



***Evaluación del
Parque Nacional Marino Ballena
y zonas aledañas***

Tesis Doctoral

Erick Alexander Ross Salazar

Director: José María Lorenzo Nespereira

Director: José Mario González Pajuelo

Departamento de Biología

Facultad de Ciencias del Mar

Universidad de Las Palmas de Gran Canaria

Las Palmas de Gran Canaria

Diciembre 2013



**D. JOSÉ MANUEL VERGARA MARTÍN, SECRETARIO DEL DEPARTAMENTO DE
BIOLOGÍA DE LA UNIVERSIDAD DE LAS PALMAS DE GRAN CANARIA,**

CERTIFICA,

Que el Consejo de Doctores del Departamento tomó el acuerdo de dar el consentimiento para su tramitación a la tesis doctoral titulada “Evaluación del Parque Nacional Marino Ballena y zonas aledañas”, presentada por el doctorando D. Erick Alexander Ross Salazar y dirigida por el Dr. José María Lorenzo Nespereira y el Dr. José Mario González Pajuelo.

Y para que así conste, y a efectos de lo previsto en el Artº 6 del Reglamento para la elaboración, defensa, tribunal y evaluación de tesis doctorales de la Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, firmo la presente en Las Palmas de Gran Canaria, a de de



UNIVERSIDAD DE LAS PALMAS DE GRAN CANARIA

Departamento/Instituto/Facultad: Biología

Programa de doctorado: Ecología y gestión de recursos vivos marinos

Título de la Tesis

Evaluación del Parque Nacional Marino Ballena y zonas aledañas

Tesis Doctoral presentada por D. Erick Alexander Ross Salazar

Dirigida por el Dr. D. José María Lorenzo Nespereira_y el Dr. D. _José Mario González Pajuelo

El Director,

El Director,

El Doctorando,

Dr. Lorenzo Nespereira

Dr. González Pajuelo

Ross Salazar

Las Palmas de Gran Canaria, a 17 de octubre de 2013.



Constancia

Dr. José Mario González Pajuelo, Director del Programa de Doctorado “Ecología y Gestión de los Recursos Vivos Marinos” del Departamento de Biología de la Universidad de Las Palmas de Gran Canaria,

INFORMA:

Que el Trabajo de Investigación que presenta el Diplomado en Estudios Avanzados en Ecología y Gestión de los Recursos Vivos Marinos, Don Erick Alexander Ross Salazar, para completar el Programa de Doctorado, ha sido realizado en el Departamento de Biología de la Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, bajo la dirección y tutela del Dr. José María Lorenzo Nespereira y el Dr. José Mario González Pajuelo.

Y para que conste a los efectos oportunos, firmo el presente en Las Palmas de Gran Canaria, a 17 de octubre de 2013.

Fdo.: Dr. José Mario González Pajuelo



Agradecimientos

Me gustaría agradecer a mis padres, Jorge Francisco Ross González y María Cecilia Salazar Azofeifa, la oportunidad de estudiar lo que me apasiona y su incondicional apoyo a través de mi carrera universitaria y vida en general. A mi hermano, Cécil Anthony Ross Salazar, su apoyo y amistad.

A mis tutores, José María Lorenzo Nespereira y José Mario González Pajuelo, por aceptarme como estudiante y su gran ayuda durante mi Doctorado, la revisión del presente trabajo y las diversas gestiones en la Universidad. De igual manera, me gustaría agradecer a todos mis profesores del Doctorado la atención que han prestado a mis diversas consultas y su amabilidad al compartir su conocimiento.

Al Consejo Nacional para Investigaciones Científicas y Tecnológicas de Costa Rica y al Ministerio de Ciencia y Tecnología de Costa Rica, por su invaluable apoyo financiero en la elaboración de mi Tesis Doctoral.

Al Ministerio de Ambiente y Energía de Costa Rica y al personal del Parque Nacional Marino Ballena, por su amabilidad y atención. En especial al guardaparques, Dennis Mora, y a la encargada del Programa de Investigaciones del Área de Conservación Osa, Wendy Barrantes Ramírez.

A mis compañeros actuales y pasados de la Fundación MarViva, especialmente a Jorge Jiménez Ramón, Ricardo Soto Soto y Jorge Álvarez.

A Andrea Patricia García Rojas, por su gran ayuda en la distancia con las múltiples gestiones en la Universidad para mis matrículas, dudas y mucho más.

A Fernando Guerrero y al capitán Eduardo de *Pacific Whales and Kayak Tours*, por su amabilidad, apoyo y excelente servicio durante mis giras de muestro.

A las compañías de buceo *Mad About Diving* y *Costa Rica Dive and Surf*, por su excelente servicio, apoyo y amabilidad.

A mi gran amigo Richard Rivera Angulo, por su hospitalidad y acogimiento durante los muestreos y por hacer que las giras fueran más interesantes de lo normal.

A mis varios compañeros de buceo, Ana Gloria Guzmán, Andrés Alfaro Nietzen, Jonathan Ross Teixido, Alejandra Umaña, Travis, Courtenay y Mónica Espinoza Miralles por acompañarme en los muestreos y ser eslabón de seguridad. Especial mención para Alexánder Lubelski, instructor de gran experiencia, por donar su tiempo para acompañarme en los buceos y servir como buzo de seguridad.

A Marco Castro, por su ayuda y paciencia en la elaboración de los mapas que se adjuntan en el presente documento.

A Emeric Grunebaum, por la donación de sus fotografías para el presente proyecto, tomadas durante giras para definir las zonas de seguimiento.



Resumen

Se realizó un seguimiento de las especies de peces de importancia comercial y ecológica presentes en el Parque Nacional Marino Ballena y sus alrededores para conocer su distribución, con el fin de determinar la posibilidad de que exista un efecto de desborde desde el Parque hacia las zonas aledañas. Las familias dominantes, tanto dentro como fuera del Parque, fueron la Serranidae, la Haemulidae, la Lutjanidae y la Carangidae. Las especies que forman cardúmenes cerca de arrecifes rocosos fueron las más frecuentes. Los puntos de muestreo con características oceanográficas y geomorfológicas similares entre sí mostraron altos grados de similitud en relación a las comunidades de peces. En los sitios con profundidades comprendidas entre los 12 y 18 metros y con crestas rocosas cerca de la superficie dominó la familia Serranidae, con el sandía (*Paranthias colonus*) como especie principal; en los lugares con profundidades comprendidas entre los 6 y 12 metros, con formaciones rocosas amplias y rodeados de planicies arenosas dominaron las familias Haemulidae, Lutjanidae y Carangidae. La mayor diversidad se observó en los sitios con menor profundidad, con formaciones rocosas amplias y rodeados de planicies arenosas. El Parque es un área de cría para las especies de las categorías de tamaño menor y mayor, las cuales se desplazan a zonas circundantes al alcanzar tallas grandes. Se comprobó el efecto de desborde desde el Parque hacia puntos cercanos, evidenciado por la alta semejanza en las comunidades de peces entre los sitios más cercanos al límite del área protegida. Es de vital importancia otorgar a los guardaparques las herramientas de trabajo necesarias para que puedan ejecutar las labores de control y vigilancia eficazmente. La pesca artesanal y la pesca deportiva en los alrededores del Parque han seleccionado a las especies de mayor tamaño, y la pesca de arrastre ha causado la relativa ausencia de especies susceptibles a esta modalidad. Se hace necesaria la creación de una zona de amortiguamiento alrededor del Parque, donde solo se permitan prácticas pesqueras de bajo impacto y se impongan cuotas sobre la pesca deportiva.



Índice de contenidos

Tablas.....	15
Figuras.....	17
Anexos	19
Glosario de abreviaturas	21
1. Introducción.....	23
1.1. Situación de las pesquerías	23
1.2. Áreas marinas protegidas.....	27
1.3. Justificación	35
1.4. Objetivos	36
2. Materiales y Métodos.....	39
2.1. Zona de estudio	39
2.2. Sitios de seguimiento	41
2.3. Selección de especies	44
2.4. Técnicas de seguimiento	45
2.5. Análisis de datos.....	47
3. Resultados	51
4. Discusión	77
5. Conclusiones	87
6. Recomendaciones.....	89
7. Anexos	91
8. Bibliografía	143



Tablas

Tabla 1. Especies seleccionadas para el muestreo, agrupadas por familia.....	45
Tabla 2. Frecuencia (número) por familia en cada punto de muestreo, dentro y fuera del Parque Nacional Marino Ballena.	52
Tabla 3. Frecuencia (número y porcentaje) por familia dentro y fuera del Parque Nacional Marino Ballena.	57
Tabla 4. Valores del índice de diversidad de Simpson en cada punto de muestreo.....	60
Tabla 5. Valores de la pendiente y el intercepto de la línea de tendencia del espectro de tallas en cada punto de muestreo.	62
Tabla 6. Valores de la pendiente y el intercepto de la línea de tendencia del espectro de tallas por categoría de tamaño en cada punto de muestreo.....	64
Tabla 7. Valores de la pendiente y el intercepto de la línea de tendencia del espectro de tallas dentro y fuera del Parque Nacional Marino Ballena.	65
Tabla 8. Valores de la pendiente y el intercepto de la línea de tendencia del espectro de tallas por categoría de tamaño dentro y fuera del Parque Nacional Marino Ballena.	67
Tabla 9. Nivel trófico promedio de los individuos en cada punto de muestreo.....	68
Tabla 10. Nivel trófico promedio de los individuos dentro y fuera del Parque Nacional Marino Ballena.	69



Figuras

Figura 1. Capturas (toneladas métricas) desembarcadas en Costa Rica entre los años 1997 y 2007.	25
Figura 2. Mapa de Costa Rica mostrando la localización del Parque Nacional Marino Ballena.	39
Figura 3. Batimetría del Parque Nacional Marino Ballena y sus alrededores.	40
Figura 4. Puntos de muestreo (1 = Bajo Negro, 2 = Bajo Dos Tetas, 3 = Roca La Viuda, 4 = Tómbolo de Punta Uvita, 5 = Bajo Maureen, 6 = Isla Ballena).	42
Figura 5. Distribución porcentual de las familias ícticas observadas en Isla Ballena.	52
Figura 6. Distribución porcentual de las familias ícticas observadas en Bajo Maureen.	53
Figura 7. Distribución porcentual de las familias ícticas observadas en Tómbolo de Punta Uvita.	54
Figura 8. Distribución porcentual de las familias ícticas observadas en Roca La Viuda.	54
Figura 9. Distribución porcentual de las familias ícticas observadas en Bajo Dos Tetas.	55
Figura 10. Distribución porcentual de las familias ícticas observadas en Bajo Negro.	56
Figura 11. Distribución porcentual de las familias ícticas observadas en los puntos de muestreo.	56
Figura 12. Distribución porcentual de las familias ícticas observadas dentro del Parque Nacional Marino Ballena.	58
Figura 13. Distribución porcentual de las familias ícticas observadas fuera del Parque Nacional Marino Ballena.	59
Figura 14. Distribución porcentual de las familias ícticas observadas dentro y fuera del Parque Nacional Marino Ballena.	59
Figura 15. Análisis de conglomerado de Bray-Curtis para los puntos de muestreo.	61
Figura 16. Análisis de k -dominancia para los puntos de muestreo.	61
Figura 17. Dispersión del espectro de tallas para todas las especies por punto de muestreo.	62
Figura 18. Dispersión del espectro de tallas para todas las especies por punto de muestreo, según categoría de tamaño (A = especies menores, B = especies intermedias, C = especies mayores).	63
Figura 19. Dispersión del espectro de tallas para todas las especies dentro y fuera del Parque Nacional Marino Ballena.	65
Figura 20. Dispersión del espectro de tallas para todas las especies dentro y fuera del Parque Nacional Marino Ballena, según categoría de tamaño (A = especies menores, B = especies intermedias, C = especies mayores).	66



Figura 21. Escalamiento óptimo basado en la talla de cada individuo, así como el sitio y la localización.....	67
Figura 22. Escalamiento óptimo basado en la frecuencia de cada especie, así como el sitio y la localización.	68
Figura 23. Densidad de las familias ícticas en los puntos de muestreo dentro del Parque Nacional Marino Ballena (A = Isla Ballena, B = Bajo Maureen, C = Tómbolo de Punta Uvita).	70
Figura 24. Densidad de las familias ícticas en los puntos de muestreo fuera del Parque Nacional Marino Ballena (A = Roca La Viuda, B = Bajo Dos Tetas, C = Bajo Negro).....	71
Figura 25. Densidad de las familias ícticas dentro y fuera del Parque Nacional Marino Ballena (A = sitios dentro del PNMB, B = sitios fuera del PNMB).	72
Figura 26. Densidad de peces por punto de muestreo dentro del Parque Nacional Marino Ballena, según categoría de tamaño (A = Isla Ballena, B = Bajo Maureen, C = Tómbolo de Punta Uvita).....	73
Figura 27. Densidad de peces por punto de muestreo fuera del Parque Nacional Marino Ballena, según categoría de tamaño (A = Roca La Viuda, B = Bajo Dos Tetas, C = Bajo Negro).....	74
Figura 28. Densidad de peces dentro y fuera del Parque Nacional Marino Ballena, según categoría de tamaño (A = sitios dentro del PNMB, B = sitios fuera del PNMB). .	75



Anexos

Anexo 1. Especies observadas.....	91
Anexo 2. Rangos de talla de las especies.	125
Anexo 3. Categorías de tamaño de las especies.	126
Anexo 4. Puntos intermedios de cada rango de las especies.	127
Anexo 5. Nivel trófico de las especies.	128
Anexo 6. Frecuencia (número) de las especies en cada punto de muestreo.	129
Anexo 7. Frecuencia (número) de las especies dentro y fuera del Parque Nacional Marino Ballena.	130
Anexo 8. Matriz de similitud de Bray-Curtis.....	131
Anexo 9. Frecuencia (número) por rangos de talla para todas las especies en cada punto de muestreo.....	132
Anexo 10. Frecuencia (número) por rangos de talla para todas las especies, agrupadas por categoría de tamaño, en cada punto de muestreo.	133
Anexo 11. Frecuencia (número) por rangos de talla para todas las especies dentro y fuera del Parque Nacional Marino Ballena.	134
Anexo 12. Frecuencia (número) por rangos de talla para todas las especies, agrupadas por categoría de tamaño, dentro y fuera del Parque Nacional Marino Ballena.....	135
Anexo 13. Nivel trófico de las especies. Sumatoria según frecuencia por punto de muestreo y promedio por punto de muestreo.	136
Anexo 14. Densidad y desviación estándar por familias en cada punto de muestreo.	137
Anexo 15. Densidad y desviación estándar por familias dentro y fuera del Parque Nacional Marino Ballena.	138
Anexo 16. Densidad y desviación estándar por familias, agrupadas según categorías de tamaño, en cada punto de muestreo.....	139
Anexo 17. Densidad y desviación estándar por familias, agrupadas según categorías de tamaño, dentro y fuera del Parque Nacional Marino Ballena.	140
Anexo 18. Fotografías de red de enmalle o trasmallo colocado ilegalmente dentro del PNMB.	141



Glosario de abreviaturas

AGRRA	<i>Atlantic and Gulf Rapid Reef Assessment</i>
AMP	Área marina protegida
AMPR	Área marina de pesca responsable
BM	Bajo Maureen
BN	Bajo Negro
CITES	Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres
DT	Bajo Dos Tetas
FACA	Fauna de acompañamiento
FAO	Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura
IB	Isla Ballena
INCOPESCA	Instituto Costarricense de Pesca y Acuicultura
JICA	Agencia Japonesa para la Cooperación Internacional
LV	Roca La Viuda
Minae	Ministerio del Ambiente y Energía
PNMB	Parque Nacional Marino Ballena
TM	Tonelada métrica
TP	Tómbolo de Punta Uvita
UICN	Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza
ZEE	Zona económica exclusiva



1. Introducción

Las poblaciones de peces están en declive a nivel mundial y sus hábitats están siendo dañados de forma alarmante, tanto dentro como fuera de las zonas económicas de los países (Martin *et al.*, 2007). Si se considera que los peces son la fuente principal de proteína animal para un quinto de la población mundial (Sumaila *et al.*, 2007), el porvenir no es muy alentador, por lo que deben producirse cambios significativos en la gestión de las pesquerías.

Las áreas marinas protegidas son una herramienta de gestión con una amplia gama de opciones, desde reservas pequeñas con restricción total a la pesca hasta zonas mayores con múltiples áreas sectorizadas que permiten rangos variados de uso (Martin *et al.*, 2007). Es un hecho que las reservas marinas benefician a las pesquerías; solo se necesita una modesta proporción de la costa en reservas con cosecha moderada fuera de éstas para maximizar las ganancias de las pesquerías (White *et al.*, 2008).

El presente estudio pretende determinar el impacto de una reserva marina situada en el sur de Costa Rica sobre las poblaciones de peces, así como su posible beneficio en términos de desborde hacia áreas circundantes sujetas a la pesca.

1.1. Situación de las pesquerías

A nivel mundial, las pesquerías comenzaron a expandirse e industrializarse poco tiempo después de la Segunda Guerra Mundial. Desde entonces, la sofisticación de las embarcaciones industriales ha aumentado considerablemente; las flotas pesqueras han instalado motores de diésel; los equipos de eco-localización han mejorado de manera significativa; y la capacidad de las embarcaciones para refrigerar sus capturas ha aumentado notablemente, permitiendo desplazamientos cada vez más lejanos y de mayor duración (Pauly, 2006; Swartz *et al.*, 2010).

La FAO comenzó a reportar las capturas globales a partir de los años cincuenta del siglo pasado, lo cual permitió documentar el incremento en las capturas mundiales durante los años sesenta y setenta, aunque el grado de aumento en las capturas se fue reduciendo paulatinamente (Watson & Pauly, 2001; Pauly, 2009; Swartz *et al.*, 2010).

La sobreexplotación pesquera ocurrió primero en las zonas costeras de las naciones industrializadas del Hemisferio Norte (Pauly *et al.*, 2005; Swartz *et al.*, 2010). Sin embargo, conforme la tecnología fue perfeccionándose y la capacidad pesquera aumentando, la sobreexplotación se fue extendiendo hacia las zonas oceánicas y hacia el Hemisferio Sur (Pauly *et al.*, 2005; Swartz *et al.*, 2010).

Esta expansión geográfica cesó en los años ochenta, mismo momento en que las capturas de nuevas poblaciones de peces recién accedidas (anteriormente sin explotar) dejaron de compensar el colapso de poblaciones previamente sujetas a explotación pesquera (Pauly *et al.*, 2005; Swartz *et al.*, 2010). Es a partir de esta década, los ochenta, cuando las capturas globales dejaron de aumentar e incluso comenzaron a disminuir lentamente (Swartz *et al.*, 2010).



Conforme se han ido agotando las poblaciones de peces depredadores en los niveles más altos de las cadenas tróficas, las pesquerías se han ido trasladando a los siguientes eslabones de la red para así mantener sus capturas estables y poder compensar la pérdida económica del colapso de las poblaciones de los depredadores mayores (Pauly *et al.*, 1998).

Los depredadores de los niveles tróficos más altos usualmente son más grandes que sus presas y necesitan más tiempo para llegar a la madurez y reproducirse; características que los hacen muy susceptibles a la sobrepesca (Pauly *et al.*, 2005). Si a esto se añade que la biomasa de las comunidades de grandes peces depredadores ha decrecido en un 80% durante los últimos 15 años de explotación y que en la actualidad su biomasa es tan solo un 10% de los niveles pre-industriales (Myers & Worm, 2003), sobran razones para preocuparse por el estado de los recursos pesqueros.

El efecto de “*Fishing down marine food webs*” o “Pescando hacia abajo en la cadena alimenticia marina” ejemplifica este problema y la migración de la industria pesquera hacia especies de menor nivel trófico (Pauly *et al.*, 1998; Pauly *et al.*, 2005). La explotación se inicia sobre los depredadores de los niveles más altos (atunes, picudos, meros, tiburones, entre otros) y una vez que sus poblaciones se vuelven escasas debido a la explotación desmedida, las flotas pesqueras se concentran en el siguiente nivel de la cadena trófica.

Esta migración en la explotación pesquera hacia eslabones inferiores de la cadena trófica continúa conforme se van explotando los niveles superiores. Por esta razón, un análisis de los desembarcos históricos mostrará una tendencia a la baja en su nivel trófico promedio (Pauly *et al.*, 2005). Conforme las pesquerías agotan un nivel trófico alto y estas especies dejan de ser económicamente rentables, la flota pesquera avanza al siguiente nivel y así sucesivamente (Pauly *et al.*, 2005).

En Costa Rica, la situación no es muy diferente. Un ejemplo claro de esa migración en la explotación de los recursos es la pesquería de camarón. A partir de los años cincuenta, se inició la pesca industrial de camarón, la cual comenzó a migrar, según se fueron sobreexplotando los recursos, de especies de aguas someras a especies de aguas intermedias, para finalizar capturando especies de aguas profundas (Álvarez & Ross Salazar, 2010).

La pesquería de camarón, con sus altas tasas de pesca incidental, es una excelente oportunidad para comprobar el efecto “Pescando hacia abajo en la cadena alimenticia marina”. Un análisis de las bitácoras de embarcaciones camaroneras en el Pacífico de Costa Rica evidencia cómo la sobrepesca de especies de peces, junto con las altas tasas de descarte de la pesca de arrastre, propiciaron este efecto en Costa Rica: el nivel trófico de la pesca incidental durante los años cincuenta y sesenta del siglo pasado fue superior a 3,3; mientras que para el 2006 bajó a poco más de 2,5 (Álvarez & Ross Salazar, 2010).

Costa Rica sufre los mismos problemas de gestión pesquera observados en muchos otros países, con fuertes evidencias al respecto.

La gestión pesquera en Costa Rica no siempre ha sido la adecuada, razón por la cual no se han tomado medidas importantes, como tallas mínimas o vedas acordes con las necesidades biológicas. Las vedas temporales solo se aplican cuando no afectan los intereses privados de miembros de la Junta Directiva del INCOPECA o cuando las entidades gubernamentales cuentan con la capacidad financiera para pagar subsidios a



los pescadores; en lugar de ejecutarse cuando las recomendaciones técnicas lo aconsejan.

La falta de medidas de gestión que consideren los aspectos biológicos de las poblaciones objeto de explotación hace a éstas vulnerables a la presión pesquera. Al no establecerse vedas temporales durante las épocas reproductivas o espaciales sobre las agregaciones de desove, se permite que los pescadores eliminen selectivamente los organismos más grandes debido a su mayor valor, como evidencia la disminución del tamaño promedio de los peces en el ecosistema (Sumaila *et al.*, 2000; Burke & Maidens, 2005), signo típico de la sobrepesca.

La falta de regulaciones de pesca sobre las tallas, tanto mínimas como máximas, causa un desequilibrio en la capacidad de recuperación de las poblaciones de peces sometidas a explotación pesquera en Costa Rica. Los individuos más grandes tienen un mayor rendimiento reproductivo; al eliminarlos, se disminuye la capacidad de recuperación de las poblaciones (Sumaila *et al.*, 2000; Burke & Maidens, 2005). Al capturar ejemplares pequeños, se está acortando su ciclo de vida y evitando que los mismos colaboren en la recuperación de las poblaciones sujetas a la pesca (FAO, 2009).

Las estadísticas pesqueras del INCOPESCA no están actualizadas; no existen datos completos desde el 2008, lo cual dificulta la gestión adecuada de las pesquerías. Un análisis de las estadísticas disponibles más recientes permite observar claramente un declive en los últimos años, pasando de 21.216 toneladas métricas en 1997 a 16.063 toneladas métricas en 2007, con un máximo de 26.501 toneladas métricas en 2001 (Figura 1).

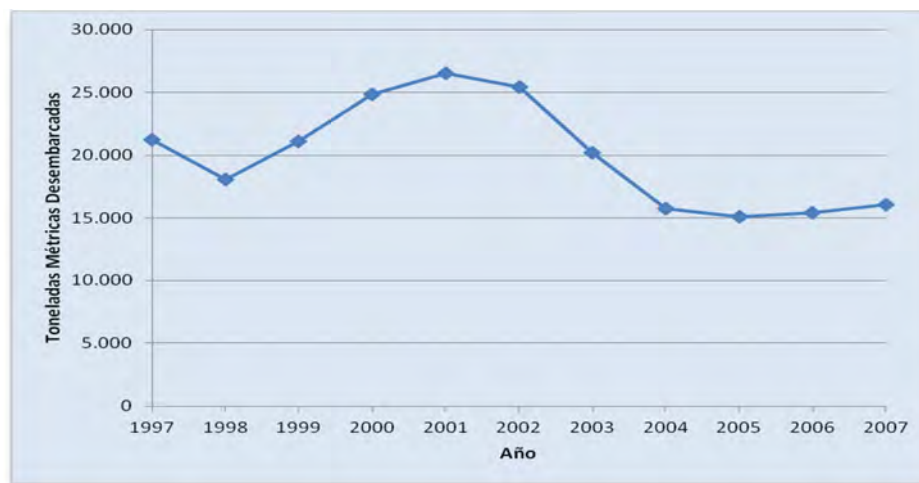


Figura 1. Capturas (toneladas métricas) desembarcadas en Costa Rica entre los años 1997 y 2007.

A pesar de que existen numerosos estudios que demuestran la sobreexplotación de los recursos pesqueros del país (Arauz *et al.*, 1998; Araya *et al.*, 2007a; Araya *et al.*, 2007b; Álvarez & Ross Salazar, 2010; Wehrtmann *et al.*, 2011a; Wehrtmann *et al.*, 2011b), el INCOPESCA no ha ejecutado medidas de gestión acordes con la evidencia científica.



Peces óseos

En el año 2011, la Universidad Nacional determinó que el pargo manchado (*Lutjanus guttatus*), el pargo rojo (*L. peru*), la china rayada (*Stellifer chrysoleuca*) y la macarela (*Scomberomorus sierra*) se capturan todos por debajo de la talla de primera madurez en el Golfo Dulce, el principal estuario del Pacífico Sur de Costa Rica (Viquez Portuguez *et al.*, 2011). Sin embargo, no se han tomado medidas de gestión para regular su captura y permitir que sus poblaciones tengan mayor oportunidad de recuperación.

Pesca fantasma

En Costa Rica, es práctica común de los pescadores cortar los aparejos de pesca y abandonarlos si están en áreas vedadas o usando arte ilegales y observan que las autoridades se aproximan. La pesca fantasma, tanto de especies comerciales como no comerciales, por medio de aparejos de pesca abandonados es uno de los principales problemas a los que se enfrentan las poblaciones de peces a nivel mundial (Vijayan *et al.*, 2000; Humann & DeLoach, 2004; FAO, 2009).

Pesca ilegal

Las autoridades nacionales cuentan con poca capacidad logística, presupuestaria y de personal para evitar la pesca ilegal de especies de peces, moluscos y crustáceos.

La pesca ilegal extrae individuos de tallas menores a lo permitido (por ejemplo, la langosta del Pacífico *Panulirus gracilis*, la langosta del Caribe *P. argus* y la piangua *Anadara tuberculosa* y *A. similis*), fuera de temporada (por ejemplo, la pesca ilegal durante la veda anual del Golfo de Nicoya, principal zona pesquera del país), con artes ilegales (por ejemplo, el uso de redes de arrastre artesanales o trasmallos con luz de malla menores a lo establecido por la legislación nacional) o dentro de zonas con restricción pesquera (por ejemplo, la pesca dentro de áreas marinas protegidas con restricciones a la pesca).

Pesca sobre agrupaciones de desove

En las costas atlántica y pacífica de Costa Rica es frecuente la pesca sobre los *stocks* de peces mientras se reproducen, especialmente sobre especies de alto valor comercial como el mero Goliat o cabrilla de profundidad *Epinephelus itajara*, especie en peligro de extinción según la UICN (IUCN, 2011), el ballyhoo *Hemiramphus spp.*, y los pargos *Lutjanus spp.*, entre otros.

Se ha comprobado que este tipo de pesca tiene efectos negativos sobre las poblaciones de peces y su capacidad de recuperación (Humann & DeLoach, 2004; Rhodes, 2004; Burke & Maidens, 2005). Se ha documentado cómo la pesca sobre agregaciones de desove causa reducciones en este comportamiento, declives en la diversidad genética y alteraciones en la capacidad reproductiva, pudiendo ocasionar cambios negativos en las cadenas tróficas y los ecosistemas de arrecifes coralinos (Rhodes, 2004).

Al capturar a los individuos antes de que los mismos se puedan reproducir, se causa un doble efecto negativo sobre las poblaciones de peces: los individuos con un alto potencial reproductivo se retiran del medio y se reduce el número de reclutas que ingresarían en la población.



Peces cartilaginosos

El tiburón gris o sedoso (*Carcharhinus falciformis*) es la especie de tiburón que más se captura en Costa Rica (sus desembarcos representan el 70% del total de desembarcos de tiburones) (PANT-CR, 2010). Lamentablemente, la mayoría se comercializa con pesos inferiores a los 25 kg (INCOPECSA, 2011), muy por debajo del peso correspondiente a su talla de madurez sexual, 58 kg aproximadamente (Kohler *et al.*, 1996). A pesar de esto, no se han establecido tallas mínimas de captura para esta especie considerada como cercana al peligro de extinción por la UICN (IUCN, 2011).

Casi la totalidad del tiburón martillo común (*Sphyrna lewini*) capturado en las cercanías de la costa pacífica de Costa Rica es menor a la talla de primera madurez (Arauz *et al.*, 2007b; Arauz *et al.*, 2008; Zanella, 2008; López & Zanella, 2011); sin embargo, no se han ejecutado medidas para reducir su captura incidental o implementado tallas mínimas de captura.

Los tiburones representan uno de los recursos más importantes en las pesquerías de Costa Rica (Arauz *et al.*, 2004; Arauz *et al.*, 2007a; Arauz *et al.*, 2008); sin embargo, el país no cuenta con medidas de gestión para este grupo más allá de la prohibición de desembarcar cuerpos de tiburón sin las aletas adheridas. Esto, a pesar de que los tiburones son depredadores de los niveles más altos que, debido a sus características de crecimiento lento, madurez tardía y bajos índices de fecundidad, son altamente vulnerables a la sobrepesca (Anislado Tolentino, 2000; Musick & Bonfil, 2005; PANT-CR, 2010).

Zonas de cría

En el año 2007, un proyecto ejecutado por la JICA, el INCOPECSA y la Universidad Nacional identificó sitios de crianza para el pargo manchado *Lutjanus guttatus* y la corvina reina *Cynoscion albus* en los alrededores de varias islas del Golfo de Nicoya (Araya *et al.*, 2007a); sin embargo, estos sitios no reciben medidas de gestión destinadas a la protección de las especies durante sus épocas de reproducción masiva.

1.2. Áreas marinas protegidas

En la historia humana, los momentos en que se ha alcanzado la sostenibilidad en una pesquería han ocurrido, en su mayoría, como resultado de la inhabilidad para acceder a una parte importante de la población explotable y no debido a una gestión pesquera adecuada (Pauly *et al.*, 2002; Pauly *et al.*, 2005).

Al proteger los hábitats importantes en el ciclo de vida de las especies marinas (como áreas de concentración y reproducción) se busca garantizar que parte de la población explotable esté protegida de la extracción, pueda regenerarse y que, eventualmente, migre a zonas donde puede ser pescada comercialmente (Russ & Alcalá, 1996; García i Rubiés, 1997; Ashworth & Ormond, 2005; Francini-Filho & Mourab, 2008; Forcada *et al.*, 2009; Stobart *et al.*, 2009; Halpern *et al.*, 2010a).

Las AMPs son zonas geográficamente delimitadas en las que se restringe la actividad humana de una u otra forma, con restricciones parciales o totales a la pesca. Un ejemplo son las reservas marinas, mundialmente consideradas como zonas de



restricción total a la pesca.

Existen evidencias de que la biomasa desovante, la abundancia y la talla promedio de los peces pueden incrementarse dentro de las AMPs, además de producirse incrementos en la densidad íctica tanto dentro como fuera de estas zonas y, en algunos casos, incrementos en las capturas pesqueras en lugares circundantes (Halpern & Warner, 2002; Gerber *et al.*, 2005; White *et al.*, 2008; Lester *et al.*, 2009).

Una compilación de 89 estudios independientes demostró que cuatro parámetros biológicos experimentaron cambios significativos dentro de las AMPs en comparación con zonas sin protección: la diversidad aumentó entre un 20 y un 30%, la biomasa se triplicó, la densidad se duplicó y el tamaño de los peces incrementó (Halpern, 2003).

En un reporte sobre la ciencia de las reservas marinas se demostró que los peces, invertebrados y algas marinas típicamente crecen un 28% más y son 166% más abundantes dentro de las reservas, mientras que la densidad de especies aumenta un 21% y la biomasa un 466% dentro de las mismas (PISCO, 2007). Dentro de las reservas, los peces e invertebrados de mayores tallas pueden producir más juveniles que animales más pequeños fuera de las mismas. Las especies objeto de la pesca incrementan dentro de las reservas marinas, mientras que las especies presa de éstas disminuyen (PISCO, 2007).

Las reservas marinas constituyen una herramienta de gestión legítima necesaria para prevenir que todo el área de distribución de las especies explotadas esté sujeta a la pesca (Beattie *et al.*, 2002; Lubchenco *et al.*, 2003; Pauly *et al.*, 2005; Hughes *et al.*, 2007; Martin *et al.*, 2007; Lester *et al.*, 2009). Los efectos positivos de las reservas marinas sobre las poblaciones se deben a una reducción en la mortalidad, a una disminución de la destrucción de los hábitats y a efectos ecosistémicos indirectos (Lubchenco *et al.*, 2003).

Las reservas marinas, como herramientas básicas de gestión en las pesquerías, permiten la migración de poblaciones desde zonas protegidas de la pesca hacia zonas donde están sujetas a la explotación pesquera (Nowlis & Roberts, 1999; Beattie *et al.*, 2002; Gerber *et al.*, 2003; Avasthi, 2005; Hughes *et al.*, 2007; Martin *et al.*, 2007; Lester *et al.*, 2009; Halpern *et al.*, 2010b); es por esto que es común referirse a las AMPs como semilleros que alimentan a otras áreas marinas.

Para que las AMPs sean herramientas útiles en la conservación de la biodiversidad se debe considerar a los ecosistemas que se van a proteger, pues los recursos marinos y la industria pesquera dependen de ecosistemas marinos saludables que permitan a las poblaciones y a los *stocks* de pesca recuperarse de la sobreexplotación (Nowlis & Roberts, 1999; Lubchenco *et al.*, 2003; PISCO, 2007; Worm *et al.*, 2009). Esto se hace protegiendo zonas importantes para las especies, como lugares de apareamiento, desove, reclutamiento y agregación (Martin *et al.*, 2007; PISCO, 2007; Francini-Filho & Mourab, 2008; Forcada *et al.*, 2009).

Se considera que las reservas marinas aumentan las poblaciones de peces en zonas circundantes mediante dos mecanismos principales: la biomasa poblacional dentro de la zona de exclusión conlleva una mayor producción y dispersión larvaria, y las poblaciones de peces que han aumentado de tamaño en la zona de exclusión muestran una exportación neta hacia zonas de pesca adyacentes (Ashworth & Ormond, 2005).



Nuevos análisis indican que los beneficios de las reservas marinas no están ligados a la colocación de reservas en mejores localidades, ni parecen estar asociados a esfuerzos pesqueros desplazados fuera de las reservas; incluso las reservas pequeñas pueden producir respuestas biológicas importantes sin importar la latitud (Lester *et al.*, 2009). Los efectos de las reservas varían según los grupos taxonómicos; no todas las especies aumentan como respuesta a la protección (Lester *et al.*, 2009).

Existen diferentes opiniones acerca del porcentaje del territorio marino que se debe proteger bajo restricción pesquera para que las AMPs sean verdaderamente funcionales, unos citan el 20%, otros el 35% (Avasthi, 2005). Lo cierto es que los factores más importantes en la creación de las AMPs son las especies, el hábitat y los objetivos de conservación a preservar para cada AMP y para la red de protección (Botsford *et al.*, 2003; Avasthi, 2005).

Los factores principales que afectan a la tasa a la que las especies objetivo de las pesquerías se recuperan dentro de las reservas marinas son: el tamaño de la población inicial, la tasa intrínseca de aumento de la población, las relaciones de reclutamiento de los *stocks*, el tamaño de las reservas marinas, la estructura de las metapoblaciones, las relaciones con localidades fuente, las variaciones anuales en el éxito de eventos de reclutamiento individuales, el éxito de reducción de la mortalidad por pesca dentro de la reserva marina y el grado al cual la pesca ha afectado las poblaciones (Babcock *et al.*, 2010).

Las reservas marinas diseñadas con el fin de proteger o restaurar ecosistemas marinos proveen servicios ecosistémicos a una tasa sostenible. Los servicios ecosistémicos que proveen las reservas marinas incluyen producción de peces y mariscos, buena calidad de agua, control de pestes y patógenos, protección costera y regulación climática (PISCO, 2007).

En Costa Rica, el Reglamento de la Ley de Biodiversidad (Poder Ejecutivo, 2008a) cita cuatro categorías de gestión que pueden usarse dentro del término Área Marina Protegida: Reserva Biológica, Parque Nacional, Humedal y Refugio de Vida Silvestre. A éstas se le suman dos categorías de reciente creación: Reserva Marina y Área Marina de Manejo (Cajiao *et al.*, 2010). Todas estas categorías se encuentran bajo el control del MINAE.

A estas categorías se suman las AMPRs, reguladas por el INCOPESCA (INCOPESCA, 2008). La legislación costarricense solamente considera como AMP las categorías bajo jurisdicción del MINAE; sin embargo, las AMPRs fueron creadas para permitir un uso sostenible de los recursos pesqueros, razón por la cual caben dentro de la Categoría VI de la UICN de AMP. A efectos de este trabajo, las AMPRs serán consideradas AMPs.

En el caso de Costa Rica, el conocimiento acerca de zonas importantes en el ciclo de vida de las especies marinas, como sitios de apareamiento, desove, agregaciones de desove, reclutamiento, concentración y alimentación, no está compilado apropiadamente. Es por esto que tradicionalmente no se usaron bases científicas sólidas para la creación de las AMPs y sus delimitaciones geográficas consistían en trazos arbitrarios sobre un mapa o en la continuación marina de los límites de áreas protegidas terrestres.

En Costa Rica, solamente el 2,57% de las aguas jurisdiccionales se encuentra bajo alguna categoría de gestión (MarViva, 2012). Al separar las aguas protegidas en la ZEE (1,70%) y el Mar Territorial (23,01%) (MarViva, 2012), se observa que la mayor parte



del esfuerzo por crear AMPs se ha centrado en las primeras doce millas; de hecho, la única AMP fuera de las doce millas es el Área Marina de Manejo Montes Submarinos.

Gran parte de la flota pesquera nacional faena en esta franja de doce millas, la mayoría embarcaciones de pequeña escala. Es por esto que es importante para el país realizar una gestión pesquera adecuada de esta zona sujeta a explotación, combinando AMPs con zonas de producción.

Las pesquerías de pequeña escala son potencialmente más sostenibles que las pesquerías de gran escala; sin embargo, se ven limitadas por su falta de infraestructuras. Las pesquerías de pequeña escala generalmente usan artes de pesca que son menos intensivas en términos de energía; operan cerca de la costa, no utilizan técnicas destructivas de los hábitats bentónicos, pueden actuar sobre diferentes especies según su disponibilidad, no enfocan su producción hacia la fabricación de harinas de pescado, emplean 25 veces más personas, y utilizan un cuarto del combustible para capturar la misma cantidad de peces comestibles (Jacquet & Pauly, 2008).

A pesar de contar con un número alto de AMPs, Costa Rica no cuenta con evaluaciones adecuadas de su efectividad en la protección de las especies marinas. En zonas de exclusión pesquera solamente se cuenta con estudios puntuales, como el elaborado por la *National Geographic*, en el cual se determinó que, dentro del Parque Nacional Isla del Coco, la biomasa de depredadores de los niveles más altos era la mayor del Pacífico Este Tropical y una de las más altas del mundo (Sala, 2009). A pesar de ser una investigación de gran importancia, que contó con un equipo integrado por científicos de renombre internacional, sus resultados deben ser analizados dentro del contexto de la expedición, debido a que la evaluación se hizo durante la mejor época del año para observar depredadores y solo se realizó un crucero de investigación.

En AMPs creadas para dar un uso sostenible a los recursos pesqueros se cuenta con más evaluaciones; sin embargo, éstas se limitan al AMPR de Palito, el AMPR de Tárcoles y el Área Marina de Manejo Montes Submarinos. (Marín Alpízar *et al.*, 2010; Starr & Green, 2010; Marín Alpízar, 2011; Marín Alpízar & Vásquez Arias, 2011; Marín Alpízar *et al.*, 2012; Marín Alpízar & Vásquez, 2012).

En años recientes, los pescadores nacionales se han ido percatando del estado precario de las pesquerías y han impulsado iniciativas para crear AMPRs, categoría que permite usos sostenibles combinados con zonas de exclusión que son de vital importancia para la gestión pesquera y la recuperación de las poblaciones (Huber *et al.*, 2003). Este cambio de mentalidad en el pescador costarricense es de gran importancia y ha generado un efecto multiplicador, ya que muchas asociaciones de pesca se han acercado al INCOPECA y al MINAE para gestionar áreas de uso sostenible.

Efecto de desborde

El efecto de desborde ha sido comprobado en una amplia gama de estudios alrededor del mundo. Este efecto consiste en el desborde de especies marinas desde las AMPs, especialmente zonas con exclusión pesquera, hacia zonas adyacentes que carecen de protección. Al estar protegidas de la pesca estas zonas, las poblaciones tienen la oportunidad de recuperarse y, conforme aumenta el tamaño de éstas, se da



el fenómeno del desbordamiento (Lubchenco *et al.*, 2003; Ablan *et al.*, 2004; PISCO, 2007; Francini-Filho & Mourab, 2008; Forcada *et al.*, 2009).

Las AMPs tienen el potencial de intensificar la sostenibilidad a largo plazo de los recursos costeros piscívoros que han sido sobreexplotados. El tipo y calidad de los hábitats, tanto dentro como fuera de las AMPs, pueden determinar la probabilidad de la migración de los peces hacia zonas circundantes sin protección donde se da el desborde hacia las pesquerías (Forcada *et al.*, 2009).

