

UNIVERSIDAD NACIONAL
SISTEMA DE ESTUDIOS DE POSGRADO
FACULTAD DE CIENCIAS EXACTAS Y NATURALES
ESCUELA DE CIENCIAS BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE MAESTRÍA EN CIENCIAS MARINAS Y COSTERAS

ANÁLISIS ECOLÓGICO DE LOS ARRECIFES ROCOSOS DE LA
RESERVA NATURAL ABSOLUTA CABO BLANCO EN COSTA RICA,
COMO BASE PARA RECOMENDACIONES DE MANEJO

Por ANDRÉS JIMÉNEZ SOLERA

Heredia, Costa Rica. 2021

Tesis sometida a consideración del Tribunal Examinador del Programa Maestría
en Ciencias Marinas y Costeras para optar al grado de Magíster Scientiae en
Ciencias Marinas y Costeras con énfasis en Manejo de Recursos Marinos y
Costeros

ANÁLISIS ECOLÓGICO DE LOS ARRECIFES ROCOSOS DE LA RESERVA
NATURAL ABSOLUTA CABO BLANCO EN COSTA RICA, COMO BASE PARA
RECOMENDACIONES DE MANEJO

ANDRES JIMÉNEZ SOLERA

Tesis presentada para optar al grado de Magíster Scientiae en Ciencias Marinas y Costeras con énfasis en manejo de los recursos marinos y costeros. Cumple con los requisitos establecidos por el Sistema de Estudios de Posgrado de la Universidad Nacional. Heredia. Costa Rica

UNA-DEL-ATFG- # 3 - 2021

ACTA DE DEFENSA PÚBLICA DE TESIS

Sesión del Tribunal Examinador de la presentación pública de trabajo final de graduación celebrada a las nueve horas del 20 de agosto del 2021 bajo modalidad de presencialidad remota, por medio de la plataforma Zoom, con base en las condiciones de excepcionalidad producto de las instrucciones de Rectoría comunicadas mediante circulares instrucción UNA-R-DISC-009-2020 del 17 de marzo y UNA-R-DISC-010-2020 del 19 de marzo, la instrucción de Vicerrectoría de Docencia mediante oficio UNA-VD-DISC-008-2020 del 26 de marzo, el oficio UNA-CCP-ACUE-71-2020 del 1 de abril de 2020, sobre las disposiciones especiales para la presentación pública del trabajo final de graduación en forma virtual durante la emergencia nacional producto del Covid-19 y la alerta sanitaria emitida por el Ministerio de Salud, con el objeto de recibir el informe de la sustentante:

Nombre completo	Número de identificación	Ubicación de la persona sustentante
Andrés Jiménez Solera	205980120	San Isidro de San Ramón, Alajuela

Quién se acoge a la Normativa de Trabajos Finales de Graduación en Posgrado y el Reglamento del posgrado de Maestría en Ciencias Marinas con énfasis en Manejo de los Recursos Marinos y Costeros, bajo la modalidad de tesis para optar al grado de Máster en Ciencias Marinas y Costeras con énfasis en Manejo de los Recursos Marinos y Costeros.

Están presentes los siguientes miembros del Tribunal Examinador:

Grado académico	Nombre completo	Puesto	Ubicación
Dr.	Luis Alfredo Miranda Calderón	Presidente del Consejo Central de Posgrado (preside)	Flores, San Joaquín, Heredia
M.Sc.	Cristian Fonseca Rodríguez	Coordinador del Posgrado	Desamparados, cantón Central Alajuela, Alajuela
Dra.	Karol Ulate Naranjo	Tutora de tesis	Calle Cipresal, San Rafael, Concepción, Heredia,
M.Sc.	Juan Pablo Salazar Ceciliano	Miembro del Comité Asesor	Jardines de Tibás, Tibás, San José
Dra.	Andrea García Rojas	Miembro del Comité Asesor	San Pablo, Heredia

ARTÍCULO 1: Presentación de la persona sustentante

La persona que preside abre formalmente la sesión del tribunal examinador e inquiera a la coordinación de la Maestría sobre el cumplimiento de los requisitos para este acto por parte de la persona sustentante.

El representante de la Maestría declara que la persona sustentante ha cumplido con todos los requisitos del Plan de Estudios correspondiente, ha realizado su proceso de investigación bajo los cánones del rigor académico, con el auxilio de su comité asesor de tesis, y ha satisfecho sus obligaciones académicas y financieras con el Programa de Posgrado, lo cual le hace idónea para este acto.

ARTÍCULO 2: Defensa y réplica

La persona que preside le solicita a la persona sustentante que proceda a hacer la exposición oral, para lo cual le otorga un plazo máximo de 30-45 minutos.

La persona sustentante hace la exposición oral del trabajo de graduación titulado: "ANÁLISIS ECOLÓGICO DE LOS ARRECIFES ROCOSOS DE LA RESERVA NATURAL ABSOLUTA CABO BLANCO, COMO BASE PARA RECOMENDACIONES DE MANEJO".

Terminada la presentación, la persona que preside otorga la palabra a los miembros del Tribunal Examinador para que se refieran a la tesis de Maestría presentada. Los miembros del tribunal examinador interrogan a la persona sustentante, quien con la venia de la persona que preside procede a hacer su réplica para satisfacer las cuestiones que se le plantean.

ARTÍCULO 3: Deliberación privada del Tribunal Examinador

La persona que preside solicita a la persona sustentante y a la concurrencia que se retiren con el fin de que el Tribunal Examinador proceda a su deliberación privada en relación con el trabajo escrito, exposición oral y su capacidad de réplica ante las preguntas y comentarios del Tribunal.

ARTÍCULO 4: Evaluación de la tesis

La persona que preside comunica a la persona sustentante el resultado de la deliberación, por el cual este Tribunal Examinador considera el trabajo de graduación:

X	Aprobado
	Reprobado

	Con observaciones
X	Sin observaciones

Dichas observaciones deben que ser entregadas en el plazo establecido en el Reglamento Interno del Posgrado.

De acuerdo con el artículo 55 del Reglamento del Sistema de Estudios de Posgrado y artículo 78 del Reglamento General sobre los Procesos de Enseñanza y Aprendizaje, se le confiere la calificación de 10, se le otorga la mención de:

	Cum Laude
	Magna Cum Laude
	Summa Cum Laude
X	No aplica

ARTÍCULO 5: Otorgamiento del grado de Máster

La persona que preside el Tribunal Examinador declara a la persona sustentante Andrés Jiménez Solera, acreedor al grado de Máster en Ciencias Marinas con énfasis en Manejo de los Recursos Marinos y Costeros.

ARTÍCULO 6: Cierre de la defensa pública

La persona que preside indica a la persona sustentante su obligación de presentarse al acto público de juramentación, al que será oportunamente convocada por la Universidad Nacional.

Se da lectura al acta que firma el presidente del Consejo Central de Posgrado, quien preside, a las 11 horas del 20 de agosto de 2021.

Observaciones:

La investigación desarrollada constituye un valioso aporte al campo de estudio y sus resultados podrán ser importantes referentes para futuras investigaciones.

LUIS ALFREDO MIRANDA
CALDERON (FIRMA)

Firmado digitalmente por LUIS
ALFREDO MIRANDA CALDERON
(FIRMA)
Fecha: 2021.08.21 08:18:29 -06'00'

Dr. Luis Alfredo Miranda Calderón
Presidente del Consejo Central de Posgrado, quien preside

MIEMBROS DEL TRIBUNAL EXAMINADOR

Ph. D. Luis A. Miranda Calderón
Representante del Consejo Central de Posgrado

M.Sc. Cristian Fonseca Rodríguez
Coordinador del programa de posgrado

Ph.D. Karol Ulate Naranjo
Tutora de tesis

Ph.D. Andrea García Rojas
Miembro del Comité Asesor

M.Sc. Juan Pablo Salazar Ceciliano
Miembro del Comité Asesor

Andrés Jiménez Solera
Sustentante

RESUMEN

La Reserva Natural Absoluta Cabo Blanco se localiza en el extremo sur de la Península de Nicoya, Costa Rica. Es la única área protegida del país bajo la categoría de protección absoluta en su área marina, restringiendo incluso el buceo recreativo. El objetivo de esta investigación fue evaluar el estado de conservación de las comunidades ecológicas de los arrecifes rocosos de la Reserva Natural Absoluta Cabo Blanco comparándolo con otras áreas cercanas con el fin de identificar el estado de salud del ecosistema y así proponer acciones de manejo que permitan mejorar la protección del ecosistema. Se utilizó la metodología del PRONAMEC para Formaciones Coralinas el cual se modificó para ajustarlo a arrecifes rocosos. Se realizaron muestreos a dos profundidades: somero (-5 m) y profundo (-20 m) tanto en la Reserva Cabo Blanco como en la Isla Tortuga la cual es un sitio sin protección por parte del SINAC, y en el bajo Tortilla que es sitio utilizado para el buceo y pesca, ubicado frente a las costas de la comunidad de Malpaís cerca de la Reserva Cabo Blanco el cual se consideró como un sitio sombrilla. En la Reserva Cabo Blanco se registraron 43 especies de macroinvertebrados dominadas por suspensívoros y filtradores especialmente ascidias y octocorales; y 47 especies de vertebrados dominado por especies macroinvertívoras como cirujanos y loros; la mayor riqueza de peces piscívoros fue registrada en la Reserva Cabo Blanco; donde la biomasa obtenida fue de 9,28 ton·ha⁻¹; la abundancia de la especie jurel ojón (*Caranx sexfaciatus*) aumentó considerablemente en los aportes de biomasa. El índice de salud del arrecife para la Reserva Cabo Blanco fue positivo (0,40), pero por debajo de los obtenidos en el PN Cabo Pulmo e Islas Marías en el pacífico mexicano. Por los aportes de biomasa, abundancia y talla de especies de interés como erizos y vertebrados piscívoros, y el valor del índice de salud, se considera saludable el arrecife de la Reserva Cabo Blanco. Se recomienda el monitoreo anual de los sitios estudiados, así como mejoras las acciones de control y protección del arrecife para mantener las condiciones actuales del área protegida.

Palabras clave: Reserva Natural Absoluta Cabo Blanco, arrecifes rocosos, integridad ecológica, Isla Tortuga, monitoreo ecológico, PRONAMEC.

ABSTRACT

The Reserva Natural Absoluta Cabo Blanco is located at the southern end of the Nicoya Peninsula, Costa Rica, and it is the only protected area of the country under the category of absolute protection in its marine area, restricting even recreational diving. The objective of this research was to assess the conservation status of the ecological communities of the rocky reefs of Reserva Natural Absoluta Cabo Blanco, comparing against other areas, in order to assess the health of the marine protected area, and to propose management actions to improve the protection of the ecosystem. The PRONAMEC methodology for Coral Formations was used, which was modified to fit rocky reefs. Sampling was carried out at two depths: shallow (-5m) and deep (-20m) in the Reserva Natural Absoluta Cabo Blanco, Isla Tortuga which is an unprotected site by SINAC, and in the Bajo Tortilla which is a site used for diving and fishing, located in from the coast of the Malpaís community near to Reserva Cabo Blanco it was considered an umbrella site. In the Reserva Cabo Blanco 43 species of macroinvertebrates were registered, dominated specially by suspense and filterers as ascidia and octocoral; and 47 species of vertebrates dominated by macroinvertivorous fish species such as surgeons and parrots; the greatest richness of piscivorous fish was recorded in the Reserva Cabo Blanco; where the biomass obtained was 9,28 ton·ha⁻¹; the abundance of the specie Bigeye trevally (*Caranx sexfaciatus*) increased considerably in biomass inputs. The health index of the reef for the Reserva Cabo Blanco was positive (0.40), but low of those obtained in the PN Cabo Pulmo and Islas Marías in the Mexican Pacific. For the contributions of biomass, abundance and size of species of interest such as sea urchins and piscivorous vertebrates, and the value of the health index, the reef of the Reserva Cabo Blanco is considered healthy. Annual monitoring of the sites studied is recommended, as well as improvements to reef control and protection actions to maintain current protected area conditions.

