DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA
Universidad de Las Palmas de Gran Canaria

D. PEDRO SOSA HENRIQUEZ DIRECTOR DEL DEPARTEMETO DE BIOLOGÍA DE LA UNIVERSIDAD DE LAS PALMAS DE GRAN CANARIA,

CERTIFICA,

Que el Consejo de Doctores del Departamento en su sesión de fecha de hoy tomó el acuerdo de dar el consentimiento para su tramitación, a la tesis doctoral titulada: " Estudio de los parámetros biológicos del abade *Mycteroperca fusca* (Lowe, 1836) en aguas del Archipiélago Canario y situación de sus poblaciones en la isla de El Hierro y la Reserva Marina de la Graciosa y de los Islotes del Norte de Lanzarote", presentada por la doctoranda **Dña. Rocío Bustos León** y dirigida por los **Doctores Ángel Luque Escalona** y **José Mario González Pajuelo.**

Y para que conste, y a efectos de lo previsto ene el Artº 73.2 del Reglamento de Estudios de Doctorado de esta Universidad, firmo la presente en Las Palmas de Gran Canaria, a cuatro de Marzo de dos mil ocho.

UNIVERSIDAD DE LAS PALMAS DE GRAN CANARIA
Departamento de Biología

PROGRAMA DE DOCTORADO: ECOLOGÍA Y GESTIÓN DE RECURSOS VIVOS MARINOS

ESTUDIO DE LOS PARÁMETROS BIOLÓGICOS DEL ABADE *Mycteroperca fusca* (LOWE, 1836) EN AGUAS DEL ARCHIPIÉLAGO CANARIO Y SITUACIÓN DE SUS POBLACIONES EN LA ISLA DE EL HIERRO Y LA RESERVA MARINA DE LA ISLA DE LA GRACIOSA Y DE LOS ISLOTES DEL NORTE DE LANZAROTE.

Memoria de Tesis Doctoral presentada por la Licenciada en Ciencias Biológicas Dña. Rocío Bustos León para aspirar al grado de Doctor en Ciencias del Mar por la Universidad del Las Palmas de Gran Canaria dentro del programa de doctorado "Ecología y gestión de los recursos vivos marinos"

Las Palmas de Gran Canaria, a 14 de Marzo de 2008

La Doctoranda,

UNIVERSIDAD DE LAS PALMAS DE GRAN CANARIA
Departamento de Biología

Ángel Luque Escalona, doctor en Biología y catedrático de la Universidad de Las Palmas de Gran Canaria y José M. González Pajuelo, doctor en Ciencias de Mar y profesor contratado doctor de la Universidad de Las Palmas de Gran Canaria.

Hacen constar:

Que el trabado de investigación titulado **"Estudio de los parámetros biológicos del abade *Mycteroperca fusca* (Lowe, 1836) en aguas del archipiélago canario y situación de sus poblaciones en la isla de El Hierro y la reserva marina de la Isla de La Graciosa y de los Islotes del Norte de Lanzarote",** ha sido realizado bajo nuestra dirección por la Lcda. en CC. Biológicas **Dña. Rocío Bustos León** y puede ser presentado para su exposición y defensa como Tesis Doctoral en la Facultad de Ciencias del Mar de Universidad de Las Palmas de Gran Canaria.

Las Palmas de Gran Canaria, a 14 de Marzo de 2008

Fdo.: Ángel Luque Escalona **Fdo.: José M. González Pajuelo**

"Cuando quieres realmente una cosa, todo el Universo conspira para ayudarte a conseguirla"
El Alquimista - Paulo Cohelo

AGRADECIMIENTOS

Me gustaría agradecer a todos aquellos que han hecho posible que esta tesis haya salido adelante. Especialmente me gustaría agradecer el inestimable apoyo de mis dos tutores el Dr. Ángel Luque Escalona y el Dr. José M. González Pajuelo ya que sin su ayuda, consejo y colaboración la realización de esta tesis no habría sido posible.

También me gustaría agradecer José A. Martín García por su colaboración y dirección en las campañas realizadas en la isla de El Hierro y en el Archipiélago de Chinijo, como también a François López, Adrián Abelardo, Yeray, Milena, Nancy, Marc, Harue, Laia, Séfora, Yolanda y Cristina por ayudarme con los muestreos marinos. También agradecer al profesor mexicano Teofilo Muñoz las magníficas fotografías submarinas que realizó en el Archipiélago Chinijo.

También agradecer la colaboración del Dr. Ángelo Santana del Pino por su asesoramiento en la parte estadística, a la Dra. Pilar García Jiménez por su ayuda y apoyo en la parte de la histología de gónadas y al Dr. José Juan Castro Hernández por su ayuda en el estudio del contenido estomacal y la comprensión en los momentos que estuve realizando los cortes histológicos.

Gracias a todos los compañeros de departamento, que aparte de compañeros han sido, espero que sigan siendo durante mucho tiempo, amigos.

A los Grupos de Investigación de “Ecología Aplicada y Pesquerías” y “Organismos, Poblaciones y Ecosistemas” del Departamento de Biología y al “Servicio de Ecología Litoral y Medio Ambiente Submarino” por todas las facilidades dadas en el uso del material y las instalaciones, así como por la cofinanciación del trabajo

A la Dirección General de Universidades e Investigación de la Consejería de Educación, Cultura y Deportes del Gobierno de Canarias por la beca mantenida durante estos cuatro años y por la financiación concedida en el

proyecto de investigación PI 042005/178 que me han permitido realizar este trabajo.

No puedo terminar este capítulo de agradecimientos sin expresar mi profunda gratitud a mi familia por el apoyo mostrado estos cinco años, sin el cual no hubiera sido capaz de finalizar la tesis. Espero que algún día pueda llegar a compensarles el gran esfuerzo económico y personal que han hecho. Y, por último, agradecer a Sergio su paciencia y su apoyo ya que sin ellos ya me hubiera rendido hace años. Gracias.

RESUMEN

Se analizaron los parámetros biológicos del abade *Mycteroperca fusca* (Lowe, 1836) en aguas de Canarias y la situación de sus poblaciones en la isla de El Hierro y la Reserva Marina de la isla de La Graciosa y de los islotes del Norte de Lanzarote, durante el periodo comprendido entre enero de 2004 y diciembre de 2006.

El abade de las Islas Canarias es una especie que exhibe un hermafroditismo secuencial con inversión de hembra a macho (proterogínia monándrica). El rango de tallas en los que tiene lugar el proceso de inversión sexual fue de 384 a 725 mm. La proporción de sexos se encuentra desviada hacia las hembras (1:4,78). La talla de la primera madurez sexual de las hembras se alcanzó a los 336 mm longitud total, mientras que la talla de la madurez masiva de las mismas se alcanzó a los 415 mm. El periodo reproductor se extiende a lo largo de todo el año, con una época central de freza entre los meses de abril y julio. Es una especie iterópara que exhibe reproducción parcial, realizando la freza mediante múltiples pulsos de puesta espaciados en el tiempo en un mismo periodo reproductor. Los individuos presentaron hasta ocho patrones de coloración distintos, estando la presencia de pigmentación amarilla relacionada con el las hembras. Los parámetros de longitud peso presenta una tendencia a la isometría respecto a la longitud. La edad de los individuos osciló entre dos y veinte años, siendo los grupos de edad menores a nueve años los más frecuentes. Los parámetros de crecimientos de la ecuación de von Bertalanffy para todos los individuos son L_∞=898 mm, k=0,062 años^{-1} t_0=-3,83. La tasa instantánea de mortalidad natural está comprendida entre 0,146 y 0,158 años^{-1} siendo su longevidad, aproximadamente, de 30 años.

Los estudios ecológicos mostraron que el abade no es una especie ramoneadora sino cazadora que se alimenta de peces e invertebrados no sésiles.

PALABRAS CLAVES: abade, *Mycteroperca fusca*, Serranidae, Canarias.

ÍNDICE

I. INTRODUCCIÓN GENERAL……1
I.1. INTRODUCCIÓN……2
I.2. ANTECEDENTES……2
I.3. ÁREA DE ESTUDIO……5
I.3.1.Localización……5
I.3.2. Características Oceanográficas…… 6
I.4. RESERVAS MARINAS…… 10
I.4.1. Áreas Marinas Protegidas……10
I.4.2. Reservas Marinas en Canarias……14
I.5. JUSTIFICACIÓN Y OBJETIVOS……16

II. LA ESPECIE……18
II.1. NOMENCLATURA……19
II.1.1. Nombre científico……19
II.1.2. Sinonimias……19
II.1.3. Nombre común……19
II.2. POSICIÓN TAXONÓMICA……19
II.2.1. Familia Serranidae……20
II.2.2. Subfamilia Epinephelinae……21
II.2.3. Género *Mycteroperca*……22
II.2.4. Especie *Mycteroperca fusca*……24
II.3. HÁBITAT Y DISTRIBUCIÓN GEOGRÁFICA……26
II.4. INTERÉS PESQUERO……27

III. PARÁMETROS BIOLÓGICOS……29
III.1. INTRODUCCIÓN……30
III.1.1. La Reproducción……31
III.1.2. El Crecimiento……32
III.1.3. La Mortalidad Natural……34
III.2. MATERIAL Y MÉTODOS……35
III.2.1. Muestreo y Análisis de Muestras……35

III.2.2. Sexualidad y Reproducción……38
III.2.3. El Crecimiento……..43
III.2.4. La Mortalidad Natural……..48
III.3. RESULTADOS……49
III.3.1. La Reproducción……49
III.3.2. El Crecimiento……60
III.3.3. La Mortalidad Natural……72
III.4. DISCUSIÓN……73

IV. HÁBITAT Y ECOLOGÍA……83
IV.1. ESTUDIO DE LAS POBLACIONES DE *Mycteroperca fusca* EN LA ISLA DE EL HIERRO……90
IV.1.1. Introducción…… ……90
IV.1.1.1. *Justificación y Objetivos*……91
IV.1.2. Material y Métodos…… ……92
IV.1.2.1. *Área de Estudio*……92
IV.1.2.2. *Método de Muestreo*……94
IV.1.2.3. *Análisis de Datos*……96
IV.1.2.4. *Contenidos estomacales y relaciones tróficas*……98
IV.1.3. Resultados……100
IV.1.4. Discusión……114
IV.2. ESTUDIO DE LAS POBLACIONES DE *Mycteroperca fusca* EN LA RESERVA MARINA DE LA ISLA DE LA GRACIOSA Y LOS ISLOTES DEL NORTE DE LANZAROTE……120
IV.2.1. Introducción……120
IV.2.1.1. *Antecedentes*……126
IV.2.1.2. *Justificación y Objetivos*…… ……126
IV.2.2. Material y Métodos……127
IV.2.2.1. *Área de Estudio*……127
IV.2.2.1. *Método de Muestreo*……129
IV.2.2.2. *Análisis de Datos*……130
IV.2.3. Resultados……131
IV.2.4. Discusión……140

V. CONCLUSIONES……..147
V.1.Recomendaciones.....152
VI. BIBLIOGRAFÍA Y RECURSOS WEB……..154
VI.1. Bibliografía.....155
VI.2. Recursos Web.....183

I. INTRODUCCIÓN GENERAL

I.1. Introducción

La incidencia de la pesca sobre los recursos vivos marinos provoca que las comunidades de peces sufran alteraciones en su estructura de comunidad, que son mas evidentes a medida que la actividad extractiva se hace mayor (Jennings *et al.,* 2001). Una de las manifestaciones de estas alteraciones es el descenso en la abundancia de peces de los niveles tróficos más elevados, quedando estos representados por unos pocos ejemplares en las comunidades en que se integran. En la etapa final de los cambios estructurales ocasionados por la pesca, la comunidad está dominada por pequeños individuos de especies de vida corta y de niveles tróficos bajos (Jennings *et al*., 2001). Esta disminución de ejemplares de los niveles tróficos mas elevados debido a la pesca intensiva es conocida como la reducción por la pesca de las cadenas tróficas marinas "fishing down marine food webs" (Pauly *et al*., 1988).

En todas las zonas costeras mundiales, uno de los grupos que se encuentran sometidos a mayor presión pesquera, como consecuencia de una demanda cada vez mayor, son los peces de la familia Serranidae, la cual engloba un conjunto de especies de una gran importancia económica y comercial debido a la extraordinaria calidad de su carne. Su volumen de explotación, tanto en las pesquerías comerciales como en las artesanales, ha llegado a unos niveles insostenibles para este grupo tan vulnerable de animales, de tal forma varias especies de esta familia han sufrido grandes reducciones en su abundancia (Chiappone *et al.,* 2000). Ha llegado a tal punto que en la actualidad los serránidos representan una proporción muy importante de los de peces marinos incluidos en la lista roja de especies amenazadas IUCN.

I.2. Antecedentes

Las especies de la subfamilia Epinephelinae, entre las que se encuentra *M. fusca*, son conocidas por el término inglés "*grouper".* Estas especies habitan en las zonas tropicales y las subtropicales de todo el planeta y la mayoría de ellos son importantes desde el punto de vista comercial y muy vulnerables a la sobrepesca (Sadovy *et al.,* 2007). Todas las especies de *groupers* estudiadas

están amenazadas. Entre ellas se encuentran siete especies del género *Mycteroperca,* todas ellas incluidas dentro de la Lista Roja de UICN: *Mycteroperca phenax* (Jordan y Swain, 1884), *Mycteroperca bonaci* (Poey, 1860), *Mycteroperca interstitialis* (Poey, 1860), *Mycteroperca microlepis* (Goode y Bean, 1879), *Mycteroperca jordani* (Jenkins y Evermann, 1889), *Mycteroperca prionura,* Rosenblatt y Zahuranec, 1967 y *Mycteroperca xenarcha* Jordan, 1888. Del resto de las especies del género, entre las que se incluye *M. fusca,* no hay datos suficientes para su correcta gestión (Sadovy *et al.,* 2007).

En cuanto a las características biológicas se conocen los principales parámetros que definen el ciclo de vida de 14 de las 15 especies del género M*ycteroperca* (todas menos *M. fusca*). Así ocurre con el hermafroditismo proterogínico, que es la forma más frecuente entre los serránidos (Sadovy y Shapiro, 1987; Shapiro, 1987; Cole y Shapiro, 1990; Cole y Shapiro, 1992; Shapiro y Rasotto, 1993; Guiguen *et al.,* 1994; Cole y Shapiro, 1995; Andrew *et al*., 1996; Blaber *et al*., 1996; Lutnesky, 1996; Bruslé-Sicard y Fourcault, 1997; Reinboth y Brusle-Sicard, 1997; Hawkins y Roberts, 2003). El hermafroditismo proterogínico se ha descrito para *Mycteroperca rubra* (Bloch, 1793) en aguas del Mediterráneo (Glamuzina *et al.,* 2002), *M. phenax* y *Mycteroperca cidi,* Cervigón, 1966, (Heemstra y Randall, 1993) en las costas del Atlántico Central Oeste (Matheson III *et al*., 1986; Gilmore *et al.,* 1992; Coleman *et al*., 2000; Musik *et al*., 2000; Harris *et al*., 2002), *M. bonaci* (Musik *et al.,* 2000; Renán *et al*., 2001; Brulé *et al*., 2003b), *M. interstitialis* (Bullock y Murphy, 1994; Manickchand-Helileman y Sherry, 2000; Musik *et al.,* 2000), *M. microlepis* (McErlean y Smith, 1964; Collins *et al*., 1987; Gilmore *et al.,* 1992; Hood y Shilieder, 1992; Ross y Moser, 1995; Mullaney *et al.,* 1996; Crabtree y Bullock, 1998; Collins *et al.,* 1998; McGovern *et al.,* 1998; Heinisch y Fable, 1999; Happell y Sullivan, 1999, 2000; Coleman *et al.,* 2000; Musik *et al.,*2000; Harris *et al*., 2002; Brulé *et al*., 2003a), *Mycteroperca tigris* (Valenciennes, 1833) (García-Arteaga *et al*., 1999) y *Mycteroperca acutirostris* (Valenciennes, 1828) (Heemstra y Randall, 1993) en aguas del Atlántico Occidental. *Mycteroperca olfax* (Jenyns, 1840) (Heemstra y Randall, 1993), *M. prionura*, (Heemstra y Randall, 1993), *Mycteroperca rosacea* (Streets, 1877) (Heemstra y Randall,

1993), *Mycteroperca venenosa* (Linnaeus, 1758) (Heemstra y Randall, 1993) y *M. xenarcha* (Heemstra y Randall, 1993) en aguas del Pacífico Este. El periodo reproductor amplio ha sido estudiado *M. rubra* en las aguas del Mediterráneo (Battiato, 1983), para *M. microlepis* en aguas del Atlántico Oeste, Golfo de México (Collins *et al.,* 1987, 1998; Hood y Shlieder, 1992; Koenig, 1996; McGorvern *et al.*, 1998); para *M. tigris* (García-Arteaga *et al.,* 1999), *M. bonaci* (Renán *et al.,* 2001) y *M. interstitialis* (Bullock y Murphy, 1994) en aguas del Atlántico Oeste. Los estudios que abordan por su parte el estilo reproductor heterocrono son escasos. Este ha sido en caso *M .microlepis* (Coleman *et al*., 2000; Brulé *et al.,* 2003b), *M. phenax* (Coleman *et al*., 2000), *M. bonaci (*Brulé *et al.,* 2003a) en aguas del Atlántico Central.

La proporción de sexos se encuentra desviada a favor de las hembras para *M. microlepis* en el Atlántico Este y en las costas del Golfo de México (Hood y Schlider, 1992; Collins *et al.,* 1998; Happell y Sullivan, 1999).

La madurez sexual que se alcanza a tallas elevadas ha sido estudiada por Shapiro (1987) para *M. venenosa, M. interstitialis* (Bullock y Murphy, 1994), *M. bonaci* (Brulé *et al.,* 2003a), *M. microlepis* (Brulé *et al.,* 2003b) en aguas del Atlántico Oeste.

La fecundidad ha sido estudiada en pocos casos, pero se ha visto que es alta en especies como *M. phenax* (Harris *et al*., 2002), *M. microlepis* (Collins *et al.,* 1998) y *M. bonaci* (Jory e Iversen, 1989) en aguas del Atlántico Central Oeste.

En la actualidad no existen trabajos publicados sobre *M. fusca* que aborden los aspectos relacionados con su biología, aunque si existen trabajos en los que se analizó el estado de sus poblaciones en dos reservas marinas del Archipiélago Canario (Tuya *et al.,* 2005, 2006). De dichos trabajos se desprende que la población de *M. fusca* en la reserva marina del Mar de las Calmas en la Isla de El Hierro y en la reserva marina del Archipiélago Chinijo está relacionada con el grado de presión humana, medidos como intensidad de pesca y cercanía a núcleos urbanos, pudiendo observarse el “efecto reserva” en ambas.

I.3. Área de Estudio

I.3.1. Localización

Las Islas Canarias se encuentran en el centro de la región Macaronésica, frente a la costa Noroeste de África, a una distancia mínima de 100 Km de la costa de Marruecos. Están localizadas entre los 27º 37' y los 29º 25' de latitud Norte y los 13º 25' y los 18º 16' de longitud Oeste, al Norte del Trópico de Cáncer (Carracedo, 1984) (Figura 1). El archipiélago está formado por siete islas principales cuya superficie es de 7.458 Km2 y posee una longitud de costa de 1.291 Km.

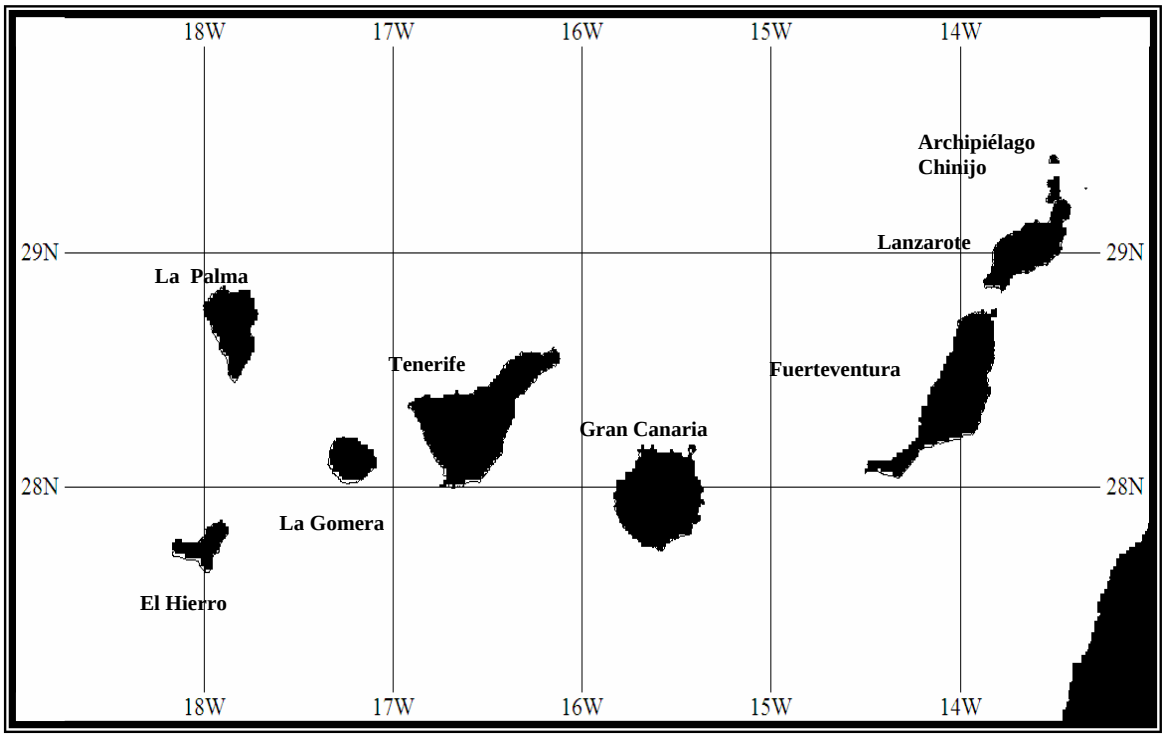


Figura 1. Localización de las Islas Canarias.

Las características de las comunidades que conforman el espectro faunístico marino del Archipiélago Canario están determinadas, de manera principal, por las particularidades oceanográficas propias del un ecosistema oceánico y la morfología y naturaleza de los fondos Con muy poca superficie de plataforma continental y con talud muy abrupto y próximo a la costa. En relación con esta serie de factores y con la posición geográfica del propio conjunto insular, en una latitud subtropical y próxima a las costas atlánticas

europeas y africanas, los ecosistemas marinos costeros de las Islas Canarias se caracterizan por presentar un elevado número de especies con una escasa abundancia de ejemplares.

Dado a su origen volcánico, las islas se elevan bruscamente sobre la superficie del mar. Las plataformas insulares que pueden llegan a los 50 m de profundidad y están estas delimitadas por el talud que comienza en los 200 m y llega a los 3.000 m, en la zona batial. Esto hace que la superficie de plataforma sea de 2.256 Km^2 (Bortone *et al.,* 1991, Falcón *et al*. 1993 y 1996, Brito *et al.*, 1996). La cota de 200 m de profundidad se alcanza a poca distancia de la costa, siendo el máximo en Fuerteventura con 30 Km y el mínimo en algunos puntos de La Palma y El Hierro con 100 m (Bacallado *et al.,* 1983). Debido a esta inclinación, los fondos dominantes son los sustratos duros. Las áreas donde se acumulan sedimentos, arenas detríticas, arcillas y restos de conchas, son muy escasas, aunque se pueden encontrar más frecuentemente en Lanzarote, Fuerteventura y en parte de Gran Canaria. El sustrato rocoso, que es el dominante en el archipiélago, es irregular y abrupto, con presencia de roques, bajas, veriles y cuevas (Bacallado *et al.*, 1984).

I.3.2. Características Oceanográficas

Las características oceanográficas han sido estudiados ampliamente por numerosos autores como Mascareño (1972), Molina y Laatzen (1986, 1989), Ramos y Sangrá (1992), Llinás *et al.* (1993), Villanueva-Guimerans y Ruíz-Cavante (1994), Molina *et al.* (1996), Pérez-Martell *et al.* (1996) y Machín (2004). Todos ponen de manifiesto que el factor más influyente en las características ambientales del archipiélago es la Corriente de Canarias. Las islas se encuentran al sureste del giro subtropical del Atlántico Norte que se extiende desde la Corriente del Golfo, vía la Corriente de Azores y la Corriente de Canarias, hasta la Corriente Nor-Ecuatorial. Una rama del giro se encuentra al Oeste de Canarias. Otra rama se acerca a Madeira, cruza el archipiélago canario y se une con la Corriente de Canarias que fluye hacia el sur a lo largo de la costa de África (Stramma y Siedler, 1988; Maillard y Käse, 1989) (Figura

2). Esto hace que se genere un ambiente marino más frío que el que se esperaría si sólo tuviéramos en cuenta la latitud. Las Islas Canarias influyen en las características oceanográficas de zona creando una zona de mayor variabilidad al estar en perpendicular con la Corriente de Canarias (Sangrá, 1995; Pelegrí *et al.,* 2005). Esta atraviesa las islas, alcanzando en los canales de separación entre ellas una velocidad que varía de 60 a 75 cm/seg. (Bacallado *et al.,* 1983; Sánchez y Babet, 1991; Bas *et al.,* 1995; Hernández-Guerra *et al.,* 2001, 2003).

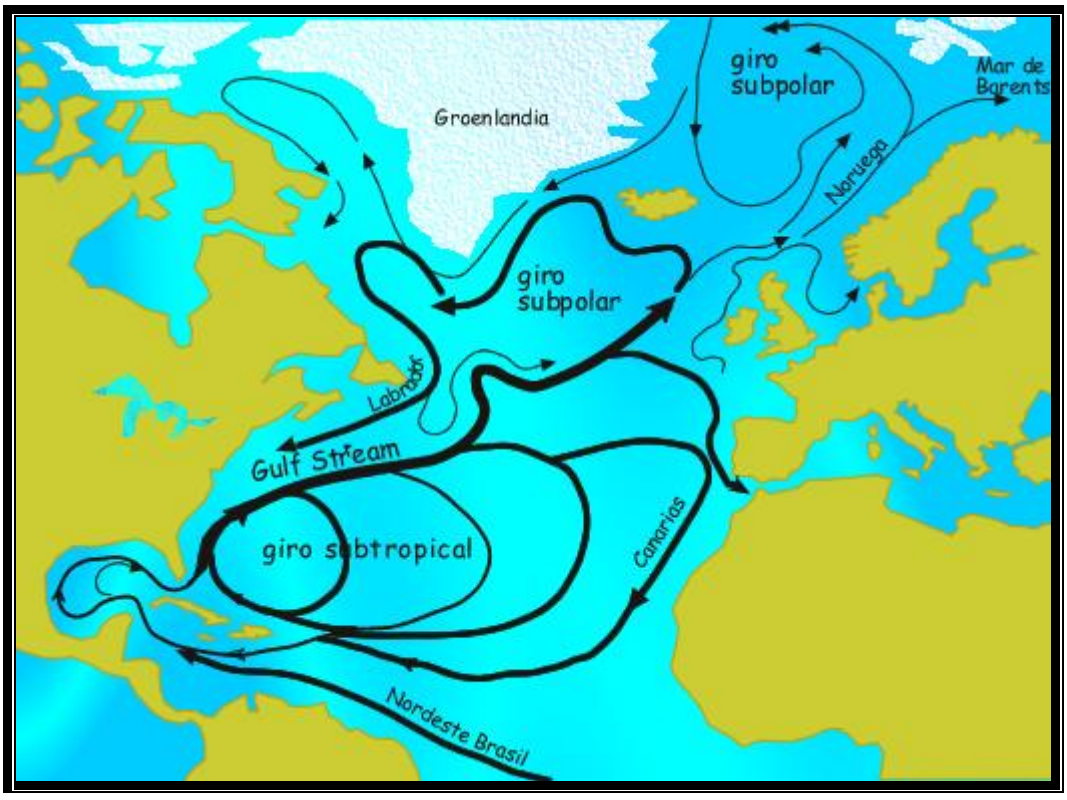


Figura 2. Corriente de Canarias en el conjunto de corrientes marinas del Atlántico Norte (Fuente: Uriarte, 2003).

La temperatura superficial del agua varía a lo largo del año de 17 ºC en los meses de marzo y abril a 24 ºC en los meses de septiembre y octubre (Bordes, 1993; Medina, 1995). Para la misma época del año puede haber una diferencia de hasta 2 ºC de un extremo al otro del archipiélago, siendo las aguas más frías las de Lanzarote y Fuerteventura. Aún así hay una diferencia de +5 ºC que en las aguas de la costa africana (Pérez-Sánchez y Moreno-Babet, 1991). En profundidad la temperatura disminuye desde los 16 ºC a los 2 ºC a 1500 m de profundidad (Braun, 1980; Llinás *et al.*, 1993). La salinidad no

varía en los primeros metros de la columna de agua, de 36,54 a 36, 64 UPS en los primeros 100 m (Llinás *et al.*, 1993). De 100 a 200 m la salinidad desciende hasta los 36,25 UPS y a los 1.000 m se encuentra una salinidad de 35,13 UPS.

Las aguas superficiales que rodean al Archipiélago Canario son consideradas oligotróficas (Llinás *et al.,* 1993). Con pequeños aumentos en nutrientes en la zona eufórica y baja productividad primaria. El valor de los fosfatos en la superficie es de 0,18 µmoles/l, con y mínimo de 0,13 µmoles/l a 20 m y un máximo a 900 m de 1,17 µmoles/l. Los nitritos y nitratos presentan un mínimo a 30 m de 0,45 µmoles/l llegando a los 26,30 µmoles/l en los 900 m. Los silicatos varían entre los 0,27 µmoles/l a los 30 m y los 18, 62 m a los 1.000 m.

Los valores de nutrientes y de la biomasa, estimado como *clorofila a* y la producción primaria en las aguas de las Islas Canarias son bajos (Braun y Real, 1981; Medina, 1995). Desde finales de primavera hasta el principio del invierno la mayor concentración de clorofila se encuentra en la parte más profunda de la termoclina estacional (Montero, 1993; Arístegui *et al.,* 2001). Esta sólo desaparece durante el invierno debido al enfriamiento y consiguiente mezcla de las capas superficiales, con un máximo de profundidad de 150 a 200 m (Pelegrí *et al*., 2005). El zooplancton está formado principalmente por copépodos (Hernández-León *et al.,* 1988). Se ha encontrado una variación estacional, de este último, con unos máximos durante el final del invierno y el principio de primavera. En profundidad la sucesión de máximos apunta a una migración de zooplancton hacia las capas profundas (Braun, 1981; Hernández-León *et al.*, 1984, 1988; Pérez *et al.*, 2001). Las diferencias de biomasa de zooplancton varían, en cada isla, según su proximidad con el continente africano y la exposición a los vientos.

Debido a los factores geomorfológicos y oceanográficos que confluyen en el archipiélago existe una alta diversidad en organismos marinos y una relativa baja biomasa (Agilera-Kink *et al.,* 1994). Las especies que aparecen son una mezcla de las propias de la región biogeográfica atlántico-mediterránea, que son las dominantes, con otras subtropicales y tropicales del Atlántico Oriental, tropicales (anfiatlánticas y pantropicales) y algunas especies

guineanas, Macaronésicas y endémicas de Canarias (Brito, 1991). La ictiofauna es similar a la que se encuentra en las costas de Portugal a Cabo Blanco, incluidas las Islas Azores, Madeira, las Islas Salvajes, las costas de Marruecos, el Mediterráneo Sur y occidental (Brito, 1984).

La dinámica oceanográfica de las Islas Canarias, está relacionada con la del Norte del África, siendo esta influencia más patente en las islas orientales, como Fuerteventura y Lanzarote. Esto provoca que existan grandes variaciones espacio-temporales en las condiciones oceanográficas entre las islas occidentales y las orientales, ya que se encuentran bajo la distinta influencia del afloramiento sahariano (Molina y Laatzen, 1986, 1989; Hernández-Guerra *et al.,* 1993; Davenport *et al.,* 1999), siendo más importante en las orientales para la *clorofila a* y el mesozooplancton según Arístegui (1990) y Fernández de Puelles (1997) y para las concentraciones de nutrientes según Braun *et al.* (1986).

Una de las características más importantes de las aguas que rodean el archipiélago es que se puede detectar unas zonas de calmas, más o menos importantes en la parte resguardada de las islas. Estas estelas se generan debido a los vientos alisios del Noreste y se caracterizan por presentar que encontremos dos áreas distintas: una de turbulencias y otra de calma, separadas por el área de cizallamiento, en la cual se produce una acumulación del zooplancton (Hernández-León *et al.*, 1984; Hernández-León, 1986, 1988). Éste es, más tarde, concentrado en la zona central de sotavento debido a la variación de los vientos. Este fenómeno se ha podido constatar en el Sur de Gran Canaria, Fuerteventura, Tenerife, La Gomera y El Hierro por Braun (1981) y Arístegui *et al.* (1989).

I.4. Reservas Marinas

I.4.1. Áreas Marinas Protegidas

Se utiliza el término de Área Marinas Protegida (AMPs) para designar cualquier zona que tiene un estatus legal de protección. Está suficientemente demostrado que la pesca produce un efecto negativo en los ecosistemas. El establecimiento de las AMPs, especialmente en poblaciones sobreexplotadas, puede mitigar los efectos negativos de la pesca en los ecosistemas (Sumaila *et al.,* 2000).

Al principio, se empezaron a proteger zonas aisladas, pero se ha visto que el beneficio es mayor si se protegen zonas más amplias. Además, se comprobó, que es necesario una unión entre zonas protegidas para que hay una mayor supervivencia y un mayor aumento de la biodiversidad (Lovejoy, 2006).

La mayoría de las AMPs se crean para asegurar un uso sostenible de los recursos, principalmente el para el manejo de de las pesquerías, impidiendo la captura de ciertas especies, y para proteger la biodiversidad disminuyendo los efectos de la pesca (Slam *et al.,* 2000; Francour *et al.,* 2001; Halpern, 2003; Sainsbury y Sumalia, 2003) e intentar crear un efecto *spillover,* es decir, que se produzca un excedente dentro de la AMP para que se repueblen las zonas cercanas, o que por aumento de la competencia entre peces de dentro de la AMP los peces emigren hacia las zonas exteriores (Planes *et al.,* 2006). Esto conlleva que el esfuerzo pesquero que se producía en la zona antes de ser protegida se derive después de su declaración como AMP a las zonas cercanas y pueda poner en peligro a otras especies, con lo que las medidas biológicas fuera la RM pueden verse afectadas. Todo ello hace que sea necesario un seguimiento empírico de la evaluación de los efectos de la pesca y como ésta afecta a la mortalidad natural en los asentamientos de stocks pesqueros. La evolución de de una AMP dependerá de los aspectos biológicos y de los intereses socioeconómicos (Sumaila *et al.,* 2000). Los beneficios de las AMPs no son iguales para todas las especies de peces, ni se dan al mismo tiempo para cada especie (Claudet *et al.,* 2006) haciéndose la cascada trófica

más difusa conforme mayor complejidad tenga el sistema (Planes *et al.,* 2006). Se ha comprobado que las AMPs son más efectivas en los organismos que son relativamente sedentarios de adultos y que sus larvas tienden a dispersarse a las zonas de alrededor (Nowlis y Roberts, 1999; Chiappone y Sealey, 2000). Además, las relaciones entre algas e invertebrados, en profundidades que van de 0 a 0,5 m, se ven afectadas por las AMPs (Benedetti-Cecchi, 2003). A la hora de la correcta implantación de una AMP ha de tenerse en cuenta que ésta sea también una contribución a el desarrollo económico de la región y que produzca un beneficio a las comunidades locales (Planes *et al.,* 2006).

Se define Reserva Marina (RM) como: "Cualquier área del territorio intermareal o submareal, cuyos fondos, aguas, flora y fauna asociadas, así como sus aspectos históricos y culturales, han sido preservados por las leyes o cualquier otra medida efectiva para proteger todo o parte del medio ambiente incluido en la misma." (UICN, 17ª Asamblea General, 1988). Con las RMs se pretende una protección estricta de un área que favorezca la reproducción, dentro de la misma, de las especies de interés pesquero y que esa abundancia contribuya a la repoblación de las zonas adyacentes. La RM es una zona delimitada del medio marino, dentro de la cual se regulan estrictamente las actividades que se pueden llevar a cabo, esencialmente las pesqueras, no pudiendo realizarse ningún tipo de actividad extractiva y procurando que esta zona no se vea afectada por ningún tipo de contaminación, como los escapes de motores, la contaminaciones acústica, la contaminaciones luminosa, etc.

Los objetivos de una RM son:

a) proteger y gestionar sistemas estuáricos y marinos que sean significativos, con el fin de asegurar su viabilidad a largo plazo y mantener su diversidad genética.

b) proteger especies y poblaciones sobreexplotadas, amenazadas, raras o en peligro, así como preservar los hábitats que se consideren críticos para su supervivencia.

c) proteger y gestionar áreas de importancia para el ciclo vital de especies económicamente importantes.

d) prevenir actividades externas que afecten negativamente a las áreas protegidas.

e) proveer el continuo bienestar de la población afectada por la creación de las áreas protegidas; preservar, proteger y gestionar emplazamientos culturales e históricos, así como los valores estéticos naturales de áreas estuáricas y marinas, tanto para las generaciones presentes como para las futuras.

f) facilitar la interpretación de los sistemas estuáricos y marinos con fines de conservación, educación y turismo.

g) acomodar, con los regímenes de gestión apropiados, el amplio espectro de actividades humanas compatibles con los objetivos primarios de las áreas protegidas.

h) proveer medios de investigación y entretenimiento, así como controlar los efectos sobre el ambiente de las actividades humanas, incluyendo los efectos, tanto directos como indirectos, derivados de actividades producidas en áreas próximas.

En resumen, toda RM ha de mantener los procesos ecológicos básicos que sostienen la vida, preservar la diversidad genética y asegurar la utilización sostenible de las especies y ecosistemas. Se conoce como “efecto reserva” el aumento de la abundancia, tamaño medio y edad en poblaciones protegidas. Éste afecta más a especies ícticas de habitos necto-bentónicos y que sean depredadoresde larga vida, ya que son altamente vulnerables, y tienden a que sus poblaciones sean sobreexplotadas. Este es el caso de las familias Serranidae, Lutjanidae, Balistidae, Scaridae, Acanthuridae y Haemulidae (PDT, 1990; Roberts y Polunin, 1993; Bohnsack, 1996).

El diseño de una RM ha de tener en cuenta la dispersión de las larvas para adecuar correctamente la escala (Pérez-Ruzafa *et al.,* 2006). Por ello, el área mínima necesaria dependerá del tipo de especie estudiada, del tamaño de las unidades seleccionadas y le nivel de endemismo de la especie de estudio.

Para poder conseguir toda la biodiversidad de vertebrados no se debe utilizar la unidad mínima, sino que se obtendrán mejores resultados si las áreas mínimas son mayores al 10% del área estimada por la IUCN, principalmente en las regiones tropicales (Rodrigues y Gaston, 2001). Las RM pueden estar sometidas a una zonación, es decir, pueden practicarse diferentes actividades en diferentes zonas. Generalmente, en estos casos, existe una zona estrictamente protegida, Reserva Integral (RI), donde se prohíbe cualquier extracción de flora y fauna. Estas actividades están sometidas a una vigilancia que permite reducir los posibles conflictos entre los distintos grupos de usuarios y que ayuda a preservar la biodiversidad en la zona, aunque no siempre se consigue que estén bien protegidas (Halpern, 2003; Coleman *et al.,* 2004). Normalmente, las RM se diseñan en hábitats complejos ya que son los más favorables si se quiere provocar un aumento de la abundancia y de la riqueza de especies (García Chartón y Pérez Ruzafa, 1999; García Chartón *et al.,* 2000).

Las RM son cada vez la mejor opción para la conservación marina y de los recursos vivos. Aunque son muchas las creadas no todas han sido diseñadas teniendo en cuenta los factores biológicos necesarios para que en ellas se produzcan los resultados biológicos esperados, como es el conseguir poblaciones de peces comerciales sostenibles (Halpern, 2003). Se ha comprobado que los impactos relativos de las RM, tenidas en cuenta, como diferencias en biomasa o densidad, son independientes del tamaño. Aunque, en las reservas mayores, siempre presentaron mayores diferencias absolutas (Halpern, 2003). También se ha podido comprobar que la puesta en marcha de una RM a repercute de una manera positiva en casi cualquier habitad, produciendo valores más altos de densidad, biomasa, del tamaño del organismo, y de la diversidad para los valores totales para todos los grupos funcionales. De esta forma puede llegar a doblar la densidad de organismos y a triplicar su biomasa (Halpern, 2003). Aunque estos valores tienen una variación considerable y no se pueden utilizar para predecir cómo una reserva específica afectará a organismos y a comunidades particulares. Si se espera el éxito de la RM será importante tener en cuenta el diseño, el manejo y la correcta evaluación de la misma (Halpern, 2003). Esto ocurrió en dos RM en el Golfo de

México donde después de 4,5 años de la implantación de no se vieron efectos importantes, además para el caso particular de *M. phenax y M. microlepis*, se puedo comprobar, también, que la media de los adultos regenerados en las zonas protegidas no generaron beneficios netos en las pesquerías (Smith *et al.,* 2006).

I.4.2. Reservas Marinas en Canarias

En España el 8,41% del territorio está protegido (4.245,630 Ha). El Archipiélago Canario cuenta con más de 700 especies de macroalgas y otras casi 700 de peces comparten espacio con miles de invertebrados marinos, pudiéndose observar en sus aguas hasta 26 especies diferentes de cetáceos (Ayala, 2006). Para su protección en Canarias se han creado hasta ahora tres RM de "interés pesquero":

a) RM de la isla de La Graciosa y de los islotes del Norte de Lanzarote (Decreto 62/1995, de 24 de marzo, B.O.C. núm. 51). Posee una extensión de 70.000 Ha, siendo a de mayor superficie de todas las Reservas marinas españolas. Su forma es rectangular y 60% de esta reserva está en aguas interiores y el 40% restante en aguas exteriores Dentro del área total delimitada para la reserva hay un área circular, alrededor del Roque del Este de RI y en torno a ella una zona de usos restringidos. Los islotes del Norte de Lanzarote (Montaña Clara, Alegranza, Roque del Este y Roque del Oeste) forman lo que se conoce con el nombre de Archipiélago Chinijo. Sus fondos tienen menos profundidad que los de las otras dos Reservas marinas de Canarias, en torno a ellos, existiendo plataforma. Esto unido a la riqueza de las aguas en nutrientes por la proximidad del *up-welling* o afloramiento en la costa Noroccidental africana, hacen que esta zona posea una gran biodiversidad, especialmente en especies de interés pesquero. Además, la proximidad del afloramiento, que trae agua profundas a la superficie, haciendo que la temperatura en ésta zona sea sensiblemente más baja que en el resto de las aguas de Canarias, por lo que pueden encontrarse

especies de zona templada. En esta RM se permite la pesca profesional y recreativa con algunas restricciones, mientras que para la práctica de actividades subacuáticas y las actividades científicas se requiere una autorización. Esta RM está gestionada por Secretaría General de Pesca Marítima, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Viceconsejería de Pesca, Consejería de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentación de la Comunidad Autónoma de las Islas Canarias.

b) la RM de la Punta de La Restinga, Mar de las Calmas, en la isla de El Hierro (Orden de 24 de enero de 1996, B.O.E. núm. 30, y Decreto 30/1996, de 16 de febrero, B.O.C. núm. 31). Tiene una extensión de 7,46 Km^2 (750 Ha), y un perímetro de 21,037 Km, tiene forma rectangular. Hay una zona central de RI, y a ambos lados existen zonas de usos restringidos. La RM ocupa una franja en la costa Suroccidental de la isla de El Hierro. El Hierro es la isla más occidental de Canarias y también una de las más oceánicas. Muy cerca de la costa se alcanzan grandes profundidades, por lo que es relativamente frecuente poder observar especies pelágicas migratorias como los atunes (*Thunnus* sp.). La localización de la RM se determinó por su especial situación geográfica con respecto a las corrientes marinas, por estar al abrigo de los vientos Alisios (dominantes en todo el Archipiélago) y por la variedad y complejidad de los fondos existentes. Este espacio, tenía y tiene un gran potencial de especies, cuantitativa y cualitativamente. En la fecha en que se declaró como RM, se encontraba en buen estado de conservación, por lo que era prioritario proteger la zona para garantizar su permanencia futura y su explotación racional. En ella está permitida la pesca profesional y la recreativa si se cumplen una serie de requisitos; las actividades subacuáticas y las científicas están permitidas siempre que se tramite previamente la correspondiente autorización. Esta RM está gestionada por Secretaría General de Pesca Marítima, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Viceconsejería de Pesca, Consejería de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentación de la Comunidad Autónoma de las Islas Canarias.

c) la RM de la isla de La Palma (Orden Ministerial de 18 de julio de 2001, B.O.E. núm. 185, de 3 de agosto). Tiene una extensión de 3.719,1 Ha en aguas exteriores. Está situada en la costa Suroccidental de la isla de La Palma, entre la Caleta de los Pájaros y la Punta Gruesa. En su parte central tiene una RI, aunque no tiene delimitada ninguna zona de usos restringidos. En la zona ocupada por la RM, los fondos alcanzan profundidades de hasta 1000 m, ya que apenas hay plataforma. Los fondos, de naturaleza volcánica, como en el resto del archipiélago, son abruptos y con numerosas grietas, cuevas y túneles. En RM no se permite la pesca de recreo y la pesca profesional sólo puede practicarse bajo determinadas condiciones. El número de inmersiones y el tránsito de embarcaciones está limitado. Las actividades de carácter científico necesitan autorización previa. La RM está gestionada por Secretaría General de Pesca Marítima, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación.

I.5. Justificación y objetivos

En Canarias, la sobrepesca de los recursos vivos bentónicos en las aguas costeras ha generado el colapso de las poblaciones de los grandes depredadores presentes en este área, principalmente grandes especies de las familias Sparidae y Serranidae (Agilera-Kink *et al.,* 1994). Dentro de este último grupo de especies presentes en el archipiélago canario destaca el abade *Mycteroperca fusca* (Lowe, 1836) cuyas poblaciones en algunas islas se han reducido de forma considerable en los últimos 50 años como consecuencia de la presión pesquera a la que se encuentra sometida la especie. Se ha comprobado que los serránidos de gran tamaño, como son *Epinephelus marginatus* (Lowe, 1834) y *M. fusca* han sido sobrexplotados en todas las islas del archipiélago (Tuya *et al.,* 2005). A pesar de la drástica reducción de sus capturas y de su abundancia, en la actualidad no existen medidas encaminadas a su protección y únicamente está regulada una talla mínima de captura (350 mm).

Este trabajo consiste en la realización de un estudio sobre la biología pesquera y las características ecológicas del abade, *M. fusca* de las Islas Canarias. Concretamente, se pretenden analizar los aspectos más relevantes que nos permitan conocer con detalle las características de su ciclo de vida, así como analizar "in situ" el estado de las poblaciones y los parámetros fundamentales que rigen su dinámica.

El cruce de la información biológica de la especie y la caracterización del hábitat, que se presenta en este estudio podrá servir de base para establecer un plan de protección y conservación de la especie, máxime si se tiene en cuenta que la correcta gestión de un recursos vivo debe realizarse con la más completa información sobre la biología de la especie implicada.

II. LA ESPECIE

II.1. Nomenclatura

II.1.1. Nombre científico

El nombre científico que le corresponde a al abade es *Mycteroperca fusca* (Lowe, 1838).

II.1.2. Sinonimias

Otros nombres científicos que han sido utilizados para esta especie son: *Serranus fuscus,* Loewe, 1838, *Serranus emarginatus*, Valenciennes, 1843 y *Serranus sinmonyi*, Steindachener, 1881.

II.1.3. Nombre común

Los nombres comunes aceptados por la FAO son:

Mero abadejo en español,
Island grouper en inglés y
Mérou d'île en francés.

Los nombres vernaculares que recibe *M. fusca* son:

Abade o abae, y abade capitán para los ejemplares amarillos, en las Islas Canarias,
Badejo en Portugal y
Comb grouper en Azores.

II.2. Posición Taxonómica

A M. fusca le corresponde la siguiente posición taxonómica según Nelson (1984):

SUBFILO Vertebrata
SUPERCLASE Gnathostomata
GRADO Teleostomi
CLASE OSTEICHTHYES
Subclase Actinopterygii
Infraclase Neopterigii
División Halecostomii
Subdivisión Teleostei
Infradivisión Euteleostei
Superorden Acanthopterygii
Orden Percomorphi
Suborden Percoidei
Familia Serranidae
Subfamilia Epinephelinae
Género *Mycteroperca* (Gill, 1862)

II.2.1. Familia Serranidae

Las especies de esta familia se caracterizan por exhibir un opérculo con tres espinas dorsales. Las escamas son generalmente ctenoideas o cicloideas; la línea lateral es continua y completa, aunque está ausente en algunas especies. La aleta ontocaudal no aparece extendida. La aleta dorsal aparece, generalmente, continua con radios duros que varían de 7 a 12 y tres espinas en la aleta anal. La aleta caudal es, generalmente, redondeada, truncada o surcada. La maxila aparece expuesta incluso con la boca cerrada. La aleta pélvica posee un radio duro y un radio blando, además de 7 radios blandos ramificados. Poseen de 24 a 26 vértebras.

La familia Serranidae está formada tres subfamilias Anthiinae, Epinephelinae y Serraninae y por 501 especies (Heemstra y Randall, 1993; Crespo, 2001).

Según Nelson (1984), las especies de esta familia son de ambientes marinos, encontrándose en los mares tropicales y templados, aunque pueden

penetrar en zonas de agua dulce. Excepto en los adultos de algunas especies, el color es característico del mismo. Pero es necesario conocer las variaciones de color intraespecíficas de cada especie, que en algunos casos se pueden deber al estrés o a que habiten a distintas profundidades (Heemstra y Randall, 1993; Crespo, 2001).

II.2.2. Subfamilia Epinephelinae

Esta subfamilia está constituida por 15 géneros: *Aethaloperca* (Fowler, 1904), *Alphestes* (Bloch y Schneider, 1801), *Anyperodon* (Günther, 1859), *Cepnalopholis* (Bloch y Schneider, 1801), *Cromileptes* (Swainson, 1839), *Dermanolepis* (Gill, 1861), *Ephinephelus* (Bloch, 1793), *Gonioplectrus* (Gill, 1862), *Gracila* Randall, 1964 , *Mycteroperca* (Gill, 1862), *Paranthias,* Guichenot,1868, *Plectropomus* Smith, 1964, *Saloptia* Smith, 1964, *Triso* (Randall, Johnson y Lowe, 1989) y *Variola* (Swainson, 1839).

Las especies de esta subfamilia presentan un cuerpo robusto o algo comprimido, oblongo-oval raramente alongado. La boca posee pequeños, afilados y deprimidos dientes en las mandíbulas, vómer y palatinos, aunque *Anyperodon* carece de estos últimos. Los dientes caninos están definidos y presentes en el frontal de la boca en algunas especies. No poseen molares o dientes inciformes. La maxila aparece expuesta cuando la boca está cerrada. La supramaxila está bien desarrollada, aunque puede ser rudimentaria o incluso ausente en *Paranthias*. La aleta dorsal es única y tiene de 7 a 9 espinas y de 10 a 21 radios blandos. La aleta anal tiene 3 espinas, aunque en *Plectropomus* han desapercibido, y de 7 a 13 radios blandos, aunque el último de la aleta dorsal y de la anal usualmente aparece hendidos en la base de éstas, pero siempre se pueden contar como un radios independientes. La aleta caudal posee de 13 a 15 radios blandos ramificados. Las aletas pélvicas tienen 1 espina y 5 radios blandos ramificados. La inserción de la aleta pélvica se produce por debajo o un poco detrás de la base de la aleta pectoral. No aparece proceso escalar axilar en la base de las aletas pélvicas. El preopérculo tiene dientes afilados, aunque en *Chepalopholis* y *Plectropomus* la sierra está

reducida en adultos. El opérculo tiene 3 espinas planas, las superiores e inferiores está cubiertas, frecuentemente, de espinas y escamas. La parte superior del opérculo aparece libre. La membrana branquial está separada, aunque unida por un istmo en la parte delantera. Posee 7 radios ramificados. La fosa olfatoria anterior y posterior que se cierran unidas. Línea lateral es única. Existen pequeñas escamas, no más de 78 series oblicuas desde la parte superior-final a la apertura branquial y hasta la base de la aleta caudal. Las escamas de la línea lateral están separadas y pasan desapercibidas, ya que el cerco es tan pequeño que está prácticamente cubierto por escamas. Las aletas dorsal, anal y caudal presentan escamas suaves. Poseen 10 vértebras precaudales y 14 caudales. La primera aleta dorsal es pterigófora con supernumerario, espinas y sin elementos distales separados. Tienen 2 huesos supraneurales, excepto en *Plectropomus* y *Saloptia*, que solo aparece 1 (Heemstra y Randall, 1993).

La larva posee una segunda aleta dorsal. Las aletas pélvicas son espinosas muy alargadas y aserradas. Posee una gran espina aserrada en el ángulo del preopérculo, y un gran melanóforo en el pedúnculo caudal que migra desde la media línea ventral hasta la posición medio lateral rápidamente en el desarrollo.

II.2.3. Género *Mycteroperca*

El género *Mycteroperca* posee un cuerpo oblongo. La anchura de la cabeza está contenida de 2,7 a 3,6 veces en la longitud estándar. La longitud cefálica está contenida de 2,5 a 3 veces la longitud estándar. La boca es claramente más larga que el diámetro del ojo. El perfil de la cabeza es ligeramente convexo. El área interorbital es convexa. La anchura máxima es mayor que el diámetro ocular en peces de más de 20 cm, que la longitud estándar. La anchura preorbital es menor que el diámetro ocular. El preorbital está contenido de 8 a 13 veces la longitud de la cabeza. El preopérculo está finamente aserrado, pudiendo estar los dientes engrosados en el final o no. El borde superior del opérculo es convexo. La parte posterior de la fosa olfatoria

es igual o claramente mayor que la parte anterior. La parte ventral del borde de la maxila es recto y sin abultamientos, pudiéndose distinguir resaltos o ganchos. La supramaxila está bien desarrollada. La mandíbula inferior es protráctil y aparece enfrentada a la mandíbula superior. Los caninos están bien desarrollados en la parte anterior de las mandíbulas, que presentan dientes en los palatinos. La aleta dorsal tiene 9 espinas y de 15 a 18 radios blandos. La aleta anal presenta 3 espinas y de 10 a 13 radios blandos. Las aletas pectorales son redondeadas, con radios blandos que varían de 15 a 18. Los radios medios más largos. La aleta caudal está truncada de forma clara o marginal. Es cóncava con 8 radios blandos ramificados y de 9 a 12 radios procurrentes en la parte superior y 7 radios blandos ramificados y de 9 a 12 radios procurrentes en la parte inferior. La línea mediolateral del cuerpo posee escamas ctenoideas. Posee dos huesos supraneurales, el segundo de ellos claramente menor que el primero. Las costillas epineurales aparecen en las diez primeras vértebras. El pterigoides no está trisegmentado y soporta los radios de las aletas dorsal y ana. Las crestas craneales están bien desarrolladas. Las crestas frontoparietales son paralelas junto con la supraorbital, que también tiene crestas. Las partes finales anteriores de los frontales son contiguos y se encuentran atravesados por un muro del supraetmoides. La cresta supraoccipital no está incluida en el anterior de los ontofrontales. El interorbital es más ancho que la anchura del interorbital. El paraesfenoides es recto (Heemstra y Randall, 1993).