Este efecto de desborde ocurre de diferentes maneras, según las familias ícticas que se estudien. Por ejemplo, ciertas especies de peces pueden aumentar en zonas sin protección a la pesca debido a una reducción en la competencia por recursos con otras especies que sufren explotación pesquera; la pesca reduce la abundancia de la mayoría de las familias, especialmente de los depredadores; la abundancia de ciertas familias y especies sujetas a bajos índices de pesca, en especial herbívoros, puede aumentar (Ashworth & Ormond, 2005). Es por esto que el efecto de desborde puede depender, hasta cierto nivel y en determinada dirección, del grupo trófico y de la intensidad de pesca fuera de las AMPs.

El efecto de desborde se ve limitado por la falta de hábitats continuos adecuados, a lo largo y a través de las fronteras de las AMPs (Forcada *et al.*, 2009). Para que un AMP sea una herramienta útil en la gestión pesquera se debe considerar este factor, para así asegurarse que las poblaciones de peces están migrando hacia zonas de explotación pesquera.

Normalmente, las zonas localizadas fuera de las AMPs están sujetas a un considerable esfuerzo pesquero, por lo que la migración debe ser importante a efectos de que estas zonas se puedan repoblar y recuperarse de la explotación pesquera. La recuperación del recurso dentro de las AMPs y su posterior desborde a sitios circundantes genera presencia de pesca, aprovechándose esta migración. Es por esto que las AMPs tienen un rol importante en la protección de la biodiversidad y la regeneración de las pesquerías.

En el Mar Rojo se demostró que, en las zonas de pesca adyacentes a las AMPs, las primeras familias en sufrir reducciones en sus números, según la intensidad de la presión pesquera, son las de los depredadores principales (Lethrinidae, Serranidae y Lutjanidae), seguidas por el siguiente nivel trófico con familias coralívoras y zooplantófagas (Chaetodontidae y Scaridae), terminando con los herbívoros dominantes (Acanthuridae y Siganidae) (Ashworth & Ormond, 2005). El efecto de desborde en las MAP del Mar Rojo dependió tanto de la intensidad pesquera como del grupo trófico. Seis familias de peces mostraron declives importantes en abundancia al irse alejando del centro de la zona de exclusión pesquera (Ashworth & Ormond, 2005).

En Filipinas, se observó que la densidad total de peces era mayor dentro de las reservas marinas que en los arrecifes sujetos a explotación pesquera; sin embargo, se determinó que solo la densidad de las especies sujetas a explotación aumentaba después del establecimiento de zonas de exclusión (Maliao *et al.*, 2009).

En las islas de Apo y Sumilon, en Filipinas, el permanente seguimiento desde su creación en 1974, ha permitido obtener un conocimiento sin precedentes de los cambios a largo plazo dentro de las reservas marinas (PISCO, 2007). Se logró demostrar que las reservas causan incrementos en la abundancia, talla y biomasa de las especies, y que pueden beneficiar a las pesquerías circundantes (PISCO, 2007). Estas reservas



han generado beneficios económicos a las comunidades locales al incrementar el turismo y los beneficios asociados (PISCO, 2007).

En Brasil, en un estudio dedicado a evaluar las poblaciones de peces antes y después del establecimiento de una reserva marina, se concluyó que éstas promueven el incremento de la biomasa de especies comercialmente importantes, tanto dentro de sus límites como fuera de ellos por medio del desborde (Francini-Filho & Mourab, 2008). La importancia de este estudio es que se contó con datos anteriores a la creación de la reserva para poder cuantificar los cambios reales tras su creación (Francini-Filho & Mourab, 2008).

En California se creó una red de reservas marinas a lo largo de la costa del estado. Estas reservas varían según el objetivo de conservación y se van alternando con zonas donde sí se permite la pesca, para que así haya un efecto multiplicador en la recuperación de las especies marinas (Avasthi, 2005; PISCO, 2007).

En Cuba, la protección del archipiélago Jardines de la Reina, dentro de una reserva marina de 120 km de largo, causó que la biomasa de peces dentro de la reserva se triplicara y ahora tiene una de las comunidades de arrecifes más saludables de todo el Caribe (PISCO, 2007). La biomasa de depredadores, como tiburones y meros, es diez veces mayor dentro de la reserva que fuera de ella (PISCO, 2007).

En Chile, la creación de la Reserva Marina Los Cruces causó un rápido incremento de adultos y juveniles de una especie sobreexplotada, el abulón chileno (*Concholepas concholepas*) (PISCO, 2007). Su abundancia aumentó por un factor de veinte dentro de la reserva después de cuatro años de protección; después de diez años, los abulones eran más grandes y producían cuarenta veces más huevos dentro de la reserva marina (PISCO, 2007).

En las Bahamas, en el Parque Marino y Terrestre de Exuma Cays, se observó que los adultos de peces y juveniles de cambute (*Strombus gigas*) se movilizan o son llevados a la deriva hacia zonas de pesca (PISCO, 2007). La reserva marina presentó siete veces más biomasa del mero de Nassau (*Epinephelus striatus*) y una densidad treinta veces mayor de cambute (PISCO, 2007).

Para que las reservas marinas y AMPs sean efectivas como herramientas de conservación y de gestión pesquera se deben considerar los hábitos de las especies que se busca proteger. Un estudio realizado en Nueva Zelanda, que examinó los patrones de movimiento del sargo plateado (*Pagrus auratus*) por medio de seguimiento ultrasónico, demostró cierta fidelidad de sitios por parte de la especie durante diversos periodos de tiempo (Egli & Babcock, 2004). Conociendo los patrones de comportamiento de las especies a proteger, se pueden diseñar AMPs y redes de AMPs que multipliquen sus beneficios.

Las AMPs de mayor tamaño y con más tiempo de existencia presentan densidades de peces consistentemente mayores en comparación con AMPs más pequeñas y de creación más reciente (Maliao *et al.*, 2009). Adicionalmente, las AMPs con esfuerzos de control y vigilancia efectivos y constantes también muestran mayores densidades que aquéllas con escasos controles (Maliao *et al.*, 2009). Esto es de gran importancia y pone de manifiesto que la protección debe ir acompañada de una fiscalización adecuada y constante.

Un estudio basado en las observaciones de poblaciones de peces realizadas durante varias décadas dentro de reservas marinas ubicadas por todo el mundo



concluyó que las poblaciones de especies objetivo de las pesquerías son más estables dentro de las reservas que en zonas abiertas a la explotación pesquera, sugiriendo mayor resiliencia ecológica (Babcock *et al.*, 2010). En el 78% de los casos (n=15), las poblaciones de especies directamente explotadas aumentaron a través del tiempo dentro de las reservas y los efectos directos sobre estas especies ocurrieron de manera relativamente rápida, apareciendo, en promedio, a los cinco años de su creación (Babcock *et al.*, 2010). Esto es un beneficio importante de las reservas marinas con respecto a su función como herramientas de conservación y restauración.

En otro estudio que evaluó 112 mediciones independientes en 80 reservas marinas situadas por todo el mundo se concluyó que, dentro de las mismas, se obtienen valores promedio mayores de densidad, biomasa, tamaño de los organismos y diversidad en periodos cortos (1 a 3 años) (Halpern & Warner, 2002). Estos valores se mantuvieron en el tiempo a través de las reservas (hasta 40 años), por lo que las respuestas biológicas dentro de las reservas marinas parecen ocurrir rápidamente y perduran en el tiempo (Halpern & Warner, 2002).

Las reservas marinas usualmente tienen efectos indirectos; por ejemplo, se pueden observar efectos tróficos en lugares donde aumentan las especies explotadas de los niveles tróficos más altos, causando un declive en sus especies presa (Babcock *et al.*, 2010). En ecosistemas tropicales, la recuperación de peces herbívoros dentro de reservas marinas puede conllevar una reducción en la biomasa de macroalgas y, por ende, una liberación de espacio, resultando un reclutamiento coralino intenso (Babcock *et al.*, 2010).

La mayoría de los factores que influyen en la recuperación de las poblaciones que se encuentran dentro de las reservas marinas están relacionados con el crecimiento poblacional, sugiriendo que la recuperación es un proceso acumulativo (Babcock *et al.*, 2010). Adicionalmente, el diseño de las reservas y las tasas de movimiento a través de sus límites con frecuencia tienen un rol importante (Babcock *et al.*, 2010).

Espectro de tallas

Los indicadores basados en tallas son fáciles de calcular a partir de datos simples de tamaño y abundancia, sin la necesidad de implementar modelos elaborados (Graham *et al.*, 2005; Shin *et al.*, 2005; Petchey & Belgrano, 2010; Wilson *et al.*, 2010). El espectro de tallas indica la variación en una propiedad de la comunidad a través del rango de tallas en la misma (Rice & Gislason, 1996; Brown & Gillooly, 2003; Jennings & Blanchard, 2004; Shin *et al.*, 2005).

La hipótesis de transferencia trofodinámica de eficiencias dicta que, a pesar de la alta variabilidad de la riqueza y la abundancia relativa de las especies, la biomasa y el número de individuos (combinado a través de todas las especies) decrece de una manera log-lineal con la talla (Rice & Gislason, 1996; Brown & Gillooly, 2003). Es decir, en una comunidad típica, hay menos organismos presentes en los rangos de tallas mayores (Rice & Gislason, 1996).

En las áreas de mayor productividad, donde hay una concentración de biomasa en especies pequeñas con altas tasas de renovación, las pendientes son más pronunciadas; por otro lado, en las zonas oligotróficas (menos productivas), la biomasa se distribuye de una manera más equitativa entre los diferentes rangos de tallas e incluso puede aumentar en las clases más grandes (Macpherson *et al.*, 2002).



Al aplicar un análisis logarítmico del espectro de tallas, la pendiente y el punto de intercepción del gráfico son propiedades que se pueden contrastar a través de diferentes comunidades o dentro de una misma comunidad a través del tiempo (Rice & Gislason, 1996; Jennings & Blanchard, 2004; Shin *et al.*, 2005; Petchey & Belgrano, 2010).

Las pendientes y las alturas de los puntos medios del espectro de tallas responden a cambios en las tasas de mortalidad y en los efectos indirectos de la mortalidad (Graham *et al.*, 2005; Wilson *et al.*, 2010). Un aumento en la pendiente puede deberse a una disminución de individuos grandes, un aumento de individuos pequeños, o ambas circunstancias (Graham *et al.*, 2005; Wilson *et al.*, 2010). Estos cambios pueden tener muchas causas; por ejemplo, cambios ambientales, variabilidad genética, relaciones depredador-presa, interacciones competitivas, invasiones de especies, explotación, gestión y restauración (Shin *et al.*, 2005; Petchey & Belgrano, 2010).

Sin embargo, uno de los factores más importantes es la pesca, la cual tiene una selectividad por talla: la captura de individuos más grandes (y más valiosos) modifica la estructura de tallas y las comunidades funcionales explotadas, con consecuencias sobre la productividad y resiliencia de algunas poblaciones (Jennings & Blanchard, 2004; Shin *et al.*, 2005; Wilson *et al.*, 2010). La pesca, a través del tiempo, provoca que la pendiente del gráfico de la comunidad explotada aumente (Rice & Gislason, 1996; Jennings & Blanchard, 2004; Graham *et al.*, 2005; Shin *et al.*, 2005; Stobberup *et al.*, 2005; Wilson *et al.*, 2010).

Los indicadores basados en tallas permiten seguir los efectos directos de la pesca sobre las comunidades explotadas, porque: i) las especies de mayor talla y valor generalmente son el objetivo principal; ii) los artes de pesca discriminan por talla, generalmente capturando a los individuos más grandes y permitiendo que los pequeños escapen; iii) los individuos más viejos y grandes se vuelven más escasos, pues los efectos de mortalidad pesquera se acumulan a través del tiempo; iv) las especies de tamaños grandes son más vulnerables, tienen tasas potenciales de incremento más bajas y son menos aptas para soportar una tasa definida de mortalidad (Shin *et al.*, 2005).

En el Mar del Norte, la presión pesquera causó dos patrones en el espectro de tallas de los depredadores: las comunidades sujetas a explotación pesquera mostraron cambios en la diversidad a través de todos los grupos de tallas de los peces depredadores, y los mayores cambios en la diversidad de los rangos de depredadores ocurrieron cuando la diferencia entre las diversidades de los grupos de depredadores y presas se volvieron anormalmente grandes (Rice & Gislason, 1996).

En Namibia, analizando las comunidades de peces a profundidades entre los 100 y 800 m, se encontró que en las zonas de surgencia, donde predominan especies pequeñas y la diversidad de la comunidad es menor, la biomasa se reduce con el aumento de la talla (Macpherson & Gordo, 1996). En las zonas menos productivas, donde la biomasa de individuos pequeños es baja y la diversidad de la comunidad es alta, predominan los depredadores medios (Macpherson & Gordo, 1996).

En el Mediterráneo, una comparación del espectro de tallas para peces de zonas rocosas entre áreas protegidas y áreas sujetas a presión pesquera mostró pendientes constantes tanto para los rangos pequeños como para los grandes, lo que sugiere que



la remoción de depredadores grandes no afectó significativamente la escala de la biomasa de la población (Macpherson *et al.*, 2002).

En Fiji, se ha demostrado que la pesca sobre comunidades de peces de arrecife de coral vuelve más pronunciada la pendiente del espectro de tallas y la altura decrece al incrementar la intensidad pesquera (Graham *et al.*, 2005; Wilson *et al.*, 2010). La respuesta a la explotación fue más grande en los peces de mayor talla, debido principalmente a las reducciones en la abundancia relativa de peces grandes y no a una respuesta ecológica de peces pequeños ante una disminución de sus depredadores (Graham *et al.*, 2005).

1.3. Justificación

El seguimiento de los recursos marinos en las AMPs puede generar información que ayude tanto en el cambio de opciones de gestión como en la localización de las AMPs (Gerber *et al.*, 2005). Para comprobar si se produce un efecto de desborde fuera de las AMPs, se deben evaluar las variaciones de las poblaciones de especies y la diversidad dentro del área protegida y en las zonas vecinas que se usen como control (Gerber *et al.*, 2005; Forcada *et al.*, 2009; Maliao *et al.*, 2009). Dado que existe un vacío de información para las AMPs de Costa Rica, es importante realizar un esfuerzo para compilar datos acerca de la eficacia de la protección de ecosistemas clave a nivel nacional.

El seguimiento de los recursos marinos es crítico para evaluar la efectividad de las reservas marinas y la eficacia de la reserva para recuperar las poblaciones dentro de su área; además, permite la pronta modificación de las estrategias de gestión y seguimiento (Gerber *et al.*, 2005). Los resultados del seguimiento permiten refinar los modelos matemáticos usados para evaluar el estado de las poblaciones, modificar las acciones, incrementar el control, modificar los límites de las reservas, buscar otras causas del declive de las poblaciones o cambiar el régimen de seguimiento (Gerber *et al.*, 2005). Inclusive un programa de seguimiento bien establecido y funcional permite maximizar los ingresos de pesquerías aledañas (Gerber *et al.*, 2005).

La selección de las especies puede variar ampliamente, desde usar toda la fauna a concentrarse en solo fauna íctica, en grandes depredadores, en indicadores ecológicos, en especies comerciales, etc. (Gerber *et al.*, 2005). El seguimiento debe ir ligado a la evaluación de las poblaciones de especies indicadoras, tanto dentro como fuera de las AMPs, para así poder influir en la toma de decisiones.

El presente estudio se llevó a cabo en el PNMB, debido a su riqueza en especies marinas y a la presencia de arrecifes coralinos y rocosos, que sirven como sumideros para especies marinas (Sierra *et al.*, 2006). Cerca del PNMB, tanto al sur como al norte del mismo, se pueden encontrar arrecifes de características similares.

Los estudios sobre los efectos de las reservas marinas se han concentrado en seguir los incrementos a través del tiempo en la abundancia de especies objetivo de la pesca, reportando pocos cambios en grupos de peces que no son objeto de la pesca (Babcock *et al.*, 2010). Estos ligeros cambios que se han observado en poblaciones de peces no objetivo de la pesca se consideran como el resultado de un efecto indirecto



después de restaurar las poblaciones de depredadores mayores (Babcock *et al.*, 2010). Es por esto que el presente proyecto se centra en especies de importancia comercial y ecológica, no considerando especies menores que no están sujetas a la pesca.

El efecto de desborde se espera que actúe a través de escalas espaciales pequeñas, desde decenas hasta pocos cientos de metros, dependiendo de la movilidad de las especies y la conectividad del hábitat (Francini-Filho & Mourab, 2008). Por esta razón, los sitios de seguimiento fuera del PNMB se seleccionaron a poca distancia de sus límites y con hábitats semejantes a aquéllos dentro del PNMB. Los fondos marinos de la zona, tanto dentro como fuera del PNMB, se caracterizan por formaciones rocosas y rocas sueltas, por lo que hay una interconexión natural entre los diferentes puntos de muestreo.

Los sitios seleccionados se encuentran en una relativa línea recta a partir del límite norte del PNMB, cada uno a una mayor distancia. Se hizo esta selección para poder evaluar el posible efecto de desborde desde la zona de exclusión pesquera hacia zonas circundantes, mediante el análisis de gradientes de abundancia, conforme se penetra en zonas de pesca y se aleja del centro de la zona de exclusión pesquera (Ashworth & Ormond, 2005).

1.4. Objetivos

Objetivo General

Elaborar una base científica sobre las especies de importancia comercial y ecológica del Parque Nacional Marino Ballena, para estudiar las tendencias en sus poblaciones a largo plazo tanto dentro como fuera del área protegida.

Objetivo Específico 1

Verificar si las condiciones de gestión del Parque Nacional Marino Ballena tienen efecto sobre la diversidad y la densidad de los peces de importancia comercial y ecológica.

Indicador

Índices de diversidad y datos de densidad.

Meta

Línea de base de las especies presentes dentro y fuera de las áreas protegidas.

Objetivo Específico 2

Estudiar la estructura de tallas de las especies de importancia comercial y ecológica, dentro y fuera del Parque Nacional Marina Ballena.

Indicador

Número de especies analizadas.

Meta

Caracterización de la estructura de tallas.



Objetivo Específico 3

Elaborar recomendaciones para una gestión sostenible de los recursos a nivel local.

Indicador

Número de criterios elaborados.

Meta

Lista de recomendaciones de gestión para el uso sostenible de los recursos estudiados.



2. Materiales y Métodos

2.1. Zona de estudio

El Parque Nacional Marino Ballena fue establecido en 1989 con el fin de proteger los ecosistemas coralinos de Punta Uvita, las especies comerciales asociadas a los arrecifes coralinos y el refugio temporal de la ballena jorobada (Poder Ejecutivo, 1989; Salas *et al.*, 2012).

El PNMB se ubica en el litoral Pacífico de Costa Rica, entre la desembocadura del Río Morete ($9^{\circ}10'6,08''N$, $83^{\circ}45'42,28''O$) y Punta Piñuela ($9^{\circ}5'45,95''N$, $83^{\circ}41'20,88''O$), en el distrito de Bahía Ballena, del cantón de Osa, provincia Puntarenas (Alvarado & Aguilar, 2009) (**Figura 2**). Tiene una extensión de 54,01 km², de los cuales 52,29 km² son marinos (Mora *et al.*, 2006). Dentro del Parque existe una serie de islas y rocas, así como un tómbolo (formación geológica producto de la acumulación de arena que queda expuesta en marea baja), sitios que son ideales para el desarrollo de arrecifes y comunidades coralinas y, por ende, ideales para otros organismos como peces, estrellas de mar, abanicos de mar y moluscos (Alvarado, 2007).



Figura 2. Mapa de Costa Rica mostrando la localización del Parque Nacional Marino Ballena.

La zona en la que se encuentra el PNMB es un área de moderada a fuerte precipitación, con un promedio anual de 3.000-3.500 mm (Alvarado & Aguilar, 2009). El clima es húmedo y muy caliente, y presenta una estación seca moderada (35-70 días



de déficit de agua), desde finales de diciembre hasta inicios de mayo. La temperatura media anual oscila entre los 23º y 27ºC (Alvarado & Aguilar, 2009).

Este Parque se encuentra localizado en un área muy productiva, resultando en un valor alto de saturación de oxígeno (120%) (Alvarado & Aguilar, 2009). Esto sugiere que existen buenas condiciones para el desarrollo de fitoplancton, zooplancton y otros grupos (Alvarado & Aguilar, 2009).

El PNMB alberga 5 especies de árboles de manglar (Sierra *et al.*, 2006), 18 especies de coral (Alvarado *et al.*, 2005), 25 especies de equinodermos (Alvarado & Fernández, 2005), 79 especies de peces marinos (Salas & Alvarado, 2008), 6 especies de mamíferos marinos (Sierra *et al.*, 2006), y una diversidad de aves marinas, esponjas, crustáceos, anémonas y moluscos, incluyendo el cambute, especie protegida en Costa Rica (Sierra *et al.*, 2006).

Los altos índices de precipitación (Alvarado & Aguilar, 2009), sumados a la construcción de la carretera Costanera Sur (Quesada-Alpízar & Cortés, 2006) y al desarrollo inmobiliario de la Fila Costeña que bordea al Parque, han causado problemas importantes al ecosistema coralino debido a altas tasas de sedimentación (Sierra *et al.*, 2006).

La batimetría del PNMB se caracteriza por tres zonas diferenciadas: a) una zona situada a 10 m de profundidad que recorre la parte interna de la bahía y la parte externa de Tómbolo de Punta Uvita; b) una zona situada a 20 m que atraviesa el arco de rocas; y c) una zona situada a 50 m que se encuentra hacia mar abierto, alejada del arco de rocas (Alvarado & Aguilar, 2009) (**Figura 3**).

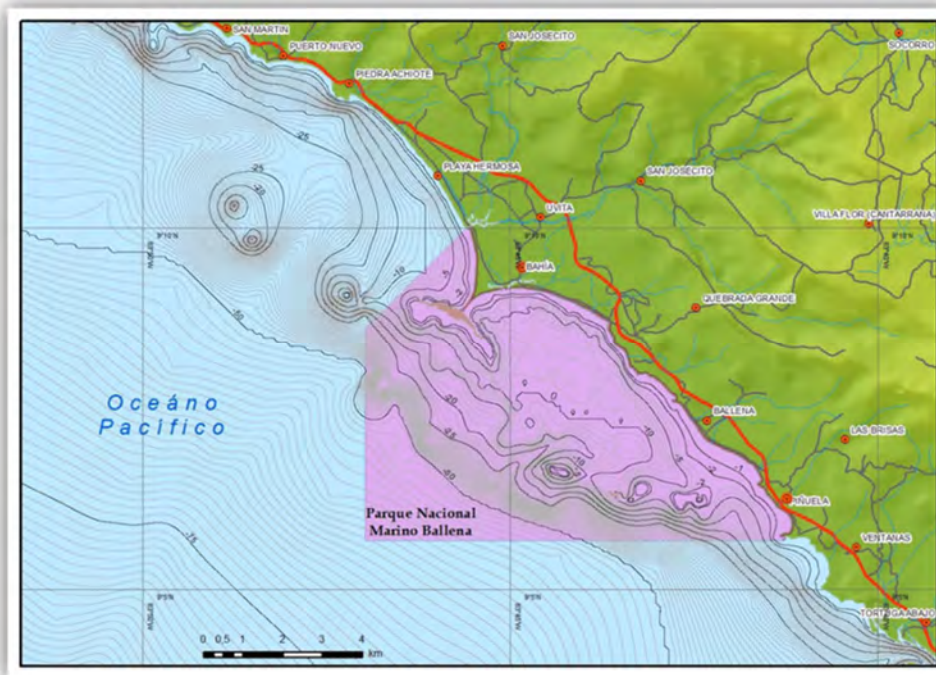


Figura 3. Batimetría del Parque Nacional Marino Ballena y sus alrededores.



La leve presión pesquera que sufren los arrecifes del PNMB y sus alrededores, por parte de pobladores locales con permiso de pesca y pescadores ilegales, puede causar cambios en las poblaciones de peces. Esto se ve agravado por un desconocimiento del número de pescadores que faenan en la zona. Como ejemplo, se puede observar lo que ocurre en la isla inhabitada de Navassa, en el Caribe, ubicada entre Jamaica y Haití, un protectorado estadounidense en donde se prohíbe la pesca. A pesar de su lejanía, en esa isla se desarrolla una pesquería ilegal de pequeña escala (nasas y cuerda de mano), cuya presión sobre las poblaciones de pargos, meros y herbívoros de gran tamaño, aunque leve, es notoria (Miller & Gerstner, 2002).

El desarrollo de los ambientes coralinos del PNMB está determinado por tres factores: a) la sedimentación; b) el calentamiento de las aguas por eventos de El Niño; y c) la baja salinidad debido al aporte de los ríos y al agua de lluvia (Alvarado *et al.*, 2005). El PNMB está sujeto frecuentemente a diferentes tipos de perturbaciones, con muy poco tiempo de recuperación entre ellas, lo que hace necesario tomar medidas urgentes para tratar de controlar en cierta medida estas perturbaciones y poder conservar estos ecosistemas coralinos tan valiosos (Alvarado *et al.*, 2005).

2.2. Sitios de seguimiento

Para definir los puntos de seguimiento dentro y fuera del PNMB se usaron dos criterios: a) una gira de reconocimiento para examinar varios puntos, que sirvió como base para seleccionar arrecifes rocosos dentro del PNMB y varios lugares con características similares en sitios cercanos al norte del área protegida; y b) conocimientos de los guardaparques, guías locales de buceo, empresarios de pesca deportiva y empresarios de turismo recreativo acerca de los puntos que reuniesen las mejores características para la investigación.

La temporada lluviosa (mayo a noviembre) afecta considerablemente la visibilidad en la zona, debido a la escorrentía producida por el crecimiento urbano en la Fila Costeña cercana a la costa. Debido a esto, las giras se programaron, en su mayoría, durante el periodo de verano (diciembre a abril) y durante una época conocida como el Veranillo de San Juan, un periodo corto, en el mes de junio, en el que se interrumpe la estación lluviosa. Además, se realizaron otras giras durante el periodo de invierno, en épocas de poca lluvia. No siempre se pudo bucear en todos los sitios durante las giras.

Se hicieron todos los esfuerzos por tener la mayor cantidad de giras de campo posibles. Tomar muchas muestras pequeñas en lugar de una sola muestra grande tiene ventajas significativas a la hora de estimar la riqueza (Magurran, 2008). Este acercamiento permite construir un perfil acumulativo de la biodiversidad y las réplicas permiten el análisis estadístico y la construcción de límites de confianza (Magurran, 2008).

Dentro del PNMB, se escogieron tres puntos de seguimiento: Isla Ballena, Bajo Maureen y Tómbolo de Punta Uvita. Fuera del Parque, se seleccionaron tres puntos, todos localizados al norte, cada uno a una distancia mayor del límite del mismo (Roca La Viuda, Bajo Dos Tetas y Bajo Negro) (**Figura 4**).



Se hicieron todos los esfuerzos por tener la mayor cantidad de giras de campo posibles. Tomar muchas muestras pequeñas en lugar de una sola muestra grande tiene ventajas significativas a la hora de estimar la riqueza (Magurran, 2008). Este acercamiento permite construir un perfil acumulativo de la biodiversidad y las réplicas permiten el análisis estadístico y la construcción de límites de confianza (Magurran, 2008).

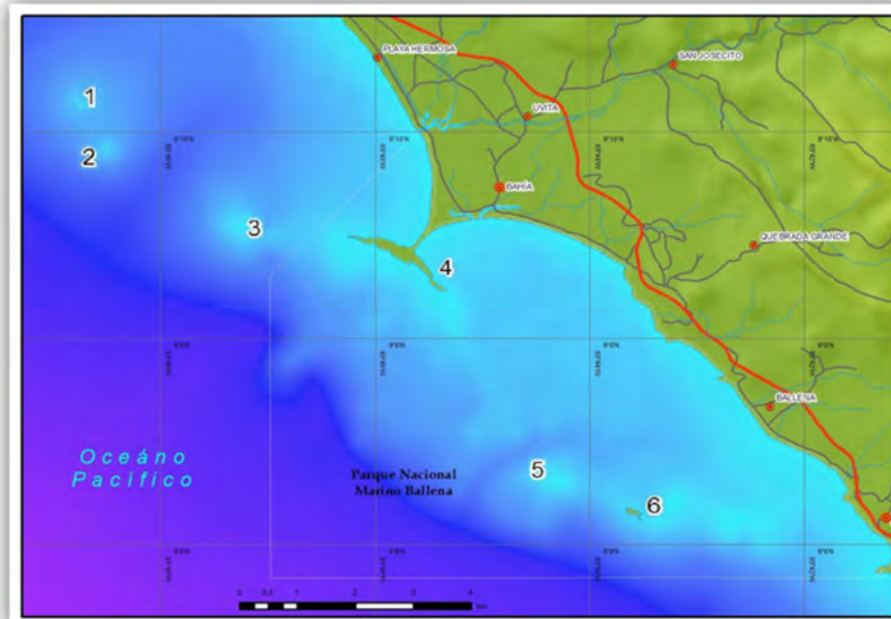


Figura 4. Puntos de muestreo (1 = Bajo Negro, 2 = Bajo Dos Tetas, 3 = Roca La Viuda, 4 = Tómbolo de Punta Uvita, 5 = Bajo Maureen, 6 = Isla Ballena).

Dentro del PNMB, se escogieron tres puntos de seguimiento: Isla Ballena, Bajo Maureen y Tómbolo de Punta Uvita. Fuera del Parque, se seleccionaron tres puntos, todos localizados al norte, cada uno a una distancia mayor del límite del mismo (Roca La Viuda, Bajo Dos Tetas y Bajo Negro) (**Figura 4**).

Se seleccionaron sitios con características físicas similares: todos presentan formaciones rocosas y muestran presencia de rocas esparcidas por el fondo. Los sitios de buceo se encuentran entre las dos primeras zonas diferenciadas de batimetría (entre el límite de los 10 m de Tómbolo de Punta Uvita y el arco de rocas).

Las profundidades de los sitios seleccionados varían ligeramente, especialmente en el caso de Tómbolo de Punta Uvita, debido a la dificultad de encontrar sitios semejantes que permitiesen un buceo seguro. Las profundidades de los sitios de seguimiento varían según la marea; en el Pacífico costarricense la marea puede variar entre los 4 y 6 m.

Los bajos rocosos seleccionados que se encuentran fuera del PNMB son generalmente más profundos que aquéllos seleccionados dentro de los límites, los cuales usualmente están más cerca de la costa. Los bajos profundos dentro de los límites del Parque son considerablemente más profundos y peligrosos para el buceo (a



más de 25 m y ubicados hacia mar abierto), razón por la cual las profundidades promedio difieren levemente. Estos bajos se ven sometidos a la presión tanto de la pesca comercial como de la pesca deportiva, algo observado ampliamente durante las giras de seguimiento, pues era común ver embarcaciones deportivas faenando en la zona.

El efecto de la pesca deportiva sobre las poblaciones de peces no se debe subestimar, ya que para tener una evaluación verdadera de las tendencias y problemas de las pesquerías se deben contabilizar todos los factores (Cooke & Cowx, 2004). El Pacífico Sur de Costa Rica es un área turística importante que ofrece tours de pesca deportiva, por lo que la presión de este sector sobre los recursos es considerable.

Isla Ballena

Isla Ballena constituye la formación rocosa más grande dentro del PNMB. Es el punto de seguimiento ubicado más al sur del Parque (09°10.104'N, 083°48.516'O). La isla se encuentra rodeada completamente por arrecifes coralinos y rocosos, hasta profundidades de 17 m. La cara de la isla ubicada del lado marino presenta oleajes y corrientes fuertes; es por esto que las inmersiones se hicieron desde el sureste de la isla (12 m de profundidad) avanzando hacia el lado que mira la costa (7 m de profundidad), una zona con características oceanográficas que permite trabajar con mayor seguridad. Hay presencia de parches de coral y de algas, ambos afectados por la sedimentación.

Bajo Maureen

Este bajo presenta las características más similares a los puntos de seguimiento que se encuentran fuera del PNMB (09°06.621'N, 083°44.435'O). Presenta formaciones rocosas importantes a profundidades entre los 14 y 20 m. Este bajo se ve menos afectado por la sedimentación debido a su mayor distancia de la costa; sin embargo, la alta productividad primaria torna el agua de un tono verdoso con frecuencia. Por esta razón, y por los oleajes fuertes que se presentan durante el invierno, fue común no poder realizar inmersiones en este punto durante la época lluviosa. Este punto presenta parches de coral y algas más saludables y extensos.

Tómbolo de Punta Uvita

Tómbolo de Punta Uvita se encuentra cerca del límite norte del PNMB (09°09.568'N, 083°47.574'O). Esta formación rocosa es conocida como la Cola de la Ballena, debido a las corrientes marinas y deposiciones de arena que realizan dos ríos que se encuentran a cada uno de sus costados, haciendo que se parezca a la cola de un cetáceo. Tiene amplias formaciones rocosas en toda su extensión, con profundidades que rondan entre los 7 y 10 m. En este sitio se permite la pesca con cuerda a los pobladores locales con fines de subsistencia (Poder Ejecutivo, 2008b). Existen parches de coral y de algas, ambos afectados por la sedimentación.

Roca La Viuda

La roca conocida como Roca La Viuda se encuentra justo fuera del límite norte del PNMB (09°08.998'N, 083°46.994'O). La piedra principal sobresale cerca de 6 m de la superficie del mar; alrededor de la misma se encuentra una plataforma rocosa, la cual



está rodeada a su vez por amplias formaciones rocosas, entre los 12 y 16 m de profundidad, extendiéndose por todo el fondo marino. La visibilidad generalmente es buena en este punto, debido a las corrientes y a la lejanía de la costa.

Bajo Dos Tetas

El bajo conocido como Bajo Dos Tetas es el punto intermedio fuera del PNMB (09°09.878'N, 083°48.514'O). Su nombre deriva de dos piedras sumergidas cercanas una de la otra, cuyas cúspides solamente sobresalen del mar durante las mareas más bajas. Ambas protuberancias se hunden hasta profundidades mayores a los 30 m, ensanchándose en sus bases. A efectos de mantener los puntos de seguimiento lo más semejantes entre sí, además de mantener niveles adecuados de seguridad, los buceos en este punto se concentraron en las zonas de 12 a 20 m de profundidad.

Bajo Negro

El Bajo Negro es el punto de buceo más lejano del PNMB (09°10.145'N, 083°48.384'O) y recibe su nombre debido a la presencia de parches pequeños de coral negro. Este Bajo está formado por un grupo central de rocas grandes rodeado por formaciones rocosas y rocas solitarias a su alrededor, en profundidades entre los 12 y 20 m. Por lo general, presenta la mejor visibilidad de todos los puntos de seguimiento.

2.3. Selección de especies

Las especies indicadoras para el estado de los arrecifes se centran en las especies de mercado, las más codiciadas en las pesquerías, como el cambute, los tiburones y grandes depredadores como los meros (Ablan *et al.*, 2004). Antes de iniciar el proyecto, se usaron guías de identificación de especies y trabajos de investigación realizados en la zona (Bussing & López, 1993; Wolff & Vargas, 1994; Bussing & López, 1996; Salas & Alvarado, 2008) para generar una base de datos inicial. Considerando que rara vez resulta costo-efectivo registrar todas las especies en una agrupación (Magurran, 2008), se seleccionaron especies de importancia comercial y ecológica para simplificar el análisis.

Se analizó minuciosamente la información disponible para reconocer las especies en el campo y tener conocimiento de las tallas máximas de las especies, al efecto de hacer estimaciones durante los buceos. Una vez iniciado el estudio, las giras preliminares permitieron concretar las especies a estudiar (**Tabla 1**).

La selección de especies se realizó considerando características de importancia comercial e importancia ecológica, usando los siguientes criterios: a) para que una especie sea considerada de importancia comercial debe ser capturada y comercializada habitualmente en la zona; y b) para que una especie sea considerada de importancia ecológica debe tener un rol importante en el ecosistema que indique un buen estado de salud del mismo; por ejemplo, los grandes depredadores, como meros y barracudas, están presentes si el ecosistema les puede proveer del alimento que necesitan. En el **Anexo 1**, se puede observar una descripción de las familias y las especies consideradas.



La identificación de las especies observadas en las giras se realizó con la ayuda de diversas guías publicadas para el Pacífico Este Tropical (Allen & Robertson, 1998; Humann & DeLoach, 2004) y para Costa Rica (Bussing & López, 1993; Bussing & López, 2005).

Tabla 1. Especies seleccionadas para el muestreo, agrupadas por familia.

Acanthuridae	<i>Acanthurus nigricans</i>	Kyphosidae	<i>Kyphosus elegans</i>
	<i>Acanthurus triostegus</i>	Labridae	<i>Bodianus diplotaenia</i>
	<i>Acanthurus xanthopterus</i>		<i>Halichoeres nicholsi</i>
	<i>Ctenochaetus marginatus</i>		<i>Halichoeres notospilus</i>
	<i>Prionurus laticlavus</i>	Lutjanidae	<i>Lutjanus argentiventris</i>
Balistidae	<i>Prionurus punctatus</i>		<i>Lutjanus guttatus</i>
	<i>Melichthys niger</i>		<i>Lutjanus inermis</i>
	<i>Melichthys vidua</i>		<i>Lutjanus jordani</i>
	<i>Pseudobalistes naufragium</i>		<i>Lutjanus novemfasciatus</i>
Carangidae	<i>Sufflamen verres</i>		<i>Lutjanus viridis</i>
	<i>Caranx caballus</i>	Mullidae	<i>Mulloidichthys dentatus</i>
	<i>Caranx sexfasciatus</i>	Muraenidae	<i>Gymnothorax castaneus</i>
	<i>Elagatis bipinnulata</i>		<i>Muraena argus</i>
	<i>Gnathanodon speciosus</i>	Pomacanthidae	<i>Muraena lentiginosa</i>
	<i>Seriola rivoliana</i>		<i>Holacanthus passer</i>
Carcharhinidae	<i>Trachinotus rhodopus</i>	Pomacentridae	<i>Pomacanthus zonipectus</i>
	<i>Triaenodon obesus</i>		<i>Microspathodon dorsalis</i>
Chanidae	<i>Chanos chanos</i>	Scaridae	<i>Scarus compressus</i>
Cirrhitidae	<i>Cirrhitus rivulatus</i>		<i>Scarus ghobban</i>
Dasyatidae	<i>Dasyatis dipterura</i>		<i>Scarus perrico</i>
Haemulidae	<i>Anisotremus interruptus</i>	Serranidae	<i>Scarus rubroviolaceus</i>
	<i>Anisotremus taeniatus</i>		<i>Cephalopholis panamensis</i>
	<i>Haemulon flaviguttatum</i>		<i>Epinephelus labriformis</i>
	<i>Haemulon maculicauda</i>		<i>Paranthias colonus</i>
	<i>Haemulon scudderii</i>		
	<i>Haemulon sexfasciatum</i>		
	<i>Haemulon steindachneri</i>		

2.4. Técnicas de seguimiento

El seguimiento de los peces demersales y bentónicos se basó en los protocolos del Programa AGRRA (Richards-Kramer & Lang, 2003), con ciertos ajustes, ya que los protocolos AGRRA se diseñaron para ecosistemas con características distintivas del Caribe, que no se encuentran en el Pacífico, debido a la formación orogénica de cada costa y a las corrientes y mareas más fuertes en el Pacífico.



En el Caribe, los arrecifes tienden a ser más uniformes y extensos, lo que permite realizar transectos representativos con mayor facilidad; en la costa Pacífica de Costa Rica, los arrecifes, en su mayoría, son parches rocosos de diversa extensión. Estas variaciones en las formaciones rocosas, sumado a las fuertes corrientes presentes en la zona del PNMB, dificultan la realización de transectos de distancias regulares para evaluar poblaciones.

Según la metodología AGRRA (Richards-Kramer & Lang, 2003), la selección de los arrecifes debe estar influenciada por la abundancia local de especies, la distribución y el esfuerzo de muestreo por realizar. Es preciso, por tanto, utilizar cualquier fuente de información apropiada (mapas del bentos, fotos aéreas, imágenes remotas, conocimiento local, reconocimiento mediante remolque de buzos, etc.). En este protocolo existen varias técnicas para contabilizar individuos de las diferentes poblaciones de peces e invertebrados. De estas técnicas, se aplicarán las siguientes:

Buzo errante

Esta técnica consiste en nadar alrededor del sitio de muestreo durante aproximadamente 40 minutos (preferiblemente 30-50 minutos, pero depende de la profundidad y el tiempo de fondo permitido), buscando sobre y entre las piedras, en las cuevas, sobre el fondo marino, etc. todas las especies objetivo.

Esta técnica se ajustó a un tiempo de 20 minutos en el presente estudio debido a la profundidad de la mayoría de los puntos de seguimiento (de 12 a 20 m). Este método sirvió para recopilar información de presencia/ausencia de individuos y las tallas de los mismos (longitud total). Los datos de buzo errante serán usados para calcular la diversidad y la estructura de tallas.

Cilindro estacionario

Esta técnica está basada en el uso de un cilindro imaginario y es comúnmente usada para reportar densidad de especies, en especial para comparar abundancia de individuos entre regiones (Peckol *et al.*, 2003a; Peckol *et al.*, 2003b; Espinoza & Salas, 2005). Se trata de un método de recuento puntual, en el que se anotan todas las especies encontradas dentro del cilindro imaginario durante cinco minutos. El cilindro usualmente se marca con una cuerda de nylon largo sobre el sustrato que sirve para calcular el radio del mismo.

Debido a la fuerza de las corrientes, se usaron puntos de identificación sobre el fondo marino para medir un radio de 7,5 m. Las fuertes corrientes causaron que el cilindro se desplazase en ocasiones. Se tomaron datos de la presencia/ausencia de los individuos y las tallas de los mismos.

