

VII.- La eriza (*Diadema antillarum*).

7. La población de eriza en el entorno de los arrecifes artificiales.

La eriza (*Diadema antillarum*) es una de las especies más características de los arrecifes artificiales y también de gran parte de los ecosistemas someros de la mayoría de las islas. Este herbívoro de gran voracidad ha provocado la desaparición de las facies algales de gran parte de los fondos rocosos del infralitoral, dejando estos fondos desprovistos de dicha cobertura. El color blanquecino de los mismo ha dado paso al termino “blanquizal” para denominar a los ecosistemas afectado por la eriza. Durante el día suelen agruparse y protegerse en grutas del propio fondo, las cuales abandona durante la noche para alimentarse (Espino *et al.*, 2006). Su expansión parece deberse a una disminución importante de sus predadores potenciales (samas, sargos, tamboriles espinosos, pejeperros, gallos, etc.) por efecto la intensa presión pesquera que se desarrolla en el entorno de las islas. En este sentido la eriza actúa como un indicador de una situación ecológica de desequilibrio causada por la actividad extractiva humana, desigual en todas las islas. No obstante, su presencia o ausencia no necesariamente indica que los ecosistemas estén más o menos afectado por la pesca, ya que no parece existir una relación directa entre su abundancia y la disminución de peces en general, más bien al contrario (Fig. 7.1), ya que en su expansión intervienen otros factores de carácter biológico y ambiental no del todo conocidos.

Tal y como se apuntaba anteriormente, su densidad es desigual en los diferentes arrecifes artificiales de Canarias (Kruskal-Wallis Anova, $H=43,42$; $P<0,001$; Fig. 7.2), siendo muy destacable en los arrecifes de Puerto del Carmen, Caleta Larga y Arguineguín, e inexistente en Tzacorte. Estas diferencias se mantiene en las evaluaciones realizadas en agosto y octubre de 2007 (Kruskal-Wallis Anova, $H=22,08$; $P=0,0005$ en agosto y $H=20,98$; $P=0,0008$ en octubre; Fig., 7.3 y 7.4). Sin embargo, los arrecifes naturales utilizados como control muestran que las diferencias de abundancia encuentran dos extremos, la isla de Lanzarote con las mayores densidades y Gran Tarajal y Tzacorte con las poblaciones menos numerosas (Kruskal-Wallis Anova, $H=16,30$; $P=0,006$; Fig. 7.5). No obstante, el análisis por meses no muestra la existencia de diferencias significativas entre islas (Figs. 7.6 y 7.7), ni entre periodos (Fig. 7.8), posiblemente por la alta variabilidad observada en la zona de Arrieta. Por otro lado, es necesario indicar que la baja densidad de erizas observada en Gran Canaria se deba principalmente a una distorsión causada por la propia actividad humana, ya que el arrecife de Pasito Blanco, usado como control, es muy frecuentado por buceadores y es posible que estos estén matando ejemplares, enmascarando así su verdadero potencial en la zona. No

obstante, y a pesar de estas situaciones puntuales, no existen diferencias significativa en la densidad de erizas observas en los arrecifes artificiales y los arrecifes naturales utilizados como control en este estudio (Fig. 7.9).

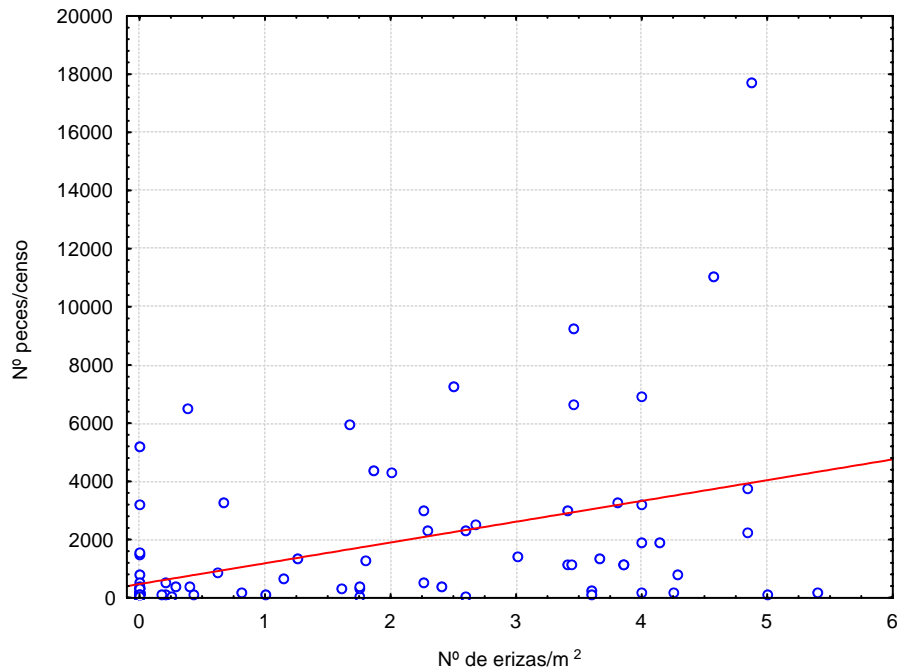


Fig. 7.1. Relación entre la abundancia de peces y la densidad de erizas en los arrecifes artificiales ($r^2=0,20$; $P<0,0001$).

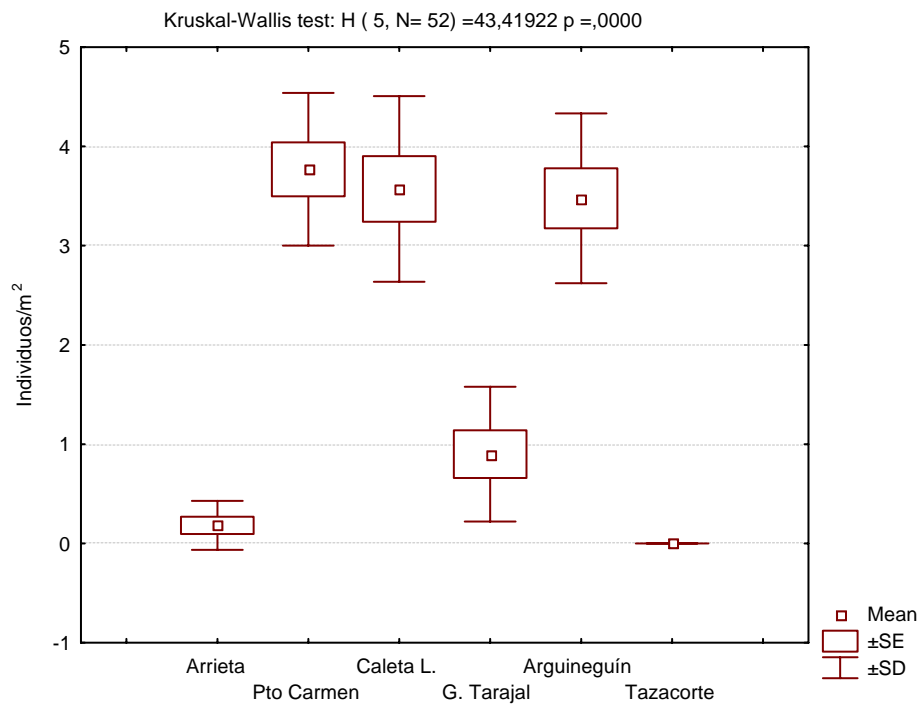


Fig. 7.2. Densidad de erizas en los arrecifes artificiales de Canarias en 2007.

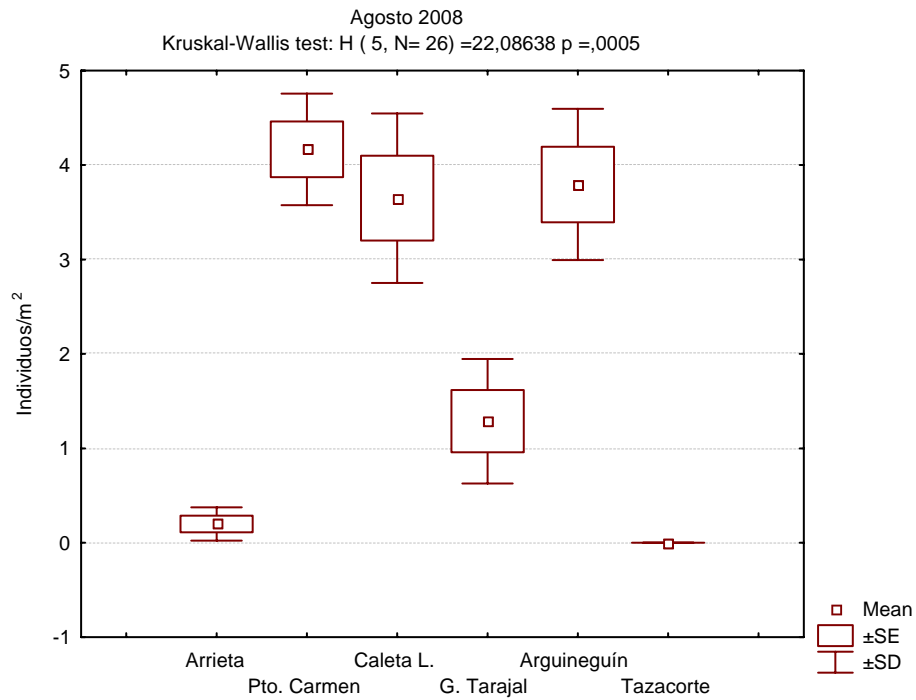


Fig. 7.3. Densidad de erizas en los arrecifes artificiales de Canarias en agosto de 2007.

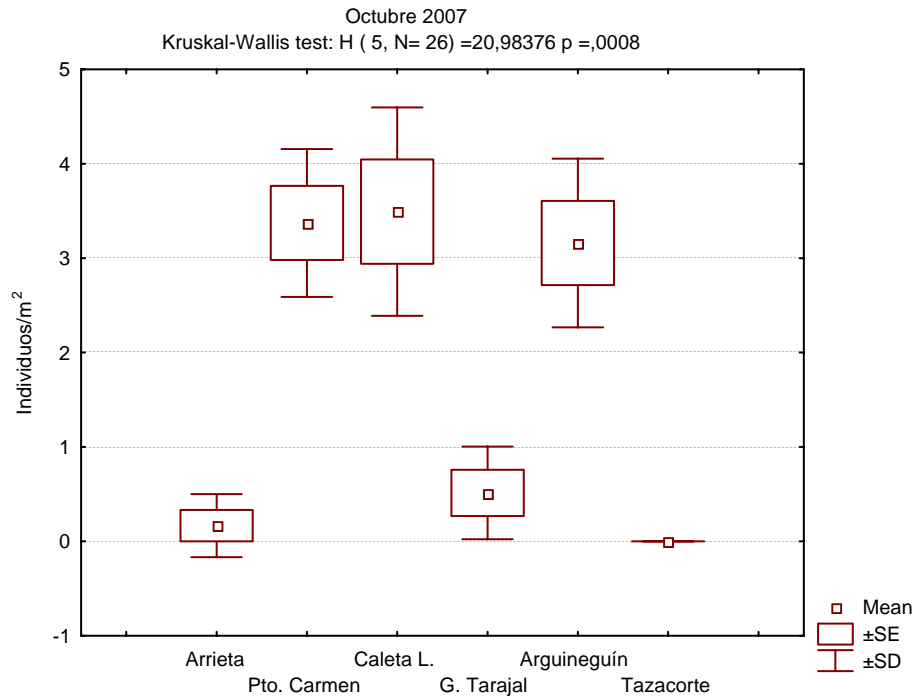


Fig. 7.4. Densidad de erizas en los arrecifes artificiales de Canarias en octubre de 2007.

