

EVALUACIÓN DEL EFECTO RESERVA EN ARINAGA (SURESTE DE GRAN CANARIA)

J. Pérez-Fdez., J. J. Castro-Hdez. y A. Luque

*Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Facultad de Ciencias del Mar.
Departamento de Biología. Apdo. 550. Las Palmas de Gran Canaria
Islas Canarias. España*

INTRODUCCIÓN

La actividad pesquera de un área presenta como primera consecuencia una reducción en la abundancia de las poblaciones sometidas a explotación, con respecto a sus niveles de biomasa virgen, como consecuencia de la alteración que sufre la cadena trófica y a la reducción de la capacidad de carga ocasionada por la pesca. Tras un período más o menos prolongado, la actividad pesquera se estabiliza, manteniendo unos niveles extractivos y de esfuerzo constantes en el tiempo, las poblaciones pueden alcanzar un nuevo equilibrio. Este se caracterizará por la presencia de una menor biomasa de cada una de las especies, proporcional al nivel de explotación que están sufriendo cada una de ellas y a las interacciones con sus presas y predadores. Sin embargo, el equilibrio pesquero es muy difícil, ya que de forma general, los pescadores introducen nuevas artes y *nuevas tecnologías tendentes a aumentar las capturas o a mantener los niveles de rendimiento económico de la pesquería en el tiempo* (Pereiro, 1982; Guerra y Sánchez, 1998).

El incremento progresivo del esfuerzo muchas de las veces sólo consigue mantener equilibrado el valor de mercado de las capturas, aunque la biomasa capturada descienda también de forma progresiva. Este fenómeno tiene como efecto directo el desequilibrio constante de los ecosistemas, ya que las poblaciones más explotadas reducen sus efectivos y de igual forma su presión trófica sobre sus presas, las cuales se ven en estas circunstancias favorecidas. El favorecimiento circunstancial conlleva a un cambio radical en la fauna, que muchas de las veces hace que la pesquería cambie automáticamente de especie objetivo (Bjoerndal, 1988), pasando de capturar aquellas de mayor calidad, pero ya poco abundantes, a otras de menor calidad pero ahora más abundantes (Cushing, 1982; Laevastu y Favorite, 1988; Sahrhage y Lundbeck, 1992). Esta secuenciación en las especies y en la pesquería ha sido descrita en muchas áreas sometidas a explotación

a lo largo del planeta (Pitcher y Hart, 1982; Smith, 1994; Bas, 1995). Lo que quizás es menos evidente, es que el ecosistema baja en su nivel trófico medio, ya que las especies de mayor valor, generalmente de crecimiento más lento, fecundidad limitada y nivel trófico relativamente alto, son desplazadas por especies oportunistas, de crecimiento rápido, estrategias reproductivas basadas en niveles de fecundidad muy altos y nivel trófico bajo (D. Pauly, Univ. de Brithis Columbia, pers. comm.). Esta estrategia de explotación indiscriminada y secuenciada también origina una evidente pérdida en la diversidad biológica de los ecosistemas.

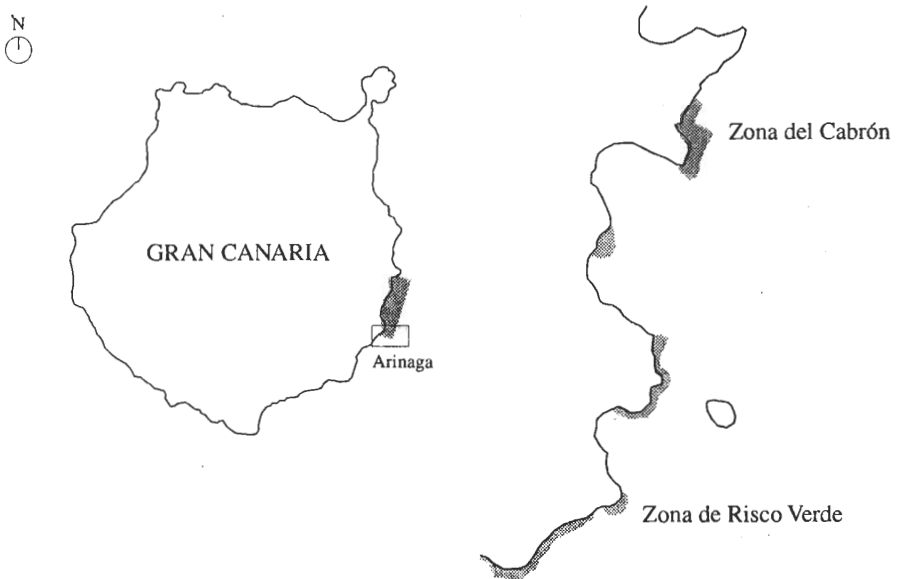
En el presente trabajo se compara el efecto de la pesca en la biomasa y diversidad ictiológica entre una zona explotada y otra no explotada (fig. 1). Estas dos zonas, separadas entre si aproximadamente un kilómetro, estarán, en un futuro, integradas en la Reserva Marina de Gando-Arinaga, ubicada en el este de Gran Canaria (Islas Canarias. España).