Se conocen 15 especies del género *Mycteroperca* que se encuentran el las aguas tropicales y subtropicales. En el Pacífico Este, concretamente en las Islas Galápagos y sus alrededores, se encuentra *M. olfax*. En el Pacífico Central este habitan *M. jordani*, *M. prionura*, localizada del Golfo de California a Jalisco, y *M. xenarcha,* distribuida desde la Bahía de San Francisco a Perú, incluyendo las Islas Galápagos. En el Atlántico Oeste se localizan *M. rosacea*, en aguas del Golfo de México; *M. acutirostris*, desde Bermudas hasta el Golfo de México; *M. bonaci,* desde las Islas Bermudas y las costas de Massachussets hasta Brasil; *M. interstitialis*, en el Caribe continental; *M. microlepis,* desde Carolina del Norte a la península del Yucatán, Bermudas, Cuba y Brasil; *M. tigris*, desde las aguas meridionales de Florida y del Golfo de

México a Brasil; *M. venenosa*, desde las Islas Bermudas, del Golfo de México y desde el sur del Caribe a Sao Paulo; *M. cidi* Cervigón, 1966, desde el Caribe a las costas de Venezuela y Jamaica; y *M. phenax* desde el Golfo de México, desde Carolina del Norte hasta Cayo Oeste y a lo largo de la orilla meridional del Mar Caribe. En el Atlántico Este habitan las especies *M. fusca,* localiza en Azores, Madeira, Cabo Verde y Canarias; y *M. rubra*, distribuida desde Portugal hasta Angola meridional (Heemstra y Randall, 1999, 1993, Sadovy, 2007).

Los adultos se encuentran en los arrecifes de coral y en fondos rocosos a una profundidad de entre 12 y 200 m. Los juveniles se encuentran en áreas rocosas superficiales, en fondos con cobertura de algas y en estuarios (Heemstra y Randall, 1993). Los adultos de estas especies se alimentan exclusivamente de peces, mientras que los juveniles comen principalmente invertebrados, fundamentalmente crustáceos, con la excepción de *M. rubra*, *M. acutirostris* y *M. fusca* que se alimentan de macrozooplancton (Heemestra y Randall, 1993).

II.2.4. Especie *Mycteroperca fusca*

La especie *M. fusca* se caracteriza por poseer un cuerpo oval, comprimido, de anchura menor que la longitud cefálica. La anchura está contenida de 3 a 3,3 veces la longitud estándar, en peces que su longitud estándar varíe entre 15 y 51 cm. La longitud cefálica está contenida de 2,6 a 2,9 veces la longitud estándar. El área interorbitaria es convexa. El preopérculo es aserrado y alargado en ángulo, forma un lóbulo redondeado por debajo de una depresión superficial. Tiene narinas sublinguales en juveniles. El diámetro de las posteriores es unas 3 veces mayor que el de las anteriores, en peces mayores de 45 cm de longitud estándar. La maxila está contenida en la longitud estándar de 3,8 a 5 veces. La mandíbula inferior sobresale de la superior. La aleta dorsal posee 11 espinas y de 14 a 16 radios blandos. La membrana que cubre las espinas no está dentada. La extremidad de la parte blanda es redondeada. La aleta anal tiene 13 espinas y de 10 a 12 radios blandos, con extremo distal redondeado. La aleta pectoral tiene de 15 a 17 radios blandos.

La aleta caudal tiene la parte posterior truncada en juveniles, que va hasta cóncava en adultos. Las escamas de la línea lateral varían entre 72 y 78. Las series de escamas laterales van de 96 a 106. En el primer arco branquial aparecen de 20 a 24 branquiespinas inferiores y de 11 a 14 superiores, variando el total de 32-36 branquiespinas.

El modo de reproducción de *M. fusca* es el hermafroditismo, con fecundación externa. No tienen guarderías y las puestas son en aguas abiertas o sobre el sustrato. Es una especie de hábitos carnívoros que se alimenta fundamentalmente de peces e invertebrados (Heemstra y Randall, 1993).

Figura 3. Abade *M. fusca* (Autor: T. Muñoz).

La variación de coloración, hasta este trabajo, se la había relacionado con la adaptación al hábitat La coloración común es achocolatada, con manchas marrones y blancas (Figura 3). También se puede observar patrones de coloración que van desde el blanco con manchas marrones hasta totalmente amarillo (Figura 4). Los colores blancos son propios de hábitats sin algas (blanquizal), los achocolatados con manchas (blancas a amarillentas) representan un camuflaje en fondos con algas, finalmente los colores amarillos vivos corresponden a sustratos muy vegetados y bien conservados (www.pescabase.es).

Figura 4. Abade Capitán *M. fusca* (Autor: T. Muñoz).

II.3. Hábitat y distribución geográfica

La especie *M. fusca* es de carácter subtropical (40º N-10º N). Su hábitat está enmarcado en la región macaronésica (Atlántico Nororiental), pero con seguridad aparece en las islas de Madeira, Azores, Salvajes, Canarias y Cabo Verde (Figura 5). Las menciones a lo largo de la costa Oeste de África y en el Mediterráneo corresponden a *M. rubra* (Heemstra y Randall, 1993).

Figura 5. Distribución geográfica *M. fusca.* (Fuente: Nacional Geographic).

En Canarias vive desde la orilla hasta 150 m de profundidad, en Azores se han observado a profundidades de entre 20 y 30 m. Dos especímenes se encontraron a 50 m en las Islas de Cabo Verde Los juveniles prefieren los charcos intermareales. (Heemestra y Randall, 1993).

En Canarias *M. fusca* vive en sustratos rocosos y rocoso-arenosos, aunque es más frecuente en bajones y acantilados. Se suele ver en solitario y, en ocasiones, varios ejemplares juntos incluso pudiendo formar bancos. En algunas ocasiones se pueden observar cercanos a la costa donde se encuentran cazando alejados del fondo (Brito, 1991).

I.4. Interés Pesquero

M. fusca es capturado, normalmente, en la pesquería comercial, debido al enorme interés comercial por el escaso número que se extraen y a la calidad de su carne (Heemstra y Randall, 1993), como ocurre con otros serránidos de gran tamaño. En Canarias es, junto al mero, uno de los peces más cotizados, pero el abade sigue siendo más abundante que éste, aunque sus capturas han disminuido notablemente. Los métodos de pesca utilizados para su captura incluyen aparejos de anzuelo (liñas), nasas, trasmallos y técnicas deportivas, como curricán de fondo. El nivel de explotación es moderado-alto (Tortonese, 1986; Heemstra y Randall, 1991, 1993; González *et al.,* 1994; Franquet y Brito, 1995; Reiner, 1996; Santos *et al.,* 1997; Brito *et al.,* 2002; González *et al.,* 2004).

Las actividades pesqueras de la flota artesanal de Canarias se han visto influenciadas por factores socioeconómicos, llegando éstas a alcanzar unos niveles de explotación insostenibles para un grupo tan vulnerable como los serránidos (Gobert, 1994; Huntsman *et al.*, 1994; Sadovy, 1994; Chiappone *et al.,* 2000).

En el mercado canario *M. fusca* puede ser sustituido por el abade gitano, *M. rubra* y el Abadejo, *Epinephelus costae*, (Steindachner, 1878), ambos procedentes de caladeros de Mauritania y Senegal. *M. fusca* también puede

ser confundido con el mero (*E. marginatus*), el cual tiene el cuerpo más alto en su parte anterior (al inicio de la aleta dorsal) y la cola redondeada con el borde blanco. En los mercados de Madeira *M. fusca* sigue siendo una especie común.

III. PARÁMETROS BIOLÓGICOS

III.1. Introducción

Las especies de gran tamaño de familia Serranidae son, en general, de gran importancia en los ecosistemas marinos y juegan un papel fundamental desde el punto de vista trófico ya que en muchas ocasiones son los grandes depredadores de los ecosistemas en que se integran. De la mayoría de las especies del género *Mycteroperca* se conocen las principales características de sus ciclos de vida, dado que en sus áreas de distribución poseen un gran interés pesquero (Heemstra y Randall, 1999). Sin embargo, en el caso de *M. fusca,* a pesar de la importancia ecológica y pesquera que tiene en su área de distribución no existe información alguna sobre las características de su ciclo de vida. Esto ha sido consecuencia de que durante muchos años los individuos de *M. fusca* fueron identificados como *M. rubra* hasta que Heemstra y Randall (1991) establecieron que la especie que se localiza en aguas atlánticas de la región macaronésica era *M. fusca*, quedando la distribución de *M. rubra* limitada a lo largo de la costa oeste de África y en las aguas del Mediterráneo (Heemstra y Randall, 1991, 1999).

En aquellas islas en las que la pesca se ha desarrollado de forma intensiva las poblaciones se encuentran en colapso. En relación con esto hay que señalar que en la isla de Gran Canaria está sometida a un intenso esfuerzo pesquero y que el total de capturas de esta especie, en Gran Canaria, han disminuido, aproximadamente, en los últimos cincuenta años un 95%. No se han impuesto limitación en las capturas, solamente una talla mínima de 350 mm (Real Decreto 560 / 1995, de 7 de abril, BOE Nº 84 de 8 de abril).

La ausencia de datos sobre la biología de esta especie es particularmente preocupante si se considera que una correcta gestión del recurso debe estar basada en la más completa información posible con respecto a la biología de la especie involucrada. El objetivo del presente capítulo es establecer las principales características de la biología pesquera del abade en aguas de Canarias, en concreto, los aspectos relacionados con la sexualidad y la reproducción, la edad y el crecimiento y la mortalidad. Esta información es esencial para la correcta gestión de la especie en el área.

III.1.1. La Reproducción

La reproducción es el proceso, en el ciclo de vida de cualquier ser vivo, que permite la perpetuación de la especies (Lorenzo-Nespereira, 1992). Según Gerking (1979), se consideran como reproducción los eventos asociados a la maduración del ovario, la puesta y la viabilidad de los huevos. En las especies sujetas a explotación pesquera se hace necesario el conocimiento de su biología reproductiva, para el correcto manejo de sus pesquerías.

Como consecuencia de la diversidad generada por la gran variedad de ecosistemas acuáticos, los peces muestran un amplio espectro de ciclos de vida que les permite sobrevivir en el conjunto de las condiciones medioambientales que les rodean. Es imprescindible conocer y comprender los componentes básicos del ciclo de vida de la población que se quiere gestionar, además de las interacciones que presenta con otros miembros de la comunidad para poder predecir como puede afectar a una población específica la explotación pesquera.

Dentro de los aspectos ecológicos que tienen una mayor influencia sobre las estrategias de conservación y gestión está conocer la capacidad reproductora de los peces. La reproducción es el proceso, en el ciclo de vida de cualquier ser vivo, que permite asegurar la continuidad de la especie. De ahí, pues, la importancia que el estudio de los aspectos reproductores tiene, en particular, en el campo de la Ecología y, en general, en cualquier área de la Biología.

En el campo de la investigación de las poblaciones sometidas a explotación pesquera resulta indispensable conocer algunas de las cuestiones relacionadas con la reproducción de las especies implicadas para abordar los estudios de dinámica de poblaciones. La información referente a los aspectos reproductores puede incluso constituir, por sí sola, un instrumento básico para organizar y regular la pesca. Por otra parte, conocer los cambios que ocurren en el estado de madurez de los individuos permite saber el estado reproductor en que se encuentra un stock en cualquier momento del año, la talla o edad de madurez sexual, la proporción de individuos del stock que son

reproductivamente activos o maduros, la fecundidad potencial y real de la especie y la naturaleza del ciclo reproductor.

III.1.2. El Crecimiento

El crecimiento se define como un aumento en las dimensiones, habitualmente medidas en talla o en peso, de un organismo con el tiempo (Pereiro, 1992; Guerra-Sierra y Sánchez-Lizaso, 1998).

Los estudios relativos al crecimiento tienen una enorme importancia en la investigación de las poblaciones marinas, pues la estima de edad que de ellos se obtiene es un dato de entrada principal en los modelos de dinámica de gestión pesquera, permitiendo además indagar en el conocimiento de la biología de la especie.

Determinar el crecimiento consiste en estudiar la relación que existe entre la talla o el peso de los peces y su edad. La metodología más frecuentemente utilizada en los peces teleósteos es la interpretación de las marcas presentes en los tejidos calcificados, por lo general en los otolitos (Campana y Neilson, 1985; Morales-Nin, 1992; Devries y Frie, 1996; Morales-Nin *et al*., 1998).

Los ciclos estacionales del crecimiento dan lugar a la formación de anillos en los otolitos. Los métodos de determinación de la edad parten del supuesto de que estos anillos se forman con una frecuencia constante y que la distancia entre anillos consecutivos es proporcional al crecimiento del pez. Las causas exactas de los ciclos de crecimiento estacional no son bien conocidas, aunque se sabe que están relacionados con cambios fisiológicos inducidos por la influencia de factores tales como temperatura, régimen alimentario y ciclo reproductivo (Campana y Neilson, 1985; Morales-Nin, 2000, 2001; Devries y Frie, 1996; Pilling *et al*., 2000).

Los otolitos de los peces son unos cuerpos calcáreos situados en el aparato vestibular (oído interno de los peces teleósteos). En los teleósteos

existen tres pares de otolitos y cada uno de ellas se diferencia en su localización, función, tamaño, forma y ultraestructura. Estos tres pares de otolitos son denominados *lapillus*, *sagitta* y *asteriscus* (Figura 6). La anatomía del aparato vestibular muestra una simetría bilateral. El aparato vestibular está dividido en un saco dorsal (parte superior) y saco ventral (parte inferior), estando los otolitos *lapillus* situados anteriormente en la parte superior y los *sagitta* y *asteriscus* suelen estar situados muy próximos entre sí en la parte inferior. El vestíbulo que contiene los 3 pares de otolitos se denomina utrículo, sáculo y lagena para los otolitos *lapillus*, *sagitta* y *asteriscus* respectivamente. El otolito *sagitta* es el más utilizado, ya que su mayor tamaño lo hace fácilmente manejable (Harkönen, 1986; Panfili, 2002).

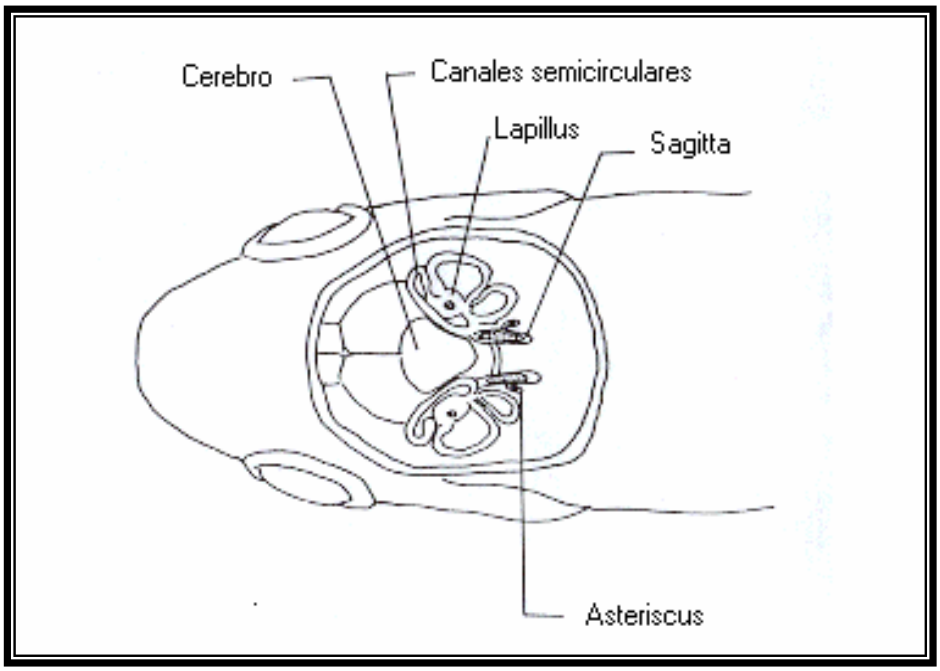


Figura 6. Localización de los otolitos en el aparato vestibular

La función de los otolitos es mantener el equilibrio del pez, actuar como sensor de profundidad y detectar vibraciones tales como las ondas sonoras, interviniendo en la audición (Morales-Nin, 1992; Panfili, 2002).

Los otolitos están compuestos por cristales de carbonato cálcico inorgánico (aragonito) incrustados en una matriz orgánica (una proteína fibrosa conocida con el nombre de otolina). En la embriogénesis se forma un núcleo en torno al cual se depositan sucesivas capas concéntricas de aragonito y

otolina. Las diferencias en las proporciones de ambos constituyentes se traducen en la alternancia de las zonas concéntricas opacas y hialinas. Las zonas opacas se forman durante los períodos de crecimiento rápido, momento en el cual se deposita mayor cantidad proporcional de aragonito sobre la superficie del otolito, proporcionando un apariencia más oscura al anillo. Por el contrario, las zonas hialinas se forman durante los períodos de crecimiento más lento, en las que se deposita relativamente menos aragonito. Cada año se forma un anillo opaco y otro hialino (Morales-Nin, 2000, 2001; Panfili, 2002).

III.1.3. La Mortalidad Natural

La mortalidad es el proceso por el cual desaparecen los individuos de la población. En dinámica de poblaciones en peces la mortalidad natural (M) es uno de los parámetros de los que es más difícil obtener buenas estimaciones. La mortalidad natural es debida a todas las causas posibles de muerte excepto la pesca. La tasa instantánea de mortalidad natural (M) puede estimarse por la desaparición de los individuos de la cohorte a lo largo del tiempo en una población no alterada, comparando las características biológicas y ecológicas de los individuos de la población con las de otras poblaciones cuya tasa instantánea de mortalidad natural se conoce y mediante relaciones empíricas. Las estimaciones directas de M sólo se podrían obtener en poblaciones sin pescar. En la realidad, en poblaciones explotadas, los valores de M tienen que estimarse a partir de los valores de la mortalidad total (Z_Z) menos la mortalidad de la pesca (F_F), entre otros métodos (Beverton y Holt, 1957; Ricker, 1975). Aun cuando la mortalidad natural y la mortalidad por pesca actúan en forma simultánea, está claro que cada una de estas causas de mortalidad actúa en forma independiente. Así, si tomamos períodos de tiempo infinitamente pequeños podremos expresar separadamente los cambios instantáneos que ocurren en el número de peces que mueren por cada una de estas causas de mortalidad. Cushing (1968) sugirió que la magnitud de M era la suma de depredación en el caso de los peces de menor tamaño, pero en cambio, para los depredadores superiores esta mortalidad era debida en una mayor medida a la mortalidad "fisiológica", siempre dependiendo de la posición dentro de la

cadena de trófica que tuviera en pez en cuestión. Además, Ursin (1967) indicó que la mortalidad natural puede tener componentes fisiológicos y ambientales y que las especies pequeñas tienen una tasa más alta de la mortalidad natural que las grandes. La relación entre el tamaño y la mortalidad no es directa, ya que los altos valores de M se correlacionan, generalmente, con tamaño asintótico pequeño. Mientras que los tamaños asintóticos pequeños están correlacionados con altos valores de la tasa de crecimiento k (Pauly, 1980).

III.2. Material y Métodos

III.2.1. Muestreo y Análisis de Muestras

Se analizaron un total de 214 individuos de *M. fusca* entre enero de 2004 y diciembre de 2005. Las muestras fueron recogidas de la pesca comercial artesanal con anzuelo y de la pesca deportiva submarina en las islas de Gran Canaria y de Fuerteventura (Figura 7).

El estudio biológico de las muestras se realizó en el Laboratorio de Recursos Pesqueros del Departamento de Biología de la Universidad de Las Palmas de Gran Canaria (Figura 8). Los análisis fueron efectuados siempre por la misma observadora, tomando los datos en unos estadillos definidos especialmente para esta especie.

Se efectuó inicialmente la identificación de la especie y un examen visual para detectar anomalías, p.e. parásitos, mal estado de conservación, algún tipo de laceración, etc., para proceder después a la eliminación de sustancias anómalas y a la numeración de cada ejemplar manteniendo sucesivamente esta numeración para el registro de los datos.

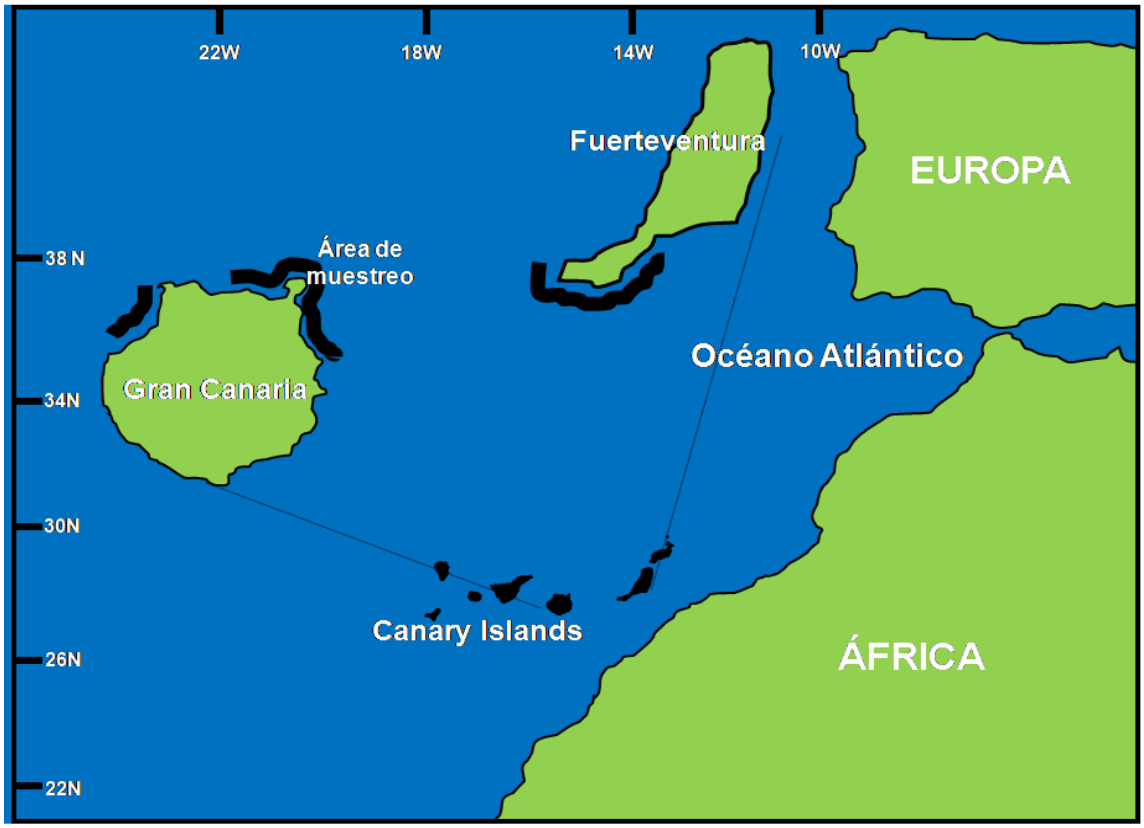


Figura 7. Localización de las zonas de toma de muestras entre enero de 2004 y diciembre de 2005. entre enero de 2004 y diciembre de 2005.

Figura 8. Ejemplares de abades *M. fusca* en un muestreo en el laboratorio de Recursos Pesqueros entre enero de 2004 y diciembre de 2005.

Cada individuo fue fotografiado para crear una base de datos y con el fin de estudiar la variabilidad de coloración y poder determinar si existe algún patrón identificable entre ésta y alguna condición del animal (sexo, estado de madurez, edad, etc.).

En todos los individuos se tomaron las medidas de longitud total (Lt) que se midió desde la parte anterior de la boca cerrada hasta el extremo de la aleta caudal (Figura 9). En concreto se tomó la Longitud Total Máxima, en la cual los lóbulos de la aleta caudal se comprimen (Anderson y Gutreuter, 1983). Estas medidas se realizaron con un ictiometro estándar, con una apreciación de 0,5 mm.

Los pesos en fresco de cada individuo se tomaron con una balanza electrónica. Estos fueron: el peso total del animal (Pt) con una apreciación de 1 g; el peso del hígado del animal o peso hepático (Ph) con una apreciación de 0,01 g; el peso de la estructura gonadal o peso gonadal (Pg) con una apreciación de 0,01 g; y el peso total del animal una vez extraídas las vísceras o peso eviscerado (PEv) con una apreciación de 1 g.

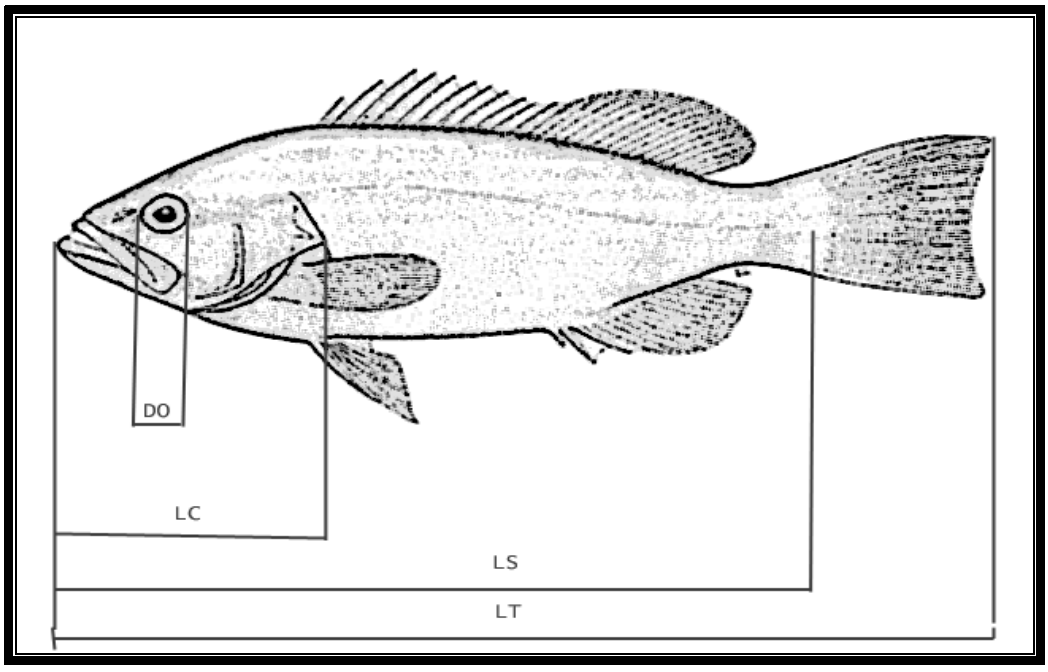


Figura 9. Descripción gráfica de las medidas tomadas en *M. fusca* para el análisis biológico. DO: distancia orbital, Lc: Longitud cefálica, Ls: Longitud estándar, Lt: Longitud total.

Cada ejemplar fue abierto por la línea media abdominal, haciendo una incisión desde el orificio anal hasta la región gular. Seguidamente, con tijeras y pinzas finas, se extrajeron las vísceras, manteniéndolas separadas para pesar las gónadas y el hígado (Figura 10). Las gónadas se guardaron en botes utilizando como conservante formol tamponado al 4%, y se etiquetaron indicando la fecha de muestreo, el número asignado al ejemplar, y la especie a la que pertenece, que fueron utilizadas en el posterior estudio histológico.

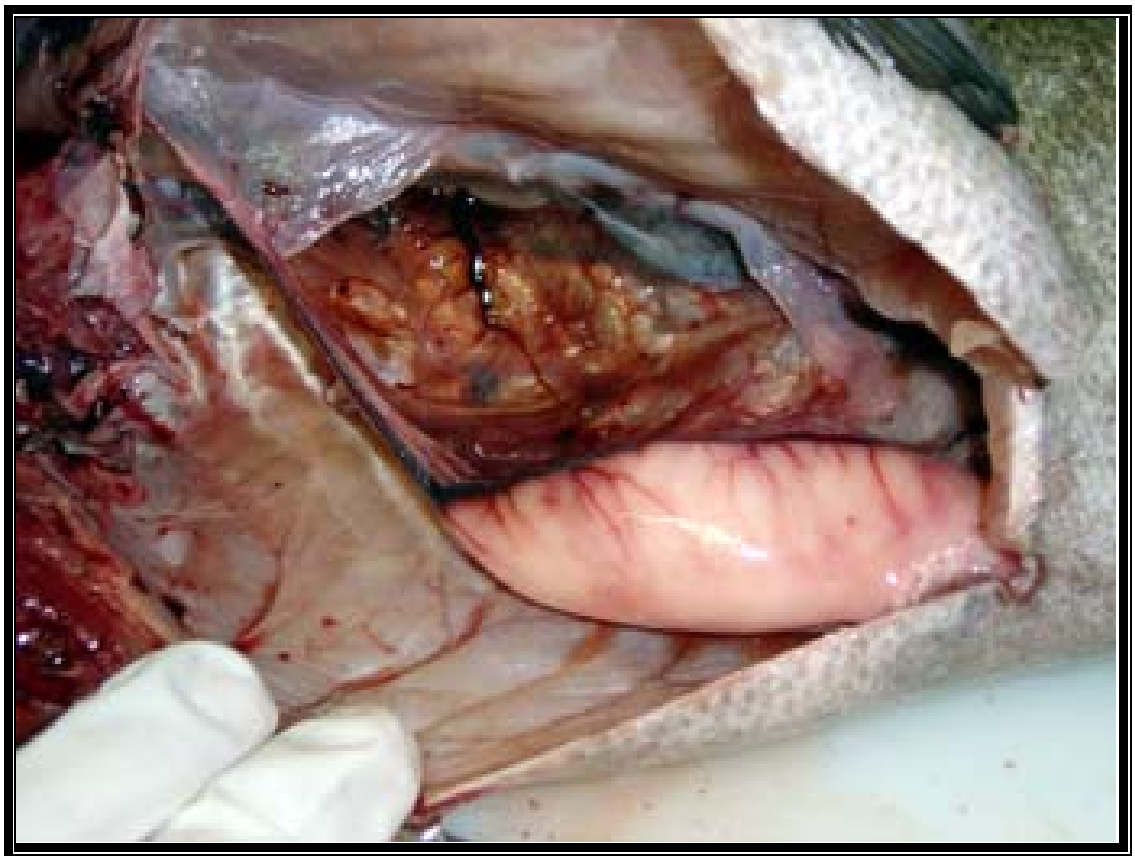


Figura 10. Proceso de eviscerado durante el muestreo de *M. fusca.*

III.2.2. Sexualidad y Reproducción

En cada ejemplar se determinó de forma preliminar el sexo y el estado de madurez sexual (EMS) por inspección macroscópica de las gónadas. Cada individuo se identificó como hembra, macho o transicional de hembra a macho siguiendo la metodología de Sadovy y Shapiro (1987) y Brulé *et al*. (2003a,b).

Las gónadas que habían sido fijadas y preservadas en formol tamponado al 4% se deshidrataron según el protocolo que se muestra en la Tabla 1. Una vez deshidratados se incluyeron en bloques de parafina que tras ser enfriados a -20 ºC fueron seccionados mediante un micrótomo de rotación (Shandon Finesse 325) obteniéndose cortes de 5 µm que se depositaron en un baño de flotación a 45 ºC. Los cortes se mantuvieron durante 1 hora a 100 ºC para eliminar los restos de agua que poseían tras ser recogidos con el portaobjetos del baño de flotación. A continuación se tiñeron con hematoxilina-eosina según el protocolo que se describe en la Tabla 2. Por último los cortes se cubrieron con un cubreobjetos que se fijó al portaobjetos utilizando Eukit como fijador. Las observaciones han sido realizadas utilizando un microscopio (Leitz HM-LUX 3).

Tabla 1. Protocolo empleado en la deshidratación de los tejidos gonadales.

Reactivo	Tiempo
Alcohol al 70%	3 horas
Alcohol al 90 – 96%	2 horas
Alcohol al 90 – 96%	2 horas
Alcohol al 90 – 96%	1 hora
Alcohol al 100%	1 hora
Alcohol al 100%	2 horas
Alcohol al 100%	2 horas
Xilol al 100%	30 minutos
Xilol al 100%	30 minutos
Xilol al 100%	1 hora
Parafina	1 hora
Parafina	7 horas + 2 de vacío

El sexo y el estado de madurez se determinaron a partir de las secciones histológicas. Los animales fueron identificados como hembras, machos o transicionales de hembras a machos siguiendo los criterios establecidos por Sadovy y Shapiro (1987) y Brulé *et al*. (2003a,b). Se usaron los estadíos sexuales propuestos por Brulé *et al.* (1999, 2003a,b) para clasificar a los machos y hembras en: 1. inmaduro, 2. reposo, 3. madurando, 4. puesta y 5. postpuesta. El grado de desarrollo de los ovocitos se establecido siguiendo la escala de seis valores propuesta por Brulé *et al.* (1999, 2003b): I, ovocito primario; II, ovocito inmaduro; III, ovocito en vitelogénesis primaria; IV, ovocito en vitelogénesis secundaria temprana; V, ovocito en vitelogénesis secundaria tardía; VI, ovocito hialino (Tabla 3). El estadío de la espermatogénesis fue

determinado en base a la escala modificada de cuatro valores: espermatogonia, espermatocitos, espermáticas y espermatozoides, propuesta por Brulé *et al.* (2003,b).

Tabla 2. Protocolo empleado para la tinción de los cortes histológicos de 5 µm obtenidos de los tejidos gonadales.

Reactivo	Tiempo
Xilol al 100%	2 minutos
Xilol al 100%	2 minutos
Alcohol al 100%	2 minutos
Alcohol al 100%	2 minutos
Alcohol al 70%	2 minutos
Agua destilada	2 minutos
Agua destilada	2 minutos
Agua destilada	2 minutos
Hematoxilina	15 minutos
Alcohol clorídrico	------
Agua amoniacal	------
Agua corriente	15 minutos
Eosina	4 minutos
Alcohol al 96%	2 minutos
Alcohol al 96%	2 minutos
Alcohol al 100%	2 minutos
Alcohol al 100%	2 minutos
Xilol al 100%	2 minutos
Xilol al 100%	2 minutos
Xilol al 100%	2 minutos

Los criterios siguientes, establecidos por Sadovy y Shapiro (1987), fueron utilizados para identificar la secuencia del hermafroditismo: cavidad central con membrana lineal en los testículos, ovocitos en estado I, II, III, ovocitos atrésicos dentro de los testículos, conductos seminíferos en la pared gonadal masculina, individuos transicionales. Se emplearon los criterios descritos por Shapiro *et al.* (1993) y Brulé *et al.* (2003,b) para distinguir una hembra madura en reposo de una hembra inmadura.

La proporción de sexos (machos:hembras) se analizó a lo largo de todo el periodo de estudio, contabilizando el número de machos y de hembras y calculando la relación entre ambos total y por intervalos de tallas (30 mm). Se aplicó el test de la χ^2 (Chi-cuadrado) para determinar si la proporción entre machos y hembras es significativamente diferente para el conjunto de los animales analizados y por clase de tallas.

Tabla 3. Estados de Madurez Sexual (EMS), descripción de las gónadas en los distintos estados para machos y hembras y descripción de la ovogénesis para el género *Mycteroperca* (Brulé *et al.*, 1999, 2003a,b).

ESTADO MICROSCÓPICO		ESTADO MICROSCÓPICO		
E.M.S.	**Descripción**	**Estado**	**Estado de Ovogénesis**	**Características Histológicas**
1. Inmaduro.	Gónada pequeña y firme, ocupa cerca de la tercera parte de la cavidad abdominal. Sexos no son diferenciables a simple vista. Ovarios son de color claro o transparente. Testículos son de color claro o transparente.	I	Ovocito primario.	Núcleo con gran nucleolo central; los nucleolos se mueven hacia la periferia del núcleo.
2. Reposo.	Gónada firme, ocupa la mitad de la longitud de la cavidad abdominal. Ovarios son rosados, traslúcidos, más o menos simétricos. Ovocitos no son visibles. Testículos son blanquecinos, más o menos simétricos	II	Ovocito inmaduro.	Núcleo con numerosos nucleolos; uno más grande que los otros, en la periferia nuclear.
3. Madurando.	Gónada es gruesa, ocupa dos terceras partes de la longitud de la cavidad abdominal. Ovarios son más o menos cilíndricos de color anaranjado. Ovocitos son visibles a través de la membrana ovárica y dan un aspecto granular. Testículos más o menos romboidales, color blanquecino o crema.	III	Ovocito en primaria vitelogénesis.	Vacuolas dispersas en el citoplasma alrededor de la membrana nuclear y cerca de la periferia celular; fina zona radiata.
4. Puesta.	Gónada gruesa, ocupa dos terceras partes de la longitud de la cavidad abdominal. Los productos sexuales son expulsados por el abdomen del individuo en cuanto se ejerce un poco de presión. Ovarios son de color naranja rosado con vasos sanguíneos superficiales. Óvulos maduros, transparente y de gran tamaño. Visibles a través de la membrana ovárica. Testículos son lechosos y brillantes.	IV	Ovocito en secundaria vitelogénesis temprana.	Gotas de vitelo aparecen alrededor de las vacuolas; citoplasma dividido en dos zonas concéntricas por un anillo de gotas de vitelo ocupando menos del 50% del volumen celular; capa folicular bien formada (granulosa, teca).
		V	Ovocito en secundaria vitelogénesis tardía.	Numerosos glóbulos de vitelo que ocupan mas del 50% del volumen celular; vacuolas usualmente alrededor del núcleo y fusionándose con este; migración del núcleo al polo animal; zona radiata como una continua banda ancha.
		VI	Ovocito hialino.	Ovocito hidratado; el vitelo es una masa homogénea, ligeramente vidriosa; zona radiata fina y no estriada; núcleo no visible.
5. Postpuesta.	Gónada contraída, ocupa la mitad de la longitud de la cavidad abdominal. Las paredes abdominales con aspecto de saco vacío. Ovario está colapsado, flácido y de color rojizo debido a una gran vascularización. Ovocitos aparecen en vías de necrosis, pudiendo quedar algunos residuales. Testículo está oscurecido	Atresia		Folículos postovulatorios y ovocitos atrésicos.

El periodo reproductor se determinó para los dos sexos en base a la proporción relativa de los animales en cada estado sexual y a la evolución mensual del índice gonadosomático (IGS) (Brulé *et al.*, 2003b). El periodo reproductor fue confirmado por el análisis histológico de las gónadas de cada hembra. El IGS se calculó para cada ejemplar, como la relación entre el peso de la gónada (Pg) y el peso total (Pt), según la expresión (Anderson y Gruteuter, 1983):

$$IGS = (\frac{Pg}{Pt}) \times 100$$

Se estimaron las tallas medias de primera madurez (L_{50}), la longitud a la cual el 50% de los individuos están en estados 3, 4 ó 5, y de madurez masiva (L_{95}), longitud a la cual el 95% de los individuos están en los estados 3, 4 o 5 a partir de la ojiva de madurez sexual, que se construyó calculando el porcentaje de individuos maduros (EMS= 3, 4, 5) frente a los inmaduros (EMS= 1, 2) por clase de talla. Los datos se ajustaron según una regresión logística (Crabtree y Bullock, 1998; Brulé *et al.,* 1999, 2003a,b) de forma sigmoidal simétrica mediante un análisis de regresión no lineal iterativo utilizando como método de ajuste el algoritmo de Levenberg-Mardquart (Saila *et al*., 1988), según la expresión matemática:

$$P = (\frac{100}{1 + 2{,}7173^{-B \times (talla - C)}})$$

donde: P es la proporción de individuos maduros en cada uno de los intervalos de talla, talla es la longitud media de la misma para cada intervalo, y B y C son los coeficientes de relación, siendo además este último la talla de la primera madurez.

Siguiendo los criterios dados por Shapiro (1984) y Grimes (1987) se calcularon el rango de tallas y la talla media a la cual tiene lugar el proceso de inversión sexual y el porcentaje de la máxima Lt en la primera madurez. Se utilizó el rango de solapamiento en tallas de los machos y de las hembras divido por la longitud del ejemplar más grande muestreado para analizar la variación en talla durante la inversión sexual (Shapiro, 1987).

La estrategia reproductiva (iteroparidad frente semelparidad) se determinó en base a la presencia de uno de los siguientes esquemas de desarrollo de los ovocitos:

A) Desarrollo sincrónico. Los ovocitos presentan el mismo estado de desarrollo y los ovarios contienen ovocitos en un único estado, creciendo sincrónicamente siendo indicativo de semelparidad.

B) Desarrollo asincrónico. Hay ovocitos en más de un estado de desarrollo,

B.1.) Los ovarios contienen ovocitos en dos estados, unos que se crecen sincrónicamente y otros que se encuentran en reposo. Esto es característico de especies iteróparas que frezan mediante un único pulso de puesta;

B2) Los ovarios contienen ovocitos en todos los estados de desarrollo, siendo característico de especies iteróparas que frezan mediante varios pulsos de puesta durante el curso de un periodo reproductor prolongado (reproductores parciales o heterocronos).

Los cambios en patrones de coloración dependientes del sexo y la maduración fueron examinados con un análisis de correspondencia múltiple. Fueron registrados los patrones de coloración de las aletas pectoral, anales, dorsales, y caudales, del área ventral y del cuerpo al completo.

III.2.3. El Crecimiento

La relación entre la longitud total y el peso total se calculó para machos, hembras y todos los individuos conjuntamente según el modelo siguiente (Ricker, 1973; Anderson y Neumann, 1996):

$$Pt = a \times Lt^{b}$$

donde: *a* y *b* son los coeficientes de la relación entre el peso total (Pt) y la longitud total (Lt). Para determinar estos coeficientes se aplicó una regresión no lineal iterativa.

La edad de los individuos se determinó por recuento de los anillos de crecimiento anuales observables en los otolitos. Cada anillo de crecimiento anual esta formado por un anillo de crecimiento rápido y otro de crecimiento lento. Sólo fueron considerados como anillos anuales verdaderos aquellos que eran visibles alrededor de una parte sustancial del otolito.

Para realizar las lecturas, se empleó una lupa binocular OLIMPUS SZ60 (10X). Los otolitos fueron leídos con luz reflejada con su parte cóncava hacia arriba. Al emplear este tipo de iluminación, las bandas opacas se observan más claras que el resto del otolito, y las hialinas más oscuras. Los otolitos fueron quemados (500 ºC, 3 minutos) para tratar de aumentar el contraste entre los anillos de crecimiento. Como líquido aclarante para facilitar las lecturas, se empleó el agua tomando la precaución de no dejar las piezas sumergidas en agua durante mucho tiempo, pues se dejan de visualizar los anillos y las lecturas pueden resultar erróneas.. Se midió el radio del otolito (distancia desde el centro del otolito hasta el borde, Rc), y el incremento marginal (distancia desde el borde de la última zona opaca hasta el borde del otolito, MI).

De cada par de otolitos, un mismo observador, realizó dos lecturas empleando ambas piezas de forma simultánea. Para evitar la subjetividad y conseguir que las lecturas fueran independientes, se espaciaron tres semanas en el tiempo y sin conocer ningún detalle sobre el pez. Los datos obtenidos de cada una de las lecturas se anotaron en estadillos independientes, siguiendo la nomenclatura propuesta por Morales-Nin (1987).

Para determinar el método más adecuado de lectura, otolitos enteros o secciones, se analizó una submuestra de 40 individuos de tallas comprendidas entre 400 y 720 mm, interpretando los anillos de crecimiento sobre los otolitos enteros y sobre las secciones. Las estimaciones de edad realizadas sobre los otolitos enteros y sobre las secciones fueron comparadas utilizando el gráfico

de errores de edad (*age-biased plot*) y mediante un análisis apareado de t-test (*paired t-test*) (Campana *et al.,* 1995; Campana, 2001).

Del total de otolitos leídos, sólo se consideraron para realizar los cálculos aquellos que, habiéndose contabilizado anillos de crecimiento, las dos lecturas habían resultado coincidentes. En los casos en los que las lecturas diferían o no mostraron zonas de crecimiento reconocibles, se desecharon y se consideraron como ilegibles. Bajo la consideración de esos criterios, se calcularon el coeficiente de variación (CV) (Chang, 1982) y el índice del porcentaje medio de error (IAPE) (Beamish y Fournier, 1981), que son índices de la precisión en la determinación de la edad.

El CV se estima según la ecuación siguiente (Chang, 1982):

$$CV = \frac{1}{N}\sum_{i=1}^{N}\left[\frac{\sqrt{\sum_{i=1}^{R}\frac{(X_{ij}-X_j)^2}{R-1}}}{X_j}\right]\times 100$$

siendo: *N* el número de otolitos leídos, *R* el número de lecturas realizadas en cada uno, X_{ij} la determinación i para el pez j, y X_j la edad asignada al pez j.

El IAPE se caracteriza por ser dependiente de la edad y se expresa de la siguiente manera (Beamish y Fournier, 1981):

$$IAPE = \frac{1}{N}\sum_{j=1}^{N}\left[\frac{1}{R}\sum_{i=1}^{R}\frac{\left|X_{ij}-X_j\right|}{X_j}\right]\times 100$$

siendo: *N* el número de otolitos leídos, *R* el número de lecturas realizadas en cada uno, X_{ij} la determinación i para el pez j, y X_j la edad asignada al pez j.

Una vez establecida la edad de cada individuo, para validar el método de determinación, es decir, verificar si cada par de anillos correspondía a un período anual tal y como se había considerado, se analizó la variación en la apariencia del borde del otolito (Morales-Nin, 1987). El anillo más externo se

considero opaco o hialino solo cuando la totalidad del borde del otolito mostró esta característica.

La edad por sí sola no constituye información suficiente para poder estimar el crecimiento (Morales-Nin, 1987), por lo que habiéndose establecido la edad de cada ejemplar y demostrado la validez del método, a continuación se clasificó cada pez en su grupo o clase de edad correspondiente, Para ello, se asignó arbitrariamente como fecha de nacimiento el 1 de julio, que corresponde a la época central de freza, y se consideró la fecha de captura y los períodos de formación de los anillos de crecimiento (ICSEAF, 1983, 1986; Morales-Nin, 1987). Bajo estas consideraciones, los otolitos de peces capturados antes del 1 de julio (entre el 1 de enero y el 30 de junio) se atribuyeron a un grupo de edad igual al número de bandas hialinas anuales rodeadas por una zona opaca; mientras que los capturados después del 1 de julio (entre el 1 de julio y el 31 de diciembre) se asignaron a un grupo de edad igual al número de bandas hialinas contabilizadas. La diferencia entre la fecha de captura y la fecha de nacimiento fue utilizada para estimar la fracción de edad que le corresponde (Gordoa y Molí, 1997). Esta fracción de edad fue añadida al número de *annuli* observado en la lectura para evitar errores en las estimas de crecimiento potenciales asociados a la diferencia en las fechas de captura de los ejemplares analizados.

Se determinó la ecuación de crecimiento que mejor describiese la relación entre la talla y la edad, empleando par ello los siguientes tres modelos matemáticos: la ecuación de crecimiento en longitud de tres parámetros de von Bertalanffy (Ricker, 1973):

$$L_t = L_\infty \times (1 - e^{-k/(t-t_0)})$$

el modelo de cuatro parámetros de Schnute (Schnute, 1981):

$$L_t = \left[y_1^b + (y_2^b - y_1^b) \times \left(\frac{1 - e^{a(t-A_1)}}{1 - e^{-a(A_2-A_1)}} \right) \right]^{\frac{1}{b}}$$

y la ecuación de crecimiento estacional de von Bertalanffy (Pitcher y Macdonald, 1973):

$$L_t = L_\infty (1 - e^{-k(t-t_0)-(\frac{Ck}{2\pi}\sin(2\pi(t-t_S)))})$$

,donde: L_t es la longitud del pez a la edad t; L_∞ es la longitud asintótica; k es la constante de crecimiento; y t_0 es la edad que tendría el pez a la longitud 0; A_1 es la menor edad, A_2 es la mayor edad; y_1 es la longitud media estimada del pez de edad A_1; y_2 es la longitud media estimada del pez de edad A_2; C es la amplitud de la fluctuación en el crecimiento estacional; t_s es el punto de crecimiento mínimo.

La estimación de los parámetros se realizó mediante un análisis de regresión no lineal iterativo, utilizando el algoritmo de Levenberg-Mardquart.

Para comparar los parámetros de crecimiento de machos y hembras se utilizó el test T^2 de Hotelling (Bernard, 1981). Es una versión multidimensional de la versión del test de t-Student:

$$t = \frac{\bar{x}_1 - \bar{x}_2}{s_p}\sqrt{\frac{N_1 \times N_2}{N_1 + N_2}}$$

donde: X_1 y X_2 son las medias estimadas; s_p es la raíz cuadrada; N_1 y N_2 son el número de individuos en los dos grupos.

El valor estimado del test T^2 es utilizado para contrastar la hipótesis H_0: $P_1 = P_2$ frente a la hipótesis alternativa H_A: $P_1 \neq P_2$. El valor tabulado que es utilizado para contrastar la significancia de T^2 es:

$$T_0^2 = \frac{3(N_1 - N_2 - 2)}{N_1 + N_2 - 4} \text{ para una } F_{;0,05,\ 3,\ N1+N2-4.}$$

Los datos de temperatura proporcionados por la estación de recepción de satélite SESAP (Gran Canaria) fueron utilizados para relacionar la formación de los anillos de crecimiento con la temperatura del agua.

III.2.4. La Mortalidad Natural

La tasa instantánea de mortalidad (M) fue estimada utilizando la ecuación de Beverton y Holt (1959):

$$M = \frac{5}{T_{\max}}$$

Tanaka (1960):

$$M = \frac{3}{T_{\max}}$$

Taylor (1960):

$$M = \frac{2{,}996}{A_{0{,}95}}$$

Rikhter y Efanov (1976):

$$M = \left(\frac{1{,}521}{Tm_{50}^{0{,}72}}\right) - 0{,}155$$

Pauly (1980) :

$$\log_{10} M = 0{,}0066 - 0{,}2790 \log_{10} L_{\infty} + 0{,}6453 \log_{10} k + 0{,}4634 \log_{10} T$$

y Hoenig (1983) :.

$$M = 1{,}46 - 1{,}01 \log T_{\max}$$

donde: T_{max} es la edad del animal más viejo analizado; Tm_{50} es la edad a la que el 50% de los individuos de la población son sexualmente maduros; $L\infty$ y k los parámetros de la ecuación de crecimiento en longitud de von Bertalanffy y T la temperatura media del agua de mar.

Para delimitar el rango de valores de M en que se encuentra el valor real de la tasa, se estimo la longevidad para cada valor de M estimado empleando el método de Alagaraja (1984):

$$M = \frac{4{,}605}{T_e}$$

donde: *Te* es la edad a la que habrían muerto el 99% de los individuos de una cohorte no sometida a explotación.

III.2.3. Resultados

III.3.1. La Reproducción

Las gónadas del abade (*M. fusca)* tienen aspecto saquiforme y se encuentran unidas a lo largo de toda su superficie, por tejido conectivo a la pared dorsal abdominal (Figuras 11 y 12). Las gónadas, tanto en el caso del ovario como del testículo, presentan dos lóbulos unidos entre si por la parte terminal, formando los conductos gonadales (espermiductos en los machos y oviductos en las hembras).

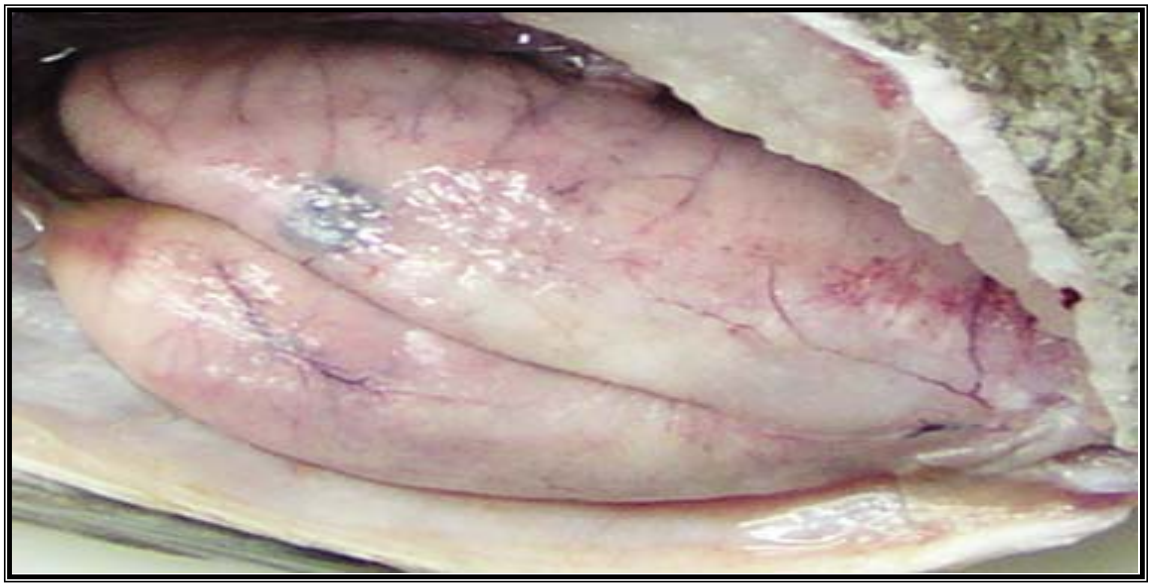


Figura 11. Testículo de un macho de 581 mm de Lt de abade *M. fusca de las* Islas Canarias capturado en marzo de 2005.

Figura 12. Ovario de una hembra de 555 mm de Lt de abade *M. fusca* de las Islas Canarias capturada en marzo de 2005.

Las gónadas femeninas tienen una estructura en forma de lamelas (lamelas ováricas), dentro de las cuales maduran las células gaméticas, quedando un lumen vacío que será el camino por el que en la freza saldrán los ovocitos maduros (Figura 14).

La proporción de los estados sexuales variaron según la estación (Figura 13). Las hembras en maduración se observaron entre febrero y octubre. Las hembras maduras fueron observadas entre abril y octubre, y hembras en postpuesta, con atresia masiva, fueron observadas, principalmente, entre julio y noviembre. Los ovocitos atrésicos también fueron encontrados en ovarios maduros y en hembras en puestas (Figura 14).

A partir del estudio histológico de las gónadas y comparando sus estados de maduración sexual con el grado de maduración de los ovocitos, se pudo determinar una relación entre ambos estados determinado macroscópicamente y microscópicamente (Tabla 4).