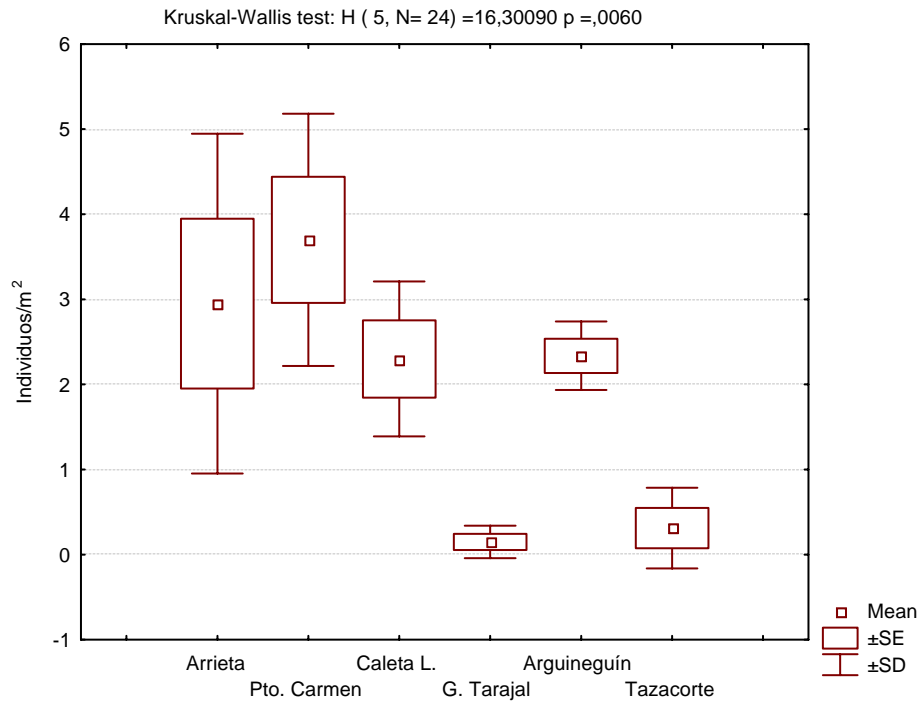


Fig. 7.5. Densidad de erizas en los arrecifes naturales de Canarias en 2007.

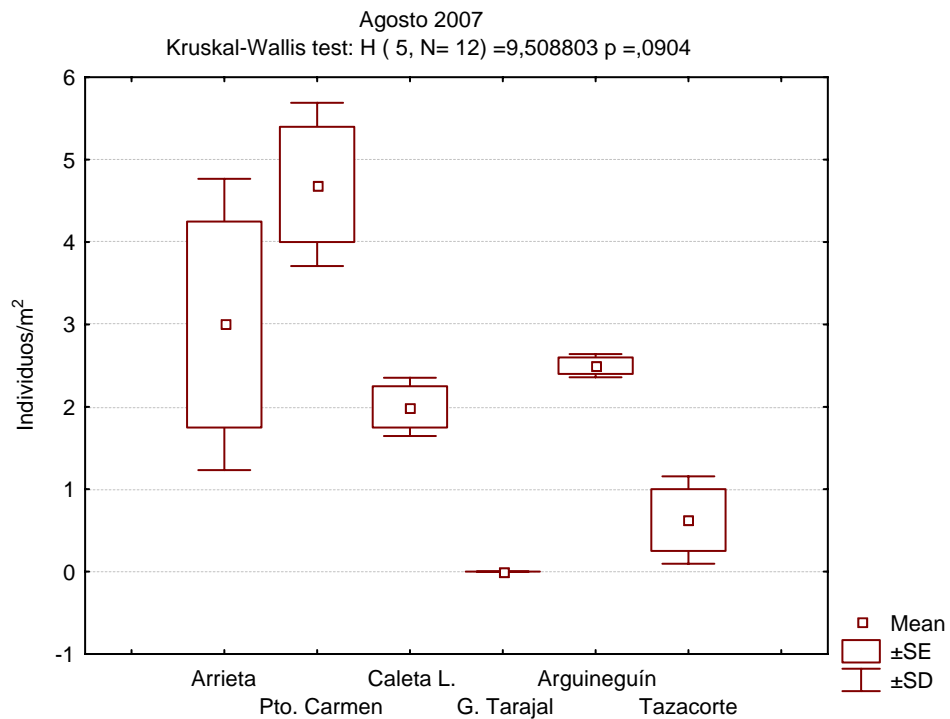


Fig. 7.6. Densidad de erizas en los arrecifes artificiales de Canarias en agosto de 2007.

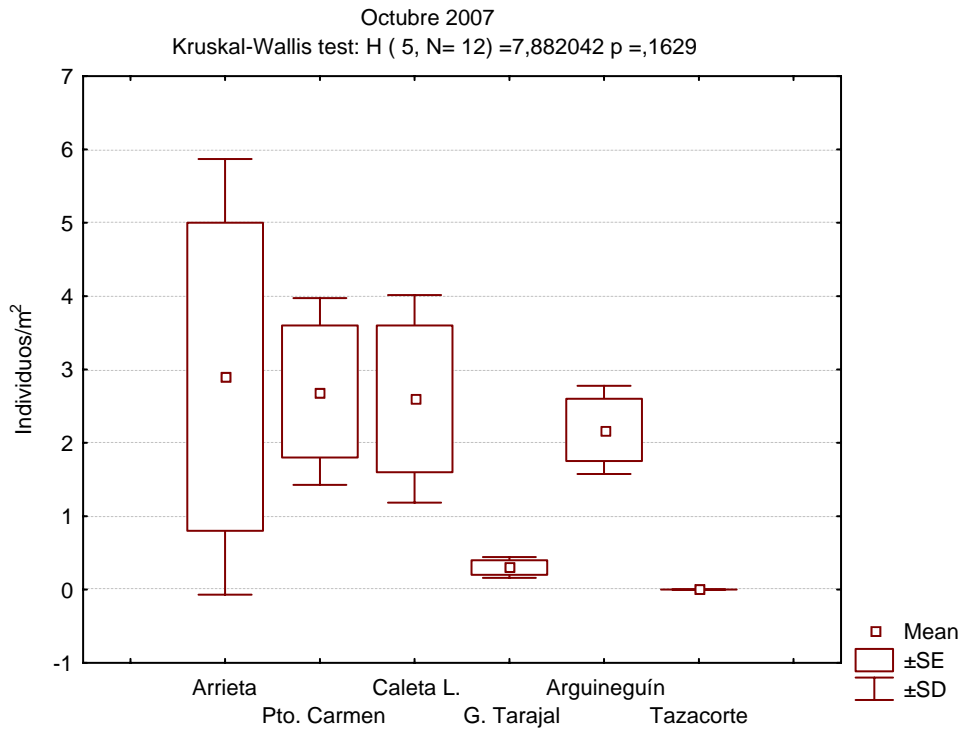


Fig. 7.7. Densidad de erizas en los arrecifes naturales de Canarias en octubre de 2007.

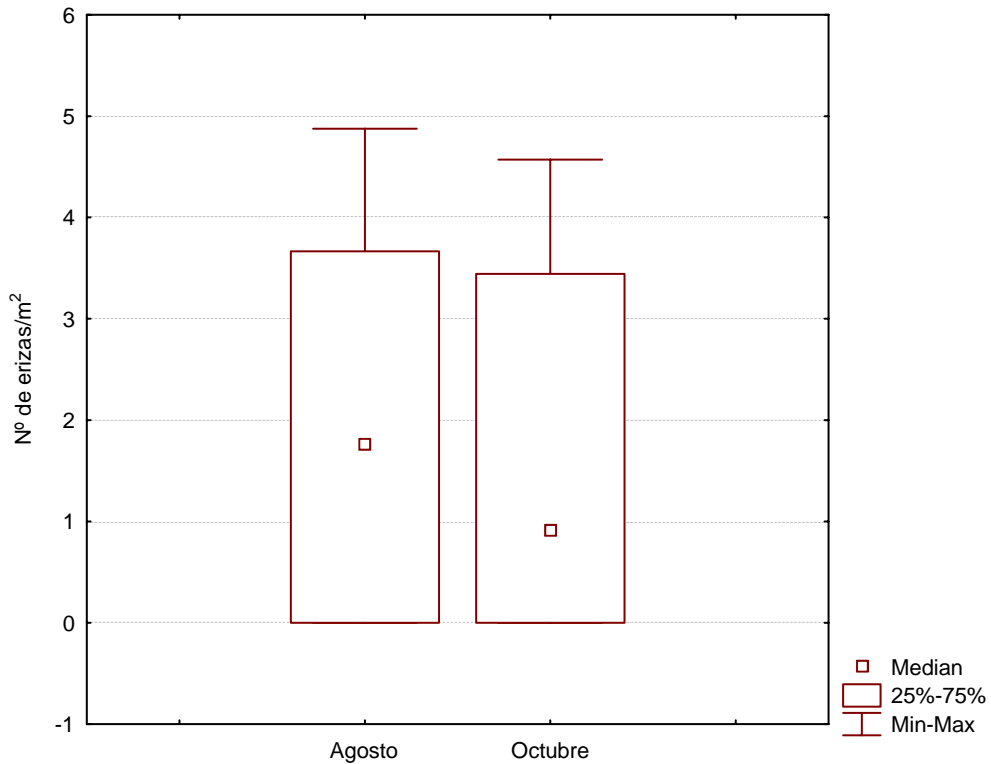


Fig. 7.8. Densidad de erizas en los arrecifes artificiales de Canarias en agosto y octubre de 2007.

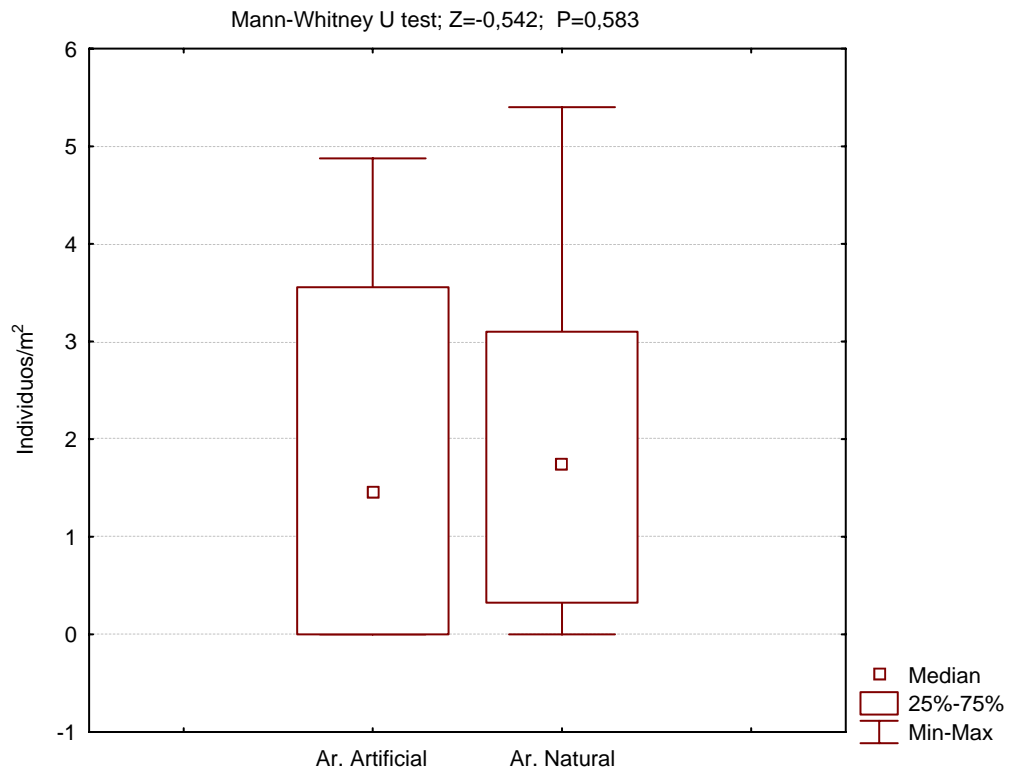


Fig. 7.9. Densidad de erizas en los arrecifes artificiales y naturales de Canarias en 2007.

7.1. Arrieta.

La densidad de *Diadema antillarum* osciló entre 0 y 5 individuos/m² (2,3 individuos/m² de media; SD=1,27). No obstante, fue inferior a la detectada en los arrecifes naturales próximos, donde se llegaron a contabilizar hasta 10 individuos/m² (la densidad media en este entorno natural fue de 5 individuos/m²). La densidad fue ligeramente más baja en octubre, aunque esta diferencia no fue significativa con lo medido en agosto (Fig. 7.10).