Varios estudios (Claro & Cantelar-Ramos, 2003; Deschamps *et al.*, 2003; Hoshino *et al.*, 2003; Klomp & Kooistra, 2003; Nemeth *et al.*, 2003; Pattengill-Semmens & Gittings, 2003; Pattengill-Semmens & Semmens, 2003) han combinado el buzo errante con transectos por línea. Sin embargo, la existencia de fuertes corrientes submarinas, la irregularidad del fondo y la magnitud de las mareas impidió esta combinación en el área de estudio, razón por la que se combinaron los resultados del cilindro estacionario para recolectar datos cuantitativos con los cualitativos del buzo errante para estudiar el estado de las poblaciones.



Debido al tipo de muestreo subacuático, los individuos no se pudieron manipular para medirlos, por lo que se usó una estimación de la longitud total (LT). La LT se calculó según un rango para cada especie (Richards-Kramer & Lang, 2003). Para obtener la amplitud del rango de cada especie se tomó la longitud máxima de ésta y se dividió por 5. En el **Anexo 2** se puede observar la tabla con los mínimos y máximos por especie para cada rango de talla. Este cálculo permitió tener 5 rangos por especie. Estos rangos fueron aprendidos y se relacionaron las especies con rangos semejantes para facilitar el trabajo de campo. Durante las inmersiones, al observar un individuo de una especie sujeta al seguimiento, se apuntaba el rango al que pertenecía (1, 2, 3, 4 o 5) según su longitud.

Las especies se dividieron en tres categorías (menores, intermedias y mayores) según su LT, con el fin de agruparlas para comprobar los efectos de protección del PNMB y de desborde sobre cada categoría. La categoría menor incluyó a todas las especies con LT inferior a 42 cm, la categoría intermedia a todas las especies con LT comprendida entre 42 y 76 cm, y la categoría mayor a todas las especies con LT superior a 76 cm (**Anexo 3**).

2.5. Análisis de datos

Biodiversidad

En las zonas tropicales, la alta diversidad, combinada con una biota pobre, y las limitaciones de financiación provocan que usualmente solo se puedan obtener estimaciones de la riqueza de especies (Magurran, 2008). Sin embargo, es justo en estas localidades que la necesidad de inventarios de biodiversidad rápidos, certeros y costo-efectivos sea mayor (Magurran, 2008).

La biodiversidad no se puede reducir a un solo índice; es necesario analizar lo que se desea evaluar para definir el índice idóneo (Magurran, 2008). La riqueza numérica de especies, el número de especies por número específico de individuos, se presta para el taxón de animales donde los individuos son fácilmente identificables y el investigador tiene la opción de seguir con los muestreos hasta alcanzar un mínimo de individuos (Magurran, 2008).

Para medir la biodiversidad se escogió un índice de dominancia o uniformidad, el índice de Simpson. Este índice determina la probabilidad de que dos individuos tomados aleatoriamente de una comunidad infinitamente grande sean de la misma especie (Magurran, 2008).

$$D = \sum p_i^2$$

Donde p_i = a la proporción de individuos a la i especie.

El índice de Simpson es uno de los más robustos y significativos disponibles; en esencia, captura la varianza en la distribución de abundancia de las especies (Magurran, 2008). Al incrementar D, la diversidad decrece; al ser expresado como su



recíproco ($1/D$), el valor de la medida va a aumentar conforme la agrupación se vuelva más uniforme (Magurran, 2008).

Para realizar el análisis de biodiversidad se utilizó el programa informático *BioDiversity Pro* versión 2. Las especies observadas y sus frecuencias por sitio de seguimiento se colocaron en la matriz y se procedió a realizar el análisis.

Análisis de conglomerado

El análisis de conglomerado frecuentemente es considerado como una técnica de clasificación; sin embargo, se puede hacer una diferenciación entre clasificación e identificación de grupo (McKenna Jr., 2003). La clasificación es la asignación de entidades a clases predeterminadas, proceso diferente a la agrupación de entidades de acuerdo a similitudes usada en el análisis de conglomerado (McKenna Jr., 2003).

El análisis de conglomerado de Bray-Curtis es útil para establecer la similitud entre agrupaciones o puntos de muestreo (Gabriel & Tyler, 1980; Elliott & Dewailly, 1995; Demestre *et al.*, 2000; Unsworth *et al.*, 2007). El análisis se realiza a partir de los datos de biomasa por especie, expresados como la proporción del total de la biomasa en cada sitio (Gabriel & Tyler, 1980).

El análisis de conglomerado utiliza logaritmos específicos para identificar las relaciones entre atributos de muestras multivariadas y ha sido aplicado para resolver muchos problemas en una amplia gama de campos científicos (McKenna Jr., 2003). Este análisis busca patrones discretos en datos multivariados al determinar similitud o disimilitud entre muestras y agrupándolas de la manera correspondiente (McKenna Jr., 2003).

Para realizar el análisis de conglomerado de Bray-Curtis se utilizó el programa informático *BioDiversity Pro* versión 2. Con este programa se obtuvo un dendrograma de similitud que relaciona los diferentes puntos de seguimiento. Las especies observadas y sus frecuencias por sitio de seguimiento se colocaron en la matriz y se procedió a realizar el análisis.

Dominancia

El análisis de k -dominancia permite mostrar datos de abundancia de especies en un formato de rango. Un gráfico de este tipo muestra el porcentaje acumulativo de abundancia (eje y) contra el rango de especies o rango logarítmico de especies (eje x) (Magurran, 2008).

Este análisis se puede llevar a término con datos de frecuencia de individuos o con datos de biomasa (Magurran, 2008). En los gráficos de k -dominancia, las curvas más elevadas muestran comunidades menos diversas (Magurran, 2008).

Para realizar el análisis de conglomerado de Bray-Curtis se utilizó el programa informático *BioDiversity Pro* versión 2. Para facilitar el análisis, en el presente trabajo se utilizaron datos de frecuencia de individuos.

Análisis espectral de tallas

La composición de las comunidades puede ser descrita utilizando espectros de talla; esto es la relación entre la abundancia, el rango de tamaño y el rango de tamaño de agregado de la comunidad, sin considerar la taxonomía (Graham *et al.*, 2005). Considerando esto, los individuos se agrupan en rangos de clases sin tener en cuenta



agrupaciones taxonómicas, tróficas o de otro tipo (Graham *et al.*, 2005; Petchey & Belgrano, 2010).

Esto es importante, ya que las pesquerías en arrecifes son multiespecíficas y comúnmente oportunistas, con una amplitud de técnicas que capturan un rango extenso de tallas (Graham *et al.*, 2005). El espectro de tallas permite esta valoración a nivel multiespecie y permite elucidar los efectos primarios y secundarios de la pesca (Graham *et al.*, 2005).

Para agrupar los datos sin considerar la clasificación taxonómica, en cada especie se tomó el punto medio de cada rango como la longitud de todos los individuos observados en ese rango (**Anexo 4**). Para el análisis conjunto de todas las especies, las frecuencias se agruparon en rangos de 5 cm, desde 0 hasta 200 cm. El mismo análisis se realizó para las especies menores (rangos de 5 cm, desde 0 hasta 40 cm), las especies intermedias (rangos de 10 cm, desde 0 a 70 cm) y las especies mayores (rangos de 20 cm, desde 0 hasta 200 cm).

La pendiente del espectro de tallas se calculó a partir de regresiones Log10 de la talla de los individuos vs. el Log10 de la abundancia (Graham *et al.*, 2005). Estas regresiones se calcularon para todas las especies conjuntamente en cada punto de seguimiento, por separado y para el agregado de puntos protegidos y no protegidos. El análisis se repitió considerando las categorías menor, intermedia y mayor, por punto de seguimiento y para el agregado de puntos protegidos y no protegidos.

Escalamiento óptimo

El escalamiento óptimo de una serie de datos permite conocer la correlación entre las variables seleccionadas (Riginos & Nachman, 2001; Uzarski *et al.*, 2005; Salas & Alvarado, 2008).

El análisis se realizó relacionando la localización (dentro o fuera del PNMB) y el sitio de muestreo como centroides para compararlos con i) las especies encontradas (aquellas con datos no nominales) y ii) los rangos de talla de los individuos.

Para realizar el análisis de escalamiento óptimo se utilizó el programa informático *IBM SPSS Statistics* versión 21.

Nivel trófico

El nivel trófico promedio de un sitio puede ser usado como indicativo de la presencia de depredadores en el mismo. El nivel trófico promedio de las especies estudiadas en cada punto de buceo y tanto dentro como fuera del PNMB se calculó a partir de los avistamientos de presencia/ausencia.

Se utilizó la base de datos en línea FishBase (Froese & Pauly, 2012) para obtener el nivel trófico de cada una de las especies estudiadas (**Anexo 5**). Esta base de datos en línea presenta los niveles tróficos de las especies, según estudios particulares de las mismas o utilizando el nivel trófico de especies similares de la misma familia.

El valor del nivel trófico de cada especie fue multiplicado por la frecuencia de la misma en cada sitio de seguimiento. Una vez realizado este cálculo, se sumaron los totales de todas las especies para cada sitio y se dividió por la frecuencia de todos los individuos vistos en ese punto, obteniéndose el nivel trófico promedio de las especies estudiadas en ese sitio. Este mismo cálculo se realizó para el agregado de sitios dentro y fuera del PNMB.



3. Resultados

Las poblaciones de peces de arrecifes explotadas de manera intensiva se caracterizan por presentar tasas de captura reducidas, abundancias de grandes depredadores y del total de peces escasas, tamaños individuales pequeños y riqueza de especies escasa (Miller & Gerstner, 2002).

La presión pesquera ilegal dentro del PNMB es una realidad constante, como se pudo observar durante el periodo de estudio. Conversando con guardaparques, éstos indican que es común observar embarcaciones de pesca de arrastre faenando ilegalmente dentro del Parque y encontrar artes de pesca colocados ilegalmente dentro de los límites del área protegida.

La actividad de pesca ilegal se pudo constatar durante el muestreo del mes de junio del 2011, cuando se encontró un trasmallo (red de enmalle) de más de 200 m dentro del PNMB con numerosos peces muertos en la red, incluyendo más de 11 tiburones martillo juveniles, especie en peligro de extinción según la UICN (PANT-CR, 2008; IUCN, 2011) e incluida recientemente en el Apéndice II de CITES.

Un AMP con un control y vigilancia adecuados es más efectivo y muestra mayores densidades de peces (Maliao *et al.*, 2009), por lo cual una gestión adecuada es de vital importancia para conservar los recursos marinos de Costa Rica.

Fuera del PNMB, fue común observar embarcaciones de pesca deportiva en los principales bajos, así como líneas de pesca y, en una ocasión, incluso un tridente usado para pesca submarina en los sitios de buceo. Esto demuestra la importante presión que ejercen la flota turístico/deportiva y la flota artesanal sobre los recursos pesqueros en el área.

Frecuencia de individuos por punto de seguimiento

El punto de seguimiento que presentó mayor frecuencia de individuos fue Bajo Dos Tetas (8.234 individuos). Esto se debió, principalmente, a la alta presencia de sandía (*Paranthias colonus*), con 6.190 individuos. Este punto se caracteriza por dos piedras prominentes cuyos pináculos están cerca de la superficie, lugares idóneos para la agregación de sandía, especie que se caracteriza por un patrón de agrupamiento diferente al de la mayoría de especies de la familia Serranidae, ya que forma grandes cardúmenes.

El segundo punto de buceo con mayor frecuencia de individuos fue Bajo Negro (6.577 individuos). Esto se debió a la alta presencia de sandía (*Paranthias colonus*), con 3.130 individuos, y roncador pecoso (*Haemulon scudderii*), con 1.191 individuos. Ambas especies forman grandes cardúmenes cerca del extremo superior de los arrecifes y el Bajo Negro se caracteriza por ser una piedra larga con una amplia superficie rocosa (**Tabla 2**).

Los sitios con menor frecuencia de individuos fueron Tómbolo de Punta Uvita (1.792 individuos) y Roca La Viuda (2.013 individuos). Estos dos sitios son los más cercanos entre sí y sus características (plataforma más uniforme y menor profundidad) no son particulares de puntos de agregación de la especie más común del estudio, el sandía (*Paranthias colonus*) (**Tabla 2**).

En Isla Ballena, la familia más numerosa fue la Haemulidae (1.363 individuos;



43,39%), gracias a la alta presencia de varias especies de roncadores agrupados en cardúmenes. La segunda familia más numerosa fue la Carangidae, debido a un cardumen numeroso de jurel ojón (*Caranx sexfasciatus*) observado durante el muestreo de marzo del 2011 (**Figura 5**).

Tabla 2. Frecuencia (número) por familia en cada punto de muestreo, dentro y fuera del Parque Nacional Marino Ballena.

Familia	Dentro			Fuera		
	IB	BM	TP	LV	DT	BN
Acanthuridae	46	90	76	155	89	83
Balistidae	77	174	67	125	54	67
Carangidae	999	13	283	223	350	906
Carcharhinidae	0	1	0	0	2	0
Chanidae	0	350	30	0	40	0
Cirrhitidae	6	13	12	20	3	15
Dasyatidae	0	0	0	0	0	2
Haemulidae	1.363	239	562	703	353	1.842
Kyphosidae	71	1	9	138	3	6
Labridae	76	166	51	220	212	147
Lutjanidae	342	176	558	119	733	111
Mullidae	1	0	0	11	1	0
Muraenidae	0	2	0	0	0	1
Pomacanthidae	17	32	4	42	66	29
Pomacentridae	35	44	24	73	18	81
Scaridae	26	98	16	103	73	69
Serranidae	82	4.557	100	81	6.237	3.218
Total	3.141	5.956	1.792	2.013	8.234	6.577

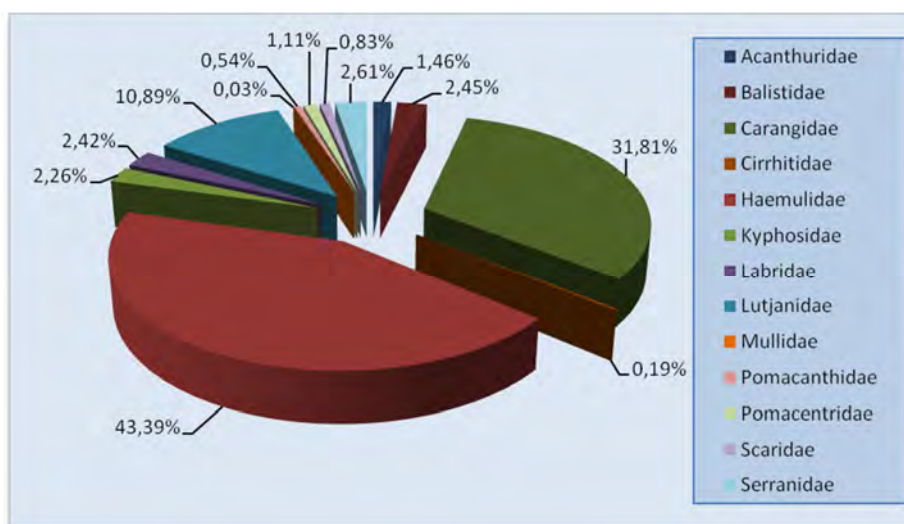


Figura 5. Distribución porcentual de las familias ícticas observadas en Isla Ballena.



Las familias menos numerosas en Isla Ballena fueron la Mullidae (1 individuo; 0,03%) y la Cirrhitidae (6 individuos; 0,19%). Esto se pudo deber a la presencia de una sola especie de cada una de las dos familias, unido a que las mismas son poco frecuentes. El halcón gigante (*Cirrhitus rivulatus*) se caracteriza por ser una especie críptica que se esconde boca abajo en las cuevas y grietas, por lo que su avistamiento resulta dificultoso (**Figura 5**).

En Bajo Maureen, la familia dominante fue la Serranidae (4.557 individuos; 76,51%), debido a la alta abundancia de sandía (*Paranthias colonus*). En comparación, las familias restantes tuvieron frecuencias poco significativas; solamente la Chanidae (350 individuos; 5,88%) y la Haemulidae (239 individuos; 4,01%) superaron los 200 individuos observados, gracias a los cardúmenes de sabalotes (*Chanos chanos*) y de varias especies de roncadores formadoras de agrupaciones (**Figura 6**).

En general, todas las familias, con excepción de la Serranidae, mostraron bajas frecuencias en Bajo Maureen. Las familias menos numerosas en el punto de muestro fueron la Carcharhinidae (1 individuo; 0,02%), la Kyphosidae (1 individuo; 0,02%) y la Muraenidae (2 individuos; 0,03%). Ninguna de las otras familias logró superar el 3% (**Figura 6**).

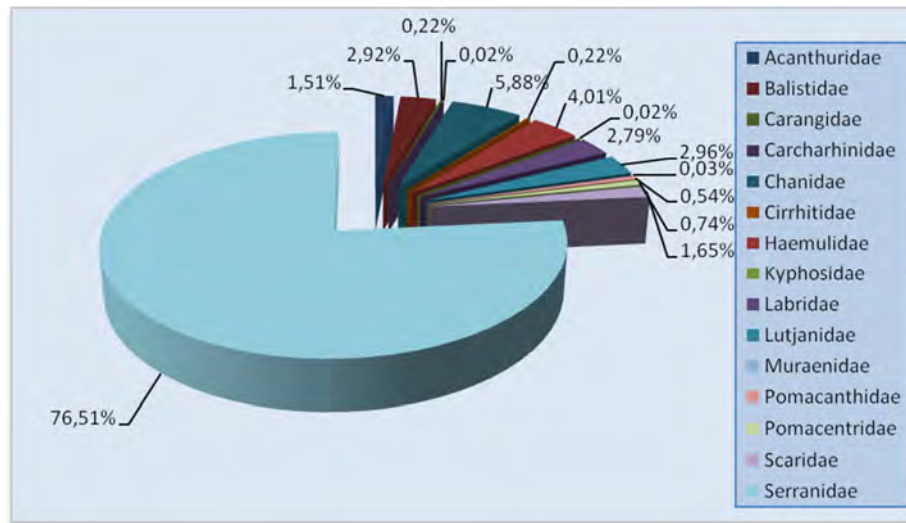


Figura 6. Distribución porcentual de las familias ícticas observadas en Bajo Maureen.

En Tómbolo de Punta Uvita, la familia más numerosa fue la Haemulidae (562 individuos; 31,36%), debido a la presencia de numerosos individuos de roncador frijol (*Haemulon steindachneri*). La segunda familia en importancia fue la Lutjanidae (558 individuos; 31,14%), gracias al elevado número de rabirrubia (*Lutjanus inermis*) y pargo amarillo (*Lutjanus argentiventris*). La tercera familia más numerosa fue la Carangidae (283 individuos; 15,79%), debido principalmente a la alta presencia de jurel bonito (*Caranx caballus*). Estas tres familias se caracterizan por tener especies formadoras de cardúmenes, especialmente en zonas rocosas (**Figura 7**).

La familia menos numerosa en Tómbolo de Punta Uvita fue la Pomacanthidae (4 individuos; 0,22%), a pesar de haber sido la más numerosa en otros sitios. Le siguieron



la Kyphosidae (9 individuos; 0,50%) y la Cirrhitidae (12 individuos; 0,67%), repitiendo la tendencia de todos los puntos de muestreo (**Figura 7**).

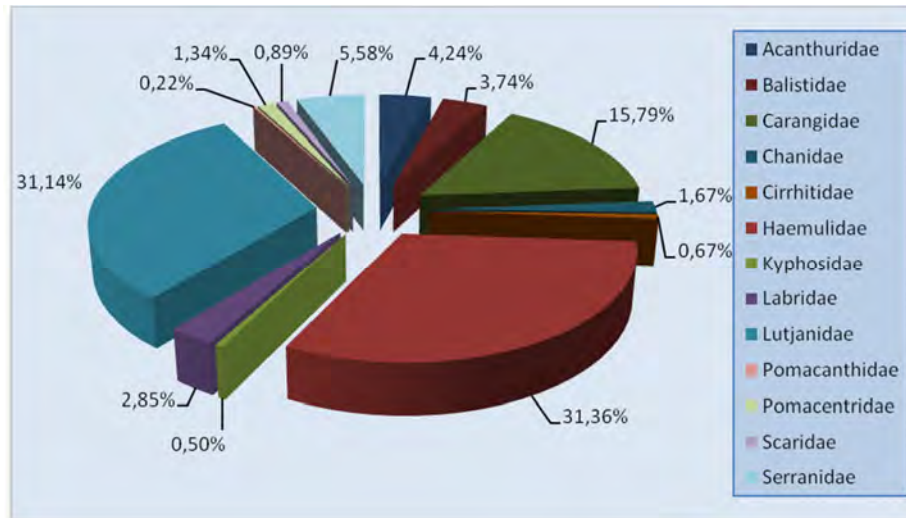


Figura 7. Distribución porcentual de las familias ícticas observadas en Tómbolo de Punta Uvita.

En Roca La Viuda, la familia más numerosa fue la Haemulidae (703 individuos; 34,92%), debido a una alta presencia de roncador frijol (*Haemulon steindachneri*), roncador pecoso (*Haemulon scudderii*) y roncador rayado (*Haemulon maculicauda*). La segunda familia más numerosa fue la Carangidae (223 individuos; 11,08%), con una alta presencia de salmonete (*Elagatis bipinnulata*). La tercera familia más frecuente fue la Labridae (220 individuos; 10,93%), con una considerable presencia de vieja de piedra (*Bodianus diplotaenia*) (**Figura 8**).

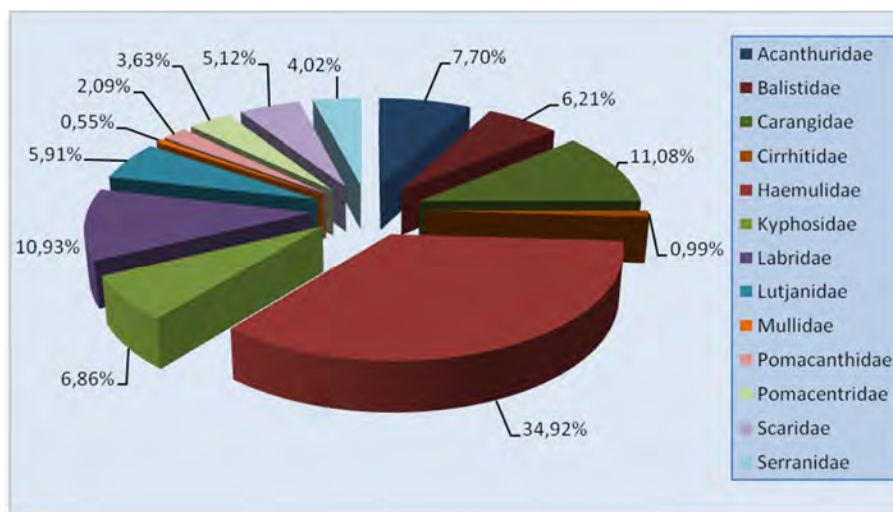


Figura 8. Distribución porcentual de las familias ícticas observadas en Roca La Viuda.



Las dos familias menos numerosas en Roca La Viuda fueron la Mullidae (11 individuos; 0,55%) y la Cirrhitidae (20 individuos; 0,99%), lo cual concuerda con las tendencias de los demás sitios de muestreo (**Figura 8**).

En Bajo Dos Tetos, la familia más numerosa fue la Serranidae (6.237 individuos; 75,75%), debido a la elevada presencia de sandía (*Paranthias colonus*). En comparación, las familias restantes tuvieron frecuencias poco significativas. La segunda familia en importancia fue la Lutjanidae (733 individuos; 8,90%), gracias a altos números de rabirrubia (*Lutjanus inermis*) y pargo amarillo (*Lutjanus argentiventris*). La tercera y cuarta familias más numerosas fueron la Haemulidae (353 individuos 4,29%) y la Carangidae (350 individuos; 4,25%). Ninguna otra familia superó los 300 individuos (**Figura 9**).

Las familias menos numerosas en Bajo Dos Tetos fueron la Mullidae (1 individuo; 0,01%), la Carcharhinidae (2 individuos; 0,02%), la Cirrhitidae (3 individuos; 0,04%) y la Kyphosidae (3 individuos; 0,04%). Esto concuerda con la tendencia global de los puntos de seguimiento (**Figura 9**).

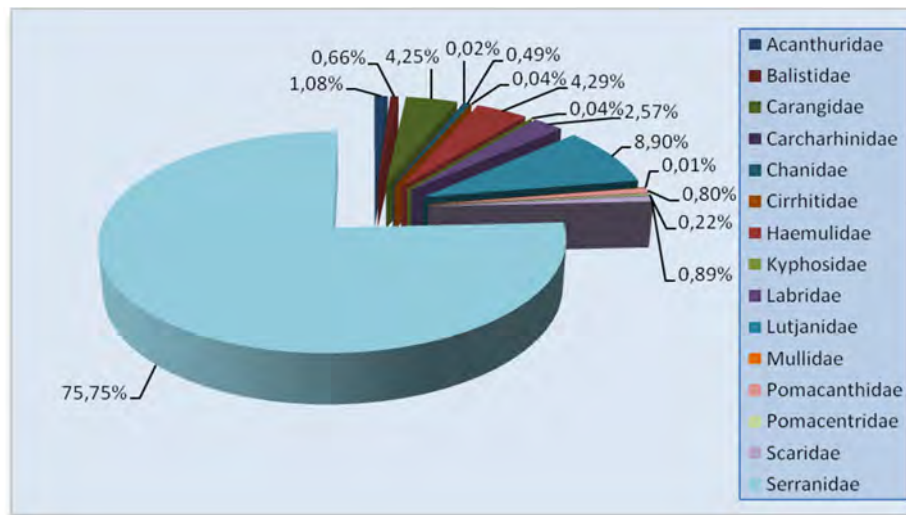


Figura 9. Distribución porcentual de las familias ícticas observadas en Bajo Dos Tetos.

En Bajo Negro, la familia más numerosa fue la Serranidae (3.218 individuos; 48,93%), debido al elevado número de sandía (*Paranthias colonus*). La segunda familia más numerosa fue la Haemulidae (1.842 individuos; 28,01%), debido a la alta presencia de roncadador pecoso (*Haemulon scudderii*) y de roncadador frijol (*Haemulon steindachneri*). La tercera familia fue la Carangidae (906 individuos; 13,78%), debido a la alta presencia de jurel bonito (*Caranx caballus*) y jurel ojón (*Caranx sexfasciatus*) (**Figura 10**).

Las dos familias menos numerosas en Bajo Negro fueron la Muraenidae (1 individuo; 0,02%) y la Dasyatidae (2 individuos; 0,03%). Esto concuerda con el patrón observado en todos los sitios de seguimiento. Bajo Negro fue el único sitio donde se observaron rayas utilizando el buzo errante, dos individuos de raya látigo diamante (*Dasyatis dipterura*). Esta especie se observó en ambas ocasiones en el lado costero de la piedra, zona protegida de las fuertes corrientes submarinas (**Figura 10**).



Las familias constantemente más numerosas en todos los puntos de seguimiento fueron la Haemulidae y la Carangidae. Sin embargo, la familia Serranidae dominó en los dos sitios más profundos, los cuales tienen rocas grandes que surgen desde los 18-21 m hasta la superficie (**Figura 11**).

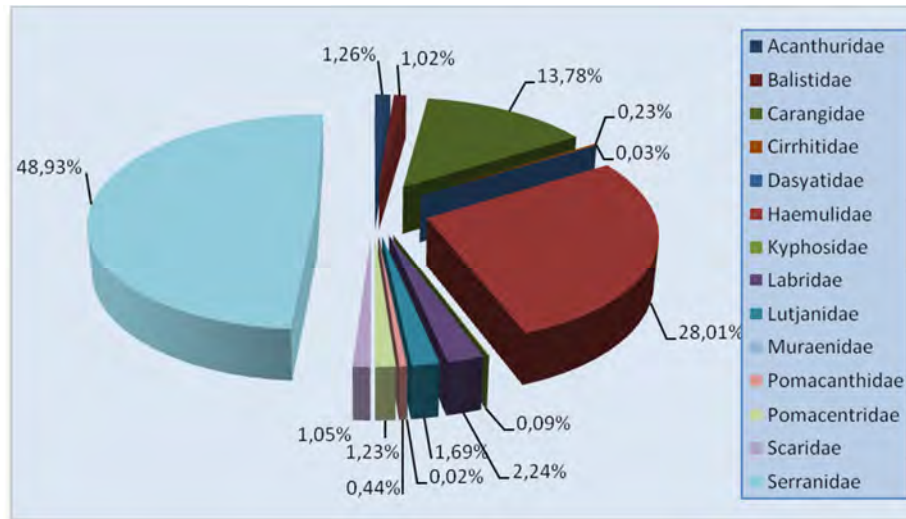


Figura 10. Distribución porcentual de las familias ícticas observadas en Bajo Negro.

Las familias que mostraron menor frecuencia consistentemente a través de todos los puntos de muestreo fueron la Dasyatidae, la Carcharhinidae, la Muraenidae, la Mullidae y la Cirrhitidae. Estas familias fueron las únicas que no superaron los 100 individuos observados (**Figura 11**).

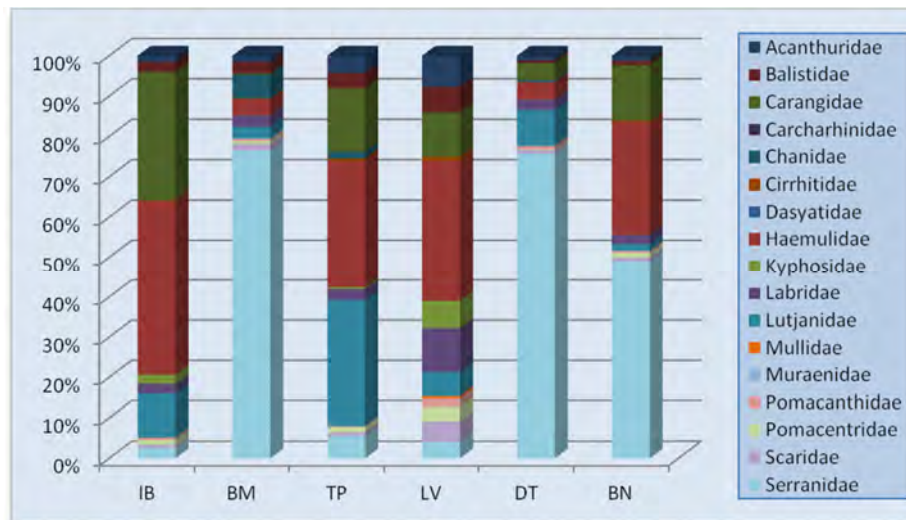


Figura 11. Distribución porcentual de las familias ícticas observadas en los puntos de muestreo.



En el **Anexo 6** se puede observar el desglose de las frecuencias por especie en cada uno de los puntos de muestreo.

Frecuencia de individuos dentro y fuera del PNMB

La familia con mayor número de individuos observados en el periodo de muestreo fue la Serranidae (14.275 individuos; 51,51%). La principal especie de esta familia fue el sandía (*Paranthias colonus*), que se caracteriza por formar cardúmenes grandes en arrecifes costeros, cerca de la superficie. Esta especie fue frecuente durante el segundo año en los puntos de muestreo que presentaron problemas de visibilidad en el primer año de seguimiento.

La segunda familia con mayor número de individuos observados fue la Haemulidae (5.062 individuos; 18,27%). Los roncadores usualmente se congregan en agrupaciones numerosas, especialmente las especies de menor tamaño, para protegerse de los depredadores.

La tercera familia en importancia fue la Carangidae (2.774 individuos; 10,01%). Las especies de esta familia también se caracterizan por formar cardúmenes numerosos cerca de los arrecifes, especialmente en el borde oceánico y profundo de los mismos.

La cuarta familia en importancia fue la Lutjanidae (2.039 individuos; 7,36%). Las especies de esta familia suelen formar agrupaciones numerosas, especialmente cuando son juveniles o alcanzan tamaños medios, cerca de rocas grandes y en el borde de los arrecifes (**Tabla 3**).

Tabla 3. Frecuencia (número y porcentaje) por familia dentro y fuera del Parque Nacional Marino Ballena.

Familia	Dentro		Fuera		Total	
	#	%	#	%	#	%
Acanthuridae	212	1,95	327	1,94	539	1,94
Balistidae	318	2,92	246	1,46	564	2,04
Carangidae	1.295	11,89	1.479	8,79	2.774	10,01
Carcharhinidae	1	0,01	2	0,01	3	0,01
Chanidae	380	3,49	40	0,24	420	1,52
Cirrhitidae	31	0,28	38	0,23	69	0,25
Dasyatidae	0	0,00	2	0,01	2	0,01
Haemulidae	2.164	19,87	2.898	17,23	5.062	18,27
Kyphosidae	81	0,74	147	0,87	228	0,82
Labridae	293	2,69	579	3,44	872	3,15
Lutjanidae	1.076	9,88	963	5,72	2.039	7,36
Mullidae	1	0,01	12	0,07	13	0,05
Muraenidae	2	0,02	1	0,01	3	0,01
Pomacanthidae	53	0,49	137	0,81	190	0,69
Pomacentridae	103	0,95	172	1,02	275	0,99
Scaridae	140	1,29	245	1,46	385	1,39
Serranidae	4.739	43,52	9.536	56,68	14.275	51,51
Total	10.889	100	16.824	100	27.713	100



Las familias que presentaron la menor frecuencia fueron la Dasyatidae (2 individuos), la Carcharhinidae (3 individuos) y la Muraenidae (3 individuos). La raya látigo gigante (*Dasyatis dipterura*), al igual que otras especies de su familia, es susceptible a la pesca de arrastre, muy común en este área. La única especie de tiburón observada fue el tiburón punta blanca (*Triaenodon obesus*). Este tiburón es frecuente en la Reserva Biológica Isla del Caño, hacia el sur del PNMB y lejos de la costa; los grupos de más de cuatro individuos son comunes en la Reserva, por lo que su baja frecuencia en el PNMB podría indicar susceptibilidad a la pesca realizada en la zona. La morena castaña (*Gymnothorax castaneus*) fue la única especie de la familia Muraenidae observada durante los muestreos mediante la técnica del buzo errante; los miembros de esta familia generalmente son sedentarios durante el día y se resguardan en cuevas (**Tabla 3**).

Dentro del PNMB, la familia que presentó mayor número de individuos fue la Serranidae (4.379 individuos; 43,52%), debido a la presencia de cardúmenes numerosos de sandía (*Paranthias colonus*) en uno de los sitios. La segunda familia en importancia fue la Haemulidae (2.164 individuos; 19,97%); la tercera, la Carangidae (1.295 individuos; 11,89%); y la cuarta, la Lutjanidae (1.076 individuos; 9,88%). Estas tres familias se caracterizan por formar agrupaciones numerosas (**Figura 12**).

La familia con menor representación dentro del PNMB fue la Carcharhinidae (1 individuo; 0,01%); la segunda, la Mullidae (1 individuo; 0,01%); y la tercera, la Muraenidae (2 individuos; 0,02%) (**Figura 12**). Cabe notar que no se observó ninguna raya dentro del PNMB durante los muestreos con el buzo errante.

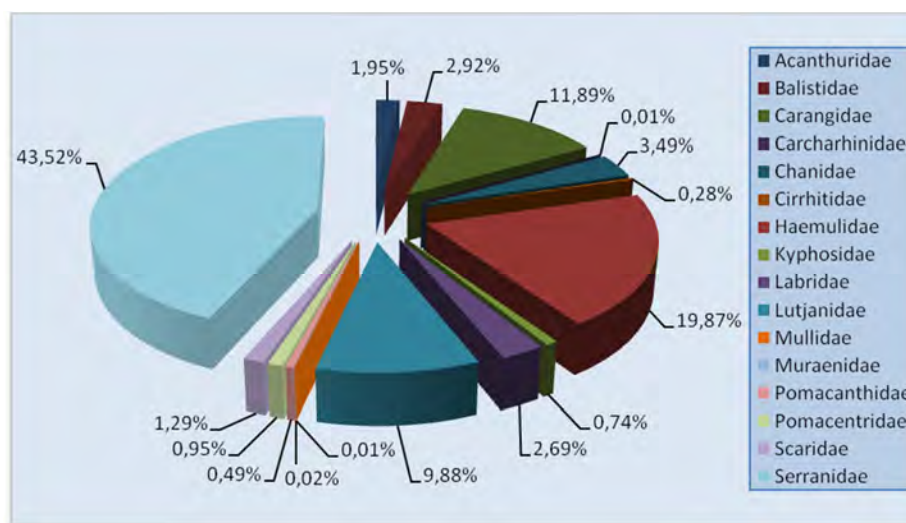


Figura 12. Distribución porcentual de las familias ícticas observadas dentro del Parque Nacional Marino Ballena.

Fuera del PNMB, la familia que presentó mayor número de individuos fue la Serranidae (9.536 individuos; 56,68%), debido a la presencia de agrupaciones numerosas de sandía (*Paranthias colonus*) en dos de los sitios. La segunda familia con mayor frecuencia fue la Haemulidae (2.898 individuos; 17,23%) y la tercera fue la Carangidae (1.479 individuos; 8,79%) (**Figura 13**).



Las familias con menor representación fuera del PNMB fueron la Dasyatidae (2 individuos; 0,01%), la Carcharhinidae (3 individuos; 0,01%) y la Muraenidae (3 individuos; 0,03%) (**Figura 13**).

En el acumulado de los seis sitios, tanto las familias que tuvieron mayor presencia como las que tuvieron menor representación fueron prácticamente las mismas que tuvieron mayor presencia dentro y fuera del PNMB. Esto demuestra una alta correlación entre los sitios (**Figura 14**).

En el **Anexo 7** se puede observar el desglose de las frecuencias por especie dentro y fuera del PNMB.

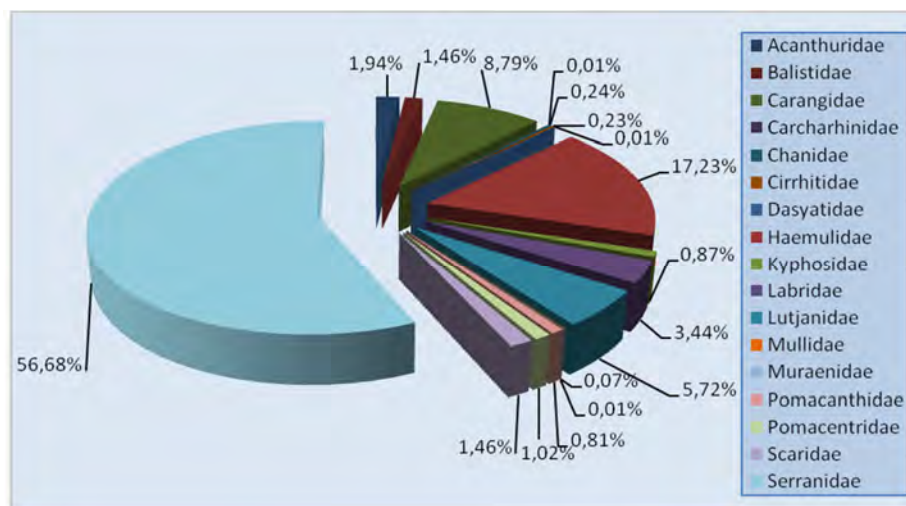


Figura 13. Distribución porcentual de las familias ícticas observadas fuera del Parque Nacional Marino Ballena.

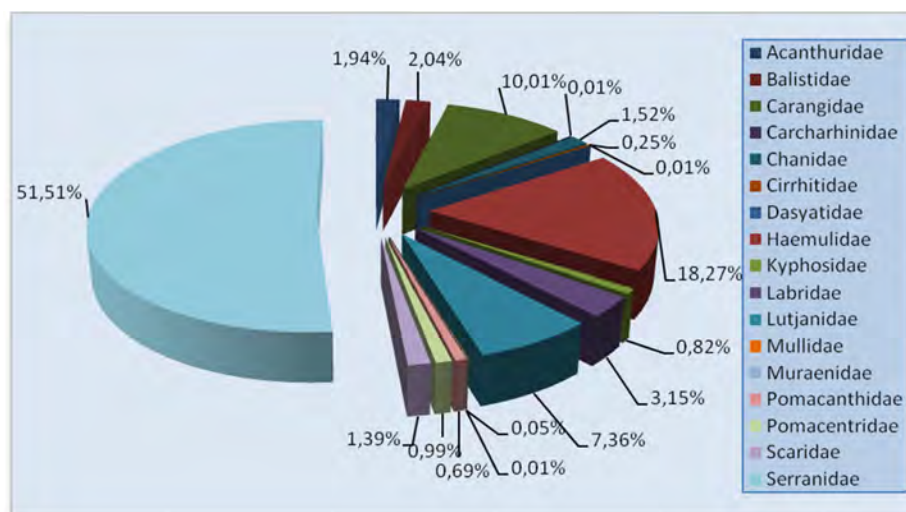


Figura 14. Distribución porcentual de las familias ícticas observadas dentro y fuera del Parque Nacional Marino Ballena.



Diversidad

Los sitios con valores de diversidad más altos fueron Roca La Viuda (0,064) y Tómbolo de Punta Uvita (0,099). Al aplicar el recíproco a estos valores es más fácil observar los altos valores de diversidad para los dos sitios (**Tabla 4**). En estos dos puntos no hubo especie dominante, ninguna superó los 356 individuos observados (**Anexo 9**).

Tabla 4. Valores del índice de diversidad de Simpson en cada punto de muestreo.

Índice	IB	BM	TP	LV	DT	BN
Diversidad de Simpson (D)	0,143	0,564	0,099	0,064	0,572	0,274
Diversidad de Simpson (1/D)	6,973	1,774	10,061	15,546	1,747	3,647

En el siguiente nivel se encontraron Isla Ballena (0,143) y Bajo Negro (0,274) (**Tabla 4**). En Isla Ballena, el jurel bonito (*Caranx caballus*) y el roncador frijol (*Haemulon steindachneri*) fueron las especies dominantes, representando el 47,85% de los individuos. En Bajo Negro, el sandía (*Paranthias colonus*) y el roncador pecoso (*Haemulon scudderii*) fueron las especies dominantes, con el 65,70% de los individuos (**Anexo 9**).

Los sitios con menor diversidad de especies comerciales y de importancia ecológica fueron Bajo Maureen (0,564) y Bajo Dos Tetas (0,572). Al aplicar el recíproco, los valores cercanos a uno hacen evidente que hay una especie dominante en estos dos sitios (**Tabla 4**). En Bajo Maureen, el sandía (*Paranthias colonus*) representó el 74,71% de los individuos; en Bajo Dos Tetas, la misma especie representó el 75,18% (**Anexo 9**).

