



Seguimiento al estado de las poblaciones de once peces óseos y cartilagosos en el Santuario de Fauna y Flora Malpelo, Pacífico colombiano

Monitoring of the status of eleven bony and cartilaginous fish populations in the Malpelo Sanctuary of Fauna and Flora, Colombian Pacific

Felipe Ladino Archila*, Sandra Bibiana Martínez-Mondragón, María Alejandra Duarte-Fajardo,

0000-0001-8852-0796

0000-0001-9012-264X

0000-0002-6494-6941

Natalia Vélez y Sandra Bessudo Lion

0000-0001-7372-6513

0000-0003-3819-2004

Fundación Malpelo y Otros Ecosistemas Marinos, Bogotá, Colombia. fladino@fundacionmalpelo.org*, chaquea2896@gmail.com, faunamarina@fundacionmalpelo.org, n.velez858@gmail.com, sbessudo@fundacionmalpelo.org

* Autor de correspondencia

RESUMEN

Con el objetivo de determinar tendencias en la abundancia relativa a través del tiempo para especies priorizadas dentro del Plan de Manejo del Santuario de Fauna y Flora Malpelo, se realizaron censos visuales submarinos (CVS) entre abril de 2009 y agosto de 2019. Se colectaron datos para cinco especies de peces óseos: jurel azul (*Caranx melampygus*), bravo (*Seriola rivoliana*), atún aletiamarillo (*Thunnus albacares*), cherna (*Dermatolepis dermatolepis*) y mero (*Mycteroperca olfax*), y seis especies de peces cartilagosos: raya águila (*Aetobatus laticeps*), tiburón sedoso (*Carcharhinus falciformis*), tiburón de Galápagos (*Carcharhinus galapagensis*), tiburón aletiblanco de arrecife (*Triaenodon obesus*), tiburón ballena (*Rhincodon typus*) y tiburón martillo (*Sphyrna lewini*). En términos generales, se observó una tendencia negativa no significativa en la abundancia relativa a través del tiempo para la mayoría de las especies evaluadas, exceptuando *A. laticeps* y *T. obesus*, las cuales mostraron tendencias positivas no significativas. El tiburón martillo (*S. lewini*) fue la única especie que mostró una disminución estadísticamente significativa de su abundancia a través del tiempo. Los resultados de este estudio evidencian la necesidad apremiante de establecer medidas más eficientes de manejo y de regulación pesquera, que promuevan la conservación de especies importantes de peces no sólo dentro del santuario sino a lo largo del Pacífico Oriental Tropical.

PALABRAS CLAVE: Área marina protegida, Abundancia relativa, Frecuencia de observación, Pacífico Oriental Tropical.

ABSTRACT

To determine trends over time in the relative abundance of species prioritized in the Malpelo Fauna and Flora Sanctuary Management Plan, underwater visual censuses were done from April 2009 to August 2019. Data were collected for five species of bonefish: bluefin trevally (*Caranx melampygus*), longfin yellowtail (*Seriola rivoliana*), yellowfin tuna (*Thunnus albacares*), leather bass (*Dermatolepis dermatolepis*) and sailfin grouper (*Mycteroperca olfax*), and six cartilaginous fish: spotted eagle ray (*Aetobatus laticeps*), silky shark (*Carcharhinus falciformis*), Galapagos shark (*Carcharhinus galapagensis*), whitetip reef shark (*Triaenodon obesus*), whale shark (*Rhincodon typus*) and scalloped hammerhead shark (*Sphyrna lewini*). A negative non-significant trend in abundance through time was observed for most of the evaluated species, except *A. laticeps* and *T. obesus*, which showed positive non-significant trends. The hammerhead shark (*S. lewini*) was the only species that showed a statistically significant decrease in abundance over time. The results of this study highlight the urgent need to establish more effective fisheries management and regulation measures that promote the conservation of important fish species, not just inside the sanctuary but also within the Tropical Eastern Pacific.

KEYWORDS: Marine protected area, Relative species abundance, Frequency of observation, Tropical Eastern Pacific.

DOI: <https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2021.50.1.1084>

Publicado por INVEMAR

Este es un manuscrito de acceso abierto bajo la licencia CC Reconocimiento-No Comercial-Compartir Igual

Published by INVEMAR

This is an open Access article under the CC BY-NC-SA

INTRODUCCIÓN

Los peces óseos y cartilagosos son organismos clave en los ecosistemas que habitan, ya que juegan papeles importantes y únicos que permiten mantener las relaciones tróficas estables y representan un indicador de la salud del ecosistema (Jennings y Kaiser, 1998; Navia *et al.*, 2017). Al eliminar estas especies se puede generar un desequilibrio importante, impacto que puede extenderse a otras especies y, por ende, provocar el colapso de todo el ecosistema (Navia *et al.*, 2007, 2012, 2016; Bornatowski *et al.*, 2014; Dulvy *et al.*, 2014). Particularmente, los peces cartilagosos o elasmobranchios (tiburones y rayas) poseen características que los hace un grupo especialmente vulnerable comparado con algunos peces óseos (Stevens *et al.*, 2000; Myers y Worm, 2005), ya que presentan un ciclo de vida lento y poco resiliente (Bonfil, 1997; Lucifora, 2003; Ladino, 2014).

Existe un consenso a nivel mundial sobre el aumento en la degradación de los ecosistemas marinos y el colapso de la mayoría de las poblaciones de peces, principalmente debido a la sobreexplotación pesquera (Dulvy *et al.*, 2014; White *et al.*, 2015). Según un informe de las Naciones Unidas, la pesca ilegal y no reglamentada, sumada a los efectos de la creciente acidificación de los océanos, cambio climático y el aumento de la eutrofización, representan las mayores amenazas para las especies marinas; dicho informe resalta que la fracción de los stocks pesqueros biológicamente sostenibles ha disminuido de 90% a 66,9% entre 1974 y 2015 (United Nations, 2019). A pesar de esta crítica situación, los países suelen tener dificultades a la hora de tomar acciones concretas de conservación, debido a la falta de información acerca de las tendencias en el estado de las poblaciones de especies vulnerables y a la deficiencia en el establecimiento de regulaciones pesqueras. Es por este motivo que una de las estrategias más comunes que se ha desarrollado para la conservación de estas especies son las áreas marinas protegidas (AMP) (Graham *et al.*, 2003). Esta medida de conservación consiste en establecer legalmente sectores con diversos propósitos, entre los cuales se pueden destacar la protección de especies y hábitats marinos, la restauración de reservas pesqueras y la administración de actividades turísticas (Pomeroy, 2007). Se ha demostrado que en estas AMP la diversidad y biomasa de grandes peces suelen ser superiores a las de zonas aledañas, dependiendo de factores del AMP tales como tamaño, antigüedad y tipo de protección (Edgar, 2011; Edgar *et al.*, 2014). Inclusive son numerosos los casos donde los beneficios son percibidos por las comunidades colindantes, pues el denominado “efecto rebose” fomenta el flujo de peces desde la AMP hasta las zonas aledañas, donde pueden ser

INTRODUCTION

Bony and cartilaginous fishes are essential in the ecosystems they live in because they play important roles that allow maintaining stable trophic relations and they represent an indicator of the ecosystem health (Jennings and Kaiser, 1998; Navia *et al.*, 2017). Eliminating these species could cause an important imbalance that can extend to other species and, therefore, cause the whole system to collapse (Navia *et al.*, 2007; Navia *et al.*, 2012; Bornatowski *et al.*, 2014; Dulvy *et al.*, 2014; Navia *et al.*, 2016). Particularly, cartilaginous fish or elasmobranchs (sharks and manta rays) have characteristics that make them an especially vulnerable group compared to some bony fish (Stevens *et al.*, 2000; Myers and Worm, 2005), because they show a slow and little resilient lifecycle (Bonfil, 1997; Lucifora, 2003; Ladino, 2014).

There is a world side consensus about the increasing degradation of the marine ecosystems the collapse of most fish populations, mainly due to fishing overexploitation (Dulvy *et al.*, 2014; White *et al.*, 2015). According to a United Nations reports, illegal and unregulated fishing, together with the effects of the growing acidification of the oceans, climate change, and eutrophication, represent the greatest threats for the marine species; the mentioned report highlights that the fraction of biologically sustainable fishing stocks has decreased from 90 % to 66.9 % between 1974 and 2015 (United Nations, 2019). Despite this critical situation, countries often have difficulties when taking concrete conservation actions, due to the lack of information about the trends in the status of vulnerable populations, and the deficiency in establishing fishing regulations. This is why one of the most common strategies developed to preserve these species are marine protected areas (MPA) (Graham *et al.*, 2003). This preservation measure consists of legally establishing sectors with different purposes, among which the protection of marine species and habitats, the restoration of fishing reserves, and the administration of tourist activities, can be highlighted (Pomeroy, 2007). It has been proved that diversity and big fish biomass in these MPA are often superior to those of nearby areas, depending on MPA factors such as size, antiquity, and type of protection (Edgar, 2011; Edgar *et al.*, 2014). Even the cases where benefits are perceived by neighboring communities are numerous because the so-called “overflow effect” fosters the fish flow from MPA Marine Protected Area to the surrounding areas where they can be sustainably used (Graham *et al.*, 2003; Grüss *et al.*, 2011; Graham and McClanahan, 2013; Stuart-Smith *et al.*, 2013).

aprovechados sosteniblemente (Graham *et al.*, 2003; Grüss *et al.*, 2011; Graham y McClanahan, 2013; Stuart-Smith *et al.*, 2013).

El Santuario de Fauna y Flora Malpelo (SFF Malpelo) es un AMP de gran importancia a nivel regional, pues representa un punto de conectividad entre ecosistemas costeros y oceánicos. Adicionalmente, hoy en día es mundialmente reconocida por albergar una gran diversidad y abundancia de organismos marinos, entre los que se destacan particularmente los grandes cardúmenes de tiburón martillo (*Sphyrna lewini*) y tiburón sedoso (*Carcharhinus falciformis*). Esta AMP, junto con La Reserva Natural de Galápagos (Ecuador), el Parque Nacional Isla del Coco (Costa Rica), el Parque Nacional Natural Gorgona (Colombia) y el Parque Nacional Coiba (Panamá), componen el Corredor Marino del Pacífico Oriental Tropical (CMAR), iniciativa que busca promover el aprovechamiento sostenible de la diversidad biológica en el área alrededor de estas AMP (CMAR, 2015).