Es de destacar, por otro lado, la presencia en varios módulos de algas verdes, pardas y rojas, que cubrían en algunos casos más del 50% de la superficie de los mismos.

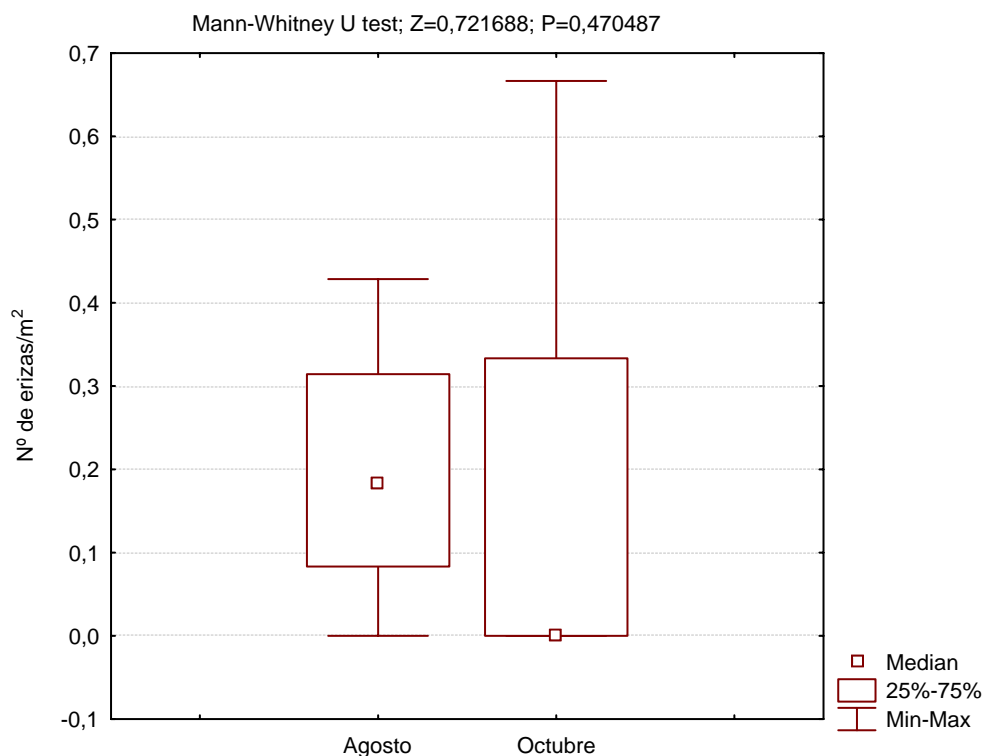


Fig. 7.10. Densidad de erizas en el arrecife artificial de Arrieta en agosto y octubre de 2007.

7.2. Puerto del Carmen.

La abundancia de *Diadema antillarum* fue muy dispar a lo largo del campo de arrecifes, encontrándose ejemplares incluso agregados en la arena, sin protección. Este arrecife fue el que presentó las densidades medias más altas de todos los presentes en el Archipiélago, especialmente en agosto. Pero, además, esta alta concentración también fue la más alta en los arrecifes naturales evaluados en este proyecto en todas las islas. Las densidades oscilaron entre 1 y 18 individuos por m². No obstante, la densidad media de este invertebrado en el arrecife artificial fue inferior a la medida en los arrecifes naturales próximos (2,36 y 3,66 individuos por m² en el arrecife artificial y natural, respectivamente). Igual que el caso anterior, la densidad fue ligeramente más baja en octubre, aunque esta diferencia no fue significativa con lo medido en agosto (Fig. 7.11).

Por otras parte, los módulos del arrecife de Puerto del Carmen presentaron una exuberante y “anómala” cobertura vegetal, en comparación con la que se ha podido observar en los arrecifes artificiales próximos como el de Caleta Larga, que se encuentra casi desprovistos de algas. No obstante, la presencia de grandes superficies cubiertas por algas no son rara en este

arrecife, tal y como se ha podido comprobar en años anteriores, y que posiblemente está relacionado con algún fenómeno de enriquecimiento local. Es curioso que esta importante cobertura vegetal (hasta casi el 100 en algunos módulos) coexista con una gran población de erizas, que hasta ahora se ha tenido como responsable de la desaparición de las algas del resto de arrecifes artificiales del Archipiélago.

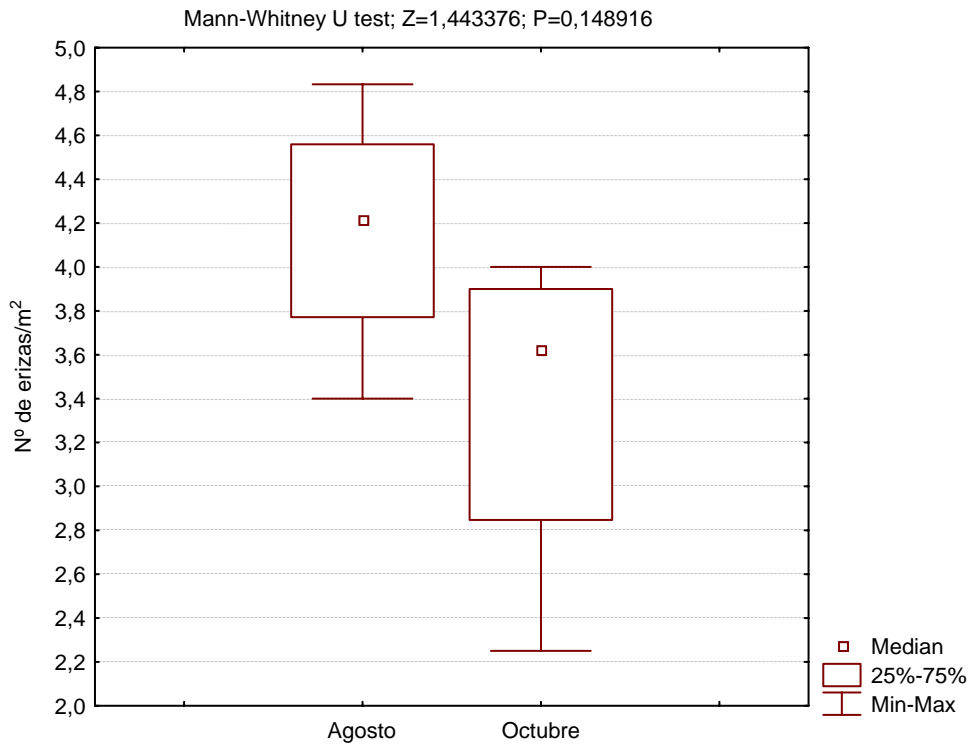


Fig. 7.11. Densidad de erizas en el arrecife artificial de Puerto del Carmen en agosto y octubre de 2007.

7.3. Caleta Larga.

Diadema antillarum mostró abundancias muy dispares entre un módulo y otro, oscilando su número entre 1 y 24 individuos por m^2 . El valor medio fue de 3,5 erizas/ m^2 (SD=0,9), ligeramente más alto que el encontrado en el arrecife natural utilizado como control, cuya densidad media fue de 2,3 individuos/ m^2 (SD=0,9), entre 1 y 9 individuos por m^2 . Los niveles de abundancia localizados en este arrecife fueron muy altos y fueron de media tan altos como los observados en Puerto del Carmen y Arguineguín. Incluso, durante el mes de octubre de 2007 fue el arrecife artificial que presentó la mayor densidad de erizas del todo el Archipiélago, aunque la diferencia con los anteriores tampoco fue excesivamente alta. En este arrecife también se pudo observar una gran

concentración de erizo distribuidos por las arenas que separan a los módulos entre sí, y lejos de los puntos de refugio donde sería mas lógico observarlos. Posiblemente, al igual que ocurre en otros lugares, esto es solo un síntoma de la situación de bajo nivel de predación al que se encuentra sometida la especie, como consecuencia del enrarecimiento de sus potenciales predadores por motivo pesqueros. Esto es así, que ha sido frecuente observar nasas caladas dentro del arrecife, junto a los módulos. Igual que en los casos anteriores, la densidad fue ligeramente más baja en octubre, aunque esta diferencia no fue significativa con lo medido en agosto (Fig. 7.12).

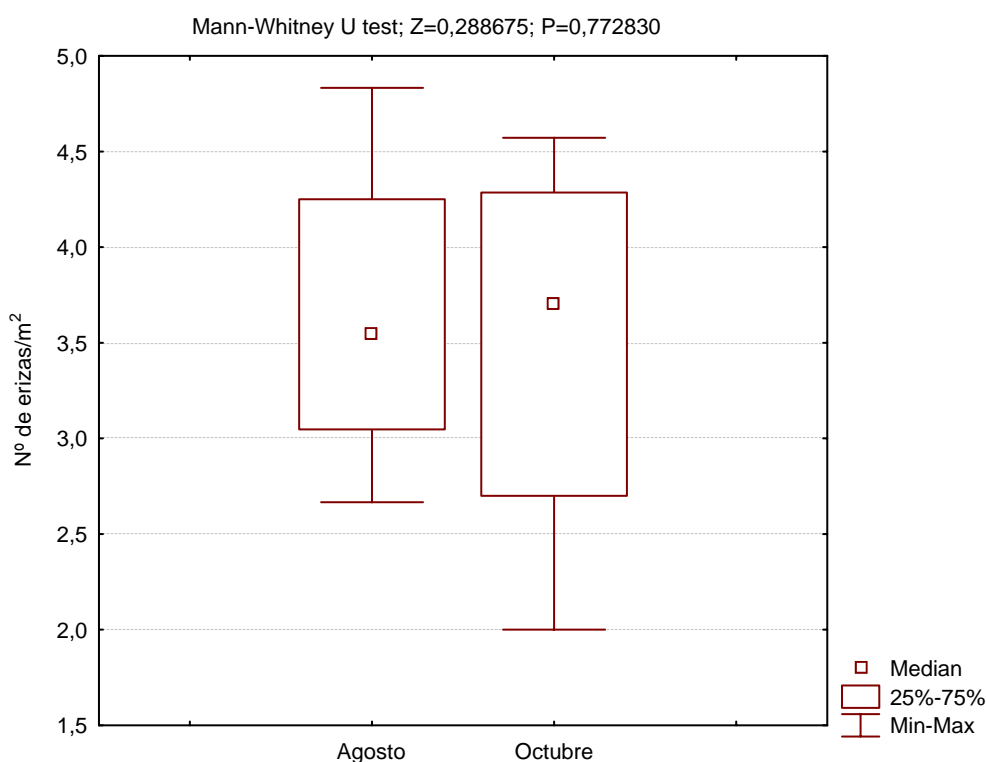


Fig. 7.12. Densidad de erizas en el arrecife artificial de Caleta Larga en agosto y octubre de 2007.

7.4. Gran Tarajal.

La eriza se halló en los módulos arrecifales con densidades máximas de 14 individuos/m², aunque los valores medios no alcanzaban los 2 individuos/m². No obstante, y aunque las densidades de individuos de esta especie son las más bajas obtenidas en los diferentes arrecifes, exceptuando el de Tzacorte (La Palma), se observa un importante incremento con respecto a 2005 y 2006 (en solo un año sus concentraciones máximas se han multiplicado por cinco). En 2005 el número de ejemplares no superaba, en los valores máximos los 3

individuos/m². Tal y como se apuntaba en los informes anteriores, era previsible este incremento ya que se estimaba que aún no estaba la población de este equinodermo estabilizada en el hábitat artificial. Esperamos que con el tiempo su densidad se iguale a la media de las poblaciones localizadas en sistemas naturales próximos, y que presente las mismas oscilaciones temporales. En este sentido, y al igual que en el resto de arrecifes artificiales no se apreciaron diferencias en la densidad observada en agosto y octubre de 2007 (Fig. 7.13)

Por otro lado, se han observado erizas agregadas sobre la arena, parcialmente retiradas de los módulos, comportamiento que solo había sido visto hasta el momento en el arrecife de Arguineguín (Gran Canaria), y también este año en Caleta Larga (Lanzarote). Este comportamiento denota que se encuentra en un medio altamente favorable, con escaso predadores o sin ellos. Sus agregaciones sobre la arena, lejos de la protección del arrecife es un indicativo de la baja presión predatoria al que se encuentra sometida en este hábitat. En si mismo la eriza no es más que un síntoma de un problema ecológico de mayor envergadura y que afecta a toda la isla, un síntoma de enrarecimiento de sus predadores directos como consecuencia de la pesca o de otros factores de origen antrópico o ambiental.