Análisis de conglomerado

El análisis de conglomerado basado en la metodología de Bray-Curtis permite observar el grado de similitud o disimilitud entre los diferentes puntos de muestreo (**Figura 15**). En el (**Anexo 8**) se puede observar la matriz de similitud a partir del análisis de Bray-Curtis.

En el análisis de conglomerado, los puntos de muestreo se agruparon en dos grandes conjuntos, cada uno con tres sitios.

En el primer conjunto, donde los sitios presentan mayor similitud entre sí, se agrupan Bajo Dos Tetas, Bajo Maureen y Bajo Negro. Estos tres sitios se caracterizaron por presentar alta dominancia de sandía (*Paranthias colonus*). Adicionalmente, las características oceanográficas son muy parecidas; tienen las profundidades más altas (máximos de 15 a 18 m), presentan formaciones rocosas grandes que surgen de la plataforma, y las formaciones rocosas terminan en crestas amplias de poca profundidad donde se concentran especies formadoras de cardúmenes.

El segundo conjunto está formado por Roca La Viuda, Tómbolo de Punta Uvita e Isla Ballena. Estos tres sitios, que presentan las mayores diversidades de los puntos de muestreo, no tienen una especie claramente dominante. Las características oceanográficas también son muy similares entre sí; las profundidades máximas están entre los 9 y 12 m, el fondo marino siempre está visible y hay presencia de amplios parches de rocas y zonas de arena.

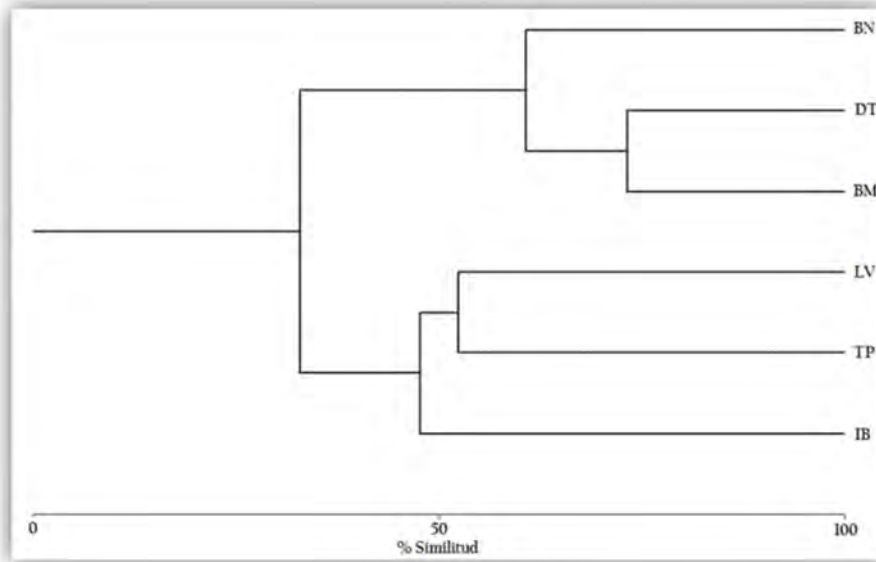


Figura 15. Análisis de conglomerado de Bray-Curtis para los puntos de muestreo.

Dominancia

En el análisis de k -dominancia se observa que los tres puntos de muestreo más diversos son Roca La Viuda, Tómbolo de Punta Uvita e Isla Ballena (**Figura 16**). Los primeros dos puntos son los más cercanos entre sí y los tres presentan condiciones oceanográficas similares (profundidades máximas entre los 9 y 12 m, fondo marino siempre visible y presencia de amplios parches de rocas y zonas de arena).

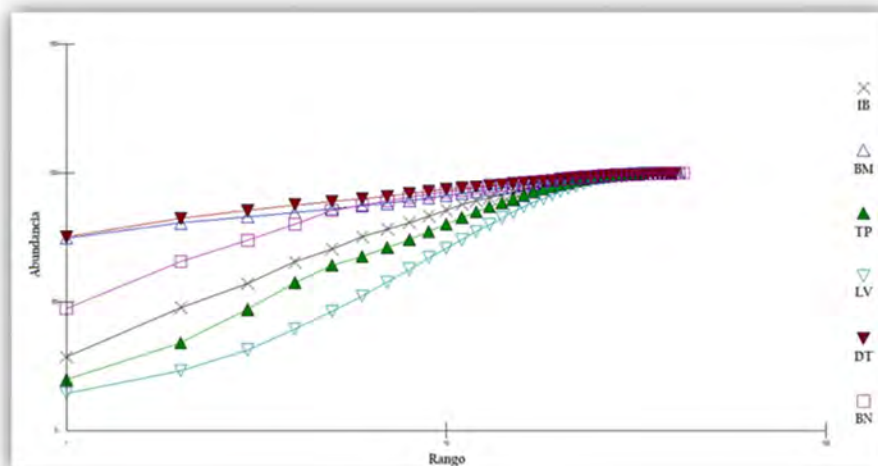


Figura 16. Análisis de k -dominancia para los puntos de muestreo.

El trazado para Bajo Negro cruza el eje y en un punto intermedio, comparable con lo observado en el valor de su índice de Simpson. Finalmente, se observan los trazos de Bajo Maureen y Bajo Dos Tetras, los cuales cruzan el eje y prácticamente en el mismo punto, algo que no extraña si se considera que los valores de sus índices de Simpson



son casi iguales y que tienen características oceanográficas muy similares (profundidades máximas de 15 a 18 m, formaciones rocosas grandes que surgen de la plataforma y formaciones rocosas que terminan en crestas amplias de poca profundidad donde se aglomeran especies formadoras de cardúmenes).

Análisis espectral por punto de muestreo

Debido a la complejidad de las comunidades de los arrecifes, primero se realizó un análisis espectral de tallas del agregado de todas las especies observadas en cada punto de muestreo, el cual se complementó con un análisis por categoría de tamaño de las especies (menores, intermedias y mayores).

En el análisis espectral de tallas agrupando todas las especies por punto de muestreo, se puede apreciar que Roca La Viuda tiene la menor pendiente y el intercepto más bajo de todos los puntos de muestreo. En un segundo grupo, se encuentran Tómbolo de Punta Uvita, Bajo Negro e Isla Ballena. Las pendientes más pronunciadas e interceptos más altos se observan en los dos puntos de mayor profundidad y con mayor presencia de sandía (*Paranthias colonus*), en Bajo Maureen y Bajo Dos Tetos (Figura 17 y Tabla 5).

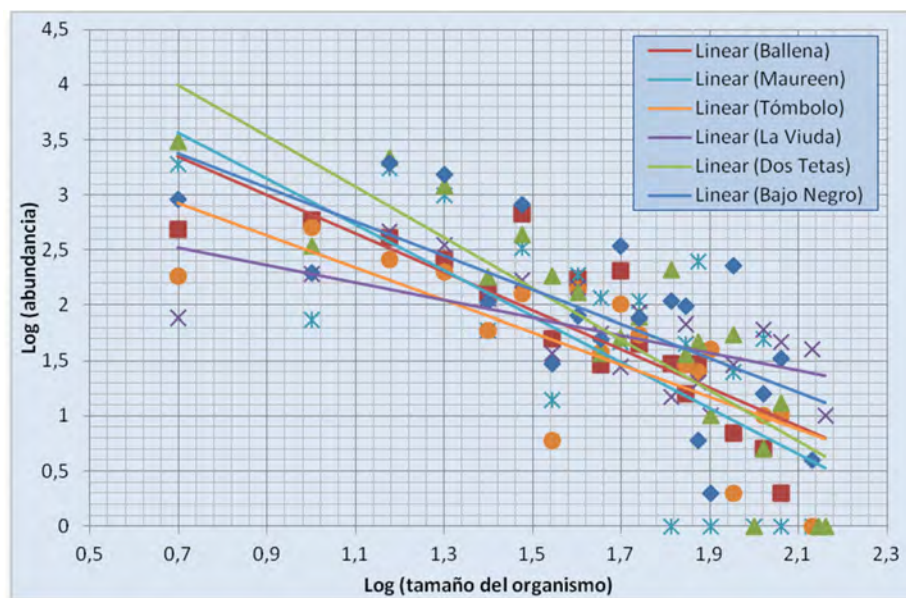


Figura 17. Dispersión del espectro de tallas para todas las especies por punto de muestreo.

Tabla 5. Valores de la pendiente y el intercepto de la línea de tendencia del espectro de tallas en cada punto de muestreo.

Valor	IB	BM	TP	LV	DT	BN
Pendiente	-1,7442	-2,0825	-1,4622	-0,7959	-2,3085	-1,5435
Intercepto	4,567	5,0259	3,9501	3,0823	5,6166	4,4548



Al separar las especies según categoría de tamaño, se observa un cambio significativo en el patrón de los gráficos. Las especies menores muestran un comportamiento similar a las especies agrupadas en todos los sitios de muestreo; sin embargo, las especies intermedias y mayores cambian completamente (**Figura 18**).

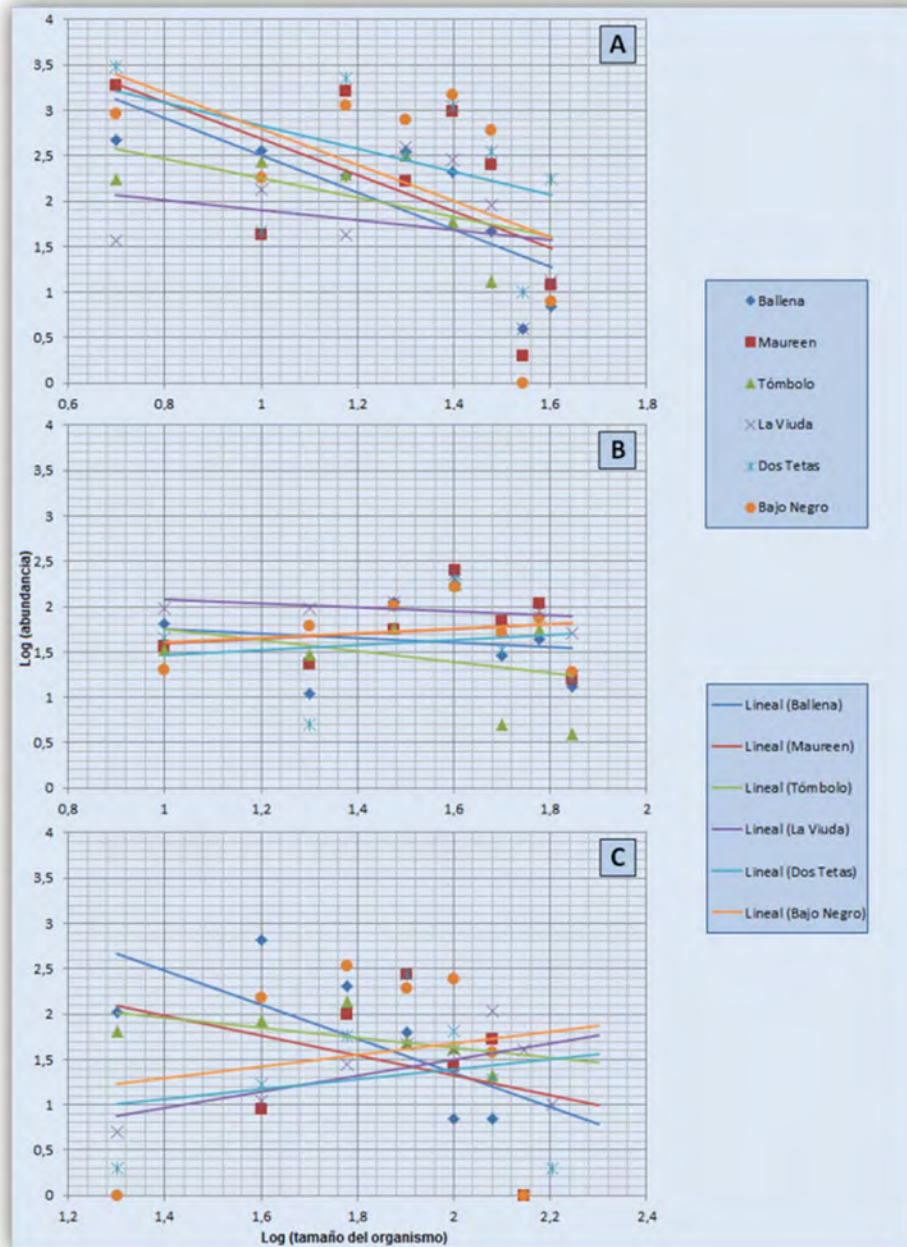


Figura 18. Dispersión del espectro de tallas para todas las especies por punto de muestreo, según categoría de tamaño (A = especies menores, B = especies intermedias, C = especies mayores).



En las especies menores, Roca La Viuda tiene la pendiente y el intercepto más bajos. En el siguiente grupo, se encuentran Tómbolo de Punta Uvita y, mostrando un comportamiento diferente al agrupado, Bajo Dos Tetras. Los tres puntos de seguimiento restantes, Bajo Negro, Bajo Maureen e Isla Ballena, muestran comportamientos muy similares (**Tabla 6**).

En las especies intermedias, se advierten pendientes positivas e interceptos similares en tres puntos de muestreo, los tres más profundos (Bajo Negro, Bajo Maureen y Bajo Dos Tetras). Roca La Viuda e Isla Ballena tienen pendientes e interceptos semejantes, mientras Tómbolo de Punta Uvita tiene la pendiente e intercepto más pronunciados (**Tabla 6**).

Tabla 6. Valores de la pendiente y el intercepto de la línea de tendencia del espectro de tallas por categoría de tamaño en cada punto de muestreo.

Categoría	Valor	IB	BM	TP	LV	DT	BN
Menores	Pendiente	-2,0546	-2,0007	-1,0702	-0,5423	-1,2801	-1,9862
	Intercepto	4,5563	4,6866	3,3182	2,445	4,1131	4,784
Intermedias	Pendiente	-0,2388	0,2758	-0,611	-0,2072	0,2779	0,2439
	Intercepto	1,9909	1,3151	2,3686	2,2849	1,1891	1,3694
Mayores	Pendiente	-1,8898	-1,0991	-0,5457	0,8885	0,546	0,6386
	Intercepto	5,1296	3,5278	2,7218	-0,2809	0,3	0,3983

En todos los puntos de muestreo ubicados fuera del PNMB, las especies mayores muestran pendientes positivas e interceptos bajos (incluso en Roca La Viuda es negativo). En los puntos ubicados dentro del PNMB, las pendientes son negativas y van en aumento desde Tómbolo de Punta Uvita a Bajo Maureen y a Isla Ballena. El mismo comportamiento se muestra en los interceptos (**Tabla 6**).

Análisis espectral dentro y fuera del PNMB

Para realizar una evaluación de la efectividad del PNMB e intentar verificar la presencia del efecto de desborde de especies hacia zonas circundantes, se realizó un análisis espectral de tallas para todas las especies observadas, divididas en dos grupos: i) todos los puntos interiores; y ii) todos los puntos exteriores del PNMB. Esto se complementó con un análisis por categoría de tamaño de las especies (menores, intermedias y mayores) para los mismos dos grupos.

En el análisis espectral de tallas agrupando todas las especies observadas dentro y fuera del PNMB, se puede apreciar que las pendientes de ambas líneas de tendencia son muy parecidas (-1,9533 afuera y -2,0208 adentro). El intercepto de los puntos ubicados dentro del PNMB es ligeramente más pequeño (5,4459) que el de los puntos localizados fuera del mismo (5,5113) (**Figura 19 y Tabla 7**).

Al separar las especies según categoría de tamaño, se observa un cambio significativo en el patrón de los gráficos. Las tres categorías de tamaño muestran comportamientos diferentes entre sí (**Figura 20**).

Para las especies menores, se advierte que los puntos situados fuera del PNMB tienen pendientes menos pronunciadas e interceptos más bajos que los puntos ubicados dentro del PNMB (**Tabla 8**).

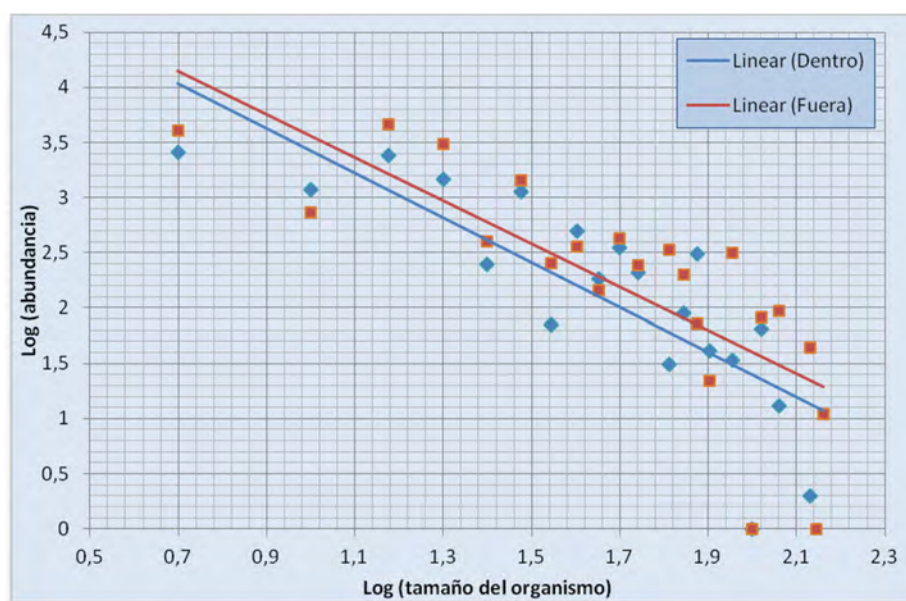


Figura 19. Dispersión del espectro de tallas para todas las especies dentro y fuera del Parque Nacional Marino Ballena.

Para las especies intermedias, se observa que los valores de las pendientes e interceptos correspondientes a los puntos situados dentro y fuera del PNMB se reducen considerablemente con respecto a los obtenidos para las especies de categoría pequeña. En este caso, el intercepto de la línea de tendencia correspondiente a las especies situadas en el interior es menor, pero la línea de tendencia correspondiente a las especies localizadas fuera sigue teniendo la pendiente más baja (cercana a cero) (**Tabla 8**).

Tabla 7. Valores de la pendiente y el intercepto de la línea de tendencia del espectro de tallas dentro y fuera del Parque Nacional Marino Ballena.

Valor	Dentro	Fuera
Pendiente	-2,0208	-1,9533
Intercepto	5,4459	5,5113

Para el caso de las especies mayores, la pendiente de los puntos situados fuera del PNMB es positiva y su intercepto bastante bajo. En el caso de los puntos ubicados dentro del PNMB, la pendiente y el intercepto vuelven a aumentar (**Tabla 8**).

Escalamiento óptimo

El análisis de escalamiento óptimo muestra el grado de similitud o disimilitud entre los diferentes puntos de muestreo según rango de tamaño (**Figura 21**) y según la frecuencia de las especies observadas con datos no nominales (**Figura 22**).

En el escalamiento óptimo según rango de talla se observa que los sitios localizados dentro del PNMB se agrupan de manera cercana, mientras que en los sitios ubicados fuera del PNMB no se observa una correlación tan cercana. Bajo Dos Tetas y Roca La Viuda, ubicados fuera del PNMB, muestran una correlación alta entre sí (**Figura 21**).

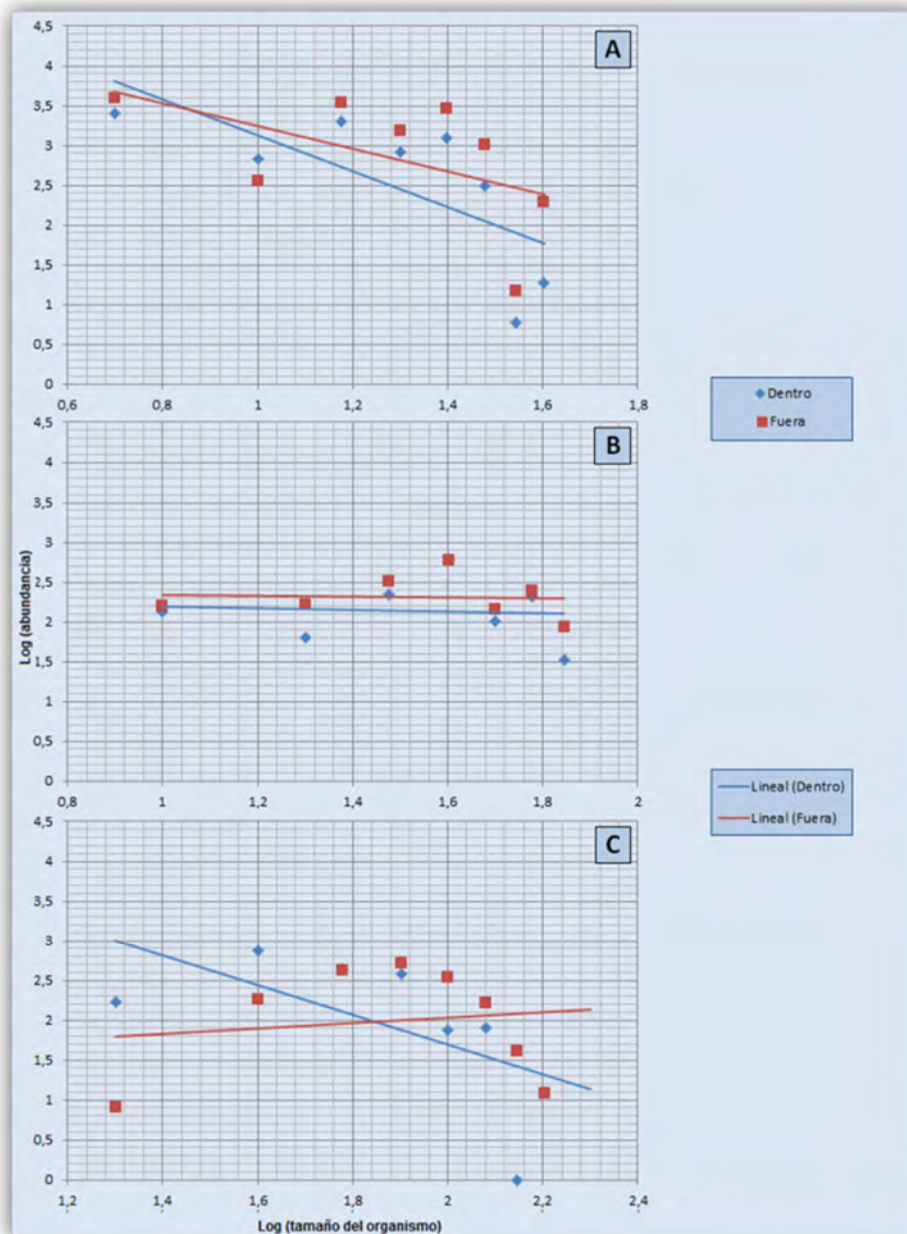


Figura 20. Dispersión del espectro de tallas para todas las especies dentro y fuera del Parque Nacional Marino Ballena, según categoría de tamaño (A = especies menores, B = especies intermedias, C = especies mayores).

En el escalamiento óptimo según especies se observa que Bajo Negro nuevamente se separa de los demás sitios de muestreo. Isla Ballena también se separó de los otros sitios de muestreo. Cuatro sitios que presentaron altas frecuencias de especies formadoras de cardúmenes se agruparon cercanamente (Bajo Dos Tetas, Roca La Viuda, Bajo Maureen y Tómbolo de Punta Uvita) (**Figura 22**).



Tabla 8. Valores de la pendiente y el intercepto de la línea de tendencia del espectro de tallas por categoría de tamaño dentro y fuera del Parque Nacional Marino Ballena.

Categoría	Valor	IB	BM
Menores	Pendiente	-2,2578	-1,433
	Intercepto	5,3898	4,6789
Intermedias	Pendiente	-0,1068	-0,0444
	Intercepto	2,295	2,3771
Mayores	Pendiente	-1,8606	0,3413
	Intercepto	5,4204	1,3532

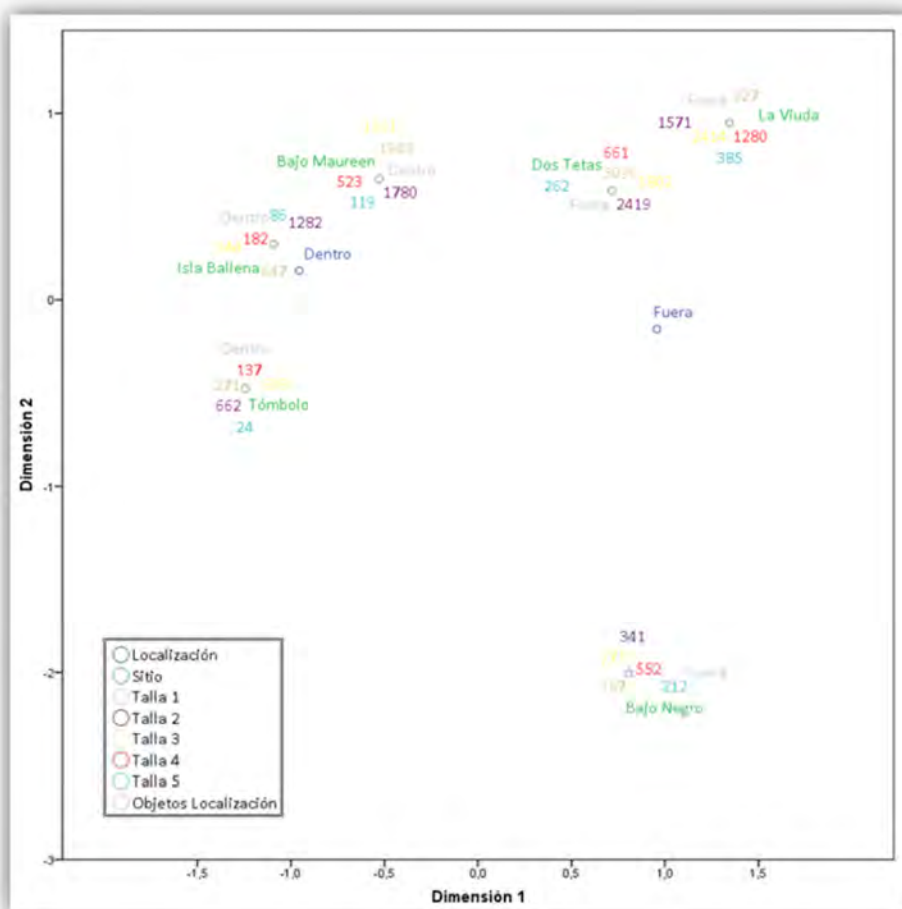


Figura 21. Escalamiento óptimo basado en la talla de cada individuo, así como el sitio y la localización.

Nivel trófico

El nivel trófico mínimo de las especies seleccionadas para el estudio fue de 2,00, correspondiente al cirujano coliblanco (*Acanthurus nigricans*), y el máximo de 4,50, correspondiente al jurel ojón (*Caranx sexfasciatus*) y el hojarán común (*Seriola rivoliana*) (**Anexo 5**).

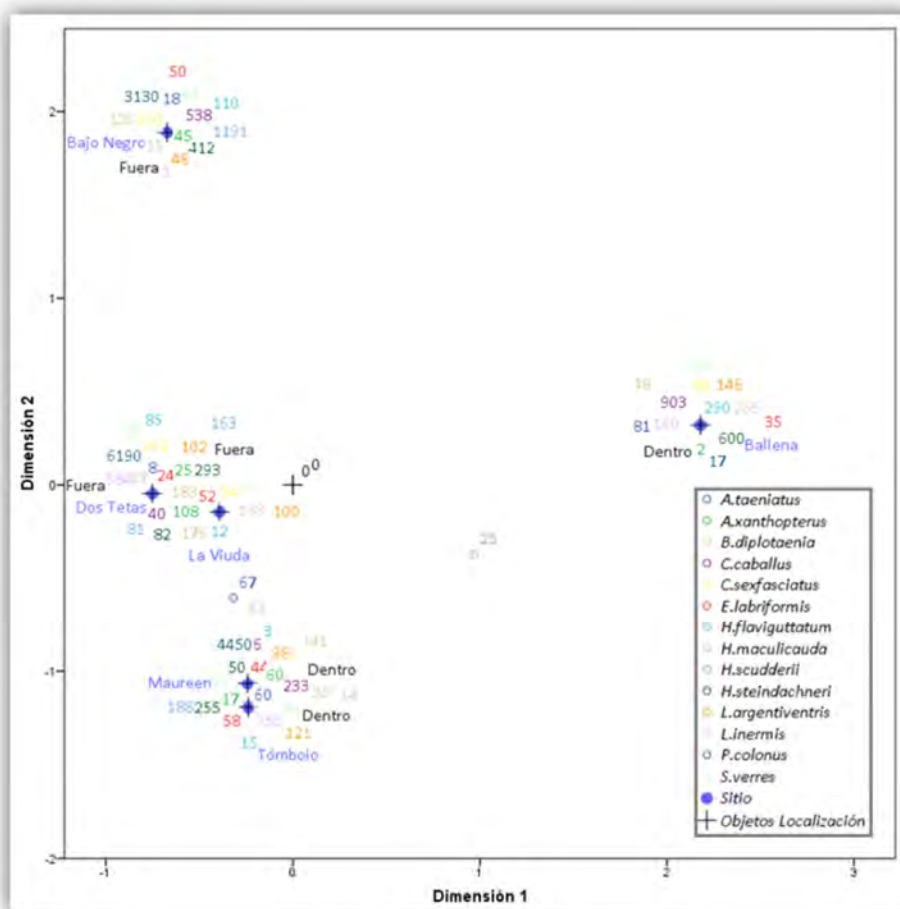


Figura 22. Escalamiento óptimo basado en la frecuencia de cada especie, así como el sitio y la localización.

En el **Anexo 13** se pueden observar las sumatorias del nivel trófico para los seis puntos de muestreo y sus promedios. El nivel trófico promedio más bajo se observó en Roca La Viuda (3,51). Los más altos se localizaron en Bajo Negro (3,83) e Isla Ballena (3,85) (**Tabla 9**).

Tabla 9. Nivel trófico promedio de los individuos en cada punto de muestreo.

Punto	Nivel Trófico Promedio
IB	3,85
BM	3,60
TP	3,78
LV	3,51
DT	3,75
BN	3,83



A la hora de evaluar los niveles tróficos promedio es necesario considerar que se tomó un solo valor trófico por especie; no se consideró el efecto de la talla sobre este valor. Los estudios de nivel trófico de especies no son frecuentes y, generalmente, se realizan para la especie como un todo (en la mayoría de las ocasiones basado en datos de especímenes adultos) y no por tamaños.

Esa consideración puede influenciar el promedio obtenido, ya que al no poder asignar un valor trófico a cada rango de cada especie se puede estar generando una sobrevaloración en las tallas pequeñas. Es decir, se otorga un valor trófico alto a reclutas e individuos juveniles, cuando probablemente debería ser inferior. Esto es notable en el caso de Bajo Maureen, Bajo Dos Tetas y Bajo Negro. En estos sitios se constató una alta presencia de sandía (*Paranthias colonus*), generalmente en tallas pequeñas (rangos 1 y 2), pero al tener un solo valor para la especie éste se sobrevalora a la hora de hacer el análisis.

El nivel trófico promedio obtenido dentro del PNMB (3,70) fue ligeramente inferior al observado fuera (3,75) (**Tabla 10**).

Tabla 10. Nivel trófico promedio de los individuos dentro y fuera del Parque Nacional Marino Ballena.

Sitio	Nivel Trófico
Dentro	3,70
Fuera	3,75

Densidad por familia

Las familias que presentaron mayor densidad en los puntos de muestreo fueron constantemente la Serranidae, la Haemulidae y la Lutjanidae (**Anexo 14**).

En Isla Ballena, la familia con mayor densidad fue la Kyphosidae (2,07 individuos/200 m³), seguida por la Haemulidae (1,82 individuos/200 m³). En Bajo Maureen fue la familia Serranidae (7,28 individuos/200 m³), seguida de la Pomacentridae (1,53 individuos/200 m³). Para Tómbolo de Punta Uvita, la Lutjanidae y la Haemulidae tuvieron valores muy parecidos (3,56 y 3,50 individuos/200 m³) (**Figura 23 y Anexo 14**).

En Roca La Viuda, la familia con mayor densidad fue la Kyphosidae (2,07 individuos/200 m³), seguida por la Pomacentridae (3,30 individuos/200 m³). En Bajo Dos Tetas, fue la Serranidae (111,61 individuos/200 m³), debido a la alta presencia de sandía (*Paranthias colonus*), seguida de la Pomacentridae (1,63 individuos/200 m³). En Bajo Negro, la familia con mayor densidad fue la Haemulidae (9,31 Lutjanidae individuos/200 m³), seguida por la Serranidae (8,69 individuos/200 m³) (**Figura 24 y Anexo 14**).

Dentro del PNMB, las familias que presentaron mayor densidad fueron la Serranidae (2,73 individuos/200 m³), la Haemulidae (1,79 individuos/200 m³) y la Lutjanidae (1,40 individuos/200 m³). Fuera del PNMB, las familias con mayor densidad fueron la Serranidae (40,22 individuos/200 m³), la Haemulidae (3,67 individuos/200 m³) y la Kyphosidae (2,81 individuos/200 m³) (**Figura 25 y Anexo 15**).

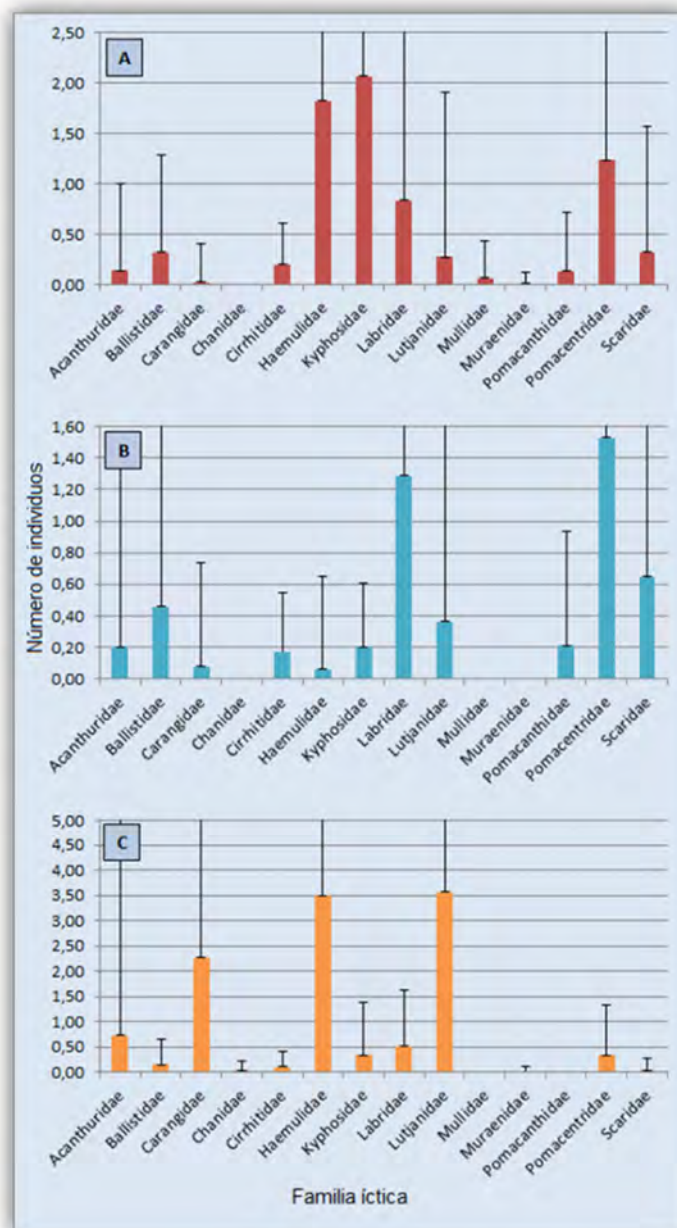


Figura 23. Densidad de las familias ícticas en los puntos de muestreo dentro del Parque Nacional Marino Ballena (A = Isla Ballena, B = Bajo Maureen, C = Tómbolo de Punta Uvita).

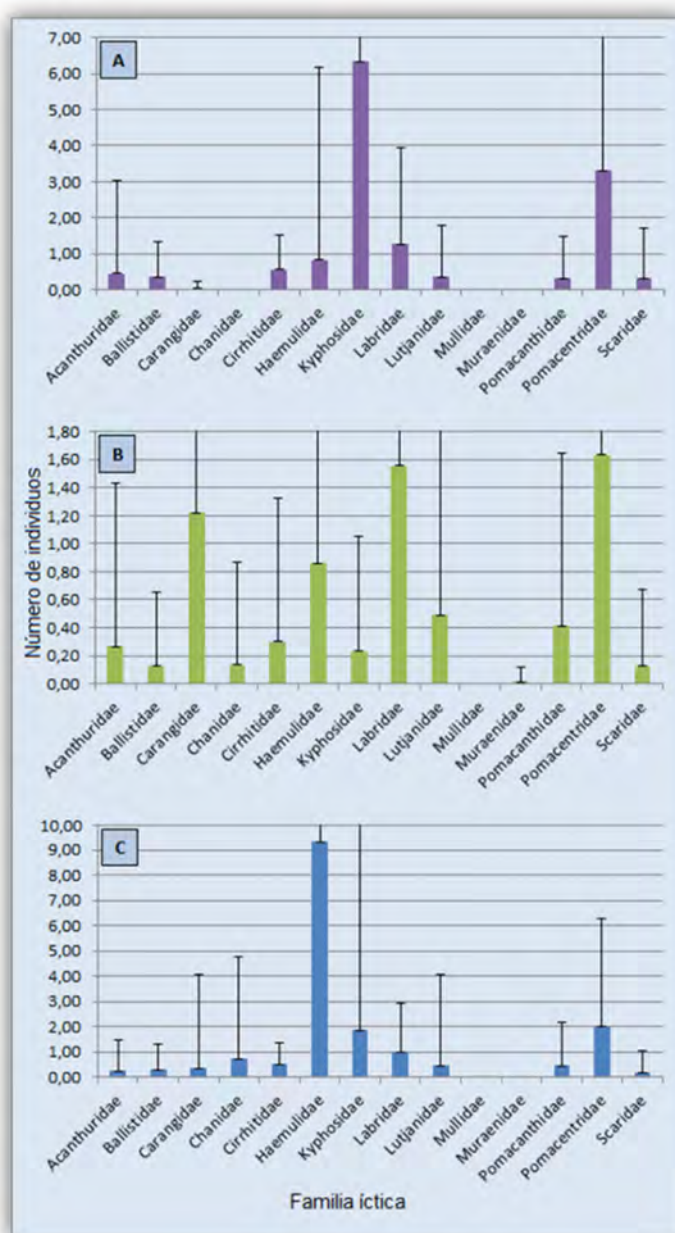


Figura 24. Densidad de las familias ícticas en los puntos de muestreo fuera del Parque Nacional Marino Ballena (A = Roca La Viuda, B = Bajo Dos Tetas, C = Bajo Negro).

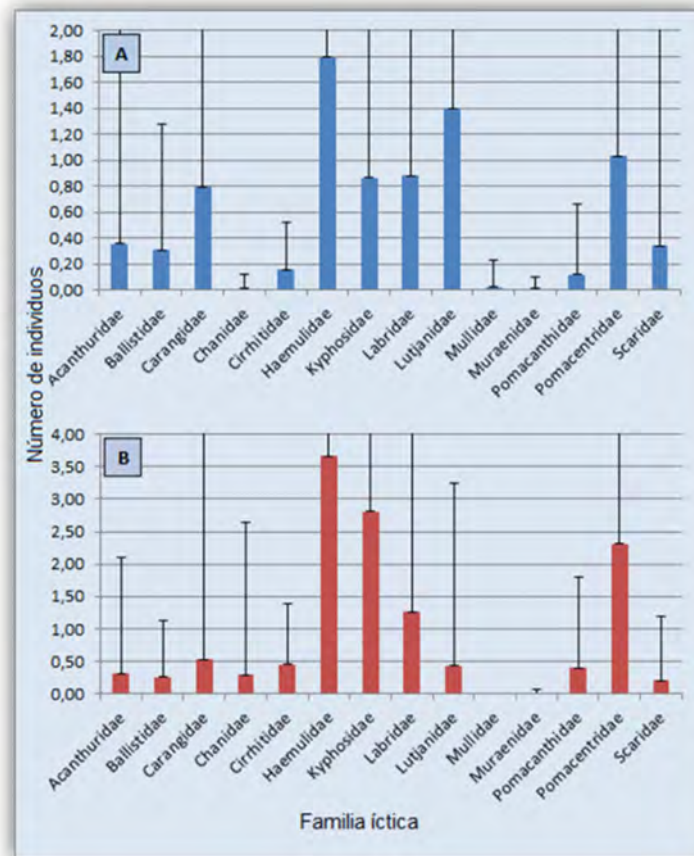


Figura 25. Densidad de las familias ícticas dentro y fuera del Parque Nacional Marino Ballena (A = sitios dentro del PNMB, B = sitios fuera del PNMB).

Densidad por categoría de tamaño

En Bajo Maureen y en Tómbolo de Punta Uvita, la densidad de peces disminuyó con el aumento en categoría de tamaño. Solamente en Isla Ballena se observó un patrón diferente, pues las especies mayores fueron las más densas (**Figura 26 y Anexo 16**).

En Bajo Dos Tetas y en Bajo Negro, la densidad de peces disminuyó con el aumento en categoría de tamaño. Solamente en Roca La Viuda se observó un patrón diferente, pues las especies medianas fueron las más densas (**Figura 27 y Anexo 16**).

Dentro del PNMB, las familias de tamaño menor fueron las más densas, seguidas por las mayores y finalmente las intermedias. Fuera del PNMB, las familias de tamaño menor fueron claramente dominantes, gracias a la alta presencia de sandía (*Paranthias colonus*), seguidas por las intermedias y luego por las mayores (**Figura 28 y Anexo 17**).