Lamentablemente, alrededor del mundo la mayoría de las AMP carecen de datos periódicos o registros históricos que permitan conocer el impacto a largo plazo sobre las especies y ecosistemas que estas áreas pretenden proteger (Barnett *et al.*, 2012). Esto es debido a limitaciones económicas y logísticas que tienden a incrementarse en islas oceánicas como Malpelo. No obstante, en el SFF Malpelo se ha logrado realizar monitoreos anuales de su fauna con el fin de establecer sus tendencias poblacionales. En el presente estudio se evalúan y discuten los valores de abundancia relativa y frecuencias de observación para once especies de peces monitoreadas durante once años (2009 – 2019). Las especies monitoreadas fueron: el jurel azul (*Caranx melampygus*), el bravo (*Seriola rivoliana*), el atún aletiamarillo (*Thunnus albacares*), la cherna (*Dermatolepis dermatolepis*), el mero (*Mycteroperca olfax*), la raya águila (*Aetobatus laticeps*), el tiburón sedoso (*Carcharhinus falciformis*), el tiburón de Galápagos (*Carcharhinus galapagensis*), el tiburón aletiblanco de arrecife (*Triaenodon obesus*), el tiburón ballena (*Rhincodon typus*) y el tiburón martillo (*Sphyrna lewini*). Los resultados de este estudio serán útiles para evaluar y mejorar la efectividad del manejo y las medidas de conservación actuales de estas poblaciones en el SFF Malpelo.

ÁREA DE ESTUDIO

El SFF Malpelo posee actualmente 2'709 600 ha de extensión, dentro de las cuales la Isla de Malpelo (4 °0 'N, 81°36'W) es la única parte emergida. Malpelo se encuentra en el Pacífico Oriental Tropical (POT) a 490 km de la costa

The Malpelo Fauna and Flora Sanctuary (Malpelo FFS) is a MPA of great importance at the regional level because it represents a connection point between coastal and oceanic ecosystems. Besides, it is worldwide recognized for harboring large diversity and abundance of marine organisms, among which the large shoals of sharks such as the hammerhead shark (*Sphyrna lewini*) and the silky shark (*Carcharhinus falciformis*) can be particularly highlighted. This PMA, along with the Galapagos Natural Reserve (Ecuador), the National Park Isla del Coco (Costa Rica), the National Natural Park Gorgona (Colombia), and the National Park Coiba (Panamá), form the Eastern Tropical Pacific Marine Corridor (CMAR), an initiative that seeks to promote the sustainable use of the biological diversity in the area surrounding these Marine Protected Area MPA (CMAR, 2015).

Unfortunately, most MPA around the world lack periodical data or historical records that allow knowing the long-term impact on the species and ecosystems that these areas intend to protect (Barnett *et al.*, 2012). This occurs due to economic and logistic limitations that tend to increase at oceanic islands such as Malpelo. However, annual monitoring of its fauna has been made in the Malpelo FFS to establish its population trends. This research evaluates and discusses the relative abundance values and the frequencies of observation for eleven species of fish monitored for eleven years (2009-2019). The monitored species were: the bluefin trevally (*Caranx melampygus*), the longfin yellowtail (*Seriola rivoliana*), the yellowfin tuna (*Thunnus albacares*), the bass (*Dermatolepis dermatolepis*), the sailfin grouper (*Mycteroperca olfax*), the eagle ray (*Aetobatus laticeps*), the silky shark (*Carcharhinus falciformis*), the Galapagos shark (*Carcharhinus galapagensis*), the whitetip reef shark (*Triaenodon obesus*), the whale shark (*Rhincodon typus*), and the scalloped hammerhead (*Sphyrna lewini*). The results of this research will be useful to evaluate and improve the effectiveness of management and the current preservation actions of these populations at the Malpelo FFS.

STUDY AREA

The Malpelo FFS is currently 2,709,600 ha in size, within which the Malpelo Island (4° 0' N, 81° 36' W) is the only emerged part. Malpelo is located in the Eastern Tropical Pacific (ETP) 490 km away from the Colombian coast of Buenaventura (Figure 1). The island is surrounded by eleven pinnacles, it is 1.2 km² in size, and it is the summit of an underwater mountain range that rises from

colombiana de Buenaventura (Figura 1). La isla está rodeada por once pináculos y tiene una extensión de 1,2 km², siendo la cima de una cordillera submarina que se eleva desde los 4 000 m de profundidad (Keisser y Hoffman, 1975; Caita y Guerrero, 2000). En cuanto a sus condiciones oceanográficas, existen cuatro corrientes que influyen en Malpelo: la Contracorriente Ecuatorial del Norte, la Contracorriente Ecuatorial del Sur, la Corriente de Colombia y la Corriente Ciclónica de Panamá. Debido a sus interacciones, es posible diferenciar dos épocas claras: una de aguas frías y otra de aguas cálidas. La primera va de enero a abril, presentando temperaturas superficiales de alrededor de 23 °C, mientras que la época de aguas cálidas va de mayo a diciembre, cuando en promedio las temperaturas están alrededor de 27 °C (Rodríguez-Rubio y Giraldo, 2011).

MATERIALES Y MÉTODOS

Fase de campo

Los datos usados en el estudio provienen de los censos visuales submarinos (CVS) desarrollados por el grupo de monitoreo de peces del SFF Malpelo, en inmersiones de alrededor de 60 minutos entre 2009 y 2019. Estos censos fueron hechos por buzos previamente entrenados para la identificación de fauna del Santuario, registrando la abundancia de algunas especies priorizadas como Valores Objeto de Conservación (VOC), la zona de muestreo, la fecha, la hora, la temperatura, la visibilidad y el tiempo de buceo (Schmitt *et al.*, 2002; Auster *et al.*, 2005). Durante las inmersiones los datos fueron tomados siempre por el buzo más experimentado y fueron sus conteos los que se tuvieron en cuenta para registrar en los censos

4,000 m depth (Keisser and Hoffman, 1975; Caita and Guerrero, 2000). Regarding its oceanographic conditions, four currents influence Malpelo: the North Equatorial Counter Current, the South Equatorial Counter Current, the Colombia Current, and the Panama Cyclonic Current. Due to their interactions, it is possible to differentiate two clear seasons: one of the cold waters and another one of the warm waters. The first season runs from January to April, showing superficial temperatures around 23 °C, while the warm waters season runs from May to December when average temperatures fall around 27 °C (Rodríguez-Rubio and Giraldo, 2011).

MATERIALS AND METHODS

Field Stage

Data used in the study come from the submarine visual census (SVC) developed by the group of fish monitoring of the Malpelo FFS, in dives of about 60 minutes between the years 2009 and 2019. These censuses were made by divers previously trained for the identification of fauna of the Sanctuary, recording the abundance of some species prioritized as Values Object of Conservation (VOC), the sampling area, the date, the time, the temperature, the visibility, and the diving time (Schmitt *et al.*, 2002; Auster *et al.*, 2005). The most experienced diver always did the data collection during dives, and those counts were taken into account to record the respective census to avoid overestimations. Despite there are 32 diving sites in Malpelo, in each dive it is possible to monitor only 5-7 of

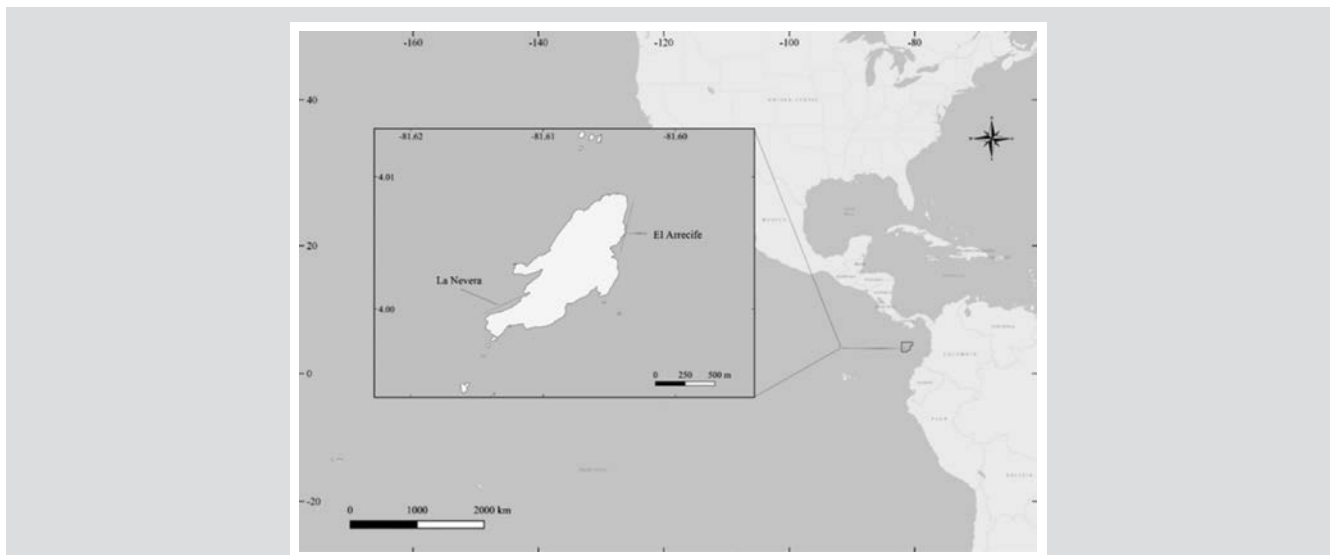


Figura 1. Ubicación del SFF Malpelo en el Pacífico colombiano.