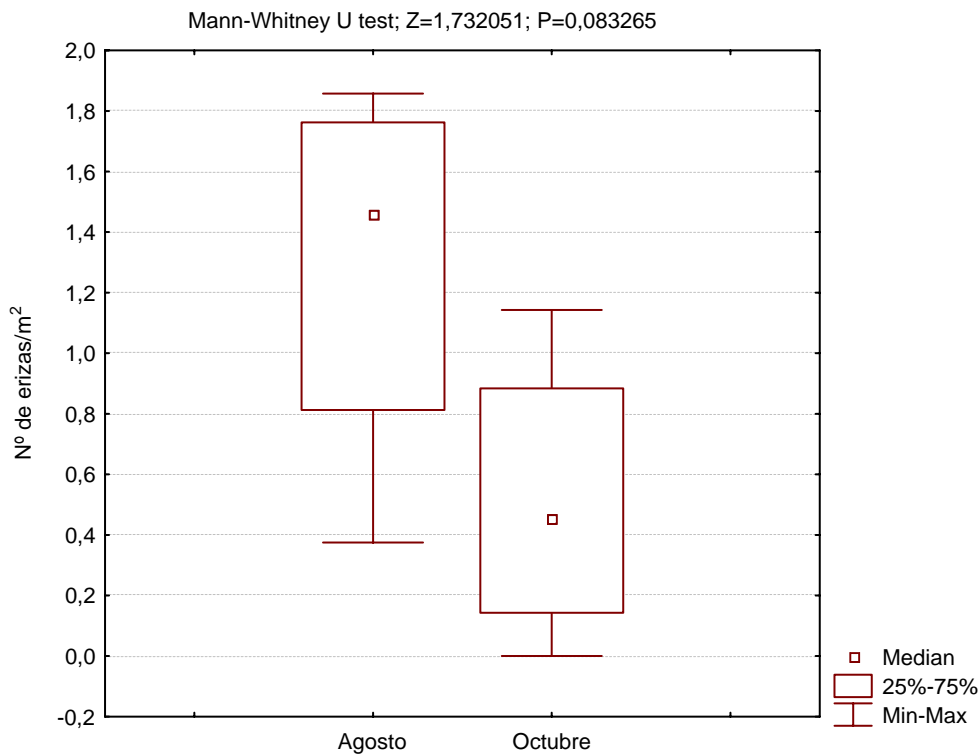


Fig. 7.13. Densidad de erizas en el arrecife artificial de Gran Tarajal en agosto y octubre de 2007.

7.5. Arguineguín.

Diadema antillarum mostró en este arrecife agregaciones verdaderamente importantes, no únicamente a la protección de las estructuras del arrecife, sino incluso sobre la arena. Está presente en todos los módulos del arrecife artificial, con densidades que oscilaron entre 1 y más de 40 individuos por m². La variabilidad en la densidad de erizas a lo largo del arrecife puede estar relacionada en que este animal se encuentra más cómodo en determinados módulos por motivos que desconocemos, y que pueden estar asociados a la existencia de microclimas creados por las propias estructuras (refugio, exposición a la corriente, etc.). No se apreciaron diferencias significativas en la densidad de este animal entre ambas campañas (Fig. 7.14). Por otro lado, la escasa presencia de algas se puede vincular a la alta densidad de erizas presentes en este arrecife.

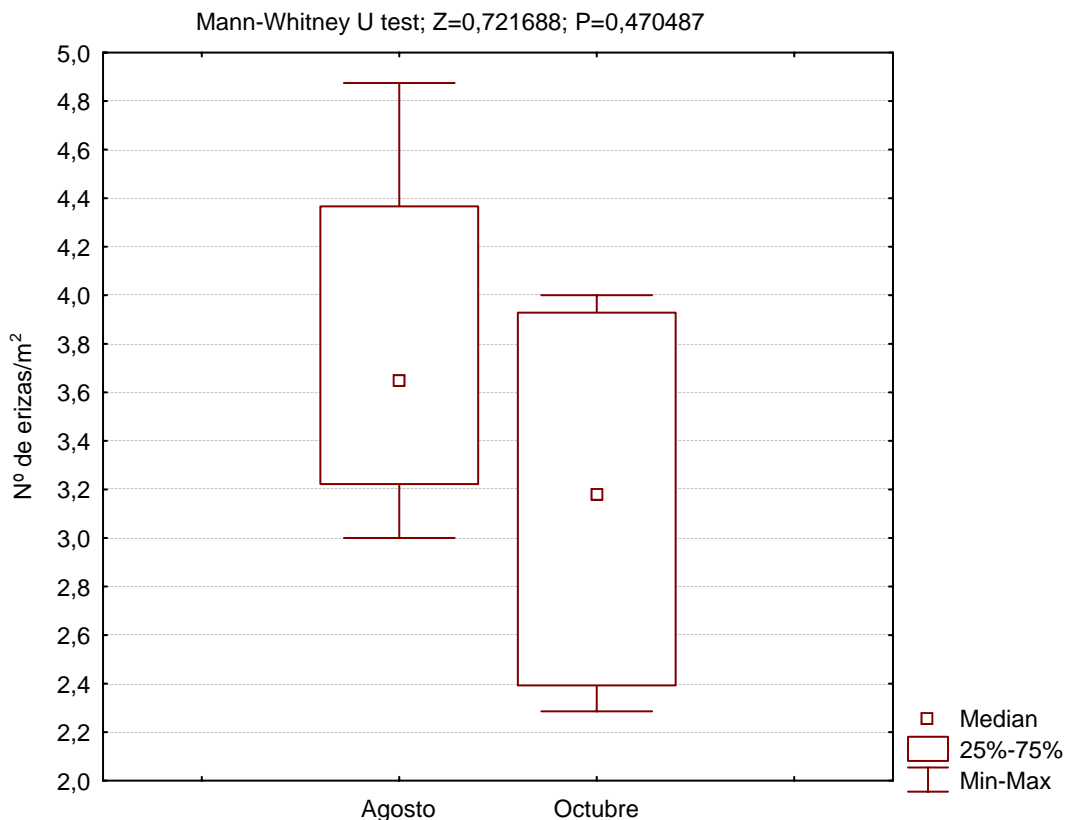


Fig. 7.14. Densidad de erizas en el arrecife artificial de Arguineguín en agosto y octubre de 2007.

7.6. Tzacorte.

En Tzacorte, y también a diferencia de lo observado en el resto de arrecifes artificiales, no se registró la presencia de ningún ejemplar de eriza, aunque si se registró un único individuo en los pedregales próximos. Esta ausencia de eriza puede ser la explicación de la alta densidad de algas en la superficie de los módulos, que en algunos casos tapizaban el 100% de la superficie.

Este arrecife se localiza en una zona de gran sedimentación y con una fuerte dinámica marina. Está muy afectado por el oleaje y por los aportes estacionales de sedimentos procedentes del Barranco de las Angustias, que desemboca a unos pocos kilómetros al norte. Este fuerte dinamismo local, que se constata en el entorno del arrecife y que ha provocado tantos destrozos en el mismo, puede explicar, en parte, la ausencia o casi ausencia de erizas en la zona. Se sabe que estos animales son muy sensible al exceso de oleaje por lo que evitan las zonas muy expuestas.

VIII.- Generalidades.

8. Comparación entre sistemas arrecifales.

8.1. Biomasa, abundancia y diversidad agregada.

La comparación entre los diferentes campos de arrecifes artificiales estudiados a lo largo de 2007 muestra que existen diferencias significativas entre los mismos en la biomasa agregada (Kruskal-Wallis Anova, $H=21,83$; $P=0,0006$). En este sentido, el arrecife de Arguineguín fue el que presentó una mayor biomasa, seguido del de Puerto del Carmen. La menor biomasa fue registrada en Tzacorte (Fig. 8.1). No obstante este patrón general se ve modificado según el periodo en el que se realice la evaluación, ya que si en verano Arguineguín presentó la mayor biomasa agregadas (casi 8 veces mas alta que la medida en Puerto del Carmen y 3,5 más que Gran Tarajal) (Kruskal-Wallis Anova, $H=13,05$; $P=0,02$; Fig. 8.2), especialmente debido a los bancos de rocodores y besugos, en otoño es el arrecife de Puerto del Carmen el que presentó la mayor biomasa, duplicando la agregada en Arguineguín en el mismo periodo, esta vez por la conspicua presencia de bancos de juveniles de boga (Kruskal-Wallis Anova, $H=14,26$; $P=0,01$; Fig. 8.3).

Por otro lado, en lo referente a la abundancia el patrón de variación espacial es muy similar al descrito respecto a la biomasa, existiendo diferencias significativas entre arrecifes (Kruskal-Wallis Anova, $H=23,83$; $P=0,0002$; Fig. 8.4), destacando Arguineguín, a nivel general y en verano (Kruskal-Wallis Anova, $H=16,57$; $P=0,005$; Fig. 8.5). El segundo lugar en el mes de agosto lo ocupó el arrecife de Gran Tarajal. Pero en otoño, fueron los dos arrecifes más antiguos de Lanzarote (Puerto del Carmen y Caleta Larga) los que presentaron, con diferencia, la mayor abundancia de peces (Kruskal-Wallis Anova, $H=17,47$; $P=0,004$; Fig. 8.6).

La diversidad de especies de peces también siguió un patrón a grandes rasgos similar al mostrado por los parámetros anteriores, con diferencias significativa entre los distintos arrecifes artificiales de las islas (Kruskal-Wallis Anova, $H=31,99$; $P<0,00001$; Fig. 8.7), siendo nuevamente Arguineguín el que presentó la mayor variedad de especies y Tzacorte el menos diverso. Este patrón general se mantuvo en agosto (Kruskal-Wallis Anova, $H=19,17$; $P=0,002$; Fig. 8.8) cuando en Arguineguín se registraron 18,7 especies por censo, mientras que en Tzacorte fue menos de la mitad (8,7 especies/censo). En octubre existe una gran igualdad en la diversidad observada en los diferentes arrecifes artificiales, entorno a 15 especies por censo, pero se establecen diferencias significativas (Kruskal-Wallis Anova, $H=16,16$; $P=0,0064$; Fig. 8.5) con Arrieta (11,5 especies/censo) y particularmente con

Tazacorte, donde la diversidad volvió a ser la más baja del conjunto (9 especies/censo).

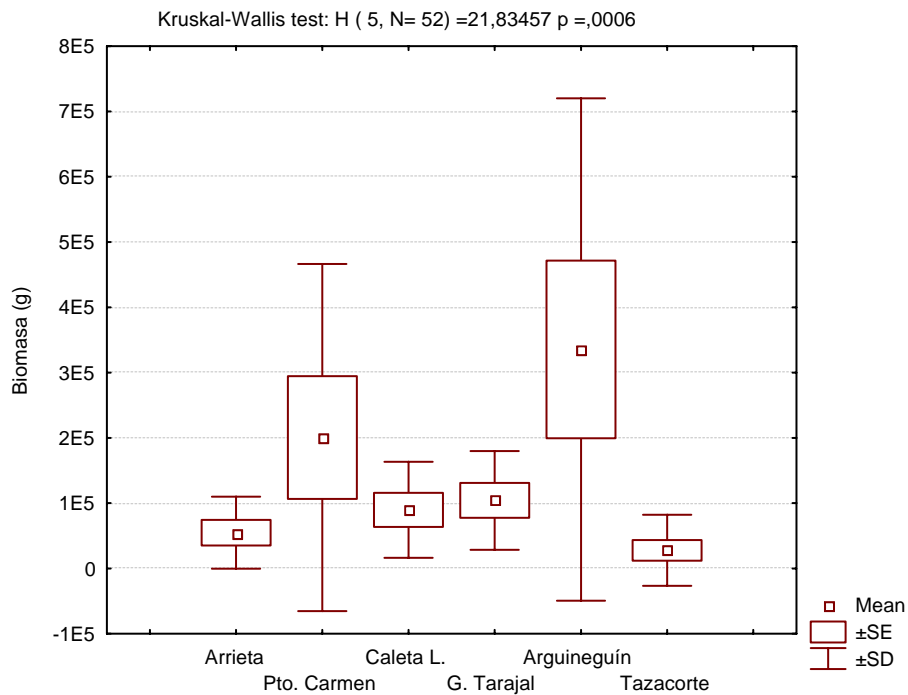


Figura 8.1. Biomasa agregada de peces en los diferentes arrecifes artificiales del Archipiélago Canario.