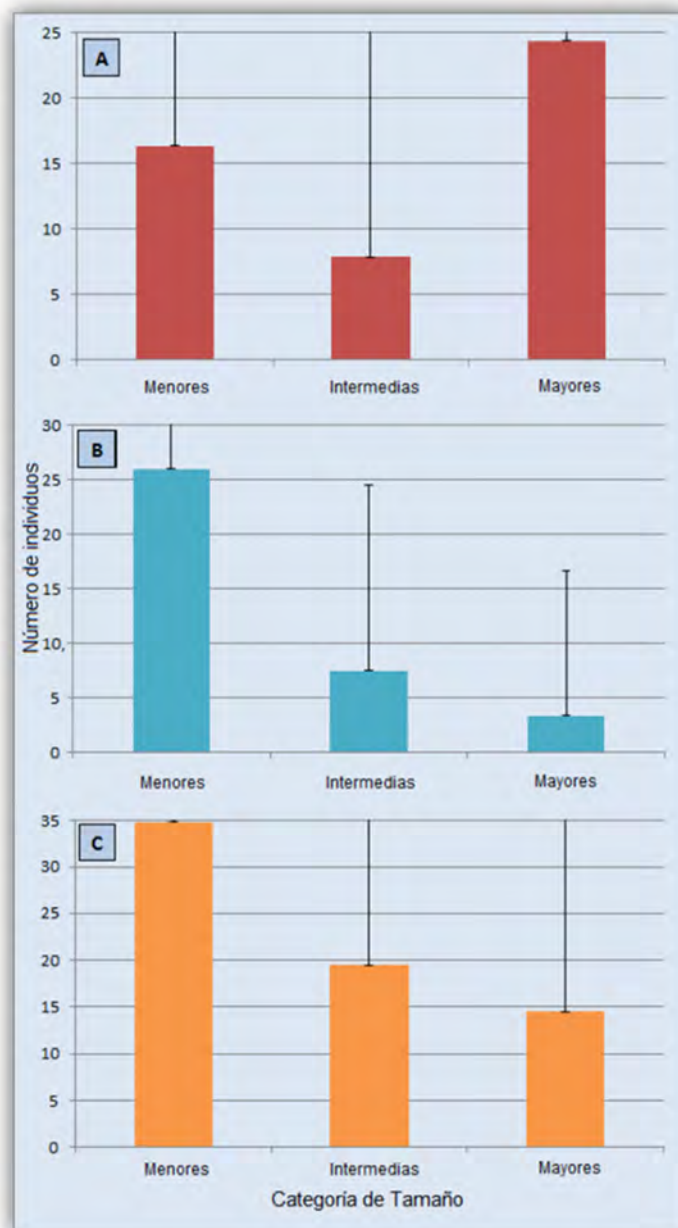


Figura 26. Densidad de peces por punto de muestreo dentro del Parque Nacional Marino Ballena, según categoría de tamaño (A = Isla Ballena, B = Bajo Maureen, C = Tómbolo de Punta Uvita).

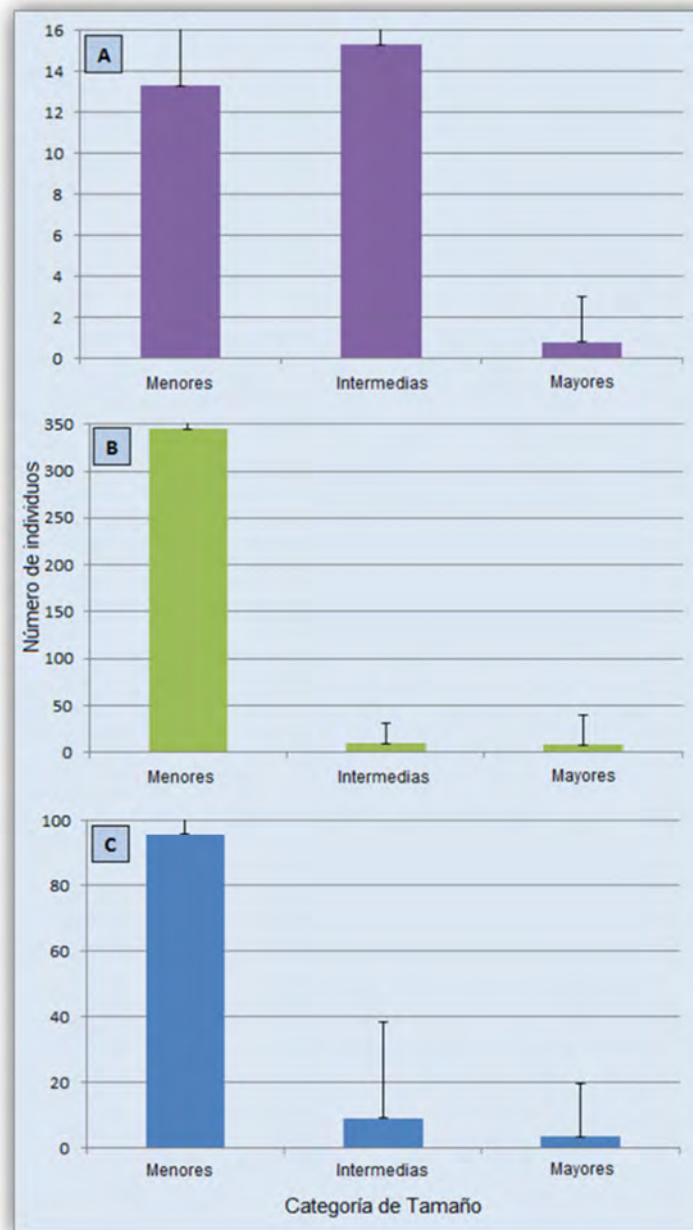


Figura 27. Densidad de peces por punto de muestreo fuera del Parque Nacional Marino Ballena, según categoría de tamaño (A = Roca La Viuda, B = Bajo Dos Tetas, C = Bajo Negro).

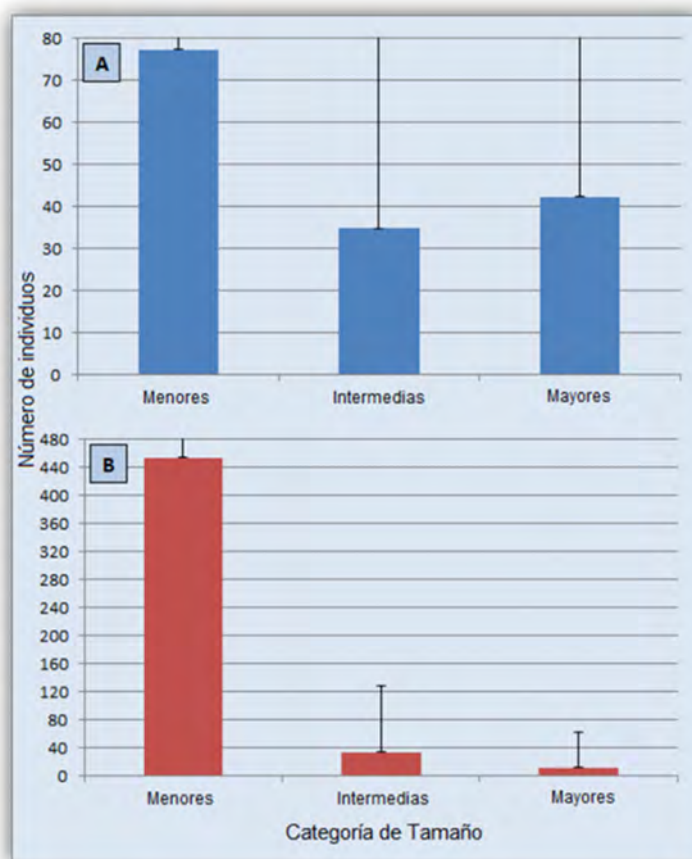


Figura 28. Densidad de peces dentro y fuera del Parque Nacional Marino Ballena, según categoría de tamaño (A = sitios dentro del PNMB, B = sitios fuera del PNMB).



4. Discusión

La estabilidad en la diversidad y abundancia de especies dentro de las reservas marinas no se llega a alcanzar (Babcock *et al.*, 2010). Se ha observado que las poblaciones de peces que se recuperan continúan incrementando durante años, aunque a tasas inferiores. Esto puede ser debido a que no existen series de tiempo lo suficientemente largas para analizar el punto al cual finalmente se estabilizan las poblaciones después de la protección (Babcock *et al.*, 2010). Este detalle es importante a la hora de evaluar las reservas marinas y debe ser considerado cuando se analiza su éxito.

Si bien los efectos directos de las reservas sobre las poblaciones de peces se observan rápidamente tras su creación (Halpern & Warner, 2002; PISCO, 2007; Babcock *et al.*, 2010), el tiempo promedio para comprobar los efectos indirectos es de más de trece años, y en ocasiones mucho más tiempo (Babcock *et al.*, 2010). Los encargados de la gestión deben considerar esto a la hora de planificar y, además, deben ser conscientes que puede tomarles muchos años la obtención de evidencias del éxito de la reserva en forma de efectos indirectos y una recuperación más amplia de todo el ecosistema, más allá de las especies objetivo de la pesca (PISCO, 2007; Babcock *et al.*, 2010).

Estos factores son importantes a la hora de analizar el PNMB, pues, aunque se estableció hace 24 años, no ha existido una vigilancia y protección constante del mismo. Durante los primeros 19 años no se contó con un adecuado control de las actividades de pesca dentro de sus límites; no fue hasta el año 2008, por medio de un convenio entre el Servicio Nacional de Guardacostas, el MINAE y la Fundación MarViva, cuando se iniciaron labores de vigilancia conjuntas para aumentar la presencia de las autoridades. A inicios del año 2011, las labores de vigilancia se vieron fuertemente reducidas, debido a la cancelación del programa de Control y Vigilancia de la Fundación MarViva. Las entidades estatales no cuentan con los recursos suficientes para ejecutar la vigilancia de forma independiente, razón por la cual la vigilancia es prácticamente nula en la actualidad.

Si consideramos que se puede tardar hasta cinco años para observar diferencias en las poblaciones dentro de una reserva marina, y hasta trece años para ver efectos indirectos, es de esperar que, en el corto periodo en que ha existido una verdadera protección y control de la pesca, las diferencias en diversidad entre los sitios sean escasas.

Frecuencia

Definitivamente, la especie dominante en los muestreos fue el sandía (*Paranthias colonus*). Este serránido predominó en los sitios con formaciones rocosas que surgen de profundidades entre los 18 y 21 m, como Bajo Dos Tetas, Bajo Negro y Bajo Maureen. Durante el primer año de seguimiento, esta especie casi no fue observada; sin embargo, durante el segundo año hubo un aumento considerable en avistamientos.

Este incremento se pudo deber a dos factores: primero, mejores condiciones oceanográficas que facilitaron su observación, pues en el primer año las inmersiones



en esos tres sitios normalmente tenían condiciones de poca visibilidad y, con frecuencia, fueron canceladas; y segundo, un reclutamiento importante debido a la presencia de muchos individuos de tallas pequeñas. Considerando que el sandía (*Paranthias colonus*) habitualmente se congrega en grandes cardúmenes sobre las crestas de arrecifes y piedras (Allen & Robertson, 1998; Humann & DeLoach, 2004), la explicación más probable para el aumento en su frecuencia es el mejoramiento en las condiciones de visibilidad y la reducción de corrientes que permitieron realizar buceos de manera segura.

Aparte de la familia Serranidae y el caso del sandía (*Paranthias colonus*), las familias con mayor frecuencia, tanto dentro como fuera del PNMB, fueron la Haemulidae, la Carangidae y la Lutjanidae (**Tabla 2**). La mayoría de las especies seleccionadas para el seguimiento que pertenecen a estas tres familias se caracterizan por formar cardúmenes numerosos, especialmente en zonas rocosas y arrecifes (Humann & DeLoach, 2004). Esto es particularmente cierto para la familia Haemulidae, la segunda en términos de abundancia y muy importante en Isla Ballena, Tómbolo de Punta Uvita, Roca La Viuda y Bajo Negro (**Figura 11**).

Al agrupar los puntos de seguimiento dentro y fuera del PNMB se observa la misma tendencia. La familia más abundante fue la Serranidae, gracias a la mayor representación del sandía (*Paranthias colonus*), como consecuencia de las mejores condiciones de visibilidad. Le siguieron familias con especies que se caracterizan por formar grandes cardúmenes, como la Haemulidae, la Carangidae y la Lutjanidae, tanto dentro como fuera del PNMB (**Tabla 3**). Las familias Carcharhinidae (tiburones), Dasyatidae (rayas), Mullidae (peces chivo) y Muraenidae (morenas) mostraron nula o poca presencia en la mayoría de los sitios. Su ausencia se puede deber a que los tiburones y las rayas son altamente susceptibles a los tipos de pesca que se desarrollan en los alrededores del PNMB y, ocasionalmente, dentro del mismo (pesca de arrastre, palangre de fondo y trasmallo); el salmonete amarillo (*Mulloidichthys dentatus*) es poco frecuente y esquivo a la presencia de buzos (Humann & DeLoach, 2004); y las morenas tienden a esconderse en cuevas durante el día, por lo cual es más difícil observarlas.

Diversidad

Al ser un indicador de dominancia, el índice de diversidad de Simpson (D) es útil para verificar qué sitios de seguimiento se caracterizan por tener especies dominantes y cuáles se caracterizan por tener una mayor homogeneidad en la distribución de especies.

Roca La Viuda y Tómbolo de Punta Uvita presentaron los valores más cercanos a cero, es decir los sitios con mayor diversidad. Estos dos sitios, que se encuentran a poca distancia entre sí, presentan formaciones rocosas importantes y tienen profundidades entre los 6 y 12 m. En este estudio, estas dos características han demostrado ser importantes para mantener altos niveles de diversidad.

En un análisis de las especies de peces de arrecife encontradas en puntos situados dentro del PNMB, Roca La Viuda fue descrita como el lugar que presentó la mayor diversidad (erróneamente se clasificó a Roca La Viuda como localizada dentro del PNMB) (Salas *et al.*, 2012).



Isla Ballena, a pesar de tener características similares a Tómbolo de Punta Uvita y Roca La Viuda, presentó un valor ligeramente mayor. Esto probablemente se deba a su mayor lejanía de la costa y a la presencia cercana de un cambio súbito en profundidad (extremo oceánico de la isla).

Bajo Negro también presentó un índice D levemente mayor. Este punto presentó una de las mayores abundancias de sandía (*Paranthias colonus*); sin embargo, la especie no fue claramente dominante. El roncador pecoso (*Haemulon scudderii*), el jurel bonito (*Caranx caballus*), el roncador frijol (*Haemulon steindachneri*) y el jurel ojón (*Caranx sexfasciatus*) presentaron frecuencias altas. Al distribuirse las frecuencias altas entre varias especies, el valor de D no aumentó mucho.

En el caso de Bajo Maureen y Bajo Dos Tetas, el sandía (*Paranthias colonus*) fue la especie dominante, obteniéndose valores del índice D mayores a 0,5. El sandía (*Paranthias colonus*) representó el 74 y el 75% de los individuos observados en estos dos sitios, respectivamente.

Análisis de conglomerado

Al aplicar el análisis de conglomerado de Bray-Curtis (**Figura 15 y Anexo 8**). Bajo Maureen y Bajo Dos Tetas fueron los dos puntos más semejantes entre sí, debido a la dominancia del sandía (*Paranthias colonus*). En el dendrograma, Bajo Negro, el tercer sitio con una alta presencia de este serránido, se agrupó cercanamente a estos dos puntos.

Esos tres sitios presentaron la mayor semejanza en estructura del arrecife, profundidad y exposición al oleaje. Este comportamiento había sido descrito previamente en un análisis realizado en puntos situados dentro del PNMB, donde los sitios que presentaron similitud en estas tres características se agruparon en el dendrograma (Salas & Alvarado, 2008).

Por otro lado, se observó que Roca La Viuda y Tómbolo de Punta Uvita, a pesar de estar relativamente cerca, no se agruparon cercanamente en el dendrograma. Esto se puede deber a la alta diversidad de ambos sitios y a las variaciones que pudieron presentar las frecuencias de las diferentes especies observadas.

El estudio que analizó los peces costeros del PNMB también encontró que Roca La Viuda y el noreste de Tómbolo de Punta Uvita no presentaban una correlación significativa al tomar en cuenta la ausencia/presencia de cada especie y su densidad por sitio (Salas & Alvarado, 2008).

Dominancia

Al interpretar los resultados del gráfico de k -dominancia es preciso recordar que las curvas con el intercepto más elevado representan comunidades menos diversas (Magurran, 2008)

La influencia de las características oceanográficas sobre la presencia de las diferentes especies en los seis puntos se observó nuevamente en el análisis de k -dominancia. Al aplicar este análisis, se apreció que sigue la tendencia del índice D y el análisis de Bray-Curtis.

Bajo Dos Tetas y Bajo Maureen presentaron una especie dominante; el intercepto en el eje y se localizó en un punto más alto y la curva fue menos pronunciada. En Bajo Negro, al haber un grupo de especies dominantes, el intercepto del eje y se localizó en



un punto medio. En Isla Ballena, Tómbolo de Punta Uvita y Roca La Viuda, la frecuencia de individuos mostró una mejor distribución entre las especies observadas, por lo que el intercepto del eje y se aproximó a 0 y la curva fue más pronunciada (**Figura 16**).

Análisis espectral

Al interpretar los resultados del análisis espectral de tallas, se debe recordar varios principios: i) en una comunidad típica, hay menos organismos presentes en los rangos de tallas mayores (Rice & Gislason, 1996); ii) en las zonas de mayor productividad, hay mayor presencia de especies pequeñas y, por ende, la pendiente es mayor (Macpherson *et al.*, 2002); iii) en las zonas oligotróficas, la biomasa se distribuye de manera más equitativa, incluso podría aumentar en las clases más grandes (Macpherson *et al.*, 2002); iv) un aumento en la pendiente puede deberse a una disminución en peces grandes, un aumento en peces pequeños o ambos (Graham *et al.*, 2005; Wilson *et al.*, 2010); y v) las variaciones en las pendientes pueden deberse a muchos factores, como cambios ambientales, relaciones depredador-presa, interacciones competitivas, explotación, gestión y restauración (Shin *et al.*, 2005; Petchey & Belgrano, 2010).

En el análisis espectral de tallas por sitio de seguimiento realizado para todas las categorías de tamaño juntas, se puede observar que Roca La Viuda presentó la pendiente más baja, indicando que este sitio tiene la distribución de frecuencias más pareja en las diferentes tallas. Tómbolo de Punta Uvita, Bajo Negro e Isla Ballena presentaron pendientes e interceptos mayores, con valores muy parecidos, lo que indica una mayor biomasa en individuos pequeños, pero no hay un gran descenso al avanzar a individuos de mayor talla. En el caso de Bajo Maureen y Bajo Dos Tetras, se advirtió la influencia del sandía (*Paranthias colonus*); los altos números de esta especie, principalmente de individuos pequeños, provocan que la pendiente en estos dos sitios sea significativamente más pronunciada (**Figura 17 y Tabla 5**).

El análisis espectral de tallas por lugar de seguimiento según la categoría de tamaño permite ver el comportamiento por tamaño de clase. Para las especies menores, en Roca La Viuda se observó que la pendiente es menor, lo que implica una distribución más pareja entre los individuos pequeños y grandes de esta categoría de tamaño. En el caso de Tómbolo de Punta Uvita y Bajo Dos Tetras se observó una pendiente un poco más pronunciada, lo que significa que hay un mayor número de individuos de menor tamaño de especies menores. En Bajo Negro, Bajo Maureen e Isla Ballena se advirtió que, para la categoría de especies menores, los individuos de menor talla son más numerosos, generando pendientes significativamente mayores (**Figura 18 y Tabla 6**). Al interpretar estos datos, la mayor presencia de individuos de menor talla en la categoría de especies menores en Bajo Negro, Bajo Maureen e Isla Ballena podría indicar que estos tres sitios son más productivos o que presentan una mayor explotación de individuos grandes de esta categoría. Considerando que Isla Ballena y Bajo Maureen se encuentran lejos de los límites externos del PNMB, probablemente en estos dos sitios se explique por ser más productivos. La pendiente menos pronunciada observada para Roca La Viuda indica que la presión pesquera en este sitio no se centra sobre las especies menores, ya que hay una mayor uniformidad. Para Bajo Negro, Bajo Dos Tetras y Tómbolo de Punta Uvita se podría estar produciendo una explotación de individuos grandes en la categoría de especies menores.



En la categoría de especies intermedias, se observó que generalmente hay una distribución más equitativa entre los individuos de menor y mayor talla. Tómbolo de Punta Uvita presentó la mayor pendiente, lo que podría indicar que la pesca de subsistencia permitida en este lugar, situado dentro del PNMB, está escogiendo selectivamente individuos de talla grande de la categoría intermedia. Los valores de pendiente bajos observados para Roca La Viuda e Isla Ballena indican que, en la categoría intermedia, los individuos de tallas pequeñas y grandes están mejor distribuidos y no hay una explotación importante de estas especies. En el caso de Bajo Negro, Bajo Maureen y Bajo Dos Tetas, la pendiente es positiva, lo que implica que al aumentar en tamaño hay mayor número de individuos de especies intermedias. Esto resulta curioso y podría representar la migración de peces de categoría intermedia hacia estos puntos cuando alcanzan tallas grandes (**Figura 18 y Tabla 6**).

Para las especies de categoría de talla mayor, al analizar los resultados, se puede agrupar a los sitios que se encuentran dentro del PNMB y los que se localizan fuera de él. En los tres sitios que se encuentran dentro del PNMB se observaron pendientes pronunciadas, lo que puede deberse a dos situaciones: i) en Isla Ballena y Bajo Maureen, sitios más alejados de los límites del PNMB, los peces de categoría mayor que alcanzan tallas grandes migran hacia otros sitios; y ii) en Tómbolo de Punta Uvita la situación anterior se combina con la pesca de subsistencia realizada en el sitio, seleccionando los individuos de talla grande de la categoría mayor (**Figura 18 y Tabla 6**).

En los tres puntos que se encuentran fuera del PNMB, el comportamiento fue inverso, las pendientes de las líneas fueron positivas. Esto indica que en las especies mayores hay más individuos de talla más grande fuera del PNMB, lo cual se puede deber a una migración de peces hacia estos sitios al alcanzar tamaños grandes (**Figura 18 y Tabla 6**).

Al aplicar el análisis espectral de tallas en los sitios ubicados dentro y fuera del PNMB de forma agrupada para todas las categorías de tamaño, se observó que las pendientes e interceptos son muy parecidos (**Figura 19 y Tabla 7**). Esto parece indicar que las poblaciones de especies de importancia comercial y ecológica seleccionadas se encuentran en condiciones semejantes, sin importar los límites del PNMB. Las razones para esto podrían ser: i) existe una alta conectividad entre los sitios protegidos y las zonas expuestas a explotación al norte del PNMB; ii) las tasas de explotación son parecidas tanto dentro como fuera del PNMB; y iii) la gestión que se está realizando en el área protegida no está causando una diferencia significativa. Para llegar a una conclusión más adecuada, es necesario observar las diferencias que se presentaron entre las categorías de tamaño dentro y fuera del PNMB.

Al separar el análisis según la categoría de tamaño de las especies, se advirtió que la pendiente para especies menores es más pronunciada dentro del PNMB, lo cual pone de manifiesto que hay más individuos de talla pequeña en esta categoría dentro del PNMB. Fuera del PNMB, también hay más individuos pequeños en esta categoría, pero la diferencia con los individuos grandes no es tan pronunciada (**Figura 20 y Tabla 8**).

En la categoría de especies intermedias, las pendientes de ambas gráficas resultaron muy semejantes y cercanas a 0, lo que indica que la frecuencia de



individuos en las especies intermedias está distribuida de manera pareja tanto dentro como fuera del PNMB (**Figura 20 y Tabla 8**).

En el caso de las especies mayores se apreció una marcada diferencia. Dentro del PNMB, la pendiente pronunciada indica que los individuos pequeños de esta categoría son más frecuentes; fuera del PNMB, la pendiente es positiva, poniendo de manifiesto que hay más individuos de talla grande de esta categoría. Esto indica que el PNMB parece ser un sitio de reclutamiento para especies de categoría mayor y que, conforme estos individuos crecen, migran hacia afuera. Los sitios que se encuentran fuera del PNMB, considerando la pendiente positiva, parecen ser importantes zonas de agregación de individuos grandes de esta categoría (**Figura 20 y Tabla 8**).

El comportamiento de los sitios situados fuera del PNMB (los cuales están sujetos a la pesca) es curioso, pues generalmente las especies de mayor tamaño, que tienen el mayor valor, son el objetivo principal de la pesca (Shin *et al.*, 2005). Adicionalmente, los artes de pesca discriminan por talla, capturando los peces más grandes primero (Shin *et al.*, 2005).

Escalamiento óptimo

La agrupación, según talla, de los tres sitios encontrados dentro del PNMB (Isla Ballena, Bajo Maureen y Tómbolo de Punta Uvita) cercanamente y el de los dos sitios localizados fuera del Parque más próximos, indicó una relación importante. Las tallas menores e intermedias son importantes en los cinco sitios; sin embargo, al alejarse del Parque, las tallas mayores toman más relevancia. Esto indica una dispersión de individuos grandes hacia el exterior del PNMB.

Dos sitios cercanos entre sí (Roca La Viuda y Tómbolo de Punta Uvita) y dos sitios con características similares (estructura del arrecife, profundidad y exposición al oleaje) se agruparon cercanamente. Los primeros mostraron una relación alta en el análisis de Bray-Curtis, mientras que los segundos son los preferidos por especies formadoras de cardúmenes.

Bajo Negro se separó claramente de los otros sitios en el análisis de escalamiento óptimo. Éste es el sitio más alejado del PNMB y en el que se evidenció mayor esfuerzo pesquero durante las giras de seguimiento, indicativo de que la influencia del Parque sobre las poblaciones de peces tiene un límite.

Nivel trófico

A la hora de realizar el análisis del nivel trófico, es preciso recordar que la mayoría de las especies seleccionadas van a tener niveles tróficos relativamente altos (superiores a 3,50), por lo que aunque las diferencias entre los sitios parezcan pequeñas en realidad están sesgadas por este hecho.

En el análisis del nivel trófico promedio por punto de seguimiento se observó que hay cuatro sitios que se agrupan cercanamente: Isla Ballena, Bajo Negro, Tómbolo de Punta Uvita y Bajo Dos Tetas. El alto valor observado para Isla Ballena se debe a la elevada frecuencia de jurel bonito (*Caranx caballus*) y de varios pargos y roncadores que suben el promedio. En Bajo Negro, el valor es alto debido a que el roncador pecoso (*Haemulon scudderii*), el jurel bonito (*Caranx caballus*) y el jurel ojón (*Caranx sexfasciatus*) suben el promedio. En Tómbolo de Punta Uvita, el promedio se mantiene alto gracias al pargo (*Lutjanus inermis*), al jurel ojón (*Caranx sexfasciatus*) y al roncador



pecoso (*Haemulon scudderii*). El promedio de Bajo Dos Tetas es casi igual al nivel trófico de la especie más abundante observada en el sitio, el sandía (*Paranthias colonus*), con un 75% de los individuos.

En Bajo Maureen, a pesar de constatare una alta presencia de sandía (*Paranthias colonus*), que tiene un nivel trófico relativamente alto, la elevada presencia de sabalote (*Chanos chanos*) bajó el promedio, debido a que tiene uno de los niveles tróficos más bajos entre las especies estudiadas (2,03).

El sitio con el menor promedio, Roca La Viuda, debe su valor a las altas frecuencias de roncador frijol (*Haemulon Steindachner*), vieja de piedra (*Bodianus diplotaenia*) y chopas (*Kyphosus elegans*).

Los valores de nivel trófico promedio para los grupos de sitios ubicados dentro del PNMB y fuera de éste fueron muy parecidos. La ligera diferencia positiva para los sitios localizados fuera del PNMB se debe a la muy alta frecuencia de sandía (*Paranthias colonus*), ya que el promedio de los sitios es casi igual al valor de esta especie.

Densidad por familia

Definitivamente, la familia que presentó mayor densidad en el estudio fue la Serranidae, debido a las grandes agrupaciones de sandía (*Paranthias colonus*) observadas en Bajo Maureen, Bajo Dos Tetas y Bajo Negro. Como cabía esperar, las especies formadoras de cardúmenes influyeron sobre las densidades de sus familias, razón por la cual las familias Haemulidae y Lutjanidae presentaron densidades altas. De la misma manera, los grandes depredadores generalmente presentaron densidades bajas, algo que se puede esperar en sitios que están sujetos a explotación pesquera.

Densidad por categoría de tamaño

Al analizar la densidad por categoría de tamaño, en Isla Ballena se apreció que las especies mayores son más abundantes (**Figura 26**). Esto concuerda con lo observado en el análisis espectral de tallas, en el que se advirtió una gran cantidad de peces de categoría de tamaño grande en estadios de vida tempranos. En los otros dos sitios dentro del PNMB, Bajo Maureen y Tómbolo de Punta Uvita, se apreció que las densidades observadas concuerdan con el análisis espectral de tallas. Los individuos de las especies de categorías de tamaño pequeño son más abundantes en estos dos sitios, debido a la presencia de especies menores formadoras de cardúmenes (**Figura 26 y Figura 28**).

Fuera del PNMB, se observaron densidades bajas de especies grandes. Como se ha indicado anteriormente, la pesca captura a los individuos grandes de manera selectiva y estando estos tres sitios sujetos a la pesca (deportiva y artesanal con trasmallo y línea de fondo) no es de extrañar que se presentaran densidades bajas de estas familias. También se advirtió la influencia de la alta frecuencia de especies pequeñas formadoras de cardúmenes en Bajo Dos Tetas y Bajo Negro, especialmente del sandía (*Paranthias colonus*). En Roca La Viuda se observó mayor densidad de especies menores e intermedias (**Figura 27 y Figura 28**).

Efectos de la pesca

La pesca, legal en Tómbolo de Punta Uvita, es un factor de influencia importante en el PNMB. Se observó una alta frecuencia de pescadores de la comunidad faenando



con permiso en el Tómbolo (hasta veinte personas al mismo tiempo), especialmente durante los fines de semana. El análisis espectral de tallas puso de manifiesto que hay pocos individuos grandes en las categorías de tamaño menor y mayor, lo que parece indicar que el efecto de la pesca de subsistencia es mayor al imaginado.

Debido a eso, se hace necesario revalorar la regulación que permite la pesca de subsistencia por personas de la comunidad en el sitio e ir pensando en límites de pesca por persona para evitar un esfuerzo desproporcionado. En la actualidad, no existe un control para verificar si las personas que faenan en Tómbolo de Punta Uvita realmente necesitan de esta actividad para subsistir o si los peces capturados realmente son para autoconsumo y no se comercializan.

Por otro lado, la pesca ilegal es una actividad constante dentro del PNMB. Durante el muestreo del mes de junio del primer año, se encontró una red de enmalle colocada ilegalmente dentro de los límites del PNMB, con más de 50 peces diferentes enmallados, incluyendo once tiburones martillo juveniles (*Sphyrna lewini*) (**Anexo 8**). Los capitanes de las embarcaciones de turismo y organizaciones no gubernamentales que operan en la zona también han denunciado en repetidas ocasiones incursiones de barcos de arrastre al interior del PNMB.

La pesca comercial en las cercanías del PNMB es muy frecuente. Fácilmente se pueden avistar embarcaciones de pesca de arrastre operando en la zona, algo que no es de extrañar considerando la cercanía del Humedal Nacional Terraba Sierpe, sitio importante para la pesca de camarón. Su presencia supone un efecto negativo sobre las poblaciones de especies demersales, como las cabrillas, los meros, las rayas, los tiburones y los pargos.

La importancia ecológica del triángulo formado por el Parque Nacional Marino Ballena, el Humedal Terraba Sierpe y la Reserva Biológica Isla del Caño ha sido estudiada en profundidad (Montero-Cordero *et al.*, 2008; Salas & Alvarado, 2008; Montero-Cordero & Lobo, 2010; Clarke *et al.*, 2011). La importancia de esta zona como sitio de reproducción de tiburones y rayas generó la recomendación de prohibir el arrastre en el área hasta los 50 m de profundidad (Clarke *et al.*, 2011).

Durante las inmersiones en estos sitios fue frecuente observar palangres de fondo descartados, los cuales causan efectos negativos sobre los corales y las algas debido a la fricción con las líneas de nylon por efecto de las corrientes.

Fuera del PNMB, también es común la pesca a pulmón en busca de la langosta del Pacífico (*Panulirus argus*), el cambute (*Strombus galeatus*) y peces de arrecife, como los loros (familia Scaridae), utilizando varas largas de madera con tres o cuatro puntas metálicas en uno de sus extremos. En una de las giras de muestreo se encontró uno de estos instrumentos, abandonado por los pescadores, en Bajo Negro.

En la parte externa del PNMB, es frecuente observar operadores de pesca turística, tanto en los puntos de muestreo como en otros sitios. Considerando las bajas densidades de especies de categoría de tamaño grande, usualmente el principal objetivo de la pesca, no se debe subvalorar el efecto que esta actividad pueda tener sobre las poblaciones, sobre todo valorando que las especies objetivo no están sujetas a prácticas obligatorias de “captura y liberación” y que los pescadores deportivos no tienen cuotas de captura, razón por la cual tienden a quedarse con todos los ejemplares capturados.



La efectividad de las AMPs depende, en gran medida, del respeto a las regulaciones por parte de los usuarios; el incumplimiento de las normativas conlleva una reducción en la biomasa de los peces (Campbell *et al.*, 2012). A pesar de conocer las restricciones espaciales y de artes, el incumplimiento de las regulaciones está generalizado en las comunidades pesqueras (Campbell *et al.*, 2012). La reducción en la biomasa de los peces se da, principalmente, en los grupos objetivo de los pescadores (Campbell *et al.*, 2012)

Alrededor del mundo, se ha comprobado que las reservas marinas son altamente efectivas en el incremento de las poblaciones de especies con adultos sedentarios, como los peces de arrecife e invertebrados (Hastings & Botsford, 2003). Es por esto que el PNMB es tan importante, pues protege ecosistemas de arrecife. Las zonas con exclusión pesquera son herramientas vitales de gestión de las cadenas alimenticias, de la funcionalidad de los ecosistemas y de la resiliencia de los arrecifes (Hughes *et al.*, 2007). Al tener el PNMB formaciones importantes de arrecifes, una gestión adecuada propiciaría una exportación directa hacia las pesquerías.

Adicionalmente, para incrementar la efectividad de las reservas marinas, éstas deben tener alta similitud con las zonas circundantes (Forcada *et al.*, 2009). Esto ocurre con el PNMB, tanto al sur como al norte del mismo se presentan arrecifes importantes. Sin embargo, se tornan necesarios mayores controles sobre la pesca en estas zonas y en la zona oceánica cercana, donde las incursiones de los barcos de arrastre de camarón son constantes. Es por esto que resulta de gran importancia establecer una zona de amortiguamiento alrededor del PNMB que permita la pesca bajo regulación.

Las reservas marinas son de vital importancia para la gestión ecosistémica y pesquera. En Hawai, Islandia y Filipinas se ha demostrado que la apertura de áreas a la pesca causa una pérdida rápida de los beneficios obtenidos con protección a largo plazo; puede tomar tan solo 1 o 2 años para que las poblaciones de peces y moluscos se agoten (PISCO, 2007). Al no existir un programa de control y vigilancia adecuado en el PNMB, que le otorgue las herramientas necesarias a los guardaparques para que puedan realizar sus labores, los efectos positivos que pueda tener el área sobre las poblaciones de peces, dentro y fuera de la misma, se ven disminuidas.

Conclusiones



5. Conclusiones

1. Las comunidades de peces de importancia comercial y ecológica en el Parque Nacional Marino Ballena y sus alrededores están dominadas por especies de las familias Serranidae, Haemulidae, Lutjanidae y Carangidae.
2. Las especies de las familias Lutjanidae y Serranidae son las que poseen mayor interés comercial en el Parque Nacional Marino Ballena y sus alrededores.
3. Las especies más abundantes en el Parque Nacional Marino Ballena y sus alrededores son aquellas que se caracterizan por formar cardúmenes cerca de los arrecifes rocosos.
4. Los puntos de muestreo con características oceanográficas y geomorfológicas similares entre sí muestran altos grados de similitud en relación a las comunidades de peces. En los sitios con profundidades comprendidas entre los 12 y 18 metros y con crestas rocosas cerca de la superficie dominan la familia Serranidae, específicamente el sandía (*Paranthias colonus*). En los puntos con profundidades entre los 6 y 12 metros, con formaciones rocosas amplias y rodeados de planicies arenosas dominan las familias Haemulidae, Lutjanidae y Carangidae.
5. Los puntos de muestreo situados en profundidades comprendidas entre los 6 y 12 metros, con formaciones rocosas amplias y rodeados de planicies arenosas, presentan la mayor diversidad.
6. El Parque Nacional Marino Ballena es una zona de cría para las especies de las categorías de tamaño menor y mayor, las cuales se desplazan a zonas circundantes al alcanzar tallas grandes.
7. Las zonas protegidas del Parque Nacional Marino Ballena coinciden con sitios importantes de agregación y cría de las especies de interés comercial e importancia ecológica.
8. Bajo Maureen e Isla Ballena son sitios productivos, donde tienden a agregarse individuos de tallas pequeñas de las especies de categoría de tamaño menor.
9. Tómbolo de Punta Uvita y Roca La Viuda presentan una alta similitud entre sí en relación a las comunidades de peces, poniendo de manifiesto el efecto de desborde que incide sobre la zona más cercana al Parque Nacional Marino Ballena.
10. La pesca desarrollada en Tómbolo de Punta Uvita tiene un efecto significativo sobre las comunidades de peces, al retirar de manera selectiva a los individuos de mayor tamaño.



11. La pesca desarrollada fuera del Parque Nacional Marino Ballena ha afectado de manera importante a las comunidades de peces, retirando a las especies de mayor tamaño y valor.
12. La pesca ilegal desarrollada en el Parque Nacional Marino Ballena tiene graves consecuencias para las comunidades de peces, por lo que deben extremarse las labores de control y vigilancia.



6. Recomendaciones

1. Es necesario otorgar a los guardaparques del Parque Nacional Marino Ballena las herramientas necesarias para que puedan ejecutar las labores de control y vigilancia.
2. Es necesario crear un área de sensibilidad ecológica alrededor del Parque Nacional Marino Ballena que sirva como zona de amortiguamiento, donde solo se permitan prácticas pesqueras de bajo impacto y se impongan cuotas sobre la pesca deportiva.
3. Es necesario hacer una evaluación de las personas que realizan pesca de subsistencia dentro del Parque Nacional Marino Ballena, al objeto de determinar si realmente necesitan de la actividad para subsistir.
4. Es necesario imponer un sistema de cuotas de pesca a las personas que realizan pesca de subsistencia dentro del Parque Nacional Marino Ballena, con el fin de reducir su impacto.
5. Es necesario crear un sistema de seguimiento de la pesca de subsistencia realizada dentro del Parque Nacional Marino Ballena, para evaluar su impacto.
6. Es necesario implicar a los empresarios de operaciones de avistamiento de cetáceos y de buceo en una red de vigilancia que sirva para denunciar ilícitos pesqueros dentro del Parque Nacional Marino Ballena.
7. Es necesario continuar con la labor de seguimiento de las comunidades de peces en el Parque Nacional Marino Ballena, para evaluar la efectividad de la protección del área y de las medidas de gestión implementadas a largo plazo.

Anexos



7. Anexos

Anexo 1. Especies observadas.

En total, se estudiaron 52 especies de peces, divididas en 17 familias diferentes. A continuación se presenta una caracterización de cada especie y familia.

Acanthuridae

El nombre común con el que se conoce a las especies de esta familia, cirujanos, deriva de la presencia de espinas puntiagudas en forma de escalpelo localizadas en los bordes de la base de la cola. Los géneros *Acanthurus* y *Ctenochaetus* presentan una espina colapsable a cada lado; el género *Prionurus* presente entre tres y seis espinas en forma de quillas a cada lado de la cola. Otras características destacables son: cuerpo alto, comprimido, ojos situados en la parte superior de la cabeza, una sola aleta dorsal sin hendidura, escamas ctenoideas muy pequeñas, y una boca pequeña con dientes muy juntos (Allen & Robertson, 1998).

Los cirujanos se alimentan principalmente de algas en los arrecifes tropicales. Algunas especies del género *Acanthurus* se alimentan de organismos planctónicos. Con frecuencia se pueden observar grandes cardúmenes del género *Prionurus* alimentándose. La posibilidad de movilizarse en cardúmenes les sirve para impedir ataques agresivos de especies bentónicas (Allen & Robertson, 1998).

Cirujano aleta amarilla



Fotografía: Emeric Grunebaum

El cirujano aleta amarilla (*Acanthurus xanthopterus*) presenta una aleta caudal ahorquillada. Su color es gris púrpura a café, pudiendo cambiar rápidamente a gris



pálido; alrededor del ojo se observa un área amarilla; el tercio exterior de la aleta pectoral es amarillento; tiene numerosas líneas onduladas en el costado (Allen & Robertson, 1998).

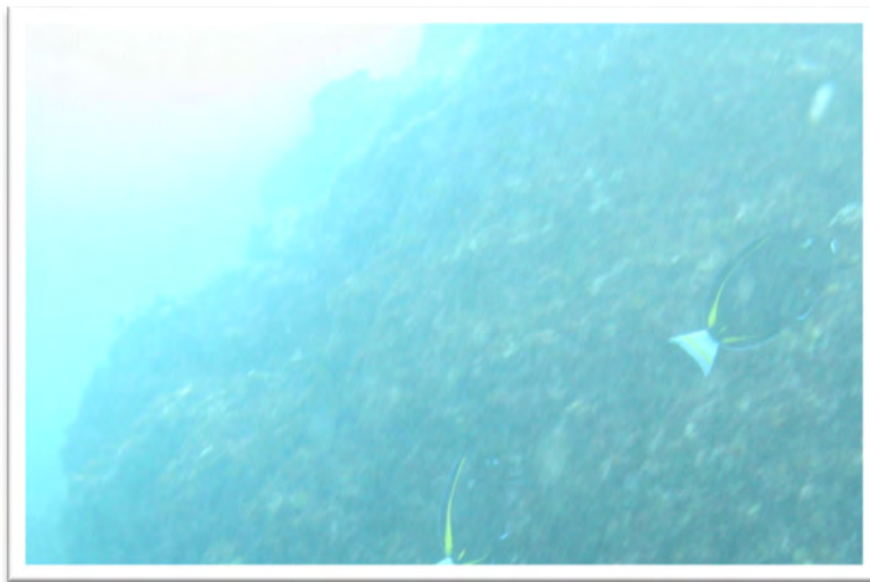
Esta especie nada en aguas abiertas, sobre los arrecifes de coral y frente a paredes de piedra; es común entre los 3 y 8 m de profundidad (Humann & DeLoach, 2004). Se le puede observar en regiones arenosas, con frecuencia bastante alejada del fondo marino (Allen & Robertson, 1998). Es una especie un poco curiosa que se puede acercar a buzos (Humann & DeLoach, 2004). Su talla máxima es de 70 cm (Froese & Pauly, 2012).