Key words: Reserva Natural Absoluta Cabo Blanco, Rocky reefs, ecological integrity, ecological monitoring, Isla Tortuga, PRONAMEC.

AGRADECIMIENTOS

A la Universidad Nacional de Costa Rica, por financiar y por permitirme ser parte del proyecto SIA:0592-16 llamado: “*Estado de salud de los ecosistemas de arrecifes rocosos de las áreas marinas protegidas en el Pacífico Norte costarricense*” sin lo cual hubiese sido imposible realizar esta tesis.

A Karol Ulate Naranjo, tutora de esta tesis, por todo el soporte invaluable en el análisis de datos, consejos de redacción, paciencia, apoyo emocional, y experticia que me guio en la conclusión de esta tesis.

A Fausto Arias, por compartir su conocimiento en peces y buceo y el apoyo en el análisis de datos.

A Andrea García y Juan Salazar, lectores de esta tesis, por su tiempo y disponibilidad y sobre todo por su ayuda en la conclusión de esta tesis.

A Hannia Vega por sus aportes y apoyo para la conclusión de esta tesis.

A Cindy Camara, Juan Pinto y su capitán de embarcación Alonso Briceño de la empresa de buceo Iguana Divers por el profesionalismo y apoyo en los buceos.

A Norma Rodríguez, directora de áreas protegidas del Área de Conservación Tempisque cuando inicié la maestría, quien me impulsó para aventurarme en el postgrado.

A Nelson Marín Mora directo del Área de Conservación Tempisque por autorizar mi participación como funcionario del SINAC en el postgrado.

A Mauricio Méndez director técnico del Área de Conservación Tempisque por el apoyo como fiador dentro de los contratos de estudio con el SINAC requeridos para cursar el postgrado.

A los compañeros del SINAC que participaron en los buceos Yamileth Cubero y Roberto Cubero.

A todo el equipo y profesores de la maestría.

DEDICATORIA

A mi madre Miriam Solera Carranza, a mi padre Uribe Jiménez Retana, a mis hermanas Laura Jiménez Solera, Nancy Jiménez Solera, Teresita Jiménez Solera y Silvia Jiménez Solera, quienes son el impulso para salir adelante cada día.

A mi gran amigo Jorge Castro Madrigal por todo el apoyo que me brindó durante el proceso del postgrado.

CONTENIDO

RESUMEN.....	I
ABSTRACT	II
AGRADECIMIENTOS.....	III
DEDICATORIA	IV
CONTENIDO	V
LISTA DE FIGURAS.....	VII
LISTA DE CUADROS.....	IX
LISTA DE ABREVIATURAS	X
DESCRIPTORES	XI
INTRODUCCIÓN.....	1
Antecedentes.....	4
Justificación	8
El problema.....	10
Objetivos.....	11
General	11
Específicos	11
MARCO TEÓRICO	13
Costa Rica y su ambiente marino:	13
Biodiversidad marina de Costa Rica:	14
Sobre los sistemas arrecifales de CR y la RCB:	15
Peces y macroinvertebrados como indicadores de la salud de los arrecifes	18
Importancia del monitoreo ecológico a nivel comunitario:	19
MARCO METODOLÓGICO	21
Descripción y ubicación del área de estudio	21
Sitios de muestreo	23
Metodología.....	24
Técnicas de recolección de datos	25
Peces:.....	25
Macroinvertebrados:	26
Cobertura de macroinvertebrados sésiles coloniales.	28
Técnicas de análisis de datos biológicos	28

Análisis descriptivo de la fauna:	28
Análisis espacial de la fauna:	29
Análisis de datos oceanográficos:	32
Efectos de los regímenes de protección sobre los parámetros poblaciones.....	32
Índice de salud del arrecife	33
RESULTADOS	34
Análisis descriptivo de los parámetros poblacionales.....	35
Riqueza de macroinvertebrados.....	35
Riqueza de vertebrados:	36
Cobertura promedio de macroinvertebrados sésiles coloniales.....	37
Densidad promedio de macroinvertebrados	37
Biomasa de vertebrados	39
Análisis de dominancia de macroinvertebrados	40
Análisis de dominancia de vertebrados	44
Análisis espacial de la fauna.....	49
Análisis multidimensional no métrico (n-MDS)	49
Índice de diversidad (Shannon-Weinner H´).....	52
Análisis de datos oceanográficos:.....	53
Temperatura superficial del agua	53
Concentración de clorofila.....	54
Efectos de los regímenes de protección sobre los parámetros poblaciones.....	55
Invertebrados (Erizos):.....	55
Aporte de biomasa promedio de peces de importancia comercial:.....	57
Índice de salud del arrecife	58
DISCUSIÓN.....	59
CONCLUSIONES	71
RECOMENDACIONES	74
LITERATURA CITADA	76
ANEXOS:.....	86
Lista de especies de vertebrados registrados en el área de estudio	86
Lista de especies de macroinvertebrados registrados en el área de estudio.....	88

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Ubicación de las Áreas de Conservación Guanacaste y Tempisque.....	16
Figura 2: Ubicación de puntos de muestreo en la Reserva Natural Absoluta Cabo Blanco, Bajo Tortilla frente a Malpaís y en la Isla Tortuga.	23
Figura 3: Promedio de riqueza de especies de macroinvertebrados en los arrecifes rocosos dentro de los sitios muestreados.	35
Figura 4: Promedio de riqueza de especies de vertebrados en los arrecifes rocosos de los sitios muestreados.....	36
Figura 5: Cobertura promedio de macroinvertebrados en los arrecifes rocosos de los sitios muestreados.	37
Figura 6: Densidad promedio de macroinvertebrados en los arrecifes rocosos de los sitios muestreados.	38
Figura 7: Biomasa de vertebrados en los arrecifes rocosos de los sitios muestreados. ...	39
Figura 8: Dominancia de macroinvertebrados en arrecifes rocosos de FRCB somero según las categorías de especies Dominantes, Frecuentes, Raras y Ocasionales.	40
Figura 9: Dominancia de macroinvertebrados en los arrecifes rocosos de FRCB profundo según las categorías de especies Dominantes, Frecuentes, Raras y Ocasionales.	41
Figura 10: Dominancia de macroinvertebrados en los arrecifes rocosos del ecosistema FRCB según las categorías de especies Dominantes, Frecuentes, Raras y Ocasionales.	41
Figura 11: Dominancia de macroinvertebrados en los arrecifes rocosos del sitio SRCB profundo según las categorías de especies Dominantes, Frecuentes, Raras y Ocasionales.....	42
Figura 12: Dominancia de macroinvertebrados en los arrecifes rocosos del sitio RCB somero según las categorías de especies Dominantes, Frecuentes, Raras y Ocasionales.	42
Figura 13: Dominancia de macroinvertebrados en los arrecifes rocosos del sitio RCB profundo según las categorías de especies Dominantes, Frecuentes, Raras y Ocasionales.....	43
Figura 14: Dominancia de macroinvertebrados en los arrecifes rocosos del ecosistema RCB según las categorías de especies Dominantes, Frecuentes, Raras y Ocasionales..	43
Figura 15: Dominancia de vertebrados en los arrecifes rocosos del sitio FRCB somero según las categorías de especies Dominantes, Frecuentes, Raras y Ocasionales.	45
Figura 16: Dominancia de vertebrados en los arrecifes rocosos del sitio FRCB profundo según las categorías de especies Dominantes, Frecuentes, Raras y Ocasionales.	45

Figura 17: Dominancia de vertebrados en los arrecifes rocosos del ecosistema FRCB según las categorías de especies Dominantes.	46
Figura 18: Dominancia de vertebrados en los arrecifes rocosos del sitio SRCB profundo según las categorías de especies Dominantes, Frecuentes, Raras y Ocasionales.	46
Figura 19: Dominancia de vertebrados en los arrecifes rocosos del sitio RCB somero según las categorías de especies Dominantes, Frecuentes, Raras y Ocasionales.	47
Figura 20: Dominancia de vertebrados en los arrecifes rocosos del sitio RCB profundo según las categorías de especies Dominantes, Frecuentes, Raras y Ocasionales.	47
Figura 21: Dominancia de vertebrados en los arrecifes rocosos del sitio RCB general según las categorías de especies Dominantes, Frecuentes, Raras y Ocasionales.	48
Figura 22: Análisis no métrico multidimensional con el índice de similitud cuantitativa Bray-Curtis para el grupo de invertebrados en los arrecifes rocoso del área de estudio.....	49
Figura 23: Análisis no métrico multidimensional con el índice de similitud cuantitativa Bray-Curtis para el grupo de vertebrados en los arrecifes rocosos del área de estudio.....	50
Figura 24: Análisis no métrico multidimensional con el índice de similitud cuantitativa Bray-Curtis para el conjunto de organismo por sitio en los arrecifes rocosos del área de estudio.	51
Figura 25: Distribución de la temperatura promedio de la superficie del mar durante los años 2018 y 2019 en el área de estudio.	53
Figura 26: Concentración de clorofila promedio en los sitios de muestreo durante los años 2018 y 2019 en el área de estudio.	54
Figura 27: Histograma de tallas de <i>Diadema mexicanum</i> en los arrecifes rocosos del área de estudio.	55
Figura 28: Histograma de tallas de <i>Eucidaris thouarsii</i> en los arrecifes rocoso del área de estudio.....	56
Figura 29: Aporte de biomasa promedio ($\text{ton}\cdot\text{ha}^{-1}$) de peces de importancia comercial en los arrecifes rocosos del área de estudio.	57
Figura 30: Índice de salud de los arrecifes rocosos evaluados en la zona de estudio.....	58

LISTA DE CUADROS

Cuadro 1: Sitios de muestreo, ubicación y área muestreada m ² en arrecifes rocosos investigados.....	25
Cuadro 2: Sitios muestreados, área monitoreada y número de especies registradas en la zona de estudio.	34
Cuadro 3: Riqueza, abundancia e índice de diversidad Shannon-Wiener para la fauna marina en los arrecifes rocosos de los sitios de estudio, para el mes de junio 2018 y marzo 2019.....	52
Cuadro 4: Riqueza, abundancia e índice de diversidad Shannon-Wiener para los vertebrados en los arrecifes rocosos de los sitios RCB y FRCB, para el mes de junio 2018 y marzo 2019.....	52
Cuadro 5: Riqueza, abundancia e índice de diversidad Shannon-Wiener para los macroinvertebrados en los arrecifes rocosos de los sitios RCB y FRCB, para el mes de junio 2018 y marzo 2019.....	52

LISTA DE ABREVIATURAS

ACG	Área de Conservación Guanacaste
ACT	Área de Consevación Tempisque
AMM	Área marina de manejo
AMMCB	Área Marina de Manejo Cabo Blanco
AMP	Área marina protegida
AMPR	Área marina de pesca responsable
AMPRPT	Área Marina de Pesca Rsponsable Paquera-Tambor
ASP	Área silvestre protegida
CR	Costa Rica
FAO	Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura
FRCB	Fuera de la Reserva Cabo Blanco
INCOPECA	Instituto Costarricense de Pesca y Acuicultura
IRH	Índice de salud del arrecife
km	Kilómetro
m ²	Metro cuadrado
m ³	Metro cúbico
mg	Miligramos
nMDS	Método Multidimensional no-métrico
NOOA	Oficina Nacional de Administración Oceánica y Atmosférica
Org	Organismo
OTUs	Unidades Taxonómicas Operativas
PRONAMEC	Programa Nacional de Monitoreo Ecológico
PTO	Pacífico Oriental Tropical
RCB	Reserva Natural Absoluta Cabo Blanco
RNA	Reserva Natural Absoluta
SINAC	Sistema Nacional de Áreas de Conservación

DESCRIPTORES

Reserva Natural Absoluta Cabo Blanco, Área Marina de Manejo Cabo Blanco, Isla Tortuga,
Arrecifes rocosos, integridad ecológica, monitoreo ecológico, PRONAMEC

INTRODUCCIÓN

El actual deterioro ambiental del planeta y las altas tasas de pérdida de biodiversidad ameritan que los espacios naturales protegidos, estén manejados de forma efectiva. Para lograr esto es necesario tomar en cuenta la alta complejidad que caracteriza a los sistemas ecológicos, aunado al insuficiente bagaje de conocimiento que existe sobre los mismos (SINAC, 2014b).

