólo en las áreas más densas) que los pescadores operan sobre patches con una densidad igual o superior a 1.4 individuos m^{-2} , densidad que localmente puede ser superior, por encima de los 2.4 individuos m^{-2} (en el área de pesca explotada en los meses inmediatamente posteriores al muestreo según Fernández-Boán et al., 2013). Probablemente la pesca se produzca a densidades algo menores, pues hay heterogeneidad en el patrón de densidades a escala de patch, y esas densidades altas se entremezclan con otras más bajas a pequeña escala. De hecho, la densidad media a la que se produjo la pesca en dicho estudio (misma área de estudio y campaña) fue de 0.57 individuos extraídos m^2 (Fernández-Boán et al., 2013).

5.4.2. Diseño de muestreos para invertebrados bentónicos sedentarios

Para invertebrados sedentarios que habitan hábitats poco profundos las evaluaciones para obtener estimas regionalizadas de la biomasa y abundancia, se realizan típicamente por conteos a lo largo de transectos

combinados con medidas de tallas (Sainsbury, 1982a,b; Clavier y Richard, 1986; McGarvey et al., 2006). En este estudio realizamos conteos a lo largo de transectos de banda fija, divididos en cuadrantes adyacentes. Este método (o similar) se utiliza actualmente en las evaluaciones de los stocks de *Strongylocentrotus franciscanus* en la Columbia Británica (Skibo et al., 2008), produciendo estimaciones insesgadas de densidad. Este tipo de métodos también se emplea en las pesquerías de oreja de mar del sur de Australia (McGarvey et al., 2008), una de las pocas pesquerías de invertebrados bentónicos que ostenta records de sostenibilidad (Mayfield et al., 2011).

La principal ventaja de estos métodos, en los que se extiende un cabo plomado por el fondo para designar el área del transecto, es que no permite al buceador elegir dónde realizar el conteo de erizos. Esto reduce una importante fuente potencial de sesgo, ya que los buceadores pueden desviarse inconscientemente hacia zonas de mayor densidad.

Sin embargo, al hacerse desde una embarcación el sesgo se puede producir por la imposibilidad de alcanzar las zonas más someras, a las que no puede acceder la embarcación pero si los buceadores. En nuestro caso esto es una cuestión importante, dado que una parte importante de la explotación comercial se lleva a cabo en zonas someras de menos de 5 m de profundidad. Otro inconveniente es el tiempo consumido en colocar y recoger los cabos plomados que señalan el recorrido de los transectos, lo que se traduce en un encarecimiento de los costes del muestreo. Esto señala la necesidad de realizar ajustes en este sentido. Un método alternativo que ha sido ensayado en censos visuales de holoturias, consiste en el uso de un carrete y un

compás incorporado a la barra que sirve como referencia para estimar el ancho de la banda de muestreo (Leeworthy y Skewes, 2007). Sería interesante realizar ensayos con transectos más cortos cuyo punto final fuese la línea de costa, en las áreas someras donde se haya detectado pesca efectiva.

En particular, el tamaño y la forma de cuadrantes y transectos deben ser elegidos para abarcar, con mayor probabilidad, uno o más parches. Por lo tanto, los transectos deben ser largos en relación con la escala de longitud espacial de la agregación, lo que justifica el diseño del muestreo en este estudio, si bien, vistos los resultados del Capítulo 4 de esta tesis, sería preferible realizar un muestreo en dos fases: primero determinando las zonas donde se concentra el esfuerzo de pesca siguiendo la metodología descrita en dicho capítulo, para en una segunda fase concentrar el esfuerzo de muestreo en zonas de pesca efectivas.

De otro modo, como es frecuente en las poblaciones de recursos espacialmente estructurados, la precisión de los muestreos es limitada (Gorfine et al., 1997) porque la agregación espacial se traduce en que los muestreos aleatorios o transectos sistemáticos, la mayoría de conteos son cero y con menor frecuencia se muestrean los parches de alta densidad, que contienen la información principal sobre densidad total de la población (por ejemplo, Saito et al., 2005; Mayfield et al. 2008 y este estudio). Además, el diseño del muestreo implica que el número de individuos en un cuadrante no es independiente del de cuadrados cercanos, ya que se espera que el número de individuos en los cuadrantes adyacentes esté relacionado. Estas dos cuestiones condicionan de manera importante la selección de los

métodos estadísticos que pueden utilizarse en el análisis (Cochran, 1977; Rivoirard et al., 2000; Stein y Ettema, 2003), invalidando la utilización de técnicas convencionales.

En este sentido, el uso de técnicas de análisis geoestadístico para la obtención de predicciones del stock comercial se ha llevado a cabo con éxito en poblaciones submareales de *P. lividus* (Addis et al. 2009, 2012) y otras especies de erizo (Grabowski, 2005). Su diseño de muestreo no ha producido el elevado número de valores nulos que si hemos encontrado en nuestro estudio. En nuestro caso hemos solventado el problema utilizando una NST con buenos resultados en cuanto a corregir la distribución. Esta rutina la ofrece la ArcGIS como alternativa, forzando el uso combinado de kriging simple para realizar la interpolación. Una desventaja del kriging es que implica la toma de decisiones subjetivas durante el proceso, como las transformaciones, tendencias, modelos, parámetros y vecindad (Johnston et al., 2001, Li y Heap, 2014). De hecho hemos detectado que el valor del rango de los variogramas depende del valor de “lag size” especificado por el investigador, en función del conocimiento que el mismo tenga del proceso que se está analizando. Es necesario seguir avanzando en el análisis de este tipo de datos en la línea de Grabowski et al. (2005) o Wu et al. (2011), por ejemplo.

Conclusiones

En esta tesis se ha abordado el estudio una pesquería costera artesanal que opera mediante buceo, explotando el erizo de mar (*Paracentrotus lividus*) en Galicia. Las características particulares de este tipo de pesquerías a pequeña escala (“S fisheries”; Orensanz et al., 2005) hacen que la dimensión espacial de la dinámica del stock y del comportamiento de la flota, sea especialmente relevante para su gestión (Orensanz y Jamieson, 1998; Prince, 2010). En base a los resultados obtenidos se establecieron las siguientes conclusiones:

El estudio integral de la evolución histórica de la pesquería de erizo (*P. lividus*) en Galicia pone de manifiesto el acierto en el cambio del modelo de gestión hacia una co-gestión entre las cofradías y la administración autonómica. No obstante, se ha puesto de manifiesto igualmente, que es necesario incorporar nuevas metodologías que permitan optimizar la gestión del recurso y, en definitiva, la sostenibilidad de su pesquería.

El uso de dispositivos GPSs, que registran datos en continuo, en la monitorización de la actividad de la flota es una herramienta muy efectiva para caracterizar los patrones de la intensidad de pesca a diferentes escalas espaciales, permitiendo la identificación de “oportunidades de pesca” (OP) a la escala más fina posible. El método propuesto es simple, robusto y automatizable, y no requiere de criterios subjetivos o de datos de otras fuentes salvo de las capturas por inmersión. Por lo tanto en una planificación de la monitorización de las campañas debe primar la información de la cantidad de capturas obtenidas en cada inmersión (en cada OP).

Sería necesario automatizar el pre-procesado de los datos de la monitorización del proceso de pesca mediante GPS diseñando un protocolo como el descrito en esta tesis para eliminar las localizaciones que no correspondan con el tiempo efectivo de buceo. En este sentido es fundamental entrenar a las asistencias técnicas en protocolos concretos y consensuados para todas las cofradías gallegas bajo la tutela de la autoridad pesquera (AP).

Las tendencias de la CPUE a la escala espacial más pequeña posible y a corto plazo (dentro de una campaña de pesca) aportaron poca información sobre el proceso de reducción de la abundancia. Por lo tanto se recomienda precaución en la utilización de la CPUE como indicador de la abundancia en el proceso de toma de decisiones sobre la limitación del esfuerzo en esta pesquería, dado que presenta hiperestabilidad con independencia de la escala espacial considerada.

El seguimiento de las capturas y el esfuerzo durante años y a pequeña escala espacial puede aportar información sobre las tendencias de la abundancia a largo plazo, y sobre las diferencias en el estado de los stocks entre regiones. Los datos generados mediante el uso de dispositivos GPSs abren las puertas a la obtención estimadores distintos a la CPUE que realmente aporten información sobre los descensos locales de la abundancia del recurso, como las capturas por unidad de área.

Existe variabilidad espacio-temporal de la abundancia de erizo en las áreas de pesca de las diferentes cofradías gallegas, por lo que es necesario adaptar el esfuerzo de pesca a la disponibilidad del recurso en cada una de ellas. En

este sentido, los cambios a largo plazo en la localización y la extensión de las OPs son un indicador potencial del status del recurso.

El actual sistema de gestión de la pesquería de erizo en Galicia no ha sido capaz de evitar ceses temporales de la actividad en muchas de las cofradías gallegas. Para revertir esta situación es necesario ajustar la escala de los territorios actuales combinando criterios biológicos, ecológicos y socio-económicos en un sistema de co-gestión adaptativa entre la AP y los pescadores de erizo. La distribución de la intensidad de pesca construida a partir de los datos de monitorización de las campañas de pesca con dispositivos GPSs aporta información sobre la distribución del recurso a pequeña escala, siendo información valiosa en el proceso de diseño de los territorios.