MATERIAL Y MÉTODOS

En los últimos 15 años, en la zona del Cabrón la actividad pesquera ha sido extremadamente limitada o casi nula, especialmente debido a la actitud de los practicantes del submarinismo autónomo hacia la pesca en este área. Como consecuencia de ello se ha dado lugar a una zona de reserva de hecho aun no reconocida oficialmente. Un kilómetro al sur del Cabrón, se localiza la zona de Risco Verde, sobre la que se realiza de forma

Figura 1

LOCALIZACIÓN GEOGRÁFICA DE LAS ZONAS DEL CABRÓN Y DE RISCO VERDE EN EL ESTE DE GRAN CANARIA



generalizada pesca submarina y se desarrolló la actividad pesquera tradicional, especialmente a través de uso de nasas.

Entre agosto de 1994 y febrero de 1995, se realizaron 12 censos visuales durante la inmersión con equipos autónomos de buceo, en las dos zonas de trabajo (El Cabrón y Risco Verde) (Fig. 1). Durante cada inmersión, de 45 minutos de duración, se anotaron las especies avistadas y su abundancia, en número de individuos, a lo largo de los transectos previamente establecidos. Además, se registró la longitud total aproximada en centímetros y el comportamiento de los individuos (huidizo, tranquilo, solitarios, en cardumen, en refugio, alimentándose, etc.). En algunos de los casos se realizaron fotografías submarinas utilizando una cámara Nikonos V con varios objetivos (15 y 35 mm y con sistemas de aproximación tipo Close-up y tubos de extensión), así como se grabaron imágenes de video submarino a través de un equipo Sony TR 2000 Hi8. Tanto las fotografías como las imágenes de video permitieron verificar los censos realizados durante las inmersiones, así como identificar con mayor exactitud algunas de las especies avistadas.

Los niveles de abundancia fueron establecidos siguiendo la nomenclatura existente (Brito, 1991), de la siguiente forma: A= abundante (más de 50 individuos); C= común (entre 25 y 50 individuos); F= frecuente (entre 10 y 24 individuos); O= ocasional (entre 5 y 10 individuos); R= raro (menos de 5 individuos). En el caso de los bancos de peces, la longitud media de los individuos del grupo fue establecida mediante la fórmula:

$$L_m = (\sum_i^n N_i \cdot L_i) / N_{total}$$

donde, L_m es la longitud total media en cm, N_i es el número de peces de la talla i , L_i es la longitud i y N_{total} es el número total de individuos censados en el grupo.

Simultáneamente con los censos de peces, se realizaron censos de invertebrados, especialmente de erizos *Diadema antillarum*, utilizando para ello un cuadrado de 2x2 m, a profundidades que oscilaron entre los 5 y 20 m, con una diferencia temporal de 1 día entre ambas zonas (la zona de inicio de los muestreos fue elegida siempre al azar). Los muestreos fueron hechos con una periodicidad mensual excepto en el mes de octubre que debido a las condiciones climáticas resultó imposible.

Se calculó el nivel trófico medio de cada una de las zonas a partir de los niveles tróficos de cada una de las especies ictiológicas censadas y de su abundancia relativa. En el cálculo del nivel trófico de cada una de las especies se siguió la metodología expuesta por Christensen & Pauly (1992) en el modelo ECOPATH-II y previamente sugerida por Odum & Heald (1975). El nivel trófico 1 fue asignado a los productores primarios y al detrito. A las especies consumidoras se les asignó un nivel de la siguiente forma: $1 + (\text{promedio de los niveles tróficos de las presas})$. El nivel trófico es un índice adimensional, sin unidades.