Figure 1. Location of SFF Malpelo in the Colombian Pacific.

respectivos con el propósito de evitar sobre estimaciones. A pesar de que en Malpelo existen 32 sitios de buceo, en cada salida solo es posible monitorear entre 5-7 de ellos. Condiciones como las fuertes corrientes y el oleaje del área hacen que estas zonas monitoreadas sean altamente variables y dependientes de las condiciones climáticas de cada día. Más del 75 % de los monitoreos de cada expedición fueron realizados en los sitios conocidos como El Arrecife y La Nevera (Figura 1), que son las zonas más protegidas del oleaje y las más biodiversas, ya que en ellas se han observado las mayores formaciones coralinas del área y numerosas estaciones de limpieza. Los recorridos en El Arrecife y en La Nevera siempre son los mismos, variando únicamente la dirección según la corriente. Por lo anterior, en el presente estudio solo fueron utilizados y analizados los datos de estos dos sitios de buceo. El esfuerzo de muestreo, representado en horas de buceo por año, ha aumentado en los últimos años (Figura 2) debido a que, en adición a las expediciones científicas, el sector turístico realizó viajes de ciencia ciudadana, permitiendo que los investigadores aumentaran el número de inmersiones en los últimos cuatro años y así obtener datos valiosos.

Procesamiento de datos

En primer lugar, se seleccionaron las once especies de interés basados en el Plan de Manejo del SFF Malpelo. La matriz de datos fue filtrada hasta obtener solo los datos de El Arrecife y La Nevera.

Para cada año se obtuvo la frecuencia de observación con el propósito de evaluar variaciones en la probabilidad de avistamiento de las especies de interés. Para ello se contó el número de inmersiones realizadas y el porcentaje que representaron los buceos en los cuales el conteo de individuos fue mayor a cero, es decir en los que hubo avistamiento.

Para el cálculo de abundancia relativa (individuos avistados/hora de buceo) se tuvo como base el número de individuos observados dividido en el tiempo de buceo en horas (Soler *et al.*, 2013). Posteriormente, se promediaron los datos de El Arrecife y La Nevera para cada especie y se obtuvo un dato de abundancia relativa por expedición. Para cada año, se promediaron por separado los datos de las expediciones realizadas durante época cálida y época fría debido a las grandes oscilaciones en abundancia que presentan varias especies dependiendo de la época. En este sentido, el valor de abundancia relativa registrado para cada año de muestreo corresponde a un promedio entre épocas cálida y fría.

Con el fin de examinar las tendencias de las poblaciones a lo largo del tiempo, se graficó la abundancia relativa anual de cada especie durante los once años de

them. Conditions such as the strong currents and the swell in the area make these monitored areas highly variable and dependent on the daily climate conditions. More than 75 % of the monitoring in each expedition was made in the sites known as El Arrecife and La Nevera (Figure 1), which are the areas most protected against swell and diverse, because the largest coralline formations, and many cleaning stations, have been observed there. The routes in El Arrecife and La Nevera are always the same, changing only the direction according to the current. Because of the above, this study only used and analyzed data from these two diving sites. The sampling effort, represented in diving hours per year, has increased during the last years (Figure 2) because, besides the scientific expeditions, the tourist sector carried out citizen science trips, allowing the researchers to increase the number of dives during the last four years to obtain valuable data.

Data processing

In the first place, the eleven species of interest were selected, based on the Malpelo FFS Management Plan. The data matrix was filtered until obtaining only data from El Arrecife and La Nevera.

The frequency of observation for each year was obtained to evaluate variations in the probability of sighting of the species of interest. For that purpose, the number of dives made was counted and the percentage represented by dives where the count of individuals was greater than zero, i.e., when there was a sighting.

The calculation of relative abundance (sighted individuals/diving hour) was based on the number of sighted individuals divided by the diving time in hours (Soler *et al.*, 2013). Then, data from El Arrecife and La Nevera were averaged for each species and a single datum of abundance per expedition was obtained for each species. Data from the expeditions conducted during warm and cold seasons were separately averaged for each year due to the great oscillations in abundance that various species show depending on the season. In this sense, the value of relative abundance recorded for each sampling year corresponds to an average between warm and cold seasons.

To examine the population trends over time, the annual relative abundance of each species during the eleven years of data collection was graphed, and for the statistical analysis, a linear regression test was carried out between abundances and years, having always N=11 for the eleven sampling years. Habits and distribution of the evaluated species were taken into account for the interpretation of

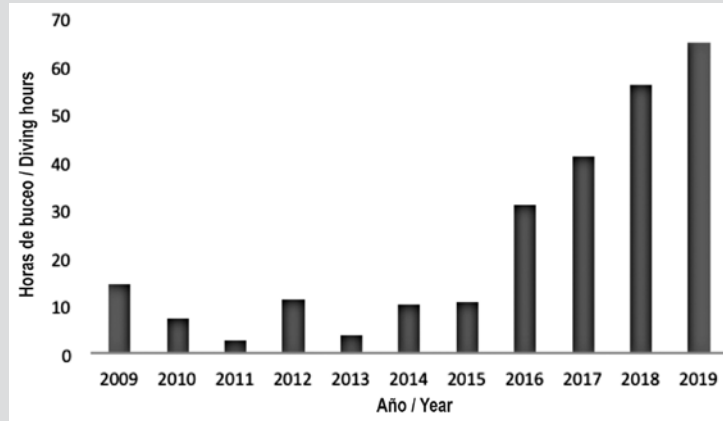


Figura 2. Esfuerzo de muestreo (horas de buceo/año) durante los monitoreos de fauna marina en los sectores de El Arrecife y La Nevera entre 2009-2019 en el SFF Malpelo.

Figure 2. Sampling effort (diving hours/year) during monitoring of marine fauna in the sectors El Arrecife and La Nevera between 2009-2019 in the Malpelo FFS.

recolección de datos y para el análisis estadístico se realizó una prueba de regresión lineal entre las abundancias y los años, siempre teniendo un $N=11$ por los once años de muestreo. Para la interpretación de los resultados se tuvieron en cuenta los hábitos y distribución de las especies evaluadas. Las especies se separaron en tres grupos: 1) peces asociados al arrecife, 2) especies altamente pelágicas y móviles de difícil monitoreo, y 3) especies de elasmobranchios que son comunes y con algún grado de residencia dentro del santuario.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La abundancia de todas las especies fue altamente variable entre los años, en contraste con la frecuencia de observación que fue más estable (Figuras 3, 4 y 5). En general se observaron tendencias negativas, aunque no significativas, en la abundancia relativa de las especies evaluadas a través del tiempo, exceptuando a *Aetobatus laticeps* y *Triaenodon obesus*, las cuales mostraron tendencias positivas (Figura 5a, c).

Los peces asociados al arrecife y con hábitos gregarios mostraron una tendencia a disminuir su abundancia a través de los años, pero esta no fue significativa en ningún caso *S. rivoliiana* ($r = -0,534$, $P = 0,09$), *M. olfax* ($r = -0,475$, $P = 0,140$), *C. melampygus* ($r = -0,271$, $P = 0,419$) y *D. dermatolepis* ($r = -0,275$, $P = 0,413$). No obstante, todas las especies en este grupo tuvieron frecuencias de observación de más del 80 % en la mayoría de los años (Figura 3b, d, f, h), las cuales pueden ser explicadas por el uso que estas especies hacen de los arrecifes. Por ejemplo, especies como *C. melampygus*, *D. dermatolepis*, *S. rivoliiana* y *M. olfax* forman agregaciones alimenticias siguiendo la actividad de forrajeo y caza de otras especies como la morena *Gymnothorax dovii* (Quimbayo

the results. Species were separated into three groups: 1) fish associated with the reef, 2) highly pelagic and mobiles species, hard to monitor, and 3) elasmobranchs species that are common and with some degree of residence in the sanctuary.

RESULTS AND DISCUSSION

The abundance of all species was highly variable among years, in contrast to the observation frequency that was less variable (Figures 3, 4, and 5). In general, negative trends were observed, though not significant, in the relative abundance of the evaluated species over time, except *Aetobatus laticeps* and *Triaenodon obesus*, which showed positive trends (Figure 5a, c).

Fish associated with the reef, and with gregarious habits, showed a trend to decrease their abundance over the years, but this was not significant in any case *S. rivoliiana* ($r = -0.534$, $P = 0.09$), *M. olfax* ($r = -0.475$, $P = 0.140$), *C. melampygus* ($r = -0.271$, $P = 0.419$) and *D. dermatolepis* ($r = -0.275$, $P = 0.413$). However, all the species in this group had observation frequencies greater than 80 % in most of the years (Figure 3b, d, f, h), which can be explained by the use these species make of the reef. For instance, species such as *C. melampygus*, *D. dermatolepis*, *S. rivoliiana*, and *M. olfax* form food aggregations following foraging and hunting activities of other species such as moray eel *Gymnothorax dovii* (Quimbayo *et al.*, 2014). These interspecific associations, added to the search for shelter, suggest that their association with the coralline formations of Malpelo is important, a reason for the continued sightings in these diving sites. These species are observed constantly