El sistema actual de co-gestión entre las cofradías de pescadores y la AP en la pesquería de erizo de Galicia, promueve la cooperación entre la AP y los pescadores, permitiendo que éstos últimos tomen un papel activo en la gestión de los recursos que explotan. La participación de los pescadores debe focalizarse en el proceso de diseño de los territorios, en la monitorización de las campañas de pesca y en la evaluación de la abundancia del recurso.

La AP toma las decisiones sobre el esfuerzo de pesca en base a las series temporales de descargas diarias por embarcación referidas a zonas administrativas de cientos de kilómetros de línea de costa, a pesar de que tanto la escala como la información utilizada no son las adecuadas para sostener estas decisiones. Es necesario ajustar la escala de gestión a la escala

de las poblaciones locales, teniendo en cuenta la estructura espacial del recurso y la escala a la que se lleva a cabo el proceso de pesca.

El límite batimétrico de 12 m de profundidad es una medida difícilmente controlable, y que de hecho se incumple con frecuencia, siendo inefectiva en la limitación del esfuerzo de pesca. Tampoco las regulaciones que afectan a la talla mínima, veda temporal y horario repercuten sobre el esfuerzo de pesca, por lo que debería focalizarse el control en las medidas que sí lo hacen.

Debería de existir un reconocimiento de la escala temporal apropiada, del tal forma que las medidas de gestión correspondan a campañas de pesca y no a años naturales, como se viene haciendo hasta ahora.

Es necesario mejorar la coordinación entre los diferentes actores participantes en el sistema de gestión. En particular es imprescindible reforzar la figura de las asistencias técnicas y que su trabajo se desarrolle de manera coordinada bajo la guía de la AP.

Bibliografía

- Adams, C. F., Harris, B. P., y Stokesbury, K. D. 2008. Geostatistical comparison of two independent video surveys of sea scallop abundance in the Elephant Trunk Closed Area, USA. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*, 65(6), 995-1003.
- Adams, C.F., Harris, B.P., Marino, M.C., y Stokesbury, K.D.E. 2010. Quantifying sea scallop bed diameter on Georges Bank with geostatistics. *Fisheries Research*, 106: 460-467.
- Addis, P., Secci, M., Angioni A., y Cau, A. 2012. Spatial distribution patterns and population structure of the sea urchin *Paracentrotus lividus* (Echinodermata: Echinoidea), in the coastal fishery of western Sardinia: a geostatistical analysis. *Scientia Marina*, 76: 733–740.
- Addis, P., Secci, M., Manunza, A., Corrias, S., Niffoi, y A., Cau, A. 2009. A geostatistical approach for the stock assessment of the edible sea urchin, *Paracentrotus lividus*, in four coastal zones of Southern and West Sardinia (SW Italy, Mediterranean Sea). *Fisheries Research* 100(3): 215-221.
- Aidoo, E.N., Mueller, U., Goovaerts, P., Hyndes, G.A. 2015. Evaluation of geostatistical estimators and their applicability to characterise the spatial patterns of recreational fishing catch rates. *Fisheries Research*, 168: 20-32.
- Akaike, H. 1974. A new look at the statistical model identification. *IEEE Trans Autom Control* 19 (6): 716-723.
- Allain, J.Y. 1972. Structure des populations de *Paracentrotus lividus* (Lamarck) (Echinodermata:Echinoidea) soumises a la peche sur les cotes nord de Bretagne. *Revue travaux des pêches maritimes*, 39 (2), 171-212.
- Alvarado, J. 2008. Seasonal occurrence and aggregation behavior of the sea urchin *Astropyga pulvinata* (Echinodermata: Echinoidea) in Bahía Culebra, Costa Rica. *Pac Sci*, 62 (4): 579-592.
- Andrew, N.L., Agatsuma, Y., Ballesteros, E., Bazhin, A.G., Creaser, E.P., Barnes, D.K.A., Botsford, L.W., Bradbury, A., Campbell, A., Dixon, J.D., Einarsson, S., Gerrubg, P.K., 2002. Status and management of world sea urchin fisheries. *Oceanography and Marine Biology*, 40, 343-425.
- Arana, P.M., 2005. Demografía y pesquería del erizo *Loxechinus albus* (Echinodermata: Echinidae) en la región sur-austral de Chile. *Rev. Biol. Trop.*, 53 (3): 367-382.
- Babcock, R., y Keesing, J. 1999. Fertilization biology of the abalone *Haliotis laevis*: Laboratory and field studies. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 56: 1668–1678.

- Babcock, R.C., y Mundy, C.N. 1992. Reproductive biology, spawning and field fertilization rates of *Acanthaster planci*. Australian Journal of Marine and Freshwater Research, 43: 525–534. doi:10.1071/MF9920525
- Baddeley, A., y Turner, R. 2005. Spatstat: an R package for analyzing spatial point patterns. Journal of Statistical Software, 12: 1-42.
- Barahona, N., Orensanz, J.M., Parma, A., Jerez, G., Romero, C., Miranda, H., Zuleta, A., Catasti, V., y Galvez, P. 2003. Bases biológicas para rotación de áreas en el recurso erizo. Informe final. Project FIP No 2000-18, 378 pp. Instituto de Fomento Pesquero (IFOP), Valparaiso (Chile).
- Barahona, N.T., Young, Z., Galvez, P., Orensanz, J.M., Cornejo, S., Mejias, P., Miranda, H., Jerez, G., y Carrasco, J. 2005. Monitoreo biológico pesquero del recurso erizo en la XII Región (Fase I). Project FIP 2003-16, 328 pp. Instituto de Fomento Pesquero (IFOP), Valparaiso (Chile), [<http://www.fip.cl>]
- Barnes, D.K.A, y Crook, A.C. 2001. Quantifying behavioural determinants of the coastal European sea-urchin *Paracentrotus lividus*. Marine Biology, 138: 1205-1212.
- Barnes, D.K.A., Steeles, S., Maguire, D., y Turner, J. 1999. Population dynamics of the urchin *Paracentrotus lividus* at Lough Hyne. In: Carnevali, C. Bonasoro (Eds.), Echinoderm Research.
- Bates, D.M., y Chambers, J.M., 1992. Nonlinear models, in Statistical Models in S eds. J. M. Chambers y T. J. Hastie, Wadsworth and Brooks/Cole, Chapter 10.
- Benedetti-Cecchi, L., y Cinelli, F. 1995. Habitat heterogeneity, sea urchin grazing and the distribution of algae in littoral rock pools on the west coast of Italy (western Mediterranean). Mar. Ecol. Prog. Ser., 126: 203–212.
- Benzie, J.A.H., y Dixon, P. 1994. The effects of sperm concentration, sperm:egg ratio, and gamete age on fertilization success in crown-of-thorns starfish (*Acanthaster planci*) in the laboratory. The Biological Bulletin, 186: 139–152. doi:10.2307/1542048
- Berkes, F., 2003. Alternatives to conventional management: lessons from small-scale fisheries, in: Dean, B., Slocombe, S. (Eds.), Managerial Ecology: Counterproposals. Environments, 31(1) Theme Issue.
- Berkes, F., Mahon, R., McConney, P., y Pomeroy, R.S. 2001. Managing small-scale fisheries: alternative directions and methods. International Development Research Centre, Ottawa.

- Bernárdez, C., Freire, J., y González-Gurriarán, E. 2000. Feeding of the spider crab *Maja squinado* in rocky subtidal areas of the Ría de Arousa (north-west Spain). *Journal of the Marine Biological Association of the UK*, 80(1): 95-102.
- Bertocci, I., Dominguez, R., Machado, I., Freitas, C., Domínguez Godino, J., Sousa-Pinto, I., Goncalves, M., y Gaspar, M.B. 2014. Multiple effects of harvesting on populations of the purple sea urchin *Paracentrotus lividus* in north Portugal. *Fisheries Research*, 150: 60-65.
- Besteiro, C., y Urgorri, V. 1988. Inventario dos Equinodermos de Galicia (Echinodermata). O Castro, Cadernos da Área de Ciencias Biolóxicas, (Inventarios). Seminarios de Estudos Galegos. O Castro, Sada A Coruña. Vol. 1.
- Bogazzi, E. 2008. El proceso de pesca en la explotación de la vieira patagónica (*Zygochlamys patagonica*) y las respuestas espacio-temporales de las poblaciones. Universidad Nacional del Comahue (Bariloche, Argentina), Tesis Doctoral, 179.
- Bonnet, A. 1925. Documents pour servir a l'étude des variations chez les echinides. *Bulletin de l'Institut Oceanographique de Monaco*, 462: 1-28.
- Botsford, L.W., Castilla, J.C., y Peterson, C.H. 1997. The management of fisheries and marine ecosystems. *Science*, 25: 509-215.
- Botsford, L.W., Quinn, J.F., Wing, S.R., y Brittnacher, J.G. 1993. Rotating spatial harvest of a benthic invertebrate: the red sea urchin, *Strongylocentrotus franciscanus*. In *Proceedings of the International Symposium on Management Strategies for Exploited Fish Populations*. University of Alaska Sea Grant College Program.
- Boudouresque, C.F. y Verlaque, M. 2007. Ecology of *Paracentrotus lividus*. In: Lawrence JM (Ed.) *Edible sea urchins: biology and ecology*, 2nd edition, Elsevier. *Developments in Aquaculture and Fisheries Science*, 37: 243-285.
- Boudouresque, C.F., Verlaque, M., Azzolina, J.F., Meinesz, A., Nedelec, H., y Rico, V. 1989. Evolution des populations de *Paracentrotus lividus* et d' *Arbacia lixula* (Echinoidea) le long d' un transect permanent a Galeria (Corse). *Trav. Sci. Parc. Nat. Reg. Nat. Corse*, 22: 65-82.
- Branch, T.A., Hilborn, R., y Bogazzi, E. 2005. Escaping the tyranny of the grid: a more realistic way of defining fishing opportunities. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 62: 631-642.
- Breen, P.A., y Adkins, B.E. 1980. Spawning in a British Columbia population of northern abalone, *Haliotis kamtschatkana*. *The Veliger*, 23: 177-179.