Para el cálculo del nivel trófico de cada una de las especies se recurrió a los datos existentes sobre la dieta de las mismas, tanto los obtenidos directamente por el análisis de los contenidos estomacales como a través de la bibliografía (Fischer *et al.*, 1981). En aquellas especies en las que no existe una cuantificación exacta de la contribución de cada una de sus presas a la dieta, el nivel trófico fue estimado por aproximación al obtenido para otras especies con dietas similares.

El nivel trófico (NT) de cada una de las áreas fue calculado de la siguiente forma:

$$NT = (\sum_i^n N_i \cdot A_i) / A_{total}$$

donde N_{t_i} el nivel trófico de la especie i , A_i es la abundancia de la especie i en número de individuos, mientras que A_{total} representa el número total de individuos censados para todas las especies.

RESULTADOS

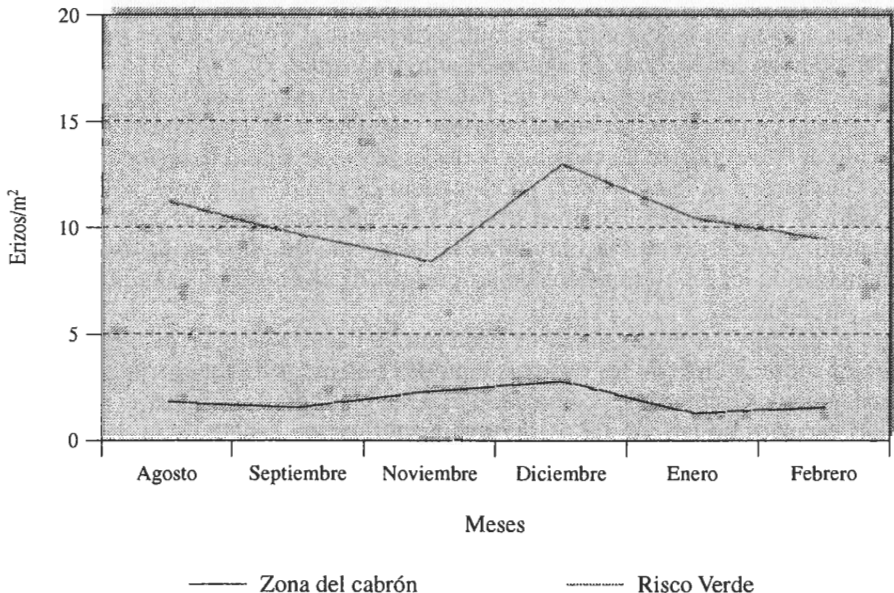
Ambas zonas, desde el punto de vista geomorfológico son muy similares, pues están constituidas por estructuras rocosas de origen volcánico, sobre las que ha actuado la erosión diferencial, en alguna de sus partes. Los ecosistemas submarinos presentes en ambos lugares son idénticos, estando presentes en ambos casos los siguientes tipos de hábitats: franjas de algas pardas cuyo representante principal es *Cystoseira abies-marina*, los substratos rocosos o blanquiales, las praderas marinas de *Cymodocea nodosa* y *Caulerpa prolifera*, y los ambientes esciáfilos (cuevas, grietas, oquedades).

El rango de profundidades, orografía submarina, así como características de las masas de agua (temperatura y salinidad) no muestran diferencias importantes que puedan originar posibles variaciones en la composición de la fauna y la flora.

La densidad de erizos en la zona del Cabrón fue significativamente más reducida (1.8 ± 0.8 individuos/m²) que en la zona de Risco Verde (10.3 ± 3.1 individuos/m²), (Mann-Whitney U test, $Z = -5.12$, $P < 0.0001$), aunque en ambas zonas la población de estos invertebrados mostró similares variaciones estacionales en el número de individuos, con máximos en los meses invernales (Fig. 2).

Figura 2

ABUNDANCIA DE *DIADEMA ANTILLARUM* (número de individuos/m²) ENTRE AGOSTO DE 1994 Y FEBRERO DE 1995, EN LAS ZONAS DE EL CABRÓN Y RISCO VERDE



El número de especies ictiológicas censadas en el Cabrón es de 93, mientras que en la zona sometida a pesca descende en un 33% (67 especies). En las tabla 1 se muestran los niveles tróficos calculados de cada una de las especies censadas en ambas zonas, así como su abundancia, expresada como el número medio de individuos censados por período de inmersión. La abundancia de peces fue 1.9 veces superior en la zona del Cabrón con respecto a Risco Verde (Mann-Whitney U test, $Z=-4.23$, $P=0.00002$).

