

Evaluación de la efectividad de dos reservas marinas de las Islas Canarias (Atlántico oriental)

Assessment of the effectiveness of two marine reserves in the Canary Islands (eastern Atlantic)

F Tuya^{1, 2*}, C García-Díez¹, F Espino¹, RJ Haroun¹

¹ Grupo de Biodiversidad y Gestión Ambiental (BIOGES), Facultad Ciencias Mar, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, 35017 Las Palmas de Gran Canaria, Islas Canarias, España. * E-mail: ftuya@yahoo.es

² Dirección actual: Center for Ecosystem Management, Edith Cowan University, Joondalup Drive, 6027 Joondalup, WA, Australia.

Resumen

Evaluamos la efectividad de dos reservas marinas (RMs) de las Islas Canarias (Atlántico oriental): “Punta La Restinga-Mar de Las Calmas” (Isla El Hierro) e “Isla La Graciosa e islotes del norte de Lanzarote” (Archipiélago Chinijo). Concretamente, estudiamos las diferencias en abundancia y biomasa de cuatro especies ícticas de interés comercial: la vieja (*Sparisoma cretense*), el abae (*Mycteroperca fusca*), el sargo blanco (*Diplodus sargus cadenati*) y el sargo breado (*Diplodus cervinus cervinus*). Seleccionamos cuatro categorías de gestión por RM: (1) la reserva integral (toda explotación prohibida), (2) “la zona de usos tradicionales” (se permiten artes de pesca tradicional), (3) “Área Vecina” (área sin restricción pesquera a <20 km), e (4) “Isla Vecina” (área en una isla vecina sin protección pesquera). Muestreamos dos localidades seleccionadas al azar en cada categoría de gestión en ambas zonas, en octubre y marzo de 2004. Las pruebas univariantes mostraron un moderado “efecto reserva” para ambas RMs, consistente en el tiempo. Las diferencias de abundancia y biomasa de cada especie entre las categorías de gestión resultaron claramente específicas para cada especie, y diferentes entre ambas RMs. Las especies del género *Diplodus* mostraron abundancias y biomasa superiores dentro de la RM en comparación con las áreas no protegidas en la Isla El Hierro. Además, las cuatro especies seleccionadas resultaron superiores en abundancia y biomasa total en todas las localidades estudiadas en la Isla El Hierro, en comparación con localidades explotadas en la isla vecina. Sin embargo, *S. cretense* resultó ser la única especie beneficiada por la protección establecida en la RM de “Isla La Graciosa e islotes del norte de Lanzarote”. Posiblemente los tamaños de la RMs, el esfuerzo pesquero alrededor de las RMs, y la eficacia de la vigilancia en las RMs, sean algunas de las posibles razones de los patrones observados.

Palabras clave: reservas marinas, explotación pesquera, recursos pesqueros, Islas Canarias, efecto reserva.

Abstract

We assessed the effectiveness of two marine reserves (MRs) in the Canary Islands (eastern Atlantic), called “Punta La Restinga-Mar de Las Calmas” (El Hierro Island) and “Isla La Graciosa e islotes del norte de Lanzarote” (Chinijo Archipelago). Specifically, we evaluated the variability in the abundances and biomasses of four commercially-targeted fish species: the parrotfish (*Sparisoma cretense*), the island grouper (*Mycteroperca fusca*), the white sea-bream (*Diplodus sargus cadenati*) and the zebra sea-bream (*Diplodus cervinus cervinus*). Four fishing management categories were established within and around each MR: (1) a no-take or integral area (collection of all animals is not permitted), (2) a buffer area (fishing is permitted with traditional fishing gears), (3) a neighbouring fishing area (<20 km), and (4) a fishing area off a neighbouring island. Two randomly selected sites were sampled within each management category and MR in October and March 2004. Univariate tests provided evidence of a moderate “reserve effect” for both MRs consistent through time. Differences in abundances and biomasses of each species among management categories were clearly species-specific and inconsistent between both MRs. Species of the genus *Diplodus* showed greater abundances and biomasses within protected locations compared to unprotected locations at El Hierro Island. Moreover, the four selected species showed greater abundances and biomasses in the locations surveyed at El Hierro Island compared to unprotected locations at the neighbouring island. In contrast, *S. cretense* appeared to be the only species that benefited from protection in the Chinijo MR. Differences in the sizes of the MRs, the fishing effort around the MRs and the effectiveness of the enforcement within each MR, appeared to be possible explanations for the patterns observed.

Key words: marine protected area, fishing pressure, fishery resources, Canary Islands, reserve effect.

Introducción

Durante las últimas décadas se ha producido un paulatino aumento en la declaración de espacios litorales como Áreas Marinas Protegidas (AMPs), y en particular de Reservas

Introduction

The last decades have seen a gradual increase in the number of littoral environments that have been declared marine protected areas (MPAs) and, in particular, marine reserves

Marinas (RMs), con el propósito de ayudar a la gestión sostenible de los recursos pesqueros costeros y preservar la biodiversidad marina (Gell y Roberts 2003, Micheli *et al.* 2005, Sale *et al.* 2005). Las ventajas potenciales proporcionadas por un área libre de explotación extractiva han sido consideradas en numerosas ocasiones (e.g., García-Rubies y Zabala 1990; Roberts y Polunin 1991, 1993; Dugan y Davis 1993; Agardy 1994; Harmelin-Vivien *et al.* 1995; Russ y Alcalá 1996; Chiappone *et al.* 2000; Galzin *et al.* 2004; Guidetti *et al.* 2005; Micheli *et al.* 2005). Si bien son numerosos los estudios teóricos y los basados en técnicas de meta-análisis que sugieren el beneficio potencial de las AMPs para conservar y reestablecer los stocks pesqueros, son todavía escasos los trabajos que demuestren de forma empírica la efectividad de estas AMPs, especialmente en aguas templadas (Kelly *et al.* 2000, Willis *et al.* 2003).

La evaluación del denominado “efecto reserva” solamente a través de comparaciones espaciales posteriores a la declaración de las medidas protectoras no es un sustituto adecuado de diseños que incluyen datos “antes” y “después” de la declaración de una zona como RM, incorporando una serie de escalas correctamente replicadas en el tiempo y en el espacio (diseños BACIP) (Edgar y Barret 1997, Mosquera *et al.* 2000, Willis *et al.* 2003, Edgar *et al.* 2004, Russ *et al.* 2005). Sin embargo, y en caso de carecer de datos anteriores a la declaración de una zona como RM, las comparaciones espaciales son la única forma de estimar el efecto reserva esperado (Polunin y Roberts 1993, Dayton *et al.* 2000, Denny *et al.* 2004, Guidetti *et al.* 2005, Micheli *et al.* 2005, Russ *et al.* 2005). En este sentido, las comparaciones espaciales entre localidades protegidas vs. localidades pescadas sólo sirven como una forma rápida y aproximada para estimar la posible recuperación de los recursos pesqueros (Russ *et al.* 2005).

Los recursos marinos costeros de las Islas Canarias (Atlántico oriental) han sufrido una clara sobreexplotación durante las últimas décadas (Bas *et al.* 1995, Falcón *et al.* 1996, Tuya *et al.* 2004, 2006a, 2006b). La presión costera ha aumentado debido a la expansión del sector turístico, produciendo un aumento en la demanda de productos pesqueros (Bortone *et al.* 1991, Falcón *et al.* 1996, Tuya *et al.* 2004). La pérdida del caladero sahariano, el incremento de la pesca deportiva y la destrucción del hábitat son otros factores que se han barajado como causantes del declive en los recursos pesqueros del Archipiélago Canario (Aguilera *et al.* 1994). Desde mediados de los noventa, el Gobierno Autónomo Canario en colaboración con la Administración del Estado ha establecido una serie de RMs en el Archipiélago Canario, como posibles acciones mitigadoras que ayuden a preservar los recursos costeros (<http://www.mapya.es/rmarinas/>). Sin embargo, no existe ninguna trabajo que haya evaluado la eficacia de las acciones de protección de estos recursos marinos litorales. En este sentido, el objetivo de este trabajo fue determinar la efectividad de las medidas de protección de dos RMs sobre ciertos recursos pesqueros de fondos rocosos someros de las Islas Canarias. Más concretamente, estudiamos cómo la abundancia y biomasa

(MRs) in order to promote the sustainable management of coastal fishery resources and preserve the marine biodiversity (Gell and Roberts 2003, Micheli *et al.* 2005, Sale *et al.* 2005). The potential advantages of an area free from fishing activities have been widely discussed (e.g., García-Rubies and Zabala 1990; Roberts and Polunin 1991, 1993; Dugan and Davis 1993; Agardy 1994; Harmelin-Vivien *et al.* 1995; Russ and Alcalá 1996; Chiappone *et al.* 2000; Galzin *et al.* 2004; Guidetti *et al.* 2005; Micheli *et al.* 2005). Nevertheless, despite the numerous meta-analysis and theoretical studies showing the potential benefits of MPAs for re-establishing and conserving fish stocks, data that empirically demonstrate their effectiveness, especially in temperate waters, are scarce (Kelly *et al.* 2000, Willis *et al.* 2003).

Evaluating the so-called “reserve effect” based only on spatial comparisons after the protective measures have been implemented is not an appropriate substitute for designs that include data from before and after the declaration of a MR, incorporating a series of scales correctly replicated in time and space (before-after control-impact pair [BACIP] designs) (Edgar and Barret 1997, Mosquera *et al.* 2000, Willis *et al.* 2003, Edgar *et al.* 2004, Russ *et al.* 2005). If, however, there are no prior data for the area declared a MR, spatial comparisons are the only way of assessing the reserve effect (Polunin and Roberts 1993, Dayton *et al.* 2000, Denny *et al.* 2004, Guidetti *et al.* 2005, Micheli *et al.* 2005, Russ *et al.* 2005). Hence, spatial comparisons between protected and fished areas are a rapid and approximate way of estimating the possible recovery of fishery resources (Russ *et al.* 2005).

The coastal marine resources of the Canary Islands (eastern Atlantic) have clearly been overexploited in the last decades (Bas *et al.* 1995, Falcón *et al.* 1996, Tuya *et al.* 2004, 2006a, 2006b). Human pressure on the coastal area has intensified owing to increased tourism and a greater demand for fishery products (Bortone *et al.* 1991, Falcón *et al.* 1996, Tuya *et al.* 2004). The loss of the Saharan fishing grounds, an increase in sport fishing and habitat destruction are other factors that have been associated with the decline of the fishery resources in the Canary Archipelago (Aguilera *et al.* 1994). Since the mid-1990s, the autonomous government of the Canary Islands, in collaboration with the Spanish government, has established several MRs in the Canary Archipelago among other possible mitigation measures to help preserve the marine resources (<http://www.mapya.es/rmarinas/>), but there are no publications showing the efficacy of this course of protective action. This study therefore aims to assess the effectiveness, in relation to shallow rocky-bottom fishery resources, of two MRs in the Canary Islands. Specifically, we analyzed how the abundance and biomass of four species of commercial interest varied in areas under different fishing management categories, expecting to determine greater abundances and biomasses of these species within the reserves than in neighbouring unprotected areas.

de cuatro especies de peces de interés comercial variaron entre áreas sujetas a diferentes categorías de gestión, esperando encontrar mayores abundancias y biomásas de éstas especies en el interior de las reservas respecto a áreas adyacentes sometidas a extracción pesquera.

Materiales y métodos

Áreas de estudio y diseño de muestreo

Este trabajo se desarrolló dentro y fuera de las dos RMs más antiguas de las Islas Canarias (fig. 1): “Punta La Restinga-Mar de Las Calmas”, en la Isla El Hierro, creada en 1996 y situada en el oeste del Archipiélago Canario; e “Isla La Graciosa e islotes del norte de Lanzarote”, que engloba al denominado Archipiélago Chinijo (al norte de la Isla Lanzarote), creada en 1995 y situada en el extremo más oriental del Archipiélago Canario. Ambas RMs están vigiladas diariamente por una patrulla constituida por cuatro vigilantes (dos patrones y dos marineros), en turnos rotativos de dos vigilantes, que disponen de una embarcación para sus tareas. Ambas zonas presentan ciertas diferencias biogeográficas y climáticas, con una diferencia de temperatura de agua de mar en superficie de entre 1°C y 2°C, superior en la Isla El Hierro (Bas *et al.* 1995), lo que motivó que ambas zonas fueran consideradas un factor fijo en el diseño.

Se consideraron dos áreas sometidas a diferente manejo dentro de cada RM (tabla 1): la reserva integral (RI), donde se prohíbe toda explotación de recursos bento-demersales, y la zona de usos tradicionales o de amortiguación (ZA) donde se permiten ciertas actividades extractivas profesionales de recursos bento-demersales mediante artes tradicionales de la flota artesanal. Fuera de cada RM se consideraron dos áreas sin

Material and methods

Study area and sampling design

This study was carried out within and around the two oldest MRs of the Canary Islands (fig. 1). The first, known as “Punta La Restinga-Mar de Las Calmas”, was created in 1996 and is located off El Hierro Island, in the western part of the Canary Archipelago; it will henceforth be referred to as El Hierro. The second, called “Isla La Graciosa e islotes del norte de Lanzarote”, was created in 1995 and includes the Chinijo Archipelago (to the north of Lanzarote Island), in the eastern part of the Canary Archipelago; it will henceforth be referred to as Chinijo. Both MRs are patrolled daily by boat by four caretakers (two skippers and two sailors), in rotating shifts of two. Both zones are biogeographically and climatically different, surface seawater temperature being 1–2°C higher at El Hierro (Bas *et al.* 1995); hence, both zones were considered fixed factors in the design.