La conservación de todo el conjunto diversidad biológica que alberga nuestro país, así como el mantenimiento de los servicios ecosistémicos esenciales para el bienestar humano, implica esfuerzos integrados entre la tierra y el mar. No obstante, históricamente en el mundo se han dedicado significativamente mayores esfuerzos a la investigación y conservación de ecosistemas terrestres que de los marinos, tratándolos como si fueran sistemas desvinculados, cuando la realidad es todo lo contrario (SINAC, 2014b).

Las Áreas Silvestres Protegidas (ASP) están destinadas, entre otras razones, a proteger la integridad ecológica de uno o más ecosistemas, de manera que se puedan ofrecer diversas oportunidades de utilización con fines espirituales, científicos, docentes, de recreo, de visita o de preservación (Maestro *et al.*, 2019). En particular las Áreas Marinas Protegidas (AMP) son cruciales para asegurar los servicios ambientales de los que dependen millones de personas de todo el mundo (Cabral *et al.*, 2019; FAO, 2012), constituyen importantes sitios de desove y de cría para numerosas especies marinas, lo cual influye en la recuperación de poblaciones de valor comercial, seriamente dañadas por la sobrepesca y la contaminación; además, protegen la estructura física de los hábitats, resguardándolos de los daños causados por las artes de pesca y por otros impactos antropogénicos e incidentales (FAO, 2012).

Los arrecifes rocosos son ambientes marinos muy importantes y comunes presentes en las costas de los continentes, así como en muchas islas. Estos comparten su composición geológica con la línea de costa adyacente originándose

ya sea por procesos en los que hubo zonas emergidas o sumergidas. De manera global, los materiales rocosos que los conforman pueden consistir de formaciones sedimentarias, ígneas y metamórficas y se pueden presentar en forma de bloques, empinadas repisas rocosas y pináculos (Horn & Ferry-Graham, 2006).

Por su relieve poco uniforme, los ambientes rocosos e insulares proveen de sustrato estable para fijación, protección, reclutamiento y alimento para una gran cantidad de organismos y especies (Booth & Brosnan, 1995; Jones, 1988; NOAA, 2016). Estos procesos ecológicos no se deben solo al sustrato, sino a una combinación de factores ambientales como la profundidad, flujo de corrientes, distribución de factores físicos, nutrientes y temperatura (Witman & Dayton, 2001)

Las características de los arrecifes rocosos tienen gran impacto sobre la ecología del sitio, el cual puede verse afectado en diferentes formas: 1) la dureza de la matriz arrecifal, pues en sustratos suaves como los sedimentarios, algunos organismos pueden taladrar y erosionar mejor el suelo, contrario a lo que sucede con los sustratos duros como los ígneos y metamórficos. 2) El relieve del fondo, ya que, dependiendo de la inclinación y las oquedades o grietas en los sedimentos presentes en el arrecife, se permitirá que las cavidades sean usadas por peces o por sus presas (Witman & Dayton, 2001).

Por su parte, los arrecifes coralinos son los ecosistemas marinos que presentan la mayor biodiversidad del planeta, ya que alberga cerca del 25% de las especies marinas que se conocen (Ahmed *et al.*, 2005). Sus principales constructores son los corales, los cuales contribuyen con la acumulación de carbonato de calcio y dan estructura al ecosistema (Bellwood *et al.*, 2004).

Los arrecifes tanto rocosos como coralinos son fuente importante de ingresos económicos para muchos países debido a la gran cantidad de turistas que atraen, además constituyen una barrera que protege a las zonas costeras de los efectos de huracanes y tormentas, y sirven de refugio para muchas especies de importancia comercial, ya sea toda o parte de su ciclo de vida, por lo que son claves para el sector pesquero (Ahmed *et al.*, 2005; NOAA, 2016; van Oppen & Gates, 2006).

Dado que Costa Rica se encuentra en una zona tropical, y está rodeada por dos grandes masas de agua (Pacífico y Caribe), tiene la virtud de poseer una costa sumamente rica, donde se pueden encontrar una gran variedad de ecosistemas arrecifales. Muchos de estos ecosistemas ya se encuentran protegidos bajo alguna categoría de manejo; sin embargo, esta protección no asegura su permanencia debido a que están expuestos a una serie de eventos ajenos y propios a las áreas silvestres protegidas que desfavorecen su desarrollo. Por lo tanto, tener indicadores medibles, eficientes y confiables, permite analizar las acciones de manejo, identificar fuentes de presión y mitigar daños, todo con el fin de poder conservar estos ambientes (SINAC, 2016).

La integridad ecológica se define como la capacidad de un sistema ecológico de soportar y mantener una comunidad de organismos, cuya composición de especies, diversidad y organización funcional son comparables con los hábitats naturales dentro de una región particular (Dunn *et al.*, 2017). El monitoreo de las áreas protegidas y corredores biológicos a escala nacional es una necesidad para un manejo efectivo de sistemas ecológicos complejos, cambiantes y poco conocidos; además, es un requisito para el cumplimiento con las obligaciones de la Convención de Diversidad Biológica (Finegan *et al.*, 2008).

El Programa Nacional de Monitoreo Ecológico (PRONAMEC) es una propuesta metodológica para el seguimiento y evaluación del estado o tendencias de la biodiversidad a nivel nacional, en forma interinstitucional, rigurosa y práctica. La medición de la integridad ecológica en cada Área Silvestre Protegida promueve la recuperación o mantenimiento de los elementos focales predeterminados en el PRONAMEC, permite la evaluación de las amenazas, redefinición de metas de conservación, diseño de estrategias de manejo y/o restauración, todo dentro de los principios del manejo adaptativo (SINAC, 2016).

La Reserva Natural Absoluta Cabo Blanco (por su abreviatura de ahora en adelante RCB), se localiza en el extremo sur de la Península de Nicoya, Costa Rica; fue instaurada por Decreto ejecutivo N° 10 del 21 de octubre de 1963 como la primer

ASP bajo la categoría manejo de Reserva Natural Absoluta, y como la primer ASP establecida en una región costera del país, ya que para el año 1955 ya se habían creado los Parques Nacionales Volcán Poas y Volcán Irazú; su área marina se crea hasta el año 1982, por medio del decreto ejecutivo N° 13632-A del 3 de mayo, al incluir dentro de sus límites la isla Cabo Blanco y una porción marina de un kilómetro de ancho alrededor de esta isla y del límite costero de la reserva (ACT *et al.*, 2009).

De las dos Reservas Naturales Absolutas (RNA) que existen en Costa Rica, (la otra es la RNA Nicolas Wessberg ubicada en Montezuma y creada en 1994), la RCB es la única que comprende dentro de sus límites el componente marino, y de todas las ASP del país es la única en donde no se permite ningún tipo de aprovechamiento turístico, recreativo, o extracción de recursos dentro su área marina, limitando los usos a la investigación científica, la educación y al paso inocente de las embarcaciones sin que estas puedan detenerse (ACT *et al.*, 2009).

Estas medidas restrictivas buscan mantener la integridad ecológica de los ecosistemas presentes en el sitio, por lo que se vuelve particularmente interesante para el desarrollo de investigaciones que evalúen el estado de conservación de sus ecosistemas, lo anterior debido a que los esfuerzos de investigación marina que se han realizado en el sitio son muy específicos y no incluyen el componente ecosistémico.

Antecedentes

Los arrecifes rocosos y coralinos presentan hábitats muy similares, en cuanto a diversidad y nichos (Phillips & Perez-cruet, 1984; Ramírez-Ortiz *et al.*, 2017), para evaluar el estado de salud de estos ecosistemas se utilizan protocolos que abarcan los organismos o grupos de organismos claves más representativos como lo son corales, algas, macroinvertebrados y peces (SINAC, 2016). La aplicación de estos protocolos, se lleva a cabo mediante programas de monitoreo ecológico, que son la principal herramienta a nivel mundial para evaluar el estado de salud, la dinámica, y la eficacia en las acciones de conservación de los arrecifes (Cuadros *et al.*, 2020; Flower *et al.*, 2017; Marshall *et al.*, 2019; Perera-Valderrama *et al.*, 2020; SINAC,

2016; Strain *et al.*, 2019), al aplicar los monitoreos, se genera información importante que permite mejorar el conocimiento, la administración, el manejo y la toma de decisiones relacionados a la gestión de estos ecosistemas (SINAC, 2016).

El protocolo PRONAMEC elaborado por SINAC para el monitoreo del estado de conservación de los arrecifes coralinos (SINAC, 2016), es el único protocolo subacuático nacionalizado en el país y se está implementando solo en algunas áreas marinas protegidas de Costa Rica como en el Parque Nacional Isla del Coco y la Reserva Biológica Isla del Caño; los cuales poseen arrecifes coralinos. Los resultados de las investigaciones obtenidas del PRONAMEC en los Parques Nacionales mencionados no han sido publicados, sin embargo, se podrían esperar información relevante como la obtenida por diferentes investigadores, en donde han aplicado, en parte, metodologías similares a las propuestas por (SINAC, 2016) en grupos biológicos específicos o en la comunidad en general. Por ejemplo:

Se puede caracterizar la diversidad de peces e invertebrados de diferentes regiones dentro de una zona geográfica en específico, como la investigación realizada por Ramírez-Ortiz *et al* (2017), en donde pudieron determinar mediante censos visuales en 18 áreas de cuatro provincias biogeográficas dentro del Pacífico Oriental Tropical, que las provincias de Cortés y las Islas oceánicas presentan los valores más altos en cuanto a riqueza de especies y biomasa en comparación con las provincias Mexicana y Panámica, sugiriendo que estos resultados, en las primeras dos provincias, podrían estar asociados a corrientes frías del norte y a una menor presión de pesca en áreas protegidas.

También se puede obtener la dominancia de grupos específicos como macroinvertebrados sésiles en diferentes áreas de interés, como la obtenida por Ulate (2016) en los arrecifes rocosos del Golfo de California, donde después de muestrear 80 arrecifes rocosos a lo largo de la costa este de Baja California logró determinar un patrón latitudinal en la estructura y composición de especies de las comunidades de macroinvertebrados epibénicos, además de la distribución de

estas comunidades de macroinvertebrados según cambios ambientales ligados a la latitud.

O bien los cambios estacionales en la diversidad de peces en regiones particulares, similares a los resultados obtenidos por Barjau-González *et al* (2016) en 8 arrecifes rocosos en Bahía La Paz, en el Golfo de California, los investigadores pudieron demostrar, mediante análisis de diversidad alfa, beta y gama, que la diversidad de especies de peces varía entre los meses y que el grado de actividad humana en cada sitio puede estar afectando dicha diversidad.