- Bulleri, F., Benedetti-Cecchi, L., y Cinelli, F. 1999. Grazing by the sea urchins *Arbacia lixula* L. and *Paracentrotus lividus* Lam. in the Northwest Mediterranean. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 241: 81-95.
- Bulleri, F., Bertocci, I., y Micheli, F. 2002. Interplay of encrusting coralline algae and sea urchins in maintaining alternative habitats. *Marine Ecology Progress Series*, 243: 101-109.
- Buxton, C.C., Haddon, M., y Mundy, C. 2011. The value of fishery dependent data for fine scale spatial management: Tasmanian examples. In *Spatial management in fisheries*. Pp. 30-49. Ed. by M.A. Treloar and R.D. Tilzey. Australian Society of Fish Biology Workshop Proceedings, Canberra.
- Byrne, M. 1990. Annual reproductive cycles of the commercial sea urchin *Paracentrotus lividus* from an exposed intertidal and a sheltered subtidal habitat on the west coast of Ireland. *Marine Biology*, 104: 275-289.
- Caddy, J.F. 1975. Spatial model for an exploited shellfish population, and its application to the Georges Bank scallop fishery. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 32: 1305-1328.
- Caddy, J.F. 1979. Some considerations underlying definitions of catchability and fishing effort in shellfish fisheries, and their relevance for stock assessment purposes. *Manuscript Report Series*, No. 1489, 14 pp. Fisheries Marine Service (Canada).
- Campbell, A., Tzotzos, D., Hajas, W.C., y Barton, L.L., 2001. Quota options for the red sea urchin fishery in British Columbia for fishing season 2002/2003, Canadian Stock Assessment Secretariat. Resource Document No. 2001/141.
- Carter, S.K., y VanBlaricom, G.R. 2002. Effects of experimental harvest on red sea urchins (*Strongylocentrotus franciscanus*) in northern Washington. *Fishery Bulletin*, 100: 662-673.
- Casal, G., Sánchez-Carnero, N., Sánchez-Rodríguez, E., y Freire, J. 2011. Remote sensing with SPOT-4 for mapping kelp forests in turbid waters on the south European Atlantic shelf. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 91: 371-378.
- Catoira, J.L. (Dir. Tec). 1988. Prospección, análisis y cartografía de macroalgas y erizo de mar en el litoral de Galicia. Consellería de Pesca, Marisqueo e Acuicultura, Xunta de Galicia
- Catoira, J.L. (Dir. Tec). 1989. Prospección, análisis y cartografía de macroalgas y erizo de mar en el litoral de Galicia. Segunda fase. Consellería de Pesca, Marisqueo e Acuicultura. Xunta de Galicia

- Catoira, J.L. (Dir. Tec). 1991. Prospección, análisis y cartografía de macroalgas y erizo de mar en el litoral de Galicia - Estaca de Bares-Laxe. Consellería de Pesca, Marisqueo e Acuicultura, Xunta de Galicia
- Catoira, J.L. (Dir. Tec). 1993. Prospección, análisis y cartografía de macroalgas y erizo de mar en el litoral de Galicia. Louro- A Guarda. Consellería de Pesca, Marisqueo e Acuicultura. Xunta de Galicia.
- Catoira, J.L. 1992. La pêche des oursins en Galice, Espagne, pendant la campagne 1990-1991, in: Canicatti, L.S.-L.C. (Ed.), Echinoderm Research.
- Catoira, J.L. 2004. History and current state of sea urchin *Paracentrotus lividus* Lamarck, 1816, fisheries in Galicia, NW Spain, in: Lawrence, J.M., Guzmán, O. (Eds.), Sea urchins: fisheries and ecology. Proceedings of the International Conference on Sea-Urchin Fisheries and Aquaculture, Puerto Varas, Chile. Lancaster. USA, pp. 64-73.
- Catoira, J.L., 1995. Spatial and temporal evolution of the gonad index of the sea urchin *Paracentrotus lividus* (Lamarck) en Galicia, Spain, in: Emson, R., Smith, A., Campbell, A. (Eds.), Echinoderm Research. Balkema, Rotterdam, pp. 295-298.
- Catoira, J.L., 1999. Outros recursos e outras economías: ourizos, in: Fernández, J., Rey, M., Cerviño, A. (Eds.), Cultivando o mar: a acuicultura do milenio, Santiago de Compostela, pp. 47-60.
- Catoira, J.L., Míguez Rodríguez, L.J., y Mosquera Tallón, G. 1994b.- The first culture and rearing experiences of *Paracentrotus lividus* (Lamarck), in Galicia (NW Spain). Echinoderms through Time, David, Guille, Féral y Roux (Eds.) Balkema, Rotterdam, 601-604.
- Catoira, J.L., Mosquera Tallón, G., y Martínez Patiño, D. 1995.- Proyecto de cultivo de erizo de mar *Paracentrotus lividus* (Lamarck) en laboratorio y de seguimiento en medio natural. Planes Nacionales de Cultivos Marinos 1994. JACUMAR.. Informe Técnico Consellería de Pesca y Medio Ambiente.
- Catoira, J.L., Mosquera Tallón, J.G., y Míguez Rodríguez, L.J. 1994a. Premières expériences d'élevage et d'ensemencement de *Paracentrotus lividus*, Lamarck, en Galice (Espagne). In Echinoderms through time: Proceedings of the Eighth International Echinoderm Conference, Dijon, France, 6-10 September 1993, pp. 601-604. Ed. by B. David, A. Guille, J. P. Féral, y M. Roux. Balkema, Rotterdam. 940 pp.

- Ceccherelli, G., Pais, A., Pinna, S., Sechi, N., y Chessa, L.A. 2011. Human impact on *Paracentrotus lividus*: the result of harvest restrictions and accessibility of locations. *Marine Biology*, 158: 845-852.
- Charnov, E.L. 1976. Optimal foraging: the marginal value theorem. *Theoretical Population Biology*, 9:129-136.
- Chen Y., y Hunter M. 2003. Assessing the green sea urchin (*Strongylocentrotus droebachiensis*) stock in Maine, USA. *Fisheries Research*, 60: 527-537.
- Ciannelli, L., Fauchald, P., Chan, K.S., Agostini, V.N., y Dingsor G.E. 2008. Spatial fisheries ecology: recent progress and future prospects. *Journal of Marine Systems*, 71: 223-236.
- Clark, C.W. 1982. Concentration profiles and the production and management of marine fisheries. In *Economic theory of natural resources*. Edited by W. Eichlom. Physica-Verlag, Wurzburg Wien. pp. 97-112.
- Clark, I. 1979 *Practical geostatistics*. Elsevier, London, 129 pp.
- Clavier, J., y Richard, O. 1986. Estimation du stock naturel d'ormeaux dans la région de Saint-Malo. *Revue des Travaux de l'Institut des Pêches Maritimes*, 48: 95-105.
- Cochran, W. G. 1977. *Sampling techniques*. John Wiley y Sons, New York.
- Comeau, M., Conan, G.Y., Maynou, F., Robichaud, G., Therriault, J.C., y Starr, M. 1998. Growth, spatial distribution, and abundance of benthic stages of the snow crab (*Chionoecetes opilio*) in Bonne Bay, Newfoundland, Canada. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 55: 262-279.
- Conan, G.Y. 1984. Do assumptions commonly used for modelling populations of finfish apply to shellfish species? *International Council for the Exploration of the Sea Comm. Meet. (Shellfish Comm.)* K:49:1-21
- Conan, G.Y. 1985. Assessment of shell fish stocks by geostatistical techniques. *ICESCM 1985/K:30*.
- Conan, G.Y., y Wade, E. 1989. Geostatistical analysis, mapping and global estimation of harvestable resources in a fishery of the northern shrimp (*Pandalus borealis*). *ICES CM 1989/D:1*, 29 pp.
- Conan, G.Y., Buerkle, E., Wade, E., Chadwick, M., y Comeau, M. 1988b. Geostatistical analysis of spatial distribution in a school of herring. *ICES CM 1988/D:25*, 18 pp.
- Conan, G.Y., Moriyasu, M., Wade, E., y Comeau, M. 1988a. Assessment and spatial distribution surveys of snow crab stocks by geostatistics. *International Council for the Exploration of the Sea, C.M. 1988/K:10*.