Se distribuye ampliamente en el Indo-Pacífico Tropical, desde el este de África hasta América; en el Pacífico Este Tropical, desde la parte baja del Golfo de California hasta Panamá y las Galápagos (Allen & Robertson, 1998).

Cirujano coliblanca

El cirujano coliblanca (*Acanthurus nigricans*) presenta una aleta caudal ligeramente recortada. Es de color negruzco, con una mancha blanca grande debajo del ojo y una banda estrecha blanca alrededor de la boca; las bases de las aletas dorsal y anal presentan una banda amarilla que se ensancha hacia atrás; la aleta caudal es blanca, con una banda angosta amarilla situada posteriormente (Allen & Robertson, 1998).

Esta especie nada rápidamente entre los arrecifes (Humann & DeLoach, 2004). Usualmente se observa en aguas someras de arrecifes de coral u orillas rocosas expuestas; se localiza hasta los 45 m de profundidad (Allen & Robertson, 1998). Es tímida y evita a los buzos (Humann & DeLoach, 2004). Su talla máxima es de 21,3 cm (Froese & Pauly, 2012).



Fotografía: Emeric Grunebaum

Se distribuye principalmente en áreas cercanas a islas del Pacífico Tropical; en el Pacífico Este, se le conoce en Baja California e islas oceánicas, incluyendo las



Revillagigedo, Isla del Coco y las islas Galápagos (Allen & Robertson, 1998).

Cirujano pintado

El cirujano pintado (*Ctenochaetus marginatus*) presenta numerosos dientes en una sola fila, móviles, alargados, con los extremos expandidos, encorvados y denticulados en las márgenes laterales. Tiene color café profundo, con numerosas manchas azules pequeñas muy juntas que cubren la cabeza y el cuerpo; puede intensificar el brillo de dichas manchas con mucha rapidez (Allen & Robertson, 1998).

Usualmente es solitario y habita arrecifes de coral y rocosos. No es temeroso y permite acercamientos lentos (Humann & DeLoach, 2004). Su talla máxima es de 27 cm (Froese & Pauly, 2012).

Se distribuye en localidades esparcidas del Pacífico Oeste y Este Tropical. En esta última región, se le conoce en la Isla del Coco y en Panamá (Golfo de Chiriquí) (Allen & Robertson, 1998).

Cirujano reo

El cirujano reo (*Acanthurus triostegus*) presenta una aleta caudal ligeramente recortada. Tiene color blancuzco a gris verdoso claro, con seis barras negras estrechas en la cabeza y el cuerpo (Allen & Robertson, 1998).

El cirujano reo es una especie solitaria, que puede llegar a formar pequeños cardúmenes en arrecifes someros (Humann & DeLoach, 2004). Con frecuencia se observa en grupos que ramonean algas sobre arrecifes rocosos o de coral, entre 1 y 10 m de profundidad (Allen & Robertson, 1998). Tiende a ignorar a los buzos, alejándose al ser abordada (Humann & DeLoach, 2004). Su talla máxima es de 27 cm (Froese & Pauly, 2012).

Se distribuye ampliamente en el Indo-Pacífico, desde el este de África hasta América; en el Pacífico Este, desde la parte inferior del Golfo de California hasta Panamá y las Galápagos (Allen & Robertson, 1998).

Cochinito barbero

El cochinito barbero (*Prionurus laticlavus*) se diferencia de los otros cirujanos del Pacífico Este Tropical por carecer de espina en forma de escalpelo a cada lado del pedúnculo caudal; en cambio, presenta tres protuberancias óseas. Su color es gris, con la aleta caudal amarillo brillante y una banda blanca con los bordes oscuros en la cabeza, detrás del ojo; los juveniles pequeños son principalmente amarillos (Allen & Robertson, 1998).

Esta especie vive alrededor de los arrecifes, en grandes cardúmenes. Tiende a ignorar a los buzos, alejándose de ellos al ser abordada (Humann & DeLoach, 2004). Su talla máxima es de 60 cm (Froese & Pauly, 2012).

Se distribuye desde las islas Galápagos hasta Panamá (Allen & Robertson, 1998). Es común en Costa Rica (Humann & DeLoach, 2004).



Fotografía: Emeric Grunebaum

Cochinito punteado

El cochinito punteado (*Prionurus punctatus*) presenta tres protuberancias óseas blancas, en vez de espinas en forma de escalpelo, a cada lado del pedúnculo caudal. Su color es gris, con numerosas manchas pequeñas que cubren la cabeza y el cuerpo; la aleta caudal es amarilla brillante; en la cabeza, detrás del ojo, se observa una banda blancuzca con bordes oscuros; los juveniles muestran dos tipos de coloración: amarilla o semejante a los adultos (Allen & Robertson, 1998).

Esta especie usualmente forma cardúmenes. Habita arrecifes rocosos y costas rocosas. Tiende a ignorar a los buzos y se aleja al ser abordada (Humann & DeLoach, 2004). Su talla máxima es de 60 cm (Froese & Pauly, 2012).

Se distribuye entre el Golfo de California y El Salvador (Allen & Robertson, 1998).

Balistidae

Los peces chanchos se caracterizan por presentar una forma ovalada, la piel como cuero y una boca pequeña con mandíbulas muy fuertes (Allen & Robertson, 1998).

Este grupo es particularmente sobreprotector de sus nidos; las hembras pueden constituir un problema para los buzos, pues atacan a peces más grandes y a personas para proteger los nidos (Allen & Robertson, 1998).

Los peces de esta familia se alimentan de una amplia variedad de organismos. La mayoría de las especies se alimenta de una combinación de algas, coral vivo, erizos de mar, cangrejos, camarones, estrellas frágiles, esponjas, tunicados, poliquetos, cefalópodos, hidrozooos y peces. Algunas especies consumen únicamente plancton (Allen & Robertson, 1998).

Chanco aleta rosa

El chanco aleta rosa (*Melichthys vidua*) tiene el cuerpo ovalado, robusto y comprimido; la boca es pequeña y se abre un poco por encima de la línea central;



la piel es muy gruesa, como cuero, con escamas grandes en forma de placas dispuestas diagonalmente; el hocico está completamente escamado. El cuerpo y la cabeza son negros; las aletas dorsal y anal son blanco-rojizas, con bordes negros delgados; la aleta pectoral es amarillenta (Robertson & Allen, 2008).

Esta especie habita zonas rocosas y coralinas poco profundas y claras. Es precavida y se mantiene distante de los buzos (Humann & DeLoach, 2004). Su talla máxima es de 40 cm (Froese & Pauly, 2012).

Se distribuye en el Indo-Pacífico; ha sido identificada en Clipperton, Isla del Coco, islas Galápagos y Panamá occidental (Robertson & Allen, 2008).

Chancho cochino

El chancho cochino (*Sufflamen verres*) tiene la aleta caudal truncada. Su color es café oscuro en la mitad superior del cuerpo y café claro anaranjado en la cabeza y costado inferior del cuerpo; desde el vértice inferior de la boca hasta la parte inferior de la cabeza se observa una franja amarilla, delgada y oblicua; las mejillas tienen franjas negras; los juveniles presentan manchas y líneas quebradas en la parte superior del cuerpo (Allen & Robertson, 1998).

Esta especie es solitaria. Habita arrecifes rocosos, pendientes con rocas y zonas adyacentes de arena (Humann & DeLoach, 2004), en zonas de 3 a 35 m de profundidad (Allen & Robertson, 1998). Se alimenta de erizos de mar, crustáceos pequeños y moluscos. Es muy tímida y se mantiene a distancia de los buzos (Humann & DeLoach, 2004). La talla máxima que se ha observado es de 40 cm (Froese & Pauly, 2012).

Se distribuye desde Baja California y el Golfo de California hasta Ecuador (Allen & Robertson, 1998).

Chancho fisgón



Fotografía: Emeric Grunebaum



El chancho fisgón (*Pseudobalistes naufragium*) tiene el margen posterior de la aleta caudal doblemente recortado o redondeado, con lóbulos ligeramente alargados y puntiagudos; no presenta escamas alrededor del hocico. Su color es gris-azul pálido a gris café; en el costado presenta varias bandas blancas claras y oscuras alternas; la abertura branquial es blanca (Allen & Robertson, 1998).

El chancho fisgón es una especie solitaria. Normalmente, se encuentra en arrecifes rocosos, pendientes con rocas y áreas adyacentes de arena (Humann & DeLoach, 2004), hasta los 30 m de profundidad (Allen & Robertson, 1998). Se alimenta de erizos de mar, crustáceos pequeños y moluscos. Tiende a ignorar a los buzos, pero se mantiene a distancia (Humann & DeLoach, 2004). Su talla máxima es de 100 cm (Froese & Pauly, 2012). Es la especie de pez chancho más grande de la región (Allen & Robertson, 1998).

Se distribuye desde Baja California hasta Ecuador (Allen & Robertson, 1998).

Chancho negro

El chancho negro (*Melichthys niger*) posee una aleta caudal que va de muy recortada a ahorquillada. Es fácilmente distinguishible por la coloración negruzca del cuerpo, separado de las aletas por una franja blanca-celeste; la cabeza puede tener un matiz amarillento; en el dorso y alrededor del ojo se observan rayas delgadas azules (Allen & Robertson, 1998).

Esta especie usualmente es solitaria, pero puede formar pequeños grupos. Habita en aguas abiertas sobre arrecifes rocosos, pendientes con rocas o a lo largo de paredes de piedra. Acostumbra a ignorar a los buzos, pero se mantiene a distancia si son abordados (Humann & DeLoach, 2004). Su talla máxima es de 50 cm (Froese & Pauly, 2012).

Su distribución es circumtropical. En el Pacífico Este Tropical se ha registrado en las islas Revillagigedo, Isla del Coco, Clipperton, Malpelo y en el Golfo de Chiriquí (Panamá) (Allen & Robertson, 1998).

Carangidae

Los jureles están ampliamente representados en todos los mares tropicales y subtropicales. Generalmente son plateados y tienen un rango amplio de tamaños. Son nadadores muy fuertes de media profundidad. Se caracterizan por tener una forma muy hidrodinámica, el cuerpo comprimido lateralmente, la base de la cola delgada y la aleta caudal fuertemente bifurcada. La mayor parte de las especies tienen escamas posteriores a la línea lateral modificadas en estructuras fuertes, como placas espinosas que reciben el nombre de escudetes (Allen & Robertson, 1998).

Estas especies presentan desove pelágico y sueltan un gran número de pequeños huevos flotantes. Son apetecidas para el consumo humano, siendo blanco tanto de pescadores comerciales como deportivos. Tienden a formar grandes cardúmenes y nadan considerables distancias. Los pámpanos son comunes a lo largo de los bordes de los arrecifes. Son depredadores voraces que se alimentan de una variedad amplia de peces (Allen & Robertson, 1998).



Hojarán común

El hojarán común (*Seriola rivoliana*) tiene coloración azulada a verdosa en el dorso y plateada en el vientre; en los bordes dorsales y ventrales de la base de la cola se observan surcos; los juveniles (hasta 20 cm) tienen seis barras oscuras en el costado (Allen & Robertson, 1998).

Esta especie nada rápidamente en cardúmenes grandes en las aguas abiertas sobre los arrecifes, a lo largo de paredes y pendientes pronunciadas. Se ve atraída por las burbujas y con frecuencia se acerca a los buzos (Humann & DeLoach, 2004). Su talla máxima es de 160 cm de longitud furcal (Froese & Pauly, 2012).

Su distribución es circumtropical. En el Pacífico Este Tropical se encuentra desde el sur de California hasta Perú, incluyendo las islas Galápagos (Allen & Robertson, 1998).

Jurel arenoso

El jurel arenoso (*Gnathanodon speciosus*) tiene la línea lateral con un arco moderado anteriormente. Su coloración es gris plateada en los costados y amarillenta en el vientre; con frecuencia muestra parches o manchas en los costados; todas las aletas son de color amarillo; los juveniles y adultos jóvenes son plateados a amarillos, con entre 7 y 11 barras negras en sus costados (Allen & Robertson, 1998).

Esta especie forma pequeños cardúmenes que cazan sobre los fondos de arena y barro. Los juveniles con frecuencia son vistos como escoltas de tiburones y otros peces grandes, formando pequeños cardúmenes cerca de sus huéspedes (Humann & DeLoach, 2004). Su talla máxima es de 120 cm (Froese & Pauly, 2012).



Fotografía: Erick Ross Salazar

Se distribuye en todo el Indo-Pacífico Tropical, desde África hasta América (Golfo de California a Colombia) (Allen & Robertson, 1998).



Jurel bonito

El jurel bonito (*Caranx caballus*) presenta una línea lateral con un arco anterior pronunciado pero corto. Su coloración es oliva claro a verde azulado oscuro en el dorso y gris plateado a dorado en el vientre; los juveniles presentan siete barras oscuras en el cuerpo (Allen & Robertson, 1998).

Esta especie nada rápidamente en grupos o cardúmenes en las aguas abiertas sobre arrecifes profundos, a lo largo de paredes y en caídas abruptas. Los individuos solitarios con frecuencia nadan debajo de botes anclados en los arrecifes exteriores. Suele ser atraída por las burbujas de los buzos (Humann & DeLoach, 2004). Su talla máxima es de 55 cm (Froese & Pauly, 2012).

Se distribuye desde el sur de California hasta Perú, incluyendo las islas Galápagos (Allen & Robertson, 1998).



Fotografía: Erick Ross Salazar

Jurel ojón

El jurel ojón (*Caranx sexfasciatus*) está completamente cubierto de escamas. Tiene coloración verde azulado iridiscente en el dorso que se desvanece a blanco-plateado en el vientre; cerca del borde superior del opérculo presenta una mancha negruzca; los escudetes de la línea lateral van de amarillento a negro. Su identificación es fácil, debido al gran tamaño de sus ojos y el color blanco del extremo de su aleta dorsal (Allen & Robertson, 1998).

Esta especie nada rápidamente en cardúmenes grandes en aguas abiertas sobre arrecifes profundos, pendientes pronunciadas o a lo largo de paredes de piedra. Frecuentemente viaja en pareja durante la época reproductiva, cuando los machos se tornan casi negros. Se siente atraída por las burbujas y con frecuencia se acerca a los buzos (Humann & DeLoach, 2004). Su talla máxima es de 120 cm (Froese & Pauly, 2012).

Se distribuye ampliamente por todo el Indo-Pacífico, desde el este de África hasta América (Allen & Robertson, 1998).



Fotografía: Emeric Grunebaum

Pámpano rayado

El pámpano rayado (*Trachinotus rhodopus*) no presenta escudetes y tiene la línea lateral ligeramente arqueada. Es fácilmente distinguible por su patrón de coloración de cuatro a seis barras amarillentas a café sobre un fondo plateado en los costados y los lóbulos alargados de sus aletas; las aletas son rojizas a amarillas (Allen & Robertson, 1998).

Esta especie forma cardúmenes pequeños a grandes en aguas abiertas profundas; ocasionalmente pasan sobre arrecifes. Es tímida y se mantiene a distancia; aparentemente se siente atraída por las burbujas (Humann & DeLoach, 2004). Su talla máxima es de 61 cm (Froese & Pauly, 2012).

Se distribuye en el Pacífico Este Tropical, desde el sur de California hasta Perú (Allen & Robertson, 1998).

Salmonete

El salmonete (*Elagatis bipinnulata*) no presenta escudetes. Es de color verde oliva oscuro a azul profundo en el dorso y plateado cenizo en el vientre; en la base de las aletas pectorales tiene una intensa mancha negra; su cola es amarilla; los juveniles presentan de cuatro a seis barras oscuras en los costados (Allen & Robertson, 1998).

Esta especie nada en cardúmenes pequeños en aguas abiertas sobre arrecifes profundos, a lo largo de paredes y caídas. Prefiere zonas con corrientes. Se siente atraída por las burbujas (Humann & DeLoach, 2004). Su talla máxima es de 180 cm (Froese & Pauly, 2012).

Su distribución es circumtropical (Allen & Robertson, 1998).

Carcharhinidae

Los cazones son una de las familias más grandes y más conocidas de los tiburones. Son activos nadadores, fuertes, que se pueden encontrar solos o en grupos pequeños



o grandes. Presentan una amplia variedad de tamaños (Allen & Robertson, 1998).

La mayoría de sus especies son vivíparas con placenta de saco vitelino. Las crías son versiones miniaturas de los adultos y son capaces de valerse por sí mismas desde el nacimiento (Allen & Robertson, 1998).

Son depredadores voraces que se alimentan de una gran variedad de peces óseos, rayas, otros tiburones, calamares, pulpos, sepias, cangrejos, langostas y camarones. También se pueden alimentar de aves marinas, tortugas, serpientes marinas, mamíferos, moluscos, carroña y desechos de basura (Allen & Robertson, 1998).

Tiburón punta blanca de arrecife

El tiburón punta blanca de arrecife (*Triaenodon obesus*) es una especie delgada; con la cabeza deprimida; posee dientes pequeños en ambas mandíbulas, con bordes lisos y cúspides pequeñas y fuertes. Su coloración es café-gris, desvaneciéndose a blanco con un matiz amarillo en el vientre; las puntas de la primera aleta dorsal y el lóbulo superior de la caudal son blancas; en ocasiones, las puntas de la segunda aleta dorsal y el lóbulo inferior de la caudal también son blancas (Allen & Robertson, 1998).

Esta especie habita arrecifes rocosos y pendientes con rocas. Es nocturna; durante el día generalmente se le ve sobre fondos de arena, en cuevas o sobre los bordes rocosos de caídas. Se alimenta principalmente de peces de arrecife, pulpos y crustáceos. Tiende a ignorar a los buzos, pero se aleja rápidamente si es abordada (Humann & DeLoach, 2004). Su talla máxima es de 213 cm (Froese & Pauly, 2012).

Se distribuye por todo el Indo-Pacífico, incluyendo el Pacífico Este Tropical (Allen & Robertson, 1998).



Fotografía: Emeric Grunebaum

Chanidae

Los sabalotes poseen el cuerpo alargado y ligeramente comprimido; la cabeza es puntiaguda, con los ojos grandes y la boca pequeña; no presentan dientes; la aleta



caudal es grande y bifurcada y presenta escamas lisas pequeñas; la línea lateral es recta y está presente en toda la longitud del cuerpo (Robertson & Allen, 2008). Solamente existe una especie en esta familia, la cual se describe a continuación.

Sabalote

El sabalote (*Chanos chanos*) tiene una aleta caudal muy bifurcada; las escamas son cicloideas, excepto en la cabeza, donde no presenta escamas; no tiene espinas en las aletas; la boca es pequeña y no presenta dientes; el ojo está cubierto por una capa gruesa de tejido gelatinoso. El color es verde azulado en el dorso, plateado en los costados y blanco en el vientre. Es apetecido como alimento en muchas partes del mundo (Allen & Robertson, 1998).

Esta especie con frecuencia forma cardúmenes numerosos; habitualmente se agrupa con las lisas (*Mugil* sp.). Se alimenta de plancton cerca de la superficie. Tiende a ignorar a los buzos; aparentemente se siente atraída por las burbujas, por lo que se puede acercar ocasionalmente a ellos (Humann & DeLoach, 2004). Su talla máxima es de 180 cm (Froese & Pauly, 2012).

En el Atlántico se distribuye desde el este de África hasta América. En el Pacífico Este Tropical, desde Baja California a las islas Galápagos (Allen & Robertson, 1998).

Cirrhitidae

Los halcones son peces de mucho colorido. Se caracterizan por el engrosamiento de los radios de aleta pectoral, una adaptación para posarse en el fondo o fijarse entre las ramas de los corales (Allen & Robertson, 1998).

Se alimentan de peces pequeños, cangrejos, camarones y otros crustáceos (Allen & Robertson, 1998).

Habitan en arrecifes. Son sedentarios y permanecen sin moverse en el fondo marino por largos intervalos. En su mayoría, viven en mares tropicales (Allen & Robertson, 1998).

Halcón gigante

El halcón gigante (*Cirrhitus rivulatus*) presenta un penacho de cirros cerca del extremo de cada espina dorsal. Su coloración es café grisáceo con cinco barras, cada una compuesta de un laberinto de marcas de color café dorado con los márgenes negros y rodeados de un borde azul estrecho; la cabeza presenta bandas café dorado anchas en forma de radios que salen de los ojos y que cuentan con los mismos márgenes negros bordeados de azul; en la parte posterior del dorso presentan un par de manchas blancas; los juveniles son de color blanco con barras de color café oscuro (Allen & Robertson, 1998).

Esta especie es solitaria. Habita arrecifes rocosos, pendientes con rocas y paredes. Se mantiene quieta, sostenida por sus aletas pectorales, usualmente en áreas con sombra. Es curiosa y frecuentemente sale de sus escondites para observar a los buzos (Humann & DeLoach, 2004). Su talla máxima es de 60 cm (Froese & Pauly, 2012).

Se distribuye desde el Golfo de California hasta Colombia y las islas Galápagos (Allen & Robertson, 1998).



Foto: Erick Ross Salazar

Dasyatidae

Las rayas látigo se caracterizan por presentar un disco angular o redondo, cuyo ancho es 1,3 veces el largo; la cabeza no está separada o es distinguible del resto del cuerpo; no presentan aleta dorsal o caudal; la cola es delgada, en forma de látigo y más larga que el disco, y generalmente presenta una o dos espinas grandes, serradas y venenosas.

Habitan mares tropicales y subtropicales. La mayoría de las especies se encuentran en aguas costeras, estuarios, frente a playas y bocas de los ríos, en fondos de arena y piedra; unas pocas especies viven cerca de arrecifes coralinos (Allen & Robertson, 1998).

Raya látigo diamante

La raya látigo diamante (*Dasyatis dipterura*) tiene un disco ovalado con forma más o menos de diamante, siendo más largo que ancho; el hocico es puntiagudo y muy proyectado; la cola es un poco más larga que la longitud del disco; no presenta aleta caudal, pero sí un pliegue en los lados superior e inferior de la cola; la superficie del disco es principalmente lisa. Generalmente es de color café oscuro o negrozco (Robertson & Allen, 2008).

Esta especie tiende a descansar o enterrarse parcialmente sobre fondos arenosos o de piedra; cuando se mueve flota sobre el fondo marino con movimientos ondulares. Tiende a ignorar a los buzos y se aleja al ser abordada (Humann & DeLoach, 2004). Su talla máxima (ancho del disco) es de 122 cm y su longitud de 180 cm (Froese & Pauly, 2012).

Se distribuye desde el sur de California hasta Perú, incluyendo las islas Revillagigedo y las islas Galápagos (Robertson & Allen, 2008).



Haemulidae

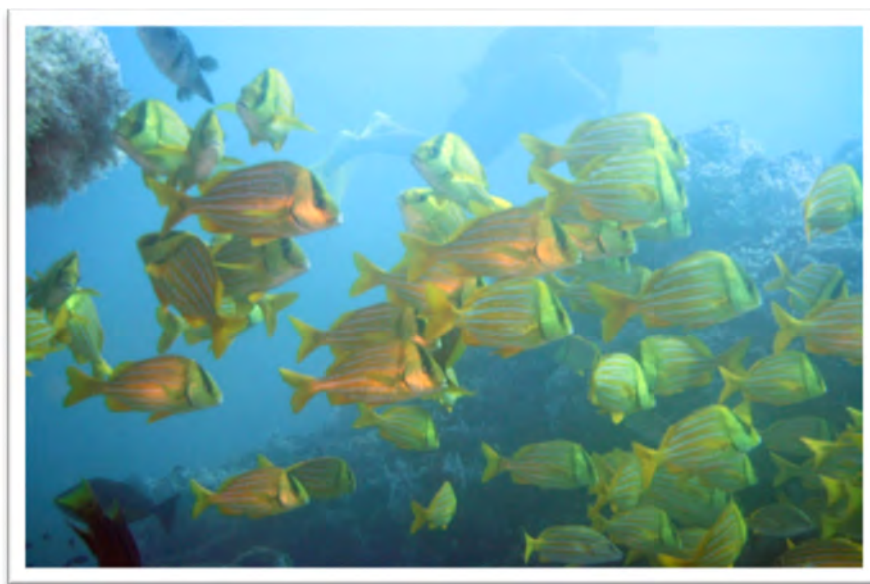
Los roncadores son una familia de peces de pequeño a mediano tamaño. Se parecen a los pargos (Lutjanidae), pero tienen la boca más pequeña, con dientes cónicos y pequeños y ausencia de caninos. El nombre común se debe al hábito de emitir ruidos como gruñidos al rozar las placas superior e inferior de los dientes faríngeos (Allen & Robertson, 1998).

Su dieta consiste en una amplia variedad de invertebrados bentónicos (Allen & Robertson, 1998).

Viven por todo el mundo, en mares tropicales y templados. Son especies principalmente nocturnas; se esconden durante el día en el arrecife y salen a alimentarse por la noche (Allen & Robertson, 1998).

Bandera

La bandera (*Anisotremus taeniatus*) tiene una coloración amarilla, con franjas azules de borde oscuro en sus costados y un par de barras negruzcas en la parte anterior, una atravesando el ojo y la otra inmediatamente después de la cabeza; los juveniles tienen la cabeza amarilla, una franja café oscuro en el medio de los costados y una mancha negra grande en la base de la aleta caudal (Allen & Robertson, 1998).



Fotografía: Emeric Grunebaum

Es una especie solitaria que puede formar pequeños cardúmenes cerca de arrecifes coralinos o rocosos (Humann & DeLoach, 2004). Es curiosa y tiende a acercarse a los buzos. Su talla máxima es de 31 cm (Froese & Pauly, 2012).

Se distribuye desde Baja California hasta Ecuador (Allen & Robertson, 1998).

Roncador almejero

El roncador almejero (*Haemulon sexfasciatum*) presenta seis barras negruzcas prominentes en sus costados, siendo el espacio entre ellas de blanco a amarillo; el



resto del cuerpo y la cabeza son plateados; los juveniles presentan una franja oscura en el centro de los costados (Allen & Robertson, 1998).

Esta especie forma grandes cardúmenes, aunque ocasionalmente es solitaria. Es común sobre zonas arenosas, ocasionalmente sobre rocas y arrecifes con pendientes; entre los 3 y 12 m (Humann & DeLoach, 2004). Su talla máxima es de 71 cm (Froese & Pauly, 2012).

Se distribuye desde Baja California a Panamá (Allen & Robertson, 1998).



Fotografía: Erick Ross Salazar

Roncador amarillo



Fotografía: Erick Ross Salazar



El roncador amarillo (*Haemulon flaviguttatum*) presenta un color de gris a plateado, con muchas manchas blancas pequeñas en el costado en filas oblicuas; las aletas son amarillas, excepto la caudal que es negra; los juveniles presentan una franja oscura y estrecha en el medio de los costados y una segunda franja sobre ella (Allen & Robertson, 1998).

Típicamente forma cardúmenes grandes, pero puede formar pequeños grupos. Habita arrecifes costeros (Humann & DeLoach, 2004). Su talla máxima es de 42 cm (Froese & Pauly, 2012).

Se distribuye desde Baja California hasta Panamá (Allen & Robertson, 1998).

Roncador frijol

El roncador frijol (*Haemulon steindachneri*) tiene coloración plateada a gris plateada; en sus costados presenta barras estrechas y oblicuas de color café que corresponden a las filas de escamas; en la base de la aleta caudal se observa una mancha negra prominente; las aletas son amarillentas; los juveniles tienen una franja naranja-café con los bordes blancos en el medio de sus costados (Allen & Robertson, 1998).



Fotografía: Emeric Grunebaum

Típicamente forma cardúmenes, pero se puede observar en pequeños grupos. Habita zonas arenosas cerca de arrecifes (Humann & DeLoach, 2004). Su talla máxima es de 30 cm (Froese & Pauly, 2012).

Se distribuye desde Baja California hasta Perú (Allen & Robertson, 1998).

Roncador pecoso

El roncador pecoso (*Haemulon scudderii*) presenta una coloración plateada a gris plateada; el costado está cubierto de pequeñas manchas negras en cada escama; no presenta mancha oscura en la base de la aleta caudal; las aletas son blancas a



negruzcas; los juveniles presentan una franja oscura en el medio de los costados que converge con la mancha negra en la base de la aleta caudal (Allen & Robertson, 1998).

Esta especie forma cardúmenes sobre arrecifes rocosos, pendientes y sustratos duros con buen movimiento de agua; más comunes entre los 3 y 12 m de profundidad (Humann & DeLoach, 2004). Su talla máxima es de 35 cm (Froese & Pauly, 2012).

Esta especie se distribuye desde Baja California hasta Ecuador (Allen & Robertson, 1998).

Roncador rayado

El roncador rayado (*Haemulon maculicauda*) presenta filas de escamas en sus costados paralelas al eje longitudinal del cuerpo. El centro de las escamas es blanco; la mitad basal de la aleta caudal es negruzca; los juveniles presentan una franja oscura en el medio de los costados y una mancha en la base de la aleta caudal (Allen & Robertson, 1998).

Esta especie forma grandes cardúmenes, pero ocasionalmente puede ser vista de manera solitaria. Habita arrecifes rocosos y coralinos (Humann & DeLoach, 2004). Su talla máxima es de 30 cm (Froese & Pauly, 2012).



Fotografía: Erick Ross Salazar

Esta especie se distribuye desde Baja California hasta Panamá (Allen & Robertson, 1998).

Vieja ñata

La vieja ñata (*Anisotremus interruptus*) tiene labios gruesos. Su coloración es plateada, ocasionalmente con un lustro amarillento; los centros de las escamas son negro ceniza; las aletas son amarillas con tonos café-verduzco (Allen & Robertson, 1998).

Esta especie es solitaria, pero puede formar cardúmenes sobre arrecifes rocosos y pendientes de piedra con buen movimiento de agua; son más comunes entre los 3 y 12



m de profundidad (Humann & DeLoach, 2004). Su talla máxima es de 51 cm (Froese & Pauly, 2012).

Se distribuye desde Baja California hasta Perú, incluyendo las islas Galápagos (Allen & Robertson, 1998).



Fotografía: Emeric Grunebaum

Kyphosidae

Las chopas son peces de cuerpo moderadamente alto, con la cabeza pequeña; las escamas son pequeñas, ctenoideas y cubren la mayor parte de la cabeza y las partes suaves de las aletas medias; la aleta dorsal es continua y la caudal de recortada a bifurcada; las aletas pares son relativamente cortas (Allen & Robertson, 1998).

En ocasiones pueden formar grandes cardúmenes que proliferan sobre los arrecifes, cerca de la superficie (Allen & Robertson, 1998).

Son peces omnívoros que se alimentan principalmente de algas bentónicas (Allen & Robertson, 1998).

Chopa común

La chopa común (*Kyphosus elegans*) tiene los radios anteriores de la aleta anal elevados. Su coloración es gris plateada, con franjas de color café difusas entre cada fila de escamas en los costados; puede cambiar rápidamente de coloración y presentar numerosas manchas en sus costados del tamaño del ojo (Allen & Robertson, 1998).

Esta especie nada en grandes cardúmenes, ocasionalmente es solitaria o forma pequeños grupos. Se observa en zonas costeras protegidas de poca profundidad. Se siente atraída por las burbujas de los buzos, por lo que se les pueden acercar (Humann & DeLoach, 2004). Su talla máxima es de 53 cm (Froese & Pauly, 2012).

Se distribuye desde Baja California hasta Panamá (Allen & Robertson, 1998).



Fotografía: Emeric Grunebaum

Labridae

Las especies de esta familia son conocidas como señoritas, viejas y doncellas. Sus características diagnósticas incluyen una sola aleta dorsal continua, con separación obvia entre las porciones espinosas y los radios suaves; escamas cicloideas; línea lateral continua o interrumpida (Allen & Robertson, 1998).

Constituyen una familia muy diversa que viven en una variedad de condiciones ambientales, incluyendo pozos de marea, arrecifes rocosos y coralinos, zonas de vegetación y fondos arenosos. Se alimentan de una gran variedad de organismos, incluyendo zooplancton, peces, poliquetos, estrellas frágiles, cangrejos, camarones, erizos de mar y moluscos (Allen & Robertson, 1998).

La mayoría habita latitudes tropicales y subtropicales (Allen & Robertson, 1998).

Señorita listada

La señorita listada (*Halichoeres notospilus*) presenta un par de caninos agrandados en la mandíbula superior y dos pares en la inferior. La coloración, en su fase inicial, es verde oscura en la mitad superior y verde clara en la inferior, con cinco o seis parches negros a lo largo del costado superior; en la fase terminal, presenta siete u ocho barras negras en la parte superior del cuerpo con barras amarillas intercaladas y la aleta caudal roja (Allen & Robertson, 1998).

Esta especie nada constantemente en zonas de surgencia de poca profundidad. Es tímida y usualmente se aleja de los buzos, aunque se les puede acercar al nadar en la misma dirección (Humann & DeLoach, 2004). Su talla máxima es de 25,5 cm (Froese & Pauly, 2012).

Esta especie se distribuye desde el Golfo de California hasta Perú (Allen & Robertson, 1998).



Señorita solterona

La señorita solterona (*Halichoeres nicholsi*) tiene un diente canino prominente hacia adelante a cada lado de la mandíbula superior. La coloración de la fase inicial es verde claro en el dorso y blancuzca en el vientre, con una franja negra difusa al medio del costado unida a una barra negra ubicada debajo de la aleta dorsal; la fase terminal, es de coloración azulada a verde, con una barra negra ancha detrás de la cabeza y una mancha amarilla brillante en el centro de ésta; los juveniles son blancuzcos a amarillentos, con franjas y manchas negras irregulares en el costado y una mancha ocelada en la mitad de la aleta dorsal (Allen & Robertson, 1998).

Esta especie habita en arrecifes y pendientes rocosas, entre los 5 y 15 m de profundidad (Humann & DeLoach, 2004). Su talla máxima es de 38 cm (Froese & Pauly, 2012).

Se distribuye desde el Golfo de California hasta Panamá, incluyendo las islas oceánicas (Allen & Robertson, 1998).

Vieja de piedra

La vieja de piedra (*Bodianus diplotaenia*) tiene dientes con forma de caninos; los machos adultos tienen filamentos alargados en los lóbulos de la aleta caudal y radios alargados posteriormente en las aletas dorsal y anal. La fase inicial tiene un color rojizo, que se desvanece a amarillo en la parte posterior del cuerpo y de la aleta caudal, un par de franjas negras en la mitad superior del costado, y los márgenes individuales de las escamas de café a rojo; la fase terminal es verde azulada, con la cabeza color café y la base de la mandíbula blanca, y una barra estrecha amarillenta en la mitad del costado; los juveniles son similares a la fase inicial, pero con color amarillo como base (Allen & Robertson, 1998).



Fotografía: Emeric Grunebaum



Fotografía: Emeric Grunebaum

Habita arrecifes rocosos, pendientes y zonas mixtas de arena y piedra; es común entre los 5 y 32 m de profundidad. Los juveniles pueden actuar como limpiadores (Humann & DeLoach, 2004). Su talla máxima es de 76 cm (Froese & Pauly, 2012).

Se distribuye desde Baja California hasta el norte de Chile, incluyendo las islas oceánicas (Allen & Robertson, 1998).

Lutjanidae

Los pargos son peces de pequeño a mediano tamaño; con el cuerpo de forma ovalada a alargada y ligeramente comprimido; tienen una sola aleta dorsal, que puede llevar una hendidura en el centro o tener incisiones profundas entre las espinas; las mandíbulas generalmente tienen caninos desarrollados. Poseen escamas ctenoideas que cubren el opérculo y las mejillas (Allen & Robertson, 1998).

Son depredadores activos que se alimentan principalmente de noche. Su dieta incluye cangrejos, camarones, otros crustáceos, gasterópodos, cefalópodos y organismos planctónicos (Allen & Robertson, 1998).

La mayoría de los miembros de esta familia viven en aguas someras o de profundidad intermedia, en los alrededores de los arrecifes (Allen & Robertson, 1998).

Pargo amarillo

El pargo amarillo (*Lutjanus argentiventris*) presenta un color rosa en la parte frontal que pasa a amarillo brillante o naranja en el resto del cuerpo; las aletas son principalmente amarillas o de color naranja; debajo del ojo tienen una raya horizontal azul (Allen & Robertson, 1998).

Esta especie habita arrecifes rocosos y coralinos. En ocasiones nada formando grandes cardúmenes. Normalmente se encuentra a profundidades entre los 5 y 15 m (Humann & DeLoach, 2004). La talla máxima observada es de 71 cm (Froese & Pauly, 2012).



Fotografía: Emeric Grunebaum

La especie se distribuye desde el sur de California hasta Perú, incluyendo las islas oceánicas (Allen & Robertson, 1998).

Pargo azul dorado

El pargo azul dorado (*Lutjanus viridis*) tiene el cuerpo oblongo; la boca es relativamente grande y protráctil; los dientes frontales son más grandes y en forma de colmillos. Su coloración es amarilla brillante, con cinco franjas blanco-azuladas con bordes negros (Allen & Robertson, 1998).



Fotografía: Emeric Grunebaum



Esta especie habita arrecifes rocosos en grupos de tamaño pequeño y mediano (Humann & DeLoach, 2004). Habita profundidades entre 0 y 60 m (Allen & Robertson, 1998); más común entre los 10 y 15 m (Humann & DeLoach, 2004). Su talla máxima es de 30 cm (Froese & Pauly, 2012).

Se distribuye desde el sur de Baja California hasta Ecuador, incluyendo las islas oceánicas (Allen & Robertson, 1998).

Pargo mancha

El pargo mancha (*Lutjanus guttatus*) tiene el cuerpo ovalado y moderadamente profundo; la boca es relativamente grande y protráctil; los dientes delanteros son más grandes y en forma de colmillos. Su coloración es carmesí pálido o rosado amarillento, con bandas angostas y oblicuas de un tono verde dorado a café; tiene una mancha distintiva negra en el cuerpo, debajo de la aleta dorsal (Allen & Robertson, 1998).



Fotografía: Erick Ross Salazar

Esta especie forma cardúmenes grandes típicamente, pero se puede observar en grupos menores (Humann & DeLoach, 2004). Habita profundidades desde los 0 a 107 m (Allen & Robertson, 1998). Es común en fondos arenosos cerca de arrecifes coralinos y rocosos, al igual que cerca de naufragios y bahías (Humann & DeLoach, 2004). Su talla máxima es de 80 cm (Froese & Pauly, 2012).

Se distribuye desde el sur de California hasta Perú, Malpelo e Isla del Coco (Allen & Robertson, 1998).

Pargo ñanguero

El pargo ñanguero (*Lutjanus jordanii*) tiene los dientes del frente de las mandíbulas agrandados y en forma de colmillos. Su coloración es oliva oscuro a rojiza, con lustres plateados en la parte superior de los costados (Allen & Robertson, 1998).

Esta especie forma cardúmenes en zonas de corrientes fuertes, congregándose en zonas de agua calma detrás de grandes piedras. Es común entre los 5 y 12 m de



profundidad (Humann & DeLoach, 2004). Su talla máxima es de 60 cm (Froese & Pauly, 2012).

Se distribuye desde el sur de México hasta Perú, incluyendo las islas oceánicas (Allen & Robertson, 1998).

Pargo negro

El pargo negro o dientón (*Lutjanus novemfasciatus*) tiene dientes muy grandes en forma de colmillo en la parte anterior de las mandíbulas, de ahí su nombre común. Su coloración es café oliva oscuro a rojo cobre en el dorso y los costados, pasando a blanco plateado en el vientre; los juveniles y adultos presentan de ocho a nueve barras café oscuro prominentes en la mitad superior de los costados (Allen & Robertson, 1998).



Fotografía: Emeric Grunebaum

Esta especie habita arrecifes rocosos; en ocasiones se deja llevar por la corriente formando cardúmenes grandes. El pargo negro es común a profundidades entre los 5 y 12 m (Humann & DeLoach, 2004). Su talla máxima es de 170 cm (Froese & Pauly, 2012).

Se distribuye desde el sur de California hasta Perú, incluyendo las islas oceánicas (Robertson & Allen, 2008).

Rabirrubia

La rabirrubia (*Lutjanus inermis*) tiene una coloración generalmente rojiza con bandas café angostas en los costados; el pedúnculo y la aleta caudal son de color amarillo; debajo de la base de los últimos radios dorsales presentan una mancha blanca a amarilla (Allen & Robertson, 1998).

Esta especie forma cardúmenes grandes y grupos alrededor y sobre arrecifes rocosos y coralinos; agrupaciones más pequeñas se pueden formar en la zonas



protegidas de las corrientes de los arrecifes (Humann & DeLoach, 2004). Su talla máxima es de 34 cm (Froese & Pauly, 2012).

Se distribuye desde México hasta Panamá (Robertson & Allen, 2008).



Fotografía: Erick Ross Salazar

Mullidae

Los peces chivo presentan un par de barbas largas en el mentón, con órganos sensoriales que utilizan para detectar alimento, de ahí el nombre común de la familia. El cuerpo generalmente es alargado, con un par de aletas dorsales muy separadas (Allen & Robertson, 1998).

Esta familia habita en todos los mares templados y tropicales, generalmente cerca de arrecifes. La mayoría de las especies son consideradas buenas para el consumo humano (Allen & Robertson, 1998).