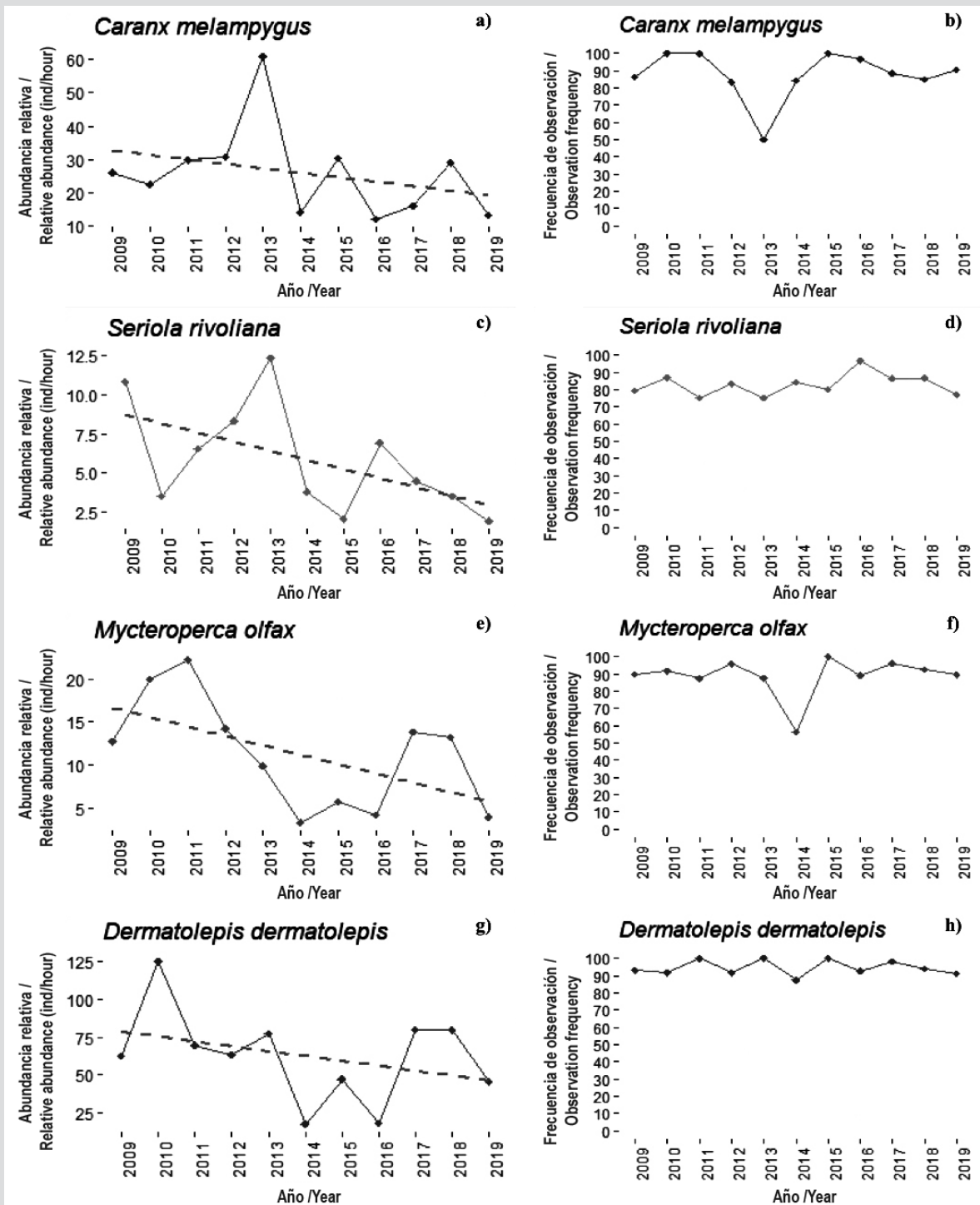


Figura 3. Abundancia relativa promedio (individuos/horas de buceo) y frecuencia de avistamientos entre 2009 – 2019 para *C. melampygus*, *S. rivoliana*, *M. olfax* y *D. dermatolepis* en el SFF Malpelo.

Figure 3. Average relative abundance (individuals/diving time) and sighting frequency between 2009-2019 for *C. melampygus*, *S. rivoliana*, *M. olfax*, and *D. dermatolepis* in the SFF Malpelo.

et al., 2014). Estas asociaciones interespecíficas, sumado a la búsqueda de refugio, sugieren que es importante su asociación con las formaciones coralinas de Malpelo, razón por la cual se mantienen los avistamientos constantes en estos sitios de buceo. Estas especies son observadas constantemente asociadas a las

associated with the coralline formations of Malpelo in their young and adult stages, but their larval behavior is unknown and it is assumed that larvae connect Malpelo's populations to those of other areas within the ETP, thanks to currents that disperse them (Wood *et al.*, 2016). In surrounding

formaciones coralinas en Malpelo en sus estadios de juvenil y adulto, pero se desconoce su comportamiento larvario y se presume que las larvas conectan a las poblaciones de Malpelo con las de otras áreas dentro del POT gracias a corrientes que las dispersan (Wood *et al.*, 2016). En zonas aledañas como Galápagos, poblaciones de *M. olfax* han registrado cambios significativos en la presencia y talla de grandes individuos reproductivos, exponiendo la sobre explotación que sufre esta especie a nivel local (Usseglio *et al.*, 2016). Considerando que estas especies habitan el CMAR y sus distribuciones incluyen áreas marinas fuera del SFF Malpelo, la tendencia de disminución en sus abundancias relativas podría reflejar las presiones que sufren las poblaciones a nivel regional.

En contraste, *T. albacares* mostró abundancias relativas muy bajas, poco fluctuantes (excepto por un pico en 2010) y una tendencia negativa, aunque no significativa ($r = -0,270$, $P = 0,422$). Adicionalmente, la frecuencia de observación varió entre 0 y 30 % a través de los años (Figura 4a, b). El pico observado en 2010 puede explicarse por la presencia de un cardumen mientras se realizaba el censo. Las metodologías para cuantificar individuos de esta especie son limitadas y requieren de esfuerzos adicionales que se salen del alcance de este estudio. Esto es debido, en primer lugar, a que se trata de una especie de pez netamente pelágica que no frecuenta las zonas donde se realizaron los buceos. En segundo lugar, su condición de especie altamente migratoria, que viaja en grupos de cientos o miles de ejemplares (Lan *et al.*, 2013, Bessudo y Lefèvre, 2017), hace que sea una especie difícil de monitorear y cuyos conteos son poco precisos por la dificultad de cuantificar individuos en grupos tan numerosos.

Limitaciones similares a las anteriores se encontraron al monitorear el tiburón sedoso (*Carcharhinus falciformis*), especie para la cual no se observó una tendencia significativa ($r = 0,210$, $P = 0,535$; Figura 4c). Se observó con una frecuencia que no superó 30 %, excepto en el año 2016 cuando alcanzó valores cercanos al 60 % (Figura 4d). Dichos resultados son poco concluyentes y deben ser examinados con cautela teniendo en cuenta la dificultad de monitorear especies como esta, con hábitos oceánicos que además no es residente de Malpelo y presenta alta movilidad en grupos muy numerosos, difíciles de contar. Es importante resaltar que los grandes cardúmenes suelen ser observados exclusivamente entre mayo y octubre (Bessudo y Lefèvre, 2017) y no suelen acercarse a las zonas como El Arrecife y La Nevera, sino que frecuentan un bajo al norte de Malpelo conocido como El Acuario, que no fue incluido dentro del estudio por las condiciones de buceo que lo hacen un lugar complejo para la toma de datos.

areas such as Galapagos, populations of *M. olfax* had undergone significant changes in the presence and size of big reproductive individuals exposing the overexploitation this species suffers at the local level (Usseglio *et al.*, 2016). Taking into account that these species live in CMAR and their distributions include marine areas outside Malpelo FFS, the decreasing trend of their relative abundances could reflect the pressures that populations undergo at the regional level.

In contrast, *T. albacares* showed very low relative abundances, little fluctuant, (except by a peak in 2010), and a negative trend, although not significant ($r = -0.270$, $P = 0.422$). In addition, the observation frequency varied between 0 and 30 % over the years (Figure 4a, b). The peak observed in 2010 can be explained by the presence of a shoal while the census was carrying out. The methodologies to count individuals of this species are limited and require additional effort beyond the scope of this study. This occurs due to, in the first place, the fact that it is a purely pelagic species that do not frequent the areas where dives were made. In the second place, its condition of highly migratory species, traveling in hundreds or thousands of individuals (Lan *et al.*, 2013, Bessudo and Lefèvre, 2017), makes it a hard to monitor species, which counts are little accurate due to the difficult of quantifying individuals in groups so large.

Limitations similar to the above were found when monitoring the silky shark (*Carcharhinus falciformis*), species that showed no significant trend ($r = 0.210$, $P = 0.535$; Figure 4c). It was observed with a frequency lesser than 30 %, except in 2016 when reached values close to 60 % (Figure 4d). Such results are inconclusive and must be carefully examined taking into account the difficult in monitoring species like this one, with oceanic habits, that does not reside permanently in Malpelo and highly mobile in large groups, hard to count. It is important to highlight that large shoals are often observed exclusively between May and October (Bessudo and Lefèvre, 2017) and they do not use to come close to areas such as El Arrecife and La Nevera, but they frequent a shallow area to the north of Malpelo known as El Acuario, which was not included in the study due to the diving conditions that make it a complex place for data collecting.

Highly mobile species such as the whale shark (*Rhincodon typus*) are also hard to monitor. In this study, their relative abundance was highly fluctuating, with no significant trends ($r = -0.068$, $P = 0.843$), and with a very low observation frequency, always less than 20 % (Figure