También, con los datos que se obtienen de los monitoreos, cuando se trabajan con la comunidad de vertebrados y macroinvertebrados en conjunto, es posible obtener índices de salud de los ecosistemas, como el propuesto por Aburto-Oropeza *et al* (2015) quienes proponen un índice para evaluar el estado de salud de los arrecifes rocosos mediante el monitoreo de peces, macroinvertebrados y geomorfología como indicadores, la aplicación de este índice en el Golfo de California dio como principales resultados que la biomasa de organismos piscívoros y carnívoros se asocia positivamente con la salud de los arrecifes; mientras que la abundancia relativa de planctívoros, estrellas de mar y erizos de mar, se correlaciona negativamente con la salud de los arrecifes degradados. Encontraron una mayor biomasa total de peces en los arrecifes con geomorfología compleja en comparación con los arrecifes con geomorfología simple. Estos autores señalan que el índice propuesto proporciona una visión sobre las ganancias potenciales en la biomasa total de peces que pueden resultar de la conservación y protección de arrecifes con geomorfología más compleja.

De la misma manera, en Costa Rica, se han desarrollado investigaciones recientes que han arrojado datos interesantes de los ecosistemas arrecifales, por ejemplo Cordero-Umaña & Santidrián-Tomillo (2020), compararon, mediante censos visuales, el estado de conservación de un arrecife rocosos y un fondo arenoso, en el pacífico norte de Costa Rica, y lograron determinar que la riqueza de especies de peces y macroinvertebrados es superior a los arrecifes rocosos en

comparación con los fondos arenosos, pero que la biomasa es mayor en fondos arenosos, estos últimos dominados por piscívoros y planctívoros, mientras que en los arrecifes rocosos fue de piscívoros y carnívoros.

Se puede también, evaluar los efectos de fenómenos naturales o la acción antropogénica en un ecosistema arrecifal, como es el caso de la investigación realizada por Arias-Godínez *et al* (2019), estos investigadores compararon los ensamblajes de peces en un arrecife coralino en Bahía Culebra, en el pacífico norte de Costa Rica, en dos periodos 1994-1996 y 2014-2016 logrando determinar que para el último periodo de tiempo, el arrecife había sufrido una importante pérdida de estructura y complejidad, reduciendo la cobertura de coral y el número de especies de peces particularmente depredadores, en contra parte había un aumento en el número de especies de peces herbívoras y la dominancia de macroalgas; asociando estos resultados a la degradación del ecosistema por influencia antropogénica pudiendo llevar el arrecife a un punto sin retorno.

Además, es posible evaluar los efectos de las medidas de protección en los ecosistemas marinos, como los resultados obtenidos por Beita-Jiménez *et al* (2019), quienes después de monitorear las poblaciones de peces en 30 sitios diferentes en el pacífico norte de Costa Rica, lograron determinar que en general dentro de las áreas marinas protegidas de la región, incluyendo a la RNA Cabo Blanco, la protección absoluta tiene efectos positivo sobre la biomasa y la estructura comunitaria de peces, así como en la abundancia de especies de uso comercial, comparada con sitios no protegidos.

Por su parte, si bien dentro de la Reserva Cabo Blanco nunca se ha realizado un monitoreo subacuático, de las investigaciones más recientes en esta área marina protegida, se logró determinar que es un sitio importante para la protección y alimentación de especies en peligro de extinción como la tortuga carey (Barrios-Garrido *et al.*, 2018; Carrión-Cortez *et al.*, 2013) y cetáceos (BIOMARCC-SINAC-GIZ, 2013). Que en sus playas rocosas se encuentra la mayor abundancia de invertebrados del pacífico norte, por encima inclusive de sitios de mayor tamaño

como la bahía Santa Elena (BIOMARCC-SINAC-GIZ, 2013), además de ser una de las áreas protegidas del Pacífico en donde se han reportado poblaciones sanas del cambute rey (*Lobatus galeatus*) (Alvarado *et al.*, 2018).

De la información disponible también se señala que en su área marina no hay formaciones coralinas amplias, ya que solo existen algunas colonias aisladas de *Porites panamensis*, *Pavona gigantea* y *Pavona clavus*, en contra parte, es uno de los sitios en el Pacífico norte de Costa Rica con la mayor abundancia de octocorales principalmente del género *Leptogorgia*. *alba*, *Pacifigorgia rubicunda*, *P. irene*, *Leptogorgia pumila*, *Carijoa riisei* y *Heterogorgia verrucosa* (Alvarado *et al.*, 2018; BIOMARCC-SINAC-GIZ, 2013; Breedy & Cortés, 2014).

A pesar de lo anterior, existe un vacío importante respecto a la riqueza y caracterización de las especies marinas que habitan en esta área protegida, así como el estado de conservación del ecosistema, por lo que esta investigación es de suma importancia para mejorar el conocimiento relacionado a esta área protegida, así como a otros sitios cercanos.

Justificación

Con la oficialización en el año 2016 de los protocolos de monitoreo marino del SINAC, en diversos ecosistemas como playas arenosas, playas rocosas y arrecifes coralinos siendo este último, el único enfocado a los recursos subacuáticos. Se impartieron las capacitaciones correspondientes a los funcionarios para implementarlas en las áreas de conservación con componente marino, por lo que están en la obligación de iniciar con dichos monitoreos, para el Área de Conservación Tempisque (ACT), las áreas silvestres protegidas (ASP) seleccionadas para su implementación fueron el Parque Nacional Marino Las Baulas, el Refugio Nacional de Vida Silvestre Ostional y la Reserva Natural Absoluta Cabo Blanco (RCB). Sin embargo, ninguna de estas áreas poseen arrecifes coralinos (Cortés & Jimenez, 2003) excluyendo dentro del sistema de monitoreo ecológico del SINAC el PRONAMEC de arrecifes rocosos.

Para el caso de la RCB, ningún protocolo se ha llevado a cabo, a pesar de que ya se cuenta con estos documentos y sus respectivos Planes de implementación tanto para Playas Rocosas como de Arrecifes Coralinos, siendo este último el que se pretende aplicar para efectos de esta investigación, pero con modificaciones para usarse en arrecifes rocosos. Estos protocolos están diseñados para ejecutarse a largo plazo por lo que la intensidad de muestreos es baja si se compara con otras metodologías para estudios similares de plazos cortos.

Otro aspecto a considerar es que este último protocolo está diseñado para arrecifes coralinos, y como se señaló anteriormente en la RCB la dominancia de arrecifes corresponde a rocoso, sin embargo, los indicadores propuestos en esta metodología son aplicables en los arrecifes de la RCB.

Por lo tanto, la ejecución del protocolo de monitoreo marino del SINAC en este sitio protegido, es de gran importancia en el ámbito de la ciencia, ya que desde el año 1985 que se crea el área marina de la RCB, no ha habido una investigación dirigida a conocer la integridad ecológica de los arrecifes de la Reserva, esto genera un vacío respecto a la información que se necesita para toma de decisiones y/o para valorar qué tan efectivos son los esfuerzos de conservación por parte de la autoridad administrativa. Además, permite dar a conocer que tan exitosa es la Reserva en alcanzar los objetivos por la que fue creada, si los ecosistemas que resguarda se mantienen saludables o si de lo contrario muestra un deterioro en el tiempo (Ahmadia *et al.*, 2015).

Además, en el ámbito social, esta investigación permite determinar el valor de la Reserva Cabo Blanco en la economía local, principalmente en lo que a las actividades de pesca se refiere, ya que un ecosistema saludable protegido es fundamental para dar soporte en el abastecimiento de peces y otros invertebrados de uso comercial o turístico que se aprovechan fuera de sus límites (Addison *et al.*, 2015).

Para efectos administrativos de la RCB, la información generada a través de este estudio se pretende sea la base para poder implementar un protocolo a largo plazo,

ajustado al ecosistema marino existente, generando oportunidades para que estudiantes de las instituciones académicas puedan realizar sus prácticas y trabajos de investigación y así contribuir en el manejo y gestión del área protegida, principalmente en lo que al estado de los ecosistemas se refiere.

Finalmente, se intenta disminuir los vacíos de información en la zona de estudio considerando que Alvarado *et al* (2006) señala que todavía quedan muchas zonas del país con un alto potencial para investigación y protección como los son las áreas de Conservación Tempisque y Pacífico Central las cuales han recibido muy poca atención en comparación otras áreas de conservación; y que hay parques o zonas protegidas que requieren una pronta evaluación del estatus de sus arrecifes como el caso de la Reserva Nacional Absoluta de Cabo Blanco.

El problema

Creada la RCB en el año 1963 como la primer RNA en el país, así mismo su área marina se establece hasta el año 1982, también fue la primera Reserva Marina del país, la cual derivó en la prohibición total de la extracción de los recursos marinos dentro de sus límites, afectando la pesca comercial y artesanal de las comunidades vecinas Malpaís y Cabuya, ya que prohíbe por completo cualquier tipo de pesca dentro de sus límites. Como una medida de compensación por la restricción de pesca dentro de sus límites, en ese mismo año (1982) se autoriza el ingreso de turismo a la reserva en su parte continental, ya que hasta ese momento no se autorizaba el ingreso de turismo al sector terrestre, tratando de que la comunidad de Cabuya principalmente pudiera beneficiarse de esta actividad, sin embargo, se mantiene la restricción del ingreso de turismo al área marina (ACT *et al.*, 2009).

A partir de ese momento hasta el año 1997, se logra generar un impacto positivo en lo que respecta al control y protección marino, al contar con el personal, presupuesto y equipo básico adecuado. Sin embargo, la transformación del Servicio de Parques Nacionales al Sistema Nacional de Áreas de Conservación (SINAC) en el año 1996, provocó el traslado de funcionarios hacia oficinas subregionales y con esto un vacío casi total en el control marino del área protegida.

A partir del 2000 hasta el 2005 se retoman nuevamente las acciones de control y protección marino, sin embargo, nuevamente la salida de funcionarios a finales de ese periodo de tiempo, con conocimientos y aptitudes para el control marino y el deterioro del equipo por falta de presupuesto, vino en detrimento de las capacidades de la administración del área protegida en poder dar un control adecuado de las actividades ilícitas. Debido a esto, el área marina de la Reserva queda nuevamente sin la protección adecuada y comienza a darse la presencia de pescadores de las comunidades del norte de Guanacaste, del cantón central de Puntarenas y además de los pescadores de las comunidades vecinas entre artesanales y de pesca turística. Con lo anterior, la presión sobre el recurso pesquero se incrementa y por lo tanto una afectación sobre los ecosistemas marinos; en los últimos años (2019-2021) el ACT ha realizado un esfuerzo por mejorar la protección en ese sector, al designar nuevos funcionarios y equipo marino básico, además de la coordinación con otras instituciones como el Servicio Nacional de Guardacostas, con lo que se incrementa la presencia policial en el sitio tratando de reducir las actividades ilícitas dentro del área protegida (L. Anderson, comunicación personal, 17 de abril 2021).

Es por lo anterior que surge la siguiente interrogante ¿Cuál es el estado de conservación y la integridad ecológica de los arrecifes de la RCB?

Objetivos

General

Evaluar el estado de conservación de las comunidades ecológicas de los arrecifes rocosos de la RCB para el establecimiento de acciones de manejo que permitan mejorar la protección del ecosistema.

Específicos

- Determinar los parámetros poblacionales de las comunidades de los macroinvertebrados y vertebrados presentes en el epibentos en los arrecifes

rocosos de la RCB según la diversidad, abundancia, cobertura, densidad y biomasa.

- Analizar la estructura comunitaria de los arrecifes rocosos de la RCB, según su distribución espacial y estadística, niveles tróficos presentes y composición de especies, dentro y fuera de la RCB.
- Estimar un índice de salud ecológico para los arrecifes rocosos de la RCB, como insumo para el manejo del área silvestre protegida.