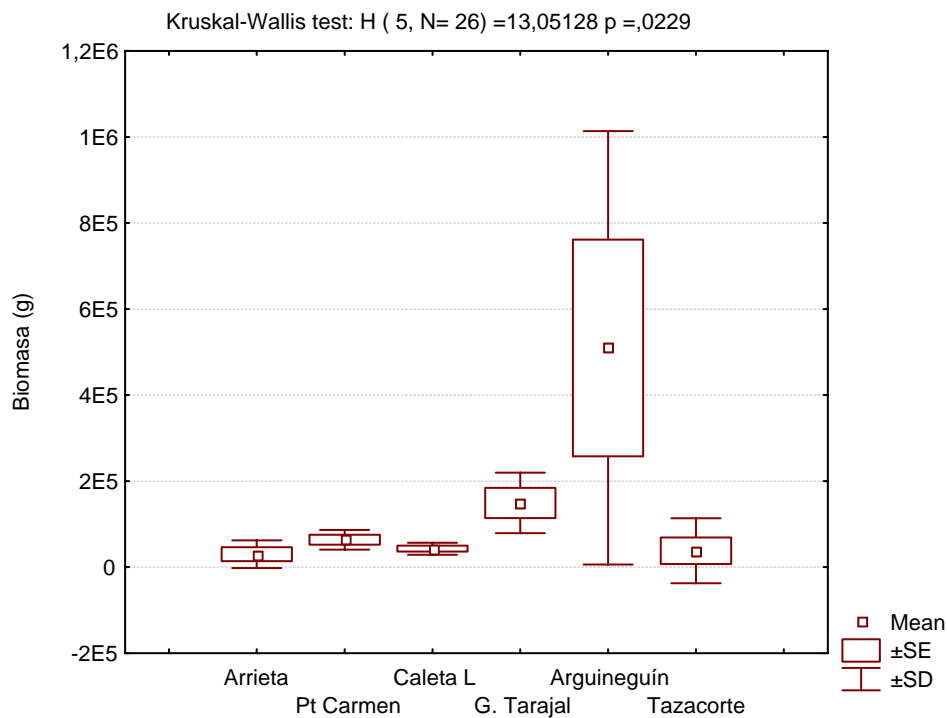


Figura 8.2. Biomasa agregada de peces en los diferentes arrecifes artificiales del Archipiélago Canario en agosto de 2007.

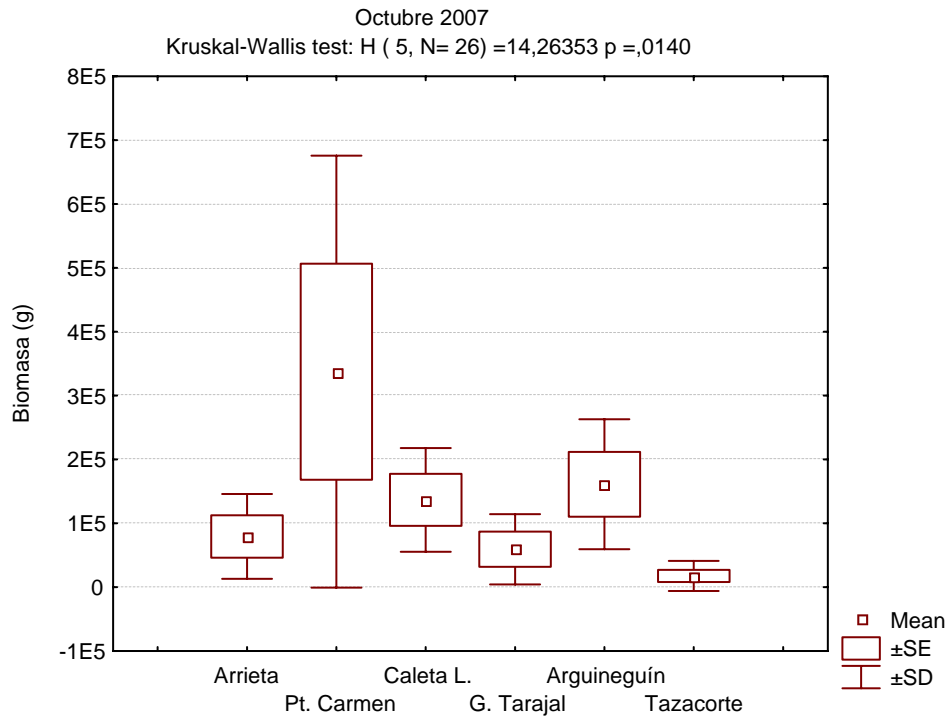


Figura 8.3. Biomasa agregada de peces en los diferentes arrecifes artificiales del Archipiélago Canario en octubre de 2007.

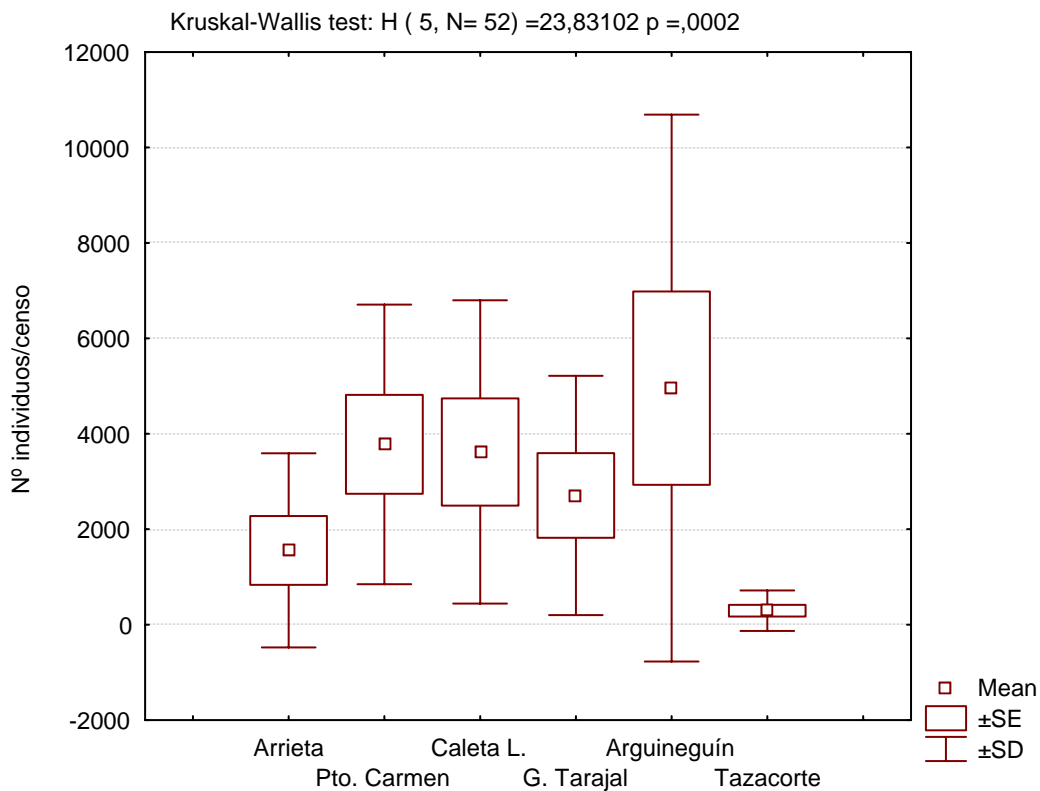


Figura 8.4. Abundancia de peces en los diferentes arrecifes artificiales del Archipiélago Canario en 2007.

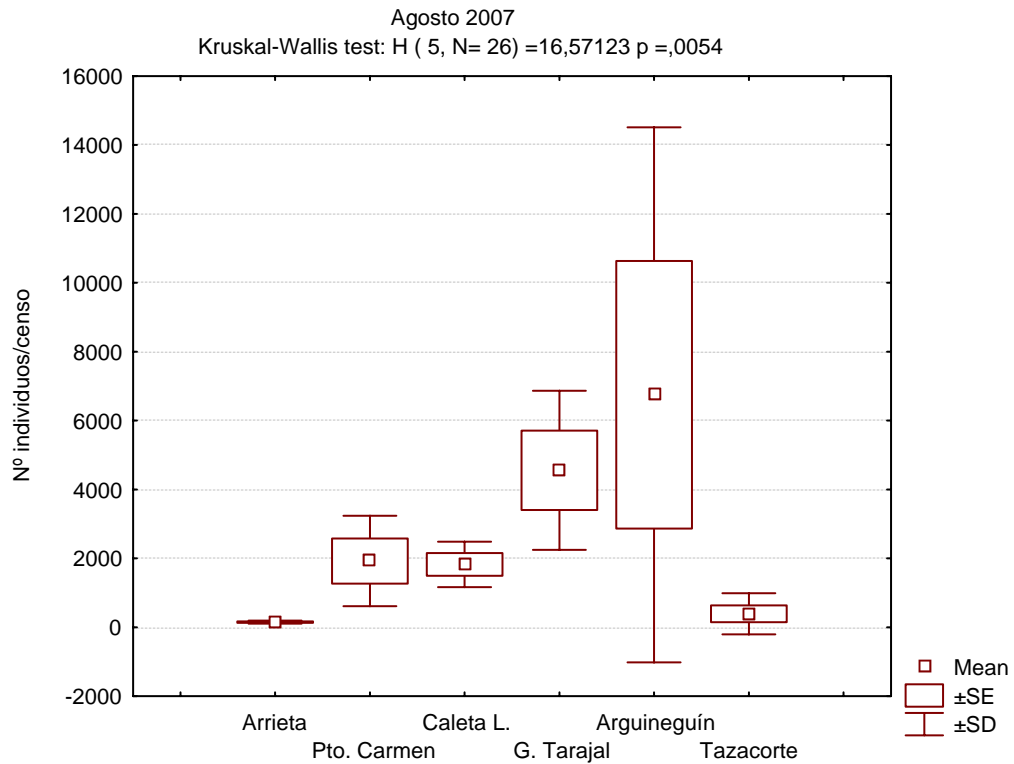


Figura 8.5. Abundancia de peces en los diferentes arrecifes artificiales del Archipiélago Canario en agosto de 2007.

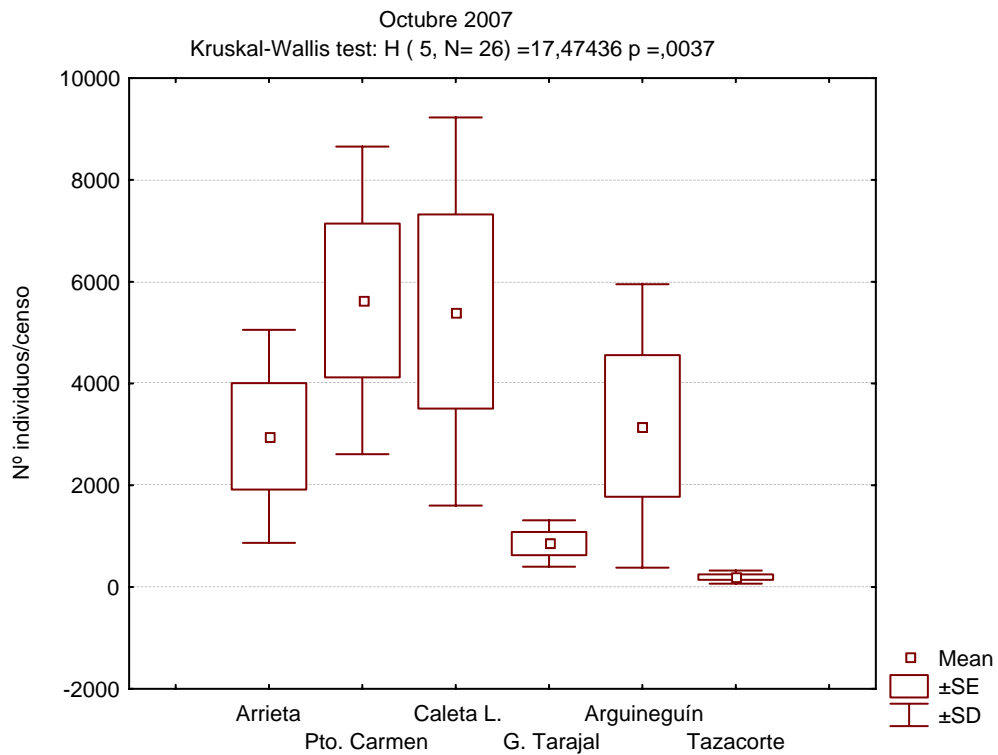


Figura 8.6. Abundancia de peces en los diferentes arrecifes artificiales del Archipiélago Canario en octubre de 2007.