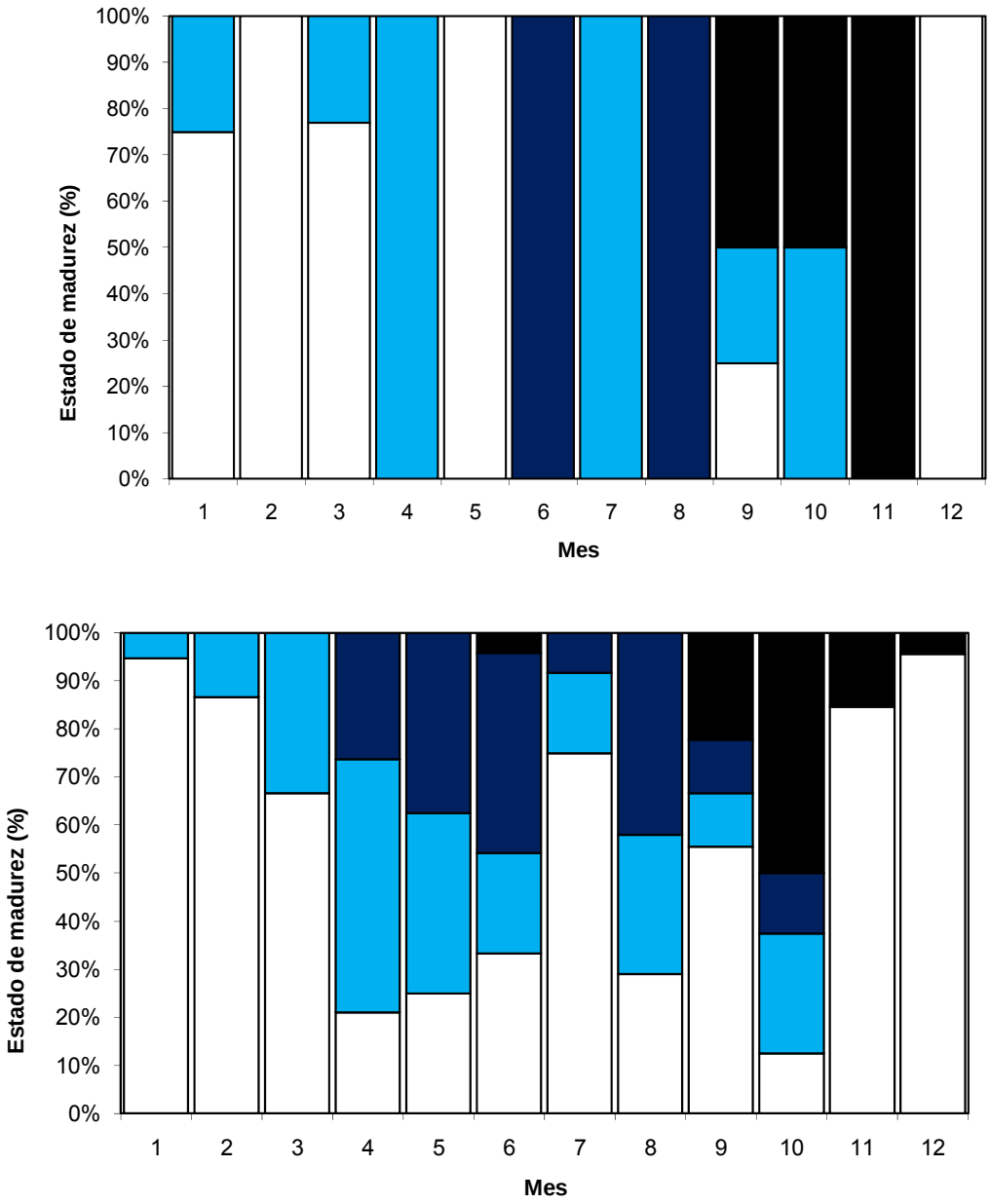


Figura 13. Variación mensual de los porcentajes de los estados de madurez sexual del abade *M. fusca* de las Islas Canarias entre enero de 2004 y diciembre de 2005. Todos los valores fueron agrupados en un solo año para mostrar mejor la variación. □ Reposo; ■ Maduración; ■ Puesta; ■ Postpuesta.

Tabla 4. Estado de Madurez Sexual (E.M.S.) y su correspondencia en el desarrollo de los ovocitos para las hembras de *M. fusca*.

E.M.S./Ovogénesis	Descripción Histológica
1. Inmaduro - Ovocitos primarios	Los ovocitos primarios se caracterizaron por presentar una alta relación entre el núcleo y el citoplasma, un tamaño pequeño y un citoplasma ligeramente basófilo. El núcleo localizado en posición central posee un gran nucleolo y otros muchos más pequeños. El tamaño osciló entre 50 y 100 µm.
2. Reposo - Ovocitos inmaduros	Los ovocitos inmaduros poseen formas más ovoides con un desarrollo nuclear que se caracteriza por una proliferación de nucleolos en la región periférica, por presentar una apariencia granular y por el aplastamiento de los nucleolos contra la membrana nuclear. El tamaño de los ovocitos inmaduros osciló entre 100 y 150 µm.
3. Maduración - Ovocitos en vitelogénesis primaria	Los ovocitos en vitelogénesis primaria mostraron que la relación citoplasma/núcleoplasma aumentó considerablemente por incremento del volumen del primero como consecuencia de la incorporación de vitelo. Se observan los primeros signos de reservas vitelinas, formándose en el citoplasma celular vacuolas distribuidas cerca de la periferia de la célula. El citoplasma presentó una ligera afinidad basófila, que contrasta con un núcleo fuertemente basófilo. El diámetro celular osciló entre las 150 y 200 µm.
- Ovocitos en vitelogénesis secundaria temprana	Los ovocitos en vitelogénesis secundaria temprana mostraron en el citoplasma los primeros gránulos eosinófilos alrededor de las vacuolas, mientras que las vacuolas aumentaron de tamaño, quedando el citoplasma dividido en dos zonas concéntricas por un anillo vesículas de vitelo que ocupan menos del 50% del citoplasma celular. La envoltura folicular se encontró bien formada. El tamaño del ovocito en este estado de desarrollo era de 250 µm.
- Ovocitos en vitelogénesis secundaria tardía	Los ovocitos en vitelogénesis secundaria tardía mostraron numerosos glóbulos de vitelo llenando más del 50% del volumen celular con una migración completa del material basófilo del citoplasma hacia la periferia de este, observándose una envuelta característica denominada zona radiata. Las vacuolas aumentaron de tamaño hasta fusionarse (coalescencia). En este estado de desarrollo los ovocitos presentaban un diámetro de 350 µm.
4. Puesta -Freza -Ovocitos hialinos	En una etapa más evolucionada los ovocitos se caracterizaron por la desaparición del núcleo al romperse la membrana nuclear, fusionándose éste con el material citoplasmático. Los gránulos de vitelo aumentaron en número y tamaño, ocupando gran parte de la superficie del ovocito. El tamaño osciló entre las 400 y 500 µm. Al final de esta etapa los ovocitos se caracterizaron por la rotura de los gránulos de vitelo y la adopción del citoplasma de un aspecto homogéneo de carácter eosinófilo. El diámetro ovocito hialino fue de 500 µm.
5. Postpuesta	Presencia de ovocitos atrésicos y ovocitos vitelogénicos remanentes.

Los machos en maduración fueron observados entre enero y octubre, los machos maduros presentaron pequeñas espermátidas visibles, redondeadas con núcleo basófilo durante los meses de junio a agosto y los machos en postpuesta fueron observados entre septiembre y diciembre. Los machos en maduración se caracterizaron por la abundancia de espermatogonias que presentaban un gran núcleo basófilo (Figura 16).

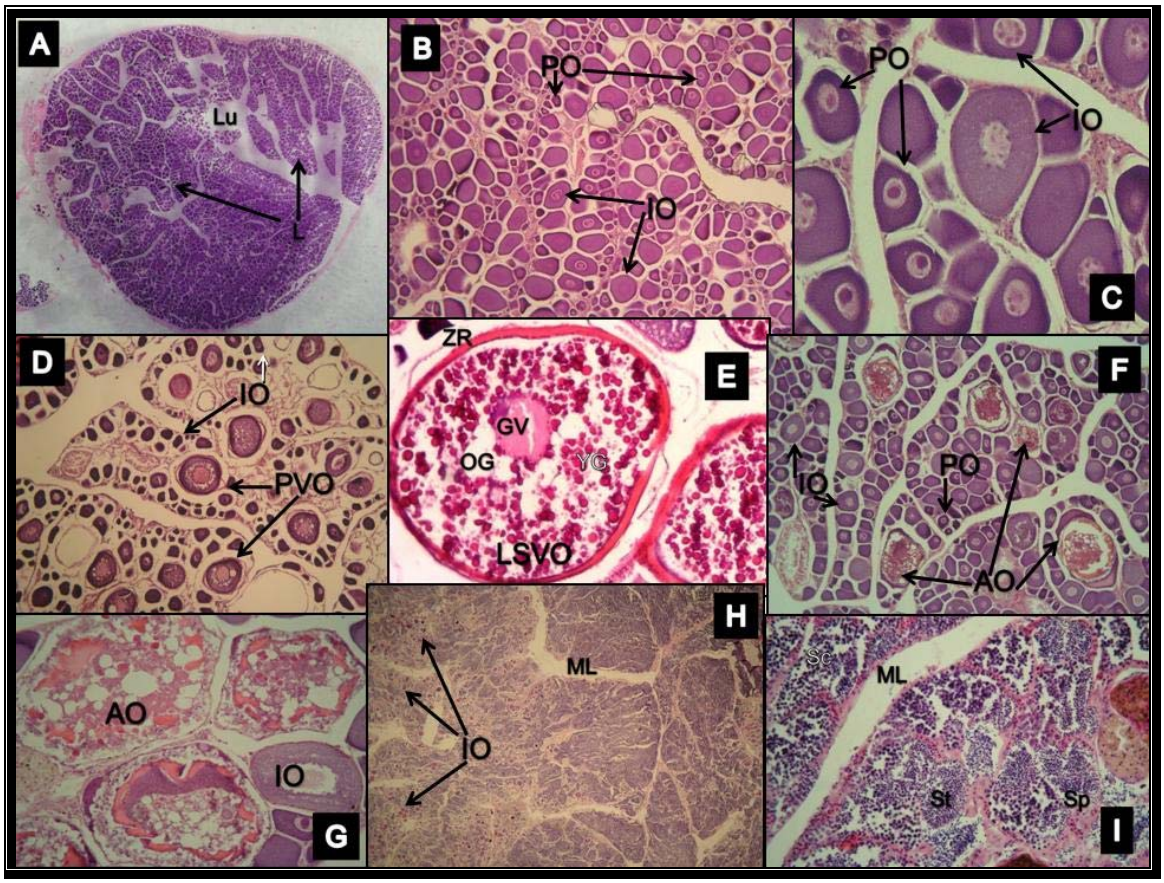


Figura 14. Sección transversal de un ovario en reposo de *M. fusca*: (A) estructura ovárica caracterizada por un lúmen central y lamelas; (B) ovocitos primarios caracterizados por un núcleo con un gran nucleolo, ovocitos inmaduros caracterizados por múltiples nucleolos hacia la periferia del núcleo (40X); y (C) ampliación donde se pueden observar ovocitos primarios e inmaduros (100X); (D) Sección transversal de un ovario en maduración de *M. fusca* donde se pueden observar ovocitos primarios, inmaduros y en vitelogénesis primaria, caracterizados por vacuolas dispersas en el citoplasma alrededor del núcleo. (E) Sección transversal de un ovario en maduración y en puesta de *M. fusca* donde se pueden observar ovocitos en vitelogénesis secundaria tardía, con glóbulos de vitelo bien definidos en el citoplasma y numerosos nucleolos pequeños, situados a lo largo de la periferia del núcleo, y la zona radiata (100X). Sección transversal de un ovario en postpuesta de *M. fusca* donde se pueden observar: (F) ovocitos primarios, inmaduros y atrésicos en vitelogénesis (40X) y (G) ampliación de ovocitos inmaduros y ovocitos vitelogénicos en atresia masiva (100X). (H) Sección transversal de un testículo de *M. fusca* donde se pueden observar ovocitos primarios y cavidades centrales limitadas por una membrana (40X). (I) Sección transversal de un testículo de *M. fusca* donde se pueden observar espermátidas, espermatocitos y espermatozoos (x100). Lu: Lumen, L: lamelas, PO: ovocitos primarios, IO: ovocitos inmaduros, PVO: ovocitos en vitelogénesis primaria, LSVO: ovocitos en vitelogénesis secundaria tardía, GV: vesícula germinal, OG: glóbulos de grasa, YG: glóbulos de vitelo, ZR: zona radiata. AO: ovocitos atrésicos. ML: cavidad central limitada por una membrana, Sc: espermatocitos; St: espermatogonias; Sp: espermatozoides.

En todos los machos analizados histológicamente (n=37) se observó una cavidad central limitada por una membrana, vestigio del lúmen ovárico, que no es utilizada para conducir el esperma y en alguno de ellos (n=8) se observó que presentaban conductos seminíferos en la cápsula gonadal. Se

constató la presencia de ovocitos inmaduros (IO) y ovocitos atrésicos (OA) en el tejido testicular. La estructura ovárica se caracterizó por presentar un lúmen central del que parten lamelas ováricas (Figura 16).

De los 214 individuos muestreados histológicamente, 37 (17,3%) fueron machos y 177 (82,7%) hembras, siendo la proporción de sexos total 1:4,78, variando significativamente de 1:1 (Pearson χ^2=95,58 > $\chi_{t21,0,05}$=3,84, P<0,0001). No se observaron individuos histológicamente transicionales.

La talla de los peces varió entre 229 y 745 mm de longitud total. Los machos se distribuyeron entre 384 y 745 mm de longitud total (Figura 15). Las hembras se distribuyeron entre 229 y 725 mm de longitud total. Los machos sólo fueron observados en las clases de tallas superiores (Figura 16), se obtuvieron diferencias significativas en la longitud total media entre hembras (442 mm) y machos (555 mm) (t-test, t=5,539> $t_{0,05,\ 212}$=1,96, P<0,0001). El rango de tallas de los machos y de las hembras analizado difiere de forma significativa (Kolmogorov-Smirnov non-parametric test Z=-5,34, P<0,0001).

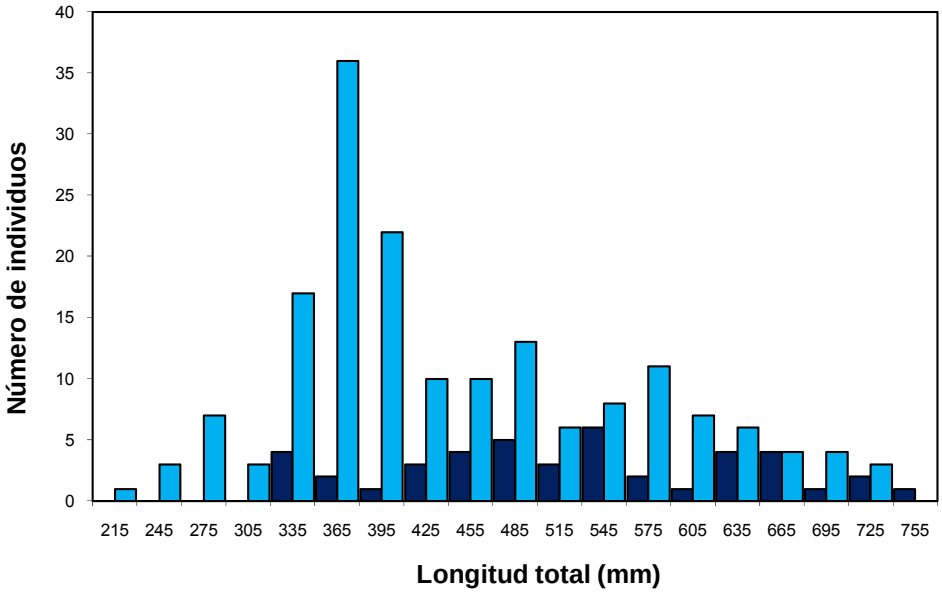


Figura 15. Distribución observada de frecuencia de tallas en número de individuos y en porcentaje para los machos ■ y las hembras ■ de *M. fusca* de las Islas Canarias entre enero de 2004 y diciembre de 2005.

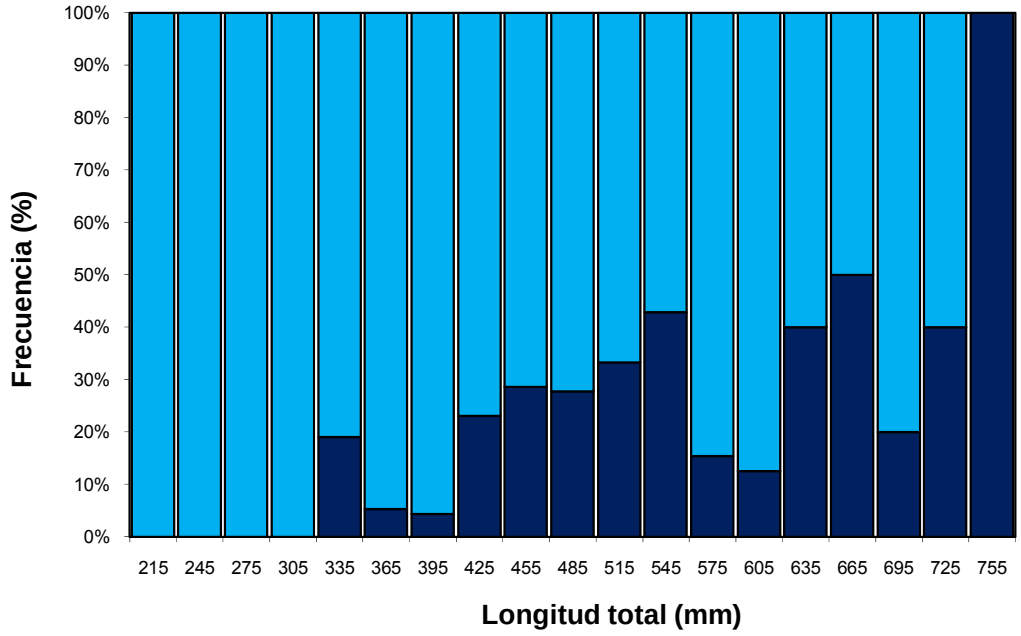


Figura 16. Distribución observada de frecuencia de tallas en número de individuos y en porcentaje para los machos y las hembras de *M. fusca* de las Islas Canarias entre enero de 2004 y diciembre de 2005.

El valor medio del IGS inicia su aumento en febrero (0,21%) alcanzando el máximo en junio (5,01%), siguiendo después una tendencia decreciente. Los machos muestran un patrón semejante, pero con un valor medio máximo en junio de 8,39%. Los valores individuales de IGS más altos se alcanzaron para los machos (12,49%) y hembras (13,72%) durante el mes de junio (Figura 17).

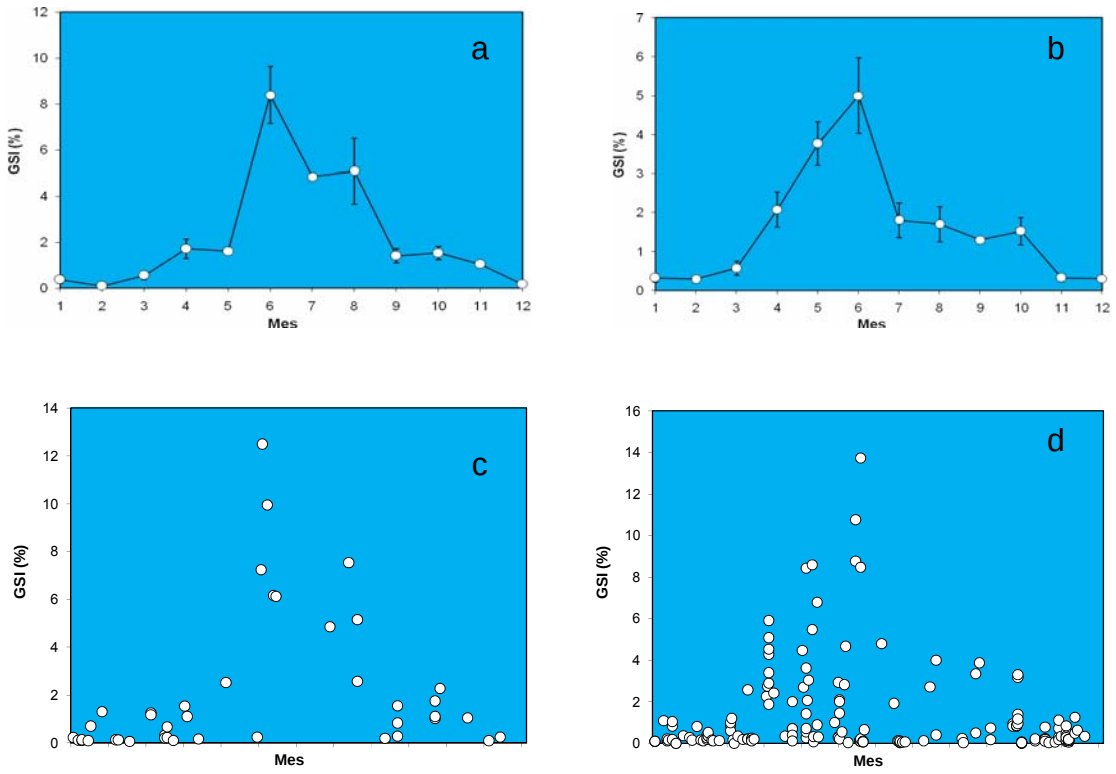
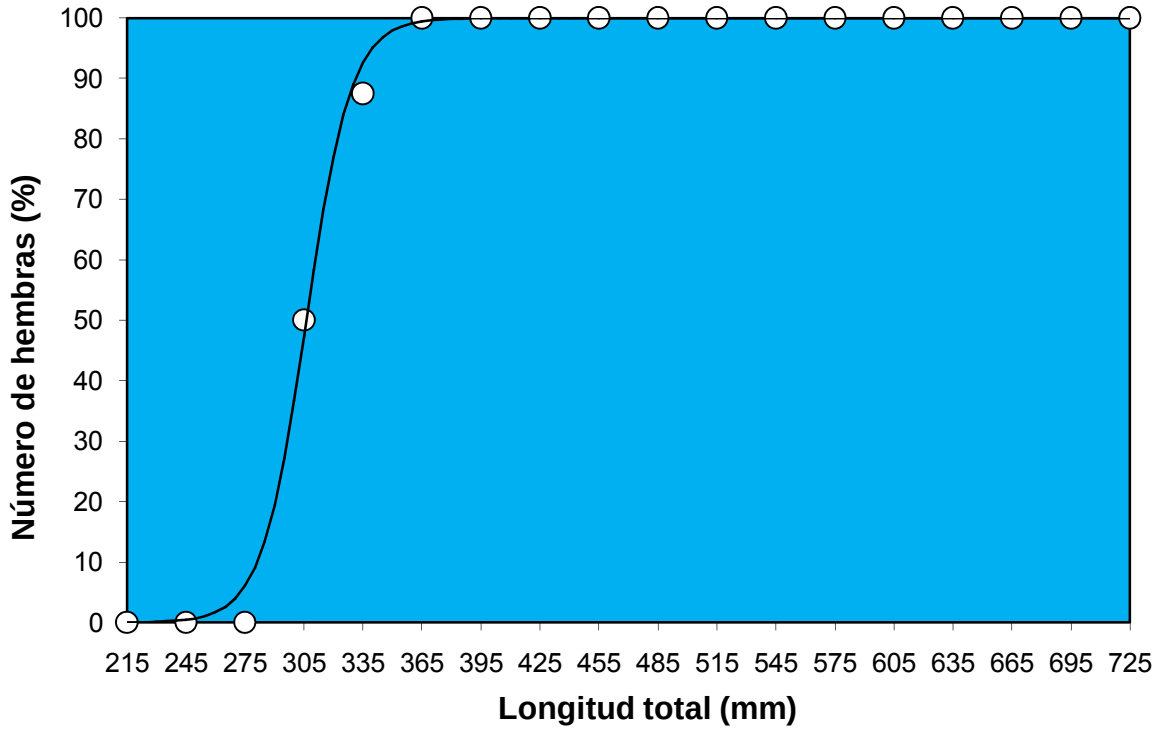


Figura 17. Índice gonadosomático medio (± S.D.) e indice gonadosomático individual para los machos (a, c) y las hembras (b, d) de *M. fusca* de las Islas Canarias entre enero de 2004 y diciembre de 2005. Todos los valores calculados del índice fueron agrupados en un solo año para mostrar mejor la variación anual.

La LT a la cual el 50% de las hembras fueron sexualmente maduras (L_{50}) fue 336 mm. Todas las hembras de tallas superiores a 415 mm se consideraron maduras (Figura 18). La hembra madura de talla más pequeña fue de LT_{min}=325 mm y la hembra madura de mayor talla alcanzó los LT_{max}=725 mm. El porcentaje de talla máxima a la primera madurez para las hembras fue de 44,8%. La talla a la cual el 50% de las hembras se han transformado en machos fue de 696 mm (Figura 18). El rango de tallas en los que tiene lugar el proceso de inversión sexual fue de 384 a 725 mm, y la talla media a la inversión sexual fue 521 mm. El rango de solapamiento entre las tallas de los machos y de las hembras fue 54% de la talla máxima observada para la especie.



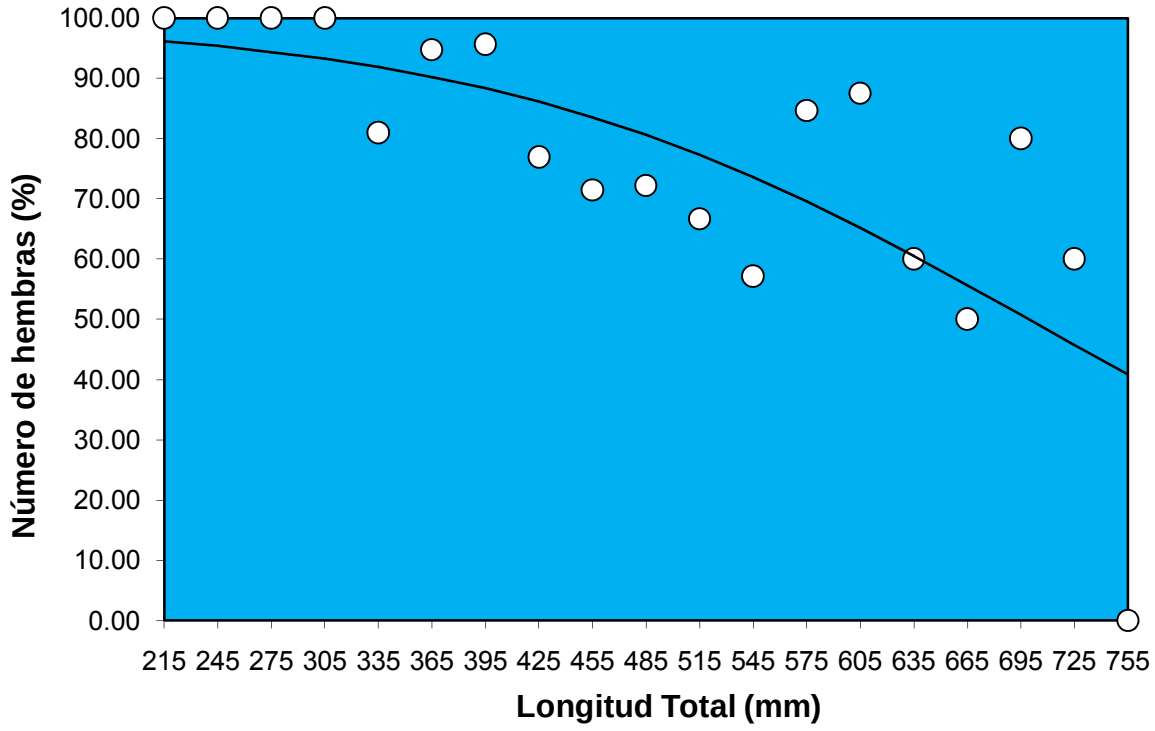


Figura 18. Porcentaje de hembras maduras y ojiva de madurez (a), y porcentaje de hembras en función de la longitud total y su ojiva de la proporción de hembras en cada clase de tallas (b) para *M. fusca* de las Islas Canarias entre enero de 2004 y diciembre de 2005. L_{50} señala la talla a la cual el 50% de las hembras son maduras y P_{50} la talla a la cual el 50 % de las hembras han invertido a macho.

Se observaron ocho patrones de coloración distintos. La presencia de pigmentación amarilla se asoció a las hembras (Figura 19a). Todos los machos presentaron una coloración del cuerpo marrón homogénea con aletas pectoral y dorsal oscuras. Estos machos se encontraron sexualmente activos o en estado de reposo (Figura 19b). La coloración de cuerpo marrón con puntos oscuros y aleta pectoral oscura fue observada en 20,9% de las hembras (94,6% en estado de reposo). Todas las otras hembras presentaron una pigmentación amarilla (Figura 20). Las hembras inmaduras mostraron una coloración del cuerpo marrón con notables puntos ligeramente oscuros, con o sin pigmentación amarilla en las aletas pectorales. Las hembras con la zona ventral-anal amarilla o con el cuerpo uniformemente amarilla se asociaron a las etapas de maduración y puesta. La coloración corporal marrón con pigmentación amarilla en la zona de la aleta pectoral y/o dorsal se observó como característica de la etapa de postpuesta y de maduración inicial.

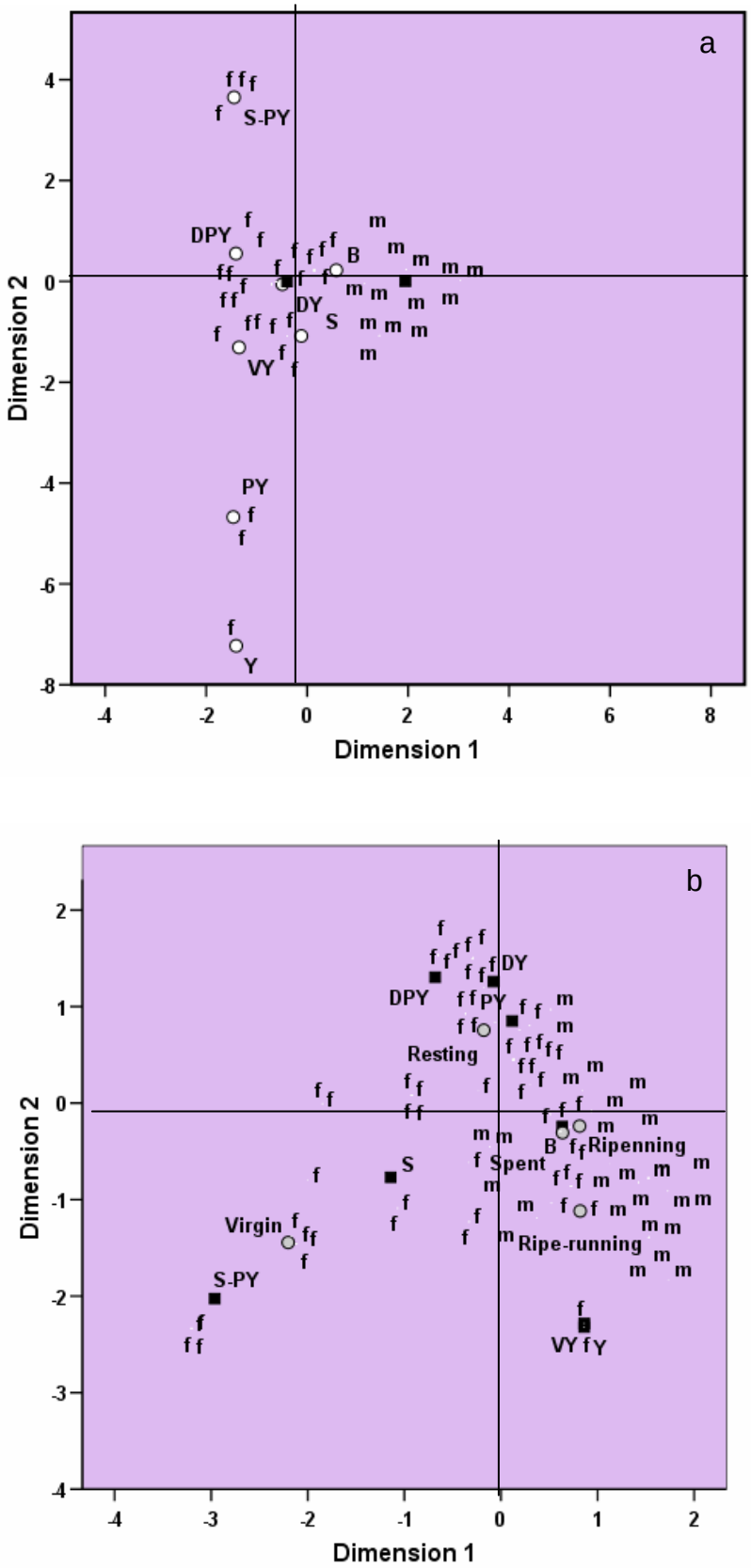


Figura 19. Análisis de correspondencia múltiple: (a) dependiente del sexo y (b) dependiente del estado de maduración en la pigmentación de *M. fusca*. Patrones de pigmentación: (S) puntos, (S-PY) puntos con pigmentación amarilla en la aleta pectoral, (VY) área ventral-anal, (Y) cuerpo amarillo, (B) cuerpo marrón, (PY) pigmentación amarilla en las aletas pectorales, (DY) pigmentación amarilla en el área dorsal y (PDY) pigmentación amarilla en las aletas pectorales y en el área dorsal.

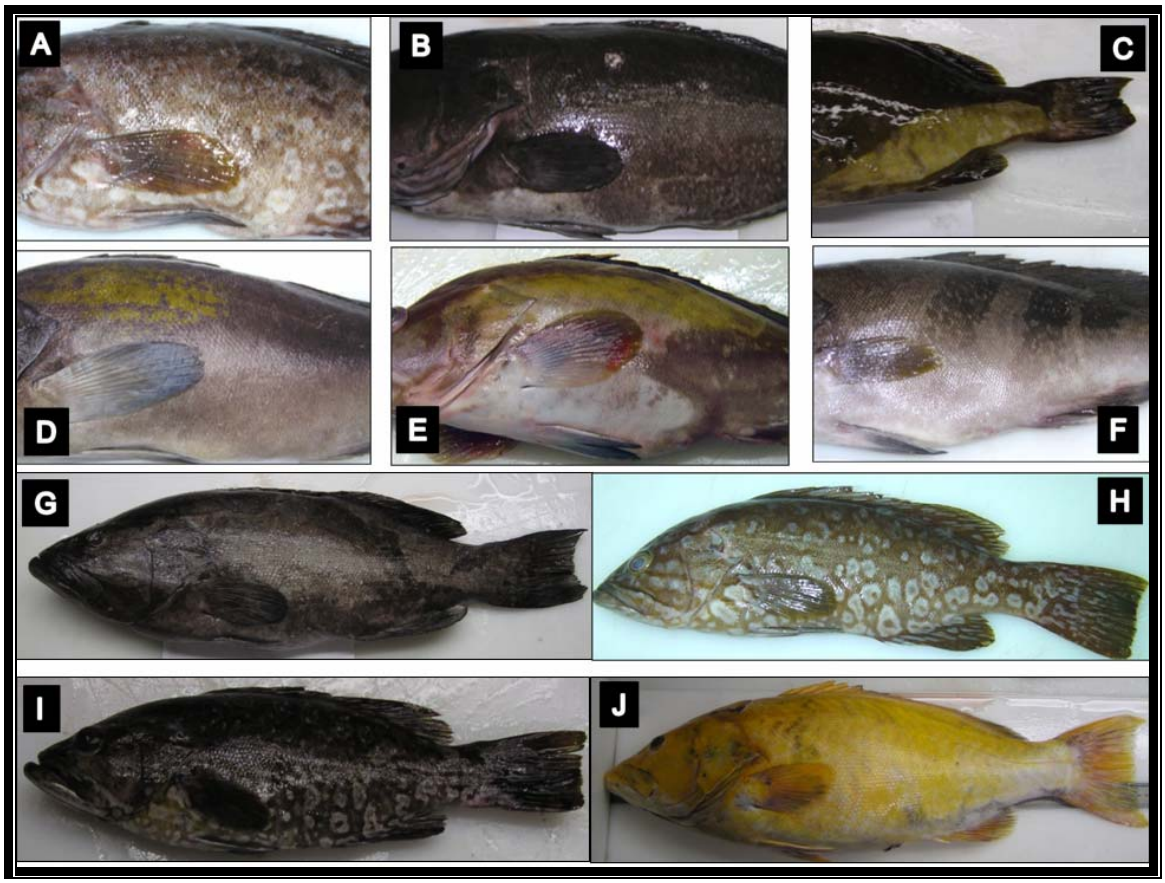


Figura 20. (A, H) Se observan hembras que presentan una coloración corporal marrón con notables puntos ligeramente oscuros. (B) Coloración de cuerpo marrón con aleta pectoral oscura en hembra en reposo y (G) en un macho en el estado de puesta. (C) Hembra en el estado de puesta donde se observa una pigmentación amarilla en el área ventral-anal. (D) Hembra en reposo donde se observa el cuerpo marrón con una pigmentación amarilla en el área dorsal. (D) Hembra en el estado de postpuesta donde se observa el cuerpo marrón con una pigmentación amarilla en las aletas pectorales y en la zona dorsal. (F) Hembra en estado de postpuesta donde se observa una coloración marrón con una pigmentación amarilla e las aletas pectorales. (I) Hembras vírgenes con una coloración marrón con notables puntos ligeramente oscuros y con la aleta pectoral oscura. (J) Hembra en el estado de puesta donde se observa una coloración de cuerpo amarilla.

III.3.2. El Crecimiento

Las tallas de los ejemplares de *M. fusca* analizados oscilan entre 229 y 730 mm de longitud total y los pesos entre 158 y 5509 g de peso total. En la Tabla 5, se recogen los valores máximos y mínimos de las variables longitud total y peso total para los individuos, machos y hembras.

Tabla 5. Rangos de las variables Longitud total y Peso total para el abade *M. fusca* de Canarias entre enero de 2004 y diciembre de 2005.

	Longitud total (mm)		Peso total (g)		
	Mínimo	Máximo	Mínimo	Máximo	N
Machos	332	730	452	5469	42
Hembras	229	725	158	5509	172
Total	229	730	158	5509	214

En la Tabla 6 se exponen los parámetros de la relación longitud total-peso total para hembras, machos y para el conjunto de todos los individuos. Los coeficientes muestran un crecimiento isométrico en todos los casos.

Tabla 6. Valores de los parámetros de la relación talla-peso para los machos, las hembras y todos los individuos de abade *M. fusca* de Canarias entre enero de 2004 y diciembre de 2005. (*t-test, t<t0.0,05;40=2.02; t<t0.0,05 ;170=198; t<t0.0,05; 212=196).

	A	B	SB	N	R^2	t-test
Machos	0,00000710	3,079	0.091	42	0,966	0,87*
Hembras	0,00000798	3,082	0.051	172	0,971	1,61*
Total	0,00000713	3,098	0.056	214	0,972	1.75*

En las Figuras 21, 22 y 23 se muestran las correspondientes curvas de la relación talla-peso para los machos, las hembras y todos los individuos de *M. fusca*.

Los otolitos *sagittae* son ovalados, comprimidos lateralmente y muy curvados. Los *annuli* se observaban claramente bajo las condiciones de luz establecidas sobre un fondo negro con las bandas opacas de color blanquecinas y las hialinas de apariencia transparente (Figura 24 y 25).

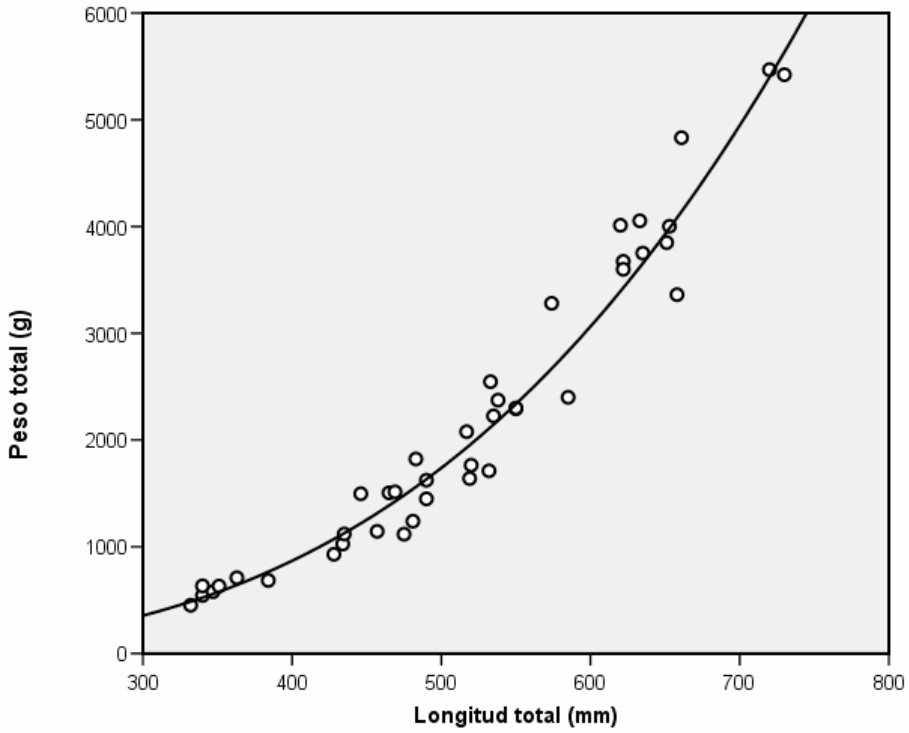


Figura 21. Relación longitud total-peso total para los machos de abade *M. fusca* de Canarias entre enero de 2004 y diciembre de 2005.

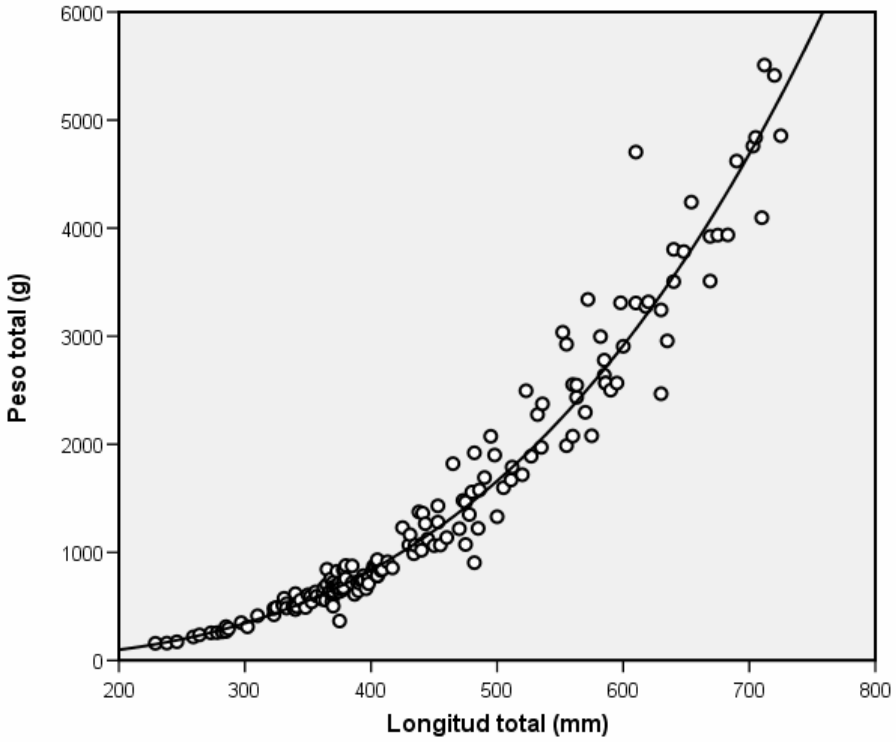


Figura 22. Relación longitud total-peso total para las hembras de abade *M. fusa* de Canarias entre enero de 2004 y diciembre de 2005.

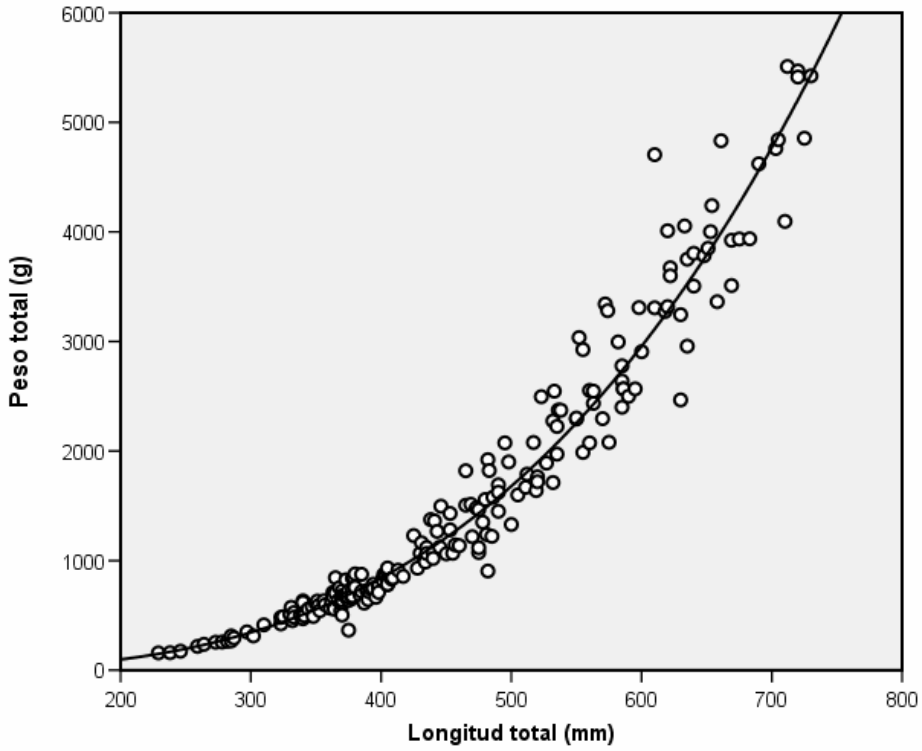


Figura 23. Relación longitud total-peso total para todos los individuos de abade *M. fusca* de Canarias entre enero de 2004 y diciembre de 2005.

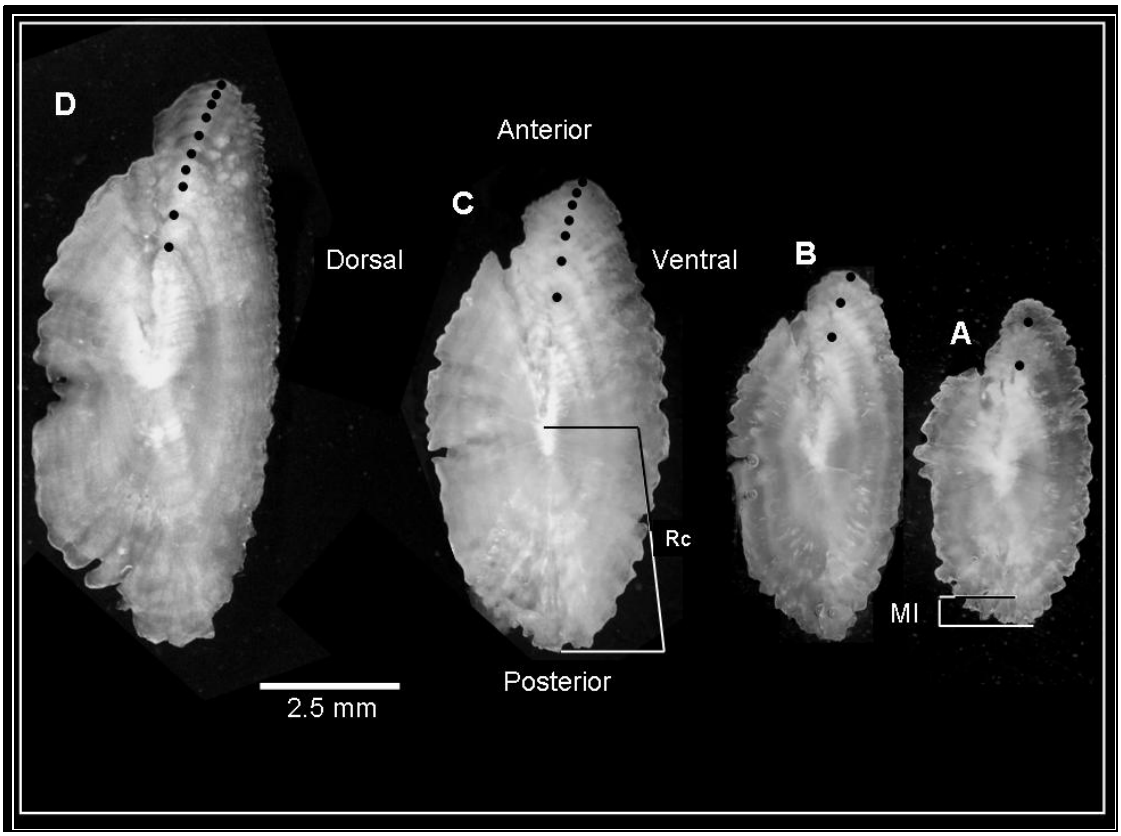


Figura 24. Otolitos *sagittae* (a: 2 años, Lt=272 mm; b: 3 años, Lt=317 mm; c: 7 años, Lt= 446 mm; d: 10 años Lt=521 mm) de abade *M. fusca* de Canarias entre enero de 2004 y diciembre de 2005. *Rc* es el radio del otolito en el momento de la captura, y *MI* es el incremento marginal medido.

Los otolitos enteros y las secciones se compararon utilizando un t-test apareado en función de las siguientes categorías 11-13, 14-16, 17-20 (Figura 25). Los valores de los pares t-test revelaron que no existían diferencias significativas entre las edades determinadas entre otolitos enteros y secciones para todos los grupos de edad basados en las secciones (P>0,01). El gráfico de error de edades estimadas de otolitos enteros comparadas con las edades estimadas a partir de las secciones no revela discrepancias entre los dos métodos (Figura 26), así que la edad fue estimada a partir de los otolitos enteros.

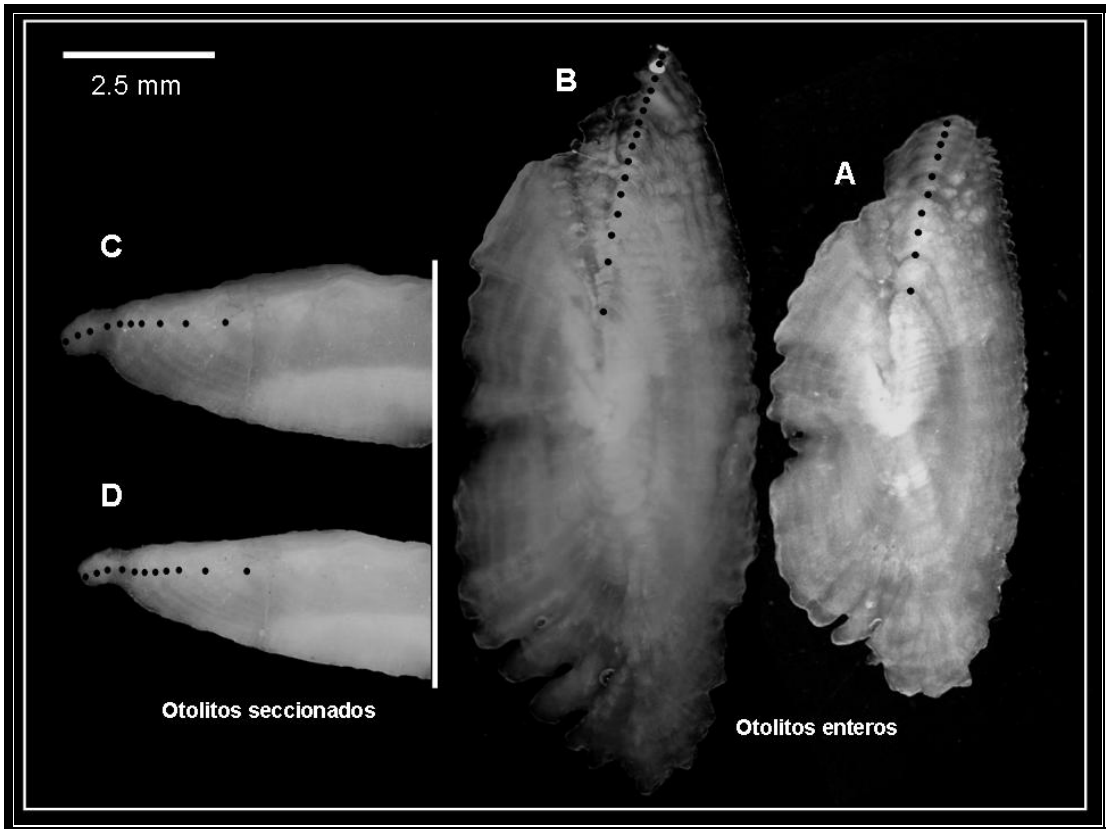


Figura 25. Otolitos *sagittae* (otolitos enteros, a: 10 años, Lt= 521 mm; b: 16 años, Lt= 649 mm; otolitos seccionados c:10 años, Lt= 521 mm; d:12 años, Lt= 567 mm) de abade *M. fusca* de Canarias entre enero de 2004 y diciembre de 2005.

.

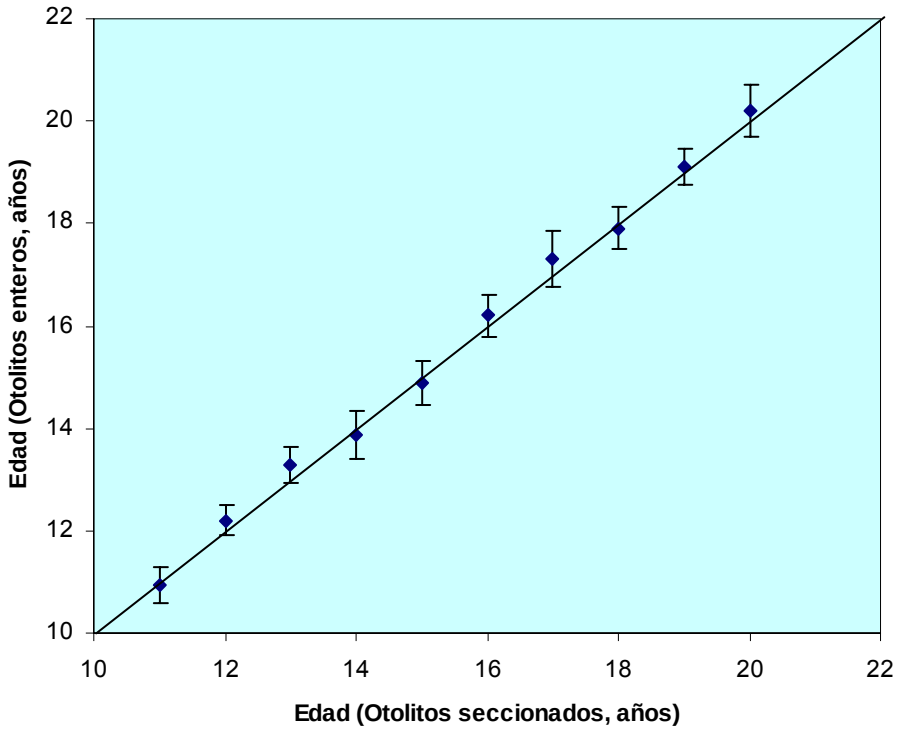


Figura 26. Gráfico de error de edades estimadas de otolitos enteros comparadas con las edades estimadas a partir de las secciones para el abade *M. fusca* de Canarias entre enero de 2004 y diciembre de 2005.

Del total de 214 otolitos examinados, 5 (2,33%) se rechazaron por ser ilegibles. Los 209 restantes se consideraron como legibles y se emplearon para el estudio de la edad y el crecimiento. Las lecturas coincidieron en 188 casos. Los valores del porcentaje medio de error y del coeficiente de variación fueron de 5,1% y 5,9% ($p>0,05$) respectivamente, lo cual evidencia una elevada precisión en la determinación de las edades.