MARCO TEÓRICO

Costa Rica y su ambiente marino:

Costa Rica es parte del puente terrestre que separa el Océano Pacífico Oriental del Mar Caribe, y conecta América del Norte con América del Sur. El origen del Istmo Centroamericano data de 200 millones de años; con el surgimiento de pequeñas islas volcánicas que se fueron uniendo en grandes masas hasta separar por completo los océanos pacífico y atlántico hace aproximadamente 3 millones de años. La aparición del istmo dividió las poblaciones marinas, resultando en especiación y extinciones, pero también facilitó la evolución de especies trans-ístmicas hermanas (Cortés & Wehrtmann, 2009; Galván-Quesada *et al.*, 2016).

El Istmo Centroamericano ha funcionado por cientos de miles de años como una barrera natural que separó las poblaciones de organismos marinos a lo largo de la costa pacífica y atlántica (Galván-Quesada *et al.*, 2016). Esta característica, junto a la geomorfología de cada costa, ha favorecido el que Costa Rica no solo presenta una gran diversidad de ambientes y ecosistemas marinos sino el que existan diferencias importantes entre ambas costas. Así, por ejemplo, los arrecifes coralinos de las costas Pacífica y Caribe no tienen ninguna especie en común (Quesada, 2006).

Costa Rica está ubicada entre Nicaragua y Panamá, cubriendo una superficie total de 51.100 km²; pero el área marina, incluyendo Mares Territoriales y Zonas Económicas Exclusivas, es más de diez veces mayor, 589.683 km². La longitud de la costa del Pacífico es de 1.254 km, mientras que la costa caribeña de Costa Rica es considerablemente más corta (212 km). Los ambientes marinos para la costa caribeña comprenden playas arenosas, áreas rocosas intermareales, islas costeras, manglares, pastos marinos y arrecifes de coral; por su parte en la costa pacífica se pueden encontrar playas arenosas, fangosas y rocosas; manglares, pastos marinos, arrecifes de coral, un fiordo tropical (Golfo Dulce), islas costeras y una isla oceánica (Wehrtmann *et al.*, 2009). La costa del Pacífico de Costa Rica forma parte de la

provincia zoogeográfica Panámica, mientras que la costa caribeña pertenece a la provincia zoogeográfica del Caribe (Cortés & Wehrtmann, 2009).

Biodiversidad marina de Costa Rica

Por su ubicación geográfica, la costa pacífica de Costa Rica es parte del Pacífico Oriental Tropical (PTO); esta región marina, según Robertson & Allen (2015) tiene una fauna costera relativamente pobre, comparada con otras áreas tropicales, como el Mar Caribe y el Indo-Pacífico Occidental. Los mismos autores, señalan que las razones para este empobrecimiento son complejas, las principales son: el tamaño físico de la región, aunque la costa continental es extensa; existen pocas islas oceánicas; la disminución de la temperatura superficial del agua durante el invierno del hemisferio norte, posiblemente producto de la mezcla vertical del agua o bombeo de Ekman, por el efecto del aumento de los vientos durante los meses de setiembre a marzo cerca de la costa centroamericana (Alfaro & Cortés, 2012; Fiedler & Lavín, 2017). También hay muy pocas especies de corales formadores de arrecifes, por lo que no existen los numerosos microhábitats propios de un arrecife de coral totalmente desarrollado; y el aislamiento de la región, con reclutamiento mínimo de fauna de la vecina región del Pacífico Central Occidental (Robertson & Allen, 2015). Los mismos autores señalan que la ictiofauna del POT a niveles tanto genérico como específico, es relativamente menor comparada con sus vecinos del Indo-Pacífico Occidental y del Atlántico; el gran número de especies endémicas y las comunidades de peces que presenta le dan una identidad especial. Muchas familias de peces de arrecife que están bien representadas en otros mares, particularmente en el Indo-Pacífico Occidental, tienen pocas especies en esta región. Sin embargo, por lo menos una familia, la Sciaenidae, tiene la tendencia opuesta, y presenta una tremenda radiación en el Pacífico Oriental. La región también tiene una gran representación autóctona entre las familias Blenniidae arrecifales, Labrisornidae y Chaenopsidae; ya que ninguna de ellas existe en la vasta región del Indo-Pacífico Occidental.

A pesar de lo anterior, Wehrtmann *et al* (2009) señalan que la biodiversidad marina de Costa Rica comprende un total de 6778 especies, representando cerca del 3,5% de todas las especies marinas reportadas para el mundo. De estas especies 4745 están reportadas para el Pacífico y 2321 para el Caribe. Un total de 288 especies han sido encontradas en ambas costas del país. Costa Rica alberga un total de 85 especies hasta ahora encontradas exclusivamente en sus aguas. Arthropoda es el *phylum* con el mayor número de especies endémicas (37 spp.). Los grupos más ricos en especies son Mollusca (2.170 spp.), Chordata (1.605 spp.) y Arthropoda (1.066 spp.), seguido de algas bénticas (420 spp.), Annelida (318 spp.), Cnidaria (290 spp.), Fitoplancton (268 spp.) y Echinodermata (229 spp.). En cuanto al endemismo, la Isla del Coco desempeña un papel destacado con el 41,2% de las especies registradas.

Sobre los sistemas arrecifales de CR y la RCB

Administrativamente, el Pacífico Norte de Costa Rica se encuentra dividido en dos áreas de conservación: el Área de Conservación Tempisque (ACT) cuyos límites marinos van desde la desembocadura del río Tempisque hasta playa Grande; y el Área de Conservación Guanacaste (ACG) cuyos límites marinos van desde Playa Grande hasta la frontera con Nicaragua (los mapas oficiales se pueden encontrar en: <http://www.sinac.go.cr>) (figura 1). Las áreas de conservación son unidades territoriales, regidas bajo una misma estrategia de desarrollo y administración, en donde interactúan tanto actividades privadas como estatales, para el manejo y conservación de los recursos naturales, orientados a la búsqueda del desarrollo sostenible en conjunto con la sociedad civil (SINAC, 2010).

En estas áreas de conservación, que conforman el Pacífico Norte del país, las comunidades coralinas, los arrecifes de coral, las colonias solitarias de coral y los arrecifes rocosos se pueden encontrar a lo largo de sus costas. La mayoría de los arrecifes de coral son relativamente pequeños, aislados y constituidos por unas pocas especies de corales que crean arrecifes, lo cual es característico de estos ecosistemas dentro del PTO (Cortés & Wehrtmann, 2009).

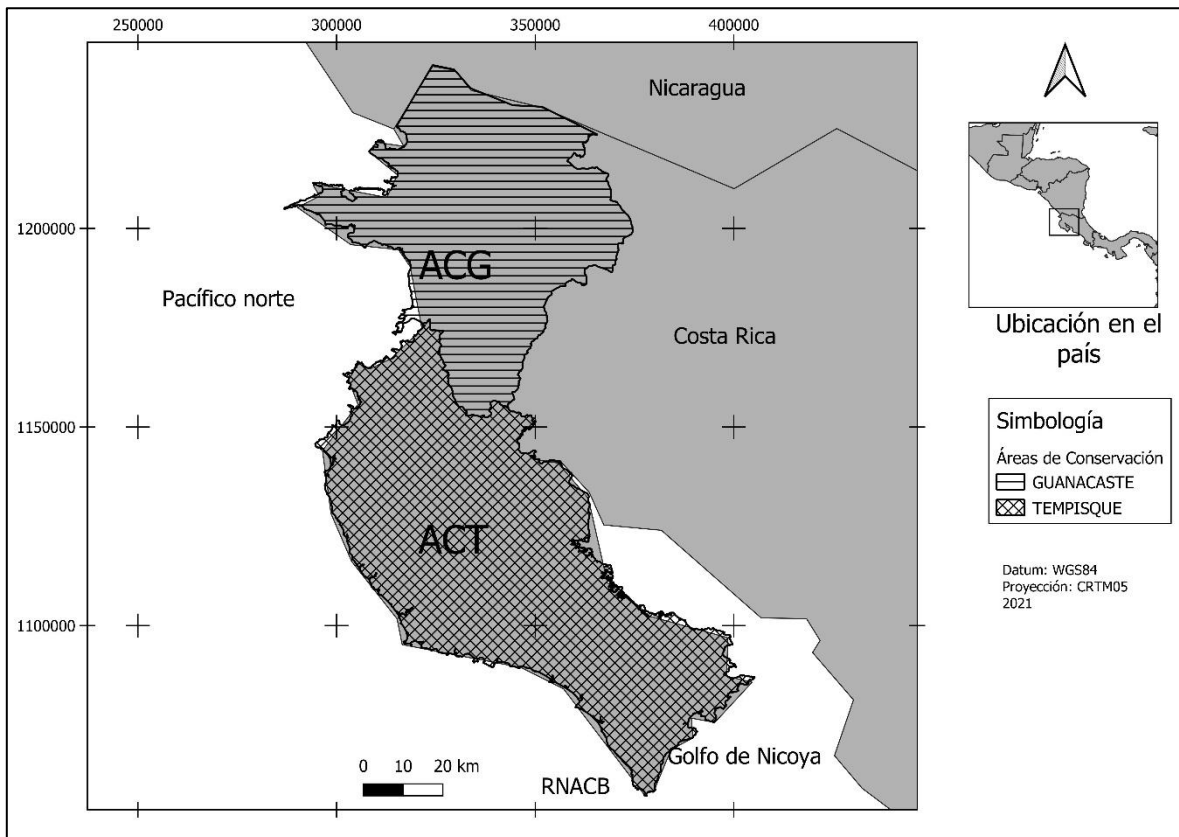


Figura 1: Ubicación de las Áreas de Conservación Guanacaste y Tempisque

La región está influenciada por la entrada de los vientos alisios durante los meses de diciembre a abril (Amador *et al.*, 2006; Lizano, 2016; Lizano R. & Alfaro M., 2014), esto hace que los corales estén expuestos a procesos de enfriamiento de las aguas superficiales producto de la acción de los vientos provenientes del Caribe, lo que provoca mayor disponibilidad de nutrientes arrastrados desde el fondo marino (Alfaro *et al.*, 2015; Alfaro & Cortés, 2012; J. Alvarado *et al.*, 2006).

En el ACG existen las más extensas y desarrolladas formaciones coralinas que se encuentran en bahías protegidas, creciendo sobre fondos de arena y rocas relativamente someros y de suave inclinación, conformadas principalmente por varias especies del género *Pocillopora*. También hay importantes formaciones coralinas en la cima y paredes de algunas montañas submarinas, y alrededor de algunas islas, islotes y puntas presentes en el área, creciendo sobre los taludes rocosos que se proyectan como continuación de la orografía costera. Las colonias de coral se encuentran dispersas en las zonas más someras de estos litorales, los

mayores valores de cobertura coralina se registran en la franja más profunda del sustrato rocoso que limita con el plano arenoso. En esta región sobresalen las formaciones coralinas de Santa Elena por su desarrollo y buen estado de conservación (BIOMARCC-SINAC-GIZ, 2013).

Para el caso del ACT, las formaciones coralinas se caracterizan en su mayoría por presentar un reducido desarrollo estructural y un menor desarrollo y extensión, en comparación con aquellas descritas para el ACG y otras regiones del Pacífico costarricense. Esta diferencia puede obedecer a varios factores, pero uno importante a considerar es que en esta Área de Conservación la línea de costa es mucho menos accidentada y más escarpada, y por lo tanto limitada en lugares protegidos y amplios donde los corales puedan tener la potencialidad de mayores desarrollos (BIOMARCC-SINAC-GIZ, 2013).

Por su parte, el área marino costera de la RCB se caracteriza por su poca pendiente y con gran cantidad de arrecifes rocosos y en muy reducida proporción arrecifes coralinos, los cuales ayudados por el efecto de las mareas son hábitats ideales para albergar una diversidad importante de especies de infra, supra litoral y litorales bajo, medio y alto (ACT *et al.*, 2009).