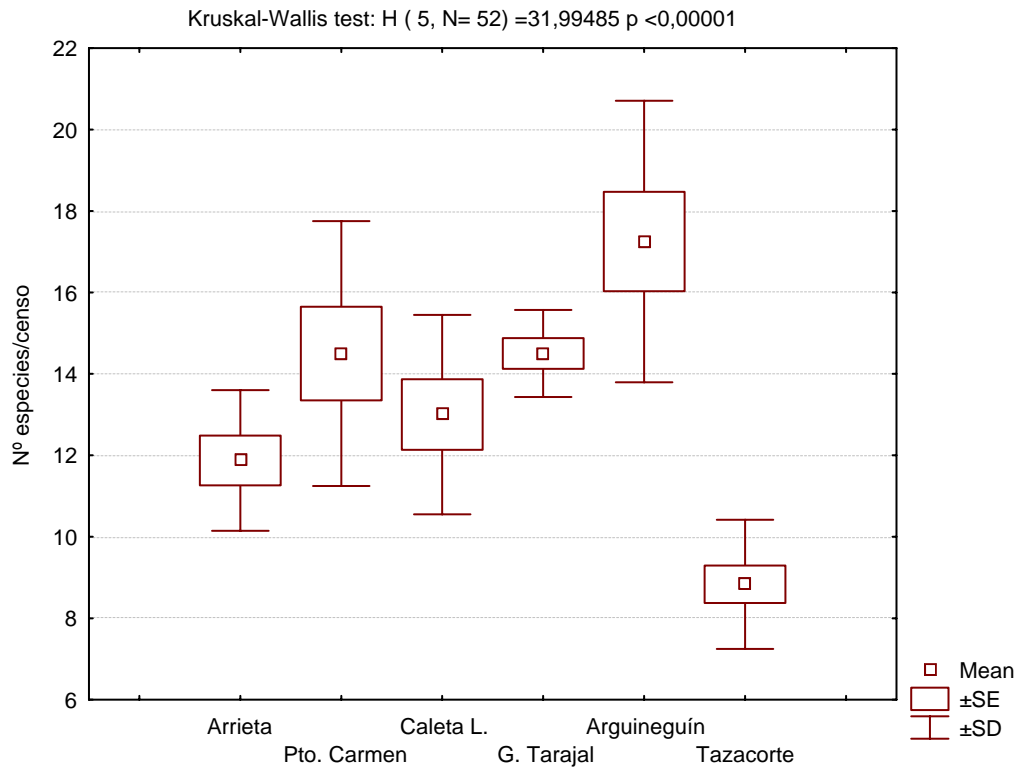


Figura 8.7. Diversidad de especies de peces en los diferentes arrecifes artificiales del Archipiélago Canario en 2007.

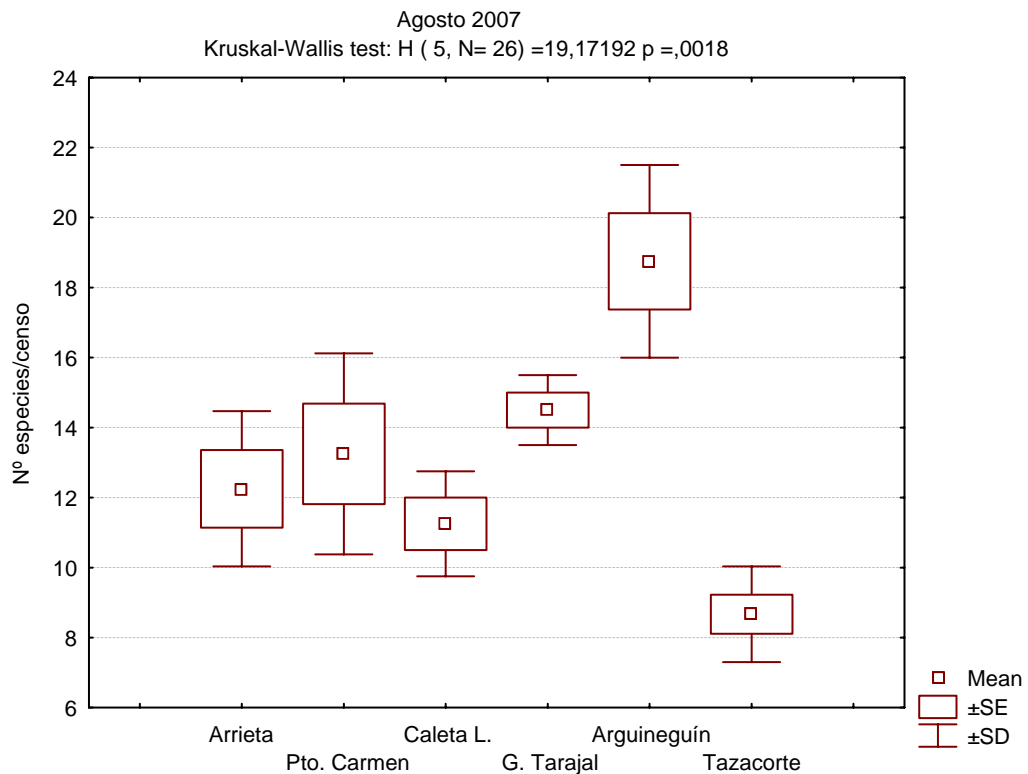


Figura 8.8. Diversidad de especies de peces en los diferentes arrecifes artificiales del Archipiélago Canario en agosto de 2007.

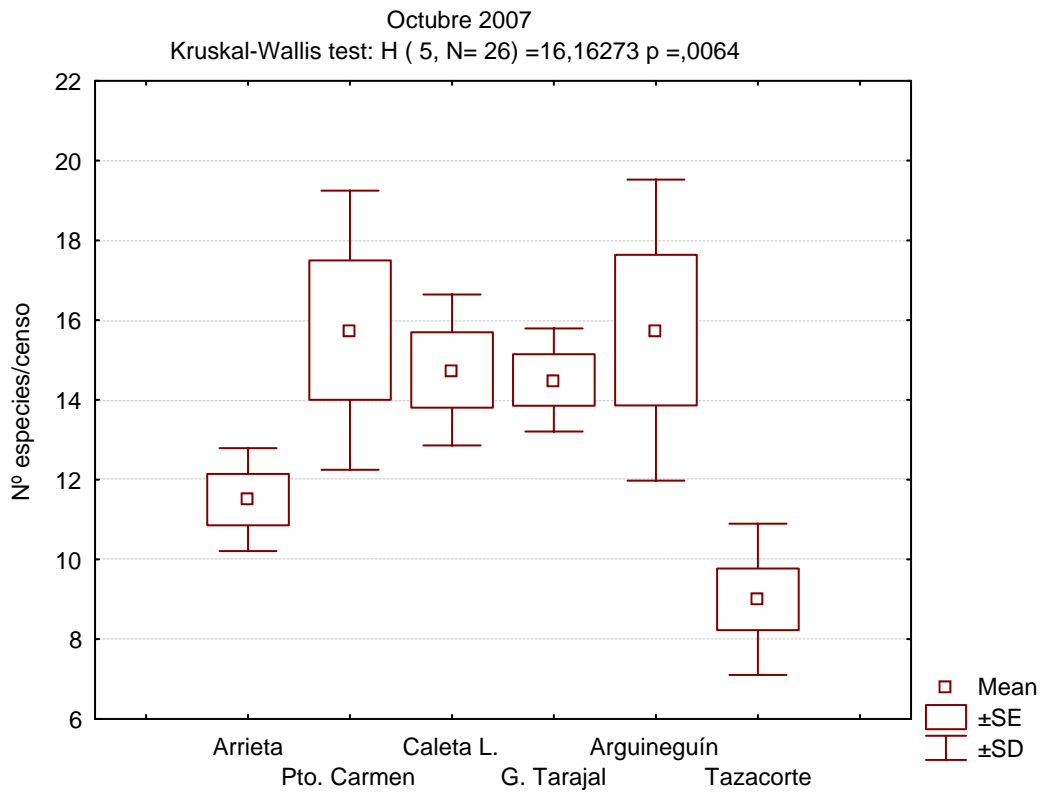


Figura 8.9. Diversidad de especies de peces en los diferentes arrecifes artificiales del Archipiélago Canario en octubre de 2007.

IX.- Recomendaciones.

Es evidente que las recomendaciones ha realizar sobre la gestión y uso de los arrecifes artificiales no se basa exclusivamente en las experiencias y datos obtenidos durante las campañas realizadas en 2007 y que son el núcleo del presente informe. Es decir, las campañas realizada en 2007 solo han servido para confirmar las observaciones que se llevan realizando por parte del equipo de investigación que ha realizado el seguimiento y evaluación de estos sistemas desde 1997, en los diferentes arrecifes del Archipiélago. Por ello, no se han de esperar conclusiones novedosas, porque no las hay, y del mismo modo las recomendaciones no se alejan nada de las proporcionadas en años anteriores.

La instalación de arrecifes artificiales con el objeto de conservar los recursos de interés pesquero, requiere de la aplicación de una serie de medidas de política pesquera orientadas al control y uso de sus zonas de influencia. Esto es especialmente prioritario si se tiene en cuenta que todos los arrecifes, incluso los de más reciente instalación, como los ubicados frente a las poblaciones de Arrieta, están siendo sometidos a explotación pesquera, y en algunos casos de forma muy intensa, como es el caso del arrecife de Santa Águeda (Arguineguín, Gran Canaria), Caleta Larga y Puerto del Carmen (ambos en Lanzarote). Aunque la forma de pesca más frecuente es la nasa, es posiblemente más peligroso, para el equilibrio de la comunidad, el uso del anzuelo por su especial incidencia sobre las cabrillas, ya que estas especies actúan como los grandes predadores de la fauna residente.

Por otro lado, con objeto de delimitar adecuadamente el área de influencia de los arrecifes, así como determinar el impacto que su presencia tiene en la recuperación de las poblaciones de peces sometidas a explotación pesquera y en el sector pesquero artesanal que faena en los caladeros próximos, se debe recopilar toda la información necesaria, biológica, pesquera y socioeconómica, y crear bases de datos asequibles a la comunidad científica y a los gestores. Esto puede servir a la Administración competente como herramienta de evaluación sobre la evolución de los stocks y dimensionar la actividad extractiva acorde a las estrategias de gestión pesquera que se establezca como adecuada en cada momento.

Es imprescindible valorar la evolución y el impacto de la presencia del arrecife en la recuperación de algunas poblaciones de especies, así como en la comunidad de pescadores. Sería aconsejable una continuidad en el seguimiento de estos sistemas artificiales para poder contrastar los datos y su evolución temporal, de forma que se puedan obtener conclusiones definitivas, especialmente comparando situaciones de pesca con las de no pesca. En

aquellos otros sistemas arrecifales donde, por su antigüedad, obtener información histórica de las capturas realizadas es dificultosa o sencillamente imposible por falta de registros, se hace necesario establecer un control de las mismas y crear las correspondientes bases de datos que permitan una gestión más adecuada de estos espacios.