Cabe destacar que los anillos de crecimiento se identificaban con mayor facilidad cuando los otolitos llevaban unos dos minutos sumergidos en agua, sin embargo, al permanecer durante un tiempo prolongado inmersos en el líquido aclarante las bandas se dejaban de observar con claridad, dificultando en gran medida el establecimiento de una lectura fiable. Así mismo, la variación de la intensidad de la luz, contribuyó a facilitar el examen de las piezas calcáreas.

De forma general, la interpretación de las marcas de crecimiento resultó bastante fácil, salvo en algunos casos en los cuales el primer anillo presento mayor dificultad de identificación, debido a la variación de la opacidad del

núcleo central. Además, en el caso de los animales más longevos, se requirió una observación más minuciosa de los últimos anillos debido a la proximidad existente entre los mismos (Figuras 24 y 25). La quema de los otolitos aumenta el contraste entre los primeros anillos de crecimiento, sin embargo, enmascara los anillos localizados en el borde de la pieza entera (Figura 27).

Figura 27. Otolitos *sagittae* de abade *M. fusca* de Canarias sometidos a 500 ºC durante 3 minutos, mostrando claramente el núcleo.

El análisis de la zona marginal de los otolitos muestra en los meses de julio-agosto un mayor porcentaje de otolitos con borde opaco que en el resto del año (Figura 28). En base a estos resultados se asumió que en el periodo de un año se formaba en los otolitos una zona translúcida y otra opaca adyacente.

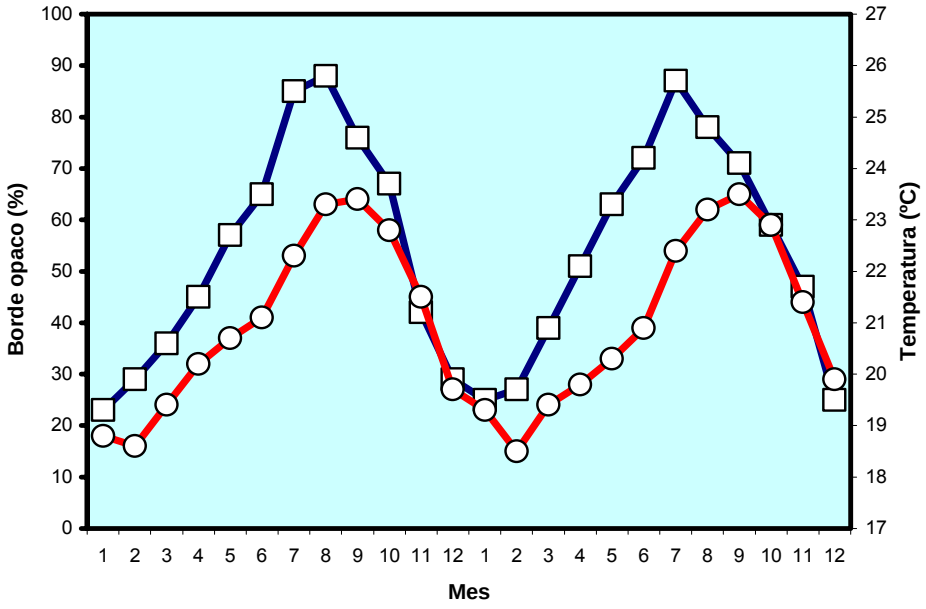


Figura 28. Porcentaje mensual de otolitos con borde opaco (□) de abade *M. fusca* de Canarias, y evolución media mensual de la temperatura superficial del agua de mar (◯).

Se observó la variación del incremento medio marginal de los otolitos a lo largo del año, siendo el valor más bajo de incremento medio marginal en febrero (Figura 29). Esto es, independientemente del número de bandas hialinas existentes en los otolitos, se observó una moda durante el periodo anual. Por consiguiente, se confirmó que cada banda hialina representa un *annulus*.

En la Tabla 7 se presenta la clave talla-edad para todos los individuos examinados durante el período de estudio. En ella se muestra la frecuencia de individuos por clase de talla en cada grupo de edad. Además, para cada clase de edad se presenta la talla media (X) con su desviación típica (SD) y el número de otolitos leídos (N). Los ejemplares estudiados tenían edades comprendidas entre 2 y 20 años. La edad de los ejemplares machos osciló entre 3 y 20 años y los de las hembras entre 2 y 20. Se observaron diferencias significativas entre las tallas medias de los ejemplares machos (513 mm) y hembras (427 mm) (*t*-test, $t=4{,}23 > t_{0{,}05,\ 212}=1{,}96$).

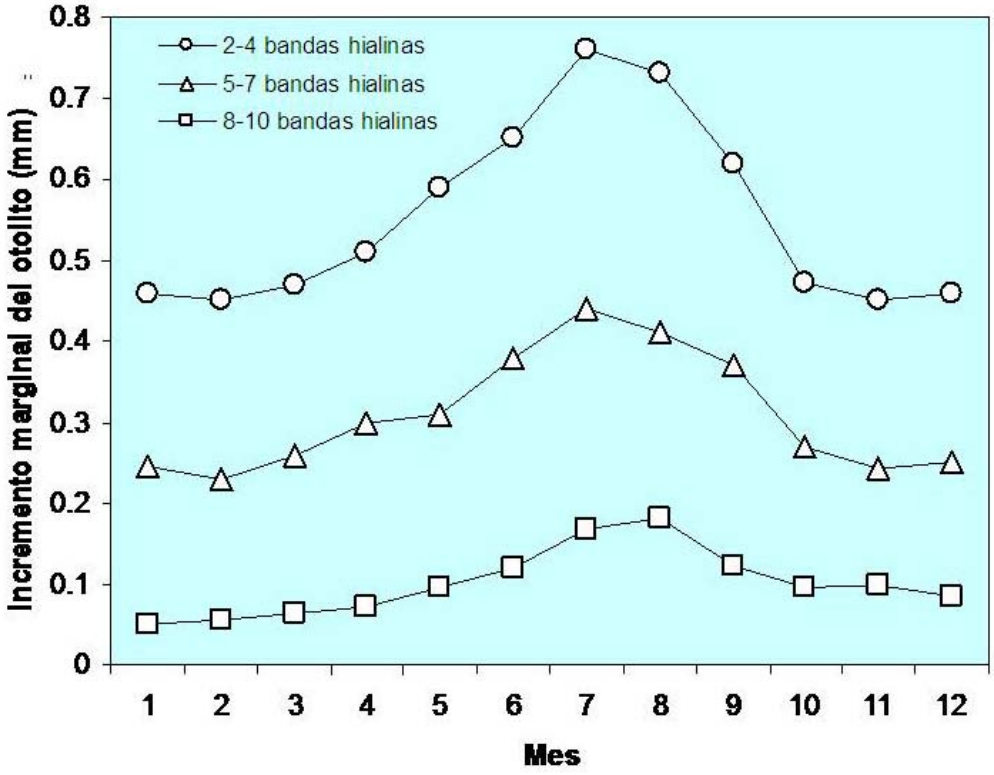


Figura 29. Incremento medio marginal para los otolitos de abade *M. fusca* de Canarias entre enero de 2004 y diciembre de 2005 de individuos de 2-4 años (n=50), 5-7 años (n=63) 8-10 años (n=33).

Tabla 7. Clave talla-edad para todos los individuos de abade *M. fusca* de Canarias entre enero de 2004 y diciembre de 2005. X longitud total media, N número de individuos por clase de talla, Sd desviación estándar.

L_T	Clase de Edad (años)																		
(mm)	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
220	1																		
240	2																		
260	2																		
280	4	2																	
300		3																	
320		3	1																
340		3	14																
360			13	9															
380			2	19	1														
400				4	13														
420					4	1													
440					3	7	3												
460						2	7												
480							5	8											
500								3	1										
520								1	4	1									
540									1	2	1								
560										1	2	1							
580											1	2	2						
600											2		1	2					
620												1	2		1	2	1		
640													1	1	2		1	1	
660														1	2	2	1		
680																		1	1
700																	1		
720																		1	1
X	262	313	352	379	410	442	464	489	518	540	574	588	608	628	644	642	659	676	707
N	9	11	30	32	21	10	15	12	6	4	6	4	6	4	5	4	4	3	2
Sd	20	18	13	9	13	9	14	11	9	16	23	24	22	22	11	26	37	44	33

Durante el cuarto año de vida, los peces alcanzan aproximadamente la mitad de su longitud máxima observada. Los grupos de edad más frecuentes, son los de edades inferiores a 9 años; mientras que los grupos de edades superiores son poco frecuentes.

En la Tabla 8 se exponen los parámetros de crecimiento obtenidos a partir de la ecuación de tres parámetros del modelo de von Bertalanffy, del modelo de cuatro parámetros de Schnute y de la ecuación de crecimiento estacional de von Bertalanffy. La longitud máxima observada es menor que las longitudes asintóticas calculadas.

Tabla 8. Estimación de los parámetros de crecimiento a partir de las ecuaciones de von Bertalanffy, Schnute y la de crecimiento estacional de von Bertalanffy para todos los individuos de abade *M. fusca* de Canarias entre enero de 2004 y diciembre de 2005.

Parámetro	Estima	Error estándar
Modelo de crecimiento de Von Bertalanffy (r^2=0.976)		
L_∞ (mm)	898	35,99
k (años^{-1})	0,062	0,006
t_o (años)	-3,83	0,343
Modelo de crecimiento de Schnute (r^2=0.970)		
y_1 (mm)	262	
y_2 (mm)	707	
a	0,008	0,017
b	1,98	0,311
Modelo de crecimiento estacional de von Bertalanffy (r^2=0.976)		
L_∞ (mm)	908	34,73
k (años^{-1})	0,061	0,005
t_o (años)	-3,83	0,318
C	2,58	0,439
t_s	0,542	0,024

Aunque los tres modelos proporcionaron resultados satisfactorios (Figura 30) y explican aproximadamente el 98% de la varianza asociada a los datos, se eligió el modelo de von Bertalanffy (Tabla 9) para estudiar las diferencias existentes entre el crecimiento de machos y hembras, por poseer éste mayor

robustez desde el punto de vista estadístico al describir el crecimiento de forma más simple empleando menos parámetros (Figuras 31, 32 y 33).

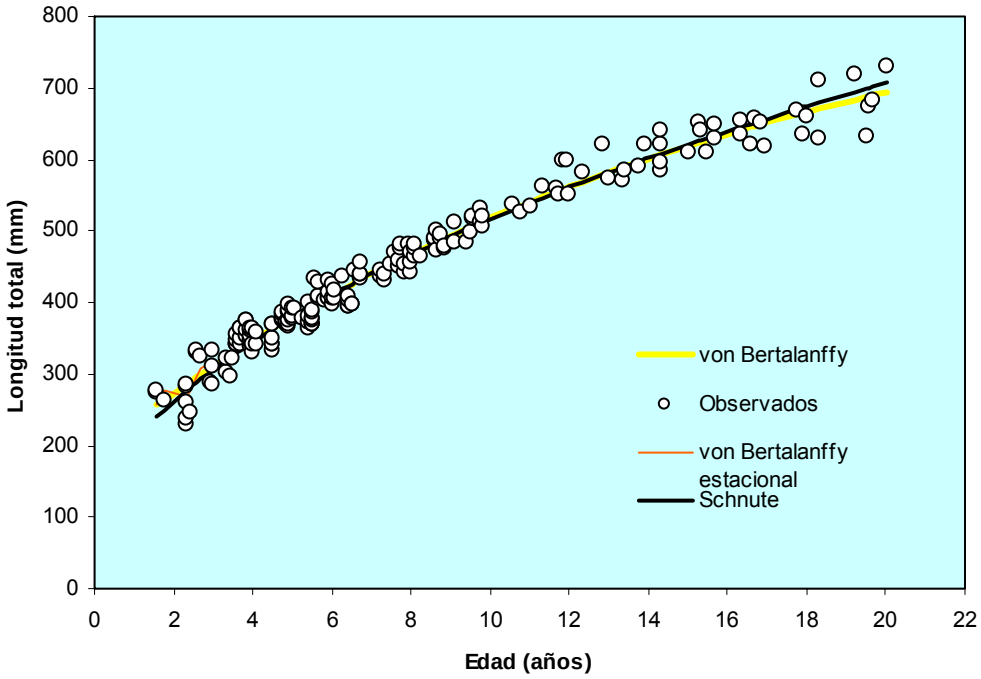


Figura 30. Curvas de crecimiento en longitud de von Bertalanffy especial y estacional y de Schnute para el abade *M. fusca* de Canarias entre enero de 2004 y diciembre de 2005.

Tabla 9. Valores de los parámetros de la ecuación de crecimiento en longitud de von Bertalanffy para los machos, las hembras y todos los individuos de abade *M. fusca* de Canarias entre enero de 2004 y diciembre de 2005.

	L_∞ (mm)	k (años^{-1})	t_0 (años)
Machos	952	0,053	-5,11
Hembras	888	0,063	-3,73
Total	898	0,062	-3,83

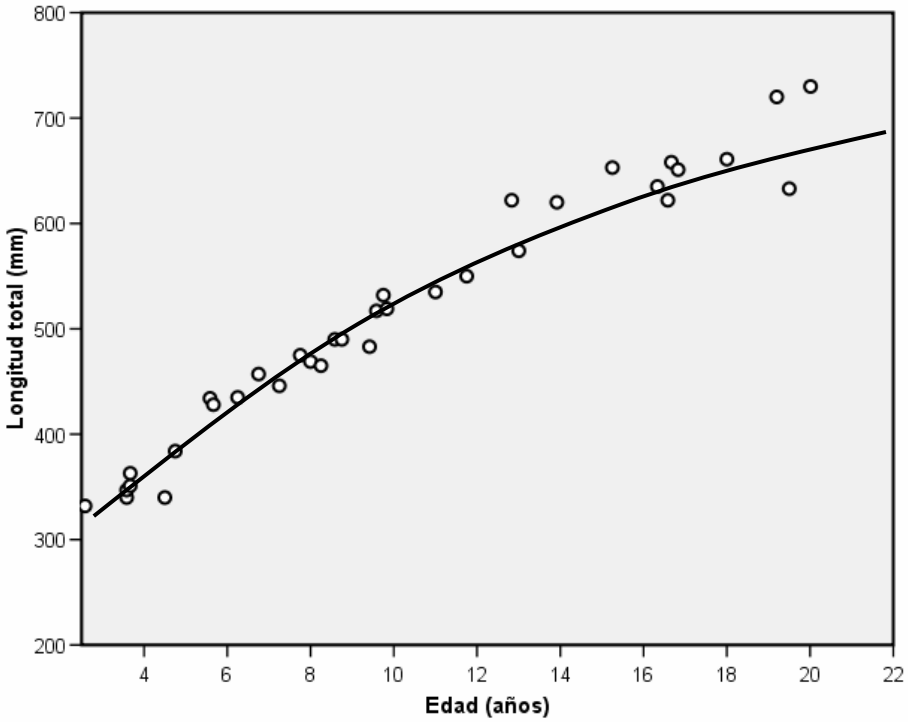


Figura 31. Curva de crecimiento en longitud de von Bertalanffy para los machos de abade *M. fusca* de Canarias entre enero de 2004 y diciembre de 2005.

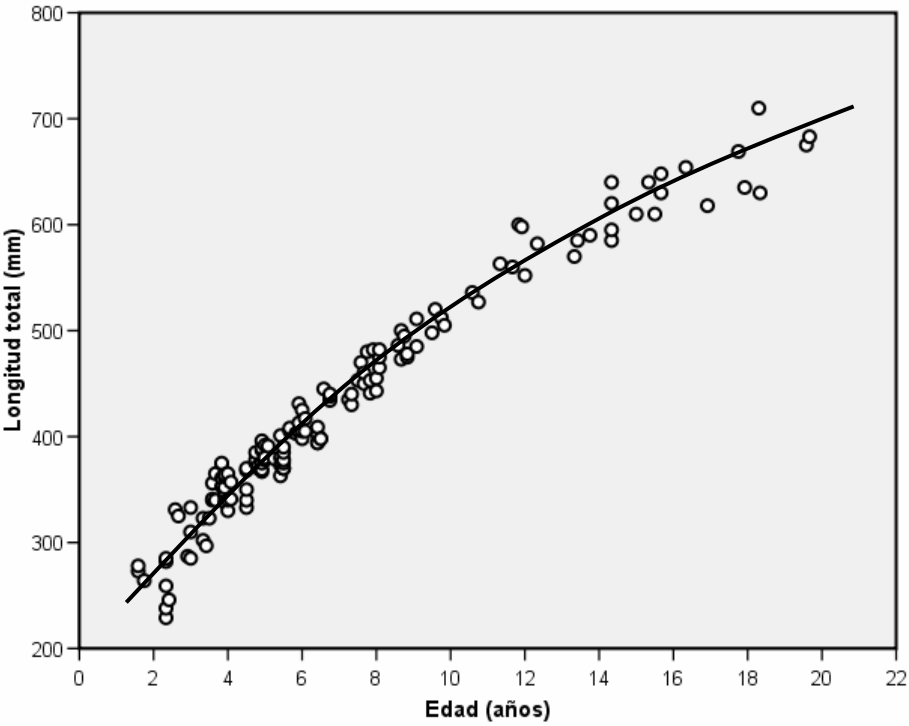


Figura 32. Curva de crecimiento en longitud de von Bertalanffy para las hembras de abade *M. fusca* de Canarias entre enero de 2004 y diciembre de 2005.

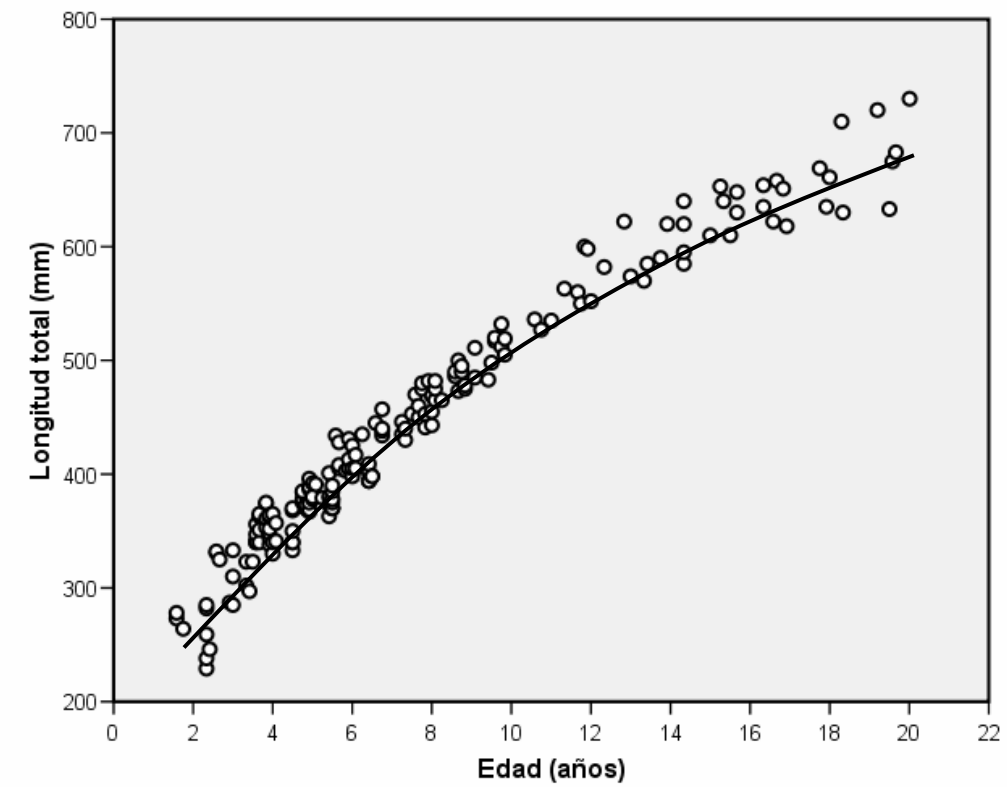


Figura 33. Curva de crecimiento en longitud de von Bertalanffy para todos los individuos de abade *M. fusca* de Canarias entre enero de 2004 y diciembre de 2005.

III.3.3. La Mortalidad Natural

El valor de la tasa instantánea de mortalidad natural obtenida utilizando diferentes métodos oscila entre 0,098 y 0,406 años^{-1} y el correspondiente valor de longevidad está comprendido entre 11,35 y 46,9 años (Tabla 10). Alguno de los valores estimados de M no pueden ser considerados como reales dado que la longevidad esperada utilizando esos valores de M son inferiores a la edad máxima observada para la población sometida a mortalidad natural y pesquera.

Tabla 10. Valores de mortalidad natural (M) y de la longevidad para el abade *M. fusca* de las Islas Canarias.

Método	M	Longevidad
Tanaka (1960)	0,150	30,7
Taylor (1960)	0,158	29,2
Pauly (1980)	0,098	46,9
Hoening (1983)	0,146	31,55
Beverton y Holt (1954)	0,250	18,42
Rikhter y Efanov (1976)	0,406	11,35

III.4. Discusión

El abade *M. fusca* de las Islas Canarias es una especie hermafrodita como queda de manifiesto al observarse varios de los criterios definidos por Sadovy y Shapiro (1987) para los serránidos, como son una cavidad central limitada por membrana en los testículos, cuerpos atrésicos en los estados 1, 2 y 3 con ovocitos atrésicos, conductos seminíferos en la pared gonadal. Si bien lo anterior es cierto, uno de los aspectos más concluyentes para determinar el hermafroditismo proterogínico es la observación de individuos en transición entre sexos, en los que sobre una estructura ovárica inmadura o funcional comienzan a aparecer cestas de espermatogonias (Sadovy y Shapiro, 1987; Shapiro 1987; Brulé *et al.,* 2003a). En este estudio, no fue posible observar dichos ejemplares, probablemente debido a que la degeneración del tejido ovárico y la proliferación de tejido testicular es un proceso muy rápido que tiene lugar en un lapso de tiempo corto (Brulé *et al.,* 2003a). En relación con esto Brulé *et al*. (2003a,b) sobre un total de más de 800 individuos de *M. bonaci* y unos 400 de *M. microlepis* sólo observó 6 y 2 individuos en transición, respectivamente.

La observación de machos con ovocitos inmaduros, la estructura del testículo derivada de una organización ovárica, la distribución bimodal de tallas, con las hembras funcionales en las tallas inferiores y los machos en las superiores apunta a un hermafroditismo proterogínico. Este esquema reproductivo concuerda con el patrón de inversión sexual descrito para las especies del género como *M. rubra* en aguas del Mediterráneo (Glamuzina *et al.,* 2002), *M. phenax* en las costas del Atlántico Central Oeste (Matheson *et al.,* 1986; Harris *et al.*, 2002), *M. bonaci* (Brulé *et al.,* 2003a), *M. intertitialis* (Bullock y Murphy, 1994; Manickchand-Helileman y Sherry, 2000), *M. microlepis* (Hood y Shilieder, 1992; Crabtree y Bullock, 1998; Collins *et al.,* 1998; McGovern *et al.,* 1998; Harris *et al.,* 2002; Brulé *et al.,* 2003b) y *M. tigris* (García-Arteaga *et al.,* 1999) en las aguas del Atlántico Oriental, lo que pone de manifiesto una característica del género.

El hecho de no observar la presencia de machos primarios apunta a que la población de *M. fusca* de las Islas Canarias es monándrica. Resultados

similares han sido descritos para *M. bonaci* y *M. microlepis* en aguas del Golfo de México (Brulé *et al.,* 2003a,b).

La estructura de tallas por sexo está determinada por la naturaleza de la inversión sexual. En este sentido, Smale (1988) señaló que la proporción de sexos de las especies proterogínicas está desviada a favor de las hembras. Esta predominancia de las hembras sobre los machos también ha sido constatada para varias especies del género como son *M. bonaci* (Crabtree y Bullock, 1998; Brulé *et al.,* 2003a), *M. microlepis* (Koenig *et al.,* 1996; Collins *et al.,* 1998 ; McGovern *et al.,* 1998; Harris *et al.,* 2002; Brulé *et al.*, 2003b), *M. phenax* (Harris *et al.*, 2002), *M. tigris* (García *et al.*, 1999) y *M. venenosa* (García-Cagide y García, 1996). La presencia de hembras en las clases de tallas superiores implica que la conversión no es esencial en todos los individuos (Alekseev, 1982). Esto también concuerda con el amplio rango de tallas en los que tiene lugar la inversión sexual y con la talla elevada a la cual el 50% de las hembras han invertido a macho.

Los valores de desviación de la proporción de sexos son semejantes a los observados por Brulé *et al.* (2003a) para *M. bonaci* y por Hood y Schieder (1992), McGovern *et al.* (1998) y Brulé *et al.* (2003a) para *M. microlepis*. En este sentido Collins *et al.* (1987), Coleman *et al.* (1996), Koenig *et al.* (1996) y McGovern *et al.* (1998) señalan que la gran desviación hacia las hembras observada en algunas especies del género se debe en gran parte a la presión pesquera a la que están sometidas, dado que la actividad pesquera retira los ejemplares más longevos.

El periodo reproductor de *M. fusca* observado en Canarias es amplio, con una mayor proporción de individuos maduros localizados en los meses de primavera y verano. Dicho proceso se inicia cuando la temperatura del agua se incrementa desde los valores más bajos (18 ºC, febrero) hasta los más elevados (24-26 ºC, agosto-septiembre). Una puesta prolongada sugiere la existencia de un periodo amplio de condiciones medio ambientales favorables para ésta y para el desarrollo de las larvas, como se ha observado en *M. bonaci* y *M. microlepis* (Brulé *et al.,* 2003a,b). Para delimitar mejor el periodo reproductor, Sadovy (1996) señala que se considera como mes de puesta

aquel en el cual el 50% o más de las hembras analizadas están en vitelogénesis. Siguiendo dicho criterio la época central de freza queda restringida a los meses comprendidos entre abril y julio.

La presencia en los ovarios de un desarrollo asincrónico en los ovocitos pone de manifiesto el carácter iteróparo de *M. fusca.* Además, la observación de varios estados de desarrollo de los ovocitos de forma simultánea, unido a la presencia de folículos postovulatorios, señalan un heterocronismo. Esto es, una puesta realizada mediante pulsos sucesivos dentro de una misma sesión reproductora. Este esquema de desarrollo ha sido también descrito en varias especies del género como son *M. bonaci* (Brulé *et al.*, 2003a), *M. microlepis* (Collins *et al.,* 1998; Brulé *et al.,* 2003b), *M. phenax* (Coleman *et al.,* 1999; Harris *et al.*, 2002) y *M. rubra* (Battiato, 1983) y parece ser una característica de las especies del género.

M. fusca alcanza la madurez a una elevada talla próxima al 50% de su talla máxima observada (una característica de las especies especialistas) lo que coincide con lo descrito para otras especies del género como *M. venenosa* (Shapiro, 1987), *M. intertitialis* (Bullock y Murphy, 1994; Brulé *et al*., 2003b) y *M. bonaci* (Brulé *et al.,* 2003a) en las que la madurez se alcanza entre el 50 y el 65% de la talla máxima descrita para la especie. Esto sugiere que la madurez está íntimamente ligada a una talla corporal a la cual el organismo tiene suficientes reservas como para sobrevivir a la mortalidad inducida por el estrés reproductivo.

El patrón de coloración de las hembras en etapa de actividad sexual sugiere que *M. fusca* presenta dicromatismo sexual, ya que se observó una proporción importante de hembras que poseen pigmentación amarilla en las aletas dorsales y/o pectorales, en la zona ventral o, uniformemente, en todo el cuerpo. Este hecho ha sido observado en otras especies del género *Mycteroperca* como es el caso *M. tigris* (Sadovy *et al*., 1994), *M. microlepis* (Gilmore y Jones, 1992), *M. bonaci* (Crabtree y Bullock, 1998; Brulé *et al*., 2003a), y *M. venenosa* (Tuz-Sulub *et al.*, 2006). Los distintos patrones de coloración observados en el abade se pueden considerar que aparecen asociados a la estación y a la puesta. El estado sexual de macho se caracterizó

por presentar una coloración marrón uniforme, que también se pudo observar en algunas hembras en estado de reposo. Es posible, que las hembras que presentaran esta coloración sean las que fueran a experimentar la transición hacia macho, por lo que así exhibirían en ese momento la coloración característica del otro género (Crabtree y Bullock, 1998; Brulé *et al.*, 2003a).

El hermafroditismo proterogínico descrito para la especie tiene como consecuencia una proporción de sexos desviada a favor de las hembras, con los machos, menos abundantes, en las clases de edades mayores y en las tallas mayores. Esta desigualdad en la distribución da como consecuencia una mortalidad por pesca diferencial entre sexos (Shapiro, 1987; Hood y Schlieder, 1992). Las especies proterogínicas son particularmente vulnerables a la sobrepesca debido a la reducción de su potencial reproductor causado por la disminución del número de machos en la población. En éste sentido Bannerot *et al.* (1987) y Harris y Collins (2000) señalan que la limitación en la producción de esperma en la población por la captura de los machos más grandes, hace a las poblaciones proterogínicas más susceptibles a la sobrepesca que las poblaciones de las especies gonocóricas. Los datos aportados por Hunstman y Schaaf (1994), sugieren que las especies proterogínicas sufren una drástica reducción en su capacidad reproductora, incluso, a niveles moderados de explotación. En estas poblaciones Hunstman y Schaaf (1994) encontraron que la reducción en la edad de madurez no es suficiente para compensar la reducción del potencial reproductivo causada en una población proterogínica por la reducción de los machos como consecuencia de la pesca. Todo ello, sugiere que la intensa explotación sobre los machos de las tallas superiores puede ser responsable, al menos en parte, de los niveles extremadamente bajos de abundancia en los que se encuentra.

El crecimiento isométrico entre la longitud total y el peso total estimado en este estudio también ha sido observado para diferentes especies del género como *M. microlepis*, *M. intertitialis* y *M. rosacea* en aguas de las costas atlánticas de Estados Unidos y en el Golfo de México, respectivamente (Manooch y Haimovici, 1978; Hood y Schlieder, 1992; Bullock y Murphy, 1994; Díaz-Uribe *et al.,* 2001).

La estimación de la edad en los serránidos resulta, en muchas ocasiones, complicada debido a la mayor estrechez de las bandas de crecimiento hacia el borde del otolito; en especial en los individuos más viejos (Matheson *et al.,* 1986; Hood y Schlieder, 1992; Harris y Collins, 2000; Manickchand-Heileman y Phillip, 2000). En ocasiones, la determinación de la edad se dificulta debido al grosor de los otolitos, siendo necesario realizar secciones de los mismos para poder visualizarlos. En el caso del abade, la estrechez de sus otolitos, permitió realizar una lectura de la edad correcta sin necesidad de seccionarlos. Los valores del índice del porcentaje medio de error y del coeficiente de variación sugieren que los niveles de precisión obtenidos, son acordes con los valores de referencia que indica Campana (2001).

Los otolitos del abade muestran el patrón de anillos de crecimiento común en los peces teleósteos. Cada año se forman un anillo opaco y otro traslúcido, lo que permite la determinación de la edad con relativa facilidad. Estos anillos se depositan en periodos alternantes de crecimiento rápido y lento (Williams y Bedford, 1974). La formación de una única banda hialina y opaca cada año ha sido constatada en todos los estudios desarrollados sobre las especies del género (Collins *et al.*, 1987, 1996; Hood y Schlieder, 1992; Harris y Collins 2000).

La formación de los anillos translúcidos y opacos en los otolitos del abade, ocurre en los meses de invierno y verano, respectivamente. El anillo opaco se forma cuando la temperatura del agua alcanza los valores más altos (24 ºC) mientras que el anillo translúcido se forma cuando la temperatura del agua es menor (18 ºC). Díaz-Uribe *et al.,* (2001) y Manickchand-Heileman y Phillip (2000), señalan que una diferencia estacional de 2 a 6 ºC es suficiente para causar la formación de estos anillos de crecimiento. Este patrón de formación del anillo opaco caracterizado por ser amplio en el tiempo y tener lugar durante los meses de verano coincide con lo descrito por Matheson *et al.* (1986), Hood y Schlieder (1992) y Harris y Collins (2000), Bullock y Murphy (1994) y Díaz-Uribe *et al.* (2001), y Manickchand-Heileman y Phillip (2000) para *M. phenax*, *M. microlepis*, *M. rosacea* y *M. intertitialis*, respectivamente. Los datos disponibles, sugieren que el aumento en la temperatura del agua hace

que el crecimiento del pez sea más rápido y como resultado se forma el anillo de crecimiento. Esta misma relación estrecha entre la temperatura del agua y la deposición de los anillos de crecimiento también se ha encontrado para otras especies demersales de Canarias (Pajuelo y Lorenzo, 2000, 2001) y para especies del genero como *M. rosacea* (Díaz-Uribe *et al.,* 2001). Además, Beckman y Wilson (1995) y Fowler (1992) encontraron que para la mayoría de las especies que se distribuyen en latitudes bajas, el periodo de formación de los anillos opacos coincide básicamente con los meses de verano. Aunque estos ciclos de crecimiento en serránidos pueden relacionarse con cambios fisiológicos influenciados por la temperatura, el régimen alimenticio y el ciclo reproductor (Moe, 1969), en este estudio la formación del anillo opaco durante el periodo posterior a la reproducción de la especie, al igual que ocurre en otras especies del género como *M. phenax* (Matheson *et al.,* 1986), *M. microlepis* (Hood y Schlieder, 1992), *M bonaci* (Crabtree y Bullock, 1998) y *M intertitialis* (Manickchand-Heileman y Phillip, 2000) sugiere que la formación del *annulus* esta asociada en estas especies a cambios en el medio ambiente más que ligados al proceso reproductor.

Los tres modelos de crecimiento explican más del 97% del patrón de crecimiento, según muestran los coeficientes de determinación para cada curva. El uso del modelo de von Bertalanffy, ha sido criticado por diversos motivos (Booth, 1997), como por ejemplo el uso de parámetros con escaso significado biológico (Schnute, 1981), o la ausencia de parámetros que tengan en cuenta las variaciones estacionales en la tasa de crecimiento (Pauly, 1980; Moreau, 1987). No obstante, se ha elegido el modelo de von Bertalanffy para un estudio más exhaustivo del crecimiento del abade, pues proporciona un modelo simple y con un número de parámetros menor que los otros modelos; permitiendo la comparación entre especies y grupos de especies.

El pez más longevo encontrado en este estudio, tenía de 20 años de edad, muy similar a lo encontrado por Matheson *et al.* (1986) y Manooch (1987) para *M. phenax* en aguas de la costa atlántica de EE.UU. donde observaron ejemplares de 21 y 17 años, respectivamente; y con lo descrito por Collins *et al.* (1987) y Díaz-Uribe *et al.* (2001) para *M. microlepis* y *M. rosacea* quienes

observaron ejemplares de 22 años de edad; y ligeramente superior a lo descrito para *M. bonaci* (14 años), *M. microlepis* (16 años) y *M. venenosa* (15 años) en aguas de Florida (Manooch, 1987). Sin embargo, difiere substancialmente de lo descrito para *M. olfax* (7 años) en aguas de las Islas Galápagos (Rodríguez, 1984), *M. bonaci* (33 años) en aguas de Florida (Crabtree y Bullock, 1998), *M. microlepis* (28 años) en aguas del sur de EE.UU. (Harris y Collins, 2000) y para *M. intertitialis* (28 y 41 años) en aguas del Golfo de México (Bullock y Murphy, 1994) y Trinidad y Tobago (Manickchand-Heileman y Phillip, 2000), respectivamente. Las diferencias encontradas entre las diferentes áreas, especialmente con las poblaciones insulares pueden ser atribuidas a diferencias en las condiciones ambientales (afloramiento) o a una sobreestimación la edad de *M. intertitialis* debido a la influencia que pueda tener aguas extremadamente cálidas en la deposición de los anillos de crecimiento, lo cual puede complicar las estimaciones. En general, las especies del género *Mycteroperca* se caracterizan por ser especies longevas y tener un crecimiento lento (Hood y Schlieder 1992; Díaz-Uribe *et al.,* 2001; Manickchand-Heileman y Phillip, 2000).

Los parámetros de crecimiento obtenidos, resultan razonables, siendo la longitud asintótica mayor que la talla del pez más grande muestreado. Además, la tasa de crecimiento muestra un acercamiento a la longitud asintótica relativamente lento; lo cual es característico de las especies de ciclo vital largo.

El abade es una especie de crecimiento lento, especialmente si se le compara con sus congéneres *M. bonaci* (0,16 años^{-1}), *M. olfax* (0,18 años^{-1}), *M. microlepis* (0,12-0,16 años^{-1}), *M. phenax* (0,091 años^{-1}), *M. tigris* (0,11 años^{-1}) y *M. rosacea* (0,092 años^{-1}). El valor de la tasa de crecimiento estimada en este estudio es muy similar a la dada para *M. intertitialis* por Manickchand-Heileman y Phillip (2000) en Trinidad y Tobago (0,057 años^{-1}).

El patrón de la relación entre la tasa de crecimiento y la longitud asintótica para diversas especies del género *Mycteroperca* se presentan en la Figura 34. El patrón exhibido por *M. fusca* responde al esquema general que exhibe el género, siendo muy similar al descrito para *M. phenax*, en las costas atlánticas de EE.UU. (Manooch, 1987; Matheson *et al.,* 1986); *M. rosacea*, en

la costa pacífica de EE.UU. (Díaz-Uribe *et al.,* 2001); *M. tigris* en aguas del Caribe (García-Arteaga *et al.*, 2005) y para *M. venenosa*, en las Islas Vírgenes (Randall, 1962), especies caracterizadas por una moderada longitud asintótica (800-1100 mm) y una tasa de crecimiento de baja (0,05 años^{-1}) a moderada (0,1 años^{-1}). En relación con lo anterior Manooch (1987) y Manickchand-Heileman y Phillip (2000) señalan que a pesar de las diferencias encontradas entre los valores de longitud asintótica y tasa de crecimiento en diferentes áreas la relación entre ambos parámetros es similar, perteneciendo a la misma familia de curvas.

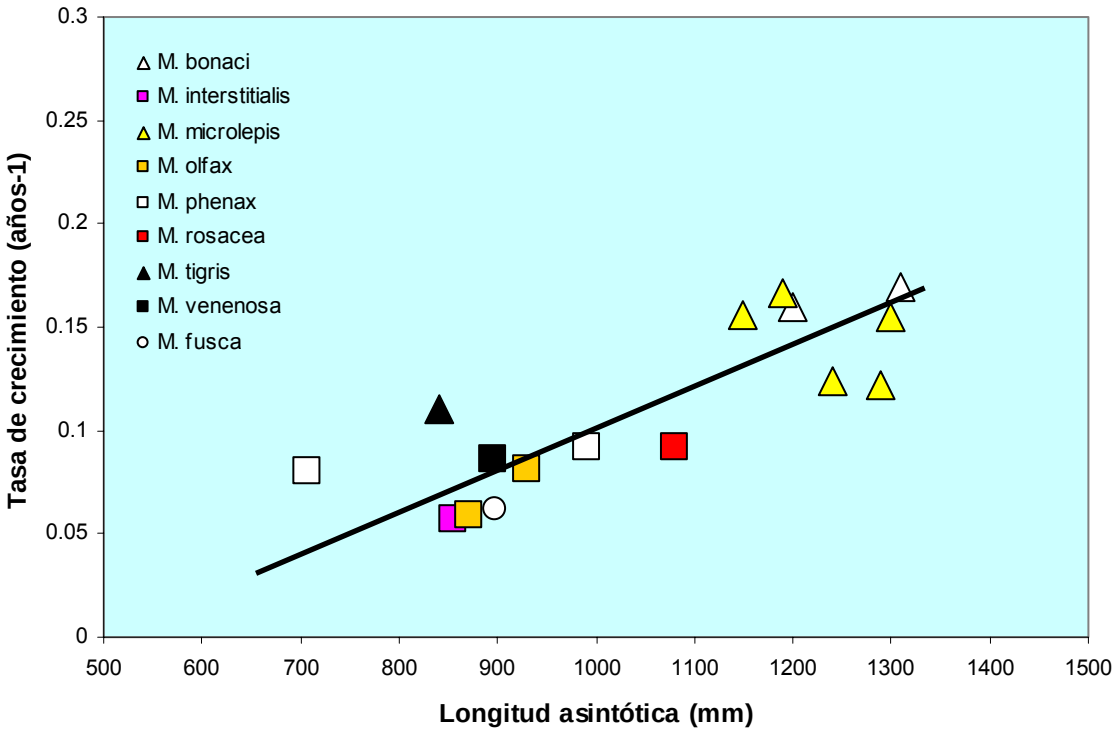


Figura 34. Longitud asintótica frente a la tasa de crecimiento para diversas especies del género *Mycteroperca.*

Los valores de t_0 obtenidos en este estudio y en todos los trabajos desarrollados sobre el género son, en general, negativos: t_0=-0,3 años para *M. bonaci* (Manooch, 1987); t_0=−4,60 años para *M. intertitialis* (Manickchand-Heileman y Phillip, 2000); t_0 de −1,72 hasta −0,62 años para *M. microlepis* (Manooch, 1987; Manooch y Haimovici, 1978; Hood y Schlieder, 1992); t_0 de -2,45 a -1,49 años para *M. phenax* (Manooch, 1987; Matheson *et al.,* 1986); t_0=-

1,88 años para *M. tigris* (García-Arteaga *et al.,* 2005) y t_0=-0,24 años para *M. rosacea* (Díaz-Uribe *et al.,* 2001). Los valores negativos de t_0 son frecuentes entre especies de rápido crecimiento durante sus primeras fases de vida, mostrando un crecimiento lento posteriormente (Craig *et al.,* 1997). El crecimiento entre las especies del género *Mycteroperca* tiende a ser muy rápido durante sus primeros estadíos de vida, decreciendo de forma considerable posteriormente (Bullock y Murphy, 1994; Manickchand-Heileman y Phillip, 2000; Strelcheck *et al.,* 2003). En relación con esto se han descrito tasa de crecimiento durante las fases juveniles de *M. microlepis* de 0,24-1,24 mm/día lo que les permite incrementar su talla en más de 80 mm en un periodo de 70 días (Strelcheck *et al.,* 2003) e incrementos de hasta 200 mm/año durante los dos primeros años de vida para *M. intertitialis* en aguas de México con una drástica reducción posterior a 25 mm/año para edades comprendidas entre 2 y 5 años (Bullock y Murphy, 1994).

La diferencia en el crecimiento entre machos y hembras es una característica de las especies hermafroditas (Manickchand-Heileman y Phillip, 2000). Alekseev (1983), indica que la diferencia en talla entre machos y hembras de la misma edad, no puede ser considerada como una evidencia de la diferencia de tasas de crecimiento, pues ambos son el mismo individuo en diferentes fases de la sucesión sexual. Bullock y Murphy (1994) por su parte señalan, además, que las hembras mayores en cada grupo de edad son la que invierten a machos.

Este es el caso de los métodos de Beverton y Holt (M=0,250 años^{-1}) y Rikhter y Efanov (M=0,406 años^{-1}) que dan valores de longevidad de 18,42 y 11,35 años, respectivamente, inferiores a la edad de 20 años determinada. El resto de los valores de M genera valores de longevidad superiores a la edad máxima encontrada. Sin embargo, la esperanza de vida de los individuos de la población estudiada bajo mortalidad natural debe ser mayor de 20 años, aunque no debe superarse de forma excesiva. Por esta razón el valor de M obtenido utilizando el método de Pauly (doble a la edad máxima obtenida en la población bajo mortalidad natural y pesquera, y superior a la edad máxima descrita para cualquier especie del género) subestima el valor real de M. El

valor de la tasa instantánea de mortalidad natural debe estar comprendida entre 0,146 (como límite inferior) y 0,158 años^{-1} (como límite superior) y una longevidad de aproximadamente 30 años, un 50% más de la edad máxima observada en condiciones de mortalidad natural y pesquera.

Para comprender y determinar que patrón de ciclo de vida muestra *M. fusca*, es necesario analizar de forma conjunta los parámetros que definen su ciclo de vida como son la talla máxima, la edad máxima, la madurez sexual, la fecundidad, sus preferencias tróficas. En este contexto, los parámetros analizados sugieren que esta especie muestra un estilo de vida característico de las especies especialistas, asignando una elevada proporción de su energía a actividades no reproductoras, favoreciendo la supervivencia individual. El periodo de vida largo, el desarrollo de tipo lento, la talla corporal elevada, la iteroparidad y el heterocronismo, y la baja relación gonadosomática observada son característicos de especies que adoptan estrategias evolutivas de tipo especialista.

IV. HÁBITAT Y ECOLOGÍA

Los recursos pesqueros del Archipiélago Canario han sufrido una disminución después de varias décadas de sobreexplotación (Bas *et al.,* 1995; Falcón *et al.,* 1996), en parte provocada por un aumento de la presión humana, más en concreto, debido al aumento de consumo de productos marinos por el sector turístico (Tuya *et al.,* 2006).

Al ser *M. fusca* un depredador de nivel superior en la escala trófica, su captura, está cada vez más valorada para el consumo humano, tanto por los pescadores profesionales y como por los deportivos de los mares templados y tropicales de todo el mundo (Tuya *et al.,* 2005), por lo que si hubiéramos elegido zonas fuera de reserva probablemente nos habríamos encontrado con poblaciones más modificadas ya que está suficientemente demostrado que la pesca produce un efecto negativo en los ecosistemas.

Los serránidos abarcan cerca de 160 especies que habitan en las zonas tropicales y las subtropicales. Muchas de estas especies son comercialmente importantes y los estudios, realizados hasta la fecha, sugieren que el grupo pudiera ser particularmente vulnerable a la pesca. Para una valoración de todas las especies serránidos es necesario examinar la subfamilia en su totalidad, las prioridades de la conservación y de gestión. Los Serránidos es también una familia de la prioritaria en el estudio marino global (Sadovy, *et al.,* 2007).

De de las 162 especies de peces que están amenazadas con la extinción por exceso de capturas, 20 pertenecen al orden serránidos (Tuya *et al.,* 2005). Por ello es necesaria una mejora de la gestión de las pesquerías y unas redes de AMPs más efectivas, además de una mayor investigación de estas especies vulnerables pero, a la vez, importantes.

Los serránidos de mayor tamaño tienen más probabilidad de ser especies amenazadas (con la calificación de estar en grave peligro (CR), en peligro (EN) o como especie vulnerable (VU), es decir, que está amenaza con la extinción global) que los de pequeño tamaño. El 20% las especies estudiadas, es decir, todas excepto las que tienen no se tienen datos suficientes (DD), están catalogadas como amenazadas. De éstas el 19% están

catalogadas como próximas próxima situación de amenaza (NT), es decir, que está cerca de los umbrales de ser una especie amenazada o estará amenazada si no se ponen medidas específicas para su conservación (Figura 35). Además, al menos el 50% de las especies amenazadas frezan en agregaciones, aunque no todos serránidos se agregan de este modo. De todas formas en muchas especies, incluso en algunas comerciales, no todavía no poseen datos suficientes para saber cual es su situación (Sadovy et al., 2007).

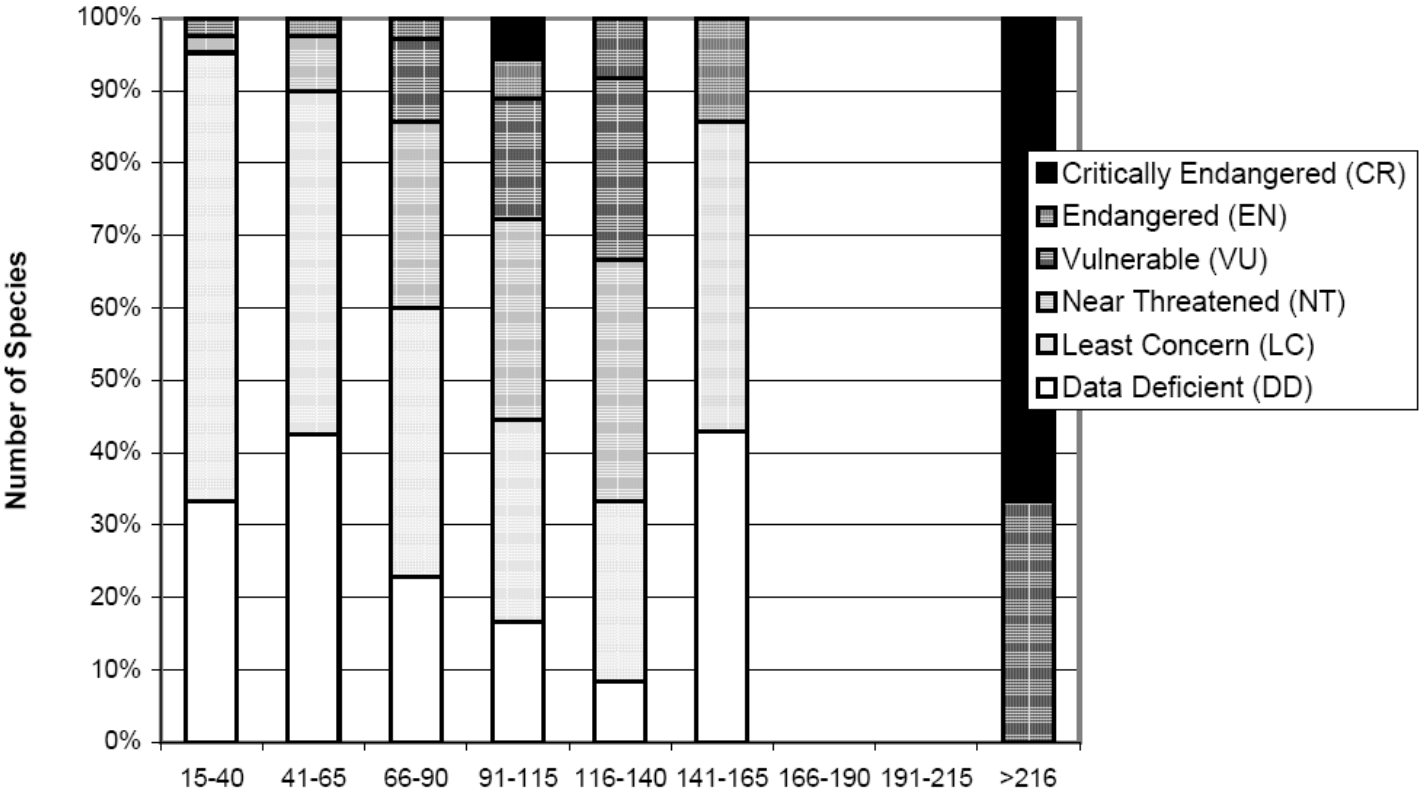


Figura 35. Estado de la conservación de 161 serránidos por la clase del tamaño (longitud total en cm) según los criterios de la Lista Roja de IUCN (2001). (CR) en grave peligro, (EN) en peligro, (VU) vulnerable: la especie amenaza con la extinción global, (NT) próxima situación de amenaza: la especie cerca de los umbrales de ser una especie amenazada o estará amenazada si no se ponen medidas específicas para su conservación, (LC) Menos Preocupante: especie evaluada con un riesgo bajo de la extinción global, (DD) Datos Deficientes: ninguna evaluación debido a datos escasos (Sadovy *et al.*, 2007).

Como se expuso en la introducción, la distribución de las 15 especies del género *Mycteroperca* se encuentra enmarcada en las aguas tropicales y subtropicales que tengan unas temperaturas superficiales de entre 15 y 30 ºC. En estas especies los individuos adultos se encuentra en el rango que va de

los 12 a los 200 m de profundidad, tanto en arrecife de coral como en fondos rocosos de origen sedimentario o volcánico. Mientras que los juveniles se prefieren áreas rocosas superficiales, fondos con cobertura de algas, estuarios y lagunas costeras (Heemstra y Randall, 1993). La alimentación de los adultos de estas especies es exclusivamente peces. Mientras que los juveniles comen principalmente invertebrados, fundamentalmente crustáceos, con la excepción de *M. rubra, M. acutirostris* y *M. fusca* que se alimentan de macrozooplancton (Heemstra y Randall, 1993).

El hecho de ser peces de gran talla y de aguas someras hace que se encuentren fuertemente amenazados por las pesquerías artesanales de todo el mundo por lo que de las 15 especies que se encuentran en la lista roja de especies amenazadas de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza, solo cinco están en situación menos preocupante (LT) y el resto en alguna categoría de peligro (Tabla 11)

Tabla 11. Estado de las especies amenazadas del género *Mycteroperca* (EN) y (VU) (Sadovy, et al., 2007); y del resto de las especies del género *Mycteroperca* (www.fishbase.org) (CR), (NT) Y (DD). (CR) en grave peligro, (EN) en peligro, (VU) vulnerable: la especie amenaza con la extinción global, (NT) próxima situación de amenaza: la especie cerca de los umbrales de ser una especie amenazada o estará amenazada si no se ponen medidas específicas para su conservación, (LC) Menos Preocupante: especie evaluada con un riesgo bajo de la extinción global, (DD) Datos Deficientes: ninguna evaluación debido a datos escasos. (¿?) Situación no conocida.

Especies	Estatus	Frecuencia natural	Explotación	Habitad	Rango	Agregación para puesta
M. fusca	EN	Antes común, ahora rara.	En estudio, difícil de controlar.	Arrecifes rocosos.	Macaronesia	Sí
M. interstitialis	VU	No común.	Afectada en pesquerías con poca gestión.	Arrecifes de coral y rocosos.	Caribe continental.	Sí
M. jordani	EN	Antes común ahora rara.	Intensamente pescada.	Arrecifes rocosos y fondos de kelp.	Limitada al Pacífico Este.	Sí
M. olfax	VU	Antes común sólo localmente.	Pesca no específica y disminución de la pesca.	Arrecifes rocosos	Galápagos y alrededores.	¿?
M. rosacea	VU	Antes abundante.	Impacto por la pesca y la no gestión.	Áreas rocosas.	Golfo de México	Sí
M. prionura	NT	Nivel muy bajo de sus poblaciones.	Pesquerías de subsistencia.	Arrecifes rocosos.	Pacífico Central Este: del Golfo sur de California a Jalisco(México)	¿?
M. venenosa	NT	Nivel bajo de sus poblaciones.	Muy comercial. Pesquerías deportivas y acuarismo.	Asociado a arrecifes.	Atlántico Occidental Bermudas, Golfo de México y del sur del Caribe a Sao Paulo (Brasil)	¿?
M. tigris	NT	Nivel bajo de sus poblaciones.	Comercial y acuarismo.	Asociado a arrecifes.	Atlántico Este: Florida meridional y del Golfo de México a Brasil.	¿?
M. bonaci	NT	Nivel bajo de sus poblaciones.	Pesca comercial y deportiva y acuarismo.	Asociado a arrecifes.	Atlántico Occidental desde Bermudas y Massachussets (EE.UU.) a Brasil.	Sí
M. acutirostris	LC	Nivel bajo de sus poblaciones.	Pesca comercial y deportiva.	Asociado a arrecifes.	Atlántico Occidental: desde Bermudas hasta el Golfo de México.	¿?
M. rubra	LC	Nivel muy bajo de sus poblaciones.	Pesca comercial.	Fondos rocosos y arenosos.	Atlántico Este: desde Portugal a Angola.	¿?