Un arrecife rocoso, se caracterizan por ser un sustrato rocoso natural, donde la luz penetra y las macroalgas y muchos invertebrados sésiles (ej: esponjas, cnidarios, poliquetos, almejas) son capaces de adherirse y crecer; este sustrato posee irregularidades en su conformación rocosa, las cuales provee cavidades y cuevas que son un refugio usado por una alta variedad de peces e invertebrados móviles (ej: cangrejos, pulpos, estrellas de mar, pepinos de mar, erizos de mar), estas características los hace ser sistemas altamente productivos (Thomson *et al.*, 2000). Estructuralmente, la comunidad de un arrecife rocoso en una zona tropical es probablemente tan complejo como una comunidad coralina, por lo cual se debe tener el mismo esfuerzo de protección (NOOA, 2016; Thomson *et al.*, 2000).

Peces y macroinvertebrados como indicadores de la salud de los arrecifes

Los ensambles de peces que habitan los arrecifes, se encuentran ligados fuertemente a un sustrato que les brinda protección y alimento (Darling *et al.*, 2017), cada especie muestra preferencias por hábitats muy específicos, determinadas por una combinación de factores (Robertson & Allen, 2015). Las diferencias en la estructura física de un arrecife de corales blandos respecto a los arrecifes pétreos, así como las defensas químicas de los octocorales, hacen que la ocupación del espacio por los peces sea igualmente distinta, con importantes variaciones respecto a la composición comunitaria de la ictiofauna entre ambos sistemas (Fariña *et al.*, 2008; Ruiz-Velásquez *et al.*, 2017).

Los peces juegan un papel muy importante en los arrecifes, ya que poseen una gran diversidad de funciones. Estos pueden ser depredadores, herbívoros, omnívoros, carroñeros, y por lo tanto llegan a controlar las poblaciones de muchas otras especies, permitiendo que el ecosistema esté balanceado. La densidad de peces, la predominancia de ciertos grupos o la baja cantidad de especies o individuos es un indicativo de la diversidad y estado de salud del arrecife, pero además pueden utilizarse como indicadores de fuentes de presión o sobrepesca en el sistema (SINAC, 2016).

Por su parte, los macroinvertebrados representan una gran proporción de la riqueza de especies en los arrecifes (Chan & Connolly, 2013), se definen como animales con tamaño mayor a 2,5 cm, y es un grupo muy diverso que incluye gasterópodos grandes, pulpos, nudibranchios, crinoideos, pepinos de mar, estrellas de mar, erizos de mar, langostas y cangrejos grandes (SINAC, 2016). Dado que la mayoría de estos organismos son relativamente pequeños y vulnerables a la depredación, la teoría ecológica predice que la pérdida de estructura de hábitat y refugios tiene consecuencia en la abundancia y diversidad de sus comunidades (MacArthur & MacArthur, 1961).

Los cambios en la densidad de estos organismos son indicativos del estado y diferentes presiones que afectan el ecosistema y por tanto se puede tomar como

alertas para el manejo de un sitio en particular (SINAC, 2016). Macroinvertebrados como los erizos de mar del género *Diadema* son considerados especies clave por sus funciones ecológicas (Samuel *et al.*, 2017) debido a su efecto significativo en la biomasa, estructura y distribución de algas, así como en la composición de corales y la geomorfología del arrecife ya que son bioerosionadores importantes (Glynn *et al.*, 2020; Robinson *et al.*, 2020). Con respecto a los octocorales, Fabricius & Alderslade (2001) mencionados por Breedy & Cortés (2014), señalan que en estudios recientes en la Gran Barrera de Australia se ha encontrado que tienen niveles bajos de depredación y no muestran estacionalidad, por lo que han demostrado ser indicadores apropiados de la degradación ambiental ya que la abundancia de especies está determinada por el ambiente físico y la calidad de agua.

Importancia del monitoreo ecológico a nivel comunitario:

Si bien los peces, macroinvertebrados pueden ser evaluados de forma independiente y generar información importante sobre un ecosistema marino en particular, el monitoreo de estos grupos a nivel comunitario permiten una valoración más amplia del estado de salud de los ecosistemas marinos dentro y fuera de áreas protegidas; proporcionando información confiable de la situación de un arrecife según sea la presión de pesca y el grado de protección que tenga; y describir los cambios temporales en la estructura de la comunidad estudiada (Aburto-Oropeza *et al.*, 2015).

En áreas marinas protegidas, estos estudios a nivel comunitario generan una línea base más completa y estándar, de los aspectos clave más relevantes para determinar la condición de un ecosistema para su gestión adecuada, además permite la evaluación según la teoría ecológica del control *Top-Down*, donde los organismos topos en la cadena trófica, ejerce una disminución de densidad sobre los organismos invertebrados (Jenkinson *et al.*, 2020; Ulate *et al.*, 2018). La ausencia de esta información hace que sea difícil cuantificar el estado de conservación de un área marina protegida y consecuentemente de los servicios que

esta brinda. Asimismo, la ausencia de análisis de las tendencias de cambio temporales impide determinar la efectividad de las acciones de manejo y protección que se realizan (Alvarado *et al.*, 2015).

MARCO METODOLÓGICO

Descripción y ubicación del área de estudio

La investigación se realizó en el extremo sur del Pacífico Norte (PN) y en los límites del Golfo de Nicoya (GN), específicamente en la isla Cabo Blanco dentro de la Reserva Natural Absoluta Cabo Blanco donde no está permitido ningún tipo de aprovechamiento pesquero ni buceo turístico desde el año 1982 (ACT *et al.*, 2009); y en dos sitios fuera de esta área protegida, donde está permitido el aprovechamiento pesquero y el buceo turístico, a saber: en la comunidad de Malpaís en el Bajo Tortilla ubicado a 10 km de la isla Cabo Blanco, frente a las costas de la comunidad; y en la Isla Tortuga ubicada en los límites del Golfo de Nicoya, a 35 km de la isla Cabo Blanco (figura 2).

Con respecto a la RCB, esta se encuentra localizada entre las coordenadas geográficas 9° 33' y 9° 36' N - 85° 05' y 85° 09' W; su tamaño es de 3041,78 ha en total, de las cuales 1356,39 ha son terrestres y 1685, 38 ha son marinas; su gradiente altitudinal va de los 0 msnm a los 370 msnm (Cerro Maven), mientras que la profundidad de su área marina llega hasta los -67m en el extremo sur de su límite; el ambiente marino de la RCB comprende toda la franja costera de la reserva y 1 km de área marina desde la costa, se caracteriza por ser una costa abierta de colinas con acantilados rocosos y playas pequeñas, corales dispersos y una plataforma muy estrecha. Está bordeada por el Océano Pacífico en su margen occidental y por el Golfo de Nicoya en su margen oriental. Se ubica en la Península de Nicoya, en la Provincia de Puntarenas, Cantón Central Puntarenas, Distrito 12, Cóbano. Las comunidades vecinas son Cabuya y Malpaís (ACT *et al.*, 2009).

La estacionalidad en el ASP es bien marcada durante el año ya que el 95% de las lluvias caen en los periodos de mayo a noviembre registrándose precipitaciones anuales que oscilan entre 2500 y 3200 mm lluvia (ACT-SINAC 2009). La temperatura promedio anual es de 27° C con temperaturas promedio mínimas y máximas de 24° C y 32° C respectivamente. La humedad relativa promedio anual

es del 81%, registrándose en época de invierno valores hasta del 86% mientras que en época de verano baja a 69%. El promedio anual de brillo solar es de 6.7h sol/día. La dirección del viento es noreste y se mantiene constante todo el año mientras que la velocidad promedio anual es de 9 km·h⁻¹ con oscilaciones de +/- 3 km·h⁻¹ (ACT *et al.*, 2009).

El Bajo Tortilla en la comunidad de Malpaís, se localiza a 10 km al noroeste de la RCB, es un arrecife rocoso en donde no hay presencia de arrecifes coralinos desarrollados. En la comunidad de Malpaís se da tanto la pesca artesanal como la deportiva, sin embargo, durante la temporada baja de turismo los pescadores se dedican por completo a la pesca artesanal, este sitio se encuentra desde el año 2017 dentro del Área Marina de Manejo Cabo Blanco (AMMCB); esta es un AMP administrada por el SINAC, cuya categoría de manejo (Área Marina de Manejo) fue creada en el año 2009 mediante el Decreto Ejecutivo N° 35369 para la gestión de ecosistemas marinos y costeros, la cual se define como “un área marina que busca garantizar la protección y mantenimiento de la biodiversidad marina a largo plazo, y que generan un flujo sostenible de productos naturales y servicios ambientales a las comunidades. Esta categoría permite más usos en comparación con el régimen de protección del resto de las categorías de manejo en el país (SINAC, 2017).

Por su parte en la Isla Tortuga se ubica a 35 km al noreste de la RCB, comparte formación geológica con RCB con acantilados y fondos rocosos sin presencia de arrecifes coralinos (Fonseca, 2006). Esta isla se encuentra, desde el año 2014, dentro del Área Marina de Pesca Responsable Paquera-Tambor (AMPRPT) según el Acuerdo 099-2014 de la Junta Directiva del Instituto Costarricense de Pesca y Acuicultura (INCOPECA) en sus aguas se permite la pesca turística y artesanal con cuerda mano, línea fondo y nasas; así como el buceo y pesca comercial y recreativo durante todo el año. Las Áreas Marinas de Pesca Responsable (AMPR), según el decreto ejecutivo N° 35502-MAG, se definen como “áreas con características biológicas, pesqueras o socioculturales importantes, las cuales estarán delimitadas por coordenadas geográficas y otros mecanismos que permitan identificar sus límites y en las que se regula la actividad pesquera de modo particular

para asegurar el aprovechamiento de los recursos pesqueros a largo plazo y en las que, para su conservación, uso y manejo, el INCOPECA podrá contar con el apoyo de comunidades costeras y/o de otras instituciones”, estos sitios son administrados por el INCOPECA por lo que el SINAC no tiene injerencia sobre el manejo (Calvo *et al.*, 2020). es una AMPR que presenta varios conflictos de uso y una fuerte presión turística y de pesca ilegal (Calvo *et al.*, 2020; SINAC, 2014a).

Sitios de muestreo

Los muestreos se realizaron en la Isla Cabo Blanco dentro de la RCB, en la Isla Tortuga ubicada fuera del área protegida y en el Bajo Tortilla frente a las costas de la comunidad de Malpaís cercano a la RCB, pero fuera de sus límites, este último sitio se tomó como un “sitio sombrilla” (Figura 2; Cuadro 1).