No se observó gran diferencia en el nivel trófico medio de ambas áreas, siendo 3.091 para la zona del Cabrón y de 3.099 para el Risco Verde.

Tabla 1

PECES, TALLAS Y NIVEL TRÓFICO

NOMBRE CIENTÍFICO	NOMBRE VULGAR	EL CABRÓN	TALLA (cm)	RISCO VERDE	TALLA (cm)	NIVEL TRÓFICO
<i>Squatina squatina</i>	Angelote	R	90	R	80	3,9
<i>Torpedo marmorata</i>	Torpedo	R	50	R	50	3,6
<i>Raja clavata</i>	Raya	R	60	R	50	3,4
<i>Dasyatis pastinaca</i>	Chucho	O	70	R	60	3,3
<i>Taeniura grabata</i>	Chucho	O	70	R	60	3,3
<i>Gymnura altavela</i>	Mantelina	O	70	-	-	3,3
<i>Mylobatis aquila</i>	Ratón	R	100	R	60	3,0
<i>Synodus saurus</i>	Pez lagarto	O	30	O	30	3,9
<i>Synodus synodus</i>	Pez lagarto	O	30	O	30	3,9
<i>Encholycore anatina</i>	Morena picopat	O	70	R	50	3,8
<i>Gymnothorax unicolor</i>	Murión	O	70	O	60	3,8
<i>Muraena augusti</i>	Morena	F	70	O	50	3,8
<i>Muraena helena</i>	Morena pintada	R	70	-	-	3,8
<i>Arisoma balearicum</i>	N.T.A.N.C.	O	30	R	30	3,2
<i>Conger conger</i>	Congrio	R	110	-	-	3,8
<i>Heteroconger longissimus</i>	A. jardinera	C	30	-	-	3,0
<i>Myrichthys pardalis</i>	Carmelita	R	40	R	30	3,0
<i>Belone belone gracilis</i>	Pez aguja	F	20	O	20	3,5
<i>Aulostomus strigosus</i>	Pez trompeta	F	50	R	40	4,0
<i>Hippocampus ramulosus</i>	Caballito de mar	O	5	O	5	3,0
<i>Syngnathus typhle</i>	Pipa de mar	R	5	R	5	3,0
<i>Phycis phycis</i>	Briota	R	30	-	-	3,0
<i>Zeus faber</i>	Pez de San	R	30	-	-	3,5
<i>Epinephelus marginatus</i>	Mero	O	50	R	30	3,5
<i>Mycteroperca fusca</i>	Abade	F	40	R	20	3,4
<i>Serranus atricauda</i>	Cabrilla	F	30	O	20	3,4
<i>Serranus cabrilla</i>	Cabrilla	F	30	O	15	3,4
<i>Serranus scriba</i>	Escribano	O	25	O	15	3,4
<i>Anthias anthias</i>	Fula tres cola	O	10	-	-	3,
<i>Heteropriac. cruentat</i>	Catalufa	C	20	C	20	3,2
<i>Apogon imberbis</i>	Alfonsito	A	10	C	10	3,2
<i>Pomatomus saltator</i>	Pejerrey	O	50	R	40	3,8
<i>Trachinotus ovatus</i>	Palometa	F	30	O	30	3,2
<i>Pseudocaranx dentex</i>	Jurel	F	40	O	30	3,8

Listado de especies censadas (nombre científico y vulgar) en las zonas de El Cabrón y Risco Verde, abundancia media, talla media de los individuos y nivel trófico de las especies.

Tabla 1 (Continuación)