Especies	Estatus	Frecuencia natural	Explotación	Habitad	Rango	Agregación para puesta
M. phenax	LC	Nivel bajo de sus poblaciones.	Pesca comercial y deportiva.	Asociado a arrecife.	Atlántico Central Occidental: Golfo de México, costa Este de EE.UU. desde Carolina del Norte hasta Cayo Oeste y a lo largo de la orilla meridional del Mar Caribe.	¿?
M. microlepis	LC	Nivel muy bajo de sus poblaciones.	Pesca comercial y deportiva.	Asociado a arrecife.	Atlántico Occidental: desde Carolina del Norte (EE.UU.) a la península del Yucatán (México). Raro en Bermudas. Documentado en Cuba y Brasil.	¿?
M. xenarcha	LC	Nivel muy bajo de sus poblaciones	Pesca comercial y deportiva.	Área de manglares y fondos duros de la plataforma continental.	Pacífico Oriental Central: desde la Bahía de S. Francisco (EE.UU.) a Perú y en las Islas Galápagos.	¿?
M. cidi	DD	Nivel muy bajo de sus poblaciones.	Pesca comercial.	Asociado a arrecife	Del Caribe a la costa de Venezuela. Encontrado en Jamaica.	¿?

El Catálogo de Especies Amenazadas de Canarias se creó mediante el decreto 151/2001, publicado en el Boletín Oficial de Canarias y en él no figuró la especie *M. fusca*. La única medida específica de protección que tiene en el Archipiélago es en el decreto de tallas mínimas autorizadas para el caladero canario (Real Decreto 560 / 1995, de 7 de abril, por el que se establece las tallas mínimas de determinadas especies pesqueras. BOE Nº 84 de8 de abril) en el que se establece como talla mínima de captura para *M. fusca* los 350 mm de longitud.

Simultáneamente con la obtención de los parámetros biológicos de *M. fusca* es necesario conocer el medio en que vive y cual es la situación general de la especie en aquellas zonas de las Islas Canarias en la que las poblaciones de éste se encuentren en el estado más natural posible, las zonas con declaración de reserva marina. Se supone que en estas zonas es donde tienen un mayor grado de protección las poblaciones de *M. fusca,* con lo que se

pueden observar las relaciones del abade con su medio y el estado natural de su población con menos perturbaciones. Por ello se seleccionaron dos áreas marinas, la Isla de El Hierro y la Reserva Marina de la Isla de la Graciosa y los Islotes del Norte de Lanzarote (Archipiélago de Chinijo).

IV.1. Estudio de las poblaciones de Abade en la Isla de El Hierro.

IV.1.1. Introducción

El Hierro es geológicamente la isla más moderna del Archipiélago, prácticamente carece de plataforma insular y en las cercanías de la costa se alcanzan profundidades considerables. Las costas son abruptas, con presencia de muchos tramos acantilados existiendo muy pocas playas. Los fondos están dominados por el substrato rocoso con una inclinación considerable, con numerosas coladas que penetran en el mar, grandes rocas y cantos de diversos tamaños. Debido su origen volcánico abundan las cuevas, oquedades y grietas infralitorales, estas albergan comunidades biológicas interesantes, con presencia de muchos elementos esciáfilos. En las partes iluminadas aparecen fondos totalmente cubiertos con algas fotófilas, dominados por *Lobophora variegata* ((J.V. Lamouroux) Womersley ex Oliveira, 1977), *Lophocladia trichoclados* ((C. Agardh) J. Agardh, 1890) y *Cottoniella filamentosa* ((M.A. Howe) Børgesen, 1920) (http://www.mapa.es/rmarinas).

Es la isla menos poblada del Archipiélago, 10.558 habitantes de derecho, en el 2007 con una densidad de 96 habitantes por km^2 y muy poco desarrollo turístico (80.000 turistas en 2003) (Instituto Canario de Estadística, ISTAC). Tiene un perímetro de 105 km de costa, de los cuales el 15% tienen algún tipo de regulación de protección y más de la mitad de su superficie está protegida por la Ley de Espacios Naturales de Canaria (Ley 12/1994, 19 de diciembre).

Desde el punto de vista pesquero tiene censados 0,14 barcos por km de

costa (Bas *et al.,* 1995), aunque se llegaron han llegado a observar hasta 0,55 barcos por km (ISTAC), siendo el valor más bajo de todas las islas del Archipiélago. El número de vertidos contabilizados por km de costa fue de 0,11 (Haroun *et al,* 2005), siendo el segundo menor de todo el Archipiélago por detrás de La Palma.

Los vientos dominantes son los alisios, que soplan del nordeste, afectando principalmente a las costas Norte y Este de la isla. La costa orientada al Suroeste se encuentra casi todo el año protegida de los vientos, por lo que la llaman el "Mar de Las Calmas". Estos vientos a menudo afectan a la zona de Punta de La Restinga, penetrando en el sector Este de la Reserva, pero generalmente a partir de la zona de Reserva Integral se deja de sentir el efecto del viento (http://www.mapa.es/rmarinas).

El Hierro por su situación en el extremo Oeste del Archipiélago es una de las más oceánicas, ya que la mayor distancia a la que se encuentra del continente africano hace que sea menor la influencia del afloramiento ("upwelling") sahariano que en las islas mas orientales. Al tener una mayor distancia de África las aguas superficiales son más cálidas que en el resto de Canarias. Existe un gradiente de temperatura de unos dos grados centígrados entre esta isla y las más orientales (Fuerteventura y Lanzarote), de manera que en verano se alcanzan los 25 ºC en las aguas y en invierno no suelen bajar de los 18 ºC. Este fenómeno se pone de manifiesto por una "tropicalización", de los fondos someros con presencia de especies tropicales de manera más abundante que en el resto de las islas. Por ello pueden encontrarse en El Hierro algunas especies como: el gallo oceánico (*Canthidermis sufflamen* (Mitchill, 1815)), el gallo azul (*Aluterus scriptus* (Osbeck, 1765)), el tamboril espinoso (*Chilomycterus reticulatus* (Linnaeus, 1758)), el pez trompeta (*Aulostomus strigosus,* Wheeler, 1955), el salmonete amarillo (*Mulloidichthys martinicus* (Cuvier, 1829)), así como varias especies de carángidos tropicales (*Caranx lugubris* Poey, 1860, *C. latus,* Agassiz, 1831, y *C. crysos* (Mitchill, 1815)), el caboso tropical (*Gnatholepis thompsoni,* Jordan, 1904) y la langosta herreña (*Panulirus echinatus,* Smith, 1869) que son relativamente más abundantes en las aguas del Hierro que en las demás islas.

Debido a estar prácticamente integrada en aguas oceánicas abiertas, aparecen con relativa frecuencia, especies pelágicas migratorias, como las mantas (*Mobula mobular* (Bonnaterre, 1788) y *Manta birostris* (Walbaum, 1792)), el tiburón ballena (*Rhincodon typus,* Smith, 1828), atunes (*Thunnus* spp.) medregales (*Seriola* spp.) y petos (*Acanthocybium solandr (Cuvier,* 1832)). Otros animales que circundan a menudo las aguas de la Reserva Marina y el Mar de Las Calmas son las tortugas marinas y los mamíferos marinos, como el delfín mular (*Tursiops truncatus* (Montagu, 1821)), el delfín común (*Delphinus delphis*, Linnaeus, 1758), delfín moteado del Atlántico (*Stenella frontalis* (Cuvier, 1829)), así como alguna ballena (http://www.mapa.es/rmarinas).

IV.1.1.1. Justificación y Objetivos

Aprovechamos la realización de la campaña que se realizó con el objetivo de levantar una cartografía bionómica de los fondos de El Hierro para conocer el estado de la población de *M. fusca* en la isla. En esta campaña se estudiaron los materiales del fondo y los ecosistemas asentados sobre ellos. Se tuvo en cuenta el concepto de estructura geográfica en los ecosistemas marinos ya que es fundamental para entender la dinámica de poblaciones. Siendo esta la base para la correcta gestión de las pesquerías, ya que en un futuro han de tenerse las características ecológicas de la especie para la implantación de medidas de conservación y no solo los datos de biología marina. En el caso de *M. fusca,* endémica de las islas de la Macaronesia, el aislamiento geográfico puede provocar una determinada estructura de las poblaciones distintas (Medina *et al.,* 2007) a la que se pueda encontrar en las poblaciones de *M. rubra* en la costa Atlántica.

Se plantearon como objetivos del estudio conocer el medio natural en el que se desarrolla *M. fusca,* su distribución en las diferentes zonas en la isla, las especies con las que convive preferentemente y cuales pueden ser su competidores principales y, por último, evaluar si la reserva marina influye favorablemente en el desarrollo de las poblaciones de *M. fusca*.

IV.1.2. Material y Métodos

IV.1.2.1. Área de Estudio

Fueron muestreados los fondos de la plataforma insular de El Hierro, hasta aproximadamente los 40 m de profundidad durante la campaña "Batimetría y Caracterización Biológica de la Plataforma Litoral de la Isla de El Hierro" durante los meses de Julio y Agosto de 2005. Para este estudio se definieron seis sectores diferentes según las condiciones de orientación, mar y clima, no se diferenció por hábitats diferentes o tipos de fondo ya que se observó dentro de la heterogeneidad que supone lo abrupto de su litoral, una homogeneidad general con gran abundancia de fondos duros cubiertos del alga *Lobophora variegata*.

Los sectores en los que se dividió la isla (Figura 36) fueron:

1) Sector Nordeste, desde la punta Nordeste de La Caleta hasta la Punta de Bonanza, permanentemente está abatida por los vientos alisios.

2) Sector Bonanza-Restinga (costa Este), desde la punta de Bonanza hasta la punta de La Restinga, presenta dos espacios diferentes, la zona de las playas que esta al amparo de la punta de Bonanza y la zona desde la punta de San Miguel hasta la punta de la Restinga, que está abatida por los alisios que se aceleran por efecto de la isla.

3) Sector Mar de Las Calmas (costa Suroeste), desde el puerto de la Restinga hasta el faro de Orchilla, a sotavento de la isla, protegida por lo tanto del viento y del oleaje, pero, recibe los temporales del Oeste, en esta zona esta incluida la reserva marina del "Mar de Las Calmas".

4) Sector Oeste, desde el faro de Orchilla hasta la punta de la Sal, dependiendo de la orientación de los vientos Alisios tiene más o menos viento, recibe los temporales del Oeste y Suroeste y el mar de fondo del Noroeste.

5) Sector Golfo (costa Noroeste), desde la punta de la Sal hasta la punta y los Roques de Salmor, esta dividida en dos ambientes: de los Roques

de Salmor a las Lajas y de las Lajas a la Punta del Verodal, ocupa la costa de Sabinosa y está muy batida por el mar.

6) Sector Costa Norte, desde los Roques de Salmor a La Caleta, recibe directamente el alisio y siempre está batida por el mar.

Figura 36. Mapa de situación de El Hierro. Sectores: (1) Nordeste, (2) Bonanza-Restinga, (3) Mar de las Calmas, (4) Oeste, (5) Golfo, (6) Costa Norte.

Los puntos de muestreo fueron prefijados a través de la observación directa desde la superficie, las informaciones y fotografías submarinas obtenidas in situ, datos auxiliares digitalizados a partir de las Cartas Náuticas (520 del Instituto Hidrográfico de la Armada 5ª edición de 1999), la batimetría realizada en la misma campaña y los mapas militares de El Hierro. Estos puntos fueron posicionados in situ por GPS. (Tabla 12).

Tabla 12. Listado la localización GPS de los puntos de inmersión en la isla de El Hierro durante el estudio realizado en los meses de Julio y Agosto de 2005.

Tipo de observación	Situación	Tipo de observación	Situación
Inmersión	27º 37.640N-17º 59.799W	Inmersión	27º 43.689N-17º 55.936W
Inmersión	27º 38.203N-17º 59.685W	Inmersión	27º 43.733N-17º 56.445W
Inmersión	27º 38.220N-17º 59.505W	Inmersión	27º 43.878N-18º 09.452W
Inmersión	27º 38.870N-18º 00.324W	Inmersión	27º 44.082N-17º 55.547W
Inmersión	27º 39.552N-18º 01.457W	Inmersión	27º 44.350N-18º 10.160W
Inmersión	27º 39.599N-17º 58.202W	Inmersión	27º 44.976N-18º 09.265W
Inmersión	27º 39.763N-18º 01.412W	Inmersión	27º 45.466N-18º 06.187W
Inmersión	27º 39.782N-17º 58.226W	Inmersión	27º 45.492N-17º 54.930W
Inmersión	27º 40.587N-17º 58.128W	Inmersión	27º 45.697N-18º 04.812W
Inmersión	27º 40.798N-18º 01.971W	Inmersión	27º 46.027N-18º 07.170W
Inmersión	27º 40.812N-18º 05.943W	Inmersión	27º 46.414N-17º 54.503W
Inmersión	27º 41.023N-18º 02.513W	Inmersión	27º 46.805N-18º 01.083W
Inmersión	27º 41.283N-18º 02.846W	Inmersión	27º 47.066N-18º 01.245W
Inmersión	27º 41.486N-17º 57.570W	Inmersión	27º 47.322N-18º 00.474W
Inmersión	27º 41.581N-18º 03.322W	Inmersión	27º 47.994N-17º 53.238W
Inmersión	27º 41.663N-18º 05.188W	Inmersión	27º 48.125N-17º 59.335W
Inmersión	27º 41.949N-18º 07.552W	Inmersión	27º 48.495N-17º 59.542W
Inmersión	27º 42.087N-18º 07.414W	Inmersión	27º 49.263N-17º 53.334W
Inmersión	27º 42.119N-18º 07.192W	Inmersión	27º 49.396N-17º 59.834W
Inmersión	27º 42.511N-18º 09.629W	Inmersión	27º 50.015N-17º 58.049W
Inmersión	27º 43.202N-17º 57.364W	Inmersión	27º 50.653N-17º 56.637W
Inmersión	27º 43.511N-18º 09.599W	Inmersión	27º 50.727N-17º 54.852W

IV.1.2.2. Método de Muestreo

Para la realización de este estudio se tuvo en cuenta que la distribución en parches y las diferencias de la composición de fauna asociada a lo largo de gradientes de profundidad son generalmente debidas a factores físicos y que pequeños cambios en la morfología de los hábitats naturales pueden tener una influencia significativa en la estructura de la fauna asociada (Rule y Smith Stephen, 2007).

En cada punto de muestro se efectuaron censos visuales de peces, algas e invertebrados, ya que estos han demostrado precisión, son fácilmente replicables y que no es un método destructivo (Petrik y Levin, 2000). Se clasificó el paisaje submarino a partir de elementos que fueran estructuralmente distintos entre sí como son las variaciones estructurales (sustrato, biocenosis, etc.). Estas se encuentran controladas, hasta cierto grado, por agentes dinámicos (oleaje, corrientes, etc.) a lo largo del espacio. Bajo éstos parámetros se definieron inicialmente 7 tipos de fondo: arena, cascajo, piedra, algas fotófilas, fanerógamas marinas, blanquizal y veril.

Durante las inmersiones se efectuaron censos donde se tomó nota en tablillas de acrílico de la proporción de la cobertura algal y de invertebrados y del número y la talla de los peces, y se realizaron fotografías de las especies más significativas de cada punto. Cuando los peces se agruparon en un número mayor de 20 individuos su número se estimó de acuerdo a seis clases de abundancia: 20-40, 40–70, 70–150, 150–300, 300–700, >700 (Tuya *et al*., 2005).

Cada punto se muestreó disponiendo al azar cuatro transectos de 25 m de longitud por 2 m a cada lado (100 m^2) sobre los cuales se realizaron los censos visuales. En cada transecto se realizaron cinco cuadrantes de 50 cm de lado por dos buceadores equipados con equipo autónomo que toman los resultados independientemente, según los procedimientos estandarizados (Brock, 1982; Lincoln-Smith, 1988, 1989; Kingsford y Battershill, 1998) (Figura 37). El resultado final de cada cuadrante es la media de los dos buceadores y el del transecto la media de los cinco cuadrantes y para cada punto de inmersión la media de los 4 transectos.

Además en cada transecto, y a efectos de tener una idea de la complejidad estructural se tomo el índice de rugosidad (IR) con un baremo no estandarizado de 0 a 5 siendo 0 el fondo totalmente liso y el 5 él de mayor complejidad estructural.

La metodología utilizada ya obtuvo resultados satisfactorios en otros trabajos de investigación realizados en Canarias (Reuss, 2004; Tuya, 2005, 2006), ya que hay que tener en cuenta que dependiendo del método de muestreo puede variar el resultado de la riqueza de especies ícticas (Petrik y Levin, 2000). Al buscar, entre otros objetivos, la identificación de las interacciones entre variables individuales de la comunidad, se utilizan los índices de riqueza de especies, de abundancia, de diversidad, etc, como ya han utilizado otros investigadores con buenos resultados (Rule y Smith Stephen, 2007).

A lo largo de todos los muestreos realizados se identificaron “in situ” y se tomaron muestras para su posterior identificación en el laboratorio de las algas e invertebrados marinos y fotos de los peces existentes que no habían podido ser identificados “in situ”.

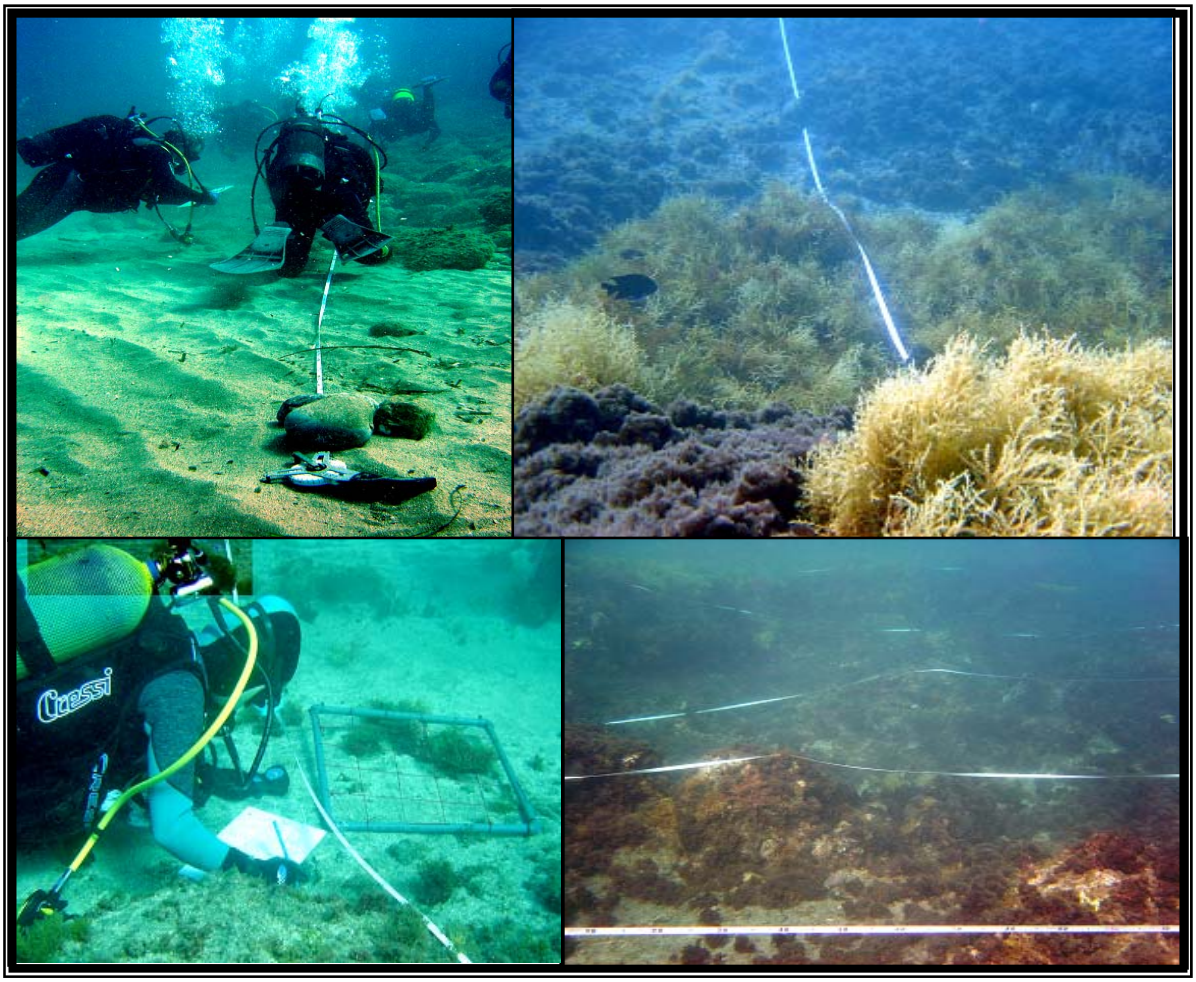


Figura 37. Fotografías de la metodología utilizada para realizar los transectos y medida del porcentaje de cobertura de organismos bentónicos (Fotos: A. Luque).

IV.1.2.3. Análisis de Datos

Los valores medios de cada punto inmersión se introdujeron en el programa BioDiversity Professional (V. 2). Para cada sector se realizó un estudio de la diversidad y de la riqueza de especies. La diversidad se estudió con el Índice de Shannon-Weaver (H’) (Lambshead *et al.,* 1983; Shannon y Weaver, 1949) éste considera los individuos aleatoriamente muestreados en

una población infinita (Pielou, 1975) en la que todas las especies están representadas, con lo que H' es dependiente del tamaño muestral y de la riqueza de especies. H' se ha calculado según la siguiente fórmula:

$$H' = -\sum p_i \ln(p_i)$$

donde p_i es la frecuencia de la especie i en la muestra considerada (Clarke y Warwick, 1984; Magurran, 1989).

La dominancia se estudió con el Índice de Simpson (D) (Simpson, 1949; Lambshead *et al.,* 1983). D indica la probabilidad de que dos individuos elegidos al azar pertenezcan a especies diferentes. Para una comunidad finita si utiliza la siguiente fórmula:

$$D = \sum_i \left(\frac{n_i(n_i - 1)}{N(N-1)} \right)$$

donde n_i es el número de individuos en la i-ésima especie y N es el número total de individuos. Con este mismo programa se ha calculado el Índice de similitud de Bray-Curtis y se ha obtenido un dendrograma, donde se ha reflejado la similitud entre los distintos sectores de la isla. También se estudió el índice de similitud entre la abundancia de las distintas especies ícticas y entre las especies de invertebrados y la abundancia de *M. fusca.*

La presencia de un número importante de ceros (ausencia de la especie en el punto de muestreo) en los censos hacía que los datos carecieran de normalidad estadística y que no se pudieran transformar con efectividad para lograr una homogeneidad de las varianzas, problema común a muchos censos ícticos (Anderson y Millar, 2004; Hawkins y Roberts, 2004; Michelli *et al.,* 2005; Guidetti *et al.,* 2005), por ello se optó por utilizar programa SPSS 14.0.1 para Windows (V. 14.0.1) para la realización de una correlación bivariada, con el coeficiente de Pearson (P), para variables lineales y la prueba de Kruskal-Wallis a las variables no paramétricas donde se compararon éstas con la abundancia de *M. fusca.* Los siete tipos de fondos prefijados inicialmente se agruparon en tres tipos para el tratamiento estadístico: Algas fotófilas, arena y blanquizal (fondo de piedra con alta densidad del erizo *D. antillarum.*

Para comparar las diferencias de los parámetros calculados, con el Biodiversity Professional, en los distintos sectores de la isla, se realizó una $\chi 2$ para ver si existen diferencias significativas entre estos. Con el mismo método se comparó el índice de rugosidad (IR), el número total de peces (Npeces), el número de especies de peces (Speces), la densidad íctica (d), la densidad de *M. fusca* (d'), H' total y H' sólo de las especies ícticas, D total y D de las especies ícticas.

IV.1.2.4. Contenidos Estomacales y Relaciones Tróficas

Dentro del muestreo biológico se conservaron en alcohol al 96% los estómagos de los individuos muestreados para su posterior análisis y ver las relaciones tróficas de *M. fusca*. De todos éstos se seleccionaron 46, para realizar un análisis de su contenido estomacal, de individuos muestreados entre enero y septiembre de 2004.

Se comprobó que el 47,82 % (22 ejemplares) estaban vacíos y sólo el 52,17% (24 ejemplares) contenían algún tipo de alimento. De estos últimos, se puedo comprobar que el 8,33% (2 ejemplares) tenían el alimento totalmente digerido, con lo que no fue posible comprobar a que taxón pertenecía la presa y en los otros 22 ejemplares se encontraron restos de alimento identificable:

a) parcialmente digerido en el 62,47 % (15 ejemplares) de los casos.

b) fresco en el 12,15 % (3 ejemplares) de los casos.

c) muy fresco en el 16,68% (4 ejemplares) de los casos.

De los estómagos en los que sí se determinó a que taxón pertenecían las presas se comprobó que el:

d) 86,45 % (19 ejemplares) contenían restos ícticos (escamas, espinas y/o vértebras).

e) 27,30 % (2 ejemplares) contenían restos de cefalópodos (plumas de calamar, cristalino).

f) 9,10% (6 ejemplares) contenían restos del cebo utilizado para su captura (cabezas de caballa).

g) en un estómago (13,65 %) se encontró un ejemplar de fula blanca (*Chromis limbata* (Valenciennes, 1833)) en un estado que permitió su identificación.

Los ejemplares muestreados para este estudio se capturaron en un 26,09 % (12 ejemplares) con nasa. De ellos el 41,67 % (5 ejemplares) estaban vacíos, mientras que el 58,3 3% (7 ejemplares) contenían restos que fue posible determinar a que taxón pertenecían. El 50% (23 ejemplares) se capturaron con anzuelo, de ellos el 43,48% (10 ejemplares) estaban vacíos y el 56,52% (13 ejemplares) contuvieron algún tipo de alimento, pero en el 13,38% (2 ejemplares) de los casos no fue posible determinar de que taxón procedían ya que estaban muy digeridos y el 23,91% (11 ejemplares) de las capturas fue pesca submarina: el 54,55% (6 ejemplares) se encontraron vacíos y el 45,45% (5 ejemplares) contuvieron restos en los que fue posible determinar a que taxón pertenecían.

IV.1.3. Resultados

Los fondos rocosos (algas fotófilas), dominaron gran parte de la plataforma insular con una gran cobertura algal, con muy pocas áreas de blanquizal o de fondos arenosos.

En la isla de El Hierro se han recopilado 153 especies distintas, de ellas 53 fueron especies de vegetales marinos (6 del filo Chlorophyta, 5 de Cyanophyta, 19 Heterokontophyta, 22 de Rhodophyta) además de una fanerógama marina (*Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson, 1869) (Tabla 13); esto representó más del 99 % de la cobertura vegetal. Se identificaron 54 especies de invertebrados (2 especie del filo Annelida, 10 especies de Arthropoda, 5 especies de Bryozoa, 9 especies de Cnidaria, 2 especies de Ctenophora, 8 especies de Echinodermata, 8 especies de Mollusca, 7 especies de Porifera, 4 especies de Urochordata) (Tabla 14). Se encontraron 46 especies ícticas las cuales pertenecieron a 27 familias distintas (Tabla 15), las especies más abundantes fueron la fula negra (*Abudefduf luridus*, (Cuvier, 1830)), la fula blanca (*C. limbata*), la anguila jardinera (*Heteroconger longuissimus,* Günther, 1870) y el pejeverde (*Thalassoma pavo (*Linnaeus, 1758)).

Este número de especies fue similar a los hallados por Bortone *et al.* en 1991, en esta misma isla (47 especies de peces) y a los encontrados en los arrecifes artificiales del Sureste de Gran Canaria (58) (Herrera *et al.,* 2002). El número de especies ícticas encontradas en El Hierro coincide con las encontradas en Madeira, en la zona de Funchal, (Ribeiro *et al.,* 2005), pero menor del encontrado en todo el Archipiélago Canario y en las Islas Salvajes por Falcón *et al.* (1996, 2001) (76 y 60, respectivamente). Aún así, el número de especies de peces listadas en El Hierro es bastante mayor que las encontradas por García Chartón *et al.* (2004) en siete reservas del Oeste del Mediterráneo (16). Prácticamente todos los fondos muestreados (84,85%) eran fondos duros (roca volcánica, cubierta por una pradera de *L. variegata*), por ello es lógico que presentaran una mayor riqueza de especies que la que se hubiera obtenido si fueran fondos de arena (Kendall *et* al., 2004).

Tabla 13. Listado de especies de vegetales marinos encontrados en la isla de El Hierro.

Filo	Nombre científico
Chlorophyta	*Avrainvillea canariensis* A. Gepp & E.S. Gepp
Chlorophyta	*Caulerpa mexicana* Sonder ex Kützing 1849
Chlorophyta	*Caulerpa webbiana* Montagne 1837
Chlorophyta	*Cladophora* sp. Kützing , 1843
Chlorophyta	*Dasycladus vermicularis* (Scopoli) Krasser in Beck & Zahlbruckner 1898
Chlorophyta	*Microdictyon tenuius* J.E. Gray 1866
Cyanophyta	*Aphanothece stagnina* (Sprengel) A. Braun in Rabenhorst 1863
Cyanophyta	*Blennothrix lyngbyacea* (Kützing ex Gomont) Anagnostidis & Komárek 1988
Cyanophyta	*Entophysalis deusta* (Meneghini) F.E. Drouet & W.A. Daily 1948
Cyanophyta	*Schizothrix calcicola* (C. Agardh) Gomont ex Gomont 1892
Cyanophyta	*Schizothrix mexicana* Gomont 1892
Hererokontophyta	*Dictyota* sp. J.V. Lamouroux 1809
Heterokontophyta	*Colpomenia* sp. (Endlicher) Derbès & Solier 1851
Heterokontophyta	*Cystoseira abies-marina* (S.G. Gmelin) C. Agardh 1820
Heterokontophyta	*Cystoseira compressa* (Esper) Gerloff & Nizamuddin 1975
Heterokontophyta	*Dictyota cervicornis* Kützing 1859: 11
Heterokontophyta	*Dictyota ciliolata* Sonder ex Kützing 1859: 12
Heterokontophyta	*Dictyota dichotoma* (Hudson) J.V. Lamouroux 1809: 42
Heterokontophyta	*Dictyota dichotoma* var. *intricata* (C. Agardh) Greville 1830: 58
Heterokontophyta	*Dictyota friabilis* Setchell 1926
Heterokontophyta	*Dictyota menstrualis* (Hoyt) Schnetter, Hörning & Weber-Peukert 1987: 195
Heterokontophyta	*Dictyota pfaffii* Schnetter 1972
Heterokontophyta	*Ectocarpus* sp. Lyngbye 1819
Heterokontophyta	*Halopteris filicina* (Grateloup) Kützing 1843
Heterokontophyta	*Lobophora variegata* (Lamouroux) Womersley ex Oliveira 1977
Heterokontophyta	*Sargassum cymosum* C. Agardh 1820
Heterokontophyta	*Sargassum desfontainesii* (Turner) C. Agardh 1820
Heterokontophyta	*Sargassum furcatum* Kützing 1843
Heterokontophyta	*Taonia atomaria* (Woodward) J. Agardh 1848
Heterokontophyta	*Zonaria tournefortii* (J.V. Lamouroux) Montagne 1846
Magnoliophyta	*Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson 1869
Rhodophyta	*Acrosymphyton purpuriferum* (J. Agardh) Sjöstedt
Rhodophyta	*Asparagopsis armata* Harvey 1855
Rhodophyta	*Calosiphonia vermicularis* (J. Agardh) F. Schmitz 1889
Rhodophyta	*Corallina elongata* J. Ellis & Solander 1786
Rhodophyta	*Galaxaura obtusata* (J. Ellis & Solander) J.V. Lamouroux 1816
Rhodophyta	*Galaxaura rugosa* (J. Ellis & Solander) J.V. Lamouroux 1816
Rhodophyta	*Ganonema farinosum* (J.V. Lamouroux) K.C. Fan & Y.C. Wang 1974
Rhodophyta	*Ganonema lubrica* Afonso-Carrillo, Sansón & Reyes 1998
Rhodophyta	*Hydroclathrus clathratus* (C. Agardh) M.A. Howe
Rhodophyta	*Hypnea spinella* (C. Agardh) Kützing 1847
Rhodophyta	*Jania adhaerens* J.V. Lamouroux 1816
Rhodophyta	*Liagora sp.* J.V. Lamouroux 1812
Rhodophyta	*Lithophyllum sp.* Philippi , 1837
Rhodophyta	*Lithophyllum polycephalum* Foslie
Rhodophyta	*Lithothamnium sp.* R.A. Philippi , 1837
Rhodophyta	*Nemalion helminthoides* (Velley) Batters 1902
Rhodophyta	*Neogoniolithon orotavicum* (Foslie) M. Lemoine ex Afonso Carillo
Rhodophyta	*Padina pavonica* (Linnaeus) Thivy 1960
Rhodophyta	*Polysiphonia sp.* Greville , 1823
Rhodophyta	*Polysiphonia sertularioides* (Grateloup) J. Agardh 1863
Rhodophyta	*Ralfsia verrucosa* (Areschoug) Areschoug 1845
Rhodophyta	*Taenioma nanum* (Kützing) Papenfuss 1952

Tabla 14. Listado de especies de invertebrados marinos encontrados en la isla de El Hierro.

Filo	Especie	Nombre común
Annelida	*Eurythoe complanata* (Pallas, 1776)	Gusano de fuego
Annelida	*Hermodice carunculata* (Pallas, 1776)	Gusano de fuego
Arthropoda	*Calcinus tubularis* (Linnaeus, 1767)	Cangrejo ermitaño
Arthropoda	*Dardanus calidus* (Risso, 1827)	Cangrejo ermitaño
Arthropoda	*Lysmata grabhami* (Gordon, 1953)	Lady escarlata
Arthropoda	*Megabalanus azoricus* (Pilsbry, 1916)	Megabalano
Arthropoda	*Mysidae* sp.	Miscidáceos
Arthropoda	*Paractaea monodi* Guinot, 1969	
Arthropoda	*Percnon gibbesi* (H. Milne Edwards, 1853)	Araña
Arthropoda	*Scyllarides latus* (Latreille, 1803)	Langosta canaria
Arthropoda	*Stenopus spinosus* Risso, 1826	Camarón espinoso
Arthropoda	*Stenorhynchus lanceolatus* (Brullé, 1837)	Cangrejo araña
Bryozoa	*Escharella variolosa* (Johnston, 1838)	
Bryozoa	*Reptadeonella violacea* (Johnston, 1847)	
Bryozoa	*Schizobrachiella sanguinea* (Norman, 1868)	
Bryozoa	*Schizomavella auriculata* (Hassall, 1842)	
Bryozoa	*Schizoporella longirostris* Hincks, 1886	
Cnidaria	*Aglaophenia pluma* (Linnaeus, 1767)	Pluma de mar
Cnidaria	*Antipathes wollastoni* Gray, 1857	Coral negro
Cnidaria	*Arachnanthus* sp. Carlgren, 1912	
Cnidaria	*Clytia hemisphaerica* (Linnaeus, 1767)	
Cnidaria	*Corynactis viridis* Allman, 1846	Anémona joya
Cnidaria	*Isarachnanthus cruzi* Brito, 1986	Anémona tubo de bandas
Cnidaria	*Pachycerianthus dohrni* (Beneden, 1924)	Anémona tubo de Dohrn
Cnidaria	*Pachycerianthus* sp. Roule, 1904	
Cnidaria	*Veretillum cynomorium* (Pallas, 1766)	
Ctenophora	*Cestum veneris* Leueur, 1813	Cinta de Venus
Ctenophora		Ctenóforos planctónicos
Echinodermata	*Antedon bifida* (Pennant, 1777)	Comátula común
Echinodermata	*Arbacia lixula* (Linnaeus, 1758)	Erizo cachero
Echinodermata	*Brissus unicolor* (Leske, 1768)	Erizo irregular
Echinodermata	*Diadema antillarum* Philippi, 1845	Diadema
Echinodermata	*Holothuria* (Platyperona) *sanctori* Delle Chiaje, 1823	Holoturia
Echinodermata	*Marthasterias glacialis* (Linnaeus, 1758)	Estrella espinosa común
Echinodermata	*Paracentrotus lividus* (Lamarck, 1816)	Erizo de mar común
Echinodermata	*Sphaerechinus granularis* (Lamarck, 1816)	Erizo de púas romas
Mollusca	*Haliotis coccinea* Reeve, 1846	Almeja canaria
Mollusca		Nudibranquios
Mollusca	*Patella tenuis crenata* (Orbigny, 1840)	Lapa negra
Mollusca	*Pinna rudis* (Linnaeus, 1758)	Abanico
Mollusca	*Spondylus senegalensis* (Schreibers, 1793)	Ostrón
Mollusca	*Stramonita haemastoma* (Linnaeus, 1766)	Carnadilla
Mollusca	*Thais haemastoma* Linnaeus	
Mollusca	*Tylodina perversa* (Gmelin, 1791)	Tilodina
Porifera	*Axinella damicornis* (Esper, 1794)	Esponja
Porifera	*Batzella inops* (Topsent, 1891)	Esponja
Porifera	*Chondrosia reniformis* (Nardo, 1847)	Esponja de cuero
Porifera	*Clathrina sp.* Gray, 1867	Esponja
Porifera	*Hemimycale columella* (Bowerbank, 1874)	Esponja
Porifera	*Ircinia sp.* Nardo, 1833	Ircinia
Porifera	*Verongia aerophoba* Schmidt,1862	Verongia
Urochordata		Ascidias coloniales planctónicas
Urochordata		Ascidias individuales planctónicas
Urochordata	*Clavelina lepadiformis* Müller, 1776	Ascidia azul
Urochordata	*Halocynthia papillosa* (Linnaeus, 1767)	Ascidia roja

Tabla 15. Listado de especies de peces encontrados en la isla de El Hierro. Grupo funcional Alimentario (G.F.A.) (Halpern, 2003; www.fisbase.org): (CA) Carnívoro, (PL) Plantívoro, (PLH) Plantívoros/ comedores de invertebrados.

Familia	Nombre científico	Nombre común FAO (vernácular)	G.F.A.
Apogonidae	*Apogon imberbis* (Linnaeus, 1758)	(Alfonsito)	CA
Aulostomidae	*Aulostomus strigosus* Wheeler, 1955	(Pez trompeta)	PL
Balistidae	*Balistes capriscus* Gmelin, 1789	Pejepuerco blanco (Pez ballesta)	PLH
Balistidae	*Canthidermis sufflamen* (Mitchill, 1815)	(Gallo oceanico)	PLH
Blenniidae	*Ophioblennius atlanticus* (Valenciennes, 1836)	(Barriguda)	PLH
Bothidae	*Bothus podas* (Delaroche, 1809)	(Tapaculo)	CA
Carangidae	*Pseudocaranx dentex* (Bloch & Schneider, 1801)	Jurel dentón (Jurel)	CA
Carangidae	*Seriola rivoliana* Valenciennes, 1833	Medregal limón	CA
Congridae	*Heteroconger longissimus* Günther, 1870	(Anguila jardinera)	PLH
Dasyatidae	*Dasyatis pastinaca* (Linnaeus, 1758)	Raya látigo común (Chucho Amarillo)	CA
Diodontidae	*Chilomycterus reticulatus* (Linnaeus, 1758)	(Pez globo)	PLH
Haemulidae	*Parapristipoma octolineatum* (Valenciennes, 1833)	Burrito listado	PLH
Labridae	*Bodianus scrofa* (Valenciennes, 1839)	(Pejeperro)	PLH
Labridae	*Centrolabrus trutta* (Lowe, 1834)	Romero	PLH
Labridae	*Coris julis* (Linnaeus, 1758)	(Doncella)	PLH
Labridae	*Thalassoma pavo (*Linnaeus, 1758)	(Pejeverde)	PLH
Labridae	*Xyrichtys novacula* (Linnaeus, 1758)	(Tamboril Espinoso)	CA
Monacanthidae	*Aluterus scriptus* (Osbeck, 1765)	Gallo azul	PLH
Monacanthidae	*Stephanolepis hispidus* (Linnaeus, 1766)	Lija áspera	PLH
Muraenidae	*Muraena helena* Linnaeus, 1758 (antes *Muraena augusti)*	Morena pintada (negra)	CA
Muraenidae	*Gymnothorax unicolor* (Delaroche, 1809)	Morena negra (Murión)	CA
Muraenidae	*Gymnothorax miliaris* (Kaup, 1856)	(Murión)	CA
Myliobatidae	*Myliobatis aquila* (Linnaeus, 1758)	Águila marina (Ratón)	PLH
Pomacentridae	*Abudefduf luridus* (Cuvier, 1830)	(Fula negra)	PLH
Pomacentridae	*Chromis limbata* (Valenciennes, 1833)	(Fula blanca)	PL

Familia	Nombre científico	Nombre común FAO (vernácular)	G.F.A.
Priacanthidae	*Heteropriacanthus cruentatus* (Lacepède, 1801)	(Catalufa)	CA
Scaridae	*Sparisoma cretense* (Linnaeus, 1758)	Loro viejo (Vieja)	PL
Scorpaenidae	*Scorpaena porcus* Linnaeus, 1758	Rascacio	CA
Scorpaeninae	*Scorpaena maderensis* Valenciennes, 1833	Rascacio de Madeira (Rascacio chico)	CA
Serranidae	*Epinephelus marginatus* (Lowe, 1834)	Mero moreno	CA
Serranidae	*Mycteroperca fusca* (Lowe, 1838)	Mero abadejo (Abade/Abae)	CA
Serranidae	*Serranus atricauda* Günther, 1874	(Cabrilla)	CA
Sparidae	*Boops boops* (Linnaeus, 1758)	(Boga)	PLH
Sparidae	*Diplodus cervinus cervinus* (Lowe, 1838)	(Sargo breado)	PLH
Sparidae	*Diplodus puntazzo* ***(Cetti, 1777)***	(Sargo picudo)	PLH
Sparidae	*Diplodus sargus cadenati* de la Paz, Bauchot & Daget, 1974	(Sargo común)	PLH
Sparidae	*Diplodus vulgaris* (Geoffroy Saint-Hilaire, 1817)	Sargo mojarra (Seifía)	CA
Sparidae	*Oblada melanura* (Linnaeus, 1758)	Oblada (Galana)	CA
Sparidae	*Pagrus auriga* Valenciennes, 1843	Pargo sémola (Sama roquera)	CA
Sparidae	*Sarpa salpa* (Linnaeus, 1758)	Salema	CA
Sparidae	*Spondyliosoma cantharus* (Linnaeus, 1758)	Pargo chopa (Chopa negra)	CA
Sphyraenidae	*Sphyraena viridensis* Cuvier, 1829	(Bicuda)	CA
Synodontidae	*Synodus synodus* (Linnaeus, 1758)	Legarto diamante (pez lagarto)	CA
Tetraodontidae	*Canthigaster capistrata* (Lowe, 1839)	(Gallinita)	PLH
Tetraodontidae	*Sphoeroides marmoratus* (Lowe, 1838)	(Tamboril)	PLH
Tripterygiidae	*Tripterygion delaisi* Cadenat & Blache, 1970	(Caboso)	PLH

Los valores de todos los datos obtenidos así como los datos de segundo nivel (índices de diversidad y dominancia se muestran en la Tabla 16 para cada sector.

Tabla 16. Medias (desviación de la media) del Índice de Rugosidad (IR), Nº de peces (Npeces), Nº de especies de peces (Speces), densidad (nº individuos/100m2) íctica (d), densidad(nº individuos/100m2) de M. fusca (d'), Índice de Shannon para todas las especies animales y vegetales (H'), Índice de Simpsons para todas las especies animales y vegetales (D), Índice de Shannon íctico (H' íctico) e Índice de Simpsons íctico (D íctico) por sector en el muestreo realizado en la isla de El Hierro. Significación calculada con una $\chi 2$ de 6 grados de libertad. * P < 0,05, ** P < 0,05, *** P < 0,001, NS: no significativo.

	Noreste	Bonanza -Restinga	Mar de las Calmas	Oeste	Golfo	Cono Norte	Significación
Sector	1	2	3	4	5	6	
IR	2,31 (1)	3,22 (0,28)	2,65 (0,76)	2,26 (0,30)	3,38 (0,40)	2,25 (0,33)	NS
Npeces	85,65 (36,02)	120,46 (28,85)	253,46 (225,23)	135,33 (54,06)	123,63 (85,13)	95,88 (48,00)	***
Speces	29,40 (6,32)	12,8 (2,17)	12,57 (3,22)	8,00 (2,00)	12,63 (3,19)	13,00 (3,00)	***
d	85,65 (36,02)	120,46 (25,81)	253,46 (225,23)	123,63 (85,13)	123,66 (85,13)	95,88 (48,00)	NS
d'	0,20 (0,24)	0,58 (0,53)	0,36 (0,41)	0,66 (0,55)	0, 66 (0,55)	0,81 (0,34)	NS
H'	2,22 (0,35)	2,14 (0,31)	1,81 (0,64)	1,84 (0,41)	1,97 (0,29)	2,42 (0,22)	NS
D	0,20 (0,08)	0,19 (0,07)	0,34 (0,24)	0,27 (0,12)	0,27 (0,09)	0,14 (0,05)	NS
H 'íctico	2,48 (0,25)	1,62 (0,26)	1,31 (0,55)	0,77 (0,46)	1,29 (0,28)	1,55 (0,15)	NS
D íctico	0,26 (0,07)	0,27 (0,09)	0,43 (0,25)	0,64 (0,22)	0,43 (0,13)	0,30 (0,04)	NS

Se observó que la zona de la isla con mayor IR fue el Golfo (3,38) y con menor en el Cono Norte (2,25).

El mayor número de peces se encontró en El mar de las Calmas (253,46) y el menor en el Noreste (85,64). El mayor número de especies ícticas se encontró en Noroeste (29,40) mientras que la zona con menos especies ícticas es el Oeste (8,00). El sector con más densidad de especies ícticas fue el Mar de las Calmas (253,46 peces/100 m^2) mientras que la menor densidad correspondió con sector Noreste (85,65 peces/100 m^2). Las zonas con mayor densidad de *M. fusca* fue el sector Norte (0,81 abades/100 m^2) y donde hubo una menor densidad fue en el sector Noreste (0,20 abades/100 m^2).

Con respecto a los índice de diversidad animal y vegetal, se comprobó que la máxima diversidad correspondió al sector Norte (H'=2,42) y

correspondió con el sector de menor dominancia (D=0,14), mientras que la menor diversidad animal y vegetal se observó en el sector del Mar de las Calmas (H'=1,81) que correspondió con el sector de mayor dominancia (D=0,34). En cambio, la diversidad íctica mayor correspondió con el sector Noreste (H'=2,48) que también correspondió con la menor dominancia íctica (0,26) y la menor diversidad íctica correspondió con el sector Oeste (0,77), que coincidió con la mayor dominancia (0,64) (Figura 38 y 39).

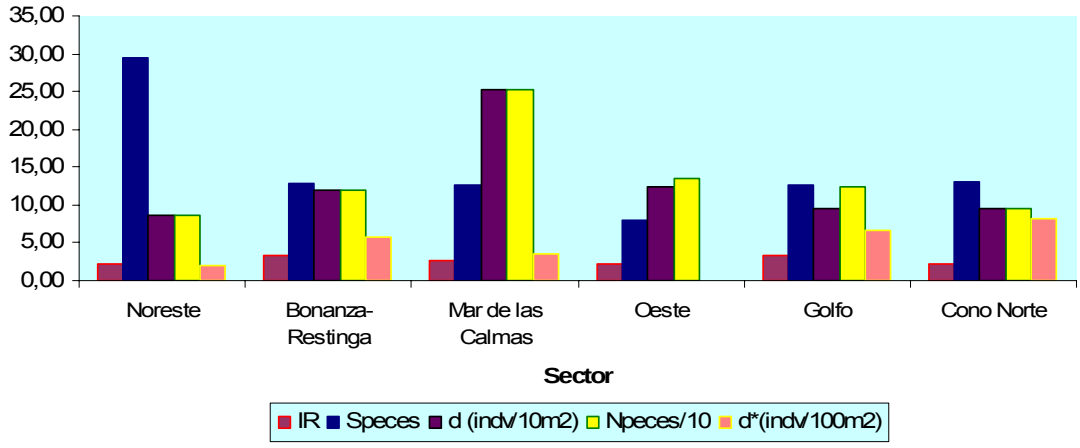


Figura 38. Relación entre distintos parámetros de abundancia y el IR en cada sector de la isla de El Hierro. IR. Índice de Rugosidad, Speces número de especies de peces, d densidad íctica (individuos/10 m^2), Npeces número de peces, d* densidad (individuos/100 m^2) de *M. fusca*.

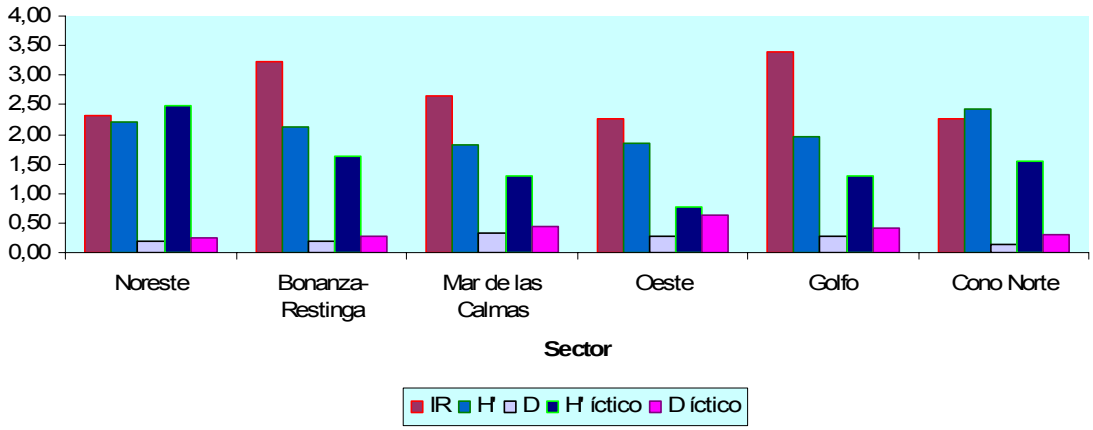


Figura 39. Relación entre los parámetros de diversidad y el IR en cada sector de la isla de El Hierro. IR. Índice de Rugosidad, H' Índice de Shannon, D Índice de Simpsons.

Como se ve en el dendrograma de similitud (Figura 40) entre las distintas zonas de la isla de El Hierro, la mayor similitud aparece entre el sector Norte y el Noreste (56,43 % de similitud) y la menor similitud aparece entre el Mar de las Calmas y el Oeste (31,46 % de similitud) (Tabla 17).

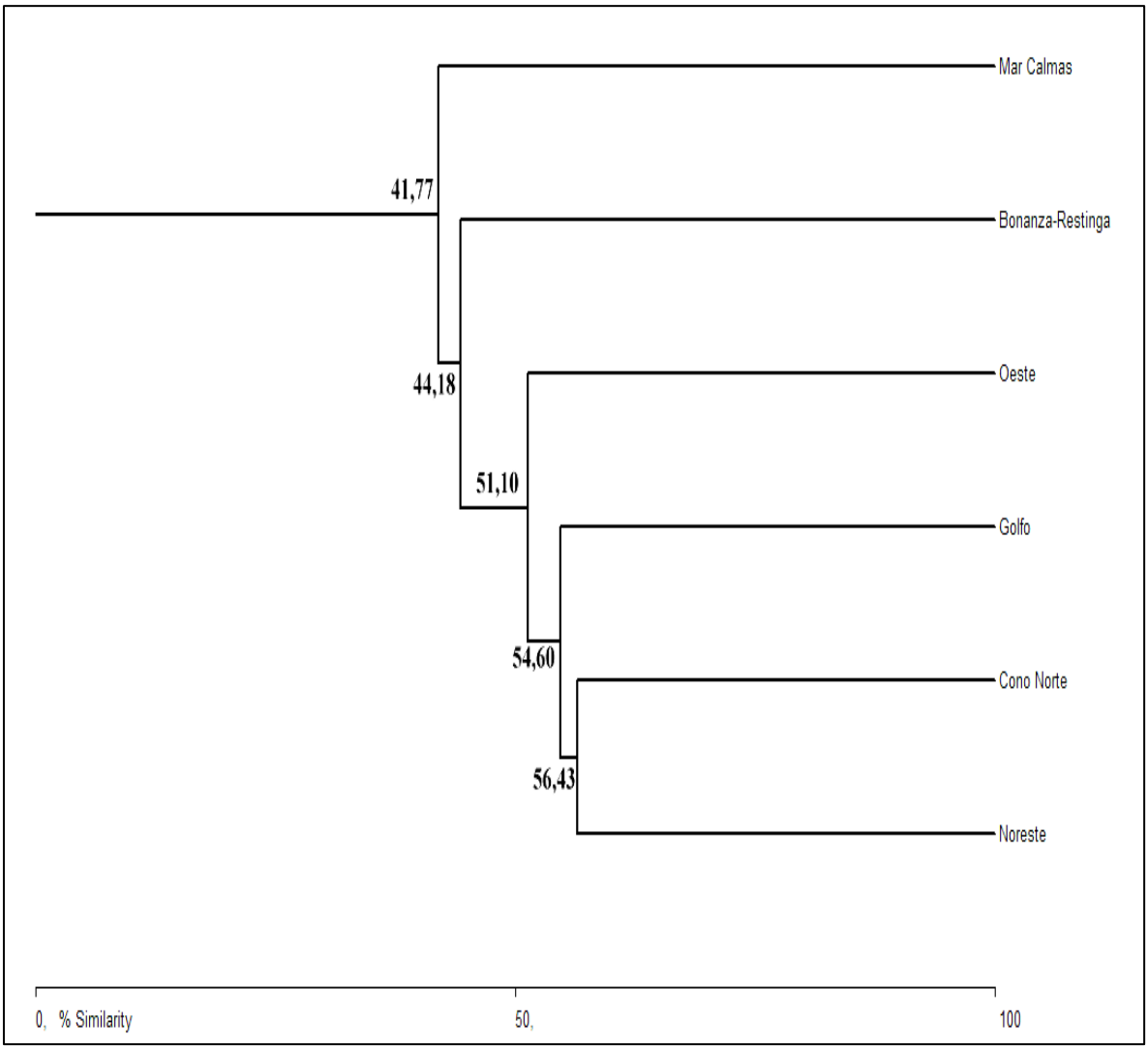


Figura 40. Dendrograma de similitud de especies entre los distintos sectores de la isla del El Hierro.

Tabla 17. Matriz de similitud calculada entre los distintos sectores de la isla de El Hierro.

	Bonanza-Restinga	Mar de las Calmas	Oeste	Golfo	Cono Norte
Noreste	40,98	42,04	35,18	54,69	56,43
Bonanza-Restinga	*	40,58	34,89	34,93	44,30
Mar de las Calmas	*	*	31,46	38,70	37,60
Oeste	*	*	*	51,27	40,24
Golfo	*	*	*	*	53,86

El programa nos permitió hacer un análisis comparativo de distancias ecológicas sobre la presencia de diferentes especies lo que nos indicó la probabilidad de que convivan en el mismo espacio. Se observó una similitud mayor entre las abundancias *M. fusca* y *Diplodus cervinus cervinus* ((Lowe, 1838) (65,80 % de similitud), seguido de *Serranus atricauda* (Günther, 1874) (Figura 41). También se observó la convivencia con los invertebrados en base a la abundancia de *M. fusca: Percnon gibbesi* (H. Milne Edwards, 1853) (70,62 %), *Schizoporella longirostris,* Hincks, 1886 (55,17 %), seguidos de *Hermodice carunculata* (Pallas, 1776) (66,81 %) y *Chondrosia reniformes* (Nardo, 1847) (55,53 %) (Figura 42).