Two areas within each MR subject to different management categories (see table 1) were considered in the sampling design: a no-take zone or integral reserve (RI), where the exploitation of all benthic and demersal resources is prohibited, and a traditional fishing area, which will henceforth be referred to as a buffer zone (ZA) in order to standardize the nomenclature with other studies, where certain professional fishing activities of benthic and demersal resources using traditional gear are allowed. Two areas outside each MR that are not subject to any fishing restrictions (see table 1) were also considered: a neighbouring fishing area (AV), <20 km from the limits of each MR, and a fishing area off a neighbouring island (IV). There are, *a priori*, no significant differences between the environmental or climatic conditions of the neighbouring islands and the two zones containing the MRs.

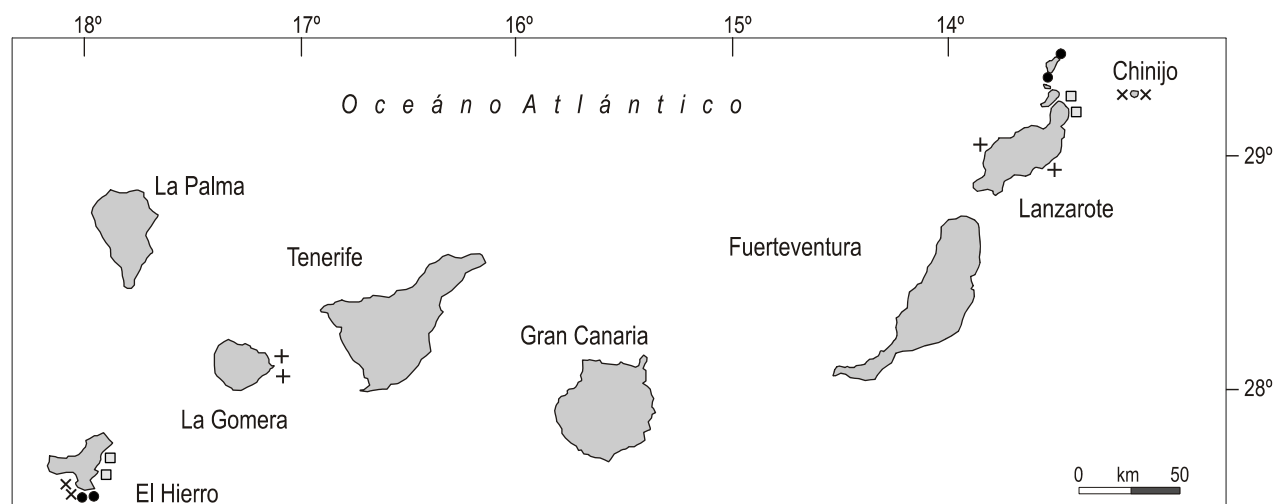


Figura 1. Localidades muestreadas dentro y fuera de las reservas marinas “Punta La Restinga-Mar de Las Calmas”, en la Isla El Hierro, e “Isla La Graciosa e islotes del norte de Lanzarote” en el Archipiélago Chinijo, norte de Lanzarote: xx, localidades dentro de la reserva integral; •, localidades dentro de la zona de usos tradicionales; ■, localidades pescadas a <20 km de la reserva; ++, localidades pescadas en una isla vecina.

Figure 1. Areas sampled within and outside the marine reserves “Punta La Restinga-Mar de Las Calmas” (El Hierro Island) and “Isla La Graciosa e islotes del norte de Lanzarote” (Chinijo Archipelago, to the north of Lanzarote): xx, sites in the no-take zone or integral reserve; •, sites in the buffer zone; ■, fished sites <20 km from the reserve limits; ++, fished sites off a neighbouring island.

restricciones pesqueras (tabla 1), denominadas área vecina (AV, a <20 km de los límites de cada RM), e isla vecina (IV, área situada frente a una isla adyacente). No existen, *a priori*, diferencias significativas entre las condiciones ambientales y/o climáticas de las islas vecina y las dos zonas donde están establecidas ambas RMs. En síntesis, en este estudio se consideraron cuatro categorías de gestión dentro y fuera de ambas RMs (tabla 1). La zona de estudio que engloba las cuatro categorías de gestión dentro y fuera de la RM “Punta La Restinga-Mar de Las Calmas” se denominará en lo sucesivo El Hierro, mientras que la zona que engloba las cuatro categorías de gestión dentro y fuera de la RM “Isla La Graciosa e islotes del norte de Lanzarote” se denominará Chinijo.

Se seleccionaron al azar dos localidades de substrato rocoso en cada una de las cuatro categorías de gestión consideradas por zona (fig. 1). Este protocolo se repitió en dos periodos: marzo y octubre de 2004. Como resultado, obtuvimos un total de 16 tratamientos (2 zonas $\times$ 4 categorías de gestión por zona $\times$ 2 periodos) con dos localidades replicadas por tratamiento. Todos los muestreos se ejecutaron entre 10 y 18 m de profundidad, sobre fondos rocosos con similar complejidad estructural, para minimizar en lo posible el efecto producido por el hábitat (denominado “efecto hábitat”, *sensu*

Two rocky-substrate sites were randomly selected in each of the four management categories considered per zone (fig. 1). This protocol was repeated in two periods: March and October 2004. A total of 16 treatments were thus obtained (2 zones $\times$ 4 management categories per zone $\times$ 2 periods), with two replicate sites per treatment. All samplings were conducted between 10 and 18 m depth, on rocky bottoms of similar structural complexity, to minimize the possible effect of the habitat (called “habitat effect”, *sensu* García-Charton and Pérez-Ruzafa 1999) on the distribution and assemblage of fish populations.

Selection of fish species and population estimates

Based on personal observations and on interviews of local professional fishermen and fishery managers, we selected four commercially-targeted species for the study: the parrotfish, *Sparisoma cretense*; the island grouper, *Mycteroperca fusca*; the white sea-bream, *Diplodus sargus cadenati*; and the zebra sea-bream, *Diplodus cervinus cervinus*. All four are easily identifiable *in situ*, do not show a cryptic behaviour that could produce an important bias in the visual census technique chosen and do not tend to dodge the diver.

Tabla 1. Nivel de protección y usos pesqueros permitidos y prohibidos en las diferentes categorías de gestión estudiadas dentro y fuera de las dos reservas marinas estudiadas.

Table 1. Level of protection and fishing uses allowed and banned in the different fishing management categories considered within and around the two marine reserves studied.

Categoría de gestión <i>Management category</i>	Protección <i>Protection</i>	Usos <i>Uses</i>
Reserva integral (RI) <i>Integral reserve</i>	Alta <i>High</i>	Prohibida la pesca profesional y deportiva de recursos bento-demersales. <i>Commercial and sport fishing of benthic and demersal resources prohibited.</i>
Zona de usos tradicionales o zona de amortiguación (ZA) <i>Traditional fishing zone or buffer zone</i>	Media <i>Medium</i>	Prohibido el uso de nasas (trampas) y la pesca submarina. Pesca profesional: permitido el uso de aparejos de anzuelo y artes tradicionales dirigidos a (i) la salema (<i>Sarpa salpa</i>), (ii) especies pelágicas migratorias (túridos), (iii) gueldes (gueldera), morenas (murénidos, tambor de morenas) y (iv) crustáceos profundos (trampa o nasa de camarón). Pesca deportiva: permitido el uso de aparejos de anzuelo (curricán, caña y/o cordel). <i>The use of traps or underwater fishing prohibited.</i> <i>Commercial fishing: the use of hook and traditional fishing gear allowed on (i) salema (Sarpa salpa), (ii) migratory pelagic species (tunids), (iii) guelds (minnows, “gueldera”) and morays (net drum), and (iv) deep crustaceans (shrimp trap or pot).</i> <i>Sport fishing: the use of hook gear permitted (spinning tackle, hook-and-line).</i>
Área vecina (AV) <i>Neighbouring fishing area</i>	Ninguna <i>None</i>	Pesca profesional: todo tipo de artes permitido. Pesca deportiva: permitido el uso de aparejos de anzuelo (curricán, caña y/o cordel). <i>Commercial fishing: all types of fishing gear permitted.</i> <i>Sport fishing: the use of hook gear permitted (spinning tackle, hook-and-line).</i>
Isla vecina (IV) <i>Neighbouring island</i>	Ninguna <i>None</i>	Pesca profesional: todo tipo de artes permitido. Pesca deportiva: permitido el uso de aparejos de anzuelo (curricán, caña y/o cordel) y la pesca submarina. <i>Commercial fishing: all types of fishing gear permitted.</i> <i>Sport fishing: the use of hook gear (spinning tackle, hook-and-line) and underwater fishing permitted.</i>

García-Chariton y Pérez-Ruzafa 1999) en la distribución y agregación de las poblaciones de peces.

Selección de especies de peces y estimación de sus poblaciones

Con base en observaciones personales, así como en entrevistas con pescadores profesionales locales y gestores pesqueros, para ejecutar el objetivo propuesto procedimos a seleccionar cuatro especies de valor comercial: la vieja, *Sparisoma cretense*; el abae *Mycteroperca fusca*; el sargo blanco, *Diplodus sargus cadenati*; y el sargo breado *Diplodus cervinus cervinus*. Todas ellas son fácilmente identificables *in situ*, no muestran un comportamiento críptico que produzca un sesgo importante en la técnica de censo visual seleccionada, y no suelen ser muy esquivas hacia el buceador.

Se usaron censos visuales para cuantificar la estructura poblacional de estas especies. Dentro de cada localidad de muestreo, desplegamos al azar ocho transectos de 25 m de largo por 2 m de ancho a cada lado (100 m²) durante horas diurnas. La abundancia y el tamaño de cada individuo (>4 cm) se anotaron en hojas impermeables por buceadores equipados con equipos autónomos, de acuerdo con procedimientos estandarizados (Brock 1982; Lincoln-Smith 1988, 1989; Kingsford y Battershill 1998). La abundancia se estimó a partir de una modificación del método presentado por Harmelin-Vivien *et al.* (1985). La biomasa de cada especie se calculó usando las relaciones talla total-peso disponibles para Canarias (González 1990), así como las proporcionadas por otras fuentes (www.fishbase.org). Los tamaños se estimaron mediante la asignación de cada individuo al punto medio de su rango de talla (Miller y Gerstner 2002).

Se utilizó la talla mínima de captura establecida por el Decreto 121/1988, que regula la pesca marítima de recreo en las aguas interiores del Archipiélago Canario, para separar los individuos que potencialmente pueden ser pescados, del resto: >20 cm para *S. cretense*, >35 cm para *M. fusca* y >22 cm para *D. sargus cadenati*. En el caso de *D. cervinus cervinus*, para el que dicha talla mínima no está regulada, establecimos la misma que para *D. sargus cadenati*. A pesar de la simplicidad de esta aproximación, su eficacia se ha mostrado en otros estudios de índole similar (Kelly *et al.* 2000, Chiappone *et al.* 2000, Guidetti *et al.* 2005).

Análisis de datos

La abundancia y biomasa total de individuos de cada especie se analizaron mediante modelos de análisis de la varianza (ANOVA) para contrastar las posibles diferencias encontradas entre las dos zonas de estudio (El Hierro y Chinijo), las cuatro categorías de gestión por zona, los dos periodos y las localidades observadas dentro de cada zona, categoría de gestión y periodo. El modelo incorporó consecuentemente los siguientes factores: (1) “zona” (Z), factor fijo con dos niveles correspondientes a las dos zonas estudiadas; (2) “gestión” (G) factor fijo

Visual censuses were used to quantify the population structure of these species. Within each sampling site, eight 25-m-long and 2-m-wide transects (100 m²) were established during daylight hours. The abundance and size of each individual (>4 cm) were recorded on waterproof sheets by divers equipped with Scuba gear, according to standard procedures (Brock 1982; Lincoln-Smith 1988, 1989; Kingsford and Battershill 1998). Abundance was estimated using a modified version of the method proposed by Harmelin-Vivien *et al.* (1985). Biomass of each species was calculated using the size-total weight relationships available for the Canary Islands (González 1990) and those provided by other sources (www.fishbase.org). Size was estimated by assigning each individual to the mean point of its size range (Miller and Gerstner 2002).

We used the minimum catch size established by Decree 121/1988, which regulates recreational fishing in inner waters of the Canary Archipelago, to separate the potentially fishable individuals from the rest: >20 cm for *S. cretense*, >35 cm for *M. fusca*, and >22 cm for *D. sargus cadenati*. In the case of *D. cervinus cervinus*, for which a minimum catch size has not been established, we used the same size as that for *D. sargus cadenati*. Despite the simplicity of this approximation, its effectiveness has been shown in other similar studies (Kelly *et al.* 2000, Chiappone *et al.* 2000, Guidetti *et al.* 2005).