PECES, TALLAS Y NIVEL TRÓFICO

NOMBRE CIENTÍFICO	NOMBRE VULGAR	EL CABRÓN	TALLA (cm)	RISCO VERDE	TALLA (cm)	NIVEL TRÓFICO
<i>Seriola fasciata</i>	Medregal	O	50	R	40	3,8
<i>Seriola dumerili</i>	Medregal	O	60	-	-	3,8
<i>Pomadasys incisus</i>	Roncador	A	20	F	20	3
<i>Parapristipoma octolineatu</i>	Burrito	O	30	O	30	3
<i>Lutjanus goereensis</i>	N.T.A.N.C	R	30	-	-	3,2
<i>Sciane umbra</i>	Corvina	R	30	-	-	3
<i>Umbrina canariensis</i>	Verrugato	F	20	F	20	3
<i>Umbrina cirrosa</i>	Verrugato	C	30	-	-	3
<i>Mullus surmuletus</i>	Salmonete	A	30	C	30	3,1
<i>Boops boops</i>	Boga	A	15	A	15	
<i>Dentex dentex</i>	Sama dorada	O	40	-	-	3,5
<i>Dentex gibbosus</i>	Sama de pluma	O	20	-	-	3,5
<i>Diplodus annularis</i>	Mojarra	C	15	C	15	3,0
<i>Diplodus cervinus cervinus</i>	Sargo breado	F	35	F	35	3,0
<i>Diplodus puntazzo</i>	Sargo picudo	R	30	-	-	3,0
<i>Diplodus sargus cadenati</i>	Sargo	A	30	F	20	3,0
<i>Diplodus vulgaris</i>	Seifio	A	25	F	20	3,0
<i>Lithognathus mormyrus</i>	Herrera	A	30	O	20	3,0
<i>Oblada melanura</i>	Galana	C	30	O	20	3,0
<i>Pagellus acarne</i>	Besugo	F	20	F	20	3,2
<i>Pagellus erythrinus</i>	Breca	O	30	-	-	3,0
<i>Pagrus auriga</i>	Sama roquera	R	30	-	-	3,0
<i>Sarpa salpa</i>	Salema	F	30	-	-	2,0
<i>Pagrus pagrus</i>	Bocinegro	R	30	-	-	3,5
<i>Spondylosoma cantharus</i>	Chopa	C	20	O	15	2,5
<i>Abudefduf luridus</i>	Fula negra	A	10	A	10	3,0
<i>Chromis limbatus</i>	Fula amarilla	A	10	A	10	3,0
<i>Centrolabrus trutta</i>	Romero	O	10	O	10	3,0
<i>Coris julis</i>	Doncella	O	15	O	10	3,0
<i>Labrus bergylta</i>	Romero capitán	R	15	-	-	3,0
<i>Symphodus (Crenilabrus)</i>	N.T.A.N.C.	R	15	O	10	3,0
<i>Thalassoma pavo</i>	Peje verde	A	10	A	10	3,0
<i>Xyrichtys novacula</i>	Pez peine	A	10	O	10	3,0
<i>Sparisoma cretense</i>	Vieja	A	25	F	20	2,5
<i>Trachinus draco</i>	Araña	O	20	O	20	3,4
<i>Trachinus radiatus</i>	Araña	R	20	-	-	3,4
<i>Uranoscopus scaber</i>	Pejesapo	R	30	-	-	3,4
<i>Gobius niger niger</i>	Caboso	O	10	O	10	3,0
<i>Gobius paganellus</i>	Caboso	O	10	O	10	3,0
<i>Mauligobius maderensis</i>	Caboso	O	10	O	10	3,0
<i>Ophioblennius atlanticus</i>	Barrigudamo	O	10	O	10	2,0
<i>Parablennius parvicornis</i>	Barriguda	O	10	O	10	2,5
<i>Labrisomus nuchipinnis</i>	Barriguda	O	10	O	10	3,0
<i>Tripterygion delaisi</i>	Cabeza negra	O	5	O	10	3,0
<i>Sphyaena viridensis</i>	Barracuda	F	90	O	50	4,0
<i>Liza aurata</i>	Lisa	F	20	F	15	2,5

Listado de especies censadas (nombre científico y vulgar) en las zonas de El Cabrón y Risco Verde, abundancia media, talla media de los individuos y nivel trófico de las especies.

Tabla 1 (Continuación)

PECES, TALLAS Y NIVEL TRÓFICO

NOMBRE CIENTÍFICO	NOMBRE VULGAR	EL CABRÓN	TALLA (cm)	RISCO VERDE	TALLA (cm)	NIVEL TRÓFICO
<i>Chelon labrosus</i>	Lebranco	F	30	F	25	2,6
<i>Scorpaena maderensis</i>	Rascacio	O	10	O	10	3,4
<i>Scorpaena canariensis</i>	Rascacio	O	10	O	10	3,4
<i>Scorpaena porcus</i>	Rascacio	O	15	O	15	3,4
<i>Trigloporus lastoviza</i>	Rubio	R	15	-	-	3,0
<i>Bothus podas</i>	Tapaculo	O	15	O	15	3,1
<i>Solea lascaris</i>	Lenguado	R	15	-	-	3,0
<i>Balistes carolinensis</i>	Gallo cochino	R	30	-	-	3,0
<i>Stephanolepis hispidus</i>	Gallito	O	15	R	10	3,0
<i>Canthigaster rostrata</i>	Gallinita	F	5	O	5	2,0
<i>Sphoeroides spengleri</i>	Tamboril	F	10	O	10	3,0
<i>Chilomycterus atringa</i>	T. espinoso	R	30	-	-	3,0
<i>Athedina presbytes</i>	Guelde blanco	A	15	-	-	3,0

Listado de especies censadas (nombre científico y vulgar) en las zonas de El Cabrón y Risco Verde, abundancia media, talla media de los individuos y nivel trófico de las especies.