- Conand, C., y Sloan, N.A. 1989. World fisheries for echinoderms. In: Marine invertebrate fisheries: Their assessment and management. John Wiley & Sons, New York ed. pp 647-663.
- Consellería do Mar. Xunta de Galicia. Web link: <http://conselleriamar.xunta.es/web/pesca> y www.pescadegalicia.com consulted on 15th September 2015.
- Cook, E.J. y Kelly, M.S. 2007. Enhanced production of the sea urchin *Paracentrotus lividus* in integrated open-water cultivation with Atlantic salmon *Salmo salar*. *Aquaculture*, 273(4): 573-585.
- Corgos, A., Sánchez, N., y Freire, J. 2010. Dynamics of the small-scale spatial structure of a population of the spider crab *Maja brachydactyla* (Decapoda: Majidae). *Journal of Shellfish Research*, 29(1): 25-36.
- Crapp, G.B., y Willis, M.E. 1975. Age determination in the sea urchin *Paracentrotus lividus* with notes on the reproductive cycle. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 20: 157-178.
- Crook, A.C., Long, M., y Barnes, D.K.A. 2000. Quantifying daily migration in the sea urchin *Paracentrotus lividus*. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 80: 177-178.
- Crook, A.C., Verling, E., y Barnes, D.K.A. 1999. Comparative study of the covering reaction of the purple sea urchin, *Paracentrotus lividus*, under laboratory and field conditions. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 79: 1117-1121.
- Defeo, O., y Castilla, J.C., 2005. More than one bag for the world fishery crisis and keys for co-management successes in selected artisanal Latin American shellfisheries. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 15: 265-83.
- Defeo, O., McClanahan, T.R., y Castilla, J. C. 2007. A brief history of fisheries management with emphasis on societal participatory roles (pp. 3-21). T. R. McClanahan, & J. C. Castilla (Eds.). Blackwell Publishing Ltd.: Oxford, UK.
- Deng, R., Dichmont, C., Milton, D., Haywood, M., Vance, D., Hall, N., Die, D., 2005. Can vessel monitoring system data also be used to study trawling intensity and population depletion? The example of Australia's northern prawn fishery. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 62: 611-622.
- Deutsch, C.V., y Journel, A.G. 1998. GSLib. Geostatistical software library and user's guide, p. 369.
- DFO. 2003. Green Sea Urchin. DFO Canadian Science Advisory Secretariat Stock Status Report 2003/039.

- Diggle, P. 1985. A kernel method for smoothing point process data. *Applied Statistics*, 34: 138–147.
- Dowling, N.A., Hall, S.J., y McGarvey, R., 2004. Assessing population sustainability and response to fishing in terms of aggregation structure for greenlip abalone (*Haliotis laevis*) fishery management. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 61: 247-259.
- Ebert, T.A. 1967. Negative growth and longevity in the purple sea urchin *Strongylocentrotus purpuratus* (Stimpson). *Science (Wash., D.C.)*, 157: 557-558.
- Ebert, T.A. 1983. Recruitmen in echinoderms. In: Jangoux, M., Lawrence, A.L. (Eds.), *Echinoderm Studies*, pp. 169-203.
- Ellis, N., y Wang, Y.G. 2007. Effects of fish density distribution and effort distribution on catchability. *ICES Journal of Marine Science*, 64: 178-191.
- Emery, X. 2005. Simple and ordinary multigaussian kriging for estimating recoverable reserves. *Mathematical Geology*, 37(3): 295-319.
- Ernst, B., Manríquez, P., Orensanz, J.M., Roa R., Chamorro, J., y Parada, C. 2010. Strengthening of a traditional territorial tenure system through protagonism in monitoring activities by lobster fishermen from Juan Fernández Islands (Chile). *Bulletin of Marine Science*, 86: 315-338.
- ESRI, 2015. Geostatistical Analyst Tutorial. ArcGIS for Desktop <http://desktop.arcgis.com/en/desktop/latest/guide-books/extensions/geostatistical-analyst/examining-global-trends-through-trend-analysis.htm> (último acceso 28/08/2015)
- FAO, 1995. Code of conduct for responsible fisheries. FAO, Rome, Italy.
- Fenaux, L., Etienne, M., y Quelart, G., 1987. Suivi écologique d'un peuplement de *Paracentrotus lividus* (Lamarck) dans la baie de Villefranche-sur-mer (France). In: Boudouresque, C.F. (Ed.), *Colloque International Sur Paracentrotus lividus et Les Oursins Comestibles*. GIS Posidonie, Marseille, pp. 187–197.
- Fernandez C., y Boudouresque, C.F. 2000. Nutrition of the sea urchin *Paracentrotus lividus* (Echinodermata: Echinoidea) fed different artificial food. *Marine Ecology Progress Series*, 204: 131-141.
- Fernández Pulpeiro, E., César Aldariz, J., Lustres Pérez, V. y Ojea Bouzo, C. 1999. Ordenación integral del espacio marítimo-terrestre de Galicia. Fauna asociada a sustratos rocosos. Informe final, 1996-1999. Consellería de Pesca, Marisqueo e Acuicultura. Xunta de Galicia. 821 pp.

- Fernández Pulpeiro, E., Lustres, V. Brea, E., Sestelo, M., Souto, J., y Pazos, M. 2007. Recartografado e dinámica de poboacións de especies de invertebrados mariños asociadas a substratos rochosos da Costa da Morte. Informe Final, Octubre 2007. Universidade de Santiago de Compostela.
- Fernandez, C., Caltagirone, A., y Johnson, M. 2001. Demographic structure suggests migration of the sea urchin *Paracentrotus lividus* in a coastal lagoon. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 81: 361-362.
- Fernandez, C., Caltagirone, A., y Johnson, M. 2001. Demographic structure suggests migration of the sea urchin *Paracentrotus lividus* in a coastal lagoon. *Journal of the Marine Biology Association of the UK*, 81: 361-362.
- Fernández-Boán, M. 2007. La pesquería de erizo en Galicia: análisis del caso de Porto do Son. Diploma de estudios avanzados. Universidad de A Coruña. www.recursosmarinos.net/publications
- Fernández-Boán, M., Fernández, L., y Freire, J. 2012. History and management strategies of the sea urchin *Paracentrotus lividus* fishery in Galicia (NW Spain). *Ocean and Coastal Management*, 69: 265-272
- Fernández-Boán, M., Freire, J., Parma, A.M., Fernández, L., y Orensanz, J.M., 2013. Monitoring the fishing process in the sea urchin diving fishery of Galicia. *ICES Journal of Marine Science*, 70: 604-617.
- Freire, J., y García-Allut, A. 2000. Socioeconomic and biological causes of management failures in European artisanal fisheries: the case of Galicia (NW Spain). *Marine Policy*, 24(5): 375-384.
- Freire, J., Bernárdez, C., Corgos, A., Fernández, L., González-Gurriarán, E., Sanpedro, M.P., y Verísimo, P. 2002. Management strategies for sustainable invertebrate fisheries in coastal ecosystems of Galicia (NW Spain). *Aquatic Ecology*, 36: 41-50.
- Gabín, C., Lorenzo De Dios, F., 1993. El erizo de mar: un recurso con futuro. Fundación Caixa Galicia. Fundación Caixa Galicia, 23 pp.
- García-Allut, A., 2009. Becoming proactive agents. *Samudra Report.*, 53: 15-18. Available at <http://dlc.dlib.indiana.edu/dlc/>
- Gerritsen, H., y Lordan, C. 2011. Integrating vessel monitoring systems (VMS) data with daily catch data from logbooks to explore the spatial distribution of catch and effort at high resolution. *ICES Journal of Marine Science*, 68: 245-252.

- Gianguzza, P., Chiantore, M., Bonaviri, C., Cattaneo-Vietti, R., Vielmini, I., y Riggio, S. 2006. The effects of recreational *Paracentrotus lividus* fishing on distribution pat-terns of sea urchins at Ustica Island MPA (Western Mediterranean Italy). *Fish.Res.*, 81: 37–44.
- Goovaerts, P. 1997. Geostatistics for natural resources evaluation. Applied Geostatistics. Oxford University Press, New York; Oxford.
- Gorfine, H.K., y Dixon, C.D. 2001. Diver behaviour and its influence on assessments of a quota-managed abalone fishery. *Journal of Shellfish Research*, 20: 787-794.
- Gorfine, H.K., Forbes, D.A., y Gason, A.S. 1997. A comparison of two underwater census methods for estimating the abundance of the commercially important blacklip abalone, *Haliotis rubra*. *Fishery Bulletin*, 96: 438–450.
- Grabowski, R., Windholz, T., y Chen, Y. 2005. Estimating exploitable stock biomass for the Maine green sea urchin (*Strongylocentrotus droebachiensis*) fishery using a spatial statistics approach. *Fishery Bulletin*, 103: 320-330.
- Grosjean, P. 2001. Growth model of the reared sea urchin *Paracentrotus lividus* (Lamarck, 1816). Tesis doctoral, Universidad Libre de Bruxelles, Belgium.
- Guettaf, M., San Martín, G.A., y Francour, P. 2000. Interpopulation variability of the reproductive cycle of *Paracentrotus lividus* (Echinodermata:Echinoidea) in the South-Western Mediterranean. *Marine Biology*, 80: 899-907.
- Guidetti, P. 2004. Consumers of sea urchins, *Paracentrotus lividus* and *Arbacia lixula*, in shallow Mediterranean rocky reefs. *Helgoland Marine Research*, 58: 110-116.
- Gutiérrez, N. y Defeo, O. 2003. Development of a new scallop *Zygochlamys patagonica* fishery in Uruguay: latitudinal and bathymetric patterns in biomass and population structure. *Fisheries Research*, 63: 21-36.
- Hagen, N.T. 1996. Echinoculture: from fishery enhancement to closed cycle cultivation. *World Aquaculture*, 24: 6-19.
- Harrington, J.J., Semmens, J.M., y Haddon, M. 2007. Spatial distribution of commercial dredge fishing effort: application to survey design and the spatial management of a patchily distributed benthic bivalve species. *Marine and Freshwater Research*, 58: 756–764.
- Haya de la Sierra, D. 1990. Biología y ecología de *Paracentrotus lividus* en la zona intermareal. Tesis doctoral, Universidad de Oviedo, Spain.
- Hereu, B. 2005. Movements pattern of the sea urchin *Paracentrotus lividus* in the NW Mediterranean. *Marine Ecology*, 26: 54-62.