Salmonete amarillo

El salmonete amarillo (*Mulloidichthys dentatus*) presenta coloración amarilla a amarilla-verdosa en el dorso y en la parte superior de la cabeza, con color blancuzco en las partes ventrales; tiene una franja medio lateral ancha de color amarillo brillante con una franja azulada sobre la misma; la aleta caudal es amarilla brillante (Allen & Robertson, 1998).

Esta especie puede observarse solitaria, pero usualmente forma grupos pequeños o grandes. Habita zonas arenosas. Se alimenta usando sus barbas para cavar en la arena (Humann & DeLoach, 2004). La talla máxima observada es de 31 cm (Froese & Pauly, 2012).

Esta especie se distribuye desde el Golfo de California hasta Perú (Robertson & Allen, 2008).



Fotografía: Emeric Grunebaum

Muraenidae

Las morenas se caracterizan por tener un cuerpo muy alargado, muscular y comprimido; la boca es muy grande; carecen de aletas pectorales; la altura de las aletas dorsales y anales es variable. La mayoría de las especies tiene colmillos filosos en forma de agujas. La mayoría no son agresivas (Allen & Robertson, 1998).

Las presas habituales de las morenas son los peces y los invertebrados (por ejemplo cangrejos, pulpos y camarones) (Allen & Robertson, 1998).

La familia es cosmopolita, encontrándose en mares tropicales y templados (Allen & Robertson, 1998).

Morena argos

La morena argos (*Muraena argus*) presenta aberturas nasales tubulares. Es de color café; el cuerpo tiene tres filas de manchas amarillas irregulares y grandes, acompañadas de numerosas manchas blancas pequeñas; la abertura branquial está cubierta por una mancha negra; los márgenes de las aletas dorsales y anales son blancos (Allen & Robertson, 1998).

Habita en zonas profundas de roca y piedras grandes y paredes; generalmente se encuentra en huecos y grietas. Es curiosa y con frecuencia se le puede observar asomándose fuera de los agujeros (Humann & DeLoach, 2004). Su talla máxima es de 120 cm (Froese & Pauly, 2012).

Se distribuye desde Baja California hasta Perú, incluyendo las islas Galápagos (Robertson & Allen, 2008).



Fotografía: Erick Ross Salazar

Morena castaña

La morena castaña (*Gymnothorax castaneus*) no presenta abertura nasal tubular. Es de color café o verde café; generalmente es de un solo color, pero puede presentar manchas blancas o amarillas (Allen & Robertson, 1998).



Fotografía: Erick Ross Salazar

Esta especie habita en zonas profundas de roca y piedras grandes y paredes; generalmente se encuentra en huecos y grietas. Durante el día se le puede observar asociada a peces limpiadores. Es curiosa y, con frecuencia, se le puede observar



asomándose fuera de los agujeros. No supone un peligro para los buzos (Humann & DeLoach, 2004). Su talla máxima es de 150 cm (Froese & Pauly, 2012).

Se distribuye desde el Golfo de California hasta Panamá, incluyendo las islas Galápagos (Robertson & Allen, 2008).

Morena joya

La morena joya (*Muraena lentiginosa*) tiene una coloración café, con manchas amarillas de bordes oscuros que aumentan con la edad; también puede presentar coloración café amarillenta a casi blanca, con motas café oscuras (Allen & Robertson, 1998).

Esta especie habita en zonas profundas de roca y piedras grandes y paredes; generalmente se encuentra en huecos y grietas. Es curiosa y, con frecuencia, se le puede observar asomándose fuera de los agujeros; no supone un peligro para los buzos (Humann & DeLoach, 2004). La talla máxima de la especie es de 61 cm (Froese & Pauly, 2012).

Se distribuye desde el Golfo de California hasta Perú, incluyendo las islas Galápagos (Robertson & Allen, 2008).



Fotografía: Erick Ross Salazar

Pomacanthidae

Los peces ángel y las muñecas son parientes de los peces mariposa. La forma de su cuerpo es alta y comprimida; tienen escamas ctenoideas; presentan una sola aleta dorsal sin muesca; la boca es pequeña, con dientes en forma de cerdas de cepillo; tienen una espina larga en el ángulo del preopérculo (Allen & Robertson, 1998).

Su dieta varía según la especie; puede incluir algas, detritus, esponjas e invertebrados bentónicos (Allen & Robertson, 1998).

La mayoría de las especies viven en el Indo-Pacífico y se les encuentra, principalmente, en los alrededores de los arrecifes de coral (Allen & Robertson, 1998).



Ángel negro

El ángel negro o ángel de Cortés (*Pomacanthus zonipectus*) tiene la parte anterior de la cabeza grisácea; la parte central del cuerpo y la porción adyacente de la aleta dorsal gris claro; la parte posterior del cuerpo y la porción adyacente a las aletas dorsal y anal color carbón; detrás de la mejilla presenta una mancha amarilla ancha; detrás de la aleta pectoral tiene una segunda mancha estrecha entre dos bandas negras; los juveniles son de color negro, con seis barras amarillas curvas en la cabeza, cuerpo y cola, y presentan una banda ancha color café cercana al ojo (Allen & Robertson, 1998).

Esta especie nada alrededor de arrecifes. Usualmente es solitaria, pero se puede observar en parejas. Los juveniles actúan como peces limpiadores, removiendo parásitos de peces mayores (Humann & DeLoach, 2004). Su talla máxima es de 46 cm (Froese & Pauly, 2012).

Se distribuye desde Baja California y el Golfo de California hasta Perú, incluyendo las islas oceánicas (Allen & Robertson, 1998).

Muñeca rey

La muñeca rey (*Holacanthus passer*) presenta una espina fuerte en el borde inferior de la mejilla. Su coloración es gris-azul aterciopelado, con los centros de las escamas de color azul y una barra blanca en el costado detrás de la aleta pectoral; la aleta caudal es amarilla; los juveniles son anaranjados en la parte anterior y café en la posterior, con seis barras azules angostas en los costados (Allen & Robertson, 1998).

Esta especie habita zonas rocosas. Usualmente es solitaria, pero también se puede observar formando cardúmenes. Ocasionalmente se puede comportar como pez limpiador (Humann & DeLoach, 2004). Su talla máxima es de 35,6 cm (Froese & Pauly, 2012).

Se distribuye desde el Golfo de California hasta Ecuador, incluyendo las islas Galápagos (Allen & Robertson, 1998).



Fotografía: Emeric Grunebaum



Pomacentridae

Las castañuelas, castañetas o pintaños son peces de forma alargada a ovoide, comprimidos y con una sola aleta dorsal; la aleta caudal varía de poco recortada a bifurcada o en forma de media luna; las escamas son moderadamente grandes y ctenoideas (Allen & Robertson, 1998).

Se alimentan de una gran variedad de vegetales y animales (Allen & Robertson, 1998).

Habitan los mares tropicales y templados del mundo (Allen & Robertson, 1998).

Jaqueta gigante

La jaqueta gigante (*Microspathodon dorsalis*) tiene coloración azul a gris oscuro, algunas veces negro-azulada; los bordes de las aletas dorsal, caudal y anal son blancos o azul claro; los juveniles normalmente son de color azul en la parte posterior y azul claro en la anterior (Allen & Robertson, 1998).

Esta especie generalmente es solitaria. Habita arrecifes rocosos y pendientes con buen movimiento de agua y crecimiento de algas. Es territorial, especialmente durante la época reproductiva. Es común observarla entre los 3 y 8 m de profundidad (Humann & DeLoach, 2004). Su talla máxima es de 31 cm (Froese & Pauly, 2012).

Se distribuye desde el Golfo de California hasta Ecuador, incluyendo las islas oceánicas (Allen & Robertson, 1998).



Fotografía: Emeric Grunebaum

Scaridae

Los peces loro son fácilmente reconocibles por sus dientes fusionados en forma de pico de loro, por eso su peculiar nombre. La mayoría de las especies tienen una morfología muy parecida. La aleta dorsal no es recortada (Allen & Robertson, 1998).



Los peces loro son habitantes comunes de los arrecifes tropicales. Se alimentan de corales y son uno de los principales ramoneadores de algas que habitan en los arrecifes tropicales. Por la noche buscan cuevas y escondites en los bordes del arrecife, donde descansan en el fondo después de secretar un capullo mucilaginoso que los envuelve (Allen & Robertson, 1998).

Esta familia se distribuye por todo el mundo (Allen & Robertson, 1998).

Loro barba azul

El loro barba azul (*Scarus ghobban*) tiene una aleta caudal ligeramente recortada en los peces en fase inicial; en los machos terminales, en forma de cuarto de luna. La fase inicial es amarillenta a verde-amarilla, con cinco barras irregulares azul-blancuzcas en los costados; los machos terminales son de color azul verdoso en el dorso, con escamas rosado salmón en el vientre (Allen & Robertson, 1998).

Esta especie usualmente es solitaria. Habita arrecifes y pendientes rocosas. Es común en zonas con corales pétreos formadores de arrecife. Se alimenta raspando algas de corales y rocas (Humann & DeLoach, 2004). Su talla máxima es de 90 cm (Froese & Pauly, 2012).

Se distribuye ampliamente en todo el Indo-Pacífico. En el Pacífico Este Tropical se encuentra desde el Golfo de California hasta Ecuador (Allen & Robertson, 1998).

Loro chato

El loro chato (*Scarus compressus*) tiene un cuerpo alto y comprimido, con la aleta caudal recortada. Su coloración en fase inicial es verde-café, más clara en la cabeza, con seis barras blancuzcas en sus costados; el macho terminal presenta una coloración verde, con los bordes de las escamas anaranjados, el hocico verde y bandas irregulares del mismo color que parten del ojo (Allen & Robertson, 1998).



Fotografía: Erick Ross Salazar



Esta especie es solitaria usualmente, habitando arrecifes y pendientes rocosas. Es más común en zonas cercanas a la costa con presencia de corales pétreos formadores de arrecife (Humann & DeLoach, 2004). Su talla máxima es de 68 cm (Froese & Pauly, 2012).

Se distribuye desde el Golfo de California hasta Ecuador, incluyendo las islas Galápagos. Generalmente, es la especie menos abundante y más astuta de loros del Pacífico Este Tropical (Allen & Robertson, 1998).

Loro jorobado

El loro jorobado (*Scarus perrico*) tiene una aleta caudal ligeramente redondeada; los individuos más grandes desarrollan una joroba prominente en la nuca. Su coloración va de verde a verde-azulado, con aletas azul oscuro; desde el ojo irradian líneas de radios de rueda; las placas dentales son de color azul (Allen & Robertson, 1998).

Esta especie es solitaria, pero puede formar pequeños grupos. Habita arrecifes rocosos, formaciones de rocas y pendientes rocosas. Es más común en zonas cercanas a la costa con corales pétreos formadores de arrecife. Se alimenta raspando algas de las rocas y corales (Humann & DeLoach, 2004). Su talla máxima es de 76 cm (Froese & Pauly, 2012).

Se distribuye desde el Golfo de California hasta Perú (Allen & Robertson, 1998).

Loro violáceo

El loro violáceo (*Scarus rubroviolaceus*) tiene la aleta caudal ligeramente recortada en la fase adulta inicial; en los machos terminales tiene forma de cuarto creciente. La fase inicial es de color gris en la mitad anterior y blancuzca en la posterior, con mandíbulas negras pequeñas, líneas oscuras en los costados y aletas rojas; en la fase terminal, los machos son de color verde a verde azulado, algunas veces con tonos púrpura en la mitad anterior (Allen & Robertson, 1998).



Fotografía: Emeric Grunebaum



Fotografía: Emeric Grunebaum

Esta especie es solitaria usualmente. Habita arrecifes rocosos, formaciones de rocas y pendientes rocosas. Es más común en zonas cercanas a la costa con corales pétreos formadores de arrecife. Se alimenta raspando algas de las rocas y corales (Humann & DeLoach, 2004). La talla máxima de la especie es de 70 cm (Froese & Pauly, 2012).

Se distribuye ampliamente en todo el Indo-Pacífico. En el Pacífico Este Tropical se encuentra entre el Golfo de California y las islas Galápagos (Allen & Robertson, 1998).

Serranidae

Los meros, cabrillas, chernas, mentas o jaboneros son especies parecidas a las percas, con una gran diversidad de formas y hábitos. Generalmente, tienen tres espinas en la cubierta de las branquias; el margen posterior del preopérculo es casi siempre serrado o con espinas pequeñas; la boca es grande y abre al frente o con la mandíbula inferior proyectante; las escamas son pequeñas y, por lo general, ásperas (Allen & Robertson, 1998).

La familia es hermafrodita; las hembras adultas son capaces de transformarse en machos. Los serránidos forman uno de los mayores grupos de peces depredadores de los arrecifes; se alimentan de variedad de peces y crustáceos. La mayoría de las especies vive asociada al fondo (Allen & Robertson, 1998).

Cabrilla panameña

La cabrilla panameña (*Cephalopholis panamensis*) tiene el cuerpo robusto y oblongo, con el hocico mucho más largo que el ojo; la aleta pectoral es simétricamente redondeada, con una solapa que une su base con el resto del cuerpo; la base de la cola es delgada y la aleta caudal redondeada. Los adultos tienen coloración pardo claro, con unas nueve barras oscuras cruzando el cuerpo entero; la cabeza es oscura, con bandas oblicuas y una red de puntos azules y anaranjados; justo detrás del ojo se observa un



parche oscuro; los juveniles tienen el cuerpo gris-azul con manchas y líneas naranjas en la cabeza, y la nuca es verde (Allen & Robertson, 1998).

Esta especie es típicamente solitaria. Habita arrecifes y pendientes rocosas. Es tímida y se aleja rápidamente de los buzos (Humann & DeLoach, 2004). Su talla máxima es de 31 cm (Froese & Pauly, 2012).

Se distribuye desde el Golfo de California hasta Ecuador, incluyendo las islas oceánicas (Allen & Robertson, 1998).



Fotografía: Emeric Grunebaum

Cabrilla pinta



Fotografía: Erick Ross Salazar



La cabrilla pinta (*Epinephelus labriformis*) tiene el cuerpo robusto y comprimido; la línea lateral es completa y finaliza en la base de la cola con un arco suave; la cola es redondeada; las escamas son ásperas y relativamente pequeñas. Su coloración es verde oliva, con puntos y manchas blancas esparcidas irregularmente; detrás del pedúnculo caudal presentan una mancha negra en forma de montura; los márgenes de las aletas dorsal y anal, los bordes superior e inferior de la aleta caudal y la mitad distal de las pectorales son de color rojo ladrillo (Allen & Robertson, 1998).

Esta especie es típicamente solitaria. Normalmente, habita arrecifes, paredes y pendientes rocosos. Es común entre los 7 y 14 m de profundidad. Tiende a ignorar a los buzos (Humann & DeLoach, 2004). Su talla máxima es de 60 cm (Froese & Pauly, 2012).

Se distribuye desde San Diego, California, hasta Perú, incluyendo las islas oceánicas (Allen & Robertson, 1998).

Sandía

El sandía (*Paranthias colonus*) tiene una coloración café-verdusca en el dorso y rojiza en el vientre; en la parte posterior del cuerpo presenta cinco manchas blancas; las aletas son rojizas (Allen & Robertson, 1998).

Esta especie forma agregaciones muy grandes que se alimentan de plancton durante el día en las aguas abiertas sobre los arrecifes rocosos, piedras y a lo largo de paredes (Humann & DeLoach, 2004). Su talla máxima es de 35,6 cm (Froese & Pauly, 2012).

Se distribuye desde el Golfo de California hasta Perú (Allen & Robertson, 1998).



Fotografía: Emeric Grunebaum



Anexo 2. Rangos de talla de las especies.

Especie	1		2		3		4		5	
	Min	Max	Min	Max	Min	Max	Min	Max	Min	Max
<i>Acanthurus nigricans</i>	0	4,99	5	9,99	10	14,99	15	19,99	20	20+
<i>Acanthurus triostegus</i>	0	4,99	5	9,99	10	14,99	15	19,99	20	20+
<i>Acanthurus xanthopterus</i>	0	14,99	15	29,99	30	44,99	45	59,99	60	60+
<i>Anisotremus interruptus</i>	0	9,99	10	19,99	20	29,99	30	39,99	40	40+
<i>Anisotremus taeniatus</i>	0	5,99	6	11,99	12	17,99	18	23,99	24	24+
<i>Bodianus diplotaenia</i>	0	14,99	15	29,99	30	44,99	45	59,99	60	60+
<i>Caranx caballus</i>	0	19,99	20	39,99	40	59,99	60	79,99	80	80+
<i>Caranx sexfasciatus</i>	0	24,99	25	49,99	50	74,99	75	99,99	100	100+
<i>Cephalopholis panamensis</i>	0	5,99	6	11,99	12	17,99	18	23,99	24	24+
<i>Chanos chanos</i>	0	29,99	30	59,99	60	89,99	90	119,99	120	120+
<i>Cirrhitus rivulatus</i>	0	11,99	12	23,99	24	35,99	36	47,99	48	48+
<i>Ctenochaetus marginatus</i>	0	4,99	5	9,99	10	14,99	15	19,99	20	20+
<i>Dasyatis dipterura</i>	0	24,99	25	49,99	50	74,99	75	99,99	100	100+
<i>Elagatis bipinnulata</i>	0	29,99	30	59,99	60	89,99	90	119,99	120	120+
<i>Epinephelus labriformis</i>	0	11,99	12	23,99	24	35,99	36	47,99	48	48+
<i>Gnathanodon speciosus</i>	0	24,99	25	49,99	50	74,99	75	99,99	100	125+
<i>Gymnothorax castaneus</i>	0	29,99	30	59,99	60	89,99	90	119,99	120	120+
<i>Haemulon flaviguttatum</i>	0	7,99	8	15,99	16	23,99	24	31,99	32	32+
<i>Haemulon maculicauda</i>	0	5,99	6	11,99	12	17,99	18	23,99	24	24+
<i>Haemulon scudderii</i>	0	5,99	6	11,99	12	17,99	18	23,99	24	24+
<i>Haemulon sexfasciatum</i>	0	14,99	15	29,99	30	44,99	45	59,99	60	60+
<i>Haemulon steindachneri</i>	0	5,99	6	11,99	12	17,99	18	23,99	24	24+
<i>Halichoeres nicholsi</i>	0	7,99	8	15,99	16	23,99	24	31,99	32	32+
<i>Halichoeres notospilus</i>	0	4,99	5	9,99	10	14,99	15	19,99	20	20+
<i>Holacanthus passer</i>	0	7,99	8	15,99	16	23,99	24	31,99	32	32+
<i>Kyphosus elegans</i>	0	9,99	10	19,99	20	29,99	30	39,99	40	40+
<i>Lutjanus argentiventris</i>	0	14,99	15	29,99	30	44,99	45	59,99	60	60+
<i>Lutjanus guttatus</i>	0	14,99	15	29,99	30	44,99	45	59,99	60	60+
<i>Lutjanus inermis</i>	0	6,99	7	13,99	14	20,99	21	27,99	28	34+
<i>Lutjanus jordani</i>	0	11,99	12	23,99	24	35,99	36	47,99	48	48+
<i>Lutjanus novemfasciatus</i>	0	29,99	30	59,99	60	89,99	90	119,99	120	120+
<i>Lutjanus viridis</i>	0	5,99	6	11,99	12	17,99	18	23,99	24	24+
<i>Melichthys niger</i>	0	11,99	12	23,99	24	35,99	36	47,99	48	48+
<i>Melichthys vidua</i>	0	7,99	8	15,99	16	23,99	24	31,99	32	32+
<i>Microspathodon dorsalis</i>	0	5,99	6	11,99	12	17,99	18	23,99	24	24+
<i>Mulloidichthys dentatus</i>	0	5,99	6	11,99	12	17,99	18	23,99	24	24+
<i>Muraena argus</i>	0	24,99	25	49,99	50	74,99	75	99,99	100	100+
<i>Muraena lentiginosa</i>	0	11,99	12	23,99	24	35,99	36	47,99	48	48+
<i>Paranthias colonus</i>	0	7,99	8	15,99	16	23,99	24	31,99	32	32+
<i>Pomacanthus zonipectus</i>	0	7,99	8	15,99	16	23,99	24	31,99	32	32+
<i>Prionurus laticlavus</i>	0	11,99	12	23,99	24	35,99	36	47,99	48	48+
<i>Prionurus punctatus</i>	0	11,99	12	23,99	24	35,99	36	47,99	48	48+
<i>Pseudobalistes naufragium</i>	0	19,99	20	39,99	40	59,99	60	79,99	80	80+
<i>Scarus compressus</i>	0	11,99	12	23,99	24	35,99	36	47,99	48	48+
<i>Scarus ghobban</i>	0	19,99	20	39,99	40	59,99	60	79,99	80	80+
<i>Scarus perrico</i>	0	14,99	15	29,99	30	44,99	45	59,99	60	60+
<i>Scarus rubroviolaceus</i>	0	11,99	12	23,99	24	35,99	36	47,99	48	48+
<i>Seriola rivoliana</i>	0	31,99	32	63,99	64	95,99	96	127,99	128	160+
<i>Sufflamen verres</i>	0	7,99	8	15,99	16	23,99	24	31,99	32	32+
<i>Trachinotus rhodopus</i>	0	11,99	12	23,99	24	35,99	36	47,99	48	48+
<i>Trienodon obesus</i>	0	39,99	40	79,99	80	119,99	120	159,99	160	160+



Anexo 3. Categorías de tamaño de las especies.

Especie	Categoría
<i>Acanthurus nigricans</i>	Menor
<i>Acanthurus triostegus</i>	Menor
<i>Acanthurus xanthopterus</i>	Intermedia
<i>Anisotremus interruptus</i>	Intermedia
<i>Anisotremus taeniatus</i>	Menor
<i>Bodianus diplotaenia</i>	Intermedia
<i>Caranx caballus</i>	Mayor
<i>Caranx sexfasciatus</i>	Mayor
<i>Cephalopholis panamensis</i>	Menor
<i>Chanos chanos</i>	Mayor
<i>Cirrhitus rivulatus</i>	Intermedia
<i>Ctenochaetus marginatus</i>	Menor
<i>Dasyatis dipterura</i>	Mayor
<i>Elagatis bipinnulata</i>	Mayor
<i>Epinephelus labriformis</i>	Intermedia
<i>Gnathanodon speciosus</i>	Mayor
<i>Gymnothorax castaneus</i>	Mayor
<i>Haemulon flaviguttatum</i>	Menor
<i>Haemulon maculicauda</i>	Menor
<i>Haemulon scudderii</i>	Menor
<i>Haemulon sexfasciatum</i>	Intermedia
<i>Haemulon steindachneri</i>	Menor
<i>Halichoeres nicholsi</i>	Menor
<i>Halichoeres notospilus</i>	Menor
<i>Holacanthus passer</i>	Menor
<i>Kyphosus elegans</i>	Intermedia
<i>Lutjanus argentiventris</i>	Intermedia
<i>Lutjanus guttatus</i>	Intermedia
<i>Lutjanus inermis</i>	Menor
<i>Lutjanus jordani</i>	Intermedia
<i>Lutjanus novemfasciatus</i>	Mayor
<i>Lutjanus viridis</i>	Menor
<i>Melichthys niger</i>	Intermedia
<i>Melichthys vidua</i>	Menor
<i>Microspathodon dorsalis</i>	Menor
<i>Mulloidichthys dentatus</i>	Menor
<i>Muraena argus</i>	Mayor
<i>Muraena lentiginosa</i>	Intermedia
<i>Paranthias colonus</i>	Menor
<i>Pomacanthus zonipectus</i>	Menor
<i>Prionurus laticlavus</i>	Intermedia
<i>Prionurus punctatus</i>	Intermedia
<i>Pseudobalistes naufragium</i>	Mayor
<i>Scarus compressus</i>	Intermedia
<i>Scarus ghobban</i>	Mayor
<i>Scarus perrico</i>	Intermedia
<i>Scarus rubroviolaceus</i>	Intermedia
<i>Seriola rivoliana</i>	Mayor
<i>Sufflamen verres</i>	Menor
<i>Trachinotus rhodopus</i>	Intermedia
<i>Triaenodon obesus</i>	Mayor


Anexo 4. Puntos intermedios de cada rango de las especies.

Especie	Punto Intermedio				
	Rango 1	Rango 2	Rango 3	Rango 4	Rango 5
<i>Acanthurus nigricans</i>	2,5	7,5	12,5	17,5	22,5
<i>Acanthurus triostegus</i>	2,5	7,5	12,5	17,5	22,5
<i>Acanthurus xanthopterus</i>	7,5	22,5	37,5	52,5	67,5
<i>Anisotremus interruptus</i>	5	15	25	35	45
<i>Anisotremus taeniatus</i>	3	9	15	21	27
<i>Bodianus diplotaenia</i>	7,5	22,5	37,5	52,5	67,5
<i>Caranx caballus</i>	10	30	50	70	90
<i>Caranx sexfasciatus</i>	12,5	37,5	62,5	87,5	112,5
<i>Cephalopholis panamensis</i>	3	9	15	21	27
<i>Chanos chanos</i>	15	45	75	105	135
<i>Cirrhitus rivulatus</i>	6	18	30	42	54
<i>Ctenochaetus marginatus</i>	2,5	7,5	12,5	17,5	22,5
<i>Dasyatis dipterura</i>	12,5	37,5	62,5	87,5	112,5
<i>Elagatis bipinnulata</i>	15	45	75	105	135
<i>Epinephelus labriformis</i>	6	18	30	42	54
<i>Gnathanodon speciosus</i>	12,5	37,5	62,5	87,5	112,5
<i>Gymnothorax castaneus</i>	15	45	75	105	135
<i>Haemulon flaviguttatum</i>	4	12	20	28	36
<i>Haemulon maculicauda</i>	3	9	15	21	27
<i>Haemulon scudderii</i>	3	9	15	21	27
<i>Haemulon sexfasciatum</i>	7,5	22,5	37,5	52,5	67,5
<i>Haemulon steindachneri</i>	3	9	15	21	27
<i>Halichoeres nicholsi</i>	4	12	20	28	36
<i>Halichoeres notospilus</i>	2,5	7,5	12,5	17,5	22,5
<i>Holacanthus passer</i>	4	12	20	28	36
<i>Kyphosus elegans</i>	5	15	25	35	45
<i>Lutjanus argentiventris</i>	7,5	22,5	37,5	52,5	67,5
<i>Lutjanus guttatus</i>	7,5	22,5	37,5	52,5	67,5
<i>Lutjanus inermis</i>	3,5	10,5	17,5	24,5	31,5
<i>Lutjanus jordani</i>	6	18	30	42	54
<i>Lutjanus novemfasciatus</i>	15	45	75	105	135
<i>Lutjanus viridis</i>	3	9	15	21	27
<i>Melichthys niger</i>	6	18	30	42	54
<i>Melichthys vidua</i>	4	12	20	28	36
<i>Microspathodon dorsalis</i>	3	9	15	21	27
<i>Mulloidichthys dentatus</i>	3	9	15	21	27
<i>Muraena argus</i>	12,5	37,5	62,5	87,5	112,5
<i>Muraena lentiginosa</i>	6	18	30	42	54
<i>Paranthias colonus</i>	4	12	20	28	36
<i>Pomacanthus zonipectus</i>	4	12	20	28	36
<i>Prionurus laticlavus</i>	6	18	30	42	54
<i>Prionurus punctatus</i>	6	18	30	42	54
<i>Pseudobalistes naufragium</i>	10	30	50	70	90
<i>Scarus compressus</i>	6	18	30	42	54
<i>Scarus ghobban</i>	10	30	50	70	90
<i>Scarus perrico</i>	7,5	22,5	37,5	52,5	67,5
<i>Scarus rubroviolaceus</i>	6	18	30	42	54
<i>Seriola rivoliana</i>	16	48	80	112	144
<i>Sufflamen verres</i>	4	12	20	28	36
<i>Trachinotus rhodopus</i>	6	18	30	42	54
<i>Triaenodon obesus</i>	20	60	100	140	180


Anexo 5. Nivel trófico de las especies.

Especie	Nivel Trófico
<i>Acanthurus nigricans</i>	2,00
<i>Acanthurus triostegus</i>	2,78
<i>Acanthurus xanthopterus</i>	2,87
<i>Anisotremus interruptus</i>	3,50
<i>Anisotremus taeniatus</i>	4,20
<i>Bodianus diplotaenia</i>	3,44
<i>Caranx caballus</i>	4,05
<i>Caranx sexfasciatus</i>	4,50
<i>Cephalopholis panamensis</i>	4,10
<i>Chanos chanos</i>	2,03
<i>Cirrhitus rivulatus</i>	4,02
<i>Ctenochaetus marginatus</i>	2,00
<i>Dasyatis dipterura</i>	3,54
<i>Elagatis bipinnulata</i>	3,59
<i>Epinephelus labriformis</i>	4,00
<i>Gnathanodon speciosus</i>	3,84
<i>Gymnothorax castaneus</i>	4,03
<i>Haemulon flaviguttatum</i>	4,20
<i>Haemulon maculicauda</i>	4,20
<i>Haemulon scudderii</i>	4,20
<i>Haemulon sexfasciatum</i>	4,20
<i>Haemulon steindachneri</i>	3,49
<i>Halichoeres nicholsi</i>	4,00
<i>Halichoeres notospilus</i>	3,52
<i>Holacanthus passer</i>	2,61
<i>Kyphosus elegans</i>	2,94
<i>Lutjanus argentiventris</i>	4,04
<i>Lutjanus guttatus</i>	3,94
<i>Lutjanus inermis</i>	3,83
<i>Lutjanus jordani</i>	4,45
<i>Lutjanus novemfasciatus</i>	4,10
<i>Lutjanus viridis</i>	4,16
<i>Melichthys niger</i>	2,40
<i>Melichthys vidua</i>	3,38
<i>Microspathodon dorsalis</i>	2,10
<i>Mulloidichthys dentatus</i>	3,69
<i>Muraena argus</i>	4,00
<i>Muraena lentiginosa</i>	3,94
<i>Paranthias colonus</i>	3,76
<i>Pomacanthus zonipectus</i>	3,06
<i>Prionurus laticlavus</i>	2,72
<i>Prionurus punctatus</i>	2,00
<i>Pseudobalistes naufragium</i>	3,37
<i>Scarus compressus</i>	2,00
<i>Scarus ghobban</i>	2,00
<i>Scarus perrico</i>	2,00
<i>Scarus rubroviolaceus</i>	2,00
<i>Seriola rivoliana</i>	4,50
<i>Sufflamen verres</i>	3,27
<i>Trachinotus rhodopus</i>	4,00
<i>Triaenodon obesus</i>	4,19


Anexo 6. Frecuencia (número) de las especies en cada punto de muestreo.

Especie	IB	BM	TP	LV	DT	BN	Total
<i>Acanthurus nigricans</i>	5	6	14	4	25	7	61
<i>Acanthurus triostegus</i>	0	0	0	0	0	5	5
<i>Acanthurus xanthopterus</i>	2	17	60	108	25	45	257
<i>Anisotremus interruptus</i>	8	0	4	5	10	96	123
<i>Anisotremus taeniatus</i>	81	67	60	67	8	18	301
<i>Bodianus diplotaenia</i>	48	141	33	176	183	126	707
<i>Caranx caballus</i>	903	6	233	0	40	538	1.720
<i>Caranx sexfasciatus</i>	80	2	0	54	262	360	758
<i>Cephalopholis panamensis</i>	30	63	42	29	23	38	225
<i>Chanos chanos</i>	0	350	30	0	40	0	420
<i>Cirrhitus rivulatus</i>	6	13	12	20	3	15	69
<i>Ctenochaetus marginatus</i>	23	4	0	0	6	2	35
<i>Dasyatis dipterura</i>	0	0	0	0	0	2	2
<i>Elagatis bipinnulata</i>	12	0	0	120	20	4	156
<i>Epinephelus labriformis</i>	35	44	58	52	24	50	263
<i>Gnathanodon speciosus</i>	4	0	0	2	0	0	6
<i>Gymnothorax castaneus</i>	0	2	0	0	0	1	3
<i>Haemulon flaviguttatum</i>	290	3	15	12	85	110	515
<i>Haemulon maculicauda</i>	265	53	14	163	87	15	597
<i>Haemulon scudderii</i>	25	25	188	163	81	1.191	1.673
<i>Haemulon sexfasciatum</i>	94	41	26	0	0	0	161
<i>Haemulon steindachneri</i>	600	50	255	293	82	412	1.692
<i>Halichoeres nicholsi</i>	27	17	14	25	20	18	121
<i>Halichoeres notospilus</i>	1	8	4	19	9	3	44
<i>Holacanthus passer</i>	14	29	4	42	66	29	184
<i>Kyphosus elegans</i>	71	1	9	138	3	6	228
<i>Lutjanus argentiventris</i>	146	98	121	100	102	48	615
<i>Lutjanus guttatus</i>	6	61	23	14	12	3	119
<i>Lutjanus inermis</i>	160	0	355	0	584	1	1.100
<i>Lutjanus jordani</i>	0	2	3	0	35	33	73
<i>Lutjanus novemfasciatus</i>	26	0	56	1	0	21	104
<i>Lutjanus viridis</i>	4	15	0	4	0	5	28
<i>Melichthys niger</i>	1	14	0	0	14	0	29
<i>Melichthys vidua</i>	0	10	0	2	0	0	12
<i>Microspathodon dorsalis</i>	35	44	24	73	18	81	275
<i>Mulloidichthys dentatus</i>	1	0	0	11	1	0	13
<i>Muraena argus</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Muraena lentiginosa</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Paranthias colonus</i>	17	4.450	0	0	6.190	3.130	13.787
<i>Pomacanthus zonipectus</i>	3	3	0	0	0	0	6
<i>Prionurus laticlavus</i>	14	36	0	43	18	19	130
<i>Prionurus punctatus</i>	2	27	2	0	15	5	51
<i>Pseudobalistes naufragium</i>	8	64	21	32	6	23	154
<i>Scarus compressus</i>	9	29	1	3	6	14	62
<i>Scarus ghobban</i>	4	32	8	32	39	20	135
<i>Scarus perrico</i>	3	14	3	5	12	6	43
<i>Scarus rubroviolaceus</i>	10	23	4	63	16	29	145
<i>Seriola rivoliana</i>	0	5	50	47	28	3	133
<i>Sufflamen verres</i>	68	86	46	91	34	44	369
<i>Trachinotus rhodopus</i>	0	0	0	0	0	1	1
<i>Triaenodon obesus</i>	0	1	0	0	2	0	3
Total	3.141	5.956	1.792	2.013	8.234	6.577	27.713



Anexo 7. Frecuencia (número) de las especies dentro y fuera del Parque Nacional Marino Ballena.

Especie	Dentro	Fuera	Total
<i>Acanthurus nigricans</i>	25	36	61
<i>Acanthurus triostegus</i>	0	5	5
<i>Acanthurus xanthopterus</i>	79	178	257
<i>Anisotremus interruptus</i>	12	111	123
<i>Anisotremus taeniatus</i>	208	93	301
<i>Bodianus diplotaenia</i>	222	485	707
<i>Caranx caballus</i>	1.142	578	1.720
<i>Caranx sexfasciatus</i>	82	676	758
<i>Cephalopholis panamensis</i>	135	90	225
<i>Chanos chanos</i>	380	40	420
<i>Cirrhitus rivulatus</i>	31	38	69
<i>Ctenochaetus marginatus</i>	27	8	35
<i>Dasyatis dipterura</i>	0	2	2
<i>Elagatis bipinnulata</i>	12	144	156
<i>Epinephelus labriformis</i>	137	126	263
<i>Gnathanodon speciosus</i>	4	2	6
<i>Gymnothorax castaneus</i>	2	1	3
<i>Haemulon flaviguttatum</i>	308	207	515
<i>Haemulon maculicauda</i>	332	265	597
<i>Haemulon scudderii</i>	238	1.435	1.673
<i>Haemulon sexfasciatum</i>	161	0	161
<i>Haemulon steindachneri</i>	905	787	1.692
<i>Halichoeres nicholsi</i>	58	63	121
<i>Halichoeres notospilus</i>	13	31	44
<i>Holacanthus passer</i>	47	137	184
<i>Kyphosus elegans</i>	81	147	228
<i>Lutjanus argentiventris</i>	365	250	615
<i>Lutjanus guttatus</i>	90	29	119
<i>Lutjanus inermis</i>	515	585	1100
<i>Lutjanus jordani</i>	5	68	73
<i>Lutjanus novemfasciatus</i>	82	22	104
<i>Lutjanus viridis</i>	19	9	28
<i>Melichthys niger</i>	15	14	29
<i>Melichthys vidua</i>	10	2	12
<i>Microspathodon dorsalis</i>	103	172	275
<i>Mulloidichthys dentatus</i>	1	12	13
<i>Muraena argus</i>	0	0	0
<i>Muraena lentiginosa</i>	0	0	0
<i>Paranthias colonus</i>	4.467	9.320	13.787
<i>Pomacanthus zonipectus</i>	6	0	6
<i>Prionurus laticlavus</i>	50	80	130
<i>Prionurus punctatus</i>	31	20	51
<i>Pseudobalistes naufragium</i>	93	61	154
<i>Scarus compressus</i>	39	23	62
<i>Scarus ghobban</i>	44	91	135
<i>Scarus perrico</i>	20	23	43
<i>Scarus rubroviolaceus</i>	37	108	145
<i>Seriola rivoliana</i>	55	78	133
<i>Sufflamen verres</i>	200	169	369
<i>Trachinotus rhodopus</i>	0	1	1
<i>Triaenodon obesus</i>	1	2	3
Total	10.889	16.824	27.713


Anexo 8. Matriz de similitud de Bray-Curtis.

Punto	IB	BM	TP	LV	DT	BN
IB	*	15,2138	47,6789	43,6554	16,8791	32,9286
BM	*	*	16,2106	22,2613	73,277	60,7197
TP	*	*	*	52,4573	19,8883	26,8849
LV	*	*	*	*	18,3663	27,1013
DT	*	*	*	*	*	56,6741
BN	*	*	*	*	*	*



Anexo 9. Frecuencia (número) por rangos de talla para todas las especies en cada punto de muestreo.

Rango	BN	IB	DT	LV	BM	PT
0-4,99	812	487	3.345	77	2.462	185
5-9,99	195	594	343	193	74	504
10-14,99	2.048	408	2.069	461	1.539	258
15-19,99	1.518	261	998	351	646	200
20-24,99	107	129	181	113	60	60
25-29,99	819	672	437	167	328	128
30-34,99	30	50	184	37	14	6
35-39,99	80	173	131	146	186	139
40-44,99	50	29	37	56	116	38
45-49,99	344	203	51	28	47	102
50-55,99	77	45	79	85	109	55
55-60,99	0	0	0	0	0	0
60-64,99	110	30	210	15	1	0
65-69,99	98	16	36	67	45	29
70-74,99	6	30	47	20	250	25
75-79,99	2	0	10	10	1	40
80-84,99	0	0	0	0	0	0
85-89,99	228	7	55	29	25	2
90-94,99	0	0	0	0	0	0
95-99,99	0	0	1	0	1	0
100-104,99	16	5	5	61	50	10
105-109,99	0	0	0	0	0	0
110-114,99	33	2	13	47	1	10
115-119,99	0	0	0	0	0	0
120-124,99	0	0	0	0	0	0
125-129,99	0	0	0	0	0	0
130-134,99	4	0	0	40	1	1
135-139,99	0	0	1	0	0	0
140+	0	0	1	10	0	0
Total	6.577	3.141	8.234	2.013	5.956	1.792



Anexo 10. Frecuencia (número) por rangos de talla para todas las especies, agrupadas por categoría de tamaño, en cada punto de muestreo.

Especies menores:

Rango	IB	BM	TP	LV	DT	BN
0-4,99	478	1.906	173	37	3.043	906
5-9,99	365	43	274	133	47	180
10-14,99	192	1.598	195	42	2.267	1.130
15-19,99	345	164	320	400	328	795
20-24,99	212	958	60	280	1.101	1.493
25-29,99	46	250	13	89	349	596
30-34,99	4	2	0	4	10	1
35-39,99	7	12	0	13	174	8
Total	1.649	4.933	1.035	998	7.319	5.109

Especies intermedias:

Rango	IB	BM	TP	LV	DT	BN
0-9,9	65	37	33	95	45	20
10-19,99	11	23	30	97	5	61
20-29,99	112	56	58	113	103	102
30-39,99	181	251	174	226	198	165
40-49,99	29	69	5	56	33	53
50-59,99	44	109	55	89	77	76
60-69,99	13	16	4	51	17	19
Total	455	561	359	727	478	496

Especies mayores:

Rango	IB	BM	TP	LV	DT	BN
0-19,99	104	0	65	5	2	1
20-39,99	652	9	85	11	17	151
40-59,99	205	98	136	28	58	344
60-79,99	62	276	49	47	274	193
80-99,99	7	26	42	40	65	244
100-119,99	7	52	21	107	19	38
120-139,99	0	1	0	40	0	1
140-159,99	0	0	0	10	2	0
160-179,99	0	0	0	0	0	0
180-199,99	0	0	0	0	0	0
Total	1.037	462	398	288	437	972



Anexo 11. Frecuencia (número) por rangos de talla para todas las especies dentro y fuera del Parque Nacional Marino Ballena.

Rango	Dentro	Fuera
0-4,99	3.134	4.234
5-9,99	1.172	731
10-14,99	2.205	4.578
15-19,99	1.107	2.867
20-24,99	249	401
25-29,99	1.128	1.423
30-34,99	70	251
35-39,99	498	357
40-44,99	183	143
45-49,99	352	423
50-55,99	209	241
55-60,99	0	0
60-64,99	31	335
65-69,99	90	201
70-74,99	305	73
75-79,99	41	22
80-84,99	0	0
85-89,99	34	312
90-94,99	0	0
95-99,99	1	1
100-104,99	65	82
105-109,99	0	0
110-114,99	13	93
115-119,99	0	0
120-124,99	0	0
125-129,99	0	0
130-134,99	2	44
135-139,99	0	1
140+	0	11
Total	10.889	16.824



Anexo 12. Frecuencia (número) por rangos de talla para todas las especies, agrupadas por categoría de tamaño, dentro y fuera del Parque Nacional Marino Ballena.