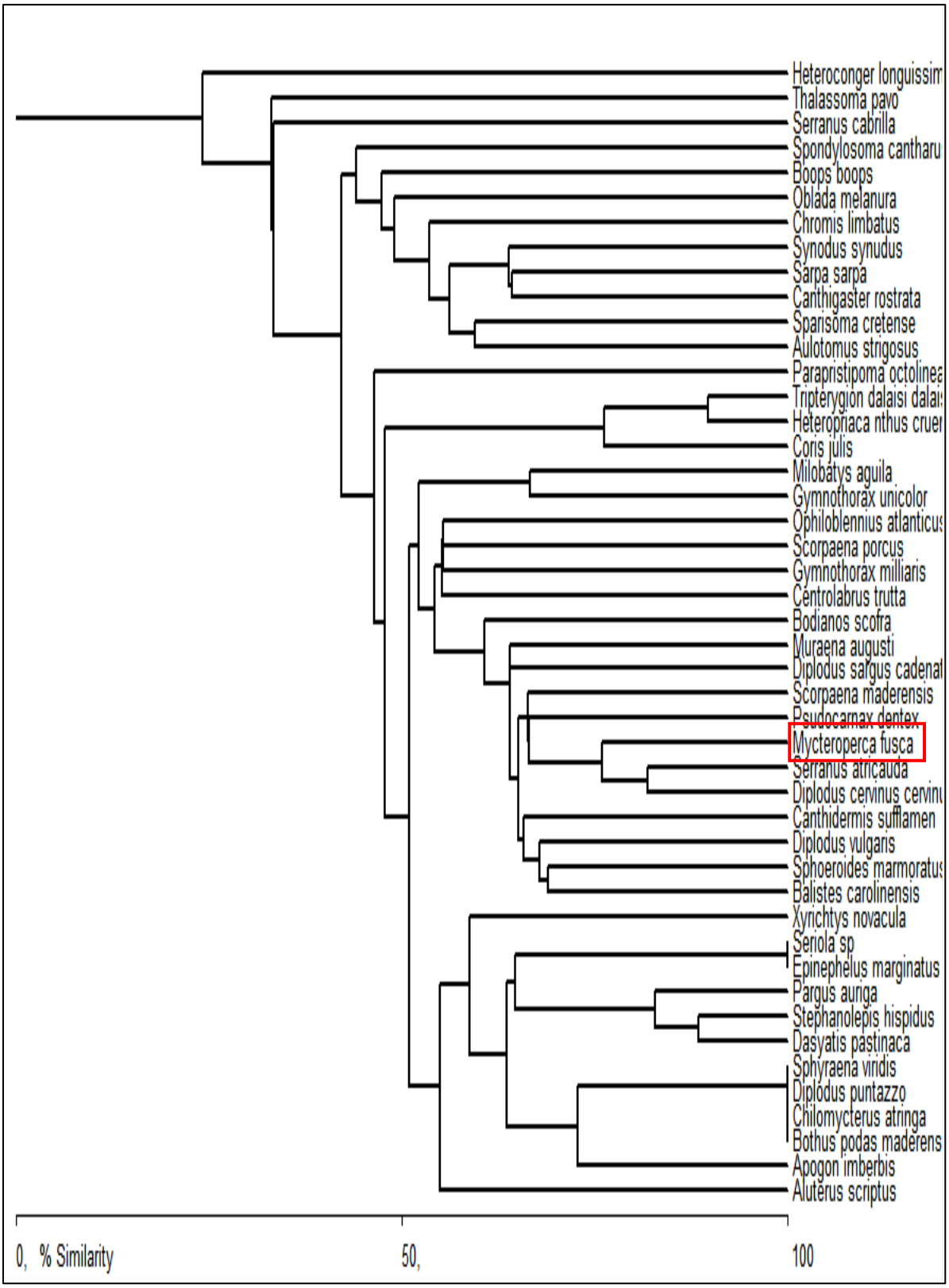


Figura 41. Dendrograma de similitud entre las distintas especies ícticas.

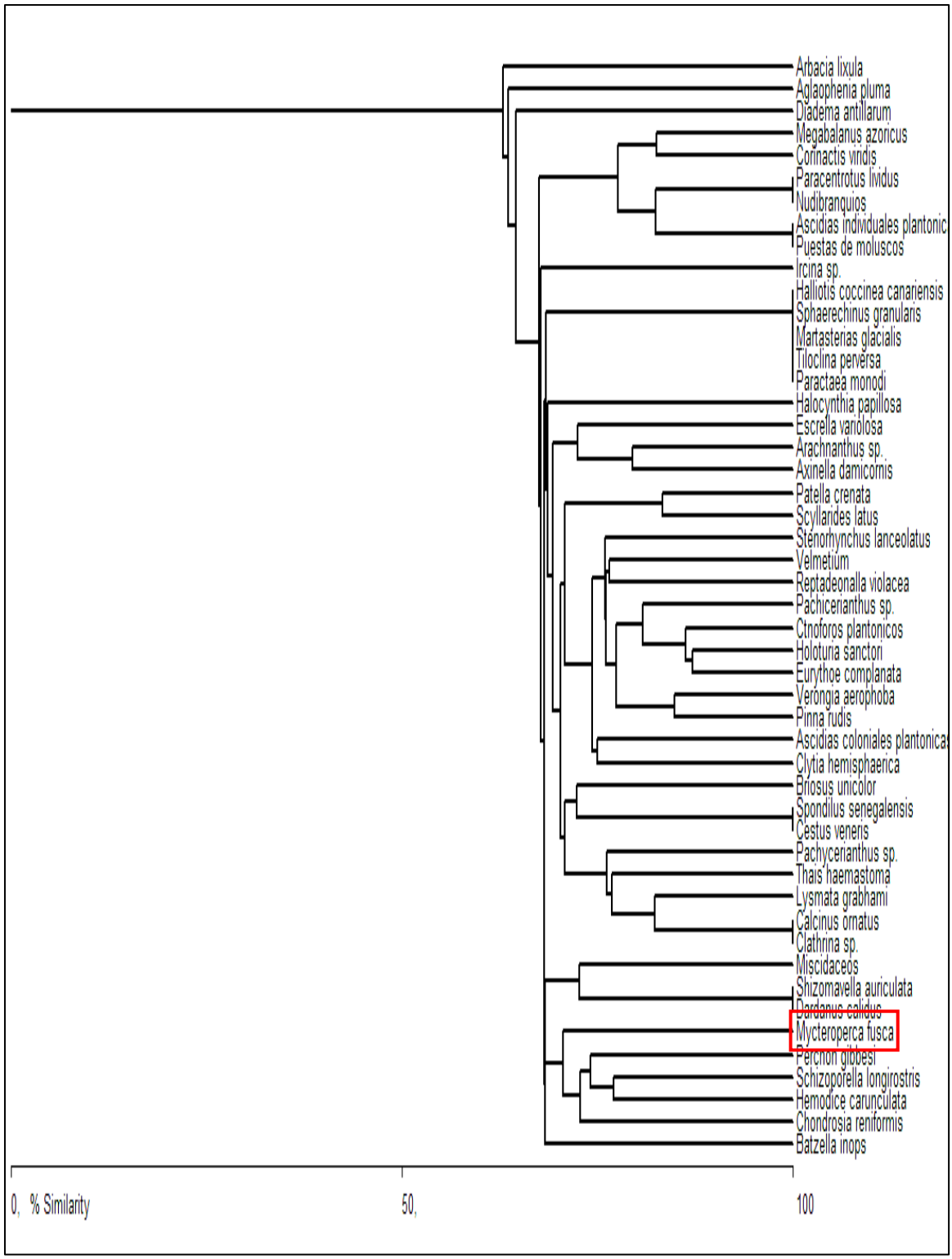


Figura 42. Dendrograma de similitud entre las especies de invertebrados y *M. fusca.*

Las correspondencias lineales, coeficiente de Pearson (P) y significación ≤ 0,01, de la abundancia de *M. fusca* y datos del medio y del muestreo y de distintas especies animales y vegetales aparecen el la Tabla 18. La presencia de *M. fusca* se relacionó sólo con una especie de alga rodófita (*Hypnea spinella,* (C. Agardh) Kützing 1847); los invertebrados que aparecieron relacionados con su presencia fueron: *Megabalanus azoricus* (Pilsbry, 1916), *Scyllarides latus* (Latreille, 1803), *Arachnanthus* sp*., Clytia hemisphaerica* (Linnaeus, 1767), *Pachycerianthus* sp*., Veretillum cynomorium* (Pallas, 1766), *Brissus unicolor* (Leske, 1768)*, Marthasterias glacialis* (Linnaeus, 1758), *Pinna rudis* (Linnaeus, 1758), *Tylodina perversa* (Gmelin, 1791)*, Clathrina* sp. e *Ircinia* sp.

Los peces correlacionados con la presencia de *M. fusca* fueron: *Aluterus scriptus* (Osbeck, 1765), *Aulostomus strigosus,* Wheeler, 1955, *Centrolabrus trutta* (Lowe, 1834)*, C. limbata, D. cervinus cervinus, Gymnothorax miliaris* (Kaup, 1856)*, Gymnothorax unicolor* (Delaroche, 1809), *Myliobatis aquila* (Linnaeus, 1758), *Muraena helena* Linnaeus, 1758, *Oblada melanura* (Linnaeus, 1758), *Ophioblennius atlanticus* (Valenciennes, 1836), *Scorpaena porcus,* Linnaeus, 1758, *S. atricauda, Spondyliosoma cantharus* (Linnaeus, 1758), *T. pavo* y *Tripterygion delaisi,* Cadenat & Blache, 1970*.* Algunos de los cuales son parte de su alimentación (*C. limbata, T. pavo*) y otros con los que comparte el medio.

Las características no paremétricas se analizaron con la prueba de Kruskal-Wallis, pero no se vio ninguna relación entre el Sector o el Tipo de fondo con la presencia de *M. fusca* (Tabla 19).

Tabla 18. Tabla de correlaciones lineales entre la abundancia de *M. fusca* y las características del medio, datos de muestreo y abundancia de las distintas especies que se observaron en la isla de El Hierro. La correlación es significativa al nivel 0,01 (bilateral). La correlación es significante al nivel 0,05 (bilateral).

			P	Significación
Algas	Rhodophyta	*H. spinella*	0,44 **	0,01
Invertebrados	Arthropoda	*M. azoricus*	0,30	0,09
	Arthropoda	*S. latus*	0,46**	0,01
	Cnidaria	*Arachnanthus* sp.	0,38*	0,03
	Cnidaria	*C. hemisphaerica*	0,43*	0,01
	Cnidaria	*Pachycerianthus* sp.	0,47*	0,01
	Cnidaria	*V. cynomorium*	0,58*	0,00
	Echinodermata	*B. unicolor*	0,44*	0,01
	Echinodermata	*M. glacialis*	0,59**	0,00
	Mollusca	*P. rudis*	0,39*	0,02
	Mollusca	*T. perversa*	0,59**	0,00
	Porifera	*Clathrina* sp.	0,30	0,09
	Porifera	*Ircinia* sp.	0,34	0,05
Peces	Carnívoros	*G.miliaris*	0,56**	0,00
	Carnívoros	*G. unicolor*	0,59**	0,00
	Carnívoros	*M.helena*	0,30	0,09
	Carnívoros	*O.melanura*	0,50**	0,00
	Carnívoros	*S. porcus*	0,32	0,07
	Carnívoros	*S. atricauda*	0,30	0,09
	Carnívoros	*S. cantharus*	0,53**	0,00
	Plantívoros	*C. limbata*	0,50**	0,00
	Plantívoros	*A. strigosus*	0,49**	0,00
	Plantívoros/ comedores de invertebrados	*A. scriptus*	0,53**	0,00
	Plantívoros/ comedores de invertebrados	*C. trutta*	0,32	0,07
	Plantívoros/ comedores de invertebrados	*D. cervinus cervinus*	0,31	0,08
	Plantívoros/ comedores de invertebrados	*M. aquila*	0,59**	0,00
	Plantívoros/ comedores de invertebrados	*O.atlanticus*	0,31	0,08
	Plantívoros/ comedores de invertebrados	*T. pavo*	0,29	0,10
	Plantívoros/ comedores de invertebrados	*T. delaisi*	0,37*	0,03

Tabla 19. Prueba de Kruskal-Wallis para la abundancia de *M. fusca* y las características del medio y datos de muestreo, no paramétricos, que se observaron en la isla de El Hierro.

	Chi-cuadrado	Grados de libertad	Significación asintótica
Sector	8,93	5	0,11
Fondo	0,29	2	0,86

IV.1.4. Discusión

En diversos estudios se ha relacionado un mayor IR con una mayor riqueza de especies ícticas, número de peces y diversidad y con la estratificación de la comunidad por el tamaño (Luckhurst y Luckhurst, 1978) y con una mayor diversidad (Roberts y Ormond, 1987; Sedberry *et al*., 1999). En el caso de El Hierro no se observó esta tendencia debido a que 84,85% de los fondos estaban caracterizados por presentar una cobertura homogénea de *Lobophora variegata.* Este dato coincide lo que Bohnsack (1982) apuntó al decir que el aumento de la diversidad del habitad provocaba un aumento de las presas para los peces piscívoros, en donde se incluyó al género *Mycteroperca*.

Los índices de diversidad (H') en la isla de El Hierro corresponden con los valores normales (de 1 a 3), ya que varió entre 2,42 y 1,81. Se observó un aumento de H' desde el estudio de Bortone *et al.* en 1991, donde el máximo de H' fue de 1,39. Este aumento de la diversidad parece indicar que se ha producido un efecto reserva en estos años. Comparando con los datos de trabajos similares en otras zonas los valores de biodiversidad de el Hierro son más altos que los encontrados por Falcón *et al.* (1996) que variaba entre 0,27 y 0,99 ambos en Fuerteventura algo menor que el Oeste del Mediterráneo que varió 2,10 y 3,06 (García Chartón *et al.,* 2004). Roberts y Ormond (1987) observaron que H' afecta directamente a la riqueza de especies de peces dato que coincide con lo que se observó en El Hierro ya que el Noreste coincide la mayor H' íctica (2,48) con el mayor número de especies de peces encontradas (29,40). Las densidades ícticas encontradas variaron entre 253,46 peces/100 m^2, en el Mar de las Calmas, y 85,65 peces/100 m^2, en el Noreste. Esta variación tan marcada viene dado por un claro efecto reserva, ya que es en el Mar de las Calmas donde se encuentra la RM. Esta densidad es similar a la encontrada en distintas reservas del Mediterráneo: de 285,6 peces/100 m^2 (García Chartón *et al.,* 2004) y menor a la observada en Madeira por Ribeiro *et al*. (2005) (760,5 peces/100 m^2). Las máximas densidades de *M. fusca* fueron encontradas en el Cono Norte (0,81 Abades/100 m^2) y las mínimas en el Golfo y en el Oeste (ambas 0,66 Abades/100 m^2).

El sector del Golfo es él que presentó un mayor IR, esto parece indicar

que *M. fusca* presenta una preferencia por sustratos con una mayor complejidad, así como por las zonas de veriles y sus proximidades. Esto se debe a que los serránidos se encuentran muy asociados a la estructura del habitad (Sluka *et al.*, 2001). Las densidades que se encontraron en el presente estudio son mayores que las observadas por Tuya *et al.* en 2005 (0,32 *M. fusca*/100 m^2) en las RM de El Hierro y en la del Archipiélago de Chinijo. Esto puede se debe a que en dicho estudio sólo se tuvo en cuenta la RM del Mar de las Calmas y, como ya se dijo anteriormente, la máxima densidad de abade observada en nuestro trabajo se encontró fuera de la reserva. La densidad de *M. fusca* encontrada en el presente estudio fue mayor que lo que se pudo encontrar en las islas de Alegranza, Fuerteventura, Gran Canaria y Tenerife en donde se observó en un 1% de los muestreos y en Azores donde apareció como especie ocasional (Falcón *et al.,* 2002).

Si comparamos la densidad de *M. fusca* en El Hierro con las que se encontraron para otras especies del género en zonas diferentes a Canarias se observa que la densidad es mayor en El Hierro. Así *M. bonaci* presentó una densidad de 0,084 individuos/100 m^2 en el estudio de Sluka *et al.* (2001) y de 0,03 a 0,12 individuos/100 m^2 en el de Sluka *et al.* (1998); *M. venenosa* presentó 0,01 individuos/100 m^2 (Sluka *et al.*, 2001) y ambas, *M. bonaci* y *M. venenosa* junto con otros serránidos se observaron en una densidad que varió entre 0.52 y 0.63 individuos/100 m^2 (Sullivan y Sluka, 1996) en todos los casos los estudios se realizaron en los Cayos de Florida (EE.UU.). Mientras que *M. interstitialis* en los Cayos de Florida (EE.UU.), y *M. rubra*, en distintas reservas del Mediterráneo, se mantuvieron en 0,04 individuos/100 m^2 (Sluka *et al.*, 2001; García Charton *et al.,* 2004, respectivamente). *M. microlepis,* en el Golfo de México, presenta densidades de juveniles de 0,5 individuos/100 m^2 (Koenig y Coleman, 1998). En el Golfo de México se demostró que en los muestreos con videocámara aumentan la densidad considerablemente con los respecto a los muestreos "in situ" como el de éste estudio, pasando de ser especie ocasional hasta a ver 8 por muestreo (Sedberry y Van Dolah, 1984). En el caso de *Mycteroperca tigris,* en las Islas Vírgenes (EE.UU) sólo se le pudo ver en 1% de las observaciones (Kendall *et al.,* 2004). Por suerte en El Hierro no ha ocurrido como en otros archipiélagos oceánicos (Caribe, Indo-Pacífico, Hawai,

Seychelles) donde se ha llegado a la extinción de los peces bentónicos de mayor tamaño (Jennings *et al.,* 1995; Dulvy *et al.,* 2004; Hawkins y Roberts, C.M., 2004).

En la isla de El Hierro, se observó una correlación significativa (P = 0,44, Significación 0,01) de la abundancia de *M. fusca* sólo con un alga (*Hypnaea spinella)*, esto es algo similar a lo que se observó con el porcentaje de cobertura que estaba correlacionado, inversa pero significativamente, con la abundancia de *M. bonaci* en los Cayos de Florida (EE.UU.) (Sluka *et al.*, 2001). Tampoco se observaron correlaciones positivas con la proporción de algas, corales ni esponjas con *M. bonaci, M. tigris* y *M. venenosa* en los Cayos de Exuma (Sluka, 1996). La presencia de *M. fusca* se vio correlacionada con Poríferos (*Clathrina* sp., P=0,30, Significación=0,09; *Ircinia* sp., P=0,34, Significación=0,05), Cnidarios (*Arachnanthus* sp., P=0,38*, Significación=0,03; *Clytia hemisphaerica*, P=0,43*, Significación=0,01; *Pachycerianthus* sp., P=0,47*, Significación=0,01; *Veretillum cynomorium,* P=0,58*, Significación<0,00), Moluscos (*Pinna rudis*, P=0,39*, Significación=0,02; *Tylodina perversa*, P=0,59**, Significación<0,00), Artrópodos (*Megabalanus azoricus*, P=0,30, Significación=0,09; *Scyllarides latus*, P=0,46**, Significación=0,01) y Equinodermos (*Brissus unicolor*, P=0,44*, Significación=0,01; *Marthasterias glacialis*, P=0,59**, Significación=0,00). De todos los invertebrados correlacionados solo se observó similitud en las abundancias, de *M. fusca,* con *S. latus* (70,62%), esto se explica desde un punto de vista trófico, ya que *M. fusca* se alimenta además de peces y cefalópodos, de crustáceos (Heemstra y Randall, 1993; Sedberry, 1999), probablemente, en nuestro caso debido a su tamaño *S. latus*, no forme parte de su dieta. La relación de *M. fusca*, tanto como correlación como similitud de abundancias, con invertebrados sésiles pone de manifiesto que es no es una especie ramoneadora sino que es una especie cazadora activa que se alimenta de peces y de invertebrados no sésiles. Es importante señalar lo numeroso de las especies que se correlacionan con la abundancia de *M. fusca*, esto se entiende si tenemos en cuenta que un aumento de la diversidad del habitad provoca un aumento de las presas para los peces piscívoros (Bohnsack, 1982). También se había observado con anterioridad (Carpenter *et al.,* 1981), que

existe una correlación positiva entre abundancia y diversidad de especies con la cobertura de coral.

El hecho de que dos o varias especies de peces aparezcan en el mismo hábitat con similitudes en la abundancia nos indica que no existe un proceso de competencia entre ellas, sino que utilizan recursos alimenticios distintos o explotan diferentes zonas del hábitat, en definitiva que tienen nichos ecológicos diferentes. Con respecto a las especies ícticas que aparecieron correlacionados en abundancia con *M. fusca*, encontramos un total de 16 pertenecientes a 11 familias distintas. De estas aparecen tres especies de morenas: *Gymnothorax miliaris, Muraena helena* y *Gymnothorax unicolor,* estas tiene hábitos alimenticios y preferencia de habitad (oquedades en rocas) similares a las del *M. fusca*, con la diferencia que tienen hábitos distintos, ya que las morenas por lo general, son sedentarias esperando que las presas se pongan a su alcance, mientras que el abade está permanentemente explorando el territorio. Otra familia con la que apareció correlacionada es la *Sparidae*, en concreto una especie de esta familia (*Diplodus cervinus cervinus*) que además de tener correlacionada la abundancia también presentaba una alta similitud (60,80%) con la de *M. fusca.* Sólo otro miembro de la familia Serranidae, *Serranus atricauda,* aparece correlacionado con el abade, y esta es otra de las especies ícticas que presentó similitud de abundancias con él. Estas relaciones son debidas a que ambos serránidos comparten preferencias de hábitat. Algunas presas de *M. fusca*, aparecen correlacionadas en su abundancia, estas son: *Chromis limbata* (observación personal en estómagos muestreados) y *Thalassoma pavo*. Un miembro de la familia Aulostomidae (*Aulostomus strigosus*) y otro de la familia Mocanthidae (*Aluterus scriptu*) que también aparecieron correlacionados con la abundancia de *M. fusca* parece ser que esto se debe a la buena conservación del habitad.

Además de éstas familias también apareció un representante de la familia Mylobatidae, otro de la familia Blenidae y otro de la familia Triptegenidae. La relación entre los piscívoros de gran tamaño, como es el caso de *M. fusca,* con peces ramoneadores, como son los correlacionados que se clasificaron como pertenecientes al grupo alimentario de plantívoros y comedores de invertebrados, se estudió para *M. tigris* y se observó que un

aumento de su abundancia producía una reducción de 4 al 8% del ramoneo sobre las algas en los arrecifes del Caribe (Mumby *et al.,* 2006). Es importante señalar la ausencia de representación de ninguna especie de cefalópodos, pero que si se ha descrito en la bibliografía (Heemstra y Randall, 1993, 1999) y con lo que se observó en el estudio de contenido estomacal. Esto puede ser debido a que los cefalópodos tengan hábitos nocturnos y los muestreos realizados para este estudio fueron todos diurnos, a que son crípticos y rehuyen de los buceadores y/o que debido a la presión depredadora de *M. fusca* los haya desplazado a otros hábitats.

A diferencia de lo observado por Sedberry *et al.,* (1999) donde los serránidos de gran tamaño eran más abundantes en las zonas con protección, y lo que ocurre en el Mediterráneo, donde se observó que éstos eran más vulnerables a la sobrepesca en áreas no protegidas que en las protegidas (García Chartón *et al.,* 2004). En el caso de la Isla del Hierro en la Reserva Marina de la Restinga no ocurrió esto, ya que la densidad de *M. fusca* en dicha reserva fue la segunda más baja de todos los sectores.

Esto coincide con lo observado por Tuya *et al.* (2006), que lo achacó al pequeño tamaño de la Reserva Integral con lo que no se permitía que se desarrollaran poblaciones estables, aunque sí encontró una mayor conservación de las especies de interés pesquero en el Hierro que en el resto el Archipiélago. También tendría que considerarse el hecho de que dentro de la zona de RM está permitida un tipo de pesca llamada “a puyón”, es decir un buzo provisto de neopreno y un sedal puede pescar selectivamente los individuos de interés, como es el caso de los grandes serránidos, abade y mero.

Debido a que la RM está situada en una zona de calma este tipo de pesca es posible. En cambio, los sectores del Norte, Noreste y Noroeste, donde se observó una mayor abundancia de *M. fusca*, normalmente el mar esta batido por el viento, con lo que impediría este tipo de pesca y la consiguiente mayor abundancia de abades.

Teniendo en cuenta que en la creación de reservas marinas no solo entran criterios biológicos sino también sociales, otra explicación es que la citada RM se creó en base a unas características ambientales que no eran las idóneas para potenciar la diversidad íctica, ya que para que un Área Marina Protegida (AMP) tenga éxito ha de tener todos los tipos de habitad relevantes, es decir, aquellas que posean características únicas e identificables de las comunidades ecológicas encontradas, y una protección de todas las partes del sistemas oceánico (Friedlander *et al.,* 2003); o que la presión pesquera que supone el Puerto de La Restinga está afectando a la diversidad de zona de reserva marina, por otro lado muy pequeña, con lo que la pesca selectiva de extracción de individuos de gran tamaño en una población puede afectar dramáticamente a la abundancia, la estructura talla/edad y a la reproducción (PDT, 1990; Chiapone *et al.,* 2000; Costa *et al.,* 2003). Como ocurre en la mayoría de las AMPs, éstas se crean para el manejo de de las pesquerías con lo que el esfuerzo pesquero puede no disminuir sino desplazarse a otras zonas vecinas que se empobrecen.

Esto provoca que sea necesario hacer un seguimiento empírico de la evaluación de los efectos de la pesca y como esta afecta a la mortalidad natural en los asentamientos de stocks pesqueros (Coleman *et al.,* 2004).

Se ha observado que el efecto proporcional de la RM es independiente del tamaño de la misma. El establecimiento de una RM puede producir que los niveles de densidad, biomasa tamaño del organismo y diversidad aumenten hasta un 20-30% con respecto a las zonas de no reserva. Este aumento no se ha podido comprobar en los invertebrados de pequeño tamaño. No es posible determinar al 100% el impacto que una RM pueda sobre un determinado organismo. Al crearse una RM hay que tener en cuenta que se puede producir un aumento de la intensidad pesquera fuera de la misma que obligue a tomar mediadas biológicas al respecto. Además, no siempre las RM está bien protegidas contara los furtivos (Halpern, 2003).

Los métodos tradicionales de protección de los stocks de serránidos basados en tallas mínimas y el limitación de las capturas no han resultados efectivos en poblaciones en disminución (Sluka *et al.,* 1994). Dicho efecto se

pudo observarse con *M. fusca* en El Hierro y en *M. microlepis* y *M. bonaci* en el Atlántico Central Oeste, el Golfo de México y las costas pacíficas de EE.UU. (Shipp, 2003) donde se vio que tenían que estudiarse, también, los patrones de movimiento/migración. Se observó que las RM pueden producir fuertes beneficios para la gestión de las pesquerías durante los periodos en que las especies son más vulnerables, o en ciertos miembros del stock. Los serránidos presentan abundancias mayores en plataformas amplias que en las estrechas (Bannerot *et al.,* 1987), y como se comentó en la introducción, una de las características ambientales de la isla de El Hierro es que su plataforma es bastante estrecha llegando a profundidades importantes a pocos metros de la costa, llegando incluso a tener muestreos en donde por cada metro de transecto se daba una diferencia de un metro de profundidad, con lo que esta situación puede estar afectando directamente a la abundancia de *M. fusca.*

IV.2. Estudio de las poblaciones de *Mycteroperca fusca* en La Reserva Marina de la Isla de la Graciosa y los islotes del Norte de Lanzarote.

IV.2.1. Introducción

La RM de Chinijo es la zona menos poblada del Archipiélago (658 habitantes, 21,93 habitantes/km^{2,} Instituto, Nacional de Estadística, 2006), la visitaron 10.000 turistas en 2003 (ISTAC). El archipiélago tiene un perímetro de 53 km de costa, de los cuales el 100% de su totalidad tiene algún tipo de protección por la Ley de Espacios Naturales de Canaria (Ley 12/1994, 19 de diciembre).

Desde el punto de vista pesquero tiene censados 0,15 barcos por km de costa (Bas *et al.,* 1995), aunque se llegaron a observar hasta 1,89 barcos por km (ISTAC), siendo el valor más alto de todas las islas del Archipiélago. No se contabilizó ningún vertidos contabilizados a lo largo de la de costa del Archipiélago, siendo, por lo tanto, la costa que menor número de vertidos por km presentó (Haroun *et al,* 2005).

La RM de la Isla de la Graciosa y los islotes del Norte de Lanzarote fue creada en 1996, a iniciativa del sector pesquero y respaldada por los estudios del Instituto Español de Oceanografía y la Universidad de La Laguna (Brito *et al.,* 1997). Se extiende en el Atlántico abarcando el Norte de la isla de Lanzarote, la Graciosa e islotes del Archipiélago Chinijo (Montaña Clara, Roque Oeste, Roque Este y Alegranza). Sus coordenadas son: 13º34'W-29º27'N y 13º17'W-29º12'N. Los fondos principalmente arenosos pero en algunas áreas son abruptos con cañones y túneles, ya que son islas volcánicas. Son ricas en flora y fauna y también, debido a un afloramiento de aguas frías y ricas en nutrientes en pesca y que ha sido durante años la actividad principal de los gracioseros. En la parte oriental se encuentra la reserva integral que rodea el Roque del Este. La RM tiene forma rectangular y una superficie de 700 Km^2, un 40% aproximado de la cual se encuentra en aguas exteriores y el 60% restante en aguas interiores (Tabla 19). Con esta Reserva se prolonga al medio marino

la protección ya existente en el terrestre (Parque Natural del Archipiélago de Chinijo). El área comprendida en un círculo de una milla de radio centrado en el Roque del Este, constituye la RI (Figura 43) (http://www.mapa.es/rmarinas). La RM está vigilada a diario 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 (Tuya *et al.*, 2006).

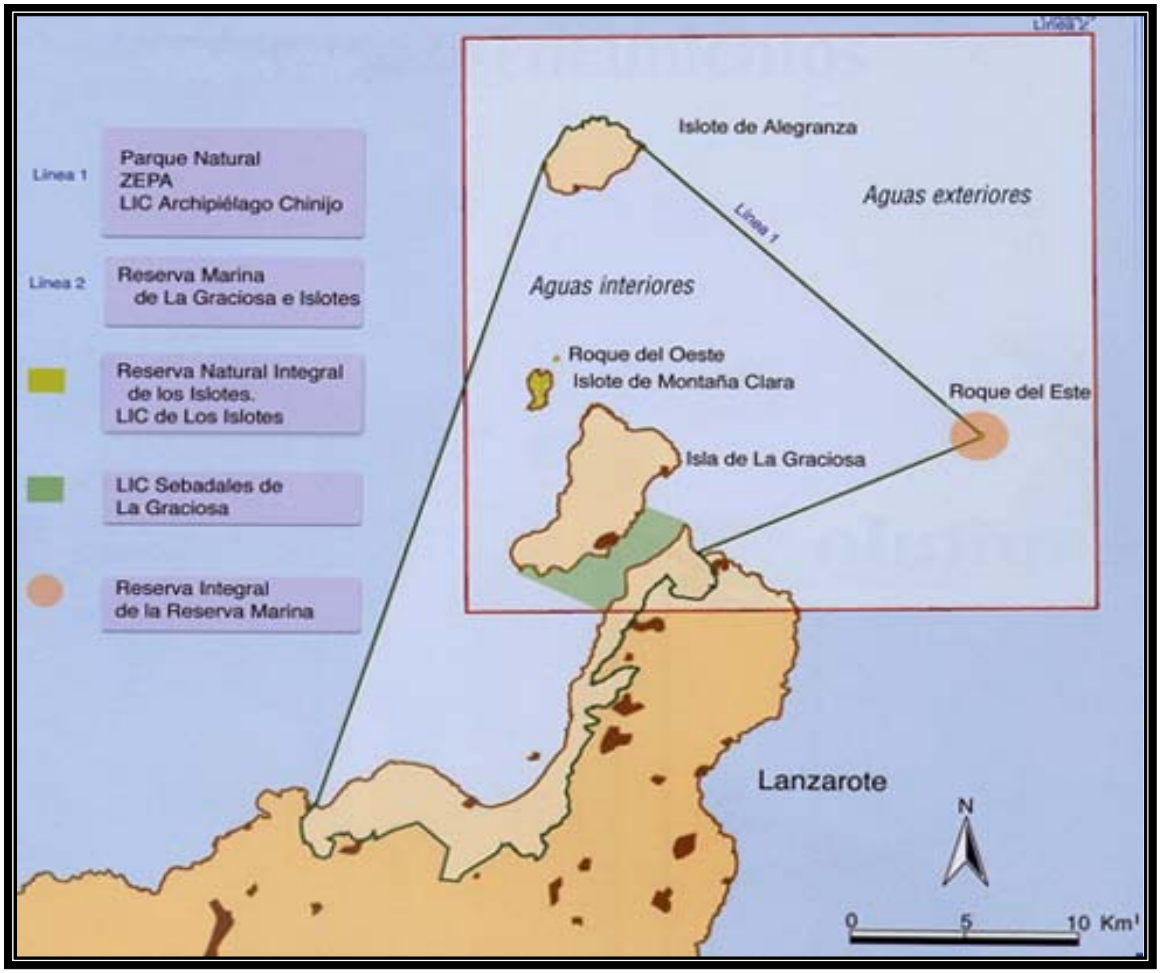


Figura 43. Figuras de Protección del Archipiélago de Chinijo (Fuente: WWF/ADENA).

El Archipiélago de Chinito se encuentra afectado directamente por el afloramiento africano procedente de la costa Noroccidental africana. Las temperaturas de la RM varían entre los 18,36 ºC de Marzo a los 21,28 ºC de Septiembre, que coincide con el máximo del afloramiento. Se puede observar un gradiente térmico de Este a Oeste, debido dicho afloramiento (Figura 44). La salinidad dentro de la RM varía entre 36,66 y 36,96 ‰, siguiendo el mismo patrón que la temperatura. El fitoplancton, medido como valores de clorofila, presenta un máximo el mes de marzo con 0,48 mg/m^3. La mayor concentración

de biomasa se encuentra en la zona de El Río y la menor en el Roque del Este, que se corresponde con un sistema oligotrófico. El zooplancton en la Isla de la Graciosa es tres veces mayor que en la zona central del archipiélago, con máximos en Junio y Septiembre (Brito *et al.*, 1996) Todo ello, junto con la extensa plataforma continental de fondos poco profundos bastantes iluminados, son los responsables de la riqueza de sus pesquerías (Figura 45).

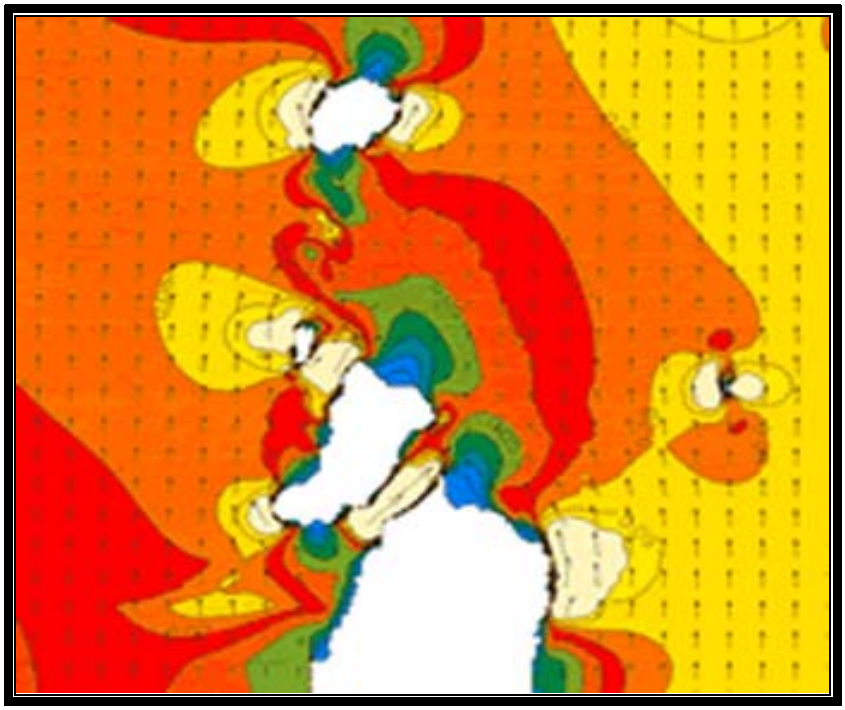


Figura 44. Medición de corrientes y mareas del Archipiélago de Chinijo (Fuente: Hidtma).

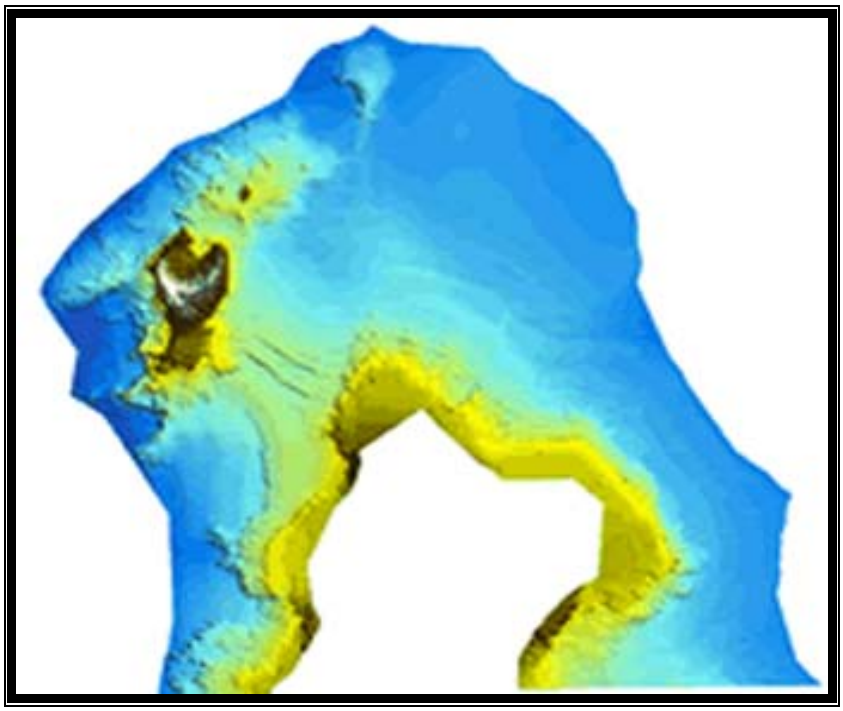


Figura 45. Batimetría de los fondos costeros del Archipiélago de Chinijo (Fuente: Hidtma).

En las aguas del Archipiélago Chinijo se han descrito unas 774 especies, que representan el 14,6% del total de las especies marinas de Canarias, con lo que es la zona de mayor Biodiversidad Marina de Canarias. En el litoral del Archipiélago Chinijo se encuentra una amplia representación de la flora marina tanto submareal como intermareal de Canarias. La vegetación marina de este espacio natural se caracteriza por la alta diversidad en relación al número de especies de macroalgas presentes. Según los últimos trabajos realizados en Canarias, el Archipiélago Chinijo presenta el 53,15% de la flora marina total del Archipiélago Canario, siendo el área donde se encuentra el mayor índice de diversidad de especies de macroalgas marinas. Se han determinado un total de 304 especies de macroalgas marinas bentónicas, además de una fanerógama marina. Hay que destacar la presencia de especies cuyo hábitat es estrictamente submareal y que son poco frecuentes en el Archipiélago Canario como son: *Meristotheca decumbens,* Grunow*, Gloiocladia blomquisti,* (Searles) R.E. Norris 1991, *Leptofauchea brasiliensis,* A.B. Joly 1957, y *Cryptonemia seminervis,* (C. Agardh) J. Agardh 1846. Los géneros de macroalgas marinas mejor representados son *Codium*, *Caulerpa, Bryopsis, Bothryocladia, Rhodymenia*, *Sebdenia*, *Halymenia*, *Galaxaura*, *Cystoseira* y *Sporochnus*. Además, también aparecen especies poco frecuentes como son *Udotea*

petiolata, (Turra) Børgesen*, Polysiphonia urceolata* (Lightfoot ex Dillwyn) Greville 1824*,* y en el caso de *Codium carolinianum,* Searles, 1972, *Sphondylothamnion multifidum,* (Hudson) Nägeli, 1862, y *Vidalia volubilis,* (Linnaeus) J. Agardh, 1863, única zona donde se desarrollan en Canarias (Afonso-Carrillo y Sanson, 1999; Gobierno de Canarias, 2001; Moro *et al*., 2003). Existen algunas especies de la vegetación marina que se encuentran dentro del Catálogo de Especies Amenazadas de Canarias: Cy*modocea nodosa, Cystoseira abies-marina* (S.G. Gmelin) C. Agardh, 1820, *C. mauritanica,* Sauvageau, 1911, y *Sargassum filipendula,* C. Agardh, 1824. Estas especies de algas constituyen la banda de algas pardas fotófilas, otra comunidad de gran productividad vegetal y animal. Además en los islotes estas especies forman densas praderas que alcanzan las mayores extensiones y profundidades del Archipiélago Canario. Junto a las praderas de algas pardas y a los sebadales existen otras comunidades vegetales marinas que tienen una gran importancia desde el punto de vista ecológico como son los fondos profundos de maërl, constituidos por algas rojas calcáreas "rodolitos" sobre los que se asientan una comunidad de algas profundas de gran interés.

En el Archipiélago Chinijo se encuentra un elevado número de invertebrados, algunos de las cuales sólo se han identificado en este lugar y otros constituyen un recurso marisquero muy importante para el área. Se han citado unas 241 especies, abarcando el 6,3% del total de taxones de invertebrados marinos citados en Canarias. Entre las especies que pueblan este espacio habría que destacar la presencia de especies únicas en el Archipiélago Canario y poblaciones de invertebrados localizadas a una profundidad inusual en el resto del Archipiélago. Nos encontramos con 21 de las especies recogidas en el libro Fauna Marina Amenazada en las Islas Canarias (Bonet Fernández-Trujillo y Rodríguez Fernández, 1992), y con 7 de los taxones incluidos en el Catálogo de Especies Amenazadas de Canarias, entre otros destacan: *Palinurus elephas* (Fabricius, 1787), *Scyllarides latus* (Latreille, 1803)*, Haliotis coccinea canariensis,* Reeve, 1846, *Patella candei,* d'Orbigny, 1840, *Charonia lampas* (Linnaeus, 1758), *Marthasterias glacialis* (Gobierno de Canarias, 2001). En las aguas que abarca el Parque Natural se han inventariado unas 228 especies de peces, que representan al 33% del total

de especies de peces censados para Canarias. De las presentes, 38 especies (16,7%) son de peces Condrictios y 190 (83,3%) de peces Osteictios. Aproximadamente 141 especies del total, el 74,2%, lo son de peces mesolitorales e infralitorales. Estos datos representan la mayor parte de las especies frecuentes de peces litorales registradas para Canarias y la convierte en la zona con mayor diversidad en especies de peces de Canarias. A estas cifras hay que añadir las especies profundas, localizadas por debajo del infralitoral (Gobierno de Canarias, 2001; Brito *et al.,* 2002). En las especies del Archipiélago Chinijo se observa una influencia mayoritaria de la fauna atlanto-mediterránea, con especies que no aparecen o son escasas en el resto del Archipiélago Canario, como las poblaciones de Romero Capitán (*Labrus bergylta,* Ascanius, 1767), la Corvina Negra (*Sciaena umbra,* Linnaeus, 1758), del Róbalo o Lubina (*Dicentrarchus labrax* (Linnaeus, 1758)) y de la Sama Zapata (*Sparus aurata,* Linnaeus, 1758). Aparecen especies endémicas de la Región Macaronésica (Canarias, Azores, Madeira, Salvajes y Cabo Verde) tales como *Muraena helena, Abudefduf luridus*, *Bodianus scrofa* (Valenciennes, 1839) y *M. fusca*. También especies sólo conocidas para Canarias, Madeira y Cabo Verde como *Lepadogaster zebrina,* Lowe, 1839, *Mauligobius maderensis* (Valenciennes, 1837) y *Centrolabrus trutta*, además de otros endemismos compartidos como *Didogobius kochi,* Van Tassell, 1988, y *Chromogobius britoi,* Van Tassell, 2001, con Cabo Verde y Madeira respectivamente. Como endemismo citado de momento sólo para Canarias se ha identificado a *Diplecogaster ctenocrypta,* Briggs, 1955. Hay citadas dos especies de tortugas marinas (*Caretta caretta* (Linnaeus, 1758) y *Dermochelys coriacea* (Vandelli, 1761)) para las aguas del Archipiélago Chinijo (pero ninguna se reproduce en este espacio), aunque se supone que sea zona de paso del resto de las especies avistadas en Canarias: *Lepidochelys kempii,* Van Tassell, 1988, *Eretmochelys imbricata* (Linnaeus, 1766)*, Chelonia mydas* (Linnaeus, 1758) y *Lepidochelys olivacea* (Eschscholtz, 1829). Las poblaciones de tortugas marinas, citadas para Canarias, están seriamente amenazadas a nivel mundial, estando consideradas todas las especies “En peligro” o “En peligro crítico” por la Lista Roja de Especies Amenazadas 2004 de la UICN (Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza y de los Recursos Naturales). Consecuentemente están protegidas tanto a nivel regional, estatal como

internacional. En cuanto a los mamíferos marinos hay citadas 9 especies de cetáceos para el Parque Natural (*Balaenoptera acutorostrata,* Lacépède, 1804, *Kogia breviceps* (Blainville, 1838), *Orcinus orca* (Linnaeus, 1758), *Globicephala macrorhynchus,* Gray, 1846, *Tursiops truncatus* (Montagu, 1821), *Stenella coeruleoalba* (Meyen, 1833), *Delphinus delphis,* Linnaeus, 1758, *Grampus griseus* (Cuvier, 1812) *y Ziphius cavirostris,* Cuvier, 1823) que corresponden al 34,6% de las especies censadas para Canarias. Además, existen referencias que indican que hasta la década de los 60, del siglo pasado, hubo una población estable de Foca Monje (*Monachus monachus* (Hermann, 1779)) en el islote de Alegranza, hoy en día extinta (Gobierno de Canarias, 2001).

IV.2.1.1. Antecedentes

En los trabajos ya realizados en la RM de Chinijo se observó una baja abundancia de *M. fusca,* menor en las zonas sometidas a gestión que en las cercanas que se explica ya que la RM es de una gran extensión, que tiene una presión pesquera importante (1,02 barcos comerciales/km) y a que la Reserva Integral sólo ocupa un 1% del total de la reserva, con lo que se dificulta la conservación y regeneración de las poblaciones ícticas (Tuya *et al.,* 2006). También se comprobó para esta reserva que la abundancia de *M. fusca* está correlacionada negativamente con la presión humana, sobre con el turismo (Tuya *et al.,* 2005). *M. fusca* aparece como especie ocasional en Azores (Falcón *et al.,* 2002) y en arrecifes artificiales de Gran Canaria (Herrera *et al.,* 2002).

IV.2.1.2. Justificación y Objetivos

Para conocer el estado de la población de *M. fusca* en la RM de Chinijo se realizó una campaña de muestreo en donde se estudiaron junto a las especies de flora, invertebrados y peces los materiales del fondo y los ecosistemas asentados sobre ellos.

IV.2.2. Material y Métodos

IV.2.2.1. Área de Estudio

Fueron muestreadas los fondos de las principales islas que conforman la RM de la Isla de la Graciosa y los islotes del Norte de Lanzarote, además de un punto fuera de la RM, durante el mes de Noviembre de 2006. Para este estudio se definieron 7 zonas, seis dentro de la reserva y uno fuera, no se clasificó por zonas y no por diferentes hábitats o tipos de fondo ya que se observó una homogeneidad general con gran predominio de los blanquizales.

Los sectores en los que se dividió la RM para su muestreo fueron:

1) Lanzarote,
2) El Río, entre la isla de Lanzarote y La Graciosa,
3) La Graciosa,
4) Montaña Clara,
5) Alegranza,
6) Roque del Este (Reserva Integral, RI) y
7) un punto fuera de la RM situado frente a los Jameos del Agua.

Los puntos de muestreo fueron prefijados, a través de puntos de inmersión de buceo deportivo, imágenes submarinas de video, Cartas 206 y 502A del Instituto Hidrográfico de la Marina (1970 y 1972, respectivamente) y observación directa desde la superficie. No se hizo muestreo sobre fondo de arena ya que en estos no se encuentra *M. fusca.* Estos puntos fueron posicionados in situ por GPS. (Figura 46 y Tabla 4.10).

Figura 46. Mapa de situación de la Reserva Marina de la Isla de la Graciosa y los islotes del Norte de Lanzarote. ★ Puntos de muestreo.

Tabla 20. Listado la localización GPS de los puntos de inmersión y en el Archipiélago de Chinijo durante el estudio realizado en Noviembre de 2006. RM: reserva marina; RI: reserva integral; NR: no reserva.

Isla	Tipo de Muestreo	Sector	Situación	Grado de Protección	Tipo de Fondo
Lanzarote	Inmersión	1	29º14'244" N - 13º27'699" W	RM	Blanquizal
Lanzarote	Inmersión	1	29º13'900" N - 13º27'233" W	RM	Blanquizal
Río	Inmersión	2	29º12'620" N - 13º31'095" W	RM	Blanquizal-Cascajo
La Graciosa	Inmersión	3	29º14'500" N - 13º28'711" W	RM	Piedra
La Graciosa	Inmersión	3	29º17'033" N - 13º29'310" W	RM	Piedra
Montaña Clara	Inmersión	4	29º18'021" N - 13º31'054" W	RM	Fotófilas-Veril
Montaña Clara	Inmersión	4	29º17'010" N - 13º32'032" W	RM	Blanquizal-Veril
Alegranza	Inmersión	5	29º22'417" N - 13º31'250" W	RM	Blanquizal
Alegranza	Inmersión	5	29º24'130" N - 13º28'978" W	RM	Veril
Roque del Este	Inmersión	6	29º16'663" N - 13º20'068" W	RI	Fotófilas
Lanzarote Este	Inmersión	7	29º09'663" N - 13º25'112" W	NR	Blanquizal

IV.2.2.1. Método de Muestreo

Al igual que en la isla de El Hierro en cada punto de muestro se efectuaron censos visuales de algas, invertebrados y peces, Durante las inmersiones se efectuaron censos donde se tomó nota en tablillas de acrílico de la proporción de la cobertura algal y de invertebrados y del número y la talla de los peces, y se realizaron fotografías de las especies más significativas de cada punto. Cuando los peces se agruparon en un número mayor de 20 individuos su número se estimó de acuerdo a seis clases de abundancia: 20-40, 40–70, 70–150, 150–300, 300–168 700, >700 (Tuya *et al*., 2005). Cada punto se muestreó disponiendo al azar 4 transectos de 25 m de longitud por 2 m a cada lado (100 m^2). En cada transecto se realizaron tres cuadrantes de 50 cm de lado por dos buceadores equipados con equipo autónomo que toman los resultados independientemente, según los procedimientos estandarizados (Brock 1982, Lincoln-Smith 1988, 1989, Kingsfrod y Battershill 1998). El resultado final de cada cuadrante es la media de los dos buceadores y el del transecto la media de los tres cuadrantes y para cada punto de inmersión la media de 4 los transectos.

A lo largo de todos los muestreos realizados se identificaron “in situ” y se tomaron muestras para su posterior identificación en el laboratorio de las algas, invertebrados marinos, así como fotos de los peces existentes.

IV.2.2.2. Análisis de Datos

El tratamiento estadístico de los datos ha sido el mismo que el seguido para la isla de El Hierro definiendo las mismas variables con el programa BioDiversity Professional (V. 2).

Se ha comparado la abundancia de *M. fusca* con el grado de protección de cada zona:

1) zona de reserva integral (RI) en donde esta prohibida cualquier tipo de pesca.

2) zona de reserva marina no integral (RM) en donde se permite la pesca

artesanal de los barcos censados.

3) zona de no reserva donde esta permitida cualquier tipo de pesca.

Para el tratamiento estadístico se agruparon los fondos en tres tipos:

1) fondo llano de blanquizal, blanquizal-cascajo, piedra y arena-piedra.

2) fondo escarpado de algas fotófilas-veril.

3) fondo de blanquizal-veril y veril.

Con el mismo método que ya expuesto para el Hierro se comparó el índice de rugosidad (IR), el número total de peces (Npeces), el número de especies de peces (Speces), la densidad íctica (d), la densidad de *M. fusca* (d'), H' total y H' sólo de las especies ícticas, D total y D de las especies ícticas. Para comparar las diferencias entre los distintos sectores de los parámetros calculados con el Biodiversity Professional se realizó los puntos de cada isla y se le realizó una $\chi 2$ para ver si existen diferencias significativas entre ellas. También se comparó el IR, Npeces, Speces, d y d'.

IV.2.3. Resultados

Se observaron 21 especies de algas (1 del filo Chlorophyta, 11 del filo Heterokontophyta, 8 del filo Rhodophyta) además de una fanerógama marina (*C. nodosa*) (Tabla 21). En los fondos rocosos de la RM de Chinijo se observaron grandes áreas de blanquizal con poca cobertura algal. Se identificaron 23 especies de invertebrados (6 del filo Arthropoda, 4 de Bryozoa, 1 de Cnidaria, 3 de Echinodermata, 4 de Mollusca, 5 de Porifera) (Tabla 22) y 36 especies ícticas las cuales pertenecieron a 20 familias distintas (Tabla 23), las especies más abundantes fueron la fula blanca (*C. limbata*) y la negra (*A. luridus*), la boga (*Boops boops* (Linnaeus, 1758)) y el pejeverde (*T. pavo*).

Tabla 21. Listado de especies de vegetales marinos encontrados en la RM del Archipiélago de Chinijo.

Filo	Nombre científico
Chlorophyta	*Caulerpa prolifera* (Forsskål) J.V. Lamouroux 1809
Magnoliophyta	*Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson 1869
Heterokontophyta	*Ectocarpus* sp. Lyngbye 1819
Heterokontophyta	*Aglaozonia* sp.
Heterokontophyta	*Cystoseira abies-marina* (S.G. Gmelin) C. Agardh 1820
Heterokontophyta	*Cystoseira compressa* (Esper) Gerloff & Nizamuddin 1975
Heterokontophyta	*Cystoseira* sp.
Heterokontophyta	*Dictyota friabilis* Setchell 1926
Heterokontophyta	*Dictyota* sp.
Heterokontophyta	*Lobophora variegata* (Lamouroux) Womersley ex Oliveira 1977
Heterokontophyta	*Padina pavonica* (Linnaeus) Thivy 1960
Heterokontophyta	*Sargassum* sp.
Heterokontophyta	*Taonia atomaria* (Woodward) J. Agardh 1848
Rhodophyta	*Asparagopsis armata* Harvey 1855
Rhodophyta	*Cottoniella* sp.
Rhodophyta	*Galaxaura* sp.
Rhodophyta	*Jania adhaerens* J.V. Lamouroux 1816
Rhodophyta	*Jania* sp.
Rhodophyta	*Lithophyllum* sp.
Rhodophyta	*Lithothamnium* sp.
Rhodophyta	*Polysiphonia sp.* Greville , 1823

Tabla 22. Listado de especies invertebrados marinos encontrados en la RM del Archipiélago de Chinijo.