- Hereu, B., Zabala, M., Linares, C., y Sala, E. 2004. Temporal and spatial variability in settlement of the sea urchin *Paracentrotus lividus* in the NW Mediterranean. *Marine Biology*, 144: 1011-1018.
- Hereu, B., Zabala, M., Linares, C., y Sala, E. 2005. The effects of predator abundance and habitat structural complexity on survival of juvenile sea urchins. *Marine Biology*, 146: 293-299.
- Hilborn, R. 1985. Fleet dynamics and individual variation – why some people catch more fish than others. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 42: 2–13.
- Hilborn, R. y Kennedy, R.B. 1992. Spatial pattern in catch rates: a test of economic theory. *Bulletin of Mathematical Biology*, 54: 263–273.
- Hilborn, R. y Walters, C.J. 1992. Quantitative fisheries stock assessment: choice, dynamics and uncertainty. Chapman and Hall, New York.
- Hilborn, R., 2007. Managing fisheries is managing people: what has been learned? *Fish and Fisheries.*, 8: 285–296.
- Hilborn, R., Walters, C., y Ludwig, D., 1995. Sustainable exploitation of renewable resources. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 26: 45-67.
- Hyman, L.H. 1955. The Invertebrates: Echinodermata. The celomate bilateria. Vol. IV. American Museum of Natural History. Mc Graw Hill.
- Instituto Nacional de Estadística. Gobierno de España. Web link: <http://www.ine.es/>, consulted on 10th March 2015..
- Isaaks, E.H. y Srivastava, R.M. 1989. An introduction to applied geostatistics. – Oxford Univ. Press.
- Iwao, S. 1976. A note on the related concepts 'mean crowding' and 'mean concentration.' *Res. Popul. Eco.*, 17: 240-242.
- Jacinto, D., Bulleri, F., Benedetti-Cecchi, L., y Cruz, T., 2013. Patterns of abundance, population size structure and microhabitat usage of *Paracentrotus lividus* (Echinodermata: Echinoidea) in SW Portugal and NW Italy. *Marine Biology.*, 160: 1135–1146.
- Jacquín, A.G., Donval, A., Guillou, J., Leyzour, S., Deslandes, E., y Guillou, M. 2006. The reproductive response of the sea urchins *Paracentrotus lividus* (G.) and *Psammechinus miliaris* (L.) to a hyperproteinated macrophytic diet. *Journal of Experimental Marine Biology Ecol*, 339: 43-54.
- James, P.J., Heath, P., y Unwin, M.J. 2007. The effects of season, temperature and initial gonad condition on roe enhancement of the sea urchin *Evechinus chloroticus*. *Aquaculture*, 270(1-4): 115-131.

- Jensen O., y Miller T. 2005. Geostatistical analysis of the abundance and winter distribution patterns of the blue crab *Callinectes sapidus* in Chesapeake Bay. Transactions of the American Fisheries Society, 134(6): 1582-1598.
- Johnston, K., Ver Hoef, J.M., Krivoruchko, K., y Lucas, N. 2001. Using ArcGis Geostatistical Analyst. ESRI. 300 p.
- Kacelnik, A., Krebs, J.R., y Bernstein, C. 1992. The ideal free distribution and predator-prey populations. Trends in Ecology and Evolution, 7: 50-55.
- Keats, D.W., Steele, D.H. y South, G.R., 1984. Depth-dependent reproductive output of the green sea urchin, *Strongylocentrotus droebachiensis* (O. F. Müller), in relation to the nature and availability of food. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 80: 77-91.
- Keesing, J.K. y Baker, J.L. 1998. The benefits of catch and effort data at a fine spatial scale in the South Australian abalone (*Haliotis laevigata* and *H. rubra*) fishery. In Proceedings of the North Pacific Symposium on Invertebrate Stock Assessment and Management, pp. 179-186. Ed. by G. S. Jamieson, and A. Campbell, Canadian Special Publications in Fisheries and Aquatic Science, 125.
- Kempf, M. 1962. Recherches d'écologie comparée sur *Paracentrotus lividus* et *Arbacia lixula*. Rec Trav Stat Mar Endoume, 25(39): 47-116.
- Krivoruchko, K., 2001. Using linear and non-linear kriging interpolators to produce probability maps. Available from ESRI online at http://www.esri.com/software/arcgis/arcgisxtensions/geostatistical/research_papers.html
- Lambert, G.I., Hiddink, J.G., Hintzen, N.T., Hinz, H., Kaiser, M.J., Murray, L.G., y Jennings, S. 2012. Implications of using alternative methods of vessel monitoring system (VMS) data analysis to describe fishing activities and impacts. ICES Journal of Marine Science, 69: 682-693.
- Larcombe, J.W.P., McLoughlin, K.J., y Tilzey, R.D.J. 2001. Trawl operations in the South East Fishery, Australia: spatial distribution and intensity Marine and Freshwater Research, 52: 419-30.
- Lauria, V., Power, A.M., Lordan, C., Weetman, A., y Johnson, M.P. 2015. Spatial Transferability of Habitat Suitability Models of *Nephrops norvegicus* among Fished Areas in the Northeast Atlantic: Sufficiently Stable for Marine Resource Conservation? PLoS ONE 10(2): e0117006. doi:10.1371/journal.pone.0117006

- Le Direac'h, J.P. 1987. La pêche des oursins en Méditerranée: historique, techniques, législation, production. In: Boudouresque CF (Ed.) Colloque international sur *Paracentrotus lividus* et les oursins comestibles. GIS Posidonie publ, Marseille, pp 335-362.
- Le Gall, P. 1987. Le pêche des oursins en Bretagne. In: Boudouresque CF (Ed.) Colloque international sur *Paracentrotus lividus* et les oursins comestibles. GIS Posidonie publ, Marseille, pp 311-324.
- Leeworthy, G.R., y Skewes, T. 2007. The hip-chain method for underwater visual census. SPC Beche-de-Mer Information Bulletin, 26: 5–7.
- Levitan, D.R. y Genovese, S.J. 1989. Substratum-dependent predator-prey dynamics: Patch reefs as refuges from gasteropod predation. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. Vol. 130, pp. 111-118.
- Levitan, D.R., y Sewell, M.A. 1998. Fertilization success in free spawning marine invertebrates: review of the evidence and fishery implications. In 'Proceedings of the North Pacific Symposium on Invertebrate Stock Assessment and Management'. (Eds G. S. Jamieson and A. Campbell.) Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences 125, 158–164.
- Levitan, D.R., Sewell, M.A., y Chia, F. 1992. How distribution and abundance influence fertilization success in the sea urchin *Strongylocentrotus franciscanus*. *Ecology*, 73: 248–254. doi:10.2307/1938736
- Li, J. y Heap, A.D. 2014. Spatial interpolation methods applied in the environmental sciences: A review. *Environmental Modelling and Software*, 53: 173-189.
- Lloyd, M. 1967. Mean crowding. *Jornal of Animal. Ecology.*, 36: 1-30.
- Lorenzen, K., Steneck, R.S., Warner, R.R., Parma, A.M., Coleman, F.C., y Leber, K. 2010. The spatial dimension of fisheries: putting it all in place. *Bulletin of Marine Science*, 86: 169-177.
- Lozano, J., Galera, J., López, S., Turón, X., Palacín, C. y Morera, G., 1995. Biological cycles and recruitment of *Paracentrotus lividus* (Echinodermata: Echinoidea) in two contrasting habitats. *Marine Ecology Progress Series*, 122: 179-191.
- Lustres, V. 2001. El erizo de mar: *Paracentrotus lividus* (Lamark, 1816) en las costas de Galicia. Tesis doctoral, Universidad de Santiago de Compostela, Spain
- Macho, G., Naya, I., Freire, J., y Molaes, J., 2010. The key role of the Barefoot Ecologists in the co-managed TURF system of Galicia (NW Spain). *World*