Tal y como se ha comentado con anterioridad, existe un gran debate sobre si en realidad estos dispositivos aumentan la biomasa o sólo agregan especímenes. Este último factor ha hecho que exista una controversia en cuanto a su uso, puesto que esta agregación aumenta la capturabilidad de especies demersales (Guerra-Sierra y Sánchez-Lizaso, 1998; Johnson, 2001). El aumento de la capturabilidad da lugar a un incremento en la mortalidad por pesca, para un mismo esfuerzo (Ogawa, 1973). En algunos casos, los módulos arrecifales se utilizan para concentrar especies de alta movilidad, asegurando de esta manera su captura (Ogawa, 1973; Kelch et al., 1999). Por tanto, la estrategia óptima de gestión es alcanzar que la mortalidad producida por la pesca sea inferior al incremento de las tasas de supervivencia que se han obtenido debido a una reducción en la mortalidad natural. Esto implica una regulación estricta del acceso de pesca a los arrecifes, y a las zonas cercanas que están influenciadas por dicho complejo. El seguimiento de estas áreas limítrofes, o próximas al arrecife, resulta importante, puesto que permite conocer como se ven afectados estos fondos por los sistemas artificiales, y aportar mucha información para el diseño de estrategias de gestión. Es decir, si los arrecifes artificiales se han instalado con una visión de conservación y recuperación de los recursos marinos sometidos a explotación pesquera, deben ser tratados con la misma política de acceso restringido que se aplica a las reservas marinas. Deben contar con un área integral (donde se impide la pesca por cualquier método) y un zona de amortiguamiento, a modo de anillo, donde los usos pesqueros se limitan a determinadas modalidades, periodos o especies.

Esto último es especialmente importante, ya que las observaciones realizadas en torno a los arrecifes artificiales instalados en Canarias apuntan a que los módulos no suelen suponer un problema para la modalidad de pesca artesanal que se realiza mayoritariamente en este Archipiélago (las nasas para peces y los cordeles). Curiosamente, algunos de los arrecifes, como el de Tzacorte (La Palma) y Arguineguín (Gran Canaria), cuentan con medidas para evitar la pesca del arrastre, pero no pueden impedir la pesca con nasas. En Canarias donde la presión pesquera ejercida a través de nasas es bastante considerable (o el cordel donde las nasas están prohibidas), los arrecifes no actúan como elementos disuasorios, sino más bien al contrario, atraen más a

los pescadores a la zona, ya que la pesca resulta más rentable al concentran estos a los peces. Por consiguiente, más que ayudar a la conservación del medio marino en las aguas costeras, lo que pueden llegar a causar es un mayor deterioro del ecosistema, y haber aumentado la sobreexplotación de las áreas donde fueron instalados.

Es más que evidente que la nasa no actúa como un arte de pesca selectivo, especialmente debido a que las especies sobre las que incide no presentan una distribución de tallas que pueda marcar un rango de selección específico. Pero, también es evidente que la nasa incide sobre un gran número de especies (todas ellas con características morfológicas más o menos similares) y su efecto sobre cada una depende de la abundancia relativa que estas muestren en el área de pesca en cada momento (también el comportamiento de cada especie es importante en la mortalidad total que se genera sobre cada una de ellas). Por tanto, su papel negativo sobre el ecosistema está soportado entre todas las especies y depende casi exclusivamente de su excesivo número (elevado poder de pesca). En principio no tiene por que causar una distorsión sobre elementos concretos de la cadena trófica, causando desequilibrios en la comunidad, sino una disminución de la capacidad de carga de todo el ecosistema (es evidente que también hay excepciones a esta regla, ya que hay especies que no son prácticamente capturadas con las nasas, como es el caso de los roncadores y otras pocas especies). En cambio, los anzuelos son altamente selectivos, con tallas de primera y última captura bien definidas, dependiendo del calibre de los mismos. Pero además, su grado de incidencia sobre las especies que habitan en el arrecife es muy desigual, ya que su poder extractivo es más notable sobre las especies sedentarias y territorialistas. Curiosamente, en los arrecifes, las especies más vulnerables a la pesca con anzuelos son las cabrillas y los meros cuando están presentes (el resto de posibles especies tienen muy poco valor comercial, como ocurre con las fulas), y estos serránidos ocupan los niveles tróficos más altos en estos ecosistemas. El exceso de presión pesquera sobre estas especies puede provocar un efecto cascada y llevar a un desequilibrio ecológico cuyas consecuencias serían difíciles de evaluar (algunos investigadores creen que la expansión actual de las poblaciones de eriza obedece a un fenómeno de este tipo). De hecho, en muchos ecosistemas marinos de Canarias es raro observar ejemplares de meros y abades (solo se ha observado un ejemplar joven en el arrecife de Gran Tarajal, Caleta Larga y Tazacorte), y otros predadores, debido a esta presión pesquera altamente selectiva que se ha ejercido sobre los mismos (aquí posiblemente han jugado un papel muy importante los pescadores deportivos subacuáticos, que en algunos caso pueden obtener una mayor captura de estas especies altamente

vulnerables a su modalidad de pesca).

En función de todo lo argumentado anteriormente y tras el análisis de los datos de las diferentes campañas realizadas y de la bibliografía manejada, aconsejamos las siguientes actuaciones:

(i) Ordenar el entorno de los arrecifes artificiales de igual forma que una reserva marinas, con una zona integral y un área de amortiguamiento a su alrededor.

(ii) Restricción total de la pesca en la zona integral del arrecife.

(iii) configurar una base de datos donde se registren las capturas por especie y otros parámetros (esfuerzo de pesca, tallas, etc.) que puedan ser útiles para adecuar la gestión pesquera a las circunstancias de cada momento.

Sería interesante estudiar la posibilidad de potenciar estas zonas como puntos de buceo recreativo, no solo por su posible interés turístico como lugares donde poder observar gran cantidad de organismos concentrados en poco espacio, sino porque esta actividad puede añadir un valor económico interesante al área en el que pueden participar los pescadores (sin olvidar la vigilancia activa que hacen los propios buceadores sobre los pescadores furtivos). Es decir, la participación de los pescadores profesionales como colaboradores necesarios para que se realicen estas actividades subacuáticas recreativas, actuando como transportistas, guías y proveedores de información adicional interesante para los visitantes del lugar, permitiría que estos tomaran conciencia del valor ecológico de estos entornos artificiales, y que la productividad del lugar no solo ha de valorarse por el número de peces capturables. No obstante, dar este paso implicaría crear un plan de formación y concienciación dirigido a los pescadores interesados en formar parte de este tipo de actuaciones, así como importantes inversiones orientada a adaptar las embarcaciones para que permitan la accesibilidad de los submarinistas al mar y de regreso a la embarcación, así como dotarlas de medidas que permitan la navegación entre el puerto base y los puntos de buceo con la mayor comodidad y seguridad para todos los usuarios.

X- Agradecimientos.

Desearíamos expresar nuestro agradecimiento al personal de la Viceconsejería de Pesca del Gobierno de Canarias por su disponibilidad y colaboración con el desarrollo de este proyecto, así como a la Fundación Universitaria de Las Palmas por su ayuda en facilitar la gestión económica del proyecto.

XI- Bibliografía Consultada.

Anonymous, 1977. *Tyre reef breeds fish*. Commer. Fish., Auckl, 16(2).

Bas, C., J.J. Castro, V. Hernández-García, J.M. Lorenzo, T. Moreno, J.G. Pajuelo & A.G. Ramos. 1995. *La pesca en Canarias y áreas de influencia*. Ediciones del Cabildo Insular de Gran Canaria. Madrid. 331 pp.

Bohnsack, J.A. & S.P. Bannerot. 1986. A stationary visual census technique for quantitatively assessing community structure of coral reef fishes. *NOAA Technical Report NMFS 41*. 15 pp.

Bohnsack, J.A., Ecklund, A.M. and Szmant, A.M. 1989. Are high densities of fishes at artificial reefs result of habitat limitation or behavioral preferences? *Bull. Mar. Sci.* 44:631-645.

Bohnsack, J.A., Harper, D.E. 1988. Length-weight relationships of selectes marine reef fishes from the southeastern United States and the Caribbean. *NOAA Tech. Mem. NMFS-SEFC-215:31 P*.

Bohnsack, J.A., Harper, D.E., McClellan, D.B., and Hulsbeck, M. 1994. effects of reefs size on colonization and assemblage structure of fishes at artificial reefs off southeastern Florida, U.S.A. *Bulletin of Marine science*, 55: 796-823.

Bojos, R.M. 1992. Territorial use rights in fisheries: policies and strategies for coastal area management. In: *Policies and issues on Philippine fisheries and aquatic resources. Proceedings of the Roundtable Discussion of Philippine Fisheries Policies, 12-13 December 1989*. Department of Science and Technology, Bicutan, Taguig, Metro Manila and the Workshop on territorial use of rights in fisheries, 26 November 1991, Bureau of Soil and Water Resources Management, Diliman, Quezon City, Metro Manila (Garcia, M.P. ed.). *Los Banos, Laguna, Philippines PCAMRD 1992 (14):25-32*.

Bordes, F., A. Barrera, J. Carrillo, R. Castillo, J.A. Gómez, A. Ojeda y F. Pérez. 1991. *Cartografía y evaluación de recursos pesqueros de la plataforma y talud de Gran Canaria (Islas Canarias)*. Viceconsejería de Pesca. Gobierno de Canarias.

Bordes, F., A. Barrera, J. Carrillo, R. Castillo, J.A. Gómez, A. Ojeda y F. Pérez. 1994. *Cartografía y evaluación de los recursos pesqueros en la plataforma y talud de Fuerteventura (Islas Canarias)*. Viceconsejería de Pesca. Gobierno de Canarias.

Bordes, F., A. Barrera, J. Carrillo, R. Castillo, J.J. Castro, J.A. Gómez, K.A. Hansen, V. Hernández-García, T. Moreno, F. Pérez y F. Uiblein. 1997. *Evaluación acústica de los recursos epipelágicos y estudio de la capa de profunda de reflexión en Lanzarote, Fuerteventura y Gran Canaria (Islas Canarias)*. Viceconsejería de Pesca, Gobierno de Canarias.

Bordes, F., D. Coello & M.D. Ojeda. 1999. Small-scale systematic echosurveys for estimating fish density in three artificial ref. areas off Lanzarote and Gran Canaria (Canary Islands) in: *Seventh International Conference On Artificial Reefs And Related Aquatic Habitats (7th CARAH)*. October 7-11, 1999. San Remo. Liguria. Italy.

Bortone, S.A. & J.A. Bohnsack. 1991. *Sampling and studying fish on artificial reefs*. In: *Artificial reef research. Diver's handbook*. J.G. Halusky; ed.). TP 63, Florida Sea Grant College Program.

Brito, A. 1991. *Catálogo de los peces de las Islas Canarias*. Francisco Lemus (Ed.). Santa Cruz de Tenerife. 230 pp.

Brito, A. 1984. Zoogeografía marina de las Islas Canarias. En: *Fauna marina y terrestre del Archipiélago Canario*. pp. 66-75. Ed. Edirca. Las Palmas de Gran Canaria.

Brito, A., I.J. Lozano, J.M. Falcón, F.M Rodríguez y J. Mena. 1996. Análisis biogeográfico de la ictiofauna de las Islas Canarias. En: Llinas, O., J.A. González y M.J. Rueda (eds.). 241-270. *Oceanografía y Recursos Marinos en el Atlántico Centro-oriental*. Instituto Canario de Ciencias Marinas.

Caley, M.J., and St. John, J. 1996. Refuge availability structure assemblages of tropical reef fishes. *Journal of animal ecology*, 65: 414-428.

Castro, J.J. 1995. Artes y embarcaciones de pesca. En: *La Pesca en Canarias y áreas de influencia*. Bas, C., J.J. Castro, V. Hernández-García, J.M. Lorenzo, T. Moreno, J.G. Pajuelo y A.G. Ramos. Ediciones del Cabildo Insular de Gran Canaria. Madrid.

Castro H., J.J., F. Bordes C., J.L. Hernández L., C. Cuyás L., Y. Pérez G. 2002. Seguimiento científico del sistema de arrecifes artificiales ubicados en la Bahía de Santa águeda (Arguineguín, Gran Canaria).