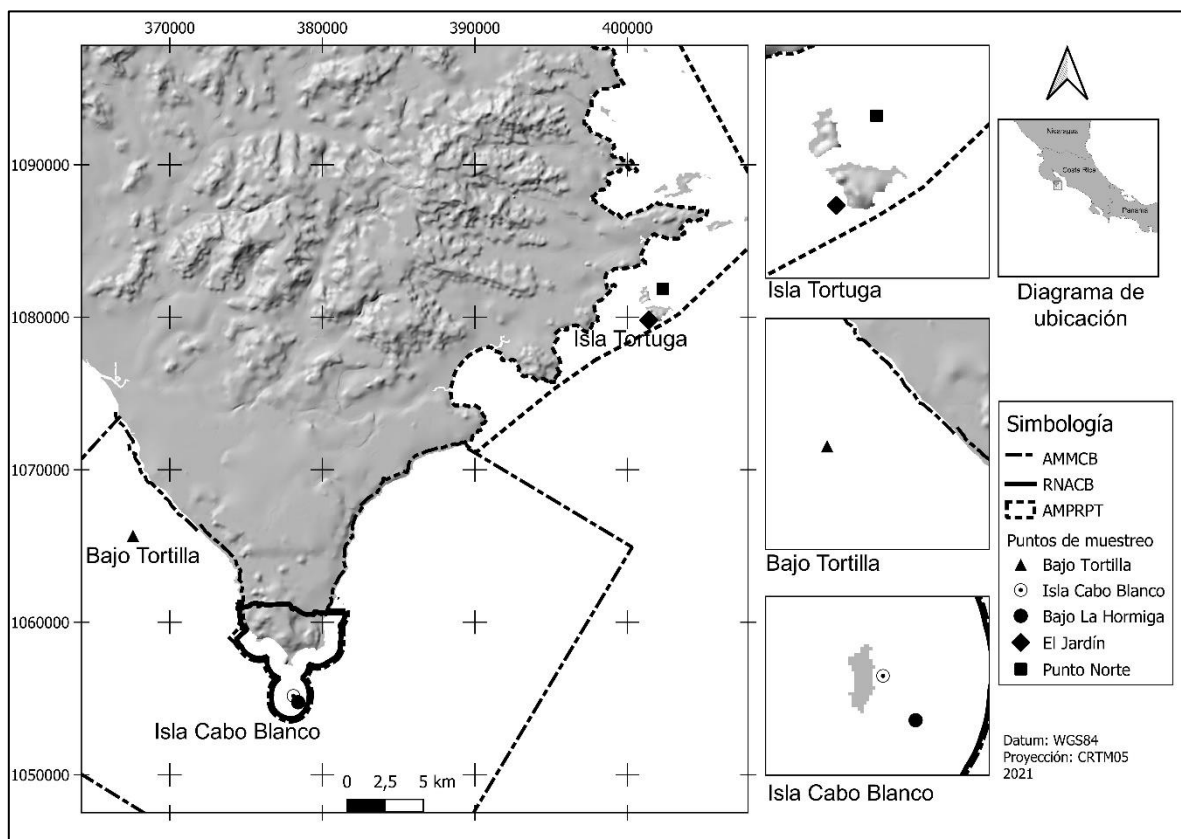


Figura 2: Ubicación de puntos de muestreo en la Reserva Natural Absoluta Cabo Blanco, Bajo Tortilla frente a Malpaís y en la Isla Tortuga.

Metodología

Se utilizó la metodología propuesta por SINAC (2016), dentro del programa de PRONAMEC; para el monitoreo ecológico de las formaciones coralinas, con ajustes para arrecifes rocosos, y agregando metodologías para la evaluación de las biomásas de peces, la densidad y tamaño de macroinvertebrados, así como el cálculo de cobertura de macroinvertebrados sésiles coloniales. Para el monitoreo se contó con el apoyo de buzos capacitados en las técnicas a seguir conformados por biólogos marinos de la UNA y personal especializado de apoyo del SINAC.

Para efectos de maximizar el espacio dentro de los resultados, cuadros y figuras, se utilizó las siguientes abreviaturas para cada sitio de muestreo:

- RCB: Se refiere a la Reserva Natural Absoluta Cabo Blanco, específicamente en lado este de la Isla Cabo Blanco y en el bajo La Hormiga, es un sitio donde no se permite la pesca ni el buceo recreativo.
- SRCB: Se refiere al Bajo Tortilla, ubicado frente a las costas de la comunidad de Malpaís. Por su distancia con la RCB se consideró un sitio sombrilla o cercano al área silvestre protegida.
- FRCB: Se refiere a la Isla Tortuga, en el sector conocido como El Jardín y en el sector norte de la isla; este lugar se consideró como el sitio fuera del área protegida y sin medidas de protección por parte del SINAC.

Los datos se obtuvieron en el mes junio del año 2018 (RCB, SRCB), octubre del año 2018 (FRCB somero) y marzo del año 2019 (FRCB profundo); realizando dos inmersiones por sitio, una en cada profundidad: somero -5 metros y profundo -20 metros aproximadamente. Cada inmersión contó con tres equipos cada uno compuesto por dos buzos, uno dedicado al monitoreo de vertebrados y otro al de invertebrados, más un buzo de seguridad (Dive master). Se realizaron 6 transectos por sitio, 3 por profundidad, exceptuando el bajo Tortilla en el cual solo se pudo

realizar con éxito el muestreo profundo, debido a que en el transecto somero hubo mucho oleaje y no se pudo realizar; para un total de 15 transectos realizados y un área de muestreo de 4200 m² (Cuadro 1).

Cuadro 1: Sitios de muestreo, ubicación y área muestreada m² en arrecifes rocosos investigados

Sitio	Abre	Prof	Mes/ año	M ² muestreados			Coordenadas (WGS84)	
				Vert.	Invert	Sub total	Lat	Long
RNA Cabo Blanco	RC B	Pro	06/ 2018	750	90	840	9.533 9	-85.1107
		Som	06/ 2018	750	90	840	9.544 2	-85.1116
Bajo Tortilla (sitio sombri lla)	SR CB	Pro	06/ 2018	750	90	840	9.635 8	-85.2065
Isla Tortuga (Fuera de RCB)	FR CB	Pro	03/ 2019	750	90	840	9.764 3	-84.8988
		Som	10/ 2018	750	90	840	9,782 8	-84,8904
Total				3750 m ²	450 m ²	4200m ²		

Abre: Abreviatura; Prof: Profundidad; Pro: Profundo, Som: Somero, Vert: Vertebrados; Invert: Invertebrados

Técnicas de recolección de datos

Peces:

Para cuantificar la abundancia y diversidad de peces en el arrecife se establecieron seis transectos por sitio paralelos a la costa de 50 m x 5 m cada uno, tres por profundidad, en donde a lo largo de un túnel imaginario de cinco metros de ancho (2.5 metros a cada lado del transecto) y cinco metros de alto, se contaron y estimaron los tamaños por especie de todos los individuos presentes. Se establecieron tres transectos a ~5 m de profundidad (750 m² total) y las otros tres a

~20 m de profundidad (750 m² total), para un total de área de muestreo por sitio de 1500 m². Los peces se identificaron *in situ* a nivel de especie cuando fue posible; se contabilizó su abundancia y, se estimó su longitud con tubos de pvc con escalas de 5 cm, sin tocar los individuos. De esta manera el buzo realizó un primer recorrido a lo largo del transecto anotando las especies en la columna de agua y regresando enfocado en la observación de las especies crípticas o escondidas en el sustrato, para incluirlas dentro del muestreo.

Los organismos que no pudieron ser identificados a nivel de especie fueron considerados como unidades taxonómicas operativas (por sus siglas en inglés OTUs) mientras se lograba su identificación por medio de fotografías. *A posteriori*, se identificaron los niveles tróficos de los peces, según las siguientes definiciones (Froese & Pauly, 2014): Piscívoros: Peces que se alimentan principalmente de otros peces; Macroinvertívoros: Peces que se alimentan principalmente de macroinvertebrados; Herbívoros: Peces que se alimentan de algas, y Planctívoros: Peces que se alimentan de zooplancton.

Como parámetro poblacional, para las especies de peces todas las abundancias y tallas fueron usadas para calcular la biomasa con la conversión alométrica longitud-peso: $W=a TL^b$, donde los parámetros a y b son constantes y específicos para cada especie, TL es la longitud en mm, y W es el peso en gramos. Los parámetros de longitud-peso de cada especie de pez serán obtenidos de FishBase (Froese & Pauly, 2014). Se realizó una revisión bibliográfica para corroborar el estado de las especies según su nivel de protección legal (UICN y en leyes nacionales).

Macroinvertebrados:

En el caso de macroinvertebrados se utilizaron los mismos seis transectos de peces por sitio y por profundidad (tres a ~5m y tres a ~20m), pero con diferencias en el tamaño del área de muestreo, los cuales fueron de 30 m x 1 m cada uno, para

un total de área de muestreo por sitio de 180 m²; se contabilizan y median todos los macroinvertebrados presentes a 50 cm a ambos lados del transecto.

Se identificaron todos los macroinvertebrados epibentónicos mayores a 1 cm (>1 cm) *in situ* a nivel de especie, cuando fue posible, se contabilizó su abundancia y, se midió su longitud o diámetro mayor con tubos de pvc con escalas de 2 cm, sin tocar los individuos. Los organismos que no pudieron identificarse a nivel de especie también fueron considerados como OTUs, mientras se lograba su identificación por medio de fotografías. Los organismos censados no fueron extraídos, ni manipulados, para enfocarse únicamente en el epibentos y preservar el paisaje marino, se trató de tomar la mayor cantidad de fotografías para su posterior identificación.

A posteriori, se identificaron los niveles tróficos de los macroinvertebrados observados según las siguientes definiciones (Ulate et al., 2016): Carnívoros: Macroinvertebrados que su consumo principal es la carne de peces u otros macroinvertebrados, ya sea que los pescaron ellos mismos o se aprovechen de las circunstancias; Herbívoros: Macroinvertebrados cuya alimentación se basa en macroalgas; Filtradores: Macroinvertebrados que obtienen su alimentación (plancton o partículas orgánicas) mediante sistemas de bombeo de agua y filtración que posean en sus cuerpos; Suspensívoros: Macroinvertebrados que obtienen su alimento mediante la captura de plancton y/o partículas orgánicas suspendido en la columna de agua; y Hete/Autótrofos: Macroinvertebrados que alternan su alimentación, ya sea consuman subproductos derivados de fotosimbiontes (ej: las zooxantelas que viven en los corales), y los organismos o partículas alimenticias que puedan capturar per se.

Los macroinvertebrados móviles y sésiles unitarios o no coloniales, se usó la densidad de organismo por metro cuadrado como parámetro poblacional a reportar.

Cobertura de macroinvertebrados sésiles coloniales

Para definir la cobertura promedio de colonias de macroinvertebrados sésiles coloniales como los hidrozoarios coloniales, las ascidias coloniales, incluido los corales escleractínidos zooxantelados (corales pétreos) se utilizaron los mismos transectos de macroinvertebrados siguiendo el método de Chiappone & Sullivan (1991), el cual usando la medición del diámetro de la colonia de macroinvertebrados, usa fórmula del área del círculo (área = $\pi \cdot r^2$). Así, a partir de la talla reportada (diámetro) para cada colonia, se estimó el área (m²) que ocupa la especie en cada transecto (Chiappone & Sullivan, 1991).

Técnicas de análisis de datos biológicos

Con los datos obtenidos, se obtuvo composición de abundancia y distribución espacial intra e interespecíficas de las especies contabilizadas, así como el nivel trófico de cada especie basados en la literatura. Posteriormente se realizaron análisis ecológicos inter e intraespecíficos a la comunidad biológica monitoreada; además, de análisis espaciales de clasificación y ordenación de los sitios de monitoreo, para evaluar la existencia de patrones espaciales que pudiera caracterizar la distribución de las especies.

Análisis descriptivo de la fauna

El análisis partió de la exploración estadística de los datos de monitoreo sobre la fauna presente en los arrecifes rocosos del área protegida y en los sitios fuera de esta. Primero, se revisó la estructura de la comunidad por especie y grupo taxonómico, según la composición de riqueza específica y su densidad; y posteriormente las clasificaciones propuestas fuera y dentro del ASP. Una vez conocida la estructura comunitaria, se procedió a conocer a nivel especie los patrones de distribución que ellas tienen dentro de estas comunidades. Para determinar la dominancia ecológica de las especies se usó los parámetros poblacionales correspondientes usando densidades (org·m⁻²) para el caso de invertebrados y Biomasa (ton·ha⁻¹) para el caso de vertebrados, con respecto al

porcentaje de la ocurrencia en cada transecto por profundidad y sitio de muestreo. A estas clasificaciones descritas se estimó el grupo de especies dominantes mediante el método Olmstead-Turkey (Rohlf & Sokal, 1981), a partir de gráficos del promedio de las densidades o biomasa de todas las especies y/o OTUs (eje X), contra el porcentaje de la ocurrencia de aparición en los transectos de las especies y/o OTUs (eje Y). Esta técnica permite establecer una clasificación según la densidad o biomasa y concurrencia espacial de los organismos en los criterios estudiados y se clasifican de la siguiente manera según García de León (1988):

- **Dominantes:** Son aquellas cuyos valores tanto de densidad o biomasa como de frecuencia de ocurrencia, rebasan la media aritmética de ambos estimadores.
- **Frecuentes:** Son aquellas cuyos valores de frecuencia de ocurrencia son mayores a la media, pero no lo son en relación a la densidad relativa o biomasa.
- **Ocasionales:** Son aquellas cuyos valores de densidad o biomasa es mayor a la media, pero no lo son en relación a la frecuencia de ocurrencia.
- **Raras:** Son aquellas que se caracterizan por tener valores de densidad o biomasa y frecuencia de ocurrencia por debajo de la media aritmética de ambas variables.