- Small-Scale Fisheries Congress (WSFC), Kasetsart University, Bangkok, Thailand (October 18-22, 2010)
- Marrs, S.J., Tuck, I.D., Atkinson, R.J.A., Stevenson, T.D.I., y Hall, C. 2002. Position data loggers and logbooks as tools in fisheries research: results of a pilot study and some recommendations. *Fisheries Research*, 58: 109-117.
- Martinell, J. 1981. Actividad erosiva de *Paracentrotus lividus* (Lmk.) en el litoral gerundense. *Oecologia aquatica*, 5: 219-225.
- Martínez, I., García, F.J., Sánchez-España, A.I., Daza, J.L. y Del Castillo, F., 2003. Biometric parameters and reproductive cycle of *Paracentrotus lividus* (Lamarck) in three habitats of Southern Spain. In: Féral and David (Editors), *Echinoderm research 2001*, pp. 281-287.
- Matheron, G. 1971. The theory of regionalized variables and its applications. *Les cahiers du Centre de Morphologie Mathématique, Fascicule 5*. Ecole Nationale Supérieure des Mines de Paris, Paris. 212 pp.
- Mayfield, S., Chick, R.C., Carlson, I.J., y Ward, T.M., 2011. Invertebrate Dive Fisheries Can Be Sustainable: Forty Years of Production from a Greenlip Abalone Fishery off Southern Australia. *Reviews in Fisheries Science*, 19: 216-230.
- Mayfield, S., McGarvey, R., Carlson, I.J., y Dixon, C.D. 2008. Integrating commercial and research surveys to estimate the harvestable biomass, and establish a quota, for an unexploited abalone population. *ICES Journal of Marine Science*, 65: 1122–1130. doi:10.1093/ICESJMS/FSN105
- Maynou F. 1998. The application of geostatistics in mapping and assessment of demersal resources. *Nephrops norvegicus* (L.) in the northwestern Mediterranean: a case study. *Scientia Marina*, 62(1): 117-133.
- McClanahan, T., y Castilla, J.C., 2007. *Fisheries management. Progress towards sustainability*. Blackwell.
- McConney, P., y Charles, A., 2010. Managing small-scale fisheries: moving toward people-centered perspectives, in: Grafton, R.Q., Hilborn, R., Squires, D., Tait, M., Williams, M. (Eds.), *Handbook of marine fisheries conservation and management*. Oxford University Press.
- McGarvey, R. 2006. Assessing survey methods for greenlip abalone in South Australia. SARDI Aquatic Sciences, SARDI Aquatic Sciences Publication No. RD01/0147–2. SARDI Research Report Series No. 184, Adelaide, South Australia.

- McGarvey, R., Feenstra, J.E., y Mayfield, S. 2010. A diver survey method to quantify the clustering of sedentary invertebrates by the scale of spatial autocorrelation. *Marine and Freshwater Research.*, 61: 153-162
- McGarvey, R., Mayfield, S., Byth, K., Saunders, T., Chick, R., et al. 2008. A diver survey design to estimate absolute density, biomass and spatial distribution of abalone. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 65: 1931–1944. doi:10.1139/F08-101
- Micheli, F., Benedetti-Cecchi, L., Gambaccini, S., Bertocci, I., Borsini, C., Chato Osio, G., Romano, F., 2005. Cascading human impacts, marine protected areas, and the structure of Mediterranean reef assemblages. *Ecological Monograph*, 75, 81–102.
- Míguez, L.J., y Catoira, J.L., 1986. Primeras aportaciones sobre la dinámica y rendimiento gonadal de *Paracentrotus lividus* (Lamarck) en la ría de La Coruña. Cuadernos Marisqueo Publicaciones Técnicas. 12, 717-22.
- Miller, R.J., y Nolan, S.C. 2008. Management methods for a sea urchin dive fishery with individual fishing zones. *Journal of Shellfish Research*, 27(4): 929-938.
- Mills, C.M., Townsend, S.E., Jennings, S., Eastwood, P.D., and Houghton, C.A. 2007. Estimating high resolution trawl fishing effort from satellite-based vessel monitoring system data. *ICES Journal of Marine Science*, 64: 248–255.
- Molares, J., y Freire, J. 2003. Development and perspectives for community-based management of the goose barnacle (*Pollicipes pollicipes*) fisheries in Galicia (NW Spain). *Fisheries Research*, 65: 485-492.
- Molinet, C., Rubilar, P.S., Zuleta, A., Rosales, S., Gili, R., Ariz, L., Barahona, N. et al. 2008. Bases biológicas para la rotación de áreas del recurso erizo, Fase II. Proyecto FIP N° 2003-13. Informe final, 327 pp. Universidad Austral, Valdivia (Chile).
- Montealegre, A.L., Lamelas, M.L., y De la Riva, J. 2015. Interpolation routines assessment in ALS-Derived Digital Elevation models for forestry applications. *Remote Sensing*, 7: 8631-8654.
- MonteroTorreiro, M.F., y García Martínez, P. 2003. Seasonal changes in the biochemical composition of body components of the sea urchin, *Paracentrotus lividus*, in Lorbé (Galicia, north-western Spain). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 83: 575-581.
- Moreno, C.A., Barahona, N., Molinet, C., Orensanz, J.M. (Lobo), Parma, A.M., y Zuleta, A. 2006. From crisis to institutional sustainability in the Chilean sea

- urchin fishery, In *Fisheries Management: Progress toward sustainability*, pp. 43-67. Ed. by T. McClanahan, and J. C. Castilla. Blackwell Publishing, U.K. 352 pp.
- Morsan, E.M. 2003. Spatial analysis and abundance estimation of the southernmost population of purple clam, *Amiantis purpurata* in Patagonia (Argentina). *Journal of the Marine Biological Association of the UK*, 83(5): 1073-1082.
- Mueller, U., Kangas, M., Sporer, E., y Caputi, N. 2012. Variability in the spatial and temporal distribution of the saucer scallop, *Amusium balloti*, in Shark Bay—management implications. *Marine and Freshwater Research*, 63(11): 1152-1164.
- Mundy, C. 2005. Serial depletion in abalone fisheries and the “Tyranny of Scale” – a technological solution. *Tasmanian Fishing Industry News*, 18: 27-28.
- Myers, R.A., y Cadigan, N.G. 1995. Was an increase in natural mortality responsible for the collapse of northern cod. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 52: 1274-1285.
- Niell, F.X., y Pastor, R. 1973. Relaciones tróficas de *Paracentrotus lividus* (Lmk) en la zona litoral. *Investigaciones pesqueras*, 37(1): 1-7.
- Nikroo, L., Kompani-Zare, M., Spaskhah, A.R., Rashid, S., y Shamsi, F. 2009. Groundwater depth and elevation interpolation by kriging methods in Mohr Basin of Fars province in Iran. *Environmental Monitoring and Assessment*, 166: 387-407.
- Nishizaki, M., y Ackerman, J.D. 2004. Juvenile-adult associations in sea urchins *Strongylocentrotus franciscanus* and *S. droebachiensis*: is nutrition involved? *Marine Ecology Progress Series*, 268: 93-103.
- Olea, R.A. 1999. *Geostatistics for engineers and earth scientists*. Kluwer, Boston, 303 p.
- Orensanz, J.M., y Jamieson, G.S. 1998. The assessment and management of spatially structured stocks: an overview of the North Pacific Symposium on Invertebrate Stock Assessment and Management. In *Proceedings of the North Pacific Symposium on Invertebrate Stock Assessment and Management*, pp. 441-459. Ed. by G.S. Jamieson and A. Campbell, Canadian Special Publications in Fisheries and Aquatic Science, 125.
- Orensanz, J.M., Hand, C.M., Parma, A.M., Valero, J., y Hilborn, R. 2004. Precaution in the harvest of Methuselah's clams –the difficulty of getting timely feedback from slow-pace dynamics. *Canadian Journal of Fishery and Aquatic Sciences*, 61: 1355-1372.

- Orensanz, J.M., Parma, A.M., y Hall, M.A. 1998. The analysis of concentration and crowding in shellfish research. In Proceedings of the North Pacific Symposium on Invertebrate Stock Assessment and Management, pp. 143-157. Ed. by G.S. Jamieson and A. Campbell, Canadian Special Publications in Fisheries and Aquatic Science, 125.
- Orensanz, J.M., Parma, A.M., Jerez, G., Barahona, N., Montecinos, M., y Elías, I. 2005. What are the key elements for the sustainability of "S-Fisheries"? Insights from South America, *Bulletin of Marine Science*, 76: 527-556.
- Orensanz, J.M. 1986. Size, environment and density: the regulation of a scallop stock and its management implications. In: G.S. Jamieson and N. Bourne (Editors), North Pacific Workshop on Stock Assessment and Management of Invertebrates. Canadian Special Publications in Fisheries and Aquatic Science, 92: 195-227.
- Ortiz, B.V., Perry, C., Geovaerts, P., Vellidis, G., y Sullivan, D. 2010. Geostatistical modelling of the spatial variability and risk areas of southern root-knot nematodes in relation to soil properties. *Geoderma*, 156(3-4): 243-252.
- Otero-Schmitt, J., y Pérez-Cirera, J. 2002. Infralittoral benthic biocoenosis from Northern Ría de Muros, Atlantic Coast of Northwest Spain. *Botanica Marina*, 45: 93-122.
- Ouréns, R., Fernández, L., y Freire, J. 2011. Geographic, population, and seasonal patterns in the reproductive parameters of the sea urchin *Paracentrotus lividus*. *Marine Biology*, 158: 793-804.
- Ouréns, R., Fernández, L., Fernández-Boán, M., Naya, I., y Freire, J. 2013a. Reproductive dynamics of the sea urchin *Paracentrotus lividus* on the Galicia coast (NW Spain): effects of habitat and population density. *Marine Biology*, 160: 2413-2423.
- Ouréns, R., Flores L., Fernández, L., y Freire, J. 2013b. Habitat and density-dependent growth of the sea urchin *Paracentrotus lividus* in Galicia (NW Spain). *Journal of Sea Research*, 76:50-60.
- Ouréns, R., Freire, J., y Fernández, L. 2012. Definition of a new unbiased gonad index for aquatic invertebrates and fish: its application to the sea urchin *Paracentrotus lividus*. *Aquatic Biology*, 17: 145-152.
- Ouréns, R., Freire, J., Vilar, J.A., y Fernández, L. 2014a. Influence of habitat and population density on recruitment and spatial dynamics of the sea urchin