Castro H., J.J., C. Cuyás L., Y. Pérez G., F. Bordes C., J.L. Hernández L., M.

Reuss S. 2003a. Seguimiento científico de los arrecifes artificiales ubicados en la costa de los municipios de Tías y Yaiza (Litoral sureste de la isla de Lanzarote).

Castro H., J.J., Y. Pérez G., C. Cuyás L., F. Bordes C., J.L. Hernández L., M. Reuss S. 2003b. Seguimiento científico del sistema de arrecifes artificiales ubicados en la Bahía de Santa águeda (Arguineguín, Gran Canaria).

Castro, J.J., J.A. Santiago & V. Hernández-García. 1999. Fish associated with fish aggregation devices off the Canary Islands (Central-East Atlantic). *Sci. Mar.*, 63(3-4):191-198.

Charbonnel, E., P. Francour, J.G. Harmelin et D. Ody. 1995. Les problemes d'échantillonnage et de recensement du peuplement ichtyologique dans les recifs artificiels. *Biol. Mar. Mediterr.*, 2(1):85-90.

Christian, R., F. Steimle & R. Stone. 1998. Evolution of marine artificial reef development. A philosophical review of management strategies. *Gulf of Mexico Science*, 16(1):32-36.

Compagno, L.J.V. 1984. FAO species catalogue. Vol 4. Sharks of the world. An annotated and illustrated catalogue of shark species known to date. Part 1. Hexanchiformes to Lamniformes. FAO Fish. Synop. 249 p.

Fabi, G. & A. Sala, 2002. An assessment of biomasa and diel activity of fish at an artificial ref. (Adriatic Sea) using a stationary hydroacoustic technique. *ICES Journal of Marine Science*. 59: 411-420.

Foote, K.G. 1982. Optimizing copper spheres for precision calibration of hydroacoustic equipment. *J. Acous. Soc. Am.*, 71:742-747.

Golani, D. & A. Diamant. 1999. Fish colonization of an artificial reef in the Gulf of Elat, northern Red Sea. *Environ. Biol. Fish.*, 54(3):275-282).

Gonçaves, J.M.S., L. Bentes, P.G. Lino, J. Ribeiro, A.V.M. Canário and K. Erzini. 1997. Weight-length relationships for selected fish species of the small-scale demersal fisheries of the south and south-westcoast of Portugal. *Fish. Res.* 30:253-256.

González P., J.M. & J.M. Lorenzo N. 1994. Parámetros biológicos del besugo *Pagellus acarne* (Pisces: Sparidae) en Gran Canaria (Islas Canarias). *Bol. Inst.*

Esp. Oceanogr. 10(2) 155-164.

Grove, R.S. & C.S. Sonu. 1985. Fishing reef planning in Japan. In: Artificial reef (D'Itril, Ed.). *Lewis Publ. Inc.*, 1985:187-251.

Guerra-Sierra, A. y J.L. Sánchez-Lizaso. 1998. *Fundamentos de explotación de recursos vivos marinos*. Ed. Acribia. Zaragoza.

Haroum, R.J.; Gomez, M.; Hernandez, J.J.; Herrera, R.; Montero, D.; Moreno, T.; Portillo, A.; Torres, M.E.; Soler, E.; 1994. Environmental description of an artificial reef site in Gran Canaria (Canary Islands, Spain) prior to reef placement. *Bull. Mar. Sci.*, 55(2-3):932-938.

Helfman, G.S. 1993. Fish behaviour by day, night and twilight. In: *Behaviour of teleost fishes* (T.J. Pitcher; ed). Pp: 479-512. Chapman & Hall, Fish and fisheries series 7.

Hernández-García, V., Hernández-López, J.L., Castro, J.J., 1998. The octopus (*Octopus vulgaris*) in the small-scale trap fishery off the Canary Islands (Central-East Atlantic). *Fish. Res.* 35:183-189.

Hernández-López, J.L. 2001. *Biología, ecología y pesca del pulpo común (Octopus vulgaris Cuvier, 1797) en aguas de Gran Canaria*. Mem. Tesis Doctoral, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria.

Herrera, R. 1998. *Dinámica de las comunidades bentónicas de los arrecifes artificiales de Arguineguín (Gran Canaria) y Lanzarote*. Mem. Tesis Doctoral, Univ. de Las Palmas de Gran Canaria.

Herrera, R., Espino, F. Garrido, M. and Haroun, R.J. 2002. Observations on fish predation on two artificial reefs in the Canary Islands. *ICES Journal of Marine Science*, 59: S69-S73.

Herrera, R., T. Moreno, A. Casaña, E. Soler, H. Larsen & . Haroun. 1995. Three years study of benthic communities on an artificial reef in Canary Islands. *Proceeding ECOSET'95*, Tokyo. Nov. 1995.

Johnson, C.S. 2001. The artificial reef debate. *California Coast and Ocean*, 17(1):18-21.

Kakimoto, H., K. Tsumura & M. Noda. 1998. Creation of fishing ground and

nursery by the artificial reef technique. *Fish. Eng. Japan*, 34(3):305-311.

Keenleyside, M.H.A. 1979. Diversity and adaptation in fish behaviour. Springer-Verlag. Berlin. 208 pp.

Kelch, D.O., F.L. Snyder & J.M. Reutter. 1999. Artificial reefs in Lake Eire: biological impacts of habitat alteration. *American Fisheries Society Symposium*, 22:335-347.

Khailov, K.M., G.E. Vimbad, S.A. Kovardakov, A.V. Prazukin & Y. Yurchenko. 1999. Experimental models of artificial reef and the related ecological criteria. In: The sea and coast of Sevastopol, Ukraine: ecosystem processes and services to the society (Pavlova, E.V. & N.V. Shadrin, eds.). Sevastopol, Ukraine. pp. 25-33.

Knudsen, H.P. 1990. The Bergen echo integrator: An introduction. *J. Cons. Int. Explor. Mer.*, 47:167-174.

Koutrakis, E.T. & A.C. Tsikliras. 2003. Length-weight relationships of fishes from three northern Aegean estuarine systems (Greece). *J. Appl. Ichthyol.* 19 258-260.

Margalef, R. 1986. Ecología. Ediciones Omega. 951 pp

Martín, A.A. & D. Luna del Castillo, J. 1999. Bioestadística para ciencias de la salud. Editorial Norma (4ª edi.). 622 pp

Medina, J.R. 1992. *Arrecifes artificiales en la protección de costas y la mejora de la productividad pesquera*. Análisis y propuesta de actuación. I. Jornadas en ciencias y tecnologías marinas. Alicante, 8-10 de junio de 1992. (mimeo).

Milinski, M. 1993. Predation risk and feeding behaviour. In: *Behaviour of teleost fishes* (T.J. Pitcher; ed). Pp: 285-306. Chapman & Hall, Fish and fisheries series 7.

Morato, T.; Afonso, P.; Lourinho, P. ; Barreiros, J.P.; Santos, R.S. and Nash, R. D. M. 2001. Length-weight relationships for 21 coastal fish species of the Azores, north-eastern Atlantic. *Fisheries Research*, 50(3): 297-302.

Morey, G. , Moranta, J., Massuti, E., Grau, A., Linde, M., Riera, V, Morales-Nin, B. 2003. Weight - length relationships of litoral to lower slope fishes from

the western Mediaterranean. *Fisheries Research* 62 89-96.

Moutopoulos, D.K. & K.I. Stergiou. 2002. Length - weight and length - length relationships of fish species from the Aegean Sea (Greece). *J. Appl. Ichthyol.* Vol. 18 200-203.

Ogawa, Y. 1973. Problems of artificial reefs for propagating of fish in shallow water. In: *Propagation of marine resources of the Pacific Ocean. Papers presented at the first Japan-URSS Joint Symposium on Aquaculture of the Pacific Ocean, 1-4 December 1972, Tokyo and Shimizu* Motoda, S. Tokyo Japan Tokai Univ.

Osenberg, C.W., St. Mary, C.M., Wilson, J.A. and Lindberg, W.J. 2002. A quantitative framework to evaluate the attraction- production controversy. *ICES Journal of Marine Science*, 59: S214-S221.

Pajuelo, J.G., and Lorenzo, J.M., 1995. Biological parameters reflecting the current state of the exploited pink dentex *Dentex gibbosus* (Pisces: Sparidae) population off the Canary Islands. *S. Afr. J. mar. Sci.* 16:311-319.

Pajuelo, J.G., and Lorenzo, J.M., 1996. Life history of the red porgy *Pagrus pagrus* (Teleostei: Sparidae) off the Canary Islands, central east Atlantic. *Fishery Research* 28:163-177.

Pereiro, J.A. 1982. Modelos al uso en dinámica de poblaciones marinas sometidas a explotación. *Inf. Téc. Inst. Esp. Oceanog.*, 1.

Pérez-Sánchez, J.M y E. Moreno-Batet. 1991. Invertebrados marinos de Canarias. Ediciones del Cabildo Insular de Gran Canaria. Las Palmas de Gran Canaria. 335 pp.

Pitcher, T.J. & J.B. Hart. 1982. *Fisheries ecology*. Chapman & Hall. London.

Ramos, A. y J. Mas. 1992. La protección de los espacios marinos en España. Análisis y propuesta de actuación. I. Jornadas en ciencias y tecnologías marinas. Alicante, 8-10 de junio de 1992. (mimeo).

Ramos, A.A., L. Martínez, A. Aranda, J.T. Boyle, J.E. Guillén y J.L. Sánchez-Lizaso. 1992. Arrecifes artificiales como elementos de protección en el litoral Mediterráneo Español. I. Jornadas en ciencias y tecnologías marinas. Alicante, 8-10 de junio de 1992. (mimeo).

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

Russell, B.C. 1975. The development and dynamics of a small artificial reef community. *Helgol Wiss Meeresunters*, 27(3):298-312.

Sanjeeva Raj, P.J. 1996. Artificial reef for a sustainable coastal ecosystem in India, involving fisherfolk participation. *Bulletin of the Central Marine Fisheries Research Institute* 48:1-3.

Samples, K.C., and Sproul, J.T. 1985. Fish aggregating devices and open-access commercial fisheries: a theoretical inquiry. *Bulletin of Marine Science*, 37: 305-317.

Sánchez-Jerez, P. & A. Ramos-Espla. 2000. Changes in fish assemblages associated with the deployment of an antitrawling reef in seagrass meadows. *Transactions of the American Fisheries Society*, 129(5):1150-1159.

Santos, M. N.; Gaspar, M. B.; Vasconcelos, P.; and Monteiro, C. C. 2002. Weight-length relationships for 50 selected fish species of the Algarve coast (southern Portugal), *Fisheries Research*, 59(1-2), 30: 289-295.

Seaman, J. W. (Jr). 2000. *Artificial reef evaluation with application to natural marine habits*. Ed. CRC press. 246 pp.

Sherman, R.L., D.S. Gilliam & R.E. Spieler. 2001. Effects of refuge size and complexity on recruitment and fish assemblage formation on small artificial reefs. In: *Proceedings of the Gulf and Caribbean Fisheries Institute* (Cresweel, R.L., ed.), 52:455-467.

Siegel, S. 1990. *Estadística no paramétrica*. Ed. Trillas. 344 pp.

Stachowitsch, M. 2003. research on intact marine ecosystems: a lost era. *Marine Pollution Bulletin* 46:801-805. Stone, R.B. 1971. Recent development in artificial reef technology. *Mar. Technol. Soc. J.*, 5(6):33-34.

Tupper, M., and Hunte, W. 1998. Predictability of fish assemblages on artificial and natural reefs in Barbados. *Bulletin of Marine Science*, 62: 919-935.

Tuya, F., Martín, J.A., Luque, A. 2004. Patterns of nocturnal movement of the

long-spined sea urchin *Diadema antillarum* (Philippi) in Gran Canaria (the Canary Islands, central east Atlantic Ocean). *Helgoland Marine Research* 58(1): 26 - 31.

Wilson, J.A., Osenberg, C.W. St. Mary, C.M., Watson, C.A. and Landberg, W.J. 2001. Artificial reefs, the attraction-production issue, and density dependence in marine ornamental fishes. *Aquarium sciences and Conservation*, 3: 95 -105.