Data analysis

The abundance and biomass of the individuals of each species were determined by applying analysis of variance (ANOVA) models to contrast the possible differences between the two study zones (El Hierro and Chinijo), the four fishing management categories per zone, the two periods and the sites surveyed within each zone, category and period. The model thus incorporated the following factors: (1) “zone” (Z), fixed factor with two levels corresponding to the two MRs studied; (2) “management” (G), fixed factor with four levels corresponding to the categories defined—RI, ZA, AV and IV—and orthogonal to the first factor; (3) “period” (P), random factor with two levels—the two study dates—and orthogonal to the previous two factors; and (4) “localities” (L), random factor nested in the triple interaction between the other three factors considered. Before analyzing the data, Cochran’s test was used to compare the homogeneity of variances. Owing to the large number of zeroes that appear in fish census data, these data tend to lack statistical normality and cannot be effectively transformed (Anderson and Millar 2004, Hawkins and Roberts 2004, Micheli *et al.* 2005, Guidetti *et al.* 2005). Even though no transformation provided homogeneity of variances for some descriptors (Cochran’s test, $P < 0.01$), the ANOVAs were still applied, since the techniques are robust to variance heterogeneity for sufficiently large studies with a balanced distribution of replicates (Underwood 1997). The interpretation of the interactions was used to assess the effect of the experimental factors on the abundance and biomass of each species. In

con cuatro niveles correspondientes a las cuatro categorías de gestión definidas—RI, ZA, AV y IV—y ortogonal al anterior; (3) “período” (P) factor aleatorio con dos niveles—los dos periodos de estudio—y ortogonal a ambos factores anteriores; y (4) “localidades” (L), factor aleatorio anidado en la triple interacción entre los otros tres factores considerados. Antes de analizar los datos, se empleó el test de Cochran para contrastar la homogeneidad de varianzas. Debido a la gran cantidad de ceros que aparecen en los datos de censos de peces, los datos suelen carecer de normalidad estadística y no pueden transformarse con efectividad (Anderson y Millar 2004, Hawkins y Roberts 2004, Micheli *et al.* 2005, Guidetti *et al.* 2005). Aunque ninguna transformación proporcionó homogeneidad de varianzas para algunos descriptores (test de Cochran, $P < 0.01$), ejecutamos los ANOVAs de todas formas, ya que las técnicas son robustas a la heterogeneidad de varianzas para estudios lo suficientemente grandes y con una distribución de réplicas balanceada (Underwood 1997). La interpretación de las interacciones se usó para evaluar el efecto de los factores experimentales sobre la abundancia y biomasa de cada especie. En particular, y en caso de detectar diferencias significativas en la interacción entre los factores Z y G, se procedió a ejecutar contrastes independientes mediante el test *a posteriori* SNK (Underwood 1997) para conocer las diferencias entre las cuatro categorías de gestión consideradas para cada zona de estudio.

Resultados

Las tablas 2 y 3 muestran los resultados obtenidos al aplicar los ANOVAs a las abundancias y biomasa de las cuatro especies estudiadas para la totalidad de individuos observados, así como para los individuos mayores a la talla mínima de captura, respectivamente. En todos los casos, no se observaron diferencias debido al factor P, ya sea como interacción con otros factores, o como efecto principal. Por lo tanto, los resultados que se comentan enseguida fueron consistentes entre los dos periodos estudiados. Todos los ANOVAs indicaron la significancia de la interacción $Z \times G$ ($P < 0.05$; tablas 2, 3), que nos indica la inconsistencia en las diferencias en abundancia y biomasa de individuos entre las cuatro categorías de gestión consideradas para ambas zonas. Por especies, los resultados fueron los siguientes.

Sparisoma cretense

Se detectó una importante variabilidad espacial dentro de cada uno de los 16 tratamientos analizados (diferencias entre localidades), resultando en la significancia del factor L ($Z \times G \times P$), tanto para la abundancia como para la biomasa total de los individuos observados ($P < 0.001$, tabla 2), como para la abundancia y biomasa de individuos mayores a la talla mínima de captura ($P < 0.05$, tabla 3). El efecto de las cuatro categorías de gestión en cada RM fue igual para la abundancia y la biomasa total de individuos observados, como para la abundancia y biomasa de los individuos mayores a la talla mínima de captura.

particular, and when significant differences were detected between factors Z and G, independent comparisons using the Student-Newman-Keuls *a posteriori* test (Underwood 1997) were applied to determine the differences between the four management categories considered in each study zone.

Results

The results of the ANOVAs applied to the abundances and biomasses of the four species studied are shown in tables 2 and 3 for the total number of individuals observed and for individuals larger than the minimum catch size, respectively. In all cases, differences were not observed due to factor P, either as interaction with other factors or as main effect. Therefore, the results discussed below were consistent for both study periods. All the ANOVAs revealed the significance of the $Z \times G$ interaction ($P < 0.05$; tables 2, 3), indicating inconsistencies in the differences in abundance and biomass of individuals among the four management categories considered for both zones. Per species, the results were as follows.

Sparisoma cretense

Important spatial variability was detected in each of the 16 treatments analyzed (differences between localities), indicating the significance of factor L ($Z \times G \times P$), both for the abundance and total biomass of individuals observed ($P < 0.001$, table 2) and for the abundance and biomass of individuals larger than the minimum catch size ($P < 0.05$, table 3). The effect of the four management categories on each MR was the same for the abundance and biomass of all individuals and of individuals larger than the minimum catch size.

In the case of El Hierro, the abundance and total biomass values were significantly higher for RI, ZA and AV (fig. 2a–b, mean abundance = $42.02 \text{ ind } 100 \text{ m}^{-2} \pm 7.82$, mean biomass = $4299.39 \text{ g } 100 \text{ m}^{-2} \pm 857.00$, mean $\pm$ SE), than for IV, outside the MR (fig. 2a–b, mean abundance = $6.56 \text{ ind } 100 \text{ m}^{-2} \pm 2.56$, mean biomass = $840.35 \text{ g } 100 \text{ m}^{-2} \pm 382.05$). Similarly, both abundance and biomass of individuals larger than the minimum catch size were significantly greater in RI, ZA and AV (fig. 3a–b, mean abundance = $20.40 \text{ ind } 100 \text{ m}^{-2} \pm 4.92$, mean biomass = $3798.79 \text{ g } 100 \text{ m}^{-2} \pm 860.50$), than in IV (fig. 3a–b, mean abundance = $5.50 \text{ ind } 100 \text{ m}^{-2} \pm 2.15$, mean biomass = $832.52 \text{ g } 100 \text{ m}^{-2} \pm 378.27$).

In the case of Chinijo, abundance and total biomass were greater in the two protected areas within the MR (RI and ZA; fig. 2c–d, mean abundance = $13.18 \text{ ind } 100 \text{ m}^{-2} \pm 2.15$, mean biomass = $1557.69 \text{ g } 100 \text{ m}^{-2} \pm 339.01$), than in the two fished areas outside the MR (AV and IV; fig. 2c–d, mean abundance = $0.53 \text{ ind } 100 \text{ m}^{-2} \pm 0.24$, mean biomass = $107.19 \text{ g } 100 \text{ m}^{-2} \pm 80.92$). Likewise, the abundance and biomass of individuals larger than the minimum catch size were greater in RI and ZA (fig. 3c–d, mean abundance = $7.69 \text{ ind } 100 \text{ m}^{-2} \pm 1.70$, mean biomass = $1328.33 \text{ g } 100 \text{ m}^{-2} \pm 351.21$), than in AV and IV (fig. 3c–d, mean abundance = $0.34 \text{ ind } 100 \text{ m}^{-2} \pm 0.22$, mean biomass = $103.86 \text{ g } 100 \text{ m}^{-2} \pm 80.80$).

Tabla 2. Resultados de los ANOVAs para contrastar el efecto de las cuatro categorías de gestión (G) consideradas por zona (Z) en los dos periodos (P) de muestreo sobre la abundancia y biomasa total de las cuatro especies analizadas. * $P < 0.05$, ** $P < 0.01$, *** $P < 0.001$. NS: no significativo. MS: cuadrados medios.

Table 2. Results of the ANOVAs applied to compare the effect of the four fishing management categories (G) considered per marine reserve (Z) in the two sampling periods (P) on the abundance and total biomass of the four species analyzed. * $P < 0.05$, ** $P < 0.01$, *** $P < 0.001$. NS: not significant. MS: mean squares.

	Abundancia			Biomasa		
	MS	F	P	MS	F	P
<i>Sparisoma cretense</i>						
Z	10751.10	19.56	***	29721.59	42.25	***
G	2257.38	4.13	*	7914.71	11.25	***
P	10.97	0.02	NS	580.25	0.82	NS
Loc (P × Z × G)	546.45	4.03	***	703.47	2.82	***
P × Z	91.44	0.17	NS	712.33	1.01	NS
P × G	121.71	0.22	NS	567.58	0.81	NS
Z × G	2822.12	5.19	*	4777.84	6.79	**
P × Z × G	37.07	0.07	NS	453.25	0.64	NS
Residual	135.59			249.45		
<i>Mycteroperca fusca</i>						
Z	2.17	18.49	*	4604.86	34.50	***
G	0.30	2.58	NS	645.76	4.84	*
P	0.37	3.13	NS	95.11	0.71	NS
Loc (P × Z × G)	0.12	0.93	NS	133.35	0.80	NS
P × Z	0.14	1.21	NS	44.92	0.34	NS
P × G	0.16	1.41	NS	245.55	1.84	NS
Z × G	0.61	5.18	*	811.70	6.09	**
P × Z × G	0.10	0.83	NS	173.36	1.30	NS
Residual	0.12			166.68		
<i>Diplodus sargus cadenati</i>						
Z	5.62	2.62	NS	1666.53	3.83	NS
G	8.31	3.87	*	2179.05	5.00	*
P	1.06	0.49	NS	12.78	0.03	NS
Loc (P × Z × G)	2.15	3.14	***	435.53	2.82	***
P × Z	0.07	0.03	NS	0.06	0	NS
P × G	1.34	0.62	NS	290.34	0.67	NS
Z × G	7.27	3.39	*	1545.02	3.55	*
P × Z × G	2.05	0.96	NS	234.04	0.54	NS
Residual	0.68			160.82		
<i>Diplodus cervinus cervinus</i>						
Z	1.34	9.32	**	816.58	12.78	**
G	1.05	7.35	**	632.76	9.90	***
P	0.44	3.04	NS	232.18	3.63	NS
Loc (P × Z × G)	0.14	1.26	NS	63.90	1.18	NS
P × Z	0.18	1.24	NS	36.72	0.57	NS
P × G	0.08	0.55	NS	58.34	0.91	NS
Z × G	0.82	5.74	**	481.77	7.54	**
P × Z × G	0.10	0.72	NS	108.47	1.70	NS
Residual	0.11			54.15		

Tabla 3. Resultados de los ANOVAs para contrastar el efecto de las cuatro categorías de gestión (G) consideradas por zona (Z) en los dos periodos (P) de muestreo sobre la abundancia y biomasa total de los individuos mayores a la talla mínima de captura. * $P < 0.05$, ** $P < 0.01$, *** $P < 0.001$. NS: no significativo. MS: cuadrados medios.

Table 3. Results of the ANOVAs applied to compare the effect of the four fishing management categories (G) considered per zone (Z) in the two sampling periods (P) on the abundance and biomass of individuals larger than the minimum catch size. * $P < 0.05$, ** $P < 0.01$, *** $P < 0.001$. NS: not significant. MS: mean squares.

	Abundancia			Biomasa		
	MS	F	P	MS	F	P
<i>Sparisoma cretense</i>						
Z	62.75	41.14	***	625.91	29.40	***
G	14.56	9.55	***	146.49	6.88	***
P	6.37	5.49	NS	71.86	3.38	NS
Loc ($P \times Z \times G$)	1.52	2.00	*	21.28	3.69	***
$P \times Z$	0.10	0.07	NS	0.71	0.03	NS
$P \times G$	3.82	2.51	NS	37.38	1.76	NS
$Z \times G$	10.74	7.05	***	95.30	4.48	*
$P \times Z \times G$	1.06	0.70	NS	14.25	0.67	NS
Residual	0.76			5.76		
<i>Mycteroperca fusca</i>						
Z	1.71	30.98	***	121.18	30.00	***
G	0.20	3.69	*	15.24	3.77	*
P	0.01	0.25	NS	0.002	0.00	NS
Loc ($P \times Z \times G$)	0.05	0.81	NS	4.03	0.97	NS
$P \times Z$	0.001	0.02	NS	0.74	0.18	NS
$P \times G$	0.11	2.05	NS	7.57	1.87	NS
$Z \times G$	0.21	3.80	*	16.49	4.08	*
$P \times Z \times G$	0.06	1.20	NS	4.28	1.06	NS
Residual	0.06			4.15		
<i>Diplodus sargus cadenati</i>						
Z	3.89	4.65	*	46.64	6.73	**
G	5.65	6.75	**	62.97	9.09	***
P	0.01	0.02	NS	0.23	0.03	NS
Loc ($P \times Z \times G$)	0.83	2.09	***	6.92	1.94	**
$P \times Z$	0.04	0.05	NS	0.03	0.01	NS
$P \times G$	0.30	0.36	NS	0.72	0.11	NS
$Z \times G$	3.33	3.99	*	34.23	4.94	**
$P \times Z \times G$	0.49	0.59	NS	3.70	0.53	NS
Residual	0.39			3.56		
<i>Diplodus cervinus cervinus</i>						
Z	1.57	10.25	**	667.33	9.57	**
G	1.54	10.03	***	593.91	8.51	**
P	0.59	3.87	NS	229.46	3.29	NS
Loc ($P \times Z \times G$)	0.15	1.15	NS	69.75	1.31	NS
$P \times Z$	0.10	0.65	NS	37.72	0.54	NS
$P \times G$	0.16	1.06	NS	81.49	1.17	NS
$Z \times G$	1.17	7.65	**	456.63	6.55	**
$P \times Z \times G$	0.24	1.62	NS	133.98	1.92	NS
Residual	0.13			53.24		