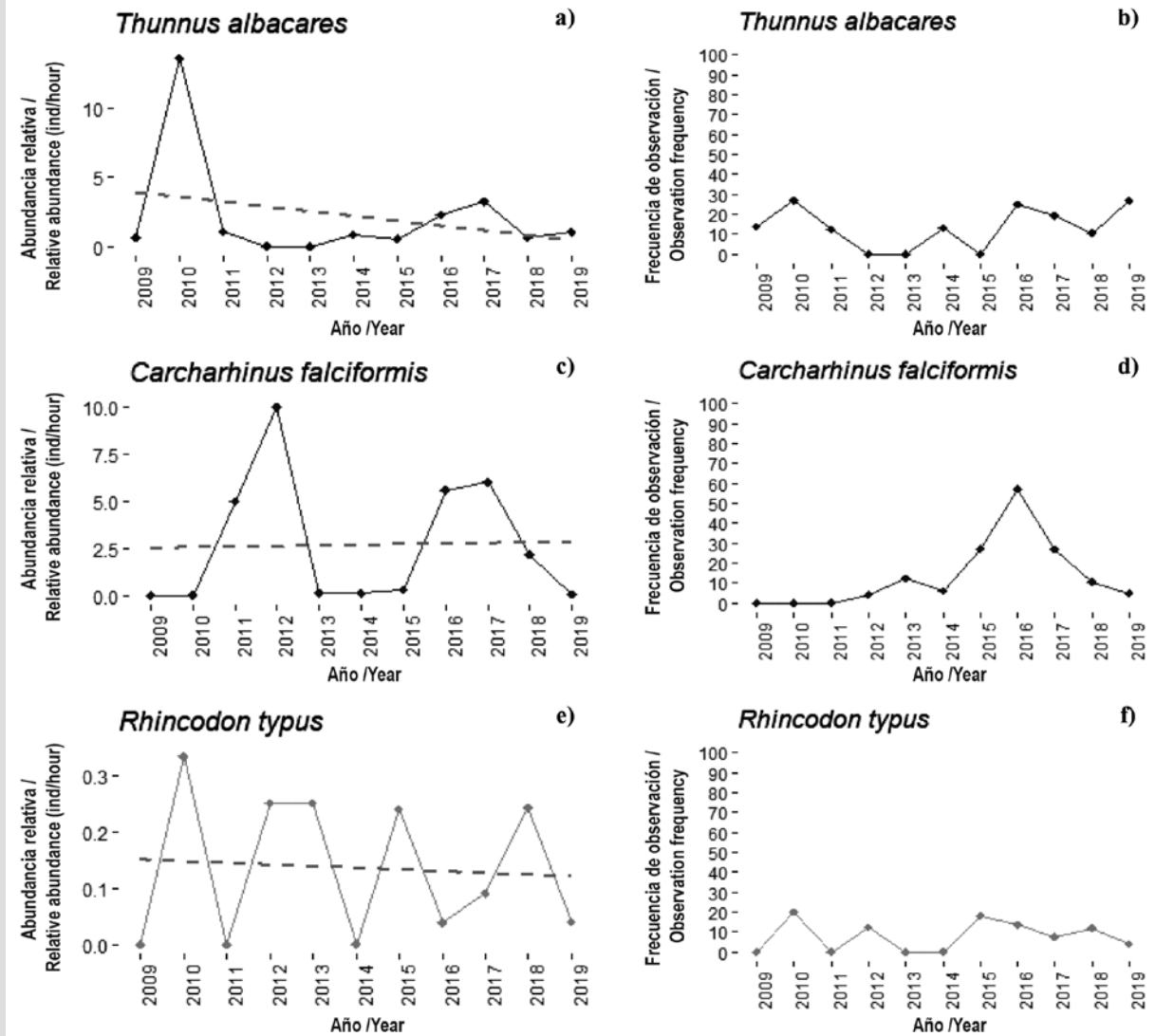


Figura 4. Abundancia relativa promedio (individuos/horas de buceo) y frecuencia de avistamientos entre 2009 – 2019 para *T. albacares*, *C. falciformis* y *R. typus* en el SFF Malpelo.

Figure 4. Average relative abundance (individuals/diving hours) and sighting frequency between 2009-2019 for *T. albacares*, *C. falciformis*, and *R. typus* in the Malpelo FFS.

Especies altamente móviles como el tiburón ballena (*Rhincodon typus*) son también difíciles de monitorear. En el presente estudio su abundancia relativa fue altamente fluctuante, sin tendencias significativas ($r = -0,068$, $P = 0,843$) y con una frecuencia de observación muy baja, siendo siempre menor al 20% (Figura 4e, f). En Malpelo se pueden observar ocasionalmente individuos solitarios y de paso que residen entre una y dos semanas entre junio y septiembre (Bessudo *et al.*, 2016). Los resultados reflejan una abundancia baja y variable con una frecuencia de observación que es también consistentemente baja. Esto podría ser explicado por el hecho de que es una especie solitaria, pelágica y migratoria.

Por otro lado, se observaron tendencias ligeramente positivas no significativas en las abundancias relativas de

43e, f). Solitary and transient individuals who stay one or two weeks between June and September (Bessudo *et al.*, 2016) can be occasionally observed in Malpelo. Results show a variable and low abundance with an observation frequency also consistently low. This could be explained by the fact that it is a solitary, pelagic, and migratory species.

On the other hand, not-significant slightly positive trends were observed in the relative abundances of *A. laticeps* ($r = 0.075$, $P = 0.827$) and *T. obesus* ($r = 0.329$, $P = 0.323$) populations, accompanied by an increase in the observation frequency (Figure 5 a, b, c, d). Both the eagle ray and the whitetip reef shark are species with solitary habits or small aggregations in Malpelo (Bessudo and Lefèvre, 2017). *A. laticeps* tends to reach sexual maturity relatively

poblaciones de *A. laticeps* ($r = 0,075$, $P = 0,827$) y *T. obesus* ($r = 0,329$, $P = 0,323$), acompañadas de un aumento en la frecuencia de observación (Figura 5 a, b, c, d). Tanto la raya águila como el tiburón aletiblanco de arrecife son en Malpelo especies con hábitos solitarios o de agregaciones poco numerosas (Bessudo y Lefèvre, 2017). *Aetobatus laticeps* tiende a alcanzar la madurez sexual relativamente temprano en comparación con otros elasmobranchios (Schluessel *et al.*, 2010) y a pesar de ser la raya más común de Malpelo, hasta la fecha no se han realizado estudios de movilidad y distribución de la especie dentro del AMP. Sin embargo, se ha planteado la hipótesis de que podría ser residente con base en avistamientos durante todo el año y registros de individuos en todos sus estadios de desarrollo, incluso se han documentado hembras teniendo crías (Bessudo y Lefèvre, 2017). Así mismo, *T. obesus* es uno de los tiburones más comunes en los ecosistemas de coral del POT y con tendencia a la filopatría (Randall, 1977; Peñaherrera *et al.*, 2012; Mejía-Falla *et al.*, 2014). Estudios con telemetría acústica han revelado altos periodos de permanencia dentro del AMP y, de hecho, es probable que tenga todo su ciclo de vida dentro del santuario, pues se han observado en todos sus estadios de vida (Ladino *et al.*, 2016). En un estudio anterior se reportaron comportamientos estables para estas dos especies (Soler *et al.*, 2013), por lo que estos registros, sumados a los aumentos sutiles que se han registrado en cuanto a abundancia relativa y frecuencia de encuentro en ambas especies, sugieren que Malpelo podría representar un lugar clave en la recuperación y posible reproducción de estas especies.

El tiburón de Galápagos (*Carcharhinus galapagensis*), a pesar de mostrar una frecuencia de observación altamente fluctuante (Figura 5e, f), presentó una tendencia negativa no significativa en su abundancia relativa ($r = -0,472$, $P = 0,143$). En Malpelo suele ser común encontrárselo durante todo el año en pequeños grupos de menos de tres individuos, aunque ocasionalmente se han visto congregaciones de hasta 40 individuos en frenesí reproductivo (Bessudo y Lefèvre, 2017). Los resultados sugieren que durante los buceos es alta la probabilidad de encontrarse con individuos de esta especie, aunque con el paso de los años parece que estos encuentros son con grupos cada vez más pequeños. Es importante tener en cuenta la movilidad de esta especie al evaluar los datos obtenidos, se ha postulado que su ámbito doméstico es menor a 150 km^2 (Kohler y Turner, 2001; Holzwarth *et al.*, 2006; Meyer *et al.*, 2010) y algunos animales marcados con telemetría satelital y acústica mostraron amplios periodos de residencia (Ladino *et al.*, 2016), aunque también se han registrado algunas migraciones hacia otras islas del CMAR. Estos movimiento se

early compared to other elasmobranchs (Schluessel *et al.*, 2010), and despite being the most common ray in Malpelo, to date, no studies of mobility and distribution of the species within the MPA has been conducted. However, the hypothesis that they could be resident has been posed, based on yearlong sightings and records of individuals at all their development stages, even females were documented having offspring (Bessudo y Lefèvre, 2017). Likewise, *T. obesus* is one of the most common sharks in the ETP's coral ecosystems and trending to philopatry (Randall, 1977; Peñaherrera *et al.*, 2012; Mejía-Falla *et al.*, 2014). Studies with acoustic telemetry have revealed high periods of permanence within MPA and, actually, it likely stays its whole lifecycle within the sanctuary because they have been observed in all their life stages (Ladino *et al.*, 2016). Stable behaviors were reported for these two species in a previous study (Soler *et al.*, 2013), so these records, along with the light increases recorded regarding relative abundance and meeting frequency in both species, suggest that Malpelo could represent a key place in the recovery and possible reproduction for these species.

The Galapagos shark (*Carcharhinus galapagensis*), despite showing a highly fluctuant observation frequency (Figure 5e, f), showed a non-significant negative trend in its relative abundance ($r = -0.472$, $P = 0.143$). It is often common to find it in Malpelo the whole year in small groups of less than three individuals, although occasionally congregations of up to 40 individuals have been seen in a reproductive frenzy (Bessudo and Lefèvre, 2017). Results suggest that during dives there is a high probability of finding individuals of this species, although over the years it seems that these meetings are with smaller and smaller groups. It is important to take into account this species' mobility when evaluating the obtained data; it has been posed that their domestic environment is smaller than 150 km^2 (Kohler and Turner, 2001; Holzwarth *et al.*, 2006; Meyer *et al.*, 2010) and some animals tagged with satellite and acoustic telemetry showed broad residence periods (Ladino *et al.*, 2016), although some migrations towards other islands of CMAR have been recorded. These movements are probably made with reproductive purposes because within the sanctuary individuals of sizes smaller than 120 cm have not been recorded, and besides Malpelo lacks ecosystems such as coasts and estuaries that serve as breeding areas (Ladino *et al.*, 2016). These mobilizations outside MPA could be deemed as a risk factor in which shark groups are exposed to hazards such as fishing, which could cause declines in their populations.