Especies menores:

Rango	Dentro	Fuera
0-4,99	2.557	3.986
5-9,99	682	360
10-14,99	1.985	3.439
15-19,99	829	1.523
20-24,99	1.230	2.874
25-29,99	309	1.034
30-34,99	6	15
35-39,99	19	195
Total	7.617	13.426

Especies intermedias:

Rango	Dentro	Fuera
0-9,9	135	160
10-19,99	64	163
20-29,99	226	318
30-39,99	606	589
40-49,99	103	142
50-59,99	208	242
60-69,99	33	87
Total	1.375	1.701

Especies mayores:

Rango	Dentro	Fuera
0-19,99	169	8
20-39,99	746	179
40-59,99	439	430
60-79,99	387	514
80-99,99	75	349
100-119,99	80	164
120-139,99	1	41
140-159,99	0	12
160-179,99	0	0
180-199,99	0	0
Total	1.897	1.697



Anexo 13. Nivel trófico de las especies. Sumatoria según frecuencia por punto de muestreo y promedio por punto de muestreo.

Especie	Sumatoria por Punto de Muestreo					
	IB	BM	PT	BN	LV	DT
<i>Acanthurus nigricans</i>	10,00	12,00	28,00	14,00	8,00	50,00
<i>Acanthurus triostegus</i>	0,00	0,00	0,00	13,90	0,00	0,00
<i>Acanthurus xanthopterus</i>	5,74	48,79	172,20	129,15	309,96	71,75
<i>Anisotremus interruptus</i>	28,00	0,00	14,00	336,00	17,50	35,00
<i>Anisotremus taeniatus</i>	340,20	281,40	252,00	75,60	281,40	33,60
<i>Bodianus diplotaenia</i>	165,12	485,04	113,52	433,44	605,44	629,52
<i>Caranx caballus</i>	3.657,15	24,30	943,65	2.178,90	0,00	162,00
<i>Caranx sexfasciatus</i>	360,00	9,00	0,00	1.620,00	243,00	1.179,00
<i>Cephalopholis panamensis</i>	123,00	258,30	172,20	155,80	118,90	94,30
<i>Chanos chanos</i>	0,00	710,50	60,90	0,00	0,00	81,20
<i>Cirrhitus rivulatus</i>	24,12	52,26	48,24	60,30	80,40	12,06
<i>Ctenochaetus marginatus</i>	46,00	8,00	0,00	4,00	0,00	12,00
<i>Dasyatis diptera</i>	0,00	0,00	0,00	7,08	0,00	0,00
<i>Elagatis bipinnulata</i>	43,08	0,00	0,00	14,36	430,80	71,80
<i>Epinephelus labriformis</i>	140,00	176,00	232,00	200,00	208,00	96,00
<i>Gnathanodon speciosus</i>	15,36	0,00	0,00	0,00	7,68	0,00
<i>Gymnothorax castaneus</i>	0,00	8,06	0,00	4,03	0,00	0,00
<i>Haemulon flaviguttatum</i>	1.218,00	12,60	63,00	462,00	50,40	357,00
<i>Haemulon maculicauda</i>	1.113,00	222,60	58,80	63,00	684,60	365,40
<i>Haemulon scudderii</i>	105,00	105,00	789,60	5.002,20	684,60	340,20
<i>Haemulon sexfasciatum</i>	394,80	172,20	109,20	0,00	0,00	0,00
<i>Haemulon steindachneri</i>	2.094,00	174,50	889,95	1.437,88	1.022,57	286,18
<i>Halichoeres nicholsi</i>	108,00	68,00	56,00	72,00	100,00	80,00
<i>Halichoeres notospilus</i>	3,52	28,16	14,08	10,56	66,88	31,68
<i>Holacanthus passer</i>	36,54	75,69	10,44	109,62	172,26	101,79
<i>Kyphosus elegans</i>	208,74	2,94	26,46	17,64	405,72	8,82
<i>Lutjanus argentiventris</i>	589,84	395,92	488,84	193,92	404,00	412,08
<i>Lutjanus guttatus</i>	23,64	240,34	90,62	11,82	55,16	47,28
<i>Lutjanus inermis</i>	612,80	0,00	1.359,65	3,83	0,00	2.236,72
<i>Lutjanus jordani</i>	0,00	8,90	13,35	146,85	0,00	155,75
<i>Lutjanus novemfasciatus</i>	106,60	0,00	229,60	86,10	4,10	0,00
<i>Lutjanus viridis</i>	16,64	62,40	0,00	20,80	16,64	0,00
<i>Melichthys niger</i>	2,40	33,60	0,00	0,00	0,00	33,60
<i>Melichthys vidua</i>	0,00	33,80	0,00	0,00	6,76	0,00
<i>Microspathodon dorsalis</i>	73,50	92,40	50,40	170,10	153,30	37,80
<i>Mulloidichthys dentatus</i>	3,69	0,00	0,00	0,00	40,59	3,69
<i>Muraena argus</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Muraena lentiginosa</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Paranthias colonus</i>	63,92	16.732,00	0,00	11.768,80	0,00	23.274,40
<i>Pomacanthus zonipectus</i>	9,18	9,18	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Prionurus laticlavus</i>	38,08	97,92	0,00	51,68	116,96	48,96
<i>Prionurus punctatus</i>	4,00	54,00	4,00	10,00	0,00	30,00
<i>Pseudobalistes naufragium</i>	26,96	215,68	70,77	77,51	107,84	20,22
<i>Scarus compressus</i>	18,00	58,00	2,00	28,00	6,00	12,00
<i>Scarus ghobban</i>	8,00	64,00	16,00	40,00	64,00	78,00
<i>Scarus perrico</i>	6,00	28,00	6,00	12,00	10,00	24,00
<i>Scarus rubroviolaceus</i>	20,00	46,00	8,00	58,00	126,00	32,00
<i>Seriola rivoliana</i>	0,00	22,50	225,00	13,50	211,50	126,00
<i>Sufflamen verres</i>	222,36	281,22	150,42	143,88	297,57	111,18
<i>Trachinotus rhodopus</i>	0,00	0,00	0,00	4,00	0,00	0,00
<i>Triaenodon obesus</i>	0,00	4,19	0,00	0,00	0,00	8,38
Promedio	3,85	3,60	3,78	3,84	3,50	3,75



Anexo 14. Densidad y desviación estándar por familias en cada punto de muestreo.

Familia	IB		BM		TP		LV		DT		BN	
	Den.	Des.	Den.	Des.	Den.	Des.	Den.	Des.	Den.	Des.	Den.	Des.
Acanthuridae	0,14	0,86	0,20	1,35	0,72	6,40	0,44	2,60	0,27	1,17	0,23	1,21
Balistidae	0,33	0,96	0,46	1,28	0,14	0,51	0,35	0,97	0,13	0,53	0,30	1,01
Carangidae	0,03	0,37	0,08	0,66	2,27	14,98	0,02	0,21	1,22	12,31	0,33	3,74
Carcharhinidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Chanidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,03	0,18	0,00	0,00	0,13	0,73	0,73	4,02
Cirrhitidae	0,20	0,41	0,17	0,38	0,10	0,31	0,57	0,94	0,30	1,02	0,50	0,86
Dasyatidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Haemulidae	1,82	9,93	0,06	0,59	3,50	18,09	0,82	5,36	0,86	7,23	9,31	67,98
Kyphosidae	2,07	8,32	0,20	0,41	0,33	1,06	6,33	21,09	0,23	0,82	1,87	9,29
Labridae	0,83	2,22	1,29	3,04	0,51	1,11	1,26	2,69	1,56	4,20	0,99	1,95
Lutjanidae	0,28	1,63	0,36	1,85	3,56	20,65	0,36	1,41	0,49	2,96	0,44	3,61
Mullidae	0,07	0,37	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Muraenidae	0,01	0,11	0,00	0,00	0,01	0,11	0,00	0,00	0,01	0,11	0,00	0,00
Pomacanthidae	0,13	0,58	0,21	0,73	0,00	0,00	0,32	1,16	0,41	1,24	0,44	1,75
Pomacentridae	1,23	3,02	1,53	2,40	0,33	0,99	3,30	6,31	1,63	3,19	2,00	4,29
Scaridae	0,33	1,24	0,65	4,71	0,04	0,24	0,32	1,39	0,13	0,54	0,18	0,84
Serranidae	0,28	0,70	7,28	53,57	0,63	2,10	0,37	0,98	111,61	449,66	8,69	56,53



Anexo 15. Densidad y desviación estándar por familias dentro y fuera del Parque Nacional Marino Ballena.

Familia	Dentro		Fuera	
	Densidad	Desviación	Densidad	Desviación
Acanthuridae	0,35	3,81	0,31	1,79
Balistidae	0,31	0,97	0,26	0,87
Carangidae	0,79	8,71	0,53	7,43
Carcharhinidae	0,00	0,00	0,00	0,00
Chanidae	0,01	0,11	0,29	2,35
Cirrhitidae	0,16	0,36	0,46	0,94
Dasyatidae	0,00	0,00	0,00	0,00
Haemulidae	1,79	11,99	3,67	39,73
Kyphosidae	0,87	4,87	2,81	13,42
Labridae	0,88	2,28	1,27	3,09
Lutjanidae	1,40	12,08	0,43	2,81
Mullidae	0,02	0,21	0,00	0,00
Muraenidae	0,01	0,09	0,00	0,06
Pomacanthidae	0,11	0,54	0,39	1,40
Pomacentridae	1,03	2,33	2,31	4,78
Scaridae	0,34	2,82	0,21	0,99
Serranidae	2,73	31,01	40,22	265,56



Anexo 16. Densidad y desviación estándar por familias, agrupadas según categorías de tamaño, en cada punto de muestreo.

Categoría	IB		BM		TP		LV		DT		BN	
	Den.	Des.	Den.	Des.	Den.	Des.	Den.	Des.	Den.	Des.	Den.	Des.
Menores	16,37	50,13	26,03	106,48	34,87	127,62	13,30	41,89	344,73	773,52	95,93	384,32
Intermedias	7,87	21,95	7,50	17,04	19,43	72,45	15,30	43,07	9,43	21,87	9,20	29,02
Mayores	24,40	73,00	3,37	13,33	14,53	38,41	0,80	2,18	7,80	31,72	3,50	16,10



Anexo 17. Densidad y desviación estándar por familias, agrupadas según categorías de tamaño, dentro y fuera del Parque Nacional Marino Ballena.

Categoría	Dentro		Fuera	
	Densidad	Desviación	Densidad	Desviación
Menores	77,27	284,23	453,97	1199,73
Intermedias	34,80	111,44	33,93	93,96
Mayores	42,30	124,74	12,10	50,00



Anexo 18. Fotografías de red de enmalle o trasmallo colocado ilegalmente dentro del PNMB.



Tiburón martillo (*Sphyrna lewini*) capturado en una red de enmalle colocada ilegalmente dentro de los límites del PNMB.



Jurel (familia Carangidae) no identificado capturado en una red de enmalle colocada ilegalmente dentro de los límites del PNMB.



Tiburón martillo (*Sphyrna lewini*) y jurel (familia Carangidae) no identificado capturados en una red de enmalle colocada ilegalmente dentro de los límites del PNMB.



El Guardaparques Dennis Mora y el capitán Eduardo recogiendo la red de enmalle de más de 200 m de longitud colocada ilegalmente dentro de los límites del PNMB.



8. Bibliografía

- Ablan, M. C. A.; J. W. McManus & K. Viswanathan (2004). Indicators for management of coral reefs and their applications to marine protected areas. *Naga, The ICLARM Quarterly* Vol. 27(1 & 2): 9.
- Alvarado, J. J. (2007). Sedimentación y nutrientes contra corales en Parque Nacional Marino Ballena. *Ambientico* Vol. 160: 7-8.
- Alvarado, J. J. & J. F. Aguilar (2009). Batimetría, salinidad, temperatura y oxígeno disuelto en aguas del Parque Nacional Marino Ballena, Pacífico, Costa Rica. *Revista de Biología Tropical* Vol. 57(1): 19-29.
- Alvarado, J. J.; J. Cortés; C. Fernández & J. Nivia (2005). Comunidades y arrecifes coralinos del Parque Nacional Marino Ballena, costa del Pacífico de Costa Rica/Coral communities and reefs of Ballena Marine Nacional Park, Pacific coast of Costa Rica. *Ciencias Marinas* Vol. 31: 641-651.
- Alvarado, J. J. & C. Fernández (2005). Equinodermos del Parque Nacional Marino Ballena, Pacífico, Costa Rica. *Revista de Biología Tropical* Vol. 53(3): 275-284.
- Álvarez, J. & E. Ross Salazar (2010). La pesca de arrastre en Costa Rica. Fundación MarViva. San José, Costa Rica: 56p.
- Allen, G. R. & D. R. Robertson (1998). Peces del Pacífico Oriental Tropical. CONABIO, Agrupación Sierra Madre. México.
- Anislado Tolentino, V. (2000). Ecología pesquera del tiburón martillo *Sphyrna lewini* (Griffith y Smith, 1834) en el litoral del estado de Michoacán, México. Tesis para el grado de Maestro en ciencias (biología de sistemas y recursos acuáticos), Universidad Nacional Autónoma de México. México D.F. 145p.
- Arauz, R.; A. Antoniou; I. Zanella; L. J. V. Compagno & M. Levine (2007a). Reporte de avance: censo de los tiburones del Parque Nacional Marino La Isla del Coco. Area Conservación Marina Isla del Coco (ACMIC) del Sistema Nacional de Areas de Conservación (SINAC): 21p.
- Arauz, R.; Y. Cohen; J. Ballester; A. Bolaños & M. Pérez (2004). Decline of shark populations in the Exclusive Economic Zone of Costa Rica. PRETOMA. 1p.
- Arauz, R.; A. López & I. Zanella (2007b). Informe Final: análisis de la descarga anual de tiburones y rayas en la pesquería pelágica y costera del Pacífico de Costa Rica (Playas del Coco, Tárcoles y Golfito). Programa Restauración de Tortugas Marinas; presentado a Conservación Internacional. San José: 60p.
- Arauz, R.; A. López; I. Zanella; R. Suárez & A. Bolaños (2008). Análisis de las capturas y descargas de tiburones en las pesquerías del Pacífico de Costa Rica (Playas del Coco y Golfito). Programa Restauración de Tortugas Marinas; presentado a Conservación Internacional. Conservación Internacional. San José: 56p.
- Arauz, R. M.; R. Vargas; I. Naranjo & C. Gamboa (1998). Analysis of the incidental capture and mortality of sea turtles in the shrimp fleet of Pacific Costa Rica. Proceedings of the 17th Annual Sea Turtle Symposium, 4-8 March 1997. Orlando, Florida. U.S. Department of Commerce. NOAA Technical Memorandums NMFS-SEFSC-415. 5p.
- Araya, H.; A. R. Vásquez; B. Marín; J. A. Palacios; R. L. Soto; F. Mejía; Y. Shimazu & K. Hiramatsu (2007a). Reporte del comité de evaluación de los recursos pesqueros



- No. 1 / 2007. Proyecto "Manejo sostenible de la pesquería para el Golfo de Nicoya, Costa Rica". INCOPECSA; UNA; JICA: 154p.
- Araya, H.; A. R. Vásquez; B. Marín; J. A. Palacios; R. L. Soto; F. Mejía; Y. Shimazu & K. Hiramatsu (2007b). Reporte del comité de evaluación de los recursos pesqueros No. 2 / 2007. Proyecto "Manejo sostenible de la pesquería para el Golfo de Nicoya, Costa Rica". INCOPECSA; UNA; JICA: 154p.
- Ashworth, J. S. & R. F. G. Ormond (2005). Effects of fishing pressure and trophic group on abundance and spillover across boundaries of a no-take zone. *Biological Conservation* Vol. 121(3): 333-344.
- Avasthi, A. (2005). California tries to connect its scattered marine reserves. *Science* Vol. 308: 487-488.
- Babcock, R. C.; N. T. Shears; A. C. Alcala; N. S. Barrett; G. J. Edgar; K. D. Lafferty; T. R. McClanahan & G. R. Russ (2010). Decadal trends in marine reserves reveal differential rates of change in direct and indirect effects. *Proceedings of the National Academy of Sciences*.
- Beattie, A.; U. R. Sumaila; V. Christensen & D. Pauly (2002). A model for the bioeconomic evaluation of marine protected area size and placement in the North Sea. *Natural Resource Modeling* Vol. 15(4): 413-437.
- Botsford, L. W.; F. Micheli & A. Hastings (2003). Principles for the design of marine reserves. *Ecological Applications* Vol. 13(Sup 1): S25-S31.
- Brown, J. H. & J. F. Gillooly (2003). Ecological food webs: high-quality data facilitate theoretical unification. *Proceedings of the National Academy of Sciences* Vol. 100(4): 1467-1468.
- Burke, L. & J. Maidens (2005). Arrecifes en Peligro en el Caribe. World Resources Institute. Washington, D.C.: 80p.
- Bussing, W. A. & M. I. López (1993). Peces demersales y pelágicos costeros del Pacífico de Centro América Meridional. Guía Ilustrada. *Revista de Biología Tropical* Vol. (Publicación especial): 1-164.
- Bussing, W. A. & M. I. López (1996). Fishes collected during the RV Victor Hensen Expedition (1993/1994). *Revista de Biología Tropical* Vol. 44 (Supl. 3): 183-186.
- Bussing, W. A. & M. I. López (2005). Peces de la Isla del Coco y peces arrecifales de la costa Pacífica de América Central meridional/Fishes of Cocos Island and Reef Fishes of the Pacific Coast of Lower Central America. *Revista de Biología Tropical* Vol. 53 (Supl. 2): 192.
- Cajiao, V.; A. M. Lobo-Calderón & M. Rodríguez-Chaves (2010). Manual de legislación marino costera y pesquera de Costa Rica. Fundación MarViva. San José, Costa Rica: 270p.
- Campbell, S. J.; A. S. Hoey; J. Maynard; T. Kartawijaya; J. Cinner; N. A. J. Graham & A. H. Baird (2012). Weak compliance undermines the success of no-take zones in a large government-controlled marine protected area. *PloS one* Vol. 7(11): e50074.
- Clarke, T.; E. Espinoza; F. Villalobos & I. S. Wehrtmann (2011). Resumen de los estudios sobre tiburones y rayas demersales de la plataforma continental del Pacífico de Costa Rica con recomendaciones de manejo y conservación. Informe Técnico. Universidad de Costa Rica (UNIP-CIMAR); Conservation International. San José, Costa Rica: 12p.



- Claro, R. & K. Cantelar-Ramos (2003). Rapid assessment of coral communities of María La Gorda, southeast Ensenada de Corrientes, Cuba (Part 2: Reef fishes). *Atoll Research Bulletin* Vol. 496: 279-294.
- Cooke, S. J. & I. G. Cowx (2004). The role of recreational fishing in global fish crises. *BioScience* Vol. 54(9): 857-859.
- Demestre, M.; P. Sanchez & P. Abello (2000). Demersal fish assemblages and habitat characteristics on the continental shelf and upper slope of the north-western Mediterranean. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* Vol. 80(6): 981-988.
- Deschamps, A.; A. Desrochers & K. D. Klomp (2003). A rapid assessment of the Horseshoe reef, Tobago Cays Marine Park, St. Vincent, West Indies (Stony corals, algae and fishes). *Atoll Research Bulletin* Vol. 496(439-460).
- Egli, D. P. & R. C. Babcock (2004). Ultrasonic tracking reveals multiple behavioural modes of snapper (*Pagrus auratus*) in a temperate no-take marine reserve. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil* Vol. 61(7): 1137-1143.
- Elliott, M. & F. Dewailly (1995). The structure and components of European estuarine fish assemblages. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology* Vol. 29(3-4): 397-417.
- Espinoza, M. & E. Salas (2005). Estructura de las comunidades de peces de arrecife en las Islas Catalinas y Playa Ocotol, Pacífico Norte de Costa Rica. *Revista de Biología Tropical* Vol. 53(3/4): 523-526.
- FAO (2009). The state of world fisheries and aquaculture 2008. Department, F. A. (Ed.). Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome, Italy: 196p.
- Forcada, A.; C. Valle; P. Bonhomme; G. Criquet; G. Cadiou; P. Lenfant & J. L. Sánchez-Lizaso (2009). Effects of habitat on spillover from marine protected areas to artisanal fisheries. *Marine Ecology Progress Series* Vol. 379: 197-211.
- Francini-Filho, R. B. & R. L. Mourab (2008). Evidence for spillover of reef fishes from a no-take marine reserve: an evaluation using the before-after control-impact (BACI) approach. *Fisheries Research* Vol. 93: 11.
- Froese, R. & D. Pauly (Ed.). (2012). FishBase. World Wide Web electronic publication. Disponible en <http://www.fishbase.org>. Version (07/2010).
- Gabriel, W. L. & A. V. Tyler (1980). Preliminary analysis of Pacific coast demersal fish assemblages. *Marine Fisheries Review* Vol. 42(3-4): 83-88.
- García i Rubiés, A. (1997). Estudi ecològic de les poblacions de peixos litorals sobre substrat rocós a la mediterrània occidental: efectes de la fondària, el substrat, l'estacionalitat i la protecció. Tesis para el grado de Doctor en Biología, Universitat de Barcelona. Barcelona. 268p.
- Gerber, L. H.; M. Beger; M. A. McCarthy & H. P. Possingham (2005). A theory for optimal monitoring of marine reserves. *Ecology Letters* Vol. 8: 9.
- Gerber, L. R.; L. W. Botsford; A. Hastings; H. P. Possingham; S. D. Gaines; S. R. Palumbi & S. Andelman (2003). Population models for marine reserve design: a retrospective and prospective synthesis. *Ecological Applications* Vol. 13(Sup 1): S47-S64.
- Graham, N. A. J.; N. K. Dulvy; S. Jennings & N. V. C. Polunin (2005). Size-spectra as indicators of the effects of fishing on coral reef fish assemblages. *Coral Reefs* Vol. 24(1): 118-124.



- Halpern, B. S. (2003). The impact of marine reserves: do reserves work and does reserve size matter? *Ecological Applications* Vol. 13(1): 21.
- Halpern, B. S.; S. E. Lester & J. B. Kellner (2010a). Spillover from marine reserves and the replenishment of fished stocks. *Environmental Conservation*: 1-9.
- Halpern, B. S.; S. E. Lester & K. L. McLeod (2010b). Placing marine protected areas onto the ecosystem-based management seascape. *Proceedings of the National Academy of Sciences*.
- Halpern, B. S. & R. R. Warner (2002). Marine reserves have rapid and lasting effects. *Ecology Letters* Vol. 5(3): 361-366.
- Hastings, A. & L. W. Botsford (2003). Comparing designs of marine reserves for fisheries and for biodiversity. *Ecological Applications* Vol. 13(sp1): 65-70.
- Hoshino, K.; M. Brandt; C. Manfrino; B. Riegl & S. C. C. Steiner (2003). Assessment of the coral reefs of the Turks and Caicos Islands (Part 2: Fish communities). *Atoll Research Bulletin* Vol. 496: 481-500.
- Huber, M. E.; R. A. Duce; J. M. Bowers; D. Insull; L. Jeftic & S. Keckes (2003). Priority problems facing the global marine and coastal environment and recommended approaches to their solution. *Ocean & Coastal Management* Vol. 46(5): 479-485.
- Hughes, T. P.; D. R. Bellwood; C. S. Folke; L. J. McCook & J. M. Pandolfi (2007). No-take areas, herbivory and coral reef resilience. *Trends in Ecology & Evolution* Vol. 22(1): 1-3.
- Humann, P. & N. DeLoach (2004). Reef fish Identification: Baja to Panama. New World Publications, Inc. Jacksonville, Florida, U.S.A.
- INCOPESCA (2008). Reglamento para el establecimiento de áreas marinas para la pesca responsable (de conformidad con el Decreto Ejecutivo N° 27919-MAG). Instituto Costarricense de Pesca y Acuicultura. San José, Costa Rica. AJDIP N° 138-2008. La Gaceta. N° 81.
- INCOPESCA (2011). Precios y volúmenes de productos pesqueros ofrecidos en mercado mayorista de CENADA al mes de Febrero 2011. Departamento de Mercadeo; Departamento de Investigación Pesquera (Ed.). Instituto Costarricense de Pesca y Acuicultura, San José, Costa Rica: 3p.
- IUCN (2011). "The IUCN Red List of Threatened Species." International Union for Conservation of Nature and Natural Resources. Cambridge, United Kingdom. Consultada en 17/02/2010, disponible en www.iucnredlist.org.
- Jacquet, J. & D. Pauly (2008). Funding priorities: big barriers to small-scale fisheries. *Conservation Biology* Vol. 22(4): 832-835.
- Jennings, S. & J. L. Blanchard (2004). Fish abundance with no fishing: predictions based on macroecological theory. *Journal of Animal Ecology* Vol. 73(4): 632-642.
- Klomp, K. D. & D. J. Kooistra (2003). A post-hurricane, rapid assessment of reefs in the windward Netherlands Antilles (Stony corals, algae and fishes). *Atoll Research Bulletin* Vol. 496: 405-438.
- Kohler, N. E.; J. G. Casey & P. A. Turner (1996). Length-length and length-weight relationships for 13 shark species from the Western North Atlantic. NOAA Technical Memorandum NMFS-NE-110. NOAA: 22p.
- Lester, S. E.; B. S. Halpern; K. Grorud-Colvert; J. Lubchenco; B. I. Ruttenberg; S. D. Gaines; S. Aíramé & R. R. Warner (2009). Biological effects within no-take



- marine reserves: a global synthesis. Marine Ecology Progress Series Vol. 384: 33-46.
- López, A. & I. Zanella (2011). Conservación del tiburón martillo (*Sphyrna lewini*) y sus hábitats críticos en Golfo Dulce, Costa Rica. Misión Tiburón; Conservación Internacional. Playas del Coco, Costa Rica: 52p.
- Lubchenco, J.; S. R. Palumbi; S. D. Gaines & S. Andelman (2003). Plugging a hole in the ocean: the emerging science of marine reserves. Ecological Applications Vol. 13(1): 3-7.
- Macpherson, E. & A. Gordo (1996). Biomass spectra in benthic fish assemblages in the Benguela system. Marine Ecology Progress Series Vol. 138: 27-32.
- Macpherson, E.; A. Gordo & A. Garcia-Rubies (2002). Biomass size spectra in littoral fishes in protected and unprotected areas in the NW Mediterranean. Estuarine, Coastal and Shelf Science Vol. 55(5): 777-788.
- Magurran, E. (2008). Measuring biological diversity. Blackwell Publishing. Malden, Massachusetts, USA: 256p.
- Maliao, R. J.; A. T. White; A. P. Maypa & R. G. Turingan (2009). Trajectories and magnitude of change in coral reef fish populations in Philippine marine reserves: a meta-analysis. Coral Reefs Vol. 28(4): 809-822.
- Marín Alpízar, B. (2011). Estudio de línea de base de las pesquerías en la comunidad de Palito, Chira, año 2006. Instituto Costarricense de Pesca y Acuicultura. Puntarenas, Costa Rica: 22p.
- Marín Alpízar, B.; H. Araya Umaña & A. R. Vásquez Arias (2012). Informe del estado de las pesquería en el área marina de pesca responsable de Palito, Chira y su zona contigua. Año 2010. Instituto Costarricense de Pesca y Acuicultura. Puntarenas, Costa Rica: 40p.
- Marín Alpízar, B.; H. Araya Umaña; A. R. Vásquez Arias; H. Ortega Ruiz & P. A. Acevedo Ruiz (2010). Informe del estado actual de las pesquerías en el Área de Pesca Responsable de Palito, Chira. Instituto Costarricense de Pesca y Acuiculutra; Departamento de Investigación Pesquera. Puntarenas, Costa Rica: 20p.
- Marín Alpízar, B. & A. R. Vásquez (2012). Estimación de la talla de primera madurez sexual criterio L50% (TPM) de la corvina reina *Cynoscion albus* (Perciforme: Scianidae) bajo condiciones de sobreexplotación de su población en el Golfo de Nicoya, Costa Rica. Documento Técnico. Instituto Costarricense de Pesca y Acuicultura. Puntarenas, Costa Rica. Vol. 11: 15p.
- Marín Alpízar, B. & A. R. Vásquez Arias (2011). Informe del estado de las pesquerías en la parte exterior del Golfo de Nicoya (Zona 3) en el periodo de enero a mayo 2011. Instituto Costarricense de Pesca y Acuicultura. Puntarenas, Costa Rica: 24p.
- Martin, K.; M. A. Samoilys; A. K. Hurd; I. Meliane & C. G. Lundin (2007). Experiences in the use of marine protected areas with fisheries management objectives - A review of case studies. En: Expert workshop on marine protected areas and fisheries management: Review of issues and considerations. FAO. Rome, 12-14 June, 2006: 21-108p.
- MarViva (2012). Porcentaje de protección en la zona económica exclusiva y mar territorial de Costa Rica, Panamá y Colombia. Fundación MarViva, San José, Costa Rica.



- McKenna Jr., J. E. (2003). An enhanced cluster analysis program with bootstrap significance testing for ecological community analysis. *Environmental Modelling & Software* Vol. 18(3): 205-220.
- Miller, M. W. & C. L. Gerstner (2002). Reefs of an uninhabited Caribbean island: fishes, benthic habitat, and opportunities to discern reef fishery impact. *Biological Conservation* Vol. 106(1): 37-44.
- Montero-Cordero, A. & J. Lobo (2010). Effect of tourist vessels on the behaviour of the pantropical spotted dolphin, *Stenella attenuata*, in Drake Bay and Cano Island, Costa Rica. *Journal of Cetacean Research and Management* Vol. 11(3): 285-291.
- Montero-Cordero, A.; D. Martínez-Fernández; E. Salas & C. Sánchez (2008). Estructura de las comunidades de peces en la Reserva Biológica Isla del Caño y San Josecito y efecto potencial de las mismas en la ocurrencia de delfines. Reporte técnico para Evergreen Fellows-Friends of Osa. Fundación Keto: 37p.
- Mora, A.; C. Fernández & A. G. Guzmán (2006). Áreas Marinas Protegidas y Áreas Marinas de Uso Múltiple de Costa Rica - Notas para una discusión. Cajiao, V. (Ed). Asociación MarViva. San José, Costa Rica: 104p.
- Musick, J. A. & R. Bonfil (Ed.). (2005). Management techniques for elasmobranch fisheries. *FAO Fisheries Technical Paper* No. 474. FAO. Rome: 251p.
- Myers, R. A. & B. Worm (2003). Rapid worldwide depletion of predatory fish communities. *Nature* Vol. 423(6937): 280-283.
- Nemeth, R. S.; L. D. Whaylen & C. V. Pattengill-Semmens (2003). A rapid assessment of coral reefs in the Virgin Islands (Part 2: Fishes). *Atoll Research Bulletin* Vol. 496: 567-610.
- Nowlis, J. S. & C. M. Roberts (1999). Fisheries benefits and optimal design of marine reserves. *Fishery Bulletin* Vol. 97(3): 604-616.
- PANT-CR (2008). Guía para la identificación de las especies de tiburones más comunes del Pacífico de Costa Rica. Comisión del Plan de Acción Nacional para la Conservación y Ordenación de los Tiburones de Costa Rica. San José, Costa Rica: 38p.
- PANT-CR (2010). Informe sobre la evaluación de los tiburones en Costa Rica (ISET-Costa Rica). Grupo Técnico Plan de Acción Nacional sobre Tiburones en Costa Rica (Ed.). Comisión del Plan de Acción Nacional para la Conservación y Ordenación de los Tiburones de Costa Rica. San José, Costa Rica. Vol. No publicado: 84p.
- Pattengill-Semmens, C. V. & S. R. Gittings (2003). A rapid assessment of the Flower Garden Banks National Marine Sanctuary (Stony corals, algae and fishes). *Atoll Research Bulletin* Vol. 496: 501-512.
- Pattengill-Semmens, C. V. & B. X. Semmens (2003). Status of coral reefs of Little Cayman and Grand Cayman, British West Indies, in 1999 (Part 2: fishes). *Atoll Research Bulletin* Vol. 496: 227-248.
- Pauly, D. (2006). Unsustainable marine fisheries. *Sustainable Development Law & Policy* Vol. 7(1): 10-12.
- Pauly, D. (2009). Beyond duplicity and ignorance in global fisheries. *Scientia Marina* Vol. 73(2): 215-224.
- Pauly, D.; V. Christensen; J. Dalsgaard; R. Froese & F. Torres Jr (1998). Fishing down marine food webs. *Science* Vol. 279(5352): 860-863.



- Pauly, D.; V. Christensen; S. Guénette; T. J. Pitcher; U. R. Sumaila; C. J. Walters; R. Watson & D. Zeller (2002). Towards sustainability in world fisheries. *Nature* Vol. 418(6898): 689-695.
- Pauly, D.; R. Watson & J. Alder (2005). Global trends in world fisheries: impacts on marine ecosystems and food security. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* Vol. 360(1453): 5-12.
- Peckol, P. M.; H. A. Curran; E. Y. Floyd; M. L. Robbart; B. J. Greenstein & K. L. Buckman (2003a). Assessment of selected reef sites in northern and southern central Belize, including recovery from bleaching and hurricane disturbances (stony corals, algae and fish). *Atoll Research Bulletin* Vol. 496: 147-172.
- Peckol, P. M.; H. A. Curran; B. J. Greenstein; E. Y. Floyd & M. L. Robbart (2003b). Assessment of coral reefs off San Salvador Island, Bahamas (Stony corals, algae and fish populations). *Atoll Research Bulletin* Vol. 496: 125-146.
- Petchey, O. L. & A. Belgrano (2010). Body-size distributions and size-spectra: universal indicators of ecological status? *Biology letters* Vol. 6(4): 434-437.
- PISCO (2007). The science of marine reserves. Partnership for Interdisciplinary Studies of Coastal Oceans. United States Version: 22p.
- Poder Ejecutivo (1989). Crea Parque Nacional Marino Ballena. San José, Costa Rica. Decreto Ejecutivo N° 19441. *La Gaceta*. N° 26.
- Poder Ejecutivo (2008a). Reglamento a la Ley de Biodiversidad. San José, Costa Rica. Decreto Ejecutivo N° 34433-MINAE. *La Gaceta*. N° 68.
- Poder Ejecutivo (2008b). Reglamento de uso público Parque Nacional Marino Las Baulas. San José, Costa Rica. Decreto Ejecutivo N° 34163-MINAE. *La Gaceta*. N° 50.
- Quesada-Alpízar, M. A. & J. Cortés (2006). Los ecosistemas marinos del Pacífico sur de Costa Rica: estado del conocimiento y perspectivas de manejo. *Revista de Biología Tropical* Vol. 54(1): 101-145.
- Rhodes, K. L. (2004). FSM Spawning Aggregation Monitoring Training Workshop Report, Black Coral Island, Pohnpei, Federated States of Micronesia, 31 January - 6 February, 2004. FSM Spawning Aggregation Monitoring Training Workshop Report. Pacific Island Countries Coastal Marine Program, The Nature Conservancy.
- Rice, J. & H. Gislason (1996). Patterns of change in the size spectra of numbers and diversity of the North Sea fish assemblage, as reflected in surveys and models. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil* Vol. 53(6): 1214-1225.
- Richards-Kramer, P. & J. C. Lang (2003). The Atlantic and gulf rapid reef assessment (AGRRA) protocols: former version 2.2. *Atoll Research Bulletin* Vol. 496: 611-624.
- Riginos, C. & M. W. Nachman (2001). Population subdivision in marine environments: the contributions of biogeography, geographical distance and discontinuous habitat to genetic differentiation in a blennioid fish, *Axoclinus nigricaudus*. *Molecular Ecology* Vol. 10(6): 1439-1453.
- Robertson, D. R. & G. R. Allen (2008). "Peces Costeros del Pacífico Oriental Tropical: Sistema de Información en línea." Versión 1.0. Instituto Smithsonian de Investigaciones Tropicales. Balboa, Panamá. Consultada en 26 de agosto, 2010, <http://www.neotropicalfishes.org/sftep>; <http://www.stri.org/sftep>.



- Russ, G. R. & A. C. Alcala (1996). Do marine reserves export adult fish biomass? Evidence from Apo Island, central Philippines. *Marine Ecology Progress Series* Vol. 132: 1-9.
- Sala, E. (2009). National Geographic Expedition to Isla del Coco. Preliminary Report to Area de Conservación Marina Isla del Coco October 29, 2009. National Geographic Society: 17p.
- Salas, E. & J. J. Alvarado (2008). Lista de peces costeros del Parque Nacional Marino Ballena, Costa Rica, con anotaciones sobre su ecología. *Brenesia* Vol. 69: 43-64.
- Salas, E.; E. Ross Salazar & A. Arias (Ed.). (2012). Diagnóstico de áreas marinas protegidas y áreas marinas para la pesca responsable en el Pacífico costarricense. Fundación MarViva. San José, Costa Rica: 174p.
- Shin, Y. J.; M. J. Rochet; S. Jennings; J. G. Field & H. Gislason (2005). Using size-based indicators to evaluate the ecosystem effects of fishing. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil* Vol. 62(3): 384-396.
- Sierra, C.; E. Castillo & S. Arguedas (2006). Diagnósticos biofísico, social, económico, productivo y análisis institucional. Documento de trabajo para el plan de manejo del Parque Nacional Marino Ballena. MINAET-SINAC; TNC; ELAP; UCI. Vol. PMACOSA-Nº10: 100p.
- Starr, R. M. & K. Green (2010). Fishes of las Gemelas Seamounts and Isla del Coco: Preliminary findings of September 2009 submersible surveys. University of California and Moss Landing Marine Laboratories: 14p.
- Stobart, B.; R. Warwick; C. González; S. Mallol; D. Díaz; O. Reñones & R. Goñi (2009). Long-term and spillover effects of a marine protected area on an exploited fish community. *Marine Ecology Progress Series* Vol. 384: 47-60.
- Stobberup, K. A.; C. A. O. Inejih; S. Traoré; C. Monteiro; P. Amorim & K. Erzini (2005). Analysis of size spectra off northwest Africa: a useful indicator in tropical areas? *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil* Vol. 62(3): 424-429.
- Sumaila, U. R.; S. Guénette; J. Alder & R. Chuenpagdee (2000). Addressing ecosystem effects of fishing using marine protected areas. *ICES Journal of Marine Science* Vol. 57(3): 752.
- Sumaila, U. R.; A. Khan; R. Watson; G. Munro; D. Zeller; N. Baron & D. Pauly (2007). The World Trade Organization and global fisheries sustainability. *Fisheries Research* Vol. 88: 1-4.
- Swartz, W.; E. Sala; S. Tracey; R. Watson; D. Pauly & S. A. Sandin (2010). The spatial expansion and ecological footprint of fisheries (1950 to present). *PLoS One* Vol. 5(12): e15143.
- Unsworth, R. K. F.; E. Wylie; D. J. Smith & J. J. Bell (2007). Diel trophic structuring of seagrass bed fish assemblages in the Wakatobi Marine National Park, Indonesia. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* Vol. 72(1): 81-88.
- Uzarski, D. G.; T. M. Burton; M. J. Cooper; J. W. Ingram & S. T. A. Timmermans (2005). Fish habitat use within and across wetland classes in coastal wetlands of the five Great Lakes: development of a fish-based index of biotic integrity. *Journal of Great Lakes Research* Vol. 31: 171-187.
- Vijayan, V.; L. Edwin & K. Ravindran (2000). Conservation and Management of Marine Fishery Resources of Kerala State, India. *Naga, The ICLARM Quarterly* Vol. 23(3): 4.



- Viquez Portuguez, R.; L. M. Sierra Sierra; L. Villalobos Chacón; J. M. Pereira Chavez; N. C. Nova Bustos; L. Amador Arredondo; R. Soto Rodríguez & C. Viquez Murillo (2011). Propuesta de una línea base para la biología del recurso marino costero de mayor importancia comercial en Golfo Dulce. Universidad Nacional. Heredia, Costa Rica: 125p.
- Watson, R. & D. Pauly (2001). Systematic distortions in world fisheries catch trends. *Nature* Vol. 414: 534-536.
- Wehrtmann, I.; T. Clarke; M. Espinoza & F. Villalobos (2011a). Tiburones y rayas demersales de la plataforma continental del Pacífico de Costa Rica: recomendaciones de manejo y conservación. Universidad de Costa Rica. San José, Costa Rica: 6p.
- Wehrtmann, I. S.; C. Benavides; T. Clarke; M. Espinoza; J. Herrera; V. Nielsen; J. Nivia; R. Romero; F. Villalobos & E. Villegas (2011b). Los recursos de aguas profundas del Pacífico de Costa Rica: monitoreo 2009-2011, informe técnico final. Universidad de Costa Rica; Centro de Investigación en Ciencias Marinas y Limnología; Unidad de Investigación Pesquera y Acuicultura; Fundación MarViva, The Rainbow Jewels S.A., San José, Costa Rica: 37p.
- White, C.; B. E. Kendall; S. Gaines; D. A. Siegel & C. Costello (2008). Marine reserve effects on fishery profit. *Ecology Letters* Vol. 11(4): 370.
- Wilson, S. K.; R. Fisher; M. S. Pratchett; N. A. J. Graham; N. K. Dulvy; R. A. Turner; A. Cakacaka & N. V. C. Polunin (2010). Habitat degradation and fishing effects on the size structure of coral reef fish communities. *Ecological Applications* Vol. 20(2): 442-451.
- Wolff, M. & J. A. Vargas (Ed.). (1994). RV Victor Hensen Costa Rica Expedition 1993/1994 Cruise Report. ZMT Contribution 2. Centre for Tropical Marine Ecology. Bremen: 109p.
- Worm, B.; R. Hilborn; J. K. Baum; T. A. Branch; J. S. Collie; C. Costello; M. J. Fogarty; E. A. Fulton; J. A. Hutchings & S. Jennings (2009). Rebuilding global fisheries. *Science* Vol. 325(5940): 578.
- Zanella, I. (2008). Caracterización de la pesca y algunos aspectos sobre la reproducción, alimentación y distribución del tiburón martillo *Sphyrna lewini*, Sphyrnidae, en el Pacífico de Costa Rica. Tesis para el grado de Magister Scientiae en Conservación y Manejo de Vida Silvestre, Universidad Nacional. Heredia, Costa Rica. 119p.