- Paracentrotus lividus*: implications for harvest refugia. ICES Journal of Marine Science; doi:10.1093/icesjms/fst201.
- Ouréns, R., Naya, I., y Freire, J. 2014b. Mismatch between biological, exploitation, and governance scales and ineffective management of sea urchin (*Paracentrotus lividus*) fisheries in Galicia. *Marine Policy*. 51. 13-20.
- Pais, A., Chessa, L.A., Serra, S., Ruiu, A., Meloni, G., y Donno, Y. 2007. The impact of commercial and recreational harvesting for *Paracentrotus lividus* on shallow rockyreef sea urchin communities in North-western Sardinia. *Italy Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 73: 589–597.
- Pais, A., Serra, S., Meloni, G., Saba, S., y Ceccherelli, G. 2012. Harvesting effects on *Paracentrotus lividus* population structure: a case study from northwestern Sardinia, Italy, before and after the fishing season. *Journal of Coastal Research*., 28: 570–575.
- Palacín, C., Giribert, G., Turon, X. 1997. Patch recolonization through migration by the echinoid *Paracentrotus lividus* in communities with high algal cover and low echinoid densities. *Cahiers de Biologie Marine*, 38(4): 267-271.
- Palma, S. y Arana, P. 1996. Método rápido de determinación del sexo en el erizo comestible *Loxechinus albus* (Molina, 1782) y su aplicación en estudios biológico-pesqueros. *Invest. Mar., Valparaíso*, 24: 123-130.
- Palmer, M.C. 2008. Calculation of distance traveled by fishing vessels using GPS positional data: a theoretical evaluation of the sources of error. *Fisheries Research*, 89: 57–64.
- Parma, A.M., Orensanz, J.M., Elías, I., y Jerez, G. 2003. Diving for shellfish- and data: incentives for the participation of fishers in the monitoring and management of artisanal fisheries around southern South America. In *Towards sustainability of data-limited multi-sector fisheries*, Australian Society for Fish Biology Workshop Proceedings, pp. 8-29. Ed. by S. J. Newman, D.J. Gaughan, G. Jackson, M.C. Mackie, B. Molony, J. St John, and P. Kaiola. Bunbury, Australia. 23-24 September 2001.
- Pastor, R. 1971. Distribución del erizo de mar, *Paracentrotus lividus* (Lmk), en la ría de Vigo. *Publ. Tecn. Dir. Gen. Pesca Marit, Spain*, 9: 255-270.
- Pearse, J.S., y Arch, S.W. 1969. The aggregation behavior of *Diadema* (Echinodermata, Echinoidea). *Micronesica*, 5: 165-171.
- Perry, R.I., Zhang, Z., y Harbo, R. 2002. Development of the green sea urchin (*Strongylocentrotus droebachiensis*) fishery in British Columbia, Canada —

- back from the brink using a precautionary framework. *Fisheries Research*, 55: 253-266.
- Petitgas, P. 1993. Geostatistics for fish stock assessments: a review and an acoustic application. *ICES Journal of Marine Science*, 50: 285-298.
- Petitgas, P. 1998. Biomass-dependent dynamics of fish spatial distributions characterized by geostatistical aggregation curves. *ICES Journal of Marine Science*, 55: 443-453.
- Petitgas, P. 2001. Geostatistics in fisheries survey design and stock assessment: models, variances and applications. *Fish and Fisheries*, 2(3): 231-249.
- Piñeiro, J., y Bates, D. 2000. *Mixed Effects Models in S and S-Plus*. Springer-Verlag, New York, USA.
- Prince, J. 2003. The barefoot ecologist goes fishing. *Fish and Fisheries*, 4: 359-371.
- Prince, J. 2010. Managing data-poor fisheries: solutions from around the World. *Managing Data-Poor Fisheries: Case Studies, Models and Solutions*, 1: 3-20, California Sea Grant College Program.
- Prince, J., y Hilborn, R. 1998. Concentration profiles and invertebrate fisheries management. In *Proceedings of the North Pacific Symposium on Invertebrate Stock Assessment and Management*. Ed. by G.S. Jamieson, and A. Campbell, pp. 187-196. *Canadian Special Publications in Fisheries and Aquatic Science*, 125.
- Prince, J., Walters, C., Ruiz-Avila, R. y Sluczanowski, P. 1998. Territorial user's rights and the Australian abalone (*Haliotis* sp.) fishery. In: Jamieson, G.S. and Campbell, A. (Editors), *Proceedings of the North Pacific Symposium on Invertebrate Stock Assessment and Management*. *Canadian Special Publications in Fisheries and Aquatic Science*, 125: 367-375.
- Prince, J.D., y Hilborn, R., 1998. Concentration profiles and invertebrate fisheries management, in: Jamieson, G.S., Campbell, A. (Eds.), *Proceedings of the North Pacific Symposium on Invertebrate Stock Assessment and Management*. *Canadian Special Publications in Fisheries and Aquatic Science*, 125: 441-59.
- Qu, M., Li, y W., Zhang, C. 2014. Spatial distribution and uncertainty assessment of potential ecological risk or heavy metals in soil using sequential Gaussian simulation. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 20(3): 764-778.
- R Development Core Team. 2011. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0 [<http://www.R-project.org>].

- Ricker, W.E. 1975. Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. *Bull. Fisheries Research Board Can.*, 191: 1-382.
- Ríos-Lara, V., Salas, S., Bello-Pineda, J. y Peniche, I.A. 2007. Distribution patterns of spiny lobster (*Panulirus argus*) at Alacranes reef, Yucatan: Spatial analysis and inference of preferential habitat. *Fisheries Research*, 87: 33-45.
- Rivoirard, J., Simmonds, J., Foote, K.G., Fernandes, P., y Bez, N. 2000. *Geostatistics for estimating fish abundance*, 206 p. Blackwell Science, Oxford, UK.
- Rossi, R., Mulla, D.J., Journel, A.G., y Franz, E.H. 1992. Geostatistical tools for modelling and interpreting ecological spatial dependence. *Ecological Monographs*, 62: 277-314.
- Rufino, M.M., Gaspar, M.B., Maynou, F., y Monteiro, C.C. 2008. Regional and temporal changes in bivalve diversity off the south coast of Portugal. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 80(4): 517-528.
- Sainsbury, K.J. 1982a. Populations dynamics and fishery management of the paua, *Haliotis iris*. I. Populations structure, growth, reproduction, and mortality. *N.Z. Journal of Marine and Freshwater Resources*, 16: 147-161.
- Sainsbury, K.J. 1982b. Populations dynamics and fishery management of the paua, *Haliotis iris*. II. Dynamics and management as examined using a size class population model. *N.Z. Journal of Marine and Freshwater Resources*, 16: 163-173.
- Saito, H., McKenna, S.A., Zimmerman, D.A., y Coburn, T.C. 2005. Geostatistical interpolation of object counts collected from multiple strip transects: ordinary kriging versus finite domain kriging. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment*, 19: 71-85.
- Sala, E., y Zabala, M. 1996. Fish predation and the structure of the sea urchin *Paracentrotus lividus* populations in the NW Mediterranean. *Marine Ecology Progress series*, 140: 71-81.
- Sala, E., Hereu, B., Zabala, M., Alvá, V., Coma, R., y Garrabou, J. 1998. Temporal variability in abundance of the sea urchins *Paracentrotus lividus* and *Arbacia lixula* in the northwestern Mediterranean: comparison between a marine reserve and an unprotected area. *Marine Ecology Progress Series*, 168: 135-145.
- San Martín, G., Parma, A.M., y Orensanz, J.M. 2010. The Chilean experience with territorial use rights in fisheries, in: Grafton, R.Q., Hilborn, R., Squires, D.,