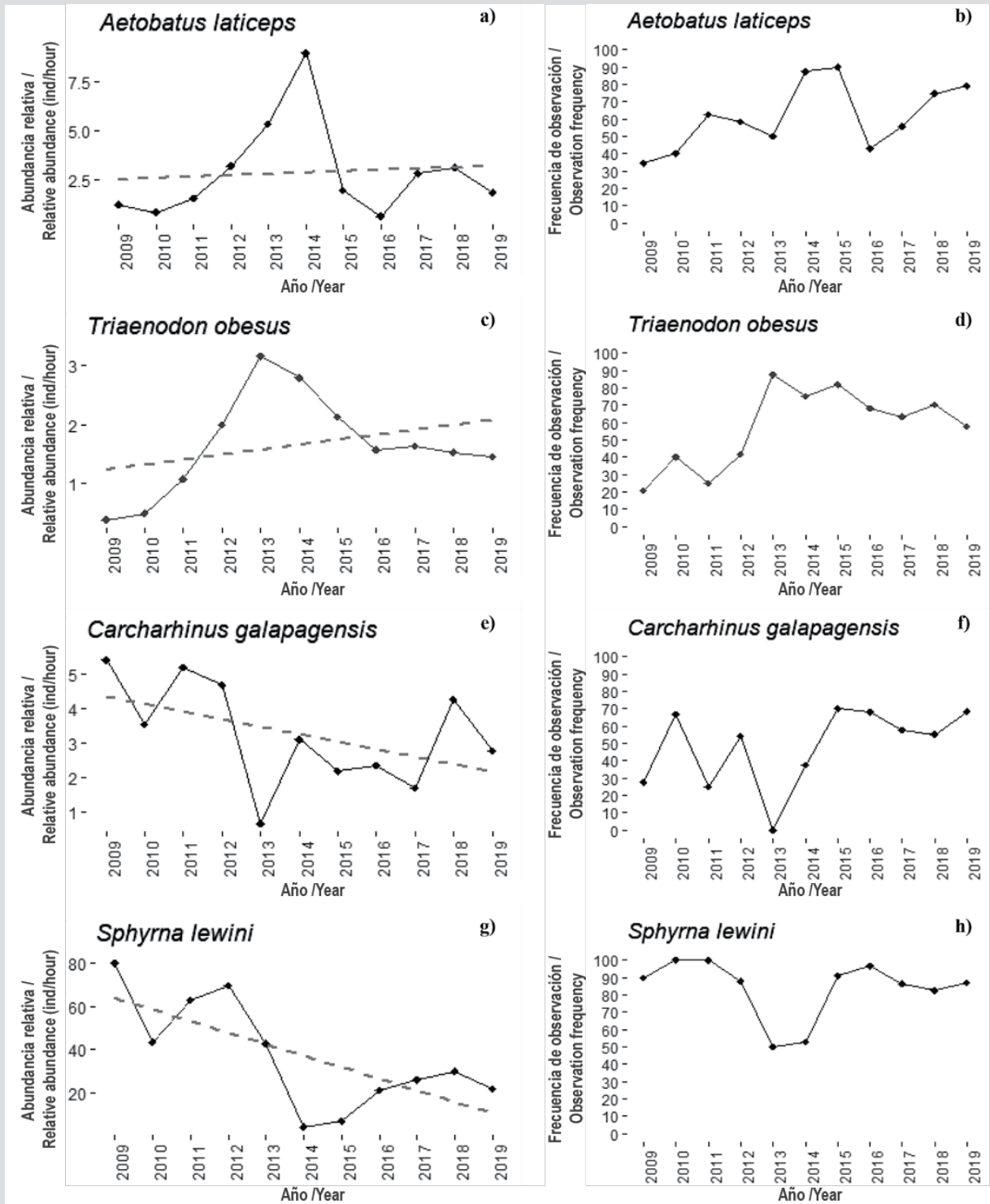


Figura 5. Abundancia relativa promedio (individuos/horas de buceo) y frecuencia de avistamientos entre 2009–2019 para *A. laticeps*, *T. obesus*, *C. galapagensis* y *S. lewini* en el SFF Malpelo.

Figure 5. Average relative abundance (individuals/diving hour) and sighting frequency between 2009–2019 for *A. laticeps*, *T. obesus*, *C. galapagensis*, and *S. lewini* in the Malpelo FFS.

realizan probablemente con fines reproductivos, ya que no se han registrado individuos de tamaños menores a los 120 cm dentro del Santuario y además Malpelo carece de ecosistemas como costas y estuarios que sirvan de áreas de crianza (Ladino

The sanctuary's flagship species, the hammerhead shark (*Sphyrna lewini*), was the only evaluated species that showed a significant decrease in its relative abundance ($r = -0.689$, $P = 0.019$), decreasing in 73.3 % between 2009

et al., 2016). Estas movilizaciones fuera de las AMP podrían considerarse un factor de riesgo en el cual los grupos de tiburones se exponen a peligros como la pesca, la cual podría causar disminuciones en sus poblaciones.

La especie bandera del santuario, el tiburón martillo (*Sphyrna lewini*), fue la única especie evaluada que presentó una disminución significativa en su abundancia relativa ($r = -0,689$, $P = 0,019$), con una disminución de 73,3 % entre 2009 y 2019 (Figura 5g). No obstante, su frecuencia de observación se mantuvo por encima de 80 % (excepto en 2013 y 2014; Figura 5h), lo que quiere decir que en general esta especie se observa muy frecuentemente, pero en grupos que han reducido su número preocupantemente a través de los años. Estos resultados son coherentes con lo reportado en otras islas del CMAR. Por ejemplo, en las islas Galápagos, la abundancia de tiburones martillo disminuyó 50 % entre 1985 y 2015 (Peñaherrera-Palma *et al.*, 2017), y en la isla del Coco se reportó una disminución en la abundancia de alrededor de 43 % entre 1993 y 2013 (Nalesso, 2014; White *et al.*, 2015). Así mismo, en Australia el Departamento de Agricultura de Queensland reportó un descenso poblacional de 73 % entre 2005 y 2016. Esta crítica situación está relacionada con los grandes rangos de movimiento de esta especie. Los estudios de telemetría en la región han demostrado que los tiburones martillo se mueven por todo el POT, entre las islas oceánicas (Bessudo *et al.*, 2011), los montes submarinos (Chávez *et al.*, 2020) y las zonas costeras para tener a sus crías (Quintanilla *et al.*, 2015; Salinas-de-León *et al.*, 2017; Bessudo y Ladino, 2019; Zanella *et al.*, 2019). Esto resalta la necesidad de implementar corredores biológicos protegidos entre las islas del POT (Grüss *et al.*, 2011; Migramar, 2016) y la importancia de identificar y proteger las áreas de crianza de las especies.

CONCLUSIONES

En general se observaron tendencias negativas no significativas en la abundancia relativa de las especies evaluadas, exceptuando a *Aetobatus laticeps* y *Triaenodon obesus*, los cuales mostraron tendencias positivas no significativas.

No se observaron variaciones significativas en las abundancias relativas de especies que aparentemente pasan su ciclo de vida completo en el santuario, lo que puede responder a que Malpelo es un AMP que ha aplicado medidas de manejo como la prohibición de la pesca, la ampliación de su área y el fortalecimiento del control y vigilancia, que tienen como objetivo detener el deterioro de las poblaciones dentro del área.

and 2019 (Figure 5g). However, its observation frequency kept over 80 % (except in 2013 and 2014; Figure 5h), which means that in general this species is frequently observed, but by increasingly smaller groups. These results are coherent with reports in other CMAR islands. For instance, in Galapagos islands, the abundance of hammerhead shark decreased by 50 % between 1985 and 2015 (Peñaherrera-Palma *et al.*, 2017), and in Isla del Coco a decrease in the abundance of around 43 % between years 1993 to 2013 was reported (Nalesso, 2014; White *et al.*, 2015). Likewise, in Australia, Queensland's Agriculture Department reported a population decrease of 73 % between 2005 and 2016. This critical situation is related to the large ranges of movement of this species. Telemetry studies in the region have proved that hammerhead shark move around the whole ETP, between oceanic islands (Bessudo *et al.*, 2011), submarine mountains (Chávez *et al.*, 2020), and coastal areas to have their offspring (Quintanilla *et al.*, 2015; Salinas-de-León *et al.*, 2017; Bessudo and Ladino, 2019; Zanella *et al.*, 2019). This highlights the necessity of implementing protected biologic corridors between the ETP's islands (Grüss *et al.*, 2011; Migramar, 2016) and the importance of identifying and protecting the breeding areas of the species.

CONCLUSIONS

In general, not significant negative trends were observed in the relative abundance of the evaluated species, except *Aetobatus laticeps* y *Triaenodon obesus*, which showed no significant positive trends.

No significant variations were observed in the relative abundance of the species that apparently spend their whole lifecycle in the sanctuary, which may be because Malpelo is MPA that has taken management actions such as prohibiting fishing, broadening the area, and strengthening control and surveillance, which aim at stopping the deterioration of populations in the area.

On the other hand, it is evident a significant decline in the hammerhead shark populations, probably associated with the fact of having very broad domestic environments that surpass the MPA's limits (Costa *et al.* 2012). The results highlight the importance of keeping the monitoring in the long term in an ecosystem like Malpelo because, despite being far from human activities, is not oblivious to the impact such activities are generating in the ocean. Besides, it shows the necessity of protecting



Por otro lado, se evidencia un declive significativo en las poblaciones de tiburón martillo, probablemente asociado al hecho de tener ámbitos domésticos muy amplios que sobrepasan los límites de las AMP (Costa *et al.* 2012). Los resultados dejan en evidencia la importancia de mantener un monitoreo a largo plazo en un ecosistema como el de Malpelo, pues a pesar de estar alejado de las actividades humanas, no es ajeno al impacto que dichas actividades están generando en el océano. Además, expone la necesidad de proteger a las especies marinas más allá de las fronteras del AMP, trabajando conjuntamente en la conectividad de la región y las regulaciones pesqueras de las zonas aledañas.

AGRADECIMIENTOS

El proceso de protección del SFF Malpelo se ha logrado gracias al apoyo de múltiples aliados, dentro de los cuales se encuentran diversas organizaciones, institutos y personas. Queremos agradecer particularmente el apoyo brindado por Parques Nacionales Naturales de Colombia, Fondo para la Acción Ambiental y la Niñez, Conservación Internacional, Biodiversity Conservation Colombia, Nausicaá, Fundación Príncipe Alberto II de Mónaco, Gobierno y Armada Nacional de Colombia, y a la tripulación de las Motonaves María Patricia, Ferox y Seawolf. Finalmente, queremos destacar a Colombia Dive Adventures por su apoyo en las campañas de ciencia ciudadana.

marine species beyond MPA borders, working together in the connectivity of the region and the fishing regulations in the surrounding areas.

ACKNOWLEDGMENTS

The process of protection of Malpelo FFS has been achieved thanks to the support of many allies, among which different organizations, institutes, and people are found. We would like to thank particularly the support provided by Parques Nacionales Naturales de Colombia, Fondo para la Acción Ambiental y la Niñez, Conservación Internacional, Biodiversity Conservation Colombia, Nausicaá, Fundación Príncipe Alberto II de Mónaco, Colombia's Government and National Navy, and to the crew of motor ships María Patricia, Ferox and Seawolf. Finally, we would like to give a special mention to Colombia Dive Adventures for its support in the citizen science campaigns.