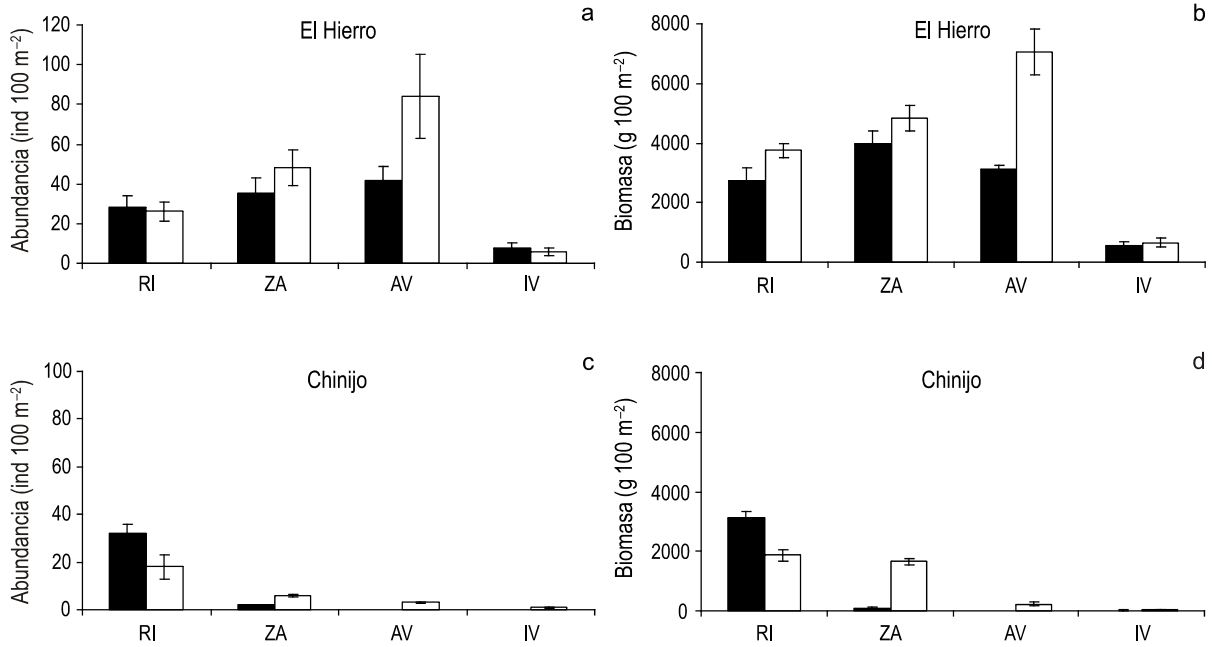


Figura 2. (a, c) Abundancia y (b, d) biomasa total ($\pm$ SE) de la vieja, *Sparisoma cretense*, en las localidades 1 (negro) y 2 (blanco) estudiadas en cada categoría de gestión considerada dentro de cada zona (El Hierro y Chinijo).

Figure 2. (a, c) Abundance and (b, d) total biomass ($\pm$ SE) of the parrotfish, *Sparisoma cretense*, at localities 1 (black) and 2 (white) sampled in each fishing management category (RI = integral reserve, ZA = buffer zone, AV = neighbouring fishing area, IV = neighbouring island fishing area) considered for each marine reserve (El Hierro and Chinijo).

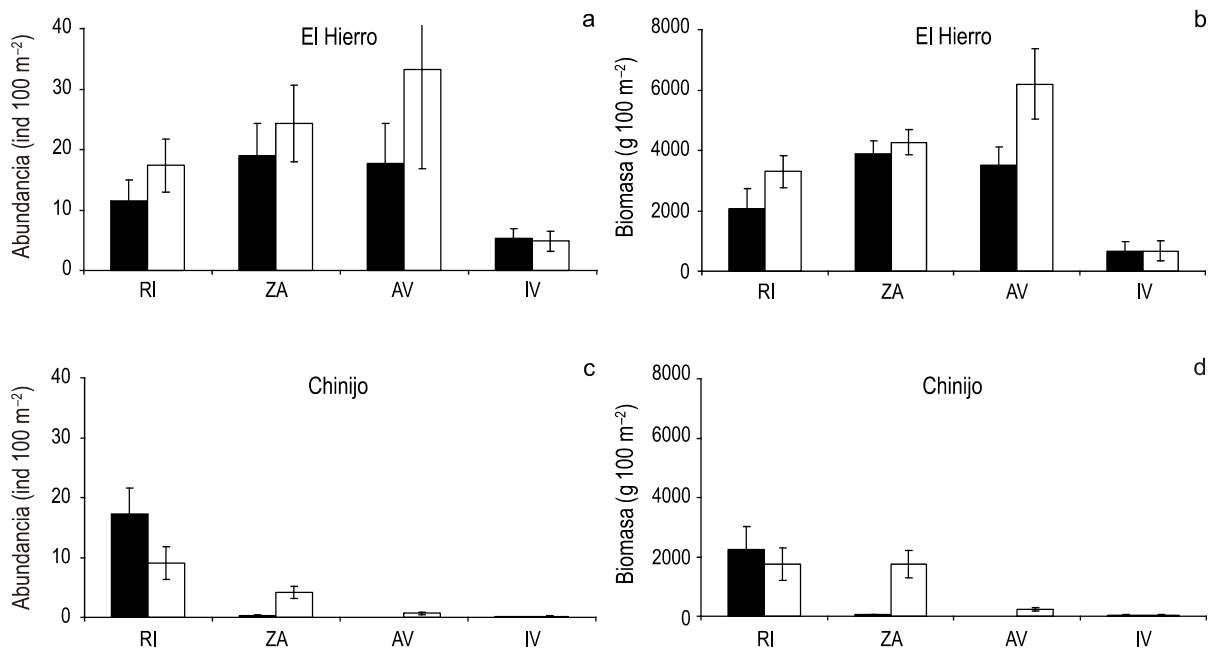


Figura 3. (a, c) Abundancia y (b, d) biomasa de los individuos mayores a la talla mínima de captura de la vieja, *Sparisoma cretense*, en las localidades 1 (negro) y 2 (blanco) muestreadas en cada zona (El Hierro y Chinijo).

Figure 3. (a, c) Abundance and (b, d) biomass of individuals larger than the minimum catch size of the parrotfish, *Sparisoma cretense*, at localities 1 (black) and 2 (white) sampled in each fishing management category (RI = integral reserve, ZA = buffer zone, AV = neighbouring fishing area, IV = neighbouring island fishing area) considered for each marine reserve (El Hierro and Chinijo).

Para El Hierro se observa que tanto la abundancia como la biomasa total de individuos fueron significativamente superiores en tres categorías de gestión consideradas en esa zona (RI, ZA, AV; fig. 2a–b, abundancia media = $42.02 \text{ ind } 100 \text{ m}^{-2} \pm 7.82$, biomasa media = $4299.39 \text{ g } 100 \text{ m}^{-2} \pm 857.00$, media $\pm$ SE), en comparación con la IV (fig. 2a–b, abundancia media = $6.56 \text{ ind } 100 \text{ m}^{-2} \pm 2.56$, biomasa media = $840.35 \text{ g } 100 \text{ m}^{-2} \pm 382.05$). Similarmente, tanto la abundancia como la biomasa de individuos mayores a la talla mínima de captura fueron significativamente superiores en la RI, ZA y AV (fig. 3a–b, abundancia media = $20.40 \text{ ind } 100 \text{ m}^{-2} \pm 4.92$, biomasa media = $3798.79 \text{ g } 100 \text{ m}^{-2} \pm 860.50$), en comparación con la IV (fig. 3a–b, abundancia media = $5.50 \text{ ind } 100 \text{ m}^{-2} \pm 2.15$, biomasa media = $832.52 \text{ g } 100 \text{ m}^{-2} \pm 378.27$).

Para Chinijo, observamos una mayor abundancia y biomasa total de los individuos en las dos categorías de gestión dentro de la RM (RI y ZA; fig. 2c–d, abundancia media = $13.18 \text{ ind } 100 \text{ m}^{-2} \pm 2.15$, biomasa media = $1557.69 \text{ g } 100 \text{ m}^{-2} \pm 339.01$) respecto a las áreas explotadas fuera de la RM (AV e IV; abundancia media = $0.53 \text{ ind } 100 \text{ m}^{-2} \pm 0.24$, biomasa media = $107.19 \text{ g } 100 \text{ m}^{-2} \pm 80.92$). De igual forma, la abundancia y biomasa de los individuos mayores a la talla mínima captura fueron superiores en las dos categorías de gestión dentro de la RM (RI y ZA; fig. 3c–d, abundancia media = $7.69 \text{ ind } 100 \text{ m}^{-2} \pm 1.70$, biomasa media = $1328.33 \text{ g } 100 \text{ m}^{-2} \pm 351.21$) respecto a las áreas explotadas fuera de ella (AV e IV; fig. 3c–d, abundancia media = $0.34 \text{ ind } 100 \text{ m}^{-2} \pm 0.22$, biomasa media = $103.86 \text{ g } 100 \text{ m}^{-2} \pm 80.80$).

Mycteroperca fusca

No se observaron diferencias significativas ni para la abundancia ni para la biomasa del total de individuos observados, ni de los individuos mayores a la talla mínima de captura, entre las localidades muestreadas dentro de cada tratamiento ($L (Z \times G \times P)$, $P > 0.05$; tablas 2, 3).

Para el caso de El Hierro, el efecto de las cuatro categorías de gestión fue igual para la abundancia y biomasa total de individuos observados, como para la abundancia y biomasa de los individuos mayores a la talla mínima de captura. Así, no se observaron diferencias significativas de abundancia y biomasa total de individuos entre tres de las categorías de gestión en la zona (RI, ZA y AV; fig. 4a–b, abundancia media = $1.19 \text{ ind } 100 \text{ m}^{-2} \pm 0.58$, biomasa media = $1161.41 \text{ g } 100 \text{ m}^{-2} \pm 653.58$), siendo superiores a los valores de abundancia y biomasa total registrados en la IV (fig. 4a–b, abundancia media = $0.06 \text{ ind } 100 \text{ m}^{-2} \pm 0.06$, biomasa media = $59.20 \text{ g } 100 \text{ m}^{-2} \pm 59.38$). De igual manera, no se observaron diferencias significativas de abundancia y biomasa de individuos mayores a la talla mínima de captura entre la RI, ZA y AV (fig. 5a–b, abundancia media = $0.80 \text{ ind } 100 \text{ m}^{-2} \pm 0.49$, biomasa media = $1013 \text{ g } 100 \text{ m}^{-2} \pm 609.88$), siendo superiores a los valores de abundancia y biomasa registrados en la IV (fig. 5a–b, abundancia media = $0.06 \text{ ind } 100 \text{ m}^{-2} \pm 0.06$, biomasa media = $59.20 \text{ g } 100 \text{ m}^{-2} \pm 59.38$).

Para Chinijo obtuvimos resultados inesperados. Así, observamos que los valores de abundancia y biomasa total de

Mycteroperca fusca

No significant differences were observed either for abundance or biomass of all individuals, or of individuals larger than the minimum catch size, between the localities surveyed in each treatment ($L (Z \times G \times P)$, $P > 0.05$; tables 2, 3).

In the case of El Hierro, the effect of the four management categories was the same for the abundance and biomass of all individuals and of those larger than the minimum catch size. There were no significant differences in abundance and total biomass among RI, ZA and AV (fig. 4a–b, mean abundance = $1.19 \text{ ind } 100 \text{ m}^{-2} \pm 0.58$, mean biomass = $1161.41 \text{ g } 100 \text{ m}^{-2} \pm 653.58$), but the values were higher than those for IV (fig. 4a–b, mean abundance = $0.06 \text{ ind } 100 \text{ m}^{-2} \pm 0.06$, mean biomass = $59.20 \text{ g } 100 \text{ m}^{-2} \pm 59.38$). Likewise, there were no significant differences in abundance and biomass of individuals larger than the minimum catch size among the same three categories (fig. 5a–b, mean abundance = $0.80 \text{ ind } 100 \text{ m}^{-2} \pm 0.49$, mean biomass = $1013 \text{ g } 100 \text{ m}^{-2} \pm 609.88$), which also had higher values than those for IV (fig. 5a–b, mean abundance = $0.06 \text{ ind } 100 \text{ m}^{-2} \pm 0.06$, mean biomass = $59.20 \text{ g } 100 \text{ m}^{-2} \pm 59.38$).

On the other hand, the results obtained for Chinijo were unexpected. The abundance and total biomass values for the four categories were similar, but slightly higher outside the MR than inside (fig. 4c–d, mean abundance = $0.22 \text{ ind } 100 \text{ m}^{-2} \pm 0.14$ inside vs $0.34 \text{ ind } 100 \text{ m}^{-2} \pm 0.28$ outside, mean biomass = $45.56 \text{ g } 100 \text{ m}^{-2} \pm 31.72$ inside vs $49.49 \text{ g } 100 \text{ m}^{-2} \pm 42.08$ outside). Moreover, individuals larger than the minimum catch size were only observed in ZA (fig. 5c–d, mean abundance = $0.06 \text{ ind } 100 \text{ m}^{-2} \pm 0.06$, mean biomass = $39.66 \text{ g } 100 \text{ m}^{-2} \pm 39.78$).

Diplodus sargus cadenati

Significant differences were found for the abundance and biomass of all individuals and of individuals larger than the minimum catch size among the localities sampled in each treatment ($L (Z \times G \times P)$, $P < 0.05$; tables 2, 3). The effect of the four management categories on each MR was the same both for all the individuals and the individuals larger than the minimum catch size.