Filo	Nombre científico
Arthropoda	*Balanus* sp
Arthropoda	*Dardanus calidus* (Risso, 1827)
Arthropoda	*Hermodice carunculata* (Pallas, 1776)
Arthropoda	*Megabalanus* sp
Arthropoda	*Stenorhynchus lanceolatus* (Brullé, 1837)
Arthropoda	Vermétidos
Bryozoa	*Reptadeonella violacea* (Johnston, 1847)
Bryozoa	*Schizobrachiella sanguinea* (Norman, 1868)
Bryozoa	*Schizoporella longirostris* Hincks, 1886
Bryozoa	*Schizomavella auriculata* (Hassall, 1842)
Cnidaria	*Aglaophenia pluma* (Linnaeus, 1767)
Echinodermata	*Diadema antillarum* Philippi, 1845
Echinodermata	*Paracentrotus lividus* (Lamarck, 1816)
Echinodermata	*Sphaerechinus granularis* (Lamarck, 1816)
Mollusca	*Astrea rugosa* (Linneaus, 1758)
Mollusca	Nudibranquios
Mollusca	*Pinna rudis* (Linnaeus, 1758)
Mollusca	*Sepia officinalis* (Linnaeus, 1758)
Porifera	*Aplysina aerophoba* Schmidt, 1862
Porifera	*Batzella inops* (Topsent, 1891)
Porifera	*Chondrosia reniformis* (Nardo, 1847)
Porifera	*Hemimycale columella* (Bowerbank, 1874)
Porifera	*Ircinia* sp.

Tabla 23. Listado de especies de peces encontrados en la RM del Archipiélago de Chinijo. Grupo funcional Alimentario (G.F.A.) (Halpern, 2003; www.fisbase.org): (CA) Carnívoro, (PL) Plantívoro, (PLH) Plantívoros/ comedores de invertebrados.

Familia	Nombre científico	Nombre común FAO (vernacular)	G.F.A.
Apogonidae	*Apogon imberbes* (Linnaeus, 1758)	(Alfonsito)	CA
Bothidae	*Bothus podas* (Delaroche, 1809)	(Tapaculo)	CA
Carangidae	Pseudocaranx dentex (Bloch & Schneider, 1801)	Jurel dentón (Jurel)	CA
Carangidae	*Seriola rivoliana* Valenciennes, 1833	Medregal limón	CA
Diodontidae	*Chilomycterus reticulatus* (Linnaeus, 1758)	(Pez globo)	PLH
Gobiidae		(Gobio)	PLH
Gymnuridae	*Gymnura altavela* (Linnaeus, 1758)	Raya mariposa (Mantelina)	PLH
Labridae	*Bodianus scrofa* (Valenciennes, 1839)	(Pejeperro)	PLH
Labridae	*Centrolabrus trutta* (Lowe, 1834)	Romero	PLH
Labridae	*Coris julis* (Linnaeus, 1758)	(Doncella)	PLH
Labridae	*Thalassoma pavo* (Linnaeus, 1758)	(Pejeverde)	PLH
Mugilidae	*Liza aurata* (Risso, 1810)	Galupe (Lisa)	PLH
Mullidae	*Mullus surmuletus* Linnaeus, 1758	Salmonete	PLH
Muraenidae	*Muraena helena* Linnaeus, 1758 (antes *Muraena augusti*)	Morena pintada (negra)	CA
Pomacentridae	*Abudefduf luridus* (Cuvier, 1830)	(Fula negra)	PLH
Pomacentridae	*Chromis limbata* (Valenciennes, 1833)	(Fula blanca)	PL
Priacanthidae	*Heteropriacanthus cruentatus* (Lacepède, 1801)	(Catalufa)	PLH
Scaridae	*Sparisoma cretense* (Linnaeus, 1758)	Loro viejo (Vieja)	PL
Sciaenidae	*Umbrina canariensis* Valenciennes, 1843	Verrugato de Canarias (María Francisca)	PLH
Serranidae	*Epinephelus marginatus* (Lowe, 1834)	Mero moreno	CA
Serranidae	*Mycteroperca fusca* (Lowe, 1838)	Mero abadejo (Abade/Abae)	CA
Serranidae	*Serranus atricauda* Günther, 1874	(Cabrilla)	CA
Sparidae	*Boops boops* (Linnaeus, 1758)	(Boga)	PLH
Sparidae	*Diplodus cervinus cervinus* (Lowe, 1838)	(Sargo breado)	PLH
Sparidae	*Diplodus annularis* (Linnaeus, 1758)	Raspallón (Morraja)	PLH
Sparidae	*Diplodus puntazzo* (Cetti, 1777)	(Sargo picudo)	PLH
Sparidae	*Diplodus sargus cadenati* de la Paz, Bauchot y Daget, 1974	(Sargo común)	PLH
Sparidae	*Diplodus vulgaris* (Geoffroy Saint-Hilaire, 1817)	Sargo mojarra (Seifía)	CA
Sparidae	*Lithognathus mormyrus* (Linnaeus, 1758)	Herrera	PLH
Sparidae	*Oblada melanura* (Linnaeus, 1758)	Oblada (Galana)	CA
Sparidae	*Pagrus auriga* Valenciennes, 1843	Pargo sémola (Sama roquera)	CA

Familia	Nombre científico	Nombre común FAO (vernacular)	G.F.A.
Sphyraenidae	*Sphyraena viridensis* Cuvier, 1829	(Bicuda)	CA
Squatinidae	*Squatina squatina* (Linnaeus, 1758)	Angelote	CA
Synodontidae	*Synodus synodus* (Linnaeus, 1758)	(Pez lagarto)	CA
Tetraodontidae	*Canthigaster capistrata* (Lowe, 1839)	(Gallinita)	PLH
Tetraodontidae	*Sphoeroides marmoratus* (Lowe, 1838)	(Tamboril)	PLH

Los valores de IR, Npeces, Speces, d, d', H' todas las especies, H' íctico, D todas las especies y D íctico se muestran en la Tabla 24 para cada sector.

Tabla 24. Medias (desviación de la media) del Índice de Rugosidad (IR), Nº de peces (Npeces), Nº de especies de peces (Speces), densidad (nº individuos/100m2) íctica (d), densidad(nº individuos/100m2) de *M. fusca* (d'), Índice de Shannon para todas las especies animales y vegetales (H'), Índice de Simpsons para todas las especies animales y vegetales (D), Índice de Shannon íctico (H' íctico) e Índice de Simpsons íctico (D íctico) por sector de la RM del Archipiélago de Chinijo. Significación calculada con una $\chi 2$ de 6 grados de libertad. * P < 0,05, ** P < 0,05, *** P < 0,001, NS: no significativo.

	Lanzarote	Río	Graciosa	Montaña Clara	Alegranza	Roque del Este	NR	Significación
Sector	1	2	3	4	5	6	7	
IR	2,17 (0,61)	3,50 (0,67)	2,32 (0,54)	2,69 (0,81)	3,38 (0,67)	3,75 (0,88)	2,58 (0,64)	NS
Npeces	33,32 (29,10)	626 (290,55)	370,78 (591,23)	95,56 (55,63)	361,46 (150,49)	194,22 (73,74)	38,17 (14,48)	***
Speces	3,00 (0,61)	12,83 (2,83)	6,91 (4,05)	7,69 (3,11)	6,50 (1,83)	7,00 (0,50)	2,83 (0,76)	NS
d	66,65 (58,20)	1252,56 (581,09)	741,56 (1182,47)	191,12 (111,26)	722,92 (300,99)	388,44 (147,47)	76,33 (33,78)	***
d'	0,00 (0,00)	2,67 (1,33)	2,18 (3,97)	6,25 (6,88)	21,00 (21,00)	4,25 (1,38)	0,00 (0,00)	NS
H'	1,30 (0,19)	1,24 (0,33)	1,83 (0,20)	1,86 (0,24)	1,64 (0,12)	2,25 (0,15)	1,29 (0,19)	NS
D	0,36 (0,08)	0,51 (0,13)	0,25 (0,09)	0,23 (0,06)	0,29 (0,03)	0,16 (0,04)	0,36 (0,07)	NS
H 'íctico	1,41 (0,98)	2,21 (0,40)	2,00 (0,86)	2,27 (0,91)	1,17 (0,39)	1,39 (0,36)	0,90 (0,30)	NS
D íctico	0,44 (0,10)	0,68 (0,12)	0,36 (0,11)	0,31 (0,10)	0,47 (0,10)	0,40 (0,09)	0,56 (0,16)	NS

Se observó que zona con mayor IR fue El Roque del Este (3,75) y la menor la zona de La Graciosa (2,32).

El mayor número de peces se encontró en El Río (626) y el menor en Lanzarote (33,32). El mayor número de especies ícticas también se encontró en El Río (12,83) mientras que la zona con menos especies ícticas es la de No

Reserva (2,83). La zona con más densidad de especies ícticas fue El Río (1252,56 peces/100m^2) mientras que la menor correspondió con Lanzarote (66,65 peces/100m^2). La zona con más densidad de *M. fusca* observó fue Alegranza (21,00 abades/100m^2), en donde se pudo observar una agrupación de abades, entre los que se encontró un abade capitán, y donde hubo una menor densidad fue en Lanzarote y la zona de No Reserva (0 abades/100m^2).

Respecto a los índice de diversidad animal y vegetal se comprobó que la máxima diversidad se observó en el Roque del Este (H' = 2,25) y correspondió con la zona de menor dominancia (D = 0,16), mientras que la menor diversidad animal y vegetal se observó en El Río (H' = 1,24) que correspondió con la zona de mayor dominancia (D = 0,51). En cambio la diversidad íctica mayor correspondió con Montaña Clara (H' = 2,27) que también correspondió con la menor dominancia íctica (0,31) y la menor diversidad íctica correspondió con la zona de No Reserva (0,90), mientras que la mayor dominancia correspondió a El Río (0,68) (Figura 47 y 48).

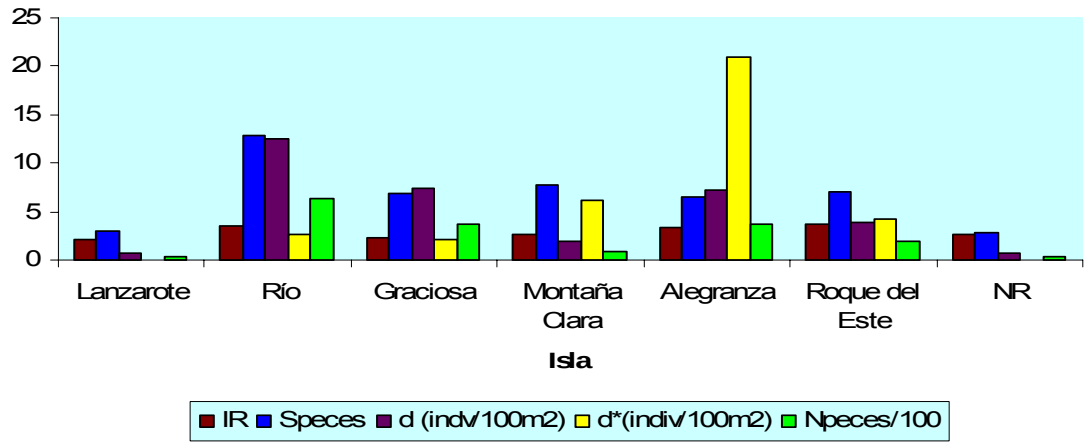


Figura 47. Relación entre distintos parámetros de abundancia y el IR en cada sector de la RM del Archipiélago de Chinijo. IR. Índice de Rugosidad, Speces número de especies de peces, d densidad íctica (individuos/100 m^2), Npeces número de peces, d* densidad (individuos/100 m^2) de *M. fusca*.

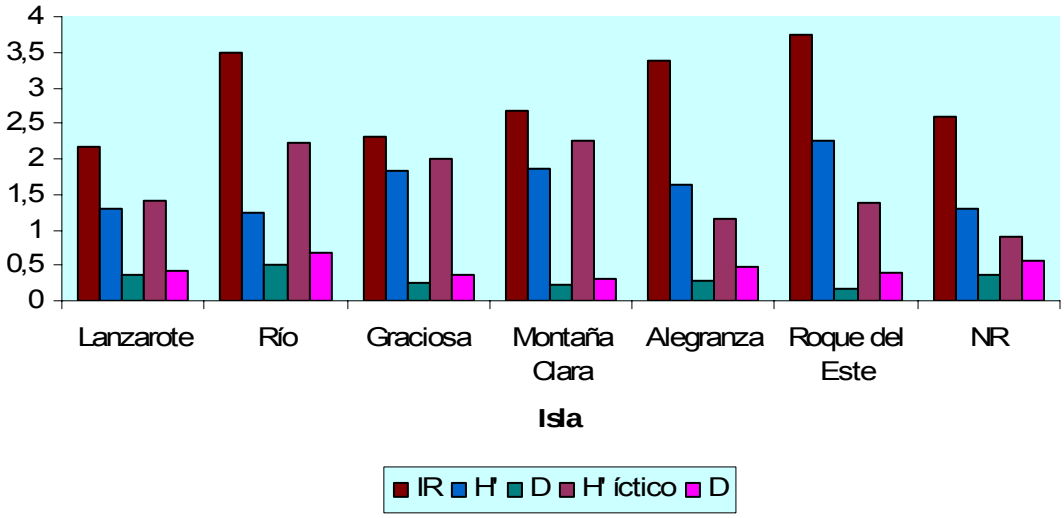


Figura 48. Relación entre los parámetros de diversidad y el IR en cada sector de la RM del Archipiélago de Chinijo. IR. Índice de Rugosidad, H' Índice de Shannon, D Índice de Simpsons.

Como se ve en el dendrograma de similitud (Figura 49) entre las distintas zonas donde se realizó el muestreo, la mayor similitud aparece entre la zona de No Reserva y la zona muestreada en Lanzarote (73,14 % de similitud) y la menor similitud aparece entre la zona de No Reserva y La Graciosa (4,90 % de similitud) (Tabla 25).

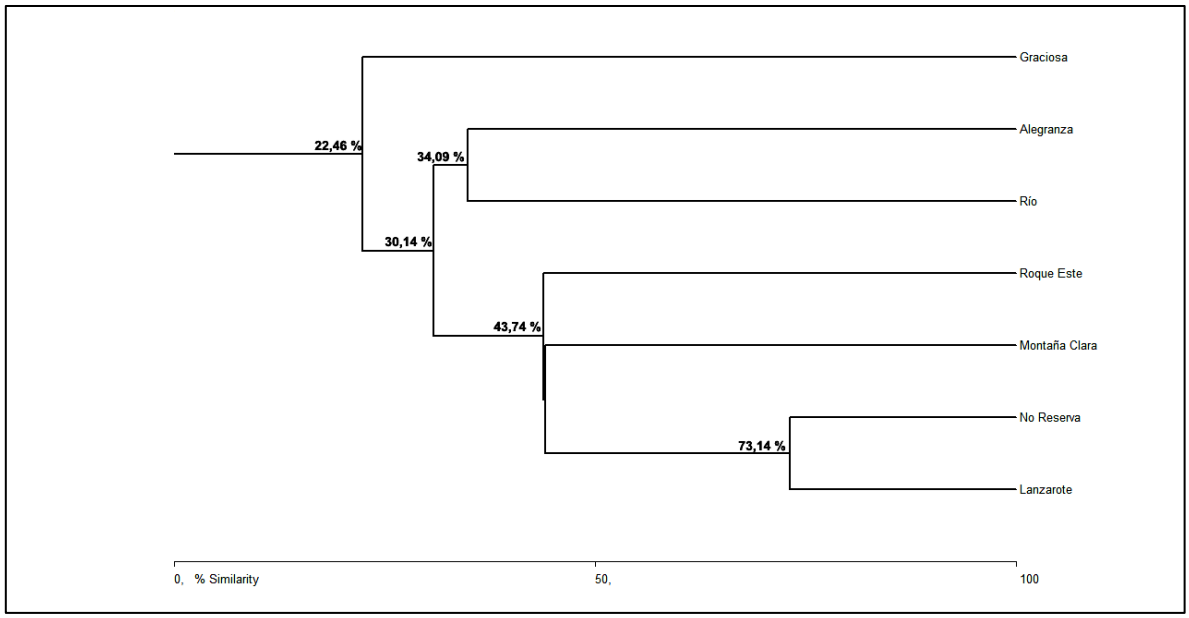


Figura 49. Dendrograma de similitud entre las distintas especies ícticas en los distintos sectores de la RM del Archipiélago de Chinijo.

Tabla 25. Matriz de similitud calculada entre las islas del Archipiélago de Chinijo.

	Río	Graciosa	Montaña Clara	Alegranza	Roque Este	No Reserva
Lanzarote	19,51	4,94	44,06	22,29	19,72	73,15
Río	*	7,98	24,07	34,90	18,83	16,31
Graciosa	*	*	10,71	7,53	22,31	4,90
Montaña Clara	*	*	*	30,81	43,80	40,94
Alegranza	*	*	*	*	28,68	24,74
Roque Este	*	*	*	*	*	16,29

Se observó una similitud mayor entre las abundancias *M. fusca* y *D. cervinus cervinus (*24,13%), *Sparisoma cretense* (Linnaeus, 1758) (23,44%), *S. atricauda (*21,82%), *Sphyraena viridensis,* Cuvier, 1829, (20,14%) (Figura 50). Con los invertebrados que más similitud tuvo en abundancia *M. fusca* fueron *Diadema antillarum,* Philippi, 1845, *(*32,78%), *Batzella inops* (Topsent, 1891) (29,19%), *Schizobrachiella sanguinea* (Norman, 1868) (25,58%), *Reptadeonella violacea* (Johnston, 1847) (21,72%) y *Shizomavella auriculata* (Hassall, 1842) (24,40%) (Figura 51).

Las correspondencias lineales, coeficiente de Pearson (P), de la abundancia de *M. fusca* y datos del medio y del muestreo y de distintas especies animales y vegetales aparecen el la Tabla 26. Se observó una mayor relación con el IR, el Npeces y la d. También se observó una correlación con dos géneros de algas rojas (*Lithophyllum* sp. y *Polysiphonia* sp.); los invertebrados que aparecieron relacionados con su presencia fueron: *Di. antillarum* y *S. auriculata.* Los peces relacionados con la presencia de *M. fusca* fueron: *B. boops, A. luridus, B. scrofa, Diplodus sargus cadenati,* de la Paz, Bauchot & Daget, 1974, *S. cretense, O. melanura, Epinephelus marginatus* (Lowe, 1834), *Pseudocaranx dentex* (Bloch y Schneider, 1801) y *Synudus synudus* (Linnaeus, 1758). Algunos de los cuales son parte de su alimentación (*B. boops y A. luridus*) y otros con los que comparte el medio aunque sin competir por los mismos recursos. Las características no paramétricas se analizaron con la prueba de Kruskal-Wallis y se vio una correlación muy fuerte con el nivel de protección, la isla, el tipo fondo y la abundancia de *M. fusca* (Tabla 27).

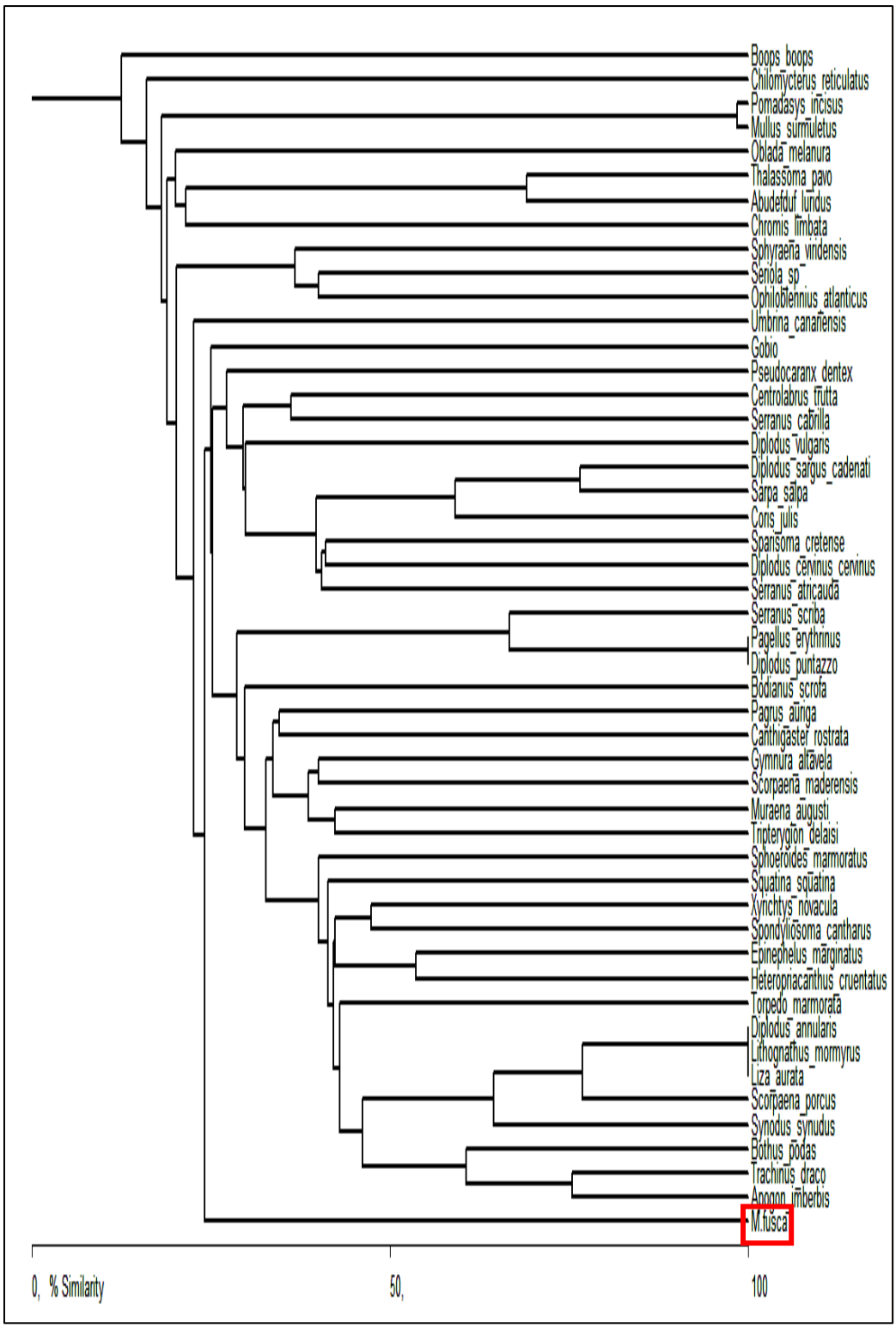


Figura 50. Dendrograma de similitud de las abundancias entre las especies ícticas

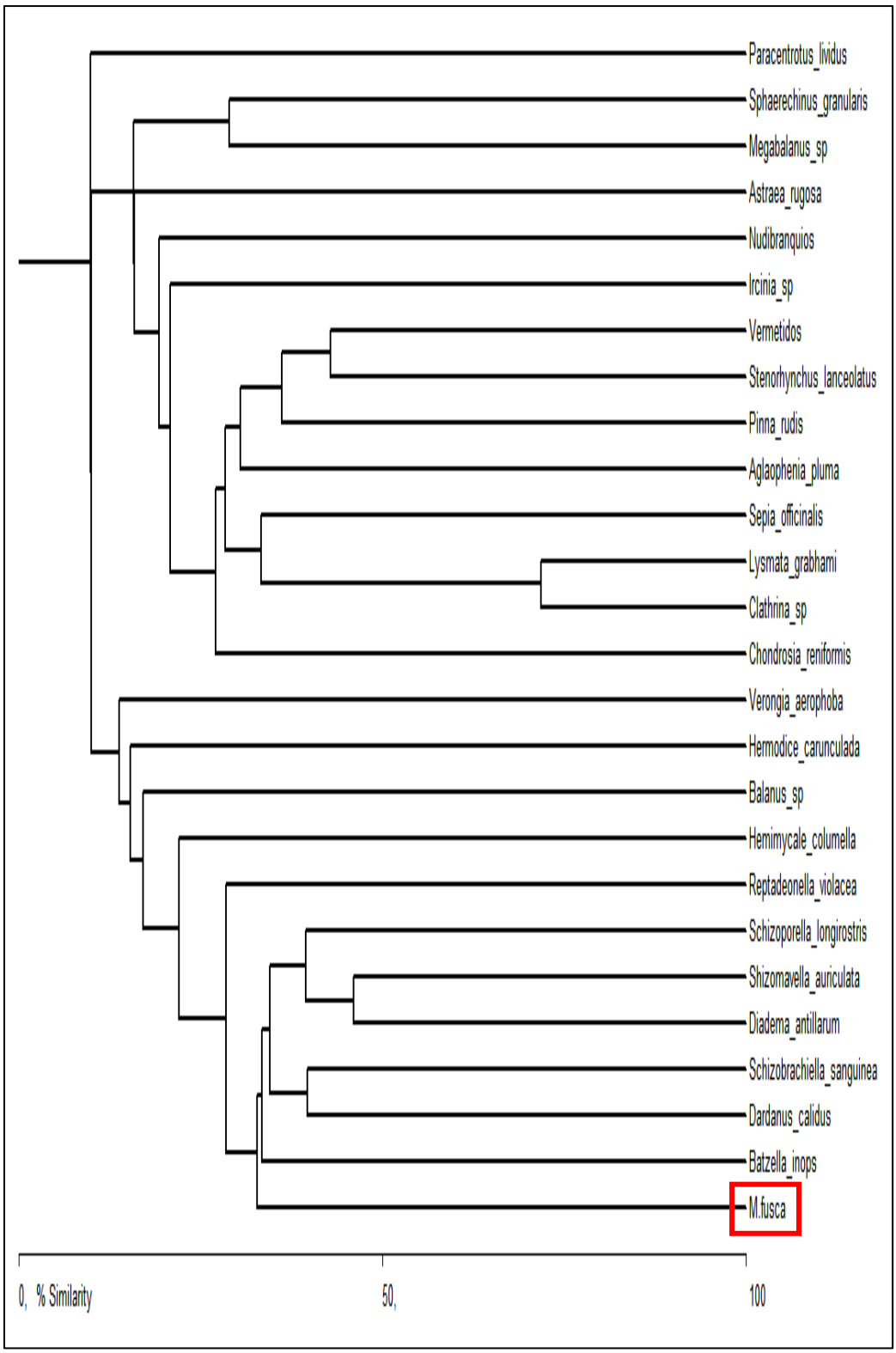


Figura 51. Dendrograma de similitud de las abundancias entre las especies de invertebrados y *M. fusca.*

Tabla 26. Tabla de correlaciones lineales entre la abundancia de *M. fusca* y las características del medio, datos de muestreo y abundancia de las distintas especies que se observaron en el Archipiélago de Chinijo. La correlación es significativa al nivel 0,01 (bilateral). La correlación es significante al nivel 0,05 (bilateral).

			P	Significación
Características Datos del muestreo		IR	0,41 **	0,00
		Npeces	0,33 **	0,01
		d	0,33 **	0,01
Algas	Rhodophyta	*Lithophyllum sp.*	0,75 **	0,00
	Rhodophyta	*Polysiphonia sp.*	0,54 **	0,00
Invertebrados	Echinodermata	*D. antillarum*	0,30 *	0,01
	Bryozoa	*S. auriculata*	0,30 *	0,02
Peces	Plantívoros / comedores de invertebrados	*B. boops*	0,23	0,07
	Plantívoros / comedores de invertebrados	*A. luridus*	0,24	0,06
	Plantívoros / comedores de invertebrados	*B. scrofa*	0,53 **	0,03
	Plantívoros / comedores de invertebrados	*D. sargus cadenati*	0,23	0,00
	Plantívoros	*S. cretense*	0,33 **	0,02
	Carnívoros	*O. melanura*	0,28 *	0,00
	Carnívoros	*E. marginatus*	0,30 *	0,00
	Carnívoros	*P. dentex*	0,49 **	0,07
	Carnívoros	*S. synudus*	0,50 **	0,01

Tabla 27. Prueba de Kruskal-Wallis para la abundancia de *M. fusca* y las características del medio y datos de muestreo, no paramétricos, que se observaron en el Archipiélago de Chinijo.

Prueba de Kruskal-Wallis	Chi-cuadrado	Grados de libertad	Sig. asintót.
Nivel de protección	10,08	2	0,01
Isla	24,73	6	0,00
Tipo fondo	30,95	2	0,00

IV.2.4. Discusión

Se observó una alta correlación positiva entre la abundancia de *M. fusca* y el IR (P=0,41**, Significación: ≤0,00), esto coincide con lo que describió Luckhurst y Luckhurst (1978) para las distintas especies ícticas de las comunidades de los arrecifes de coral.

Se observó que el número de peces y la densidad íctica, también presentaron una correlación positiva con la abundancia de *M. fusca* (P=0,33**, Significación: 0,01 y P=0,33**, Significación: 0,01 respectivamente). Se puedo ver una correlación positiva significativa con la abundancia de algas rojas como son: *Lithophyllum* sp. (P=0,75**, Significación: ≤0,00) y *Polysiphonia* sp., y con dos invertebrados, característicos de los blanquizales, *D. antillarum* y *S. auriculata* (P=0,30*, Significación: 0,02). Para otras especies de este género, como son: *M. bonaci, M. tigris* y *M. venenosa* se comprobó que su abundancia no estaba relacionado con ningún tipo de alga (Sluka, 1996; Sluka *et al.*, 2001) ni con esponjas ni cnidarios (Sluka *et al.*, 2001). Estas relaciones de *M. fusca* con especies características de los blanquizales se deben a que el 48,48 % de las especies que aparecieron correlacionadas tenían esta característica. Ya se había observado con anterioridad una disminución de la cobertura vegetal en zonas donde se había instaurado una RM que con anterioridad hubiera sido colonizada por *D. antillarum,* debido a un primer repunte de las poblaciones de las especies de la familia Scaridae, pero con el tiempo se vio que había un aumento de los piscívoros de gran tamaño, como son los serránidos (entre otros *M. tigris*), con lo que se pudo reducir del 4 al 8% del ramoneo sobre las algas (*Mumby et al.*, 2006). Se comprobó en la RM del Archipiélago de Chinijo que el estado inicial de las densidades de *D. antillarum* afecta al funcionamiento de las reservas como controladoras de las mismas y la regulación pesquera no es por sí misma suficiente para disminuir la extensión de los blanquizales maduros. Se ha observado que en esta reserva no ha habido una disminución clara de los blanquizales debido, con probabilidad a la pesca furtiva (Hernández *et al.,* 2005). La gran presencia de blanquizales, donde sólo llegan a mantenerse algunas algas rojas incrustantes, como los géneros *Litothamnion y Titanoderma*, es característica de gran parte de los

fondos infralitorales de Canarias, en donde *D. antillarum* especie clave que define estos fondos y su abundancia tiene una relación inversa con la diversidad específica de macroinvertebrados (Tuya *et al.,* 2004 a,b). Algunos de los invertebrados que sí parecen sobrevivir y acompañar a *D. antillarum* en la RM de Chinijo son: *B. inops, Anchinoe fictitius* (Bowerbank, 1866), *Aplysina aerophoba,* Nardo, 1843, *R. violacea, S. auriculata, Aglaophenia* sp*., Spondylus senegalensis* (Schreibers, 1793), *Holoturia (Platyperona) sanctori,* Delle Chiaje, 1823, *Sternorhyncus lanceolatus* (Brullé, 1837), *Antedon bifita* (Pennant, 1777), *Ophioderma longicauda* (Retzius, 1805), *Percnon gibbesi* (H. Milne Edwards, 1853), *Tripterygion delaisi,* Cadenat y Blache, 1970 (Ullate, 2003). Parece ser esta la clave para entender que la mayor similitud de abundancias, en la RM de Chinijo, con *M. fusca* se observara con *D. antillarum (*32,78%), *B. inops* (29,19%), *S. sanguinea* (25,58%), *R. violacea* (21,72%) y *S. auriculata* (24,40%).

En las RM del Mediterráneo, donde se ha observado una recuperación de los peces carnívoros de gran tamaño depredadores de *D. antillarum*, aún no se ha producido un restablecimiento de la estructura original de algas de mayor tamaño (Pinnegar *et al.,* 2000). Solamente se han observado recuperaciones de los fondos con algas en Nueva Zelanda después de 25 años de la implantación de las RM (Shears y Babcock, 2003). Con respecto a las especies ícticas que aparecieron correlacionados en abundancia con *M. fusca*, encontramos un total de 8 pertenecientes a 6 familias distintas. Alguno de ellos corresponden a la dieta de *M. fusca*: *B. boops* (P = 0,23, Significación: 0,07) y *A. luridus* (P = 0,24, Significación: 0,06) (observación personal en estómagos muestreados). Además, esta última junto con *C. limbata* son especies de crecimiento rápido que son características de los blanquizales (Tuya *et al.,* 2004a). Otras de las especies de peces relacionadas se pueden considerar competidoras de habitad y/o alimento, como son: *B. scrofa* (P=0,53**, Significación: 0,03), *D. sargus cadenati* (P=0,23, Significación: ≤0,00), *O. melanura* (P=0,28*, Significación: ≤0,00), *E. marginatus* (P=0,30*, Significación: ≤0,00), *P. dentex* (P=0,49**, Significación: 0,07), *S. synudus* (P=0,50**, Significación: 0,01) y *S. cretense* (P=0,33**, Significación: 0,02). Este último también presentó una similitud de su abundancia (23,44 %) con la

de *M. fusca*, como fue el caso de *D. cervinus cervinus (*24,13 %), *S. atricauda (*21,82 %) y *S. viridensis* (20,14 %). Hay que tener en cuenta que algunas de estas especies son características en los blanquizales de la RM de Chinijo: *G. unicolor, M. helena, S. atricada, Serranus cabrilla* (Linnaeus, 1758)*, B. scrofa, M. fusca, E. marginatus, Diplodus* spp*., Pagrus auriga,* Valenciennes, 1843, *Dentex dentex* (Linnaeus, 1758), *S. cantharus, Parapristipoma octolineatum* (Valenciennes, 1833) (Ullate, 2003).

En la Reserva Marina de La Isla de la Graciosa y los Islotes del Norte de Lanzarote se encontraron en total 95 especies distintas, de ellas 21 fueron especies de vegetales marinos (incluida la fanerógama *C. nodosa*), 23 especies de invertebrados y 46 especies de peces. Se observa una mayor población íctica que hace 12 años cuando se estableció la RM, aunque aún se observen grandes zonas de blanquizales (Tuya *et al.,* 2004a). El número de especies ícticas fue similar a los hallados por Bortone *et al.* en 1991, en la isla de El Hierro (47 especies de peces); a los encontrados en los arrecifes artificiales del Sureste de Gran Canaria (58) (Herrera *et al.,* 2002) y con las encontradas en Madeira, en la zona de Funchal (46) (Ribeiro *et al.,* 2005), pero menor del encontrado en todo el Archipiélago Canario y en las Islas Salvajes por Falcón *et al.* (1996, 2001) (76 y 60, respectivamente). Aún así, el número de especies de peces listadas en la RM de Chinijo es bastante mayor que las encontradas por García Chartón *et al.* (2004) en siete reservas del Oeste del Mediterráneo (16). Prácticamente todos los fondos muestreados (84,85%) eran fondos duros (roca volcánica) con grandes zonas de blanquizal. Esto hace que los muestreos presenten una mayor riqueza de especies pero hay que tener en cuenta que la mayoría de los fondos del Archipiélago de Chinijo son de arena, donde la riqueza es mucho menor (Kendall *et* al., 2004), con lo que los valores no se pueden tomar como forma de evaluar la riqueza íctica de la reserva, sino como comparación de la riqueza de *M. fusca* en las diferentes zonas de fondos duros de la reserva.

Se puede observar que existe una correlación significativa entre la abundancia de *M. fusca* y el IR (P = 0,41**, Significación: 0,00), la densidad íctica (P = 0,33**, Significación: 0,01) y el número de peces (P = 0,33**, Significación = 0,01). Esto coincide con otros autores ya que en diversos

estudios se ha relacionado un mayor IR con una mayor riqueza de especies ícticas, número de peces y diversidad y con la estratificación de la comunidad por el tamaño (Luckhurst y Luckhurst, 1978; Carpenter *et al.,* 1981) y con una mayor diversidad (Carapenter *et al.,* 1981; Roberts y Ormond, 1987; Sedberry *et al*., 1999). Esto coincide lo que Bohnsack (1982) apuntó al decir que el aumento de la complejidad del habitad provoca un aumento de las presas para los peces piscívoros (en su trabajo incluyó al género *Mycteroperca*).

Los índices de diversidad (H') en el Archipiélago de Chinijo variaron entre 2,25 y 1,24 que se corresponden con los valores normales (de 1 a 3). Se observó un aumento de H' desde el estudio de Falcón *et al.* en 1996, donde el máximo de H' fue de 0,49, en la misma zona. También fue mayor que lo encontrado en El Hierro por Bortone *et al.* (1991) y similar a lo encontrado en el Oeste del Mediterráneo que varió 2,10 y 3,06 (García Chartón *et al.,* 2004). Roberts y Ormond (1987) observaron que H' afecta directamente a la riqueza de especies de peces, esto no ocurre en el Archipiélago de Chinijo ya que justo en la zona de El Río, que es donde se observó la menor H' (1,24) es donde coinciden la mayor densidad y riqueza íctica. La razón por la cual el sector que menor H' es el que mayor densidad y riqueza íctica, es que para el cálculo de la primera se tuvieron en cuenta todas las comunidades biológicas, es decir, además de la íctica se tuvo en cuenta los vegetales marinos y los invertebrados, que en la zona del Río estarían menos favorecidos que en otros sectores como el Roque del Este, que la protección como RI da como resultado que sea el sector con mayor H' de todo el estudio. Si tenemos en cuenta sólo los peces la mayor H'íctica, se dio en Montaña Clara. En el Roque del Este muestreó en un importante veril, y se ha comprobado que estos afectan positivamente a H' (Sedberry *et al.,* 1999). Las densidades ícticas encontradas variaron entre 1252,56 peces/100 m^2 de El Río, ya que en este sector se pudieron observar cardúmenes importantes de *C. limbata, A. luridus y T. pavo* que aumentaron en gran medida la d'*;* y los 66,65 peces/100 m^2 de Lanzarote, con un promedio de 482,63 peces/100 m^2. Ésta es mayor a la encontrada en el Mediterráneo: de 285,6 peces/100 m^2 (García Chartón et al., 2004) pero menor a la observada en Madeira por Ribeiro *et al*. (2005) que fue de 760,5 peces/100 m^2.

Las máximas densidades de *M. fusca* fueron encontradas en Alegranza (21,00 abades/100 m^2) en donde se observó un grupo de abades con la típica coloración marrón junto con un abade capitán, mientras que en los sectores pertenecientes a la costa de Lanzarote, tanto dentro como fuera de la reserva se observaron las mínimas densidades (ambas 0,00 abades/100 m^2). Las densidades máximas que se encontraron en este estudio son mayores que las observadas por Tuya *et al.* en 2005 (0,32 abades/100 m^2) en las RM de El Hierro y en la del Archipiélago de Chinijo, pero la densidad media para todo el estudio fue menor (0,07 abades/100 m^2), aunque mayor que las encontradas por Falcón *et al., (*2002) en las islas de Alegranza, Fuerteventura, Gran Canaria y Tenerife en donde solo se observó en un 1% de los muestreos y en Azores donde apareció como especie ocasional. Esta mayor densidad puede ser debida a que los serránidos presentan abundancias mayores en plataformas amplias que en las estrechas (Bannerot *et al.,* 1987), y esta es una de las características de los fondos de la RM de Chinijo. Si comparamos con otras especies de género *Mycteroperca*, vemos que *M. bonaci* presentó una densidad de 0,08 individuos/100 m^2 en el estudio de Sluka *et al.* (2001) y de 0,03 a 0,12 individuos/100 m^2 en el de Sluka *et al.* (1998); *M. venenosa* presentó 0,01 individuos/100 m^2 (Sluka *et al.*, 2001) y ambas, *M. bonaci* y *M. venenosa* junto con otros serránidos se observaron en una densidad que varió entre 0.52 y 0.63 individuos/100 m^2 (Sullivan y Sluka, 1996), en todos los casos los estudios se realizaron en los Cayos de Florida (EE.UU.). Mientras que *M. interstitialis,* en los Cayos de Florida (EE.UU.), y *M. rubra*, en distintas reservas del Mediterráneo, se mantuvieron en 0,04 individuos/100 m^2 (Sluka *et al.*, 2001; García Chartón *et al.,* 2004, respectivamente). *M. microlepis,* en el Golfo de México, presenta densidades de juveniles de 0,5 individuos/100 m^2 (Koenig y Coleman, 1998). En el caso de *M. tigris,* en las Islas Vírgenes (EE.UU), sólo se le pudo ver en 1% de las observaciones (Kendall *et al.,* 2004). Por suerte en el Archipiélago de Chinijo no se ha llegado a la situación de archipiélagos oceánicos, como son: el Caribe, el Indo-Pacífico, Hawai y Seychelles, donde se ha producido la extinción de lo peces de mayor tamaño (Jennings *et al.,* 1995; Dulvy *et al.,* 2004; Hawkins y Roberts, C.M., 2004). Como ya apuntó Sedberry *et al.,* (1999), los serránidos de gran tamaño fueron más abundantes en las zonas con protección, siendo más vulnerables, a la sobrepesca, en áreas no

protegidas como también se pudo observar en el Mediterráneo (García Chartón *et al.,* 2004). La poca abundancia que se observó en este estudio de *M. fusa* coincide con los resultados por Tuya *et al.* (2006), en donde se señalaba como posible causa una poca eficiencia de la vigilancia y control de las actividades extractivas, debido en parte a que la RM posee una gran extensión y otra a que la RI es sólo el 1% del total, con lo que se dificulta la conservación y regeneración de las poblaciones ícticas. Todo ello sumado a que ésta última está a 9,3 millas del puerto base (La Graciosa) y además a sotavento del mismo.

Una clave para que una AMP tenga éxito ha de tener todos los tipos de habitad relevantes, es decir, aquellas que posean características únicas e identificables de las comunidades ecológicas encontradas, y una protección de todas las partes del sistemas oceánico (Friedlander *et al.,* 2003) y esta característica se cumple en la RM del Archipiélago de Chinijo ya que ésta es la más grande de Europa (70.000 km^2) y tiene todos los ecosistemas existentes en Canarias. Un factor que puede afectar dramáticamente a la abundancia, la estructura talla/edad y a la reproducción es la pesca selectiva de extracción de individuos de gran tamaño en una población (PDT, 1990; Chiapone *et al.,* 2000; Costa *et al.,* 2003), situación que muy probablemente ocurrió con las poblaciones de *M. fusca*, antes de la implantación de la RM. A esta situación hay que sumar el hecho de que después de la implantación se siga pescando incluso por debajo de la talla mínima establecida (350 mm) (observación personal de pesca de *M. fusca* de en el puerto de la Graciosa durante la campaña realizada para este estudio).

V. CONCLUSIONES

Del estudio realizado sobre los parámetros biológicos del abade *Mycteroperca fusca* en aguas de Canarias y la situación de sus poblaciones en la isla de El Hierro y la Reserva Marina de la isla de La Graciosa y de los islotes del Norte de Lanzarote, durante el periodo comprendido entre enero de 2004 y diciembre de 2006, se pueden extraer las siguientes conclusiones:

1. El abade de las Islas Canarias es una especie hermafrodita.

2. La especie exhibe un hermafroditismo secuencial con inversión de hembra a macho (proterogínia monándrica).

3. La talla de los peces varió entre 229 y 745 mm de longitud total. Las hembras se distribuyeron en el rango de tallas comprendido entre 229 y 725 mm de longitud total. Los machos se distribuyeron en clases de tallas superiores, entre 332 y 730 mm. Se obtuvieron diferencias significativas en la longitud total media entre hembras (442 mm) y machos (555 mm) El rango de tallas de los machos y de las hembras analizados difieren de forma significativa.

4. La presencia de hembras en las tallas más longevas pone de manifiesto que la inversión sexual no es esencial para todos los individuos.

5. La proporción global de sexos fue 1:4,78, variando significativamente de 1:1, con un marcado predominio de las hembras.

6. El periodo reproductor es amplio, teniendo individuos con actividad gonadal a lo largo de todo el año, con una época central de freza entre los meses de abril y julio.

7. *M. fusca* es una especie iterópara. Es decir, realiza más de un evento de puesta a lo largo de su vida.

8. La especie exhibe reproducción parcial, realizando la freza mediante múltiples pulsos de puesta espaciados en el tiempo en un mismo periodo reproductor.

9. La talla de la primera madurez sexual (L_{50}) de las hembras se alcanzó a los 336 mm longitud total. La talla de la madurez masiva de las hembras (L_{95}) se alcanzó a los 415 mm.

10. La talla a la cual el 50% de las hembras se han transformado en machos fue de 696 mm. El rango de tallas en los que tiene lugar el proceso de inversión sexual fue de 384 a 725 mm. El rango de solapamiento entre las tallas de los machos y de las hembras fue 54% de la talla máxima observada para la especie.

11. Los individuos presentan hasta ocho patrones de coloración distintos. La presencia de pigmentación amarilla se asoció a las hembras, siendo la coloración corporal marrón con pigmentación amarilla en la zona de la aleta pectoral y/o dorsal característica de la etapa de postpuesta y de maduración inicial.

12. El peso de los peces varió entre 158 y 5.509 g de peso total. Las hembras se distribuyeron en el rango de peso comprendido entre 158 y 5.509 g de peso total. Los machos se distribuyeron entre 452 y 5.469 g de peso total.

13. Los parámetros de la relación de longitud total – peso total fueron *A*=0,00000798 y *b*=3,082 en las hembras, *A*=0,00000710 y *b*=3,079 en los machos y *A*=0,00000713 y *b*=3,098 en todos los individuos.

14. El crecimiento en peso es isométrico respecto a la longitud, tanto en machos como en hembras como para todos los individuos en conjunto.

15. Los otolitos *sagittae* del abade son útiles para determinar la edad y el crecimiento, pues los *annulus* permiten una lectura directa, en la cual se puede observar un patrón reconocible que sirve para poder asignar una escala de tiempo de forma regular.

16. En los otolitos de esta especie, el anillo opaco se forma cuando la temperatura del agua alcanza los valores más altos, coincidiendo con la época de crecimiento rápido, mientras que el anillo translúcido se forma

cuando la temperatura del agua es menor, coincidiendo con la época de crecimiento lento.

17. La edad de los individuos osciló entre dos y veinte años.

18. Los parámetros de crecimientos de la ecuación de von Bertalanffy para todos los individuos son L_∞=898 mm, k=0,062 años^{-1} t_0=-3,83.

19. *El abade es* una especie de crecimiento lento, alcanzando durante el cuarto año de vida aproximadamente la mitad de su longitud máxima, ralentizándose después de modo considerable su crecimiento.

20. Los grupos de edad más frecuentes son los inferiores a los nueve años.

21. La tasa instantánea de mortalidad natural está comprendida entre 0,146 y 0,158 años^{-1} siendo su longevidad, aproximadamente, de 30 años, un 50% más de la edad máxima observada en condiciones de explotación intensa.

22. El Índice de Rugosidad no afectó a la riqueza de las especies en la isla de El Hierro ni en la Reserva Marina del Archipiélago Chinijo. En El Hierro podría deberse a la homogeneidad de la cobertura (*Lobophora variegata*), mientras que en la Reserva Marina del Archipiélago de Chinijo a la gran extensión de blanquizales encontrados.

23. Índice de diversidad de Shannon-Weaver (H') estimado para la isla de El Hierro y en la Reserva Marina del Archipiélago Chinijo están dentro de la normalidad (de 1 a 3). En ambas localidades se pudo comprobar el "efecto reserva". En la primera aumentó de 1,39 en 1991 a 2,42 en el sector Norte. Mientras que en el segundo caso aumentó de 0,49 en 1996 a 2,25 en la Reserva Integral del Roque del Este,

24. Se constató el "efecto reserva" en la isla de El Hierro observándose una mayor densidad íctica en el Mar de las Calmas (253,46 peces/100 m^2) coincidente con la reserva marina.

25. La densidad de abade no está influida por el "efecto reserva" en el caso

de la Reserva Marina del Mar de las Calmas ya que la pesca artesanal selectiva sobre especies de gran tamaño está permitida dentro de la misma. Siendo las densidades más altas se encontraron en el sector del Cono Norte (0,81 abades/100 m^2) donde, por condiciones climatológicas, no es posible este tipo de pesca. En cambio, si se pudo observar dicho efecto en el caso de la Reserva marina del Archipiélago Chinijo ya que fuera de la reserva se pudo constatar en dos puntos de la isla de Lanzarote densidades de 0,00 abades/100 m^2.

26. La presencia de esta especie esta correlacionada, en la isla de El Hierro, con la cobertura algal (*Hypnaea spinella*) y con distintas especies de invertebrados. Destacando la similitud de abundancias con *Scyllarides latus* (70,62%) que parece ser que por su tamaño no constituye una presa del abade.

27. En la Reserva Marina del Archipiélago de Chinijo no se observó ninguna correlación significativa con flora marina o con invertebrados, pero sí con el IR, la densidad íctica y el número de peces.

28. *M. fusca* comparte el biotopo, en la isla de El Hierro, con tres especies de morenas (*Gymnothorax miliaris, Muraena helena* y *Gymnothorax unicolor*) ya que aunque puedan tener hábitos alimentarios similares, no comparten la misma estrategia de depredación. Esta correlación también se pudo observar con *Diplodus cervinus cervinus* y *Serranus atricauda,* con los que comparte preferencias de hábitats; *Chromis limbata y Thalassoma pavo* que forman parte de su alimentación y *Aulostomus strigosus* y *Aluterus scriptus* que muestran preferencias por los hábitats bien conservados.

29. En la Reserva Marina del Archipiélago de Chinijo la correlación fue con especies semipelágicas, que pertenecen a su dieta como *Boops boops* y *Abudefduf luridus*, con especies competidoras de habitad y/o alimento, como son: *Bodianus scrofa*, *Diplodus sargus cadenati*, *Oblada melanura Epinephelus marginatus*, *Pseudocaranx dentex, Synodus synudus* y *Sparisoma cretense.*

30. La presencia de esta especie presentó similitud de abundancias con los invertebrados como: el artrópodo *Percnon gibbesi* que se encuentra en la oquedades ocupadas por morenas donde no caza el abade, el briozoo *Schizoporella longirostris*, seguidos de los poríferos *Hemodice carunculata* y *Chondrosia reniformes* en la isla de El Hierro. Todos ellos son sésiles además de con los representantes característicos del blanquizal como: el equinodermo *Diadema antillarum* los poríferos *Batzella inops* y los briozoos *Schizobrachiella sanguinea*, *Reptadeonella violacea* y *Shizomavella auriculata*, que también son sésiles. Esto pone de manifiesto que no es una especie ramoneadora sino cazadora que se alimenta de peces e invertebrados no sésiles.

31. Con relación a los peces, el abade presentó similitud de abundancias, en la isla de El Hierro y en la Reserva Marina de Chinijo, con *Diplodus cervinus cervinus* y de *Serranus atricaudata*. Probablemente, éstos no compiten en su totalidad ya que, aunque utilizan los mismos recursos alimenticios, *M. fusca* no ramonea y aparece mucho más activo en la exploración del territorio que *Serranus atricauda*. *Sphyraena viridensis* sólo presentó alguna similitud en la Reserva Marina de Chinijo.

V.1. Recomendaciones

A partir de los resultados y conclusiones obtenidos en la presente tesis es importante recomendar que se realicen las siguientes actuaciones respecto del manejo de las pesquerías de *Mycteroperca fusca* en el Archipiélago Canario:

1. La talla mínima de captura establecida (350 mm) debe ser modificada de modo más acorde con la talla real de madurez sexual, no permitiendo la captura de individuos de *M. fusca* de tamaño menor a 415 mm si se quiere proteger al stock reproductor y garantizar que los individuos capturados se hayan reproducido al menos una vez.

2. No permitir la captura de individuos de *M. fusca* con coloración corporal

marrón con pigmentación amarilla en la zona de la aleta pectoral y/o dorsal, ya que señala un evento de puesta próximo.

3. No permitir la captura de individuos *M. fusca* entre los meses máximos de la de freza, abril y julio, para proteger las agrupaciones durante la freza.

4. No permitir ningún tipo de pesca dentro de las reservas marinas y aumentar la vigilancia, al menos en la Reserva Marina de Chinijo, ya que se ha visto que esto afecta negativamente al "efecto reserva" y a la abundancia de la especie.

VI. BIBLIOGRAFÍA

VI.1. Bibliografía

Afonso-Carrillo, J., Sanson, M. 1999. *Algas, Hongos y Fanerógamas Marinas de las Islas Canarias: Clave analítica*. Universidad de La Laguna: 254 pp.

Agilera-Kink, F., Brito, A., Castilla, C., Díaz, A., Fernández-Palacios, J.M., Rodríguez, A., Sabaté, F., Sanchez, J. 1994. *Canarias: Economía, Ecología y Medio Ambiente.* Francisco Lemus Editor. La Laguna, Tenerife, España: 361 pp.

Alagaraja, K. 1984. Simple methods for estimation of parameters for assessing exploited fish stocks Indian. *Journal of Fish Biology*, 31: 177-208.

Alekseev, F.E. 1982. Hermaphroditism in sparid fishes (Perciformes, Sparidae). I. Protogyny in porgies, *Pagrus pagrus, P. orphus, P. ehrenbergi* and *P. auriga,* from West Africa. *Journal Ichthyology,* 22(5): 85-94.

Alekseev, F.E., 1983. Hermaphroditism in porgies (Perciformes, Sparidae). 2. Sexual structured of the populations mechanism of its formation and evolution in scups *P. orphus, P. ehrenbergi* and *P. auriga. Journal Ichthyology,* 23: 61-73.

Anderson, M.J., Millar, R.B. 2004. Spatial variation and effects of habitat on temperate reef fish assemblages in north-eastern New Zeland. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology,* 305: 191-221.

Anderson, R.O., Gutreuter, S.J. 1983. Length, Weigth, and Associated Structural Indices. *Fisheries Techniques*, American Fisheries Society: 283-300.

Anderson, R.O., Neumann, R.M. 1996. Length, weight, and associated structural indices.*Fisheries techniques*, American Fisheries Society: 447-482.

Andrew, T.G., Buxton, C.D., Hetch, T. 1996. Aspect of the reproductive biology of the concha wrasse, *Nelabrichthys armatus*, at Tristan da Cunha. *Environmental Biology of Fishery*, 4: 139-149.

Arístegui, J. 1990. La distribución de la *clorofila a* en aguas de Canarias. *Boletín Instituto Español de Oceanografía*, 6(2): 61-71.

Arístegui, J., Hernádez-León, S., Gómez, M., Medina, L., Ojeda, A, Torres, A. 1989. Influence of the north trade winds on the biomass and production of neritic plankton around Gran Canaria Island. *Scientia Marina*, 53 (2-3): 223-229.

Arístegui, J., Hernández-León, S., Montero, M.F., Gómez, M. 2001. The seasonal planktonic cycle in coastal waters of the Canary Islands. *Scientia Marina*, 65: 51-58.

Ayala, B. 2006. *Conservando Nuestros Paraísos Marinos. Propuesta de Red Representativa de Áreas Marinas Protegidas en España. Archipiélago Canario.* WWF/Adena: 26 pp.