BIBLIOGRAFÍA / LITERATURE CITED

- Auster P., B. Semmens and K. Barber. 2005. Pattern in the cooccurrence of fishes inhabiting the coral reefs of Bonaire, Netherlands Antilles. *Environ. Biol. Fishes*, 74: 187-194.
- Bessudo, S. y F. Ladino 2019. Identificación de áreas de crianza del tiburón martillo (*Sphyrna lewini*) en el Pacífico colombiano. Inf. Final, Fundación Malpelo y Otros Ecosistemas Marinos. Bogotá, 19 p.
- Bessudo, S e I. Lefèvre. 2017. Guía de peces isla Malpelo. Bogotá. 360 p.
- Bessudo, S., G. A Soler, A.P Klimley, J. T. Ketchum, A. Hearn and R. Arauz. 2011. Residency of the scalloped hammerhead shark (*Sphyrna lewini*) at Malpelo Island and evidence of migration to other islands in the Eastern Tropical Pacific. *Environ. Biol. Fishes*, 91(2): 165-176.
- Bessudo, S., F. Ladino., L. Quintero., G. Soler., P. Salinas y M. Hoyos. 2016. Resultados preliminares sobre los patrones de movimiento de los tiburones ballena (*Rhincodon typus*) en el Pacífico Oriental Tropical. V Encuentro Colombiano sobre Condrictios. Bogotá.
- Bonfil, R. 1997. Status of shark resources in the southern Gulf of Mexico and Caribbean: implications for management. *Fish. Res.*, 29(2): 101-117.
- Bornatowski, H., A. Navia, R. Braga, V. Abilhoa and M. Corrêa. 2014. Ecological importance of sharks and rays in a structural foodweb analysis in southern Brazil. *JMS*, 71(7): 1586-1592. doi: 10.1093/icesjms/fsu025.
- Caíta, C. y R. Guerrero. 2000. Geología de la Isla Malpelo. Informe técnico. Unidad Administrativa Especial del Sistema de Parques Nacionales Naturales.
- Chávez, E. J., R. Arauz, A. Hearn, E. Nalesso y T. Steiner. 2020. Asociación de tiburones con el Monte Submarino Las Gemelas y primera evidencia de conectividad con la Isla del Coco, Pacífico de Costa Rica. *Rev. Biol. Trop.*, 68: 320-329.
- Clarke, S. C., S. J. Harley, S. D Hoyle and J. S. Rice. 2013. Population trends in Pacific Oceanic sharks and the utility of regulations on shark finning. *Cons. Biol.*, 27(1): 197-209.
- CMAR (Corredor Marino del Pacífico Este Tropical). 2015. Qué es el CMAR. <http://cmarpacifico.org/web-cmar/quienes-somos/que-es-el-cmar/>. [8/07/2020].

- Costa D. P, G. A. Breed, P. W. Robinson. 2012. New insights into pelagic migrations: implications for ecology and conservation. *An. Rev. Ecol., Evol., System.*, 43:73–96. doi:10.1146/annurev-ecolsys-102710-145045.
- Dulvy, N. K., S. L. Fowler, J. A. Musick, R. D. Cavanagh, P. M. Kyne, L. R. Harrison, J. K. Carlson, L.N.K. Davidson, S. V Fordham, M. P. Francis, C. M. Pollock, C. A. Simpfendorfer, G. H. Burgess, K. E. Carpenter, L. JV Compagno, D. A. Ebert, C. Gibson, M. R. Heupel, S. R. Livingstone, J. C. Sanciangco, J. D. Stevens, S. Valenti and W. T. White. 2014. Extinction risk and conservation of the world's sharks and rays. *eLife* 3:1–34.
- Edgar, G and J. Graham. 2011. Does the global network of marine protected areas provide an adequate safety net for marine biodiversity? *Aq. Cons. Mar Freshw Ecosyst*, 21(4): 313–316.
- Edgar, G., R. Stuart-Smith, T. Willis, S. Kininmonth, S. Baker, S. Banks, N.S. Barrett, M.A. Becerro, A.T. F. Bernard, J. Berkhout, C.D. Buxton, S.J. Campbell, A.T. Cooper, M. Davey, S.C. Edgar, G. Försterra, D.E. Galván, A.J. Irigoyen, D.J. Kushner, R. Moura, P. E Parnell, N.T. Shears, G. Soler, E.M. A. Strain and R.J. Thomson. 2014. Global conservation outcomes depend on marine protected areas with five key features. *Nature*, 506(7487): 216–220. doi: 10.1038/nature13022
- Graham, N. A. J., R. D. Evans and G. R. Russ. 2003. The effects of marine reserve protection on the trophic relationships of reef fishes on the Great Barrier Reef. *Environ. Cons.*, 30(2):200–208.
- Graham, N. A. J. and T. R. McClanahan. 2013. The last call for marine wilderness? *BioScience*, 63(5):397–402.
- Grüss, A., D.M. Kaplan, S. Guénette, C.M. Roberts and L. W. Botsford. 2011. Consequences of adult and juvenile movement for marine protected areas. *Biol. Cons.*, 144(2): 692–702.
- Holzwarth, S. R., E. E. DeMartini, B. J. Zgliczynski and J. L. Laughlin. 2006. Sharks and jacks in the northwestern Hawaiian Islands from towed-diver surveys 2000–2003. *Atoll Research Bulletin*.
- Jennings, S. and M. J. Kaiser. 1998. The effects of fishing on marine ecosystems. *Adv. Mar. Biol.*, 201–352. doi:10.1016/s0065- 2881(08)60212-6
- Ketchum, J. T., A. Hearn, A. P. Klimley, C. Peñaherrera, E. Espinoza, S. Bessudo and R. Arauz. 2014. Inter-island movements of scalloped hammerhead sharks (*Sphyrna lewini*) and seasonal connectivity in a marine protected area of the eastern tropical Pacific. *Mar. Biol.*, 161(4): 939–951.
- Kiessler, A. and J. Hoffman. 1975. Reconnaissance and mapping of Malpelo island. En: Graham, J. (Ed). *The Biological Investigation of Malpelo Island, Colombia*. Smithsonian. Contr. Zool., (176): 13–16.
- Kohler, N. E. and P. A Turner. 2001. Shark tagging: a review of conventional methods and studies: 191–224. In: Tricas, T. C and S.H. Gruber (Eds.).
- Kyne, P.M, R. Barreto, J. Carlson, D. Fernando, S. Fordham, M. P. Francis, K. Herman, R.W. Jabado, K.M. Liu, N. Pacoureaux, E. Romanov and R.B Sherley. 2019. *Carcharhinus galapagensis*. The IUCN Red List of Threatened Species 2019: e.T41736A2954286. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2019-3.RLTS.T41736A2954286.en>. [01/08/2020].
- Ladino, F., S. Bessudo, P. Salinas y M. Hoyos. 2016. Patrones de movimiento y residencia del tiburón aletiblanco (*Triaenodon obesus*) y el tiburón galápagos (*Carcharhinus galapagensis*) en el santuario de fauna y flora Malpelo. V Enc. Col. Condrictios, Bogotá. 49 p.
- Ladino, F., Bessudo, S., P. Salinas y M. Hoyos. 2016. Patrones de movimiento y residencia del tiburón aletiblanco (*Triaenodon obesus*) y el tiburón galápagos (*Carcharhinus galapagensis*) en el santuario de fauna y flora Malpelo. V encuentro colombiano sobre Condrictios, Bogotá.
- Lan, K. W., K. Evans and M.A. Lee. 2013. Effects of climate variability on the distribution and fishing conditions of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) in the western Indian Ocean. *Clim. Change*, 119(1): 63–77.
- López-Victoria, M. 2006. Los lagartos de Malpelo (Colombia): aspectos sobre su ecología y amenazas. *Caldasia*, 28(1): 129–134.
- Lucifora, L. O. 2003. Ecología y conservación de los grandes tiburones costeros de bahía Anegada, Provincia de Buenos Aires, Argentina. Unpublished Ph. D. Thesis, Univ. Nal. Mar del Plata, Mar del Plata. 406 p.
- Mejía-Falla, P. A., A.F. Navia, R. Lozano, A. Tobón-López, K. Narváez, L.A. Muñoz-Osorio, L.M. Mejía-Ladino y J. López-García. 2014. Uso de hábitat de *Triaenodon obesus* (Carcharhiniformes: Carcharhinidae), *Rhincodon typus* (Orectolobiformes: Rhincodontidae) y *Manta birostris* (Myliobatiformes: Myliobatidae) en el Parque Nacional Natural Gorgona, Pacífico colombiano. *Rev. Biol. Trop.*, 62: 329–342.
- Mejía-Falla, P.A and A.F Navia. 2011. Relationship between body size and geographic range size of elasmobranchs from the Tropical Eastern Pacific: An initial approximation for their conservation. *Cienc. Mar.*, 37: 305–321. doi: 10.7773/cm.v37i3.1750
- Meyer, C. G., Y. P. Papastamatiou and K.N. Holland. 2010. A multiple instrument approach to quantifying the movement patterns and habitat use of tiger (*Galeocerdo cuvier*) and Galapagos sharks (*Carcharhinus galapagensis*) at French Frigate Shoals, Hawaii. *Mar. Biol.*, 157(8): 1857–1868.
- Migramar. 2016. *Migramar: Ciencia para la conservación de especies marinas migratorias en el Pacífico Este*, 20p.
- Myers, R. and B. Worm. 2005. Extinction, survival or recovery of large predatory fishes. *Phil. Transac. Royal Soc. B: Biol. Sci.*, 360(1453): 13–20. doi: 10.1098/rstb.2004.1573
- Nalesso, E. 2014. Distribución espacio-temporal de los tiburones martillo, *Sphyrna lewini*, alrededor de la isla del Coco (2005–2013), Pacífico Tropical Oriental. Tesis Ecol. Mar., CICESE, Baja California, 73 p.
- Navia, A. F., P. A. Mejía-Falla and A. Giraldo. 2007. Feeding ecology of elasmobranch fishes in coastal waters of the Colombian Eastern Tropical Pacific. *BMC Ecology* 7.
- Navia, A.F., E. Cortés, F. Jordán, V.H. Cruz-Escalona and P.A. Mejía-Falla. 2012. Changes to marine trophic networks caused by fishing. *Div. Ecosyst.* doi: 10.5772/37787
- Navia, A.F., V.H Cruz-Escalona, A. Giraldo and A. Barausse. 2016. The structure of a marine tropical food web, and its implications for ecosystem-based fisheries management. *Ecol. Modell.*, 32:23–33.