Regarding El Hierro, organisms were significantly more abundant in RI and ZA, within the MR (fig. 6a–b, mean abundance = $10.25 \text{ ind } 100 \text{ m}^{-2} \pm 4.54$, mean biomass = $1597.92 \text{ g } 100 \text{ m}^{-2} \pm 773.31$), than in AV and IV, outside (fig. 6a–b, mean abundance = $0.56 \text{ ind } 100 \text{ m}^{-2} \pm 0.29$, mean biomass = $74.25 \text{ g } 100 \text{ m}^{-2} \pm 54.03$). Similarly, individuals larger than the minimum catch size were more abundant in RI and ZA (fig. 7a–b, mean abundance = $8.28 \text{ ind } 100 \text{ m}^{-2} \pm 3.95$, mean biomass = $1505.96 \text{ g } 100 \text{ m}^{-2} \pm 770.68$) than in AV and IV (fig. 7a–b, mean abundance = $0.25 \text{ ind } 100 \text{ m}^{-2} \pm 0.25$, mean biomass = $55.12 \text{ g } 100 \text{ m}^{-2} \pm 55.28$).

In Chinijo, higher abundance and total biomass values were recorded outside the MR, particularly in AV (fig. 6c–d,

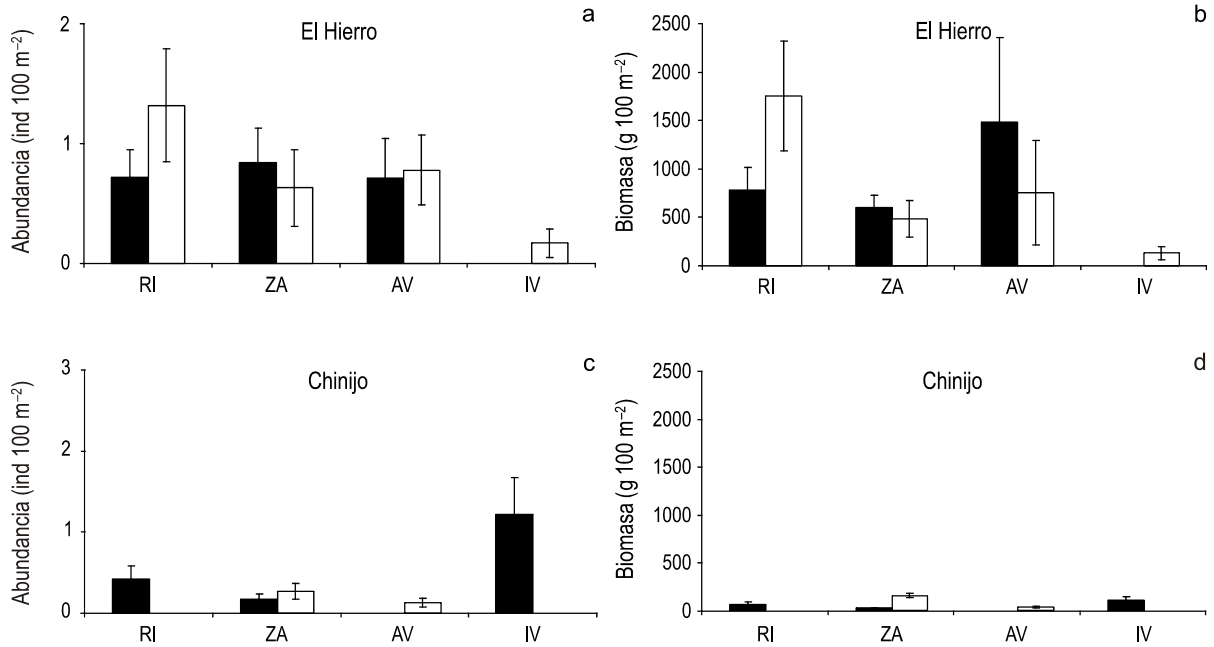


Figura 4. (a, c) Abundancia y (b, d) biomasa total ($\pm$ SE) del abae, *Mycteroperca fusca*, en las localidades 1 (negro) y 2 (blanco) estudiadas en cada categoría de gestión considerada dentro de cada zona (El Hierro y Chinijo).

Figure 4. (a, c) Abundance and (b, d) total biomass ($\pm$ SE) of the island grouper, *Mycteroperca fusca*, at localities 1 (black) and 2 (white) sampled in each fishing management category (RI = integral reserve, ZA = buffer zone, AV = neighbouring fishing area, IV = neighbouring island fishing area) considered for each marine reserve (El Hierro and Chinijo).

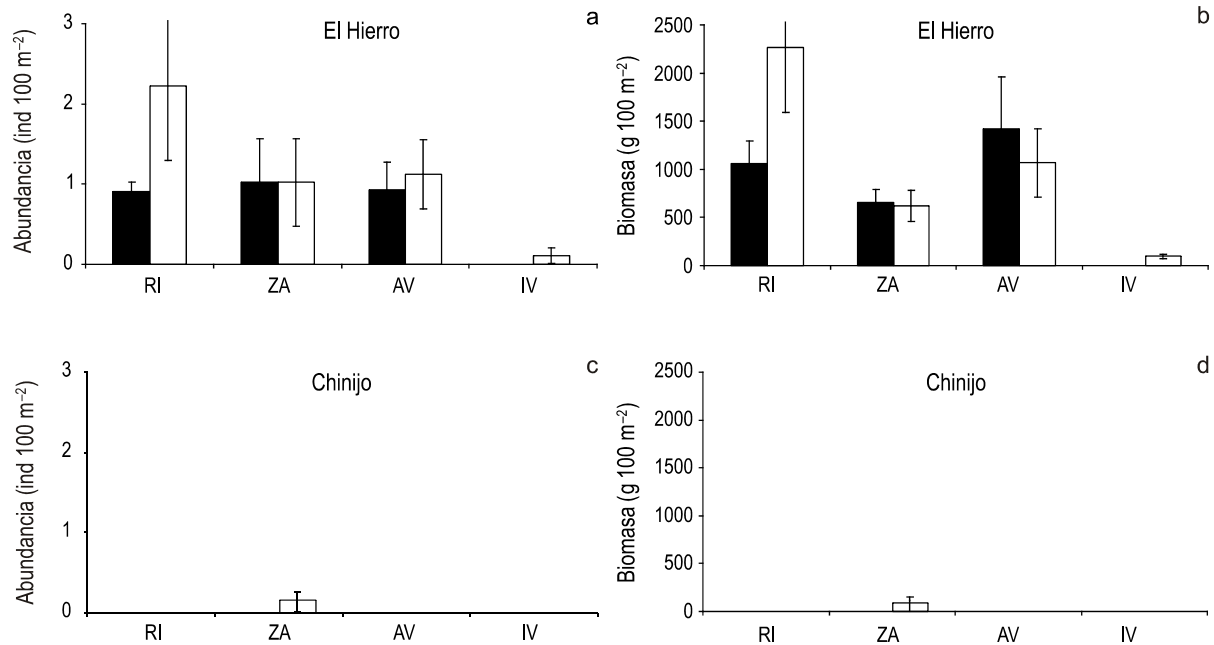


Figura 5. (a, c) Abundancia y (b, d) biomasa de los individuos mayores a la talla mínima de captura del abae, *Mycteroperca fusca*, en las localidades 1 (negro) y 2 (blanco) muestreadas en cada zona (El Hierro y Chinijo).

Figure 5. (a, c) Abundance and (b, d) biomass of individuals larger than the minimum catch size of the island grouper, *Mycteroperca fusca*, at localities 1 (black) and 2 (white) sampled in each fishing management category (RI = integral reserve, ZA = buffer zone, AV = neighbouring fishing area, IV = neighbouring island fishing area) considered for each marine reserve (El Hierro and Chinijo).

individuos para las cuatro categorías de gestión dentro y fuera de la RM fueron muy parecidos, siendo ligeramente superiores fuera de ella (fig. 4c–d, abundancia media dentro de la RM = $0.22 \text{ ind } 100 \text{ m}^{-2} \pm 0.14$, frente a $0.34 \text{ ind } 100 \text{ m}^{-2} \pm 0.28$ fuera de la RM; y biomasa media en la RM = $45.56 \text{ g } 100 \text{ m}^{-2} \pm 31.72$, frente a $49.49 \text{ g } 100 \text{ m}^{-2} \pm 42.08$ fuera de la RM). Además, sólo observamos individuos mayores a la talla mínima de captura en la ZA (abundancia media = $0.06 \text{ ind } 100 \text{ m}^{-2} \pm 0.06$, biomasa media = $39.66 \text{ g } 100 \text{ m}^{-2} \pm 39.78$), sin observar ningún individuo en el resto de categorías de gestión (fig. 5c–d).

Diplodus sargus cadenati

Se detectaron diferencias significativas para la abundancia y biomasa total de individuos, así como de los individuos mayores a la talla mínima de captura, entre las localidades observadas dentro de cada tratamiento (L ($Z \times G \times P$), $P < 0.05$; tablas 2, 3). El efecto de las cuatro categorías de gestión en cada zona de estudio fue igual para la abundancia y biomasa total de individuos observados, como para la abundancia y biomasa de individuos mayores a la talla mínima de captura.

Para El Hierro, los individuos fueron significativamente más abundantes en las dos categorías de gestión dentro de la propia RM (fig. 6a–b, abundancia media = $10.25 \text{ ind } 100 \text{ m}^{-2} \pm 4.54$, biomasa media = $1597.92 \text{ g } 100 \text{ m}^{-2} \pm 773.31$) en comparación con las dos categorías de gestión sometidas a extracción (fig. 6a–b, abundancia media = $0.56 \text{ ind } 100 \text{ m}^{-2} \pm 0.29$, biomasa media = $74.25 \text{ g } 100 \text{ m}^{-2} \pm 54.03$). De igual forma, los individuos mayores a la talla mínima de captura fueron más abundantes en las dos categorías de gestión dentro de la propia RM (fig. 7a–b, abundancia media = $8.28 \text{ ind } 100 \text{ m}^{-2} \pm 3.95$, biomasa media = $1505.96 \text{ g } 100 \text{ m}^{-2} \pm 770.68$) en comparación con las dos categorías de gestión sometidas a extracción (fig. 7a–b, abundancia media = $0.25 \text{ ind } 100 \text{ m}^{-2} \pm 0.25$, biomasa media = $55.12 \text{ g } 100 \text{ m}^{-2} \pm 55.28$).

En la zona de Chinijo observamos los mayores valores de abundancia y biomasa total de individuos fuera de la RM, más concretamente en la AV (fig. 6c–d, abundancia media = $5.01 \text{ ind } 100 \text{ m}^{-2} \pm 2.44$, biomasa media = $494.78 \text{ g } 100 \text{ m}^{-2} \pm 363.65$) respecto a ZA (fig. 6c–d, abundancia media = $2.19 \text{ ind } 100 \text{ m}^{-2} \pm 1.19$, biomasa media = $301.84 \text{ g } 100 \text{ m}^{-2} \pm 179.33$), sin observarse ningún individuo en la RI durante ambos periodos. Este resultado fue similar al obtenido para los individuos mayores a la talla mínima de captura. Los valores de abundancia y biomasa fueron superiores en la AV (fig. 7c–d, abundancia media = $3.50 \text{ ind } 100 \text{ m}^{-2} \pm 2.99$, biomasa media = $517.60 \text{ g } 100 \text{ m}^{-2} \pm 441.79$) respecto a la ZA (fig. 7c–d, abundancia media = $1.94 \text{ ind } 100 \text{ m}^{-2} \pm 1.23$, biomasa media = $286.53 \text{ g } 100 \text{ m}^{-2} \pm 182.44$), sin observarse ningún individuo ni en la RI ni en la IV durante el estudio.

Diplodus cervinus cervinus

No se observaron diferencias significativas ni para la abundancia ni para la biomasa del total de individuos observados,

mean abundance = $5.01 \text{ ind } 100 \text{ m}^{-2} \pm 2.44$, mean biomass = $494.78 \text{ g } 100 \text{ m}^{-2} \pm 363.65$), relative to ZA (fig. 6c–d, mean abundance = $2.19 \text{ ind } 100 \text{ m}^{-2} \pm 1.19$, mean biomass = $301.84 \text{ g } 100 \text{ m}^{-2} \pm 179.33$), while no individuals were observed in RI during both periods. A similar result was obtained for individuals larger than the minimum catch size, the highest values corresponding to AV (fig. 7c–d, mean abundance = $3.50 \text{ ind } 100 \text{ m}^{-2} \pm 2.99$, mean biomass = $517.60 \text{ g } 100 \text{ m}^{-2} \pm 441.79$), followed by ZA (fig. 7c–d, mean abundance = $1.94 \text{ ind } 100 \text{ m}^{-2} \pm 1.23$, mean biomass = $286.53 \text{ g } 100 \text{ m}^{-2} \pm 182.44$); no individuals were observed either in RI or IV during the study.

Diplodus cervinus cervinus

There were no significant differences either for abundance or biomass of all individuals and of those larger than the minimum catch size between the localities surveyed in each treatment (L ($Z \times G \times P$), $P > 0.05$; tables 2, 3).