DISCUSIÓN

Las diferencias significativas encontradas entre las zonas estudiadas, a pesar de su proximidad geográfica, revelan un efecto directo de la explotación pesquera sobre las comunidades que componen ambos ecosistemas. La extensión del blanquizar en la zona sometida a pesca indica un notable incremento de las poblaciones de *Diadema antillarum*, posiblemente como consecuencia del descenso de la presencia de sus predadores (Aguilera *et al.*, 1994). Este aumento en la densidad media de erizos ha provocado un retroceso en la cobertura algal, la cual se ha visto relegada a áreas de aguas más batidas, cerca de la zona de rompiente del oleaje durante la bajamar.

Otra consecuencia directa de la actividad pesquera se observa en los valores de biomasa ictiológica y de diversidad de organismos, especialmente en los peces. Los valores de abundancia se duplican en la zona no sometida a pesca, sin embargo, este incremento puede estar fuertemente influenciado por la presencia continua de submarinistas, que en algunos de los casos alimentan a los peces. Es muy difícil de cuantificar la influencia de la presencia de buceadores sobre la abundancia, aunque es claro que la mayoría de las especies presentan un comportamiento bien distinto en ambas zonas. En la zona explotada el comportamiento de los peces es huidizo, mostrándose en general desconfiados hacia los buceadores. Sin embargo, en la zona del Cabrón, los peces se muestran excesivamente confiados, acercándose y siguiendo a los buceadores a distancias muy cortas, comiendo incluso de la mano. Es de destacar el comportamiento de algunas especies de la familia muraenidae, que a primeras horas de la mañana asaltan literalmente a los buceadores en busca de comida entre los guantes o bolsillos de sus equipos.

Por otro lado, el número de especies ictiológicas censadas en el Cabrón es de 93, mientras que en la zona sometida a pesca, la biodiversidad desciende en un 33%. Al

igual que en el caso de la abundancia, es muy difícil de desligar este fenómeno de las diferentes actividades que se realizan en cada una de las dos áreas, aunque se podría pensar que la diversidad es un parámetro más estable. Si se cumple el principio de distribución libre ideal (Fretwell, 1972; Milinski, 1979) en los peces, la distribución de las especies en ambas áreas debería ser similar, aunque la abundancia de efectivos poblacionales será mayor en aquel lugar donde la disponibilidad de recursos tróficos sea más alta, en función de las unidades competitivas (Parker y Sutherland, 1986). La biomasa de cada especie vendrá limitada por la capacidad máxima de sostén del sistema, desplazándose los individuos menos competitivos a los lugares más pobres (Milinski, 1984). Sin embargo, este principio no parece cumplirse, al menos para ciertas especies, algunas de las cuales tienen cierto interés pesquero. Lo que sí resulta indicador del efecto negativo de la intensa actividad pesquera desarrollada en la zona es la reducción de las tallas medias de las diferentes especies, fenómeno que se ha observado también en otras partes del Archipiélago (Aguilera *et al.*, 1994).

La gran similitud en los niveles trófico medios de cada una de las zonas consideradas en este estudio reflejan un reducido efecto de la pesca sobre la cadena trófica. Sin embargo, no hay que descartar que en el cálculo de los mismos se han utilizado datos bibliográficos no siempre lo suficientemente precisos. Por otro lado, las especies que conforman las comunidades bento-demersales presentan espectros tróficos mucho más amplios en comparación con las comunidades pelágicas, donde las cadenas tróficas son menos diversificadas y descansan en unos pocos eslabones. Por ello, en las comunidades pelágicas los efectos de la sobrepesca se dejan notar de forma más acentuada provocando la sucesión de especies (Bjoerndal, 1988; Pitcher y Hart, 1982) y una caída en el nivel trófico medio de la comunidad de una forma más rápida. Sin embargo, en las comunidades bento-demersales el nivel trófico medio de la comunidad es menos sensible a los fenómenos de sobre-explotación, ya que la mayoría de las especies ocupan nichos tróficos muy similares o incluso fuertemente solapados. De igual forma, no hay que olvidar que la actividad pesquera artesanal desarrollada en Canarias se basa en el uso de nasas (Hernández-García *et al.*, 1988), aparejo no selectivo, y que el 70% de las especies censadas tienen algún tipo de interés comercial.