- Navia, A. F., P. A. Mejía-Falla, J. López-García, A. Giraldo y V. H. Cruz-Escalona. 2017. How many trophic roles can elasmobranchs play in a marine tropical network? *Mar. Freshw. Res.*, 68(7):1342–53.
- Peñaherrera, C., A.R. Hearn and A. Kuhn. 2012. Diel use of a saltwater creek by white-tip reef sharks *Triaenodon obesus* (Carcharhiniformes: Carcharhinidae) in Academy Bay, Galapagos Islands. *Rev. Biol. Trop.*, 60(2): 735-743.
- Peñaherrera-Palma, C, E. Espinosa, A.R. Hearn, J. Ketchum, J.M. Semmens y P. Klimley. 2017. Reporte del estado poblacional de los tiburones martillo en la Reserva Marina de Galápagos: 127-131. En: Informe Galápagos 2015- 2016. DPNG, CGREG, FCD y GC. Puerto Ayora, Galápagos, Ecuador. 6 p.
- Pomeroy, R. S. 2007. Cómo evaluar una AMP: Manual de indicadores naturales y sociales para evaluar la efectividad de la gestión de áreas marinas protegidas. UICN, Gland, Suiza y Cambridge, Reino Unido. 232 p.
- Quimbayo J.P., F. A. Zapata, S. R. Floeter, S. Bessudo e I. Sazima. 2014. Asociaciones alimentarias en peces arrecifales en isla Malpelo, Colombia (Pacífico oriental tropical). *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 43(1). Disponible en: <http://boletin.invemar.org.co:8085/ojs/index.php/boletin/article/view/40>
- Quintanilla, S., A. Gómez, C. Mariño-Ramírez, C. Sorzano, S.Bessudo, G.Soler, J. E. Bernal and S. Caballero. 2015. Conservation genetics of the scalloped hammerhead shark in the Pacific coast of Colombia. *J. Hered.*, 106(S1): 448–458.
- Randall, J. E. 1977. Contribution to the biology of the whitetip reef shark (*Triaenodon obesus*). *Pac. Sci.*, 31: 144-164.
- Rodríguez-Rubio, E y A. Giraldo. 2011. Características oceanográficas en isla Malpelo y su relación con la cuenca oceánica del Pacífico colombiano. *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 40: 19–32.
- Salinas-de-León, P., E. M. Hoyos-Padilla y F. Pochet. 2017. First observation on the mating behaviour of the endangered scalloped hammerhead shark *Sphyrna lewini* in the Tropical Eastern Pacific. *Environ. Biol. Fishes*, 100(12):1603–8.
- Schluessel, V., M.B. Bennett and S.P. Collin. 2010. Diet and reproduction in the white-spotted eagle ray *Aetobatus narinari* from Queensland, Australia and the Penghu Islands, Taiwan. *Mar. Freshw. Res.*, 61: 1278-1289. doi: 10.1071/MF09261.
- Schmitt, E, R. Sluka and K. Sullivan-Sealey. 2002. Evaluating the use of roving diver and transect surveys to assess the coral reef fish assemblage off southeastern Hispaniola. *Coral Reefs* 21: 216-223.
- Sequeira, A. M., C. Mellin, M.G. Meekan, D.W. Sims and C.J. Bradshaw. 2013. Inferred global connectivity of whale shark *Rhincodon typus* populations. *J. Fish Biol.*, 82(2): 367-389.
- Soler, G. A., S. Bessudo and A. Guzmán. 2013. Long term monitoring of pelagic fishes at Malpelo Island, Colombia. *Lat. Am. J. Cons.*, 3(2): 28-37.
- Stevens, J. D., R. Bonfil, N.K. Dulvy and P.A. Walker. 2000. The effects of fishing on sharks, rays, and chimaeras (chondrichthyans), and the implications for marine ecosystems. *ICES J. Mar. Sci.*, 57(3): 476-494. doi: 10.1006/jmsc.2000.0724
- Stuart-Smith, R. D., A. E. Bates, J. S. Lefcheck, J. E. Duffy, S. C. Baker, R. J. Thomson, J. F. Stuart-Smith, N. A. Hill, S. J. Kininmonth, L. Airoidi, M. A. Becerro, S. J. Campbell, T. P. Dawson, S. A. Navarrete, G. A. Soler, E. M. A. Strain, T. J. Willis and G. J. Edgar. 2013. Integrating abundance and functional traits reveals new global hotspots of fish diversity. *Nature*, 501(7468): 539–542.
- United Nations. 2019. Special edition: progress towards the Sustainable Development Goals-Report of the Secretary-General. United Nations - Economic and Social Council. <https://undocs.org/en/E/2019/68>. [6/07/2020].
- Usseglio, P., A.M. Friedlander, H. Koike, J. Zimmerhackel, A. Schuhbauer, T. Eddy and P. Salinas-de-León. 2016. So long and thanks for all the fish: overexploitation of the regionally endemic Galapagos grouper *Mycteroperca olfax* (Jenyns, 1840). *PLoS one*, 11(10), e0165167.
- White, E. R., M.C. Myers, J.M. Flemming and J.K. Baum. 2015. Shifting elasmobranch community assemblage at Cocos Island—an isolated marine protected area. *Cons. Biol.*, 29(4): 1186-1197.
- Wood, S., I. B. Baums, C. B. Paris, A. Ridgwell, W. S. Kessler and E. J. Hendy. 2016. El Niño and coral larval dispersal across the eastern Pacific marine barrier. *Nat. Com.*, 7, 12571. doi:10.1038/ncomms12571
- Zanella, I., A. López-Garro and K. Cure. 2019. Golfo Dulce: critical habitat and nursery area for juvenile scalloped hammerhead sharks *Sphyrna lewini* in the Eastern Tropical Pacific Seascape. *Environ. Biol. Fishes*, 102(10): 1291–1300.

RECIBIDO/RECEIVED: 09/08/2020

ACEPTADO/ACCEPTED: 30/01/2021

ANEXO / APPENDIX

Tabla 1S. Abundancia relativa en peces óseos y cartilagosos del SFF Malpelo entre el 2009-2019. Abundancia promedio (individuos/horas de buceo) ± desviación estándar. N: número de expediciones realizadas.**Table 1S.** Relative abundance in bony and cartilaginous fish of Malpelo FFS between 2009-2019. Average abundance (individuals/diving hours) ± standard deviation. N: number of carried out expeditions

Año / Year	N	<i>Caranx melampygus</i>	<i>Seriola rivoliana</i>	<i>Thunnus albacares</i>	<i>Dermatolepis dermatolepis</i>	<i>Myctoperca olfax</i>	<i>Aetobatus laticeps</i>
2009	3	21,63 ± 14,04	9,13 ± 5,73	0,89 ± 0,83	57,92 ± 19,17	10,92 ± 6,90	1,17 ± 0,78
2010	2	22,5 ± 3,82	3,55 ± 4,17	13,57 ± 18,84	124,53 ± 15,59	19,94 ± 1,49	0,82 ± 0,09
2011	2	29,76 ± 12,01	6,55 ± 1,53	1,06 ± 1,32	69,79 ± 5,83	22,21 ± 4,42	1,54 ± 1,50
2012	3	30,43 ± 3,81	8,19 ± 0,51	0,00	72,84 ± 33,35	13,19 ± 3,89	4,20 ± 3,90
2013	2	60,84 ± 57,15	12,28 ± 10,56	0,00	77,29 ± 25,04	9,92 ± 1,18	5,35 ± 0,85
2014	3	12,37 ± 8,52	3,01 ± 2,84	1,14 ± 1,98	19,89 ± 8,21	4,45 ± 4,14	7,82 ± 4,61
2015	2	30,27 ± 13,68	2,08 ± 0,39	0,55 ± 0,79	47,09 ± 33,65	5,73 ± 2,35	1,95 ± 0,09
2016	4	13,08 ± 4,22	5,36 ± 3,73	3,45 ± 6,59	20,94 ± 11,48	3,35 ± 1,85	0,64 ± 0,27
2017	3	16,51 ± 2,02	3,92 ± 2,35	4,03 ± 6,07	83,62 ± 28,52	14,77 ± 4,07	2,29 ± 1,84
2018	5	28,19 ± 20,75	3,92 ± 2,11	0,52 ± 0,82	87,76 ± 102,52	14,58 ± 13,70	3,46 ± 2,08
2019	6	13,24 ± 8,01	2,04 ± 0,57	1,01 ± 1,52	50,53 ± 26,45	4,18 ± 1,35	1,81 ± 0,38

Año / Year	N	<i>Carcharhinus falciformis</i>	<i>Carcharhinus galapagensis</i>	<i>Triaenodon obesus</i>	<i>Rhincodon typus</i>	<i>Sphyrna lewini</i>
2009	3	0,00	3,77 ± 5,68	0,38 ± 0,23	0,00	84,99 ± 37,52
2010	2	0,00	12,85 ± 16,05	0,5 ± 0,70	0,33 ± 0,47	43,40 ± 16,75
2011	2	5 ± 7,07	5,17 ± 0,22	1,08 ± 0,97	0,00	62,77 ± 27,95
2012	3	6,67 ± 11,55	3,38 ± 4,54	1,81 ± 1,05	0,33 ± 0,57	82,55 ± 44,86
2013	2	0,125 ± 0,17	0,65 ± 0,92	3,15 ± 1,20	0,25 ± 0,35	42,85 ± 25,25
2014	3	0,14 ± 0,25	2,37 ± 2,49	2,94 ± 0,92	0,00	5,20 ± 6,04
2015	2	0,30 ± 0,21	2,16 ± 0,38	2,13 ± 0,66	0,24 ± 0,34	6,67 ± 4,46
2016	4	8,23 ± 9,61	1,95 ± 1,24	1,41 ± 0,44	0,06 ± 0,11	18,84 ± 10,97
2017	3	8,72 ± 14,99	2,11 ± 1,51	1,49 ± 0,51	0,12 ± 0,21	21,49 ± 15,45
2018	5	2,55 ± 5,28	4,63 ± 5,03	1,46 ± 0,73	0,24 ± 0,22	33,37 ± 34,37
2019	6	0,05 ± 0,05	2,16 ± 1,97	1,63 ± 1,69	0,05 ± 0,08	22,72 ± 14,90