In the case of El Hierro, abundance and total biomass were significantly greater in RI and ZA, within the RM (fig. 8a–b, mean abundance = $2.50 \text{ ind } 100 \text{ m}^{-2} \pm 1.06$, mean biomass = $517.27 \text{ g } 100 \text{ m}^{-2} \pm 280.11$), than in AV and IV, outside (fig. 8a–b, mean abundance = $0.13 \text{ ind } 100 \text{ m}^{-2} \pm 0.08$, mean biomass = $7.65 \text{ g } 100 \text{ m}^{-2} \pm 5.03$). A similar pattern was observed for individuals larger than the minimum catch length, with greater abundance and biomass in the two protected areas, RI and ZA (fig. 9a–b, mean abundance = $2.22 \text{ ind } 100 \text{ m}^{-2} \pm 1.02$, mean biomass = $559.49 \text{ g } 100 \text{ m}^{-2} \pm 280.59$), than in the two fished areas, AV and IV, where no specimens were observed (fig. 9a–b).

Regarding Chinijo, the highest abundance and total biomass values were recorded in ZA (fig. 8c–d, mean abundance = $1.19 \text{ ind } 100 \text{ m}^{-2} \pm 0.67$, mean biomass = $192.94 \text{ g } 100 \text{ m}^{-2} \pm 108.49$), followed by AV (fig. 8c–d, mean abundance = $0.13 \text{ ind } 100 \text{ m}^{-2} \pm 0.13$, mean biomass = $18.49 \text{ g } 100 \text{ m}^{-2} \pm 18.54$), while no specimens were observed in RI and IV. Similarly, for individuals larger than the minimum catch size, the highest values were recorded in ZA (fig. 9c–d, mean abundance = $1.06 \text{ ind } 100 \text{ m}^{-2} \pm 0.60$, mean biomass = $184.35 \text{ g } 100 \text{ m}^{-2} \pm 104.95$), and no specimens were observed in RI, AV and IV.

Discussion

Though the results of this study vary in terms of the species and area considered, they have shown a relative effectiveness of the protection measures for the fishery resources studied. The biological and ecological characteristics of each species, as well as the particular features of the MRs (size, level of fishing effort, type of fishing gear used, etc.) seem to play an important role in the species' response to the protection measures implemented at each MR, as has been reported in other studies (Roberts and Polunin 1991, 1993; Sluka *et al.* 1997; Roberts 1998; Chiappone *et al.* 2000; Sumaila *et al.* 2000;

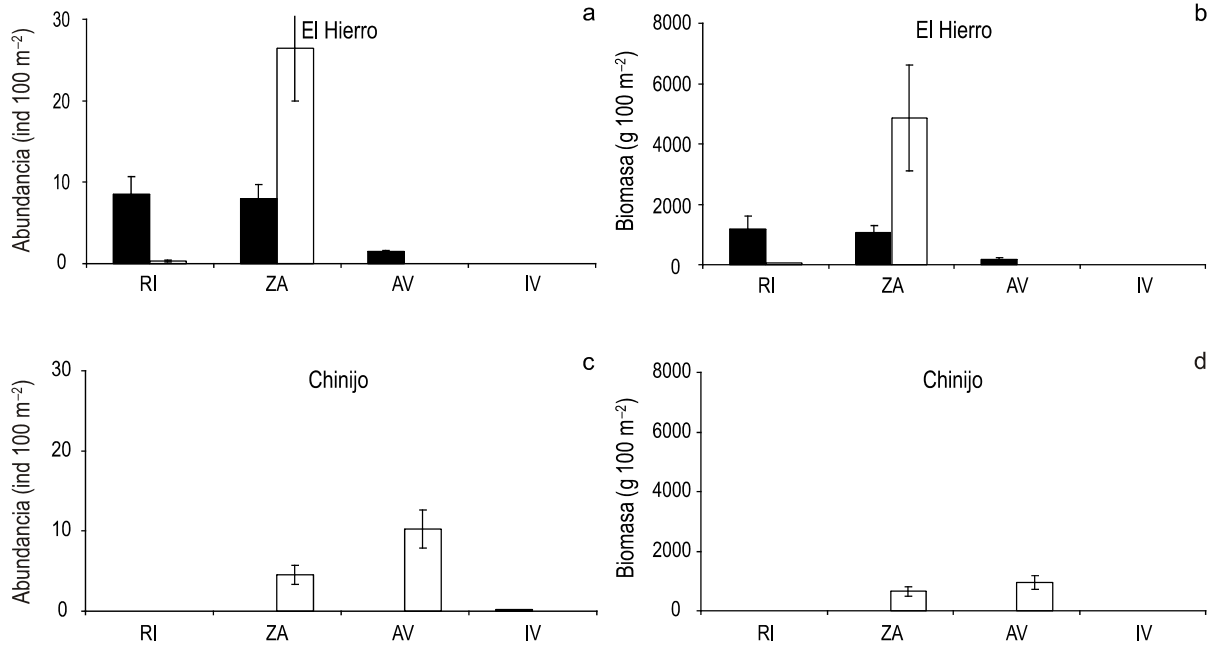


Figura 6. (a, c) Abundancia y (b, d) biomasa total ($\pm$ SE) del sargo blanco, *Diplodus sargus cadenati*, en las localidades 1 (negro) y 2 (blanco) estudiadas en cada categoría de gestión considerada dentro de cada zona (El Hierro y Chinijo).

Figure 6. (a, c) Abundance and (b, d) total biomass ($\pm$ SE) of the white sea-bream, *Diplodus sargus cadenati*, at localities 1 (black) and 2 (white) sampled in each fishing management category (RI = integral reserve, ZA = buffer zone, AV = neighbouring fishing area, IV = neighbouring island fishing area) considered for each marine reserve (El Hierro and Chinijo).

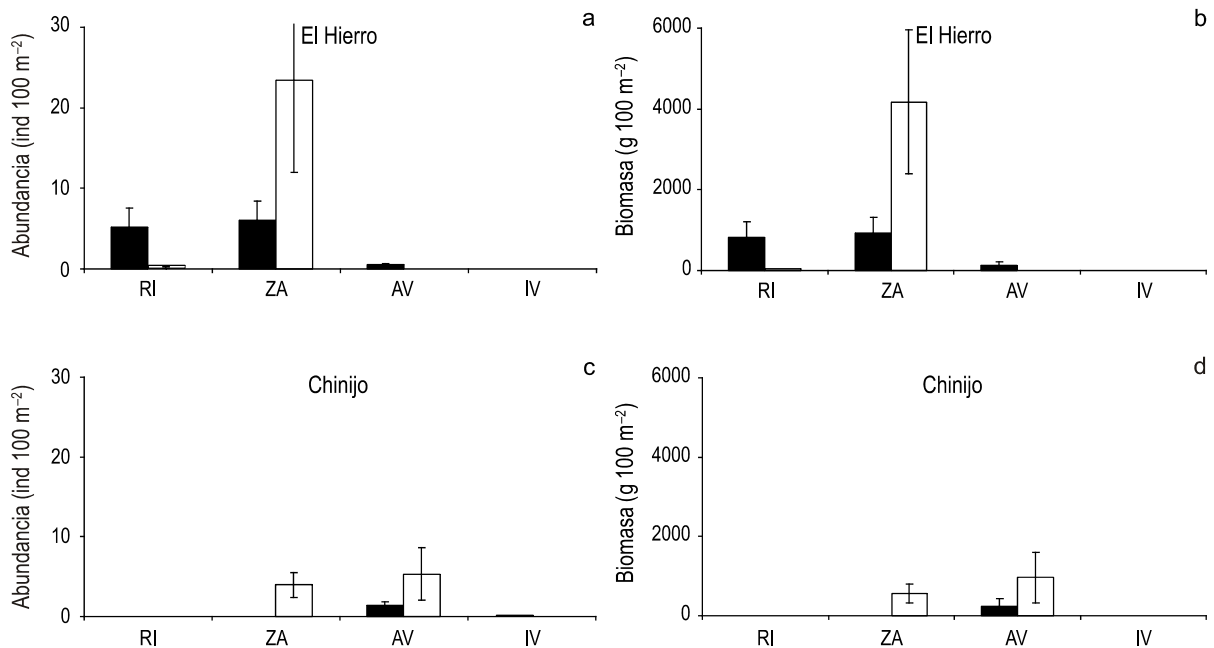


Figura 7. (a, c) Abundancia y (b, d) biomasa de los individuos mayores a la talla mínima de captura del sargo blanco, *Diplodus sargus cadenati*, en las localidades 1 (negro) y 2 (blanco) muestreadas en cada zona (El Hierro y Chinijo).

Figure 7. (a, c) Abundance and (b, d) biomass of individuals larger than the minimum catch size of the white sea-bream, *Diplodus sargus cadenati*, at localities 1 (black) and 2 (white) sampled in each fishing management category (RI = integral reserve, ZA = buffer zone, AV = neighbouring fishing area, IV = neighbouring island fishing area) considered for each marine reserve (El Hierro and Chinijo).

así como de los individuos mayores a la talla mínima de captura, entre las localidades observadas dentro de cada tratamiento ($L (Z \times G \times P)$, $P > 0.05$; tablas 2, 3).

Para el caso de El Hierro, la abundancia y biomasa total de individuos fueron significativamente superiores dentro de las dos categorías de gestión de la RM (fig. 8a–b, abundancia media = $2.50 \text{ ind } 100 \text{ m}^{-2} \pm 1.06$, biomasa media = $517.27 \text{ g } 100 \text{ m}^{-2} \pm 280.11$) respecto a las áreas explotadas (fig. 8a–b, abundancia media = $0.13 \text{ ind } 100 \text{ m}^{-2} \pm 0.08$, biomasa media = $7.65 \text{ g } 100 \text{ m}^{-2} \pm 5.03$). Este patrón se mantuvo en las diferencias para la abundancia y biomasa de los individuos menores a la talla mínima de captura. Así, la abundancia y biomasa fue superior dentro de las dos categorías de gestión dentro de la RM (fig. 9a–b, abundancia media = $2.22 \text{ ind } 100 \text{ m}^{-2} \pm 1.02$, biomasa media = $559.49 \text{ g } 100 \text{ m}^{-2} \pm 280.59$) respecto a las áreas explotadas (fig. 9a–b), donde no se observó ningún ejemplar.

Para Chinijo, los valores más altos de abundancia y biomasa total de individuos se registraron dentro de la ZA (fig. 8c–d, abundancia media = $1.19 \text{ ind } 100 \text{ m}^{-2} \pm 0.67$, biomasa media = $192.94 \text{ g } 100 \text{ m}^{-2} \pm 108.49$), respecto al AV (fig. 8c–d, abundancia media = $0.13 \text{ ind } 100 \text{ m}^{-2} \pm 0.13$, biomasa media = $18.49 \text{ g } 100 \text{ m}^{-2} \pm 18.54$), sin registrarse ejemplares en RI e IV. Respecto a las diferencias en la abundancia y biomasa de los individuos mayores a la talla mínima de captura, observamos un patrón similar. Así, los valores más altos de abundancia y biomasa se registraron exclusivamente dentro de la ZA (fig. 9c–d, abundancia media = $1.06 \text{ ind } 100 \text{ m}^{-2} \pm 0.60$, biomasa media = $184.35 \text{ g } 100 \text{ m}^{-2} \pm 104.95$), sin observarse individuos en las otras categorías de gestión.

Discusión

En general, los resultados de nuestro estudio han mostrado una relativa eficacia de las medidas de protección en los recursos pesqueros estudiados, si bien los resultados son muy variables en función de la especie considerada y la zona estudiada. Como resultado, las características biológicas y ecológicas de cada especie, así como las peculiaridades de cada RM (tamaño, nivel de esfuerzo pesquero, tipo de artes empleadas, etc.) parecen jugar un papel importante en la respuesta de cada especie a las medidas de protección en cada una de las dos RM analizadas, tal y como numerosos trabajos han considerado (Roberts y Polunin 1991, 1993; Sluka *et al.* 1997; Roberts 1998; Chiappone *et al.* 2000; Sumaila *et al.* 2000; Halpern y Warner 2002; Friedlander *et al.* 2003; Halpern 2003; Willis *et al.* 2003; García-Charton *et al.* 2004; Russ *et al.* 2005).

Reserva Marina Punta La Restinga-Mar de Las Calmas (El Hierro)

Se aprecia un claro efecto positivo de las medidas de protección sobre las poblaciones de los dos espáridos pertenecientes al género *Diplodus*. Ambas especies mostraron una mayor abundancia y biomasa total en el interior de las dos

Halpern and Warner 2002; Friedlander *et al.* 2003; Halpern 2003; Willis *et al.* 2003; García-Charton *et al.* 2004; Russ *et al.* 2005).