- Tait, M., Williams, M. (Eds.), Handbook of marine fisheries conservation and management. Oxford University Press.
- Sánchez-Carnero, N., Aceña, S., Rodríguez-Pérez, D., Couñago, E., y Freire, J. 2012. Fast and low-cost method for VBES bathymetry generation in coastal areas. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 114: 175–182.
- Sánchez-España, A.I., Martínez-Pita, I., y García, F.J. 2004. Gonadal growth and reproduction in the commercial sea urchin *Paracentrotus lividus* (Lamarck, 1816) (Echinodermata: Echinoidea) from southern Spain. *Hydrobiologia*, 519: 61-72.
- Schroeter, S.C., Gutiérrez, N.L., Robinson, M., Hilborn, R., y Halmay, P. 2009. Moving from data poor to data rich: a case study of community-based data collection for the San Diego red sea urchin (*Strongylocentrotus franciscanus*) fishery. *Marine And Coastal Fisheries: Dynamics, Management, and Ecosystem Science*, 1: 230–243.
- Schwarz, G. 1978. Estimating the dimension of a model. *Ann Statist*, 6(2): 461–464.
- Sellem, F., Langar, H., y Pesando, D. 2000. Âge et croissance de l'oursin *Paracentrotus lividus* Lamarck, 1816 (Echinodermata-Echinoidea) dans le golfe de Tunis (Méditerranée). *Oceanologica Acta*, 23(5): 607-613.
- Sewell, M.A. y Levitan, D.R. 1992. Fertilization success during a natural spawning of the dendrochirote sea cucumber *Cucumaria miniata*. *Bulletin of Marine Science*, 51: 161–166.
- Sheperd, S.A., y Boudouresque, C.F. 1979. A preliminary note on the movement of sea urchin *Paracentrotus lividus*. *Trav.Sci. Parc.natio. Port-Cross*, 5: 155-158.
- Siddon, C.E., y Witman, J.D. 2003. Influence of chronic, low-level hydrodynamic forces on subtidal community structure. *Marine Ecology Progress Series*, 261: 99-110.
- Siikavuopio, S.I., Christiansen, J.S., y Dale, T. 2006. Effects of temperature and season on gonad growth and feed intake in the green sea urchin (*Strongylocentrotus droebachiensis*). *Aquaculture* 255(1-4): 389-394.
- Simard, Y., Legendre, P., Lavoie, G., y Marcotte D. 1992. Mapping, Estimating Biomass, and Optimizing Sampling Programs for Spatially Autocorrelated Data: Case Study of the Northern Shrimp (*Pandalus borealis*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 49:(1) 32-45.

- Skibo, K., Schwarz, C.J., y Peterman, R.M. 2008. Evaluation of Sampling Designs for Red Sea Urchins *Strongylocentrotus franciscanus* in British Columbia. *North American Journal of Fisheries Management*, 28: 219-230.
- Smith, A.H., y Berkes, F. 1991. Solutions to the 'tragedy of the commons': sea-urchin management in St. Lucia, West Indies. *Environ. Conserv.*, 18: 131-136.
- Spirlet, C., Grosjean, P., y Jangoux, M. 1998. Reproductive cycle of the echinoid *Paracentrotus lividus*: analysis by means of the maturity index. *Invertebrate reproduction and development*, 34(1): 69-81.
- Spirlet, C., Grosjean, P., y Jangoux, M. 2000. Optimization of gonad growth by manipulation of temperature and photoperiod in cultivated sea urchins, *Paracentrotus lividus* (Lamarck) (Echinodermata). *Aquaculture*, 185(1-2): 85-99.
- Spirlet, C., Grosjean, P., y Jangoux, M. 2001. Cultivation of *Paracentrotus lividus* (Echinodermata: Echinoidea) on extruded feeds: Digestive efficiency, somatic and gonadal growth. *Aquaculture Nutrition*, 7(2): 91-99.
- Stein, A., y Ettema, C. 2003. An overview of spatial sampling procedures and experimental design of spatial studies for ecosystem comparisons. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 94: 31-47.
- Tamdrari, H., Castonguay, M., Brêthes, J-C., y Duplisea, D. 2010. Density-independent and -dependent habitat selection of Atlantic cod (*Gadus morhua*) based on geostatistical aggregation curves in the northern Gulf of St Lawrence. *ICES Journal of Marine Science*, 67: 1676-1686.
- Tegner, M.J., y Dayton, P.K., 1977. Sea urchin recruitment patterns and implications of commercial fishing. *Science*, 196: 324-326.
- Tegner, M.J., y Levin, L.A. 1983. Spiny lobster and sea urchins: analysis of a predator-prey interaction. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 73: 125-155.
- Tessier, A., Poisot, T., Romans, P., y Desdevises, Y. 2010. Putative effects of recreational fishing of *Paracentrotus lividus* on populations of sea urchins in Mediterranean shallow water. *Vie Et Milieu - Life and Environment*, 60 (4): 299-305.
- Tomas, F., Turon, X., y Romero, J. 2005. Seasonal and small-scale spatial variability of herbivory pressure on the temperate seagrass *Posidonia oceanica*. *Marine Ecology Progress Series*, 301: 95-107.

- Turon, X., Giribert, G., López, S., y Palacín, C. 1995. Growth and population structure of *Paracentrotus lividus* (Echinodermata: Echinoidea) in two contrasting habitats. *Marine Ecology Progress Series*, 122: 193-204.
- Tuya, F., Cisneros-Aguirre, J., Ortega-Borges, L., y Haroun, R.J. 2007. Bathymetric segregation of sea urchins on reefs of the Canary Archipelago: Role of flow induced forces. *Estuarine and Coastal Shelf Science*, 73: 481-488.
- Unger, B., y Lott, C. 1994. In-situ studies on the aggregation behaviour of the sea urchin *Sphaerechinus granularis* Lam. (Echinodermata: Echinoidea). In: David B, Guille A, Féral JP, Roux M (Eds.), *Echinoderms through time. Proceedings of the Eighth International Echinoderm Conference*, Dijon, France, 1993. Balkema, Rotterdam, pp. 913-919
- Urgorri, V., Reboreda, P., y Troncoso, J.S. 1994. Dispersión, demografía y producción gonadal de una población de *Paracentrotus lividus*. Facultad de Biología, Universidad de Santiago de Compostela. Consellería de Pesca, Marisqueo e Acuicultura.
- Vadas, R.L., Elner, R.W., Garwood, P.E., y Babb, I.G. 1986. Experimental evaluation of aggregation behavior in the sea urchin *Strongylocentrotus droebachiensis*. A reinterpretation. *Marine Biology*, 90: 433-488.
- Vega-Suárez, W., y Romero-Kutzner, V. 2011. Patrón de distribución espacial de *Paracentrotus lividus*. *An Univ Etol*, 5: 21-30.
- Veiga Villar, A.J. 1999. Caracterización de la flora y vegetación bentónica marina intermareal y de su riqueza en recursos explotables en las Rías Baixas Gallegas (NO. Península Ibérica). Tesis doctoral, Universidade de A Coruña, Spain.
- Verling, E., Barnes, D.K.A., y Crook, A.C. 2005. Smashing tests? patterns and mechanisms of adult mortality in a declining echinoid population. *Marine Biology*, 147: 509-515.
- Verling, E., Crook, A.C., y Barnes, D.K.A. 2002. Covering behaviour in *Paracentrotus lividus*: is light important? *Marine Biology*, 140: 391-396.
- Wackernagel, H. 1995. *Multivariate geostatistics: an introduction with applications*. Berlin, Springer-Verlag.
- Walker, C. y Lesser, M. 1998. Manipulation of food and photoperiod promotes out-of-season gametogenesis in the green sea urchin, *Strongylocentrotus droebachiensis*: Implications for aquaculture. *Marine Biology.*, 132(4): 663-676.
- Walters, C.J., Hall, N., Brown, R., y Chubb, C. 1993. Spatial model for the population dynamics and exploitation of the Western Australian rock lobster,

- Panulirus cygnus*. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 50: 1650-1662.
- Wang, G., Gertner, G., Singh, V., Shinkareva, S., Parysow, P., y Anderson, A. 2002. Spatial and temporal prediction and uncertainty of soil loss using the revised universal soil loss equation: a case study of the rainfall-runoff erosivity R factor. Ecological Modelling, 153(1-2): 143-155.
- Warren, W. 1998. Spatial analysis for marine populations: factors to be considered. In Proceedings of the North Pacific Symposium on Invertebrate Stock Assessment and Management, pp. 441-459. Ed. by G.S. Jamieson and A. Campbell, Canadian Special Publications in Fisheries and Aquatic Science, 125: 21-28.
- Webster, R., y Oliver, M.A. 2007. Geostatistics for Environmental Scientists. John Wiley and Sons Ltd., Chichester. 37–103. 2nd Ed.
- Wilén, J.E. 1979. Fisherman behavior and the design of efficient fisheries regulation programs. Journal of the Fisheries Research Board of Canada 36, 855–858.
- Williams, H. 2002. Sea urchin fisheries of the world: a review of their status, management strategies and biology of the principal species. Department of Primary Industries, Water and Environment, Government of Tasmania, 27 pp.
- Woillez, M., Poulard, J.-C., Rivoirard, J., Petitgas, P., y Bez, N. 2007. Indices for capturing spatial patterns and their evolution in time, with application to European hake (*Merluccius merluccius*) in the Bay of Biscay. ICES Journal of Marine Science, 64: 537–550.
- Wu, C., Wu, J., Luo, Y., Zhang, H., Teng, Y., y DeGloria, S.D. 2011. Spatial interpolation of severely skewed data with several peak values by the approach integrating kriging and triangular irregular network interpolation. Environmental Earth Sciences, 63(5): 1093-1103.
- Xunta de Galicia, 2015. Rexistro de buques pesqueiros. Web link: <http://www.pescadegalicia.com/rexibuque.html>
- Zuur, A.F., Ieno E.N., Walker, N.J., Saveliev, A.A., y Smith, G. 2009. Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R. Springer, New York.