AGRADECIMIENTO

Este trabajo ha sido promovido y financiado por la Viceconsejería de Pesca del la Consejería de Agricultura y Pesca del Gobierno de Canarias. Agradecemos a Dña. M^a Dolores Ojeda y D. Domingo Coello su apoyo y asesoramiento en la realización del mismo.

BIBLIOGRAFÍA

- AGUILERA, F. K.; BRITO, A.; CASTILLA, C.; DÍAZ, A.; FERNÁNDEZ-PALACIOS, J. M.; RODRÍGUEZ, A.; SABATÉ, F. y SÁNCHEZ, J. (1994). Canarias: economía, ecología y medio ambiente. Fco. Lemus (Ed.). La Laguna: 361 pp.
- BAS, C. (1995). Ecological structures: expansion and replacement. *Sci. Mar.*, nº 59 (3-4): 373-380.
- BJOERNDAL, T. (1988). The optimal management of North Sea herring. *Norwegian Sch. Econ. Repr. Ser.*, nº 7: 1-10.

- BRITO, A. (1991). *Catálogo de los peces de las Islas Canarias*. Fco. Lemus (Ed.). La Laguna. 230 pp.
- CHRISTENSEN, V. y PAULY, D. (1992). *A guide to the EOPATH II Software System (version 2.1)*. ICLARM, Manila Philipines. 72 pp.
- CUSHING, D. H. (1982). *Climate and Fisheries*. Academic Press. London. 373 pp.
- FISCHER, W.; BIANCHINI, G. y SCOTT, W. B. (eds.) (1981). FAO species identification sheets for fishery purposes. Eastern Central Atlantic; fishing areas 34, 47 (in part). Canada Funds-in-Trust. Ottawa, Department of Fisheries and Oceans Canada, by arrangement with the Food and Agriculture Organization of the United Nations, vols 1-7: pag. var.
- FRETWELL, S. D. (1972). *Populations in seasonal environment*. Princenton University Press, Princenton, NJ.
- GUERRA, A. y SÁNCHEZ, J. L. (1998). *Fundamentos de explotación de recursos pesqueros*. Editorial Acribia, SA. Zaragoza. 249 pp.
- HERNÁNDEZ-GARCÍA, V.; HERNÁNDEZ-LÓPEZ, J. L. y CASTR, J. J. (1998). The octopus (*Octopus vulgaris*) in the small-scale trap fishery off the Canary Islands (Central-East Atlantic). *Fisheries Research*, nº 35: 183-189.
- LAEVASTU, T. y FAVORITE, F. (1988). *Fishing and stock fluctuations*. Fishing News Books Ltd. Surrey. 239 pp.
- MILINSKI, M. (1979). An evolutionary stable feeding strategy in sticklebacks. *Z. Tierpsychol.*, nº 51:36-40.
- MILINSKI, M. (1984). Competitive resource sharing: an experimental test of learning rule of ESSs. *Anim. Behav.*, nº 32: 233-242.
- ODUM, W. E. y HEALD, E. J. (1975). *The detritus-based food web of an estuarine mangrove community*. In: L.E. Cronin (ed): 265-286 pp. Estuarine research. Vol. 1. Academic Press. New York.
- PARKER, G. A. y SUTHERLAND, W. J. (1986). Ideal free distributions when individual differ in competitive ability: phenotype-limited ideal free models. *Anim. Behav.*, nº 34: 1.222-1.242.
- PEREIRO, J. A. (1982). Modelos al uso en dinámica de poblaciones marinas sometidas a explotación. *Infor. Téc. Inst. Esp. Oceanog.*, nº 1.
- PITCHER, T. J. y HART, P. J. B. (1982). *Fisheries ecology*. Chapman and Hall. London: 414 pp.
- SAHRHAGE, D. y LUNDBECK, J. (1992). *A history of fishing*. Springer Verlag. Berlin. viii+348.
- SMITH, T. D. (1994). *Scaling fisheries. The science of measuring the effects of fishing, 1855-1955*. Cambridge University Press. Cambridge: 392 pp.