Ballacado, J.J., Aristegui, J., Barquín, J., Brito, A., Bouchet, P., Cejas, J.R., Cruz, T., Capdevilla, F., García-Talavera, F., Hernández, F., Izquierdo, M., Moreno, E., Nuñez, J., Ortea, J.A., Pérez-Dionis, G., Pérez, A., Pérez, J.M., López, J., Díaz, C., Brito, M. 1983. *Estudio del Bentos Marino del Archipiélago Canario. Catálogo Preliminar de los Invertebrados Bentónicos de Canarias.* Confección de un manual de identificación. Gobierno Autónomo de Canarias: 458 pp.

Bacallado J.J., Baez, M., Brito, A., Cruz, T., Domínguez, F., Moreno, E., Pérez. 1984. *Fauna (marina y terrestre) del Archipiélago Canario.* Colección Gran Biblioteca Canaria: 356 pp.

Bannerot, S. P., Fox Jr., W.W., Powers, J.E. 1987. Reproductive strategies and the management of snappers and groupers in the Gulf of Mexico and Caribbean. *Tropical snappers and groupers: biology and fisheries management*. Editores J. J. Polovina y S. Ralston: 561–603.

Bas, C., Castro, J.J., Hernández-García, V., Lorenzo, J.M., Moreno, T. Pajuelo, J.G., González-Ramos, A.J. 1995. *La Pesca en Canarias y Áreas de Influencia.* Ediciones del Cabildo Insular de Gran Canaria: 331pp.

Battiato, A. 1983. Osservazioni su alcuni stadi giovanili di cernie dei generi *Epiniphelus* e *Mycteroperca* (Osteichthyes-Serranidae) catturate lungo la nuova scogliera sud del porto di Catania. *Thalassia-Salent,* (12-13): 3-15.

Beamish, R.J., Fournier, D.A., 1981. A method for comparing the precision of a set of age determination. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 38*: 982-983.

Beckman, D.W., Wilson, C.A., 1995. Seasonal timing of opaque zone formation in fish otoliths. *Recent Developments in Fish Otoliths Research* (19): 27-43.

Benedetti-Cecchi, L., Bertocci, I., Micheli, F., Maggi, E., Foslla T., Vaselli, S. 2003. Implications of spatial heterogeneity for management of marine protected areas (MAPs): examples from northwest Mediterranean. *Marine Environmental Research,* 55: 429-458.

Bernard, D.R. 1981. Multivariante analysis as a mean as of comparing growth in fish. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science,* 38: 233-236.

Beverton, R.J.H., Holt, S.J. 1957. *On the Dynamics of Exploited Fish Populations*. Editores Chapman y Hall: 533 pp.

Beverton, R.J.H., Holt, S.J. 1959. A review of the lifespans and mortality rates of fish in nature, and their relation to growth and other physiological characteristics. Ciba Fundation, *Colloquia on Ageing:* 142-180.

Blaber, S.J.M., Milton, D.A., Pang, J., Wong, P., Boon-Teck, O., Nyigo, L., Lubim, D. 1996. The life history of the tropical shad *Tenulosa toli* from Sarawak: first evidence of proterandry in the Clupeiformes? *Environmental Biology of Fishery:* 225-242.

Bohnsack, J.A. 1982. Effects of Piscivorous Predator Removal on Coral Reef Fish Community Structure. *Gustshop '81: Fish Food Habits Studies*: 258-267.

Bohnsack, J.A. 1996. Maintenance and recovery of fishery productivity. *Tropical Reef Fisheries, Fish and Fisheries Series* 20: 283- 313.

Bonet Fernández-Trujillo, J., Rodríguez Fernández, A. 1992. *Fauna Marina Amenazada en las Islas Canarias*. Instituto Nacional para la Conservación de la Naturaleza: 296 pp.

Booth, A.J. 1997. On the life history of the lesser gurnard (Scorpaeniformes: Triglidae) inhabiting the Agulhas Bank, South Africa. *Journal of Fish Biology,* 51: 1155-1173.

Booth, A.J., Buxton, C.D. 1997. Management of the panga *Pterogymnus laniarius* (Pisces: Sparidae), on the Agulhas Bank, South Africa using per-recruit models. *Fisheries Research*, 32: 1-11.

Booth, A.J., Hecht, T. 1997. A description of gametogenesis in the panga *Pteroymnus laniarius* (Pisces: Sparidae) with comments on changes in maturity patterns over the past two decades. *South African Journal of Zoology*, 32(2): 49-53.

Bordes, F. 1993. *Cartografía y Evaluación de Recursos Pesqueros de la Plataforma y Talud de Gran Canaria (Islas Canarias).* Informe del Gobierno de Canarias: 28 pp.

Bortone, S.A., Van Tassell, J.L., Brito, A., Falcon, J.M., Bundrick, C.M. 1991. A visual assessment in the inshore fishes and fishery resources off El Hierro, Canary Island: a baseline survey. *Scientia Marina,* 55 (3): 529-541.

Braun, J.G. 1980. Estudios de producción en aguas de las Islas Canarias. I. Hidrografía, nutrientes y producción primaria. *Boletín Institutito Español de Oceanografía*, 285: 149-154.

Braun, J.G., Real, F. 1981. Algunas comparaciones entre el nanoplancton y el fitoplancton de red en aguas de las Islas Canarias. *Boletín Institutito Español de Oceanografía,* 291: 97-105.

Braun, J.G., De Armas, J.D., Real, F., Escánez, J.E., Villamandos, J.E., Santamaría, M.T.G. 1986. Oceanographical conditions in Canary Islands waters. 1. Oxigen and nutrients. *ICES CM* I986/C: 26 (mimeo.): 14 pp.

Brito, A. 1984. Zoogeografía marina de las Islas Canarias. *Fauna (marina y terrestre) del Archipiélago Canario*: 66-86.

Brito, A. 1991. *Catálogo de los Peces de las Islas Canarias.* Francisco Lemus Editor, La Laguna, Tenerife, España: 230 pp.

Brito, A., Lozano I. J., Falcon, J.M., Rodríguez, F.M., Mena, J. 1996. Análisis biogeográfico de la ictiofauna de las Islas Canarias. *Congreso sobre Oceanografía y Recursos Marinos en el Atlántico Centro-Oriental, Gran Canaria (España), 23-30 nov 1990,* ICCM: 241-269.

Brito, A., Barquín Díez, J., García Braun, J., Lozano Soldevilla, I.J., Ocaña Vicente, O., Reyes Hernádez, J., Falcón Toledo, J.M., González Lorenzo, G., Pascual Alayón, P.J., Báez Acosta, A., Martín Sosa, P., Cabrera Socorro, M., Sancho Rafel, A., Alcántara Vernet, E., García Sanchez, M.N. 1997. *Evaluación de las Poblaciones de Peces y Macroinvertebrados de Interés pesquero, Análisis de la Explotación de Recursos y Obtención de Parámetros para la Gestión de la Futura Reserva Marina de La Graciosa e Islotes del Norte de Lanzarote.* Informe final del proyecto de investigación: 526 pp.

Brito, A., Pascual, P.J., Falcón, J.M., Sancho, A., González, G. 2002. *Peces de las Islas Canarias. Catálogo comentado e Ilustrado*. Francisco Lemus Editor, La Laguna, Tenerife, España: 419 pp.

Brock, R.E., 1982. A critique of the visual census method for assessing coral reef fish populations. *Bulletin of Marine Science,* 32: 269-276.

Brulé, T., Déniel, C., Colás-Mafurro, T., Sanchez-Crespo, M. 1999. Red grouper reproduction in the southern Gulf of México. *Transactions of the American Fisheries Society*, 128: 385-402.

Brulé, T., Renán, X., Colás-Marrufo, T., Hauyon, Y., Tuz-Sulub, A.N. 2003a. Reproduction in the proterogynous black grouper (*Mycteroperca bonaci* (Poey)) from the southern Gulf of Mexico. *Fishery Bulletin*, 101: 463-475.

Brulé, T., Deniel, C., Colás-Marrufo, T., Renan, X. 2003b. Reproductive biology of gag in the southern Gulf of Mexico. *Journal of Fish Biology*, 63: 1505-1520.

Bruslé-Sicar, S., Fourcault, B. 1997. Recognition of sex-inverting protandric *Sparus aurata*: ultrastructural aspect. *Journal of Fish Biology*, 50: 1094–1103.

Bullock, L.H., Murphy, M.D. 1994. Aspects of the life history of the Yellow Grouper, *Mycteroperca interstitialis,* in the Gulf of Mexico. *Bulletin of Marine Science*, 55(1): 30-45.

Campana, S.E., Annand, M.C., McMillan, J.I. 1995. Graphical and statistical methods for determining the consistency of age determinations. *Transaction of the American Fisheries Society,* 124: 131–138.

Campana, S.E., 2001. Accuracy, precision and quality control in age determination, including a review of the use and abuse of age validation methods. *Journal of Fish Biology,* 59: 197-242.

Campana, S.E., Neilson, J.D. 1985. Microstructure of fish otoliths. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science,* (42)5: 1014-1032.

Carpenter, K.E., Miclat, R.I., Alvadalejo, V.D., Corpuz, V.T. 1981. Grazing by *Diadema antillarum* (Philippi) and its effects on the benthic algal community. *Proceeding of the Fourth International Coral Reef Symposium, Manila,* (2): 497-502.

Carracedo, J.C. 1984. Marco geográfico. *Geografía Física.* Director L. Alfonso, Editorial Interinsular Canaria, Sta. Cruz de Tenerife: 17-28.

Chang, W.B. 1982. A statistical method for evaluating the reproducibility of age determinations. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences,* 39: 1208-1210.

Chiapone, M., Sluka, R., Sullivan Saley, K.M. 2000. Groupers (Pisces: Serranidae) in fished and protected areas of the Florida Keys, Bahamas and northern Caribbean. *Marine Ecology Progress Series*, 198: 261-272.

Chiappone, M., Sealey, K.M.S. 2000. Marine reserve desing criteria and measures of success: lessons learned from the Exuma Cays Land Sea Park, Bahamas. *Bulletin of Marine Science*, 66: 691-705.

Clarke, K.R., Warrick, R.M. 1994. *Change in Marine Communities: an Approach to Statistical Analysis and Anterpretation*. Plymouth Marine Laboratory, Plymouth: 144 pp.

Claudet, J., Pelletier, D., Jouvenel, J.Y., Bachet, F., Galzin, R. 2006. Assessing the effects of marine protected area (MPA) on a reef assemblage in a northwestern Mediterranean marine reserve: Identifying community-based indicators. *Biological conservation*, 130: 349-369.

Cole, K.S., Shapiro, D.Y. 1990. Gonad Structure and Hermaphroditism in the Gobiid Genus Coryphopterus (Teleostei: Gobiidae). *Copeia*, 4: 996-1003.

Cole, K.S., Shapiro, D.Y. 1992. Gonadal structure and population characteristics of the protogynous goby, *Coryphopterus glaucofraenum*. *Marine Biology,* (113): 1–9.

Cole, K.S., Shapiro, D.Y. 1995. Social facilitation and sensory mediation of adult sex change in a cryptic, benthic marine goby. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 186: 65-75.

Coleman, F.C., Koenig, C.C., Collins, L.A. 1996. Reproductive styles of shallow-water grouper (Pisces: Serranidae) in the eastern Gulf of Mexico and the consequences of fishing spawning aggregations. *Environmental Biology of Fishes*, 47: 129–141.

Coleman, F.C., Koenig, C.C., Eklund, A.M., Grimes, C. 1999. Management and conservation of temperate reef fishes in the grouper-snapper complex of the southeastern United States. *Life in the slow lane: ecology and conservation*

of long-lived marine animals, Simposio 23, American Fisheries Society: 233–242.

Coleman, F.C., Koneing, C.C, Hutsman, G.R., Musick, J.A., Eklmund, A.M., Mc.Govern, J.C. 2000. Long-lived Reef Fishes: The Grouper-Snapper Complex. *AFS Police Statement,* 25(3): 14-21.

Coleman, F.C., Baker, P.B., Koenig, C.C. 2004. A Review of Gulf of Mexico Marine Protected Areas: Successes, Failures, and Lessons Learned. *Fisheries*, 29(2): 10-21.

Collins, M.R., Waltz, C.W., Roumillat, W.A, Stubbs, D.L. 1987. Contribution to the life history and reproductive biology of gag, *Mycteroperca microlepis* (Serranidae), in the South Atlantic Bight. *Fishery Bulletin*, 85(3): 648-653.

Collins, M.R., Van Sant, S.B., Sedberry, G.R. 1996. Age validation, movements, and growth rates of tagged gag (*Mycteroperca microlepis*), black sea bass (*Centropristis striata*), and red porgy (*Pagrus pagrus*). *Biology, fisheries and culture of tropical groupers and snappers.* ICLARM Conf. Proc.: 58-162.

Collins, L.A., Johnson, A.G., Koenig, C.C., Baker Jr., M.S. 1998. Reproductive patterns, sex ratio, and fecundity in gag, *Mycteroperca microlepis* (Serranidae), a protogynous grouper from the northeastern Gulf of Mexico. *Fishery Bulletin,* 96: 415–427.

Costa, P.A.S., da Costa Braga, A., Frota da Rocha, L.O. 2003. Reef fisheries in Porto Seguro, eastern Brazilian coast. *Fisheries Research*, 60: 577-583.

Crabtree, R.E., L.H. Bullock. 1998. Age, growth and reproduction of black grouper, *Mycteroperca bonaci,* in Florida waters. *Fishery Bulletin,* 95: 735–753.

Craig, P., Choat, J., Maxe, L., Saucerman, S., 1997. Population biology and harvest of the coral reef surgeonfish *Acanthurus lineatus* in American Samoa. *Fishery Bulletin,* 95: 680-693.

Crespo, J., Gajate, J., Ponce, R. 2001. *Clasificación Científica e Identificación de Nombres Vernáculos Existentes en la Base de Datos de Seguimiento Informático de Recursos Naturales Oceánicos*. Instituto Español de Oceanografía: 88 pp.

Cushing, D.H. 1968. *Fisheries Biology.* Univ. Wisconsin Press.: 200 pp.

Davenport, R., Neuer, S., Hernández-Guerra, A., Rueda, M.J., Llinas, O., Fisher, G., Wefer, G., 1999. Seasonal and interannual pigment concentration in the Canary Islands region from CZCS data and comparison with observations from the ESTOC. *International Journal of Remote Sensing,* 20: 1419–1433.

DeVries, D.R., Frie, R.F. 1996. Determination of age and growth. *Fisheries techniques*: 483-512.

Díaz-Uribe, J.G., Elorduy-Garay, J.F., González-Valdovinos, M.T. 2001. Age and Growth of the Leopard Grouper, *Mycteroperca rosacea*, in the Southern Gulf of California, México. *Pacific Science*, (55)2: 171-182.

Dulvy, N.K., Freckleton, R.P., Polunin, N.V.C. 2004. Coral reef cascades and the indirect effects of predator removal by exploitation. *Ecology Letters,* 7: 410-416.

Espino, F., Boyra, A., Tuya, F., Haroun, R. 2006. *Guía Visual de Especies Marinas de Canarias.* Editorial Oceanográfica: 482 pp.

Falcón, J.M., Mena, J., Brito, A., Rodríguez, F.M., Mata, M. 1993. Ictiofauana de los infralitorales rocosos de las Islas Canarias. Observaciones mediante muestreos visuales in situ. *Publicación Especial del Instituto Español Oceanográfico*, 11: 205-215.

Falcón, J.M., Bortone, S.A., Brito, A., Bundrick, C.M., 1996. Structure and relationships wthin and between the littoral rock-substrate fish communities off four islands in the Canarian Archipielago. *Marine Biology*, 125: 215-231.

Falcón, J.M., García Chartón, J.A., Brito, A., Bacallado, J.J. 2001. Peces litorales das Islas Salvajes. *Revista de la Academia Canaria de Ciencias*, 3–4: 137–142.

Falcón, J.M., García Chartón, J.A., Brito, A., Bacallado, J.J. 2002. Peces litorales de las Islas Azores: Especies observadas y recolectadas durante la "Expedición Azores 2001". *Revista de la Academia Canaria de Ciencias*, XIII 4: 67-78.

Fernández de Puelles, M.L. 1987. Evolución anual del microzooplancton en aguas de las Islas Canarias. *Boletín Instituto Español Oceanográfico*, 4(2): 79-90.

Fernández, J.C., Clemente, S., Falcón, J.M., Brito, A., Barquín, J. 2005. Valoración de las Reservas Marinas de Canarias como herramientas de ordenación para el control de las poblaciones de erizos *Diadema antillarum* (Echinoidea: Diadematidae). *Vieraea*, (33): 399-418.

Fowler, A.J., Doherty, P.J., 1992. Validation of annual growth increments in the otoliths of two species of damselfish from the southern Great Barrier Reef. *Australian Journal of Marine and Freswater Research,* 43: 1057-1068.

Francour, P., Harmelin, J.G. Pollard, D., Sartoreto, S. 2001. A review of marine protected areas in the norhwestern Mediterranean region: siting, usage, zonation, and management. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystem*, 11: 155-188.

Franquet, F., Brito, A. 1995*. Especies de Interés Pesquero de Canarias*. Consejería de Pesca y Transportes del Gobierno de Canaria, Tenerife: 149 pp.

Friedlander, A., Sladek Nowlis, J., Sanchez, J.A., Appeldoeern, R., Usseglio, P., McCormick, C., Bejarano, S., Michell-Chui, A. 2003. Designing Effective Marine Protected Areas in Seaflower Biosphere Reserve, Colombia, and Base don Biological and Sociological Information. *Conservation Biology*, (17)6: 1769-1784.

García Chartón, J.A., Pérez Ruzafa, A. 1999. Ecological heterogeneity and the evaluation of the effects of marine reserves. *Fisheries research*, (42)1-2: 1-20.

García Chartón, J.A., Williams, I.D., Pérez Ruzafa, A., Milazzo, M., Chemello, R., Marcos, C., Kitsos, M.S., Koukouras, A., Riggio, S. 2000. Evaluating the ecological effects of Mediterranean marine protected areas: habitat, scale and the natural variability of ecosystems. *Environmental conservation*, (27)2: 159-178.

García Chartón, J.A., Pérez-Ruzafa, A., Sánchez-Jerez, P., Bayle-Sempere, J.T., Reñones, O., Moreno, D. 2004. Multi-scale spatial heterogeneity, habitat structure, and the effect of marine reserves on Western Mediterranean rocky reef fish assemblages. *Marine Biology*, 144: 161-182.

García-Arteaga, J.P., Sierra, L.M., Claro, R. 1999. Biología del Bonací gato, *Mycteroperca tigris* (Pisces: Serranidae) en la plataforma de SW de Cuba. II. Alimentación, edad y crecimiento. *Revista de Investigación Marina*, 20: 1-3.

García-Cagide, A., García, T. 1996. Reproducción de *Mycteroperca bonaci* y *Mycteroperca venenosa* (Pisces: Serranidae) en la plataforma Cubana. *Revista de Biología Tropical,* (2-B) 44: 771-780.

Gerking, S.D. 1979. Fishes reproduction and stress. *Environmental physiology of fishes*: 569-578.

Gilmore, R.G., Jones, R.S. 1992. Color variation and associated bahavior in the Epinepheline groupers, *Mycteroperca microlepis* (Googe and Bean) and *M. phenax* Jordan and Swain. *Bulletin of Marine Science,* 51(1): 83-103.

Glamuzina, B., Tutman, P., Kozul, V., Glavic, N., Skramuca, B. 2002. The first, recorded occurrence of the Mottled Grouper, *Mycteroperca rubra* (Serranidae) in the Southeastern Adriatic Sea. *Cymbium*, 26(2): 156-158.

Gobert, B. 1994. Preliminary analysis of the exploitation of groupers in Martinique. *Proceedings of the Gulf Caribbean Fish Institute*, 43: 446-455.

Gobierno de Canarias. 2001. *Plan Rector de Uso y Gestión del Parque Natural del Archipiélago Chinijo*. Documento informativo. Consejería de Política Territorial y Medio Ambiente del Gobierno de Canarias: 179 pp.

González, J.A., Quiles, J.A., Marrero, M.F., Santana, J.I., García-Mederos, A., Gimeno, M., Pérez-Peñalvo, J.A., González-Cuadrado, R., Jiménez, S. 2004. *Productos Pesqueros Comercializados en Canarias. Peces Óseos.* Consejería de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentación, Gobierno de Canarias. Colección Guía PesCanarias: 346 pp.

González, J.F., Hernández-González, C.L., Marrero, P., Rapp E.J. 1994. *Peces de Canarias. Guía Submarina.* Francisco Lemus Editor, Santa Cruz de Tenerife: 224 pp.

Gordoa, A., Molí, B., 1997. Age and growth of sparids *Diplodus vulgaris*, *D. sargus* and *D. annularis* in adult populations and the differences in their juvenile growth patterns in the north-western Mediterranean Sea. *Fisheries Research,* 33: 123-129.

Grimes, C.B. 1987. Reproductive biology of the Lutjanidae: A review. *Tropical Snappers and Groupers: Biology and Fisheries Management:* 239–294.

Guerra-Sierra, A., Sánchez-Lizaso, J.L. 1998. *Fundamentos de Explotación de Recursos Vivos Marinos*. Editorial Acriba, S.A. Zaragoza: 249 pp.

Guidetti, P., Vergiella, L., 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. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 85: 247-255.

Guiguen, Y., Cauty, C., Fostier, A., Fuchs, J., Jalabert, B. 1994. Reproductive cycle and sex inversion of the sea bass, *Lates calcarifer*, reared in sea cages in French Polynesia: histological and morphometric description. *Environmental Biology of Fishes,* 39: 231-247.

Happell, S.A., Sullivan, C.V. 1999. Gag (*Mycteroperca microlepis*) vitellogenin: purification, characterization and use for enzyme-linked immunosorbent

assay (ELISA) of female maturity in three species of grouper. *Fish Physiology and Biochemistry*, 20: 361-374.

Happell, S.A., Sullivan, C.V. 2000. Identification of gender and reproductive maturity in the absence of gonads: muscle tissue levels of sex steroids a vitellogenin in gag (*Mycteroperca microlepis*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 57: 148-159.

Halpern, B.S. 2003. The impact of marine reserves: do reserves work and does reserve size matter? *Ecological applications*, 13(1): S117-S137.

Härkönen, T.J. 1986. *Guide to the Otoliths of the Bony Fishes of the Norstheast Atlantic.* Editorial Danbui Aps, Hellerup, Denmark: 256 pp.

Haroun, R., Tuya, F, Boyra, A. 2005. *Análisis de las medias de respuesta de las Administraciones Públicas: Análisis de las presiones y amenazas a las que están sometidos los valores naturales del litoral. Diagnostico ambiantal del litoral canario*. Canarias, por una Costa Viva 2002-2004: 58-61.

Harris, P.J., Collins, M.R. 2000. Age, growth and age at maturity of gag, *Mycteroperca microlepis*, from the southeastern United States during 1994-1995. *Bulletin of Marine Science*, 68: 105-117.

Harris, P.J., Wyanski, D.M., White, D.B., Moore, J. 2002. Age, grow and reproduction of scamp, *Mycteroperca phenax,* in the south-western north Atlantic, 1979-1997. *Bulletin of Marine Science*, 70(1): 113-132.

Hawkins, J.P., Roberts, C.M. 2003. Effects of fishing on sex-changing Caribbean parrotfishes. *Biological Conservation*, 115: 213-226.

Hawkins, J.E., Roberts, C.M., 2004. Effects of artesian fishing on Caribbean coral reefs. *Conservation Biology,* 18: 215-226.

Heemstra, P.C. 1991. A taxonomic revision of the eastern Atlantic groupers (Pisces: Serranidae). *Bolotim do Museu Municipal Funchal,* 43(226): 5-71.

Heemstra, P.C., Randall, J.E. 1993. FAO species catalogue. Groupers of the world. (Family Serranidae, Subfamily Epinephelinae). An annotated and

illustrated catalogue of the grouper, rockcod, hind, coral grouper and lyretail species known to date. *FAO Fisheries Synopsis*, 125(16): i-viii + 1-382.

Heemstra, P.C., Randall, J.E. 1999. Serranidae. *FAO species identification guide for fishery purposes*: 2442-2547.

Heinisch, B., Fable, W.A. (Jr) 1999. Movement of gag, *Mycteroperca microlepis,* in and from St. Andrew Bay, Florida. *Bulletin of Marine Science,* 64(3): 501-508.

Hernández, J.C., Clemente, S., Falcón, J.M., Brito, A., Barquín, J. 2005. Valoración de las Reservas Marinas de Canarias como herramientas de ordenación para el control de las poblacioes del erizo *Diadema antillarum* (Echinoida: Diadematidae). *Vieraea,* (33): 399-418.

Hernández-Guerra, A., Arístegui, J., Cantón, M., Nykjaer, L. 1993. Phytoplankton pigment patterns in the Canary Islands area as determined using Coastal Zone Colour Scanner data. *International Journal of Remote Sensing*, (14)7: 1431-1437.

Hernández-Guerra, A., López-Laatzen, F., Machín, F., de Armas, D., Pelegrí, J.L. 2000. Water masses, circulation and transport in the eastern boundary current of the North Atlantic subtropical gyre. *Scientia Marina*, 65: 177–186.

Hernández-Guerra, A., Fraile-Nuez, E., Borges, R., López-Laatzen, F., Vélez-Belchí, P., Parrilla, G., Müller, T.J. 2003. Transport vairability in the Lanzarote pasaje (eastern boundary current of the North Atlantic subtropical Gyre). *Deep-Sea Research*, Parte I, 50: 189-200.

Hernández-León, S., Llinás, O., Braun, J.G. 1984. Nota sobre la variación de la biomasa del mesozooplancton en aguas de Canarias. *Investigación Pesquera*, 48(3): 495-508.

Hernández-León, S. 1986. *Efecto de la Masa Isla en Aguas del Archipiélago Canarios según Estudios de Biomasa y Actividad del Sistema de Transporte de Electrones en el Mesozooplancton*. Tesis Doctoral, Universidad de La Laguna: 402 pp.

Hernández-León, S. 1988. Algunas observaciones sobre la abundancia y estructura del mesozooplancton en aguas del Archipiélago Canario. *Boletín del Instituto Español de Oceanografía*, 5(1): 109-118.

Hernández-León, S. 1988. Ciclo anual de la biomasa del mesozooplancton sobre un área de plataforma en aguas del Archipiélago Canario. *Investigación Pesquera*, 52(1): 3-16.

Hernández-León, S. 1988. Gradients of mesozooplancton biomass and ETS activity in the wind-shear areas as evidence of and island mass effect in the Canary Island waters. *Journal Plankton Research,* 10(6): 1141-1154.

Herrera, R., Espino, F., Garrido, M., Haroun, R.J. 2002. Observations on fish colonization and predation on two artificial reefs in the Canary Islands. *ICES Journal of Marine Science,* 59: 69–73.

Hoenig, J. 1983. Empirical use of longevity data to estimate mortality rates. *Fishery Bulletin*, 82: 898-903.

Hood, P.B., Shlieder, R.A. 1992. Age, growth and reproduction or gag, *Mycteroperca microlepis* (Pisces: Serranidae), in the eastern Gulf of Mexico. *Bulletin of Marine Science*, 51(3): 337-352.

Hunstman, G.R.D., Schaaf, W.E. 1994. Simulation of the impact of fishing on reproduction of protogynous grouper, the graysby. *North American Journal of Fisheries Management,* 14: 41-52.

Huntsman, G.R., Potts, J., Mays, R.W. 1994. A preliminary assessment of the populations of seven species of grouper (Serranidae, Ephinephelidae) in the western Atlantic Ocean from Cape Hatteras, North Carolina to Dry Tortugas, Florida. *Proceedings of the Gulf Caribbean Fish Institute,* 43: 193-213.

ICSEAF. 1983. Otolith interpretation guide of hake. *International Commission for Southeastern Atlantic Fisheries*, 1: 1–70.

ICSEAF, 1986. *Otolith Interpretation Guide.* Cape horse mackerel. *ICSEAF*, 2: 24 pp.

Jenkins, O.P., Evermann, B.W. 1889. Description of eighteen new species of fishes from the Gulf of California. *Proceedings of the United States National Museum*: 137-158.

Jennings, S., Grandcourt, E.M., Polunin, N.V.C. 1995. The effects of fishing on the diversity, biomass and trophic structure of Seychelles' reef fish communities. *Coral Reefs,* (14)4: 225-235.

Jennings, S., Pinnegar, J.K., Polunin, N.V.C., Boon, T. 2001. Weak cross-species relationships between body size and trophic level belie powerful size-based trophic structuring in fish communities. *Journal of animal Ecology,* 70: 934-944.

Jory, D.E., Iversen, E.S. 1989. Species profiles: life histories and environmental requirements of coastal fishes and invertebrates (South Florida) black, red, and Nassau groupers. U.S. *Fish and Wildlife Service Biological Report* 82(11.110). U.S. Army Corps of Engineers, TR EL-82-4: 21 pp.

Kendall, M.S., Christensen, J.D., Caldow, C., Coyne, M., Feffrey, C., Monaco, M.E., Morrison, W., Hillis-Starr, Z. 2004. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 14: 113-132.

Kingsford, M., Battershill, C., 1998. *Studying Marine Temperate Environments: a Handbook for Ecologists.* Canterbury University Press, Christchurch, New Zealand: 334 pp.

Koenig, C.C., Coleman, F.C., Collins, L.A., Sadovy, Y., Colin, P.L. 1996. Reproduction in gag (*Mycteroperca microlepis*) (Pisces: Serranidae) in the eastern Gulf of Mexico and the consequences of fishing spawning aggregations. *Biology, Fisheries and Culture of Tropical Groupers and Snappers, ICLARM Conf. Proc.* (48): 60–74.

Koenig, C.C., Coleman, F.C. 1998. Absolute Abundance and Survival of Juvenile Gags in Sea Grass Beds of the Northeastern Gulf of Mexico. *Transactions of the American Fisheries Society,* 127: 44-55.

Lambshead, P.J.D., Platt, H.M., Shaw, K.M. 1983. Detection of differences among assemblages of marine benthic species based on an assessment of dominance and diversity. *Journal of Natural History,* 17: 859-874.

Lincoln-Smith, M.P. 1988. Effects of observer swimming speed on sample counts of temperate rocky reef fish assemblages. *Marine Ecology Progress Series,* 43: 223-231.

Lincoln-Smith, M.P. 1989. Improving multispecies rocky reef fish censuses by counting different groups of species using different procedures. *Environmental Biology of Fish*, 26: 29-37.

Llinás, O., Rueda, M.J., Pérez-Martell, E. 1993. Variabilidad de los parámetros oceanográficos en las aguas de Canarias. *Boletín del Instituto Español Oceanografía,* 9(1): 89-100.

Lorenzo-Nespereira, J.M. 1992. *Crecimiento de la caballa "Scomber japonicus" (Houttuyn, 1872) en aguas del Archipiélago canario*. Tesis doctoral, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria: 199 pp.

Lovejoy, T.E. 2006. Protected areas: a prism for a changing word. *Trends in Ecology and Evolution,* (21)6: 329-333.

Luckhurst, B.E., Luckhurst, K. 1978. Analysis of the Influence of Substrate Variables on Coral Reef Communities. *Marine Biology,* 49: 317-323.

Lutnesky, M.M. 1996. Size-dependent rate of protogynous sex change in the pomacanthid angelfish, *Centropige potteri. Copeia,* 1: 209-212.

Machín Jiménez, F.J. 2004. *Variabilidad espacio temporal de la Corriente de Canarias, del afloramiento costero al noroeste de África y de los intercambios atmósfera-océano de calor y agua dulce.* Tesis doctoral. Universidad de Las Palmas de Gran Canaria: 115 pp.

Magurran, A.E. 1989. *Diversidad Ecológica y su Edición*. Ediciones Vedrá, Barcelona: 199 pp.

Maillard, C., Käse, R. The near-surface flow in the subtropical gyre south of the Azores. *Journal of Geophysical Research*, (94): 16133-16140.

Manickchand-Heileman, S.C., Phillip, D.A.T. 2000. Age and growth of the yellowedge grouper, *Epinephelus flevolimbatus,* and the yellowmouthe grouper, *Mycteroperca inetersticialis*, off Trinidad and Tobago. *Fishery Bulletin*, 98: 290-298.

Manooch III, C.S., Haimovici, M. 1978. Age and growth of the gag, *Mycteroperca microlepis*, and size–age composition of the recreational catch off the Southeastern United States. *Transactions of the American Fisheries Society,* 10: 234–240.

Manooch III, C.S. 1987. Age and growth of snappers and groupers. *Tropical snappers and groupers: Biology and fisheries management*: 329-374.

Mascareño, D. 1972. Algunas consideraciones oceanográficas de las aguas del Archipiélago Canario. *Boletín del Instituto Español de Oceanografía,* 158: 1-159.

Matheson, R.H. III, Huntsman, G.R., Manooch III, C.S. 1986. Age, growth, mortality, food and reproduction of the scamp, *Mycteroperca phenax,* collected off North Carolina and South Carolina. *Bulletin of Marine Science*, 38(2): 300-312.

McErlean, A.J., Smith, C.L. 1964. The Age of Sexual Succession in the Protogynous Hermaphrodite *Mycteroperca microlepis*. *Transactions of the American Fisheries Society,* (93): 301–302.

McGovern, J.C., Wyanski, D., Pashuk, O., Manooch III, C.S, Sedberry, G.R. 1998. Changes in the sex ratio and size at maturity of gag, *Mycteroperca microlepis,* from the Atlantic coast of the southeastern United States during 1976-1995. *Fishery Bulletin*, 96: 797-807.

Medina, L. 1995. *Análisis Multidisciplinar del Ecosistema Costero Insular, Balance Energético, Capa de Mezcla y Modelo Biológico*. Tesis Doctoral, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria: 334 pp.

Medina, A., Bretes, J.C., Sévigny, J.M., Zakardjian, B. 2007. How geographic distance and depth drive ecological variability and isolation of demersal fish communities in an archipielago system (Cape Verde, Eastern Atlantic Ocean). *Marine Ecology*, 28: 1-14.

Michelli, F., Benedetti-Cecchi, L., Gambaccini, S., Betocci, I., Borsini, C., Chato, G.O., Romano, F. 2005. Cascading human inpacts, marine protected areas and the structure of Mediterranean reef asemblages. *Ecological Monographs*, 75(1): 81-102.

Moe, M.A. 1969. *Biology of the Red Grouper Epinephelus morio (Valenciennes) from the Eastern Gulf of Mexico.* Florida Department of Natural Resources, Marine Research Laboratory, Professional Papers Series 10: 95 pp.

Molina, R., Laatzen, F.L. 1986. Hidrología en la región comprendida entre Las Islas Canarias orientales, Marruecos y las Islas Madeira. Campaña "Norcanarias 1". *Boletín del Instituto Español de Oceanografía,* 3(3): 1-16.

Molina, R., Laatzen, F.L. 1989. Hidrografía en la región canaria. Campaña E "Canarias 1". B *Boletín del Instituto Español de Oceanografía,* 5(2): 71-86.

Molina, R., Cabanas, J.M., Laatzen, F.L. 1996. Corrientes e hidrografía en la región canaria. Campaña Canarias 9205. *Boletín del Instituto Español de Oceanografía,* 12 (1): 43-51.

Montero, M.F. 1993. *Respiración y actividad ETS del micropancton marino. Variabilidad ETS en aguas de Canarias.* Tesis Doctoral. Universidad de Las Palmas de Gran Canaria: 194 pp.

Morales-Nin, B. 1987. *Métodos de Determinación de la Edad en los Ostectios en Base a Estructuras de Crecimiento.* Informes Técnicos del Instituto de Investigación Pesquera CENCIMAR, 143: 30 pp.

Morales-Nin, B. 1992. Determinación del crecimiento de peces oseos en base a la microestructura de los otolitos. *FAO Documentos técnicos de Pesca*, 322: 1-58.

Morales-Nin, B. 2000. Review of the growth regulation processes of otolith daily increment formation. *Fisheries Research,* (46)1: 53-67.

Morales-Nin, B. 2001. Mediterranean deep-water fish age determination and age validation: the state of the art. *Fisheries Research,* (51)2: 377-383.

Morales-Nin, B., Tores, G.J., Lombarte, A., Recasens, L. 1998. Otolith growth and age estimation in the European hake. *Journal of Fish Biology,* 53(6): 1155–1168.

Moreau, J. 1987. Mathematical and biological expression of growth of fishes: recent trends and further developments. *Age and Growth of Fish:* 81-113.

Moro, L., Martín, J.L., Garrido, M.J., Izquierdo, I. 2003. *Lista de Especies Marinas de Canarias (Algas, Hongos, Plantas y Animales) 2003.* Consejería de Política Territorial y Medio Ambiente del Gobierno de Canarias: 248 pp.

Mullaney, M.D., Gale, L.D. 1996. Ecomorphological relationship in Ontogeny: Anatomy and Diet in Gag, *Mycteroperca microlepis* (Pisces: Serranidae). *Copeia*, 1: 197-180.

Mumby, P.J., Dahlgren, C.P., Harborne, A.R., Kappel, C.V., Micheli, F., Brumbaugh, D.R., Colmes, K.E., Mendes, J.M., Broad, K., Sanchirico, J.N., Buch. K., Box. S., Stoffle, R.W., Gill, A.B. 2006. Fishing, Trophic Cascades, and the Process of Grazing on Coral Reefs. *Science*, (311) 5757: 98-10.

Musik, J.A., Harbin, M.M., Berkeley, S.A., Burgess, G.H., Eklund, A.M., Findley, L., Gilmore, R.G., Golden, J.T., Ha, D.S., Huntsman, G.S., McGovern, J.C., Parker, S.J., Poss, S.G., Sala, E., Schamind, T.W., Sedberry, G.R., Weeks, H., Wrigh, S.G. 2000. Marine, Estuarine, and Diadromous Fish Stocks at Risk of Extinction in North America (Exclusive of Pacific Salmonids). *Fisheries*, (25)11: 6-30.

Nelson, J.S. 1984. *Fishes of the World.* A Wiley-Interscience Publication. Contraportada: 277-278.

Nowlis, J.S., Roberts, C.M. 1999. Fisheries benefits and optimal desing of marine reserves. *Fishery Bulletin,* 97: 604-616.

Pajuelo, J.G., Lorenzo, J.M. 2000. Reproduction, age, growth and mortality of axillary seabream, *Pagellus acarne* (Sparidae), from the Canarian archipelago. *Journal of Applied Ichthyology,* 16 (2): 41–47.

Pajuelo, J.G., Lorenzo, J.M. 2001. Biology of the annular seabream, Diplodus annularis (Sparidae), in coastal waters of the Canary Islands. *Journal of Applied Ichthyology*, 17:121–125.

Panfili, J. Pontual, H.-de. Troadec, H. Wright, P.J. 2002. *Manual of Fish Sclerochronology.* IFREMER. IRD, Plouzané, France: 463 pp.

Pauly, D. 1980. On the interrelationships between natural mortality, growth parameters, and mean environmental temperature in 175 fish stocks. *Journal du Conseil*, 39(2):175-192.

Pauly, D., Moreau, J., Palomares, M.L.D. 1988. Detritus and energy consumption and conversion efficiency of *Sarotherodon melanotheron* (Cichlidae) in a West African lagoon. *Journal of Applied Ichthyology* 4(4): 190–193.

Pelegrí, J.L., Arístegui, J., Cana, L., González-Dávila, M., Hernández-Guerra, A., Hernández-León, S., Marrero-Díaz, A., Montero, M.F., Sangrà, P., Santana-Casiano, M. 2005. Coupling between the open ocean and the coastal upwelling region off northwest Africa: Water recirculation and offshore pumping of organic matter. *Journal of Marine Systems,* (54) 1-4: 3-37.

Pereiro Muñoz, J.A. 1992. Checking and Extensions of Length Cohort Analysis, to Estimate Fishing Mortality Rates and Yield per Recruitment of an Exploited Stock in a Steady State. *Publicaciones Especiales - Instituto Espanol de Oceanografia*, 10: 104 pp.

Perez, F., Mintrop, L., Llinas, O., Glez-Davila, M., Castro, C.G., Alvarez, M., Kortzinger, A., Santana-Casiano, M., Rueda, M.J., Ríos, A.F. 2001. Mixing

analysis of nutrients, oxygen and inorganic carbon in the Canary Islands region. *Journal of Marine Systems*, 28: 183–201.

Pérez-Martell, E., Llinás, O., Onken, R., Zenk, W. 1996. *Variabilidad térmica del agua central noratlánica entre Gran Canaria el talud sahariano. Resultados preliminares Congreso sobre Oceanografía y Recursos Marinos en el Atlántico Centro-Oriental, Gran Canaria (España), 28-30 Nov 1990.* Editores O. Llinás, J.A. González, M.J. Rueda. ICCM. Las Palmas de Gran Canaria, España. 27-44. Las Palmas de Gran Canaria, España: 27-44.

Sánchez, J.M.P., Babet, E.M. 1991. *Invertebrados Marinos de Canarias.* Editorialo del Cabildo Insular de Gran Canaria, Las Palmas de Gran Canaria: 335 pp.

Pérez-Ruzafa, A., González-Wangüemert, M., Lenfant, P., Marcos, C., García Chartón, J.A. 2006. Effects of fishing protection on the genetic structure of fish populations. *Biological Conservation*, (129)2: 244-255.

Petrik, R. Levin, P.S. 2000. Estimating relative abundance or seagrass fishes: a quantitative comparison of three methods. *Environmental Biology of Fishes*, 58: 461-466.

Pielou, E.C. 1975. *Ecological Diversity*, Wiley, New York: 570 pp.

Pilling, G.M., Millner, R.S., Easey, M.W., Mees, C.C., Rathacharen, S., Azemia, R. 2000. Validation of annual growth increments in the otoliths of the lethrinid *Lethrinus mahsena* and the lutjanid *Aprion virescens* from sites in the tropical Indian Ocean, with notes on the nature of growth increments in *Pristipomoides filamentosus. Fishery Bulletin*, 98(3): 600-611.

Pinnegar, J.K., Poulnin, N.V.C., Francour, P., Badalamenti, F., Chemello, R., Harmeln-Vivien, M.L., Hareu, B., Milazo, M., Zabala, M., D'Anna, G., Pipitone, C. 2000. Trophic cascades in bentic marine ecosystems: lessons for fisheries and protected-area management. *Environmental Conservation,* 27: 179-200.

Pitcher, T.J., Macdonald, P.D.M., 1973. Two models for seasonal growth in fishes. *Journal of Applied Ecology,* 10, 597-606.

Plan Development Team (PDT) 1990. The Potencial of Marine Fishery Reserves for ref fishes Management in the U.S. Southern Atralntic. *NOAA Technical Memorando*, NMFS-SEFC-261: 40 pp.

Planes, S., García Chartón, J.A., Pérez-Ruzafa, A. 2006. *Ecological effects of Atlanto-Mediterranean Marine Protected Areas in the European Union*. EMPAFISH Project, Booklet, 1: 158 pp.

Ramos, A., Sangrá, P. 1992. Características oceanográficas en el área de Canarias: Relación con la pesquería de listado (*Katsuwomus pelamos*)". *CICTA Colección de Documentos Científicos CICAA.*, 39(1): 289-296.

Randall, J.E. 1962. Tagging reef fishes in the Virgin Islands. *Proceedings of the Gulf Caribbean Fish Institute*, 14:201-241.

Reinboth, R., Brusle-Sicard, S. 1997. Histological and ultrastructural studies on the effects of hCG on sex inversion in the proterogynous teleost *Coris Julis. Journal of Fish Biology,* 51: 738-749.

Reiner, F. 1996. *Catálogo dos Peixes do Arquipélago de Cabo Verde*. Publicações avulsas do IPIMAR, 2: 339 pp.

Renán, X., Brulé, T., Colás-Marrufo, T., Hauyon, Y., Déniel, C. 2001 Preliminary Results on the Reproductive Cycle of the Black Grouper, *Mycteroperca bonaci*, from the Southern Gulf of Mexico. *Proceedings 52nd Gulf and Caribbean Fisheries Institute, Key West, Florida, November 1999*: 1-14.

Reuss Strenzel, G.M. 2004. *Caracterización del paisaje sumergido costero para la gestión de áreas marinas protegidas.* Tesis Doctoral, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria: 187 pp.

Ribeiro, C., Alemeida, A.J., Araújo, R., Bicoito, M., Freitas, M. 2005. Fish assemblages of Casi do Carvao Bay (Madeira Island) determined by visuals census technique. *Journal of Fish Biology*, 67: 1568-1584.

Ricker W.E. 1973. Liner regression in fishery research. *Journal of the Fisheries Research borrad of Canada,* 30: 409– 34.

Ricker, W.E. 1975. Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. *Journal of the Fisheries Research borrad of Canada,* 191: 382 pp.

Rikhter, V.A., Efanov, V.N. 1976. On one of the approaches to estimation of natural mortality of fish populations. *International Commission for the Northwest Atlantic Fisheries Research Documents,* 76: 1-12.

Roberts, C.M., Polunin, N.V.C. 1993. Marine reserves: simple solutions to managign complex fisheries? *Ambio*, 22: 363-368.

Roberts, C.M., Ormond, R.F. 1987. Habitat complexity and coral reef fish diversity and abundance on Red Sea fringing reefs. *Marine Ecology Progress Series*, (41): 1-8.

Rodrigues, A.S.L., Gaston, K.J. 2001. How large do reserve networks need to be? *Ecology Letters*, (4)6: 602-609.

Rodríguez, W.T., 1984. Estudio preliminar para evaluar las caracteristicas biologicas pesqueras de *Mycteroperca olfax* en las islas Galapagos (Ecuador). *Boletín Científico y Técnico, Instituto Nacional de Pesca, Guayaquil-Ecuador,* 6(3):3-66.

Ross, S.W., Moser, M.L. 1995. Life history of juvenile gag, *Mycteroperca microlepis,* in North Carolina estuarios. *Bulletin of marine science,* (56)1: 222-237.

Rule, M.J., Smith Stephen, D.A. 2007. Depth-associated patterns in the development of benthic assemblages on artificial substrata deployed on shallow, subtropical reefs. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, (345): 38-51.

Sadovy, Y. 1996. Reproduction of reef fishery species. *Reef Fisheries*: 15-59.

Sadovy, Y., Shapiro, D.Y. 1987. Criteria for the Diagnosis of Hermaphroditism in Fishes. *Copeia*, 1: 136-156.

Sadovy, Y., Colin, PL., Domeier, M.L. 1994. Aggregation and spawning in the tiger grouper, *Mycteroperca tigris* (Pisces: Serranidae). *Copeia* 1994: 511–516.

Sadovy, Y., Chair, Groupers & Wrassers Specialist Group. 2007. *Workshop for Global Red List. Assessments of Groupers. Family Serranidae; Subfamily Epinephelinae:* 24 pp.

Saila, S.B., Recksiek, C.W., Prager, M.H. 1988. *Basic Fishery Science Programs; A Compendium of Microcomputer Programs and Manual of Operation.* Developments in Aquaculture and Fisheries Science, Elsevier, Amsterdam*:* 230 pp.

Sainsbury, K. Sumalia, U.R. 2003. Incorporating ecosystem objectives into management of sustainable marine fisheries, including "best practice" reference points and use of marine protected areas. *Responsible Fisheries in Marine Ecosystem, FAO*: 343-361.

Sangrá, P. 1995. *Perturbación de un flujo geofísico por un obstáculo: aplicación a la isla de Gran Canaria.* Tesis Doctoral, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria: 201 pp.

Santos, R.S., Porteiro, F.M., Barreiro, J.P. 1997 Marine fishes of the Azores. Annotated checklist and bibliography. A catalogue of the Azorean marine ichthyodiversity. *Arquipélago–Life and Marine Sciences*, (Supplemento 1): i-xxvii + 1-244.

Schnute, J., 1981. A versalite growth model with statistically stable parameters. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 38 : 1128-1140.

Sedberry, G.R., Van Dolah, R. 1984. Demersal fish assemblages associated with hard bottom habitat in the South Atlantic Bight of the U.S.A. *Environmental Biology of Fishes,* (11)4: 241-258.

Sedberry, G.R., Carter, H.J., Barrick, P.A. 1999. A Comparison of Fish Comunities Between Protected and Unprotected Areas of the Belize Reef Exosystem: Implications for Conservation and Management. *Proceedings of the 45th Gulf and Caribbean Fisheries Institute:* 95-127.

Shannon, C.E., Weaver, W. 1949. *The Mathematical Theory of Communication*, University of Illinois Press, Urbana: 125pp.

Shapiro, D. Y 1984. Sex reversal and sociodemographic processes in coral ref fishes. *Fish Reproduction: strategies and tactics*: 103-117.

Shapiro, D.Y. 1987 Reproduction in Groupers. *Tropical Snappers and Groupers. Biology and Fisheries Management:* 295-327.

Shapiro, D. Y., Sadovy, Y., McGehee, M. A. 1993. Periodicity of sex change and reproduction in the red hind, *Epinephelus guttatus,* a protogynous grouper. *Bulletin of Marine Science*, 53: 1151–1162.

Shapiro, D.Y., Rasotto, M.B. 1993. Sex differentiation and gonadal development in the diandric, protogynous wrasse, *Thalassoma bifasciatum* (Pisces, Labridae). *Journal Zoology*, 230: 231-245.

Shears, N.T., Babcock, R.C. 2003. Continuing trophic cascade effects alter 25 years of no-take marine reserve protection. *Marine Ecology-Progress Series*, 246: 1-16.

Shipp, R.L. 2003. A perspective on marine reserves as a fishery management tool. *Fisheries*, (28)12: 10-21.

Simpson, E.H. 1949. Measurement of diversity. *Nature*, 163: 688-688.

Slam, R.V., Clark, J., Siirila, E. 2000. *Marine and Coastal Protected Areas: A Guideline for Planners and Managers.* IUCN: 40 pp.

Sluka, R., Chiappone, M., Sullivan, K.M. 1994. Comparison of juvenile grouper populations in Southern Florida and the Central Bahamas. *Bulletin of Marine Science,* 54 (3): 871-880.

Sluka, R.D., Chiappone, M., Sullivan, K.M., 1996. Habitat preference of groupers in the Exuma Cays. *Bahamas Journal of Science,* 4(1): 8-14.

Sluka, R., Chiappone, M., Sullivan, K.M., Potts, T.M., Levy, J.M., Schmitt E.F. Meester. 1998. Density, species and size distribution of groupers (Serranidae) in three habitats at Elbow Reef, Florida Keys. *Bulletin of Marine Science*, (62) 1: 219-228.

Sluka, R.D., Chiappone, M., Sullivan Sealey, K.M. 2001. Influence of habitat in Florida Keys, U.S.A. *Journal of Fish Biology,* 58: 682-700.

Smale, M.J. 1988. Distribution and reproduction of the reef fish *Petrus rupestris* (Pisces: Sparidae) off the coast of South Africa. *South African Journal of Zoology,* 23(4): 272-287.

Smith, M.D., Zang, J., Coleman, F.C. 2006. Effectiveness of marine reserves for large-scale fisheries management. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 63: 153-164.

Stramma, L., Siedler, G. 1988. Seasonal changes in the North Atlantic subtropical Gyre. *Journal of Geophysical Research*, (93): 8111-8118.

Strelcheck, A.J., Fitzhugh, G.R., Coleman, F.C., Koenig, C.C. 2003. Otolith–fish size relationship in juvenile gag (*Mycteroperca microlepis*) of the eastern Gulf of Mexico: a comparison of growth rates between laboratory and field populations. *Fisheries Research*, 60: 255–265.

Sullivan, K.M., Sluka, R. 1996. *The Ecology of Shallow-Water Groupers (Pisces: Serrandidae) in the Upper Florida Keys, USA.* Biology, fisheries and culture of tropical snappers. ICLARM Conf. Proc. 48: 449pp.

Sumaila, U.R., Guénette, S., Alder, J., Chuenpagdee, R. 2000. Addressing ecosystem effects of fishing using marine protected areas. *ICES Journal of Marine Science*, 57: 752–760.

Tanaka, S. 1960. Studies on the dynamics and the management of fish populations. *Bulletin of the Tokai Regional Fisheries Research Laboratory,* 28: 1-200.

Taylor, C.C. 1960. Natural mortality rate of Georges Bank haddock. U.S. Fish Wild. Serv. *Fishery Bulletin*, 58: 1-7.

Tortonese, E. 1986. Serranidae. *Fishes of the North-eastern Atlantic and the Mediterranean.* UNESCO, Paris. (2): 780-792.

Tuya, F., Boyra, A., Haroun, R.J. 2004a. *Blanquizales en Canarias. La Explosión Demográfica del Erizo Diadema antillarum en los Fondos Rocosos de Canarias.* 33 pp.

Tuya, F., Boyra, A., Sánchez-Jerez, P., Haroun, R.J., Barberá, C. 2004b. Can alone one single species determine the structure of a rocky benthic community: the case of the black long-spined sea urchin *Diadema antillarum* in the eastern Atlantic? *Hidrobiología*, 529: 211-214.

Tuya, F., Sanchez-Jerez, P., Haroun, R.J. 2005. Population of inshore serranids across the Canarian Archipelago: Relation ships with human pressure and implications for conservation. *Biological Conservation*, 128(1): 13-24.

Tuya, F., García-Díez, C., Haroun, R.J. 2006. Evaluación de la efectividad de dos reservas marinas de las Islas Canarias (Atlántico oriental). *Ciencias Marinas,* 32(3): 505-522.

Tuz-Sulub, A., Brulé, T., Cervera-Cervera, K., Espinoza-Mendez, J.C. 2006. Evidence for sexual dichromatisms in spawning aggregations of yellowfin grouper *Mycteroperca venenosa* and tiger grouper *Mycteroperca tigris* from the southern Gulf of Mexico. *Journal of Fish Biology* 69: 1744–1755.

Ullate, J.A. 2003. *Paisajes Submarinos de la Isla de la Graciosa y de los Islotes del Norte de Lanzarote. Guías divulgativas de la Reserva Marina de la Isla Graciosa y de los Islotes del Norte de Lanzarote*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación: 81 pp.

Uriarte Cantilla, A. 2003. *Historia del Clima de la Tierra.* Apéndice 4: La circulación termohalina en el Atlántico. Servicio Central de Publicaciones del Gobierno Vasco: 306 pp.

Ursin, E. 1967. A mathematical model of some aspects of fish growth, respiration and mortality. *Journal of the Fisheries Research borrad of Canada*, 24: 2355-453.

Villanueva-Guimerans, P., Ruíz-Cavante, A. 1994. Oceanographic characteristics of the Canary Island waters. I*nternational Hydrographic Review*, 71(1): 67-78.

Williams, T. & B.C. Bedford. 1974. The use of otoliths for age determination. *The Ageing of Fish*: 114-123.

VI.2. Recursos web

FishBase: Froese, R. and D. Pauly. Editors. 2007. FishBase. World Wide Web electronic publication. www.fishbase.org, versión (10/2007).

PescaBase: http://www.pescabase.org

AlgaeBase: http://www.algaebase.org

Marine species: http://www.marinespecies.org

Red Iberoamericana de Reservas Marinas: http://www.mapa.es/rmarinas

Archipiélago de Chinijo: http://www.archipielagochinijo.com

Mapas: http://plasma.nationalgeographic.com/mapmachine/index.html

WWF/Adena: http://www.wwf.es

Instituto Canario de Estadística: http://www.gobiernodecanarias.org/istac/