“Punta La Restinga-Mar de Las Calmas” Marine Reserve (El Hierro)

The results obtained for El Hierro show that there was a clear positive effect of the protection measures on the populations of the two sparids of the genus *Diplodus*. Both species had a greater abundance and total biomass in the two protected areas considered (RI and ZA) than in the unprotected areas (AV and IV), especially in relation to the sites surveyed off the neighbouring island of La Gomera. Both species also had a greater abundance and biomass of individuals larger than the minimum catch size in RI and ZA. The same pattern, however, was not observed for the other two species studied. The absence of differences in the abundance and total biomass of *S. cretense* and *M. fusca* in both RI and ZA, within the MR, compared with neighbouring fished areas off the same island, is attributed to the fact that both these species are of greater commercial interest to the artisanal fleet than the two *Diplodus* species (pers. obs.). Also, the small size of the RI (only 155.4 ha), though assuring its efficient supervision, does not seem to be large enough for these two species to develop stable populations within it. Hence, the results do not show a clear “reserve effect” when compared with neighbouring unprotected areas of the same island, but rather, an “island effect”, since the abundances and biomasses of the four species were significantly greater in the areas surveyed around El Hierro Island relative to the localities sampled off the neighbouring island of La Gomera. Note that the level of conservation of many commercially-targeted fish populations at El Hierro is higher than elsewhere in the Canary Archipelago (Tuya *et al.* 2006a, 2006b). This statement is supported by the detection of a greater abundance and biomass of large individuals of both *S. cretense* and *M. fusca* around El Hierro Island than at the sites sampled off the neighbouring island. According to the government of the Canary Islands, El Hierro Island is subject to the lowest fishing pressure of all the archipelago. The official number of artisanal fishing boats per kilometer of coastal perimeter is 0.14 for El Hierro, compared with 0.23 professional boats per kilometer for the neighbouring island of La Gomera (to which the numerous commercial vessels operating from Tenerife Island should also be added) and with 0.43 professional boats per kilometer for all the Canary Archipelago. Moreover, the local artisanal fishermen do not employ fish traps, generally using more selective gear (primarily hook gear). Though the RI of this MR occupies 20% of the total area subject to fishing restrictions, the bottoms at >20 m depth are, on the whole, soft and consequently of low structural complexity (pers. obs.). We therefore propose extending the area, and even the situation, of the RI in order to include more hard bottoms of greater structural complexity. The good level of conservation of the commercial fish populations in a large

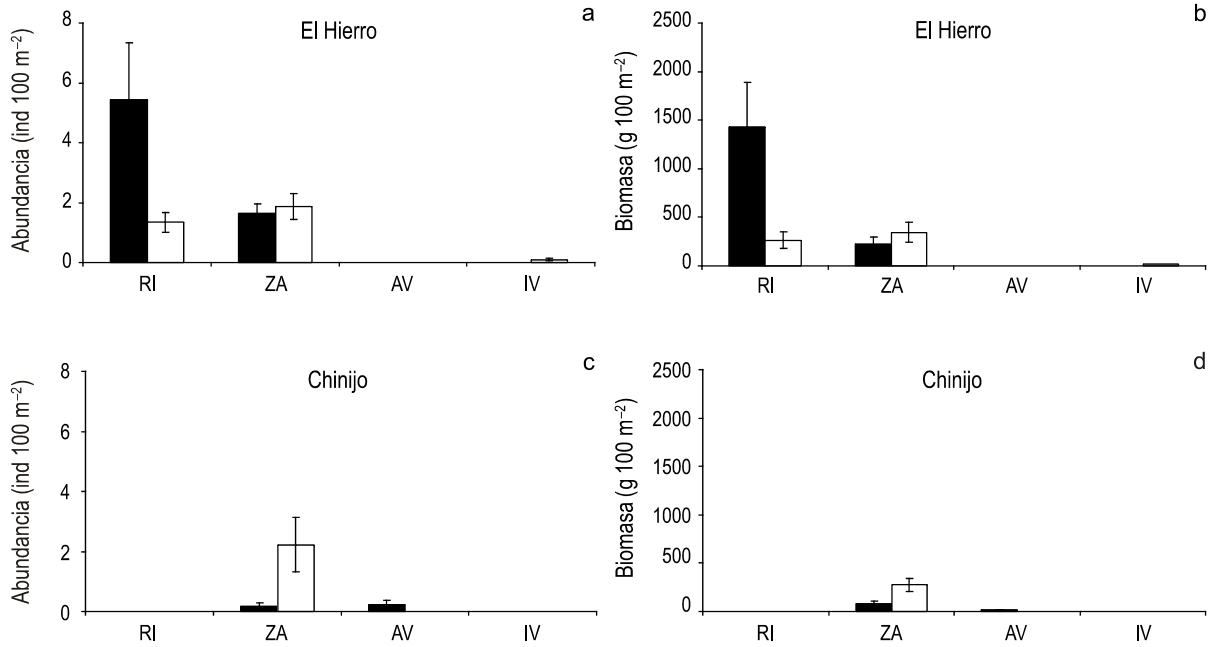


Figura 8. (a, c) Abundancia y (b, d) biomasa total ($\pm$ SE) del sargo breado, *Diplodus cervinus cervinus*, en las localidades 1 (negro) y 2 (blanco) estudiadas en cada categoría de gestión considerada dentro de cada zona (El Hierro y Chinijo).

Figure 8. (a, c) Abundance and (b, d) total biomass ($\pm$ SE) of the zebra sea-bream, *Diplodus cervinus cervinus*, at localities 1 (black) and 2 (white) sampled in each fishing management category (RI = integral reserve, ZA = buffer zone, AV = neighbouring fishing area, IV = neighbouring island fishing area) considered for each marine reserve (El Hierro and Chinijo).

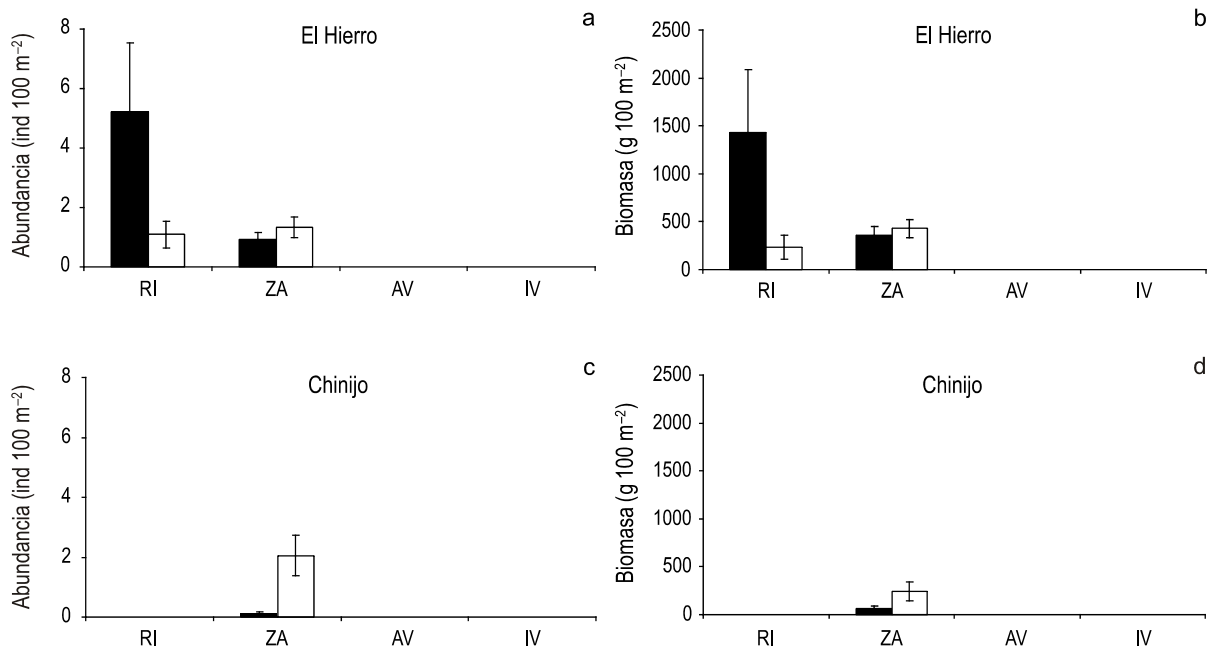


Figura 9. (a, c) Abundancia y (b, d) biomasa de los individuos mayores a la talla mínima de captura del sargo breado, *Diplodus cervinus cervinus*, en las localidades 1 (negro) y 2 (blanco) muestreadas en cada zona (El Hierro y Chinijo).

Figure 9. (a, c) Abundance and (b, d) biomass of individuals larger than the minimum catch size of the zebra sea-bream, *Diplodus cervinus cervinus*, at localities 1 (black) and 2 (white) sampled in each fishing management category (RI = integral reserve, ZA = buffer zone, AV = neighbouring fishing area, IV = neighbouring island fishing area) considered for each marine reserve (El Hierro and Chinijo).

áreas protegidas (RI y ZA) respecto a las áreas sin protección, especialmente en comparación con las localidades observadas en la isla vecina La Gomera. Además, ambas especies mostraron la mayor cantidad y biomasa de individuos de talla grande en las localidades dentro de las dos categorías sometidas a limitaciones pesqueras. Sin embargo, para las otras especies estudiadas no se observó el mismo patrón. La ausencia de diferencias en la abundancia y biomasa total de *S. cretense* y *M. fusca* dentro de la RM (tanto en la RI como en la ZA), en comparación con áreas vecinas sometidas a extracción en la misma isla, se atribuye a que ambas especies tienen un mayor interés comercial por parte de la flota artesanal local respecto a las especies del género *Diplodus* (obs. per.). Además, el reducido tamaño de la RI (apenas 155.4 ha), si bien asegura una vigilancia eficiente, parece no ser lo suficientemente grande para que estas dos especies desarrollen poblaciones estables dentro de la RI. Por todo ello, los resultados obtenidos no indican un claro “efecto reserva” al compararlos con áreas vecinas explotadas en la misma isla. Más bien, todo apunta a un “efecto isla”, ya que la abundancia y biomasa de las cuatro especies es significativamente mayor en las tres categorías de gestión analizadas dentro de la Isla de El Hierro en comparación con las localidades consideradas en la isla vecina La Gomera. Cabe señalar, que el nivel de conservación de muchas poblaciones ícticas de interés pesquero en la Isla de El Hierro es superior al del resto de islas que constituyen el Archipiélago Canario (Tuya *et al.* 2006a, 2006b). Además, esta conclusión se ve reforzada por la detección de una mayor abundancia y biomasa de individuos grandes, tanto de *S. cretense* como de *M. fusca*, en las tres categorías de gestión estudiadas en la Isla de El Hierro en comparación con las localidades observadas en la isla vecina. En este sentido, la isla de El Hierro tiene la menor presión pesquera de todo el Archipiélago Canario, según las estadísticas del Gobierno de Canarias. Así por ejemplo, el número oficial de barcos pesqueros artesanales por kilómetro de perímetro costero es de 0.14 barcos km⁻¹ en El Hierro, en comparación a los 0.23 barcos comerciales km⁻¹ en la vecina Isla de La Gomera (al que habría que añadirle los numerosos barcos comerciales de la vecina isla de Tenerife que también faenan en sus aguas) y frente al valor medio de 0.43 barcos profesionales km⁻¹ para todas las Canarias. A este hecho debemos sumarle, además, el que los pescadores artesanales locales no empleen trampas (nasas) para realizar sus capturas, empleando generalmente artes más selectivas (principalmente artes de anzuelo). Aunque la RI de esta RM ocupa un 20% del área total sometida a restricciones pesqueras, los fondos >20 m de profundidad son, en su mayoría, blandos, y consecuentemente de baja complejidad estructural (obs. per.). Consecuentemente, nos parece adecuado sugerir la posibilidad de aumentar la extensión, e incluso la situación, de la RI, con propósito de albergar una mayor extensión de fondos duros de mayor complejidad estructural. El buen estado de conservación de las poblaciones de especies de interés pesquero en una amplia parte de la Isla de El Hierro, mostrado tanto por nuestro estudio como por trabajos anteriores (Bortone *et al.* 1991; Tuya *et al.*

part of El Hierro Island, shown in this and other studies (Bortone *et al.* 1991; Tuya *et al.* 2004, 2006a, 2006b), indicates that it would be possible to extend the area of the current reserve and even establish new integral reserves in other points of this island's coastline.

“Isla La Graciosa e islotes del norte de Lanzarote” Marine Reserve (Chinijo Archipelago)

The results obtained for Chinijo were notably different from those for El Hierro. The only species that clearly benefited from the protection measures was *S. cretense*, showing clear increasing gradients of abundance and total biomass as the level of protection increases. This result is supported by the greater abundance and biomass of large-sized individuals in the protected areas. The unexpectedly low abundance and total biomass recorded for *M. fusca*, *D. sargus cadenati* and *D. cervinus cervinus* in the two restricted areas, compared with the adjacent fished areas, as well as the low occurrence of large-sized individuals of *M. fusca* in the protected areas can be attributed to several factors. First, the large area of this MR (70.070 ha) makes the effective supervision and control of the fishing activities more difficult. Second, the fishing effort in this part of the Canary Archipelago (1.02 commercial boats km⁻¹) is considerably greater than at El Hierro (0.14 professional boats km⁻¹), not including the share allotted to recreational fishing boats in Decree 162/2000. Third, the RI occupies only 1% of the reserve, which may be hindering the appropriate conservation and regeneration of fish populations, and it is located 9.3 miles from the base port, making its supervision even more difficult. Hence, it would be recommendable to establish new areas as integral reserves, as well as to improve the operational capabilities to more effectively control the entire area.

Sparisoma cretense is a herbivorous scarid of rapid growth (González 1990), its populations thus having high recovery rates. One would therefore expect this species to respond quickly to fishing restrictions. It has been shown that fish species belonging to this type of functional group (herbivores between 5 and 35 cm of rapid growth) are the quickest to respond to protective measures (Halpern and Warner 2002, Gell and Roberts 2003, Hawkins and Roberts 2004, Russ *et al.* 2005), and in some cases they are the only ones that exhibit the expected “reserve effect” in the short-term.

Finally, it is important to stress that the appropriate monitoring in time of both the resident fish populations and the artisanal and recreational fish landings is important to assess the effectiveness of the management measures implemented in the reserves.

Acknowledgements

This study was possible thanks to financial support from the Spanish Ministry for the Environment (project “Canarias, por una Costa Viva” in collaboration with WWF/Adena). We

2004, 2006a, 2006b) podrían indicar la posibilidad de ampliar las dimensiones de la actual reserva, con incluso el establecimiento de nuevas “reservas integrales” en otros puntos del litoral de esta isla.