RESUMEN

Evaluación del efecto reserva en Arinaga (sureste de Gran Canaria)

*Se compara las zonas de El Cabrón y Risco Verde, partes del área propuesta como Reserva Marina de Gando-Arinaga (este de Gran Canaria, Islas Canarias), con objeto de evaluar «el efecto reserva» que ha producido la zona no explotada (El Cabrón). Ambas zonas comparten las mismas características oceanográficas y geológicas, localizándose en ellas ecosistemas submarinos comparables (franja de algas pardas dominadas por *Cystoseira abies-marina*, substrato rocoso de tipo*

blanquizal, pedregales, bancos de arenas móviles, praderas de *Cymodocea nodosa* y ambientes oscuros). Las diferencias biológicas entre ambas zonas son notables, destacando especialmente los valores de biomasa ictiológica y de diversidad de organismos (algas, invertebrados y peces). En la zona sometida a pesca, el blanquizal posee un alto nivel de colonización por parte del erizo *Diadema antillarum*, con una densidad media de 10.3 ± 3.1 individuos/m², mientras que en la zona no explotada la densidad es notablemente más baja (1.8 ± 0.8 individuos/m²). El nivel de abundancia de erizos ocasiona diferencias en el grado de cobertura algal y en la biomasa de otros invertebrados localizados sobre los sustratos duros. En la zona de Risco Verde la franja algal se extiende exclusivamente hasta los 5 m de profundidad, mientras que en la zona del Cabrón alcanza profundidades de hasta los 10 m. Sin embargo, las praderas de *Cymodocea nodosa* permanecen inalteradas en ambas zonas. La abundancia de peces en la zona no explotada duplica a la censada en la zona sometida a la actividad pesquera, aunque resulta imposible desligar el efecto de la pesca y el ocasionado por la presencia continuada de submarinistas. El número de especies ictiológicas censadas en el Cabrón es de 93, mientras que las contabilizadas en la zona de Risco Verde es de sólo 67. De igual forma las tallas medias y la abundancia relativa de los efectivos de cada especie fue significativamente menor en la zona sometida a explotación pesquera. El nivel trófico medio de ambas zonas no muestra diferencias significativas, posiblemente debido a la no selectividad del arte y a la complejidad de las redes tróficas en las comunidades bento-demersales.

Palabras clave: efecto reserva, nivel trófico, pesca, submarinismo, biomasa, *Cystoseira*, *Cymodocea*, *Diadema*.

ABSTRACT

Evaluation of the Reserve Effect in Arinaga (South-east of Gran Canaria, Canary Island, Spain)

The zones of El Cabrón and Risco Verde, parts of the future Marine Reserve of Gando-Arinaga (East of Gran Canaria, Canary Islands), are compared in order to evaluate «the reserve effect» that has produced the unexploited zone (El Cabrón). Both zones have similar oceanographic and geological characteristics, containing equivalent ecosystems (bands of brown algae dominated by *Cystoseira abies-marina*, hard bottoms of blanquizal type, rocky bottoms, sand banks, *Cymodocea nodosa* meadows and crevices). The differences between both zones are notable, outstanding the fish biomass and the diversity of organisms (seaweeds, invertebrates and fish). In the fished zone, in the blanquizal, the density of sea urchins *Diadema antillarum*, is 10.3 ± 3.1 individuals/m², while in the unexploited zone its density is much lower (1.8 ± 0.8 individuals/m²). The abundance of sea urchins causes differences in the total surface covered by algae and in the biomass of other invertebrates that inhabit on hard bottoms. In Risco Verde the band of algae only reaches to 5 m depth, while in the Cabrón zone this band reaches as far as 10 m depth. However, the meadows of *Cymodocea nodosa* remain undisturbed in both zones. The abundance of fish in the unexploited zone is twice higher than in

the fished area, although it is impossible to separate the effect of fishing from that produced by the continue presence of divers. The number of fish species censured in El Cabrón was 93, while in Risco Verde it was 67. In the same way, the mean size and the number of individuals of each fish species was lower in the fished area. The mean trophic level of both zones did not show significative differences, probably due to the no-selective gear used and the complexity of the trophic web benthodemersal communities.

Key words: reserve effect, trophic level, fishing, scuba diving, biomass, *Cystoseira*, *Cymodocea*, *Diadema*.