Reserva Marina Isla La Graciosa e islotes del norte de Lanzarote (Archipiélago Chinijo)

Los resultados fueron notablemente diferentes en comparación con los obtenidos para El Hierro, ya que *S. cretense* parece ser la única especie claramente beneficiada por las medidas de protección, mostrando claros gradientes crecientes de abundancia y biomasa total al incrementarse el nivel de protección. Este resultado se ve, además, reforzado por una mayor abundancia y biomasa de los individuos de talla grande en las áreas protegidas. La inesperada baja abundancia y biomasa total registrada para *M. fusca*, *D. sargus cadenati* y *D. cervinus cervinus*, dentro de ambas categorías de gestión sometidas a restricciones pesqueras en comparación con las de áreas adyacentes sometidas a explotación, así como la poca presencia de individuos de *M. fusca* en las localidades protegidas, puede atribuirse a diversos factores. Entre ellos podemos considerar, en primer lugar, la menor eficacia de la vigilancia y control de las actividades extractivas: la gran extensión de esta RM (70.070 ha) dificulta enormemente su control por el cuerpo de vigilancia. En segundo lugar, la presión pesquera en esta zona del Archipiélago Canario (1.02 barcos comerciales km⁻¹) es considerablemente superior a la observada en Isla El Hierro (0.14 barcos comerciales km⁻¹), a lo que hay que añadir los cupos para pescadores recreativos establecidos según el Decreto 162/2000, del 24 de julio de 2000. En tercer lugar, la RI ocupa tan sólo un 1% del total de la reserva, lo que posiblemente dificulta la adecuada conservación y regeneración de las poblaciones ictiológicas. Además, esta RI se encuentra a 9.3 millas del puerto base, lo que dificulta, aún más, su vigilancia. Por lo tanto, sería adecuado el establecimiento de nuevas áreas como “reserva integral”, así como aumentar los esfuerzos de vigilancia y control con una mayor capacidad operativa de vigilancia, para poder abarcar con total eficacia las considerables dimensiones de esta reserva.

Sparisoma cretense es un escárido de hábitos herbívoros y crecimiento rápido (González 1990), cuyas poblaciones, consecuentemente, presentan tasas de renovación altas. Es por tanto de esperar que sea una especie que responda rápidamente a las restricciones pesqueras. Las especies de peces pertenecientes a este tipo de grupo funcional (herbívoros de entre 5 y 35 cm, de crecimiento rápido) se han mostrado como los que más rápidamente responden a las medidas protectoras (Halpern y Warner 2002, Gell y Roberts 2003, Hawkins y Roberts 2004, Russ *et al.* 2005), siendo en ciertos casos las únicas que muestran el esperado “efecto reserva” a corto plazo.

Finalmente, cabe recalcar que una correcta monitorización en el tiempo tanto de las poblaciones de peces residentes, como de las descargas pesqueras por parte de los pescadores artesanales y recreativos, deben de consolidarse como herramientas

thank I Blanch, L Ortega, A del Rosario, F del Rosario, N Montesdeoca, A Boyra, N Rodríguez, T Sánchez and O Bergasa for their help in obtaining the data.

English translation by Christine Harris.

para valorar la efectividad de las medidas de gestión implementadas en ambas reservas marinas.

Agradecimientos

Este estudio pudo ser realizado gracias a la ayuda económica proporcionada por el Ministerio de Medio Ambiente en el marco del proyecto “Canarias, por una Costa Viva” en colaboración con WWF/Adena. Agradecemos a I Blanch, L Ortega, A del Rosario, F del Rosario, N Montesdeoca, A Boyra, N Rodríguez, T Sánchez y O Bergasa su ayuda en la toma de datos.

Referencias

- Agardy MT. 1994. Advances in marine conservation: The role of marine protected areas. *Trends Ecol. Evol.* 9(7): 267–270.
- Aguilera F, Brito A, Castilla C, Díaz A, Fdez-Palacios JM, Rodríguez A, Sabaté F, Sánchez J. 1994. Canarias: Economía, Ecología y Medio Ambiente. Francisco Lemus Editorial, Islas Canarias, 361 pp.
- Anderson MJ, Millar RB. 2004. Spatial variation and effects of habitat on temperate reef fish assemblages in north-eastern New Zealand. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 305: 191–221.
- Bas C, Castro JJ, Hernández-García V, Lorenzo JM, Moreno T, Pajuelo JG, González-Ramos AJ. 1995. La Pesca en Canarias y Áreas de Influencia. Ediciones del Cabildo Insular de Gran Canaria, Las Palmas de G.C., 331 pp.
- Bortone SA, Van Tasell J, Brito A, Falcón JM, Bundrick CM. 1991. A visual assessment of the inshore fishes and fishery resources off El Hierro, Canary Islands: A baseline survey. *Sci. Mar.* 55: 529–541.
- Brock RE. 1982. A critique of the visual census method for assessing coral reef fish populations. *Bull. Mar. Sci.* 32: 269–276.
- Chiappone M, Sluka R, Sealey KS. 2000. Groupers (Pisces: Serranidae) in fished and protected areas of the Florida Keys, Bahamas and northern Caribbean. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 198: 251–272.
- Dayton PK, Sala E, Tegner MJ, Thrush SF. 2000. Marine protected areas: Parks, baselines, and fishery enhancement. *Bull. Mar. Sci.* 66: 617–634.
- Denny CM, Willis TJ, Babcock RC. 2004. Rapid recolonisation of snapper *Pagrus auratus* (Sparidae) within an offshore island marine reserve after implementation of no-take status. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 272: 183–190.
- Dugan JE, Davis GE. 1993. Applications of marine refugia to coastal fisheries management. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 50: 2029–2042.
- Edgar GJ, Barrett NV. 1997. Short-term monitoring of biotic change in Tasmanian marine reserves. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 213: 261–279.
- Edgar GJ, Bustamante RH, Farina JM, Calvopina M, Martínez C, Toral-Granda MV. 2004. Bias in evaluating the effects of marine protected areas: The importance of baseline data for the Galapagos Marine Reserve. *Environ. Conserv.* 31: 212–218.

- Falcón JM, Bortone SA, Brito A, Bundrick CM. 1996. Structure and relationships within and between the littoral rock-substrate fish communities off four islands in the Canarian Archipelago. *Mar. Biol.* 125: 215–231.
- Friedlander A, Sladeck-Nowlis J, Sanchez JA, Appeldoorn R, Usseglio P, McCormick C, Bejaano S, Mitchell-Chui A. 2003. Designing effective marine protected areas in Seaflower Biosphere Reserve, Colombia, based on biological and sociological information. *Conserv. Biol.* 17(6): 1769–1784.
- Galzin R, Crec'hriou R, Lenfant P, Planes S. 2004. Marine Protected Areas: A laboratory for scientific research. *Rev. Ecol. (Terre Vie)* 59(1–2): 37–48.
- García-Charton J.A. and Pérez-Ruzafa, A. (1999). Ecological heterogeneity and the evaluation of the effects of marine reserves. *Fish. Res.*, 42: 1–20.
- García-Charton JA, Pérez-Ruzafa A, Sánchez-Jerez P, Bayle-Sempere JT, Reñones O, Moreno D. 2004. Multi-scale spatial heterogeneity, habitat structure, and the effect of marine reserves on western rocky reef fish assemblages. *Mar. Biol.* 144: 161–182.
- García-Rubies A, Zabala M. 1990. Effects of total fishing prohibition on the rocky fish assemblages of Medes Islands marine reserve (NW Mediterranean). *Sci. Mar.* 54(4): 317–328.
- Gell FR, Roberts CM. 2003. Benefits beyond boundaries: The fishery effect of marine reserves. *Trends Ecol. Evol.* 18(9): 448–455.
- González JA. 1990. Biología y pesquería de la vieja (*Sparisoma cretense*) en Canarias. Ph.D. thesis, Univ. La Laguna, Tenerife, Spain.
- Guidetti P, Verginella L, Viva C, Odorico R, Boero F. 2005. Protection effects on fish assemblages, and comparison of two visual census techniques in shallow artificial rocky habitats in the northern Adriatic Sea. *J. Mar. Biol. Assoc. UK* 85: 247–255.
- Halpern BS. 2003. The impact of marine reserves: Do reserves work and does reserve size matter? *Ecol. Appl. (Suppl.)* 13(1): S117–S137.
- Halpern BS, Warner RR. 2002. Marine reserves have rapid and lasting effects. *Ecol. Lett.* 5: 361–366.
- Harmelin-Vivien ML, Harmelin-Vivien JG, Chauvet C, Duval C, Galzin R, Lejeune P, Barnabé G, Blanc F, Chevalier R, Duclerc J, Lasserre G. 1985. Evaluation des peuplements et populations de poissons. Méthodes et problèmes. *Rev. Ecol. (Terre Vie)*, 40: 467–539.
- Harmelin-Vivien JG, Bachet F, García F. 1995. Mediterranean marine protected reserves: Fish indices as tests of protection efficiency. *PSZNI: Mar. Ecol.* 16: 233–250.
- Hawkins JP, Roberts CM. 2004. Effects of fishing on sex-changing Caribbean parrotfishes. *Biol. Conserv.* 115: 213–226.
- Kelly S, Scott D, MacDiarmid AB, Babcock RC. 2000. Spiny lobster, *Jasus edwardsii*, recovery in New Zealand marine reserves. *Biol. Conserv.* 92: 359–369.
- Kingsford M, Battershill C. 1998. Studying marine temperate environments: A handbook for ecologists. Canterbury Univ. Press, Christchurch, New Zealand, 335 pp.
- Lincoln-Smith MP. 1988. Effects of observer swimming speed on sample counts of temperate rocky reef assemblages. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 43: 223–231.
- Lincoln-Smith MP. 1989. Improving multispecies rocky reef fish censuses by counting different groups of species using different procedures. *Environ. Biol. Fish.* 26: 29–37.
- Micheli F, Benedetti-Cecchi L, Gambaccini S, Bertocci I, Borsini C, Chato GO, Romano F. 2005. Cascading human impacts, marine protected areas and the structure of Mediterranean reef assemblages. *Ecol. Monogr.* 75(1): 81–102.
- Miller MW, Gerstner CL. 2002. Reefs of an uninhabited Caribbean island: Fishes, benthic habitat and opportunities to discern reef fishery impact. *Conserv. Biol.* 106: 37–44.
- Mosquera I, Cote IM, Jennings S, Reynolds JD. 2000. Conservation benefits of marine reserves for fish populations. *Anim. Conserv.* 3: 321–332.
- Polunin NVC, Roberts CM. 1993. Greater biomass and value of target coral-reef fishes in two small Caribbean marine reserves. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 100: 167–176.
- Roberts CM. 1998. Source, sinks and the design of marine reserves networks. *Fisheries* 23: 16–19.
- Roberts CM, Polunin NVC. 1991. Are marine reserves effective in management of reef fisheries? *Rev. Fish Biol. Fish.* 1: 65–91.
- Roberts CM, Polunin NVC. 1993. Marine Reserves: Simple solutions to managing complex fisheries. *Ambio* 22: 363–368.
- Russ GR, Alcalá AC. 1996. Do marine reserves export adult fish biomass? Evidence from Apo Island, central Philippines. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 132: 1–9.
- Russ GR, Stockwell B, Alcalá AC. 2005. Inferring versus measuring rates of recovery in no-take marine reserves. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 292: 1–12.
- Sale PF, Cowen RK, Danilowicz BS, Jones GP, Kritzer JP, Lindeman KC, Planes S, Polunin NVC, Russ GR, Sadovy YJ, Steneck RS. 2005. Critical science gaps impede use of no-take fishery reserves. *Trends Ecol. Evol.* 20(2): 74–80.
- Sluka RD, Chiappone M, Sullivan KM, Wright R. 1997. The benefits of a marine fishery reserve for Nassau grouper *Epinephelus striatus* in the central Bahamas. *Proc. 8th International Coral Reef Symp.* 2: 1961–1964.
- Sumaila UR, Guénette S, Alder J, Chuenpagdee R. 2000. Addressing ecosystem effects of fishing using marine protected areas. *ICES J. Mar. Sci.* 57: 752–760.
- Tuya F, Boyra A, Sánchez-Jerez P, Barberá C, Haroun RJ. 2004. Relationships between rocky-reef fish assemblages, the sea urchin *Diadema antillarum* and macroalgae throughout the Canarian Archipelago. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 278: 157–169.
- Tuya F, Sánchez-Jerez P, Haroun RJ. 2006a. Populations of inshore Serranids across the Canarian Archipelago: Relationships with human pressure and implications for conservation. *Biol. Conserv.* 128: 13–24.
- Tuya F, Ortega-Borges L, Sánchez-Jerez P, Haroun RJ. 2006b. Effect of fishing pressure on the spatio-temporal variability of the parrotfish, *Sparisoma cretense* (Pisces: Scaridae), across the Canarian Archipelago (eastern Atlantic). *Fish. Res.* 77: 24–33.
- Underwood AJ. 1997. Experiments in Ecology: Their Logical Design and Interpretation using Analysis of Variance. Cambridge Univ. Press, London, 504 pp.
- Willis TJ, Millar RB, Babcock RC. 2003. Protection of exploited fishes in temperate regions: High density and biomass of snapper *Pagrus auratus* (Sparidae) in northern New Zealand marine reserves. *J. Appl. Ecol.* 40: 214–227.

Recibido en junio de 2005;
aceptado en mayo de 2006.