Análisis espacial de la fauna

Para el análisis espacial de los datos se realizó un análisis de clasificación y ordenación de los sitios de monitoreo para evaluar la existencia de patrones espaciales que pudiera caracterizar la distribución de las especies. Para ello, se elaboró una matriz de promedios de los valores de densidad para cada organismo de invertebrados móviles y sésiles que no forman tapetes ($\text{org}\cdot\text{m}^{-2}$); cobertura para organismos sésiles que forman tapetes (m^2) y para peces (biomasa ($\text{ton}\cdot\text{ha}^{-1}$), en todos los transectos por sitio. Previo a este análisis, se realizaron pruebas de normalidad Shapiro-Wilk con un nivel de confianza del 95% a las matrices de densidades promediadas, para conocer la distribución estadística de las mismas

con el programa *Past*; esto debido a que las pruebas subsiguientes trabajan mejor bajo una simetría normal, más, sin embargo, no es un requisito de las pruebas.

Para todos los conjuntos de datos, se determinó que no se distribuyen normalmente ($p < 0,05$). Por lo tanto, se procedió a probar varias transformaciones para acercarlos a la simetría y poder realizar el análisis de clasificación con el índice de similitud de Bray-Curtis. Para ello, se usó el logaritmo en base 10 ($x+1$) y raíz cuarta, sin embargo, hay que mencionar que ninguna transformación logra la normalidad de los datos, pero la transformación de la raíz cuarta logra una mejor aproximación a la simetría de los datos según Shapiro-Wilk ($p < 0,05$), por lo que se decidió trabajar los tres conjuntos de datos anteriormente descritos, basados en esta transformación. Aunque, existen otras técnicas de agrupamiento, cuando hay gran cantidad de ceros presentes en las matrices de densidad, muchas no son aptas para estudios de datos de comunidades biológicas, pues, violan la condición de que la similaridad no debe depender de los datos de ausencia, pues dos columnas pueden ser altamente correlacionadas, sólo por el hecho de no poseer densidades de un grupo de especies (Clarke & Warwick, 2001 en Ulate *et al* (2016)).

Para el análisis de clasificación se utilizó el índice de similitud cuantitativa de Bray-Curtis (Ecuación 1), debido a que es uno de los más usados para análisis de comunidades en ecología, por su robustez hacia las típicas características que presentan los datos de comunidades biológicas. El índice de similaridad de Bray-Curtis, compara los sitios de monitoreo con la siguiente ecuación:

$$S_{jk} = 100 - \left[1 - \frac{\sum_{i=1}^S |x_{ij} - x_{ik}|}{\sum_{i=1}^S (x_{ij} + x_{ik})} \right] \text{ Ecuación 1}$$

Donde S_{jk} es la similaridad entre la suma de todos los OTUs s en los sitios de monitoreo j y k , X_{ij} es el número de OTUs i en el sitio j , X_{ik} es el número de individuos del OTU i en el sitio k y S es número de OTUs. Con esta ecuación se genera un matriz de similitud entre sitios de monitoreo y se construyen los dendrogramas.

Con las mismas matrices de similitud anteriormente descritas, se generó un gráfico de ordenación de los sitios de monitoreo con el método multidimensional no-

métrico (nMDS por sus siglas en inglés), que permite definir qué tan similares son según las agrupaciones y distancia entre grupos. Esta técnica multivariada de interdependencia representa en un espacio geométrico de pocas dimensiones las proximidades existentes entre un conjunto de objetos. Su versión no métrica, no presupone una relación lineal entre las proximidades y las distancias, sino que establece una relación monótona creciente entre ambas (obtiene soluciones métricas asumiendo únicamente una relación ordinal entre proximidades y distancias); posteriormente se define una escala de *Stress* para evaluar estas relaciones, donde se obtienen valores entre 0 y 0.2 y se pueden interpretar de la siguiente manera (Shepard, 1962; Kruskal, 1964 en Ulate *et al* (2016):

0.2: Pobre

0.1: Regular

0.05: Aceptable

0.0: Excelente

Esta técnica es utilizada como análisis de ordenación, debido a las ventajas de proporcionar soluciones para cada sitio de monitoreo evaluado y puede ser interpretado como la distancia entre todos los sitios individualmente; mientras que los análisis de agrupamiento, siempre buscan una clasificación (Clarke & Gorley, 2006; Hair *et al.*, 1999). Este análisis se realizó con el programa *Past V3*

Adicionalmente, para comprender la distribución espacial de la diversidad de las especies en cada sitio de muestreo, exceptuando el sitio sombrilla (SRCB) ya que no tuvo el mismo esfuerzo de muestreo al no poder realizarse el buceo somero, se usó el índice de diversidad Shannon-Wiener mediante la fórmula:

$$H' = -\sum Pi * \ln Pi$$

Donde H' = Índice de Shannon-Wiener, P_i = Abundancia relativa de cada especie y \ln = Logaritmo natural.

Análisis de datos oceanográficos:

Se realizó, una evaluación oceanográfica de las condiciones de los sitios de monitoreo desde enero del año 2018 hasta diciembre del año 2019, basado en información satelital y se evaluaron las respectivas diferencias entre el área protegida y las áreas no protegidas, las variables ambientales de temperatura superficial del mar ($^{\circ}\text{C}$) y concentración de clorofila a ($\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$) se descargaron de la plataforma OceanColor de la Nasa (oceancolor.gsfc.nasa.gov), con resolución espacial de 4 km, del sensor MODIS. La información satelital de variables oceánicas no son recomendadas para regiones cerca del continente, pues su utilidad está asociada a grandes masas oceánicas y requieren tratamientos especiales para adaptarlos a las zonas costeras (Bao *et al.*, 2019; Merchant *et al.*, 2019). Sin embargo, para efectos de este estudio, la información satelital se utilizó para tener una aproximación de las condiciones de las variables de interés en los sitios de muestreo y que podrían eventualmente afectar la distribución de las especies, en los ecosistemas arrecifales evaluados.

Estos archivos se descargaron en formato HDF. A partir de los datos descargados se crearon promedios, máximos y mínimos por mes y por año de los sitios de buceo de cada variable. Se realizaron pruebas de normalidad Shapiro-Wilk y prueba de homogeneidad de varianzas de Levene, con un nivel de confianza del 95% a los sitios de buceo, siendo la variable de temperatura superficial del mar normales y homocedásticas, por lo que se procedió hacer un análisis de varianzas Fisher ($\alpha=0.05$) para determinar si existían diferencias significativas entre los sitios de buceo. Para la variable de concentración de clorofila los datos no presentaron una distribución normal, sin embargo, sí fueron homocedásticos, por lo que se procedió a realizar un análisis-no paramétrico de Kruskal-Wallis, para la comparación estadística entre los sitios de buceo.

Efectos de los regímenes de protección sobre los parámetros poblaciones

Para evaluar si la protección de los ecosistemas presentes dentro y fuera de la RCB tiene efectos sobre las poblaciones de peces e invertebrados bioindicadores

(erizos, y peces de importancia comercial), se procedió a realizar una comparación mediante histogramas, utilizando los datos de tallas para los erizos de espinas negras (*Diadema mexicanun*) y de lápiz (*Eucidaris thouarsii*); sin embargo, para peces de importancia comercial hubo la limitante que muy pocas especies dentro de esa categoría, estaban representadas en los tres sitios, por lo que no se realizaron histogramas de especies particulares con respecto a sus tallas; en su lugar se procedió a calcular el aporte de biomasa promedio por familia en cada sitio; se consideraron especies de importancia comercial las del grupo de las familias Carangidae (Jureles), Lutjanidae (pargos), Haemulidae (roncadores), Serranidae (cabrillas y meros) y Scaridae (loros).

Índice de salud del arrecife

Para estimar el índice de salud del arrecife rocoso (*IRH* por sus siglas en inglés) de la RCB y las áreas adyacente al área protegida, se utilizó la metodología propuesta por Aburto-Oropeza *et al* (2015) la cual toma los valores de biomasa de los peces macroinvertívoros (*BM*), biomasa de los piscívoros (*BP*); así como la abundancia relativa de zooplantívoros (*RZ*), de estrellas de mar (*RS*) y de erizos (*RU*); y la aplica en la siguiente ecuación:

$$IRH=(a \times BP + b \times BM - c \times RZ - d \times RS - e \times RU - const)/ 5$$

Donde *BP* y *BC* son los valores de biomasa en toneladas/hectárea; *RZ*, *RS* y *RU* son las abundancias relativas en valores porcentuales; los coeficientes *a*, *b*, *c*, *d*, *e* son el inverso de la desviación estándar de cada variable ($a=sd(BM)^{-1}$, $b=sd(BM)^{-1}$ y así sucesivamente. Y la constante (*const*) es la suma algebraica de los valores normalizados de los promedios [$const = \overline{BP} / sd (BP) + \overline{BM} / sd (BM) - \overline{RZ} / sd(RZ) - \overline{RS} / sd(RS) - \overline{RU} / sd(RU)$].

RESULTADOS

En el área de estudio se monitorearon en total 4200 m², en los cuales se registraron en total 8272 individuos de estos 4291 individuos fueron macroinvertebrados clasificados en 8 *phylum*, 19 familias, 67 especies y; 3981 individuos fueron vertebrados clasificados en 29 familias, 74 especies; para un total de 48 familias, 145 especies (Cuadro 2) (Anexos 1 y 2).

Cuadro 2: Sitios muestreados, área monitoreada y número de especies registradas en la zona de estudio.

Sitio	Abre	Prof.	Bajo/sector	Invertebrados		Vertebrados	
				N sp	N ind.	N sp	N ind.
RNA Cabo Blanco	RCB	Profundo	La Hormiga	34	1435	36	717
		Somero	Isla Cabo Blanco Este	28	612	30	440
Bajo Tortilla (sitio sombrilla)	SRCB	Profundo	Tortilla	23	302	49	1517
Isla Tortuga (Fuera de RCB)	FRCB	Profundo	El Jardín	26	704	27	484
		Somero	Isla tortuga Norte	32	1238	44	823
Total				67	4291	74	3981

Análisis descriptivo de los parámetros poblacionales

Riqueza de macroinvertebrados

La biodiversidad de macroinvertebrados se distribuyó de la siguiente manera: en la RCB se registraron 7 *phyla*, 16 familias, 43 especies y 2047 individuos; en el sitio SRCB se registraron un total de 7 *phyla*, 12 familias, 23 especies y 302 individuos; en el sitio FRCB se registraron un total de 8 *phyla*, 17 familias, 42 especies y 1942 individuos.

Sin embargo, al comparar los sitios muestreados los valores promedio de riqueza de especies de macroinvertebrados son mayores en RCB profundo ($\bar{x}=19,30$) y FRCB somero ($\bar{x}=16,93$); siendo los demás sitios con valores similares por nivel trófico inferiores a ($\bar{x}=16$). Sobresale el hecho de que los grupos de filtradores (principalmente ascidias) y suspensívoros (Octocorales) son los de mayor riqueza en todos los casos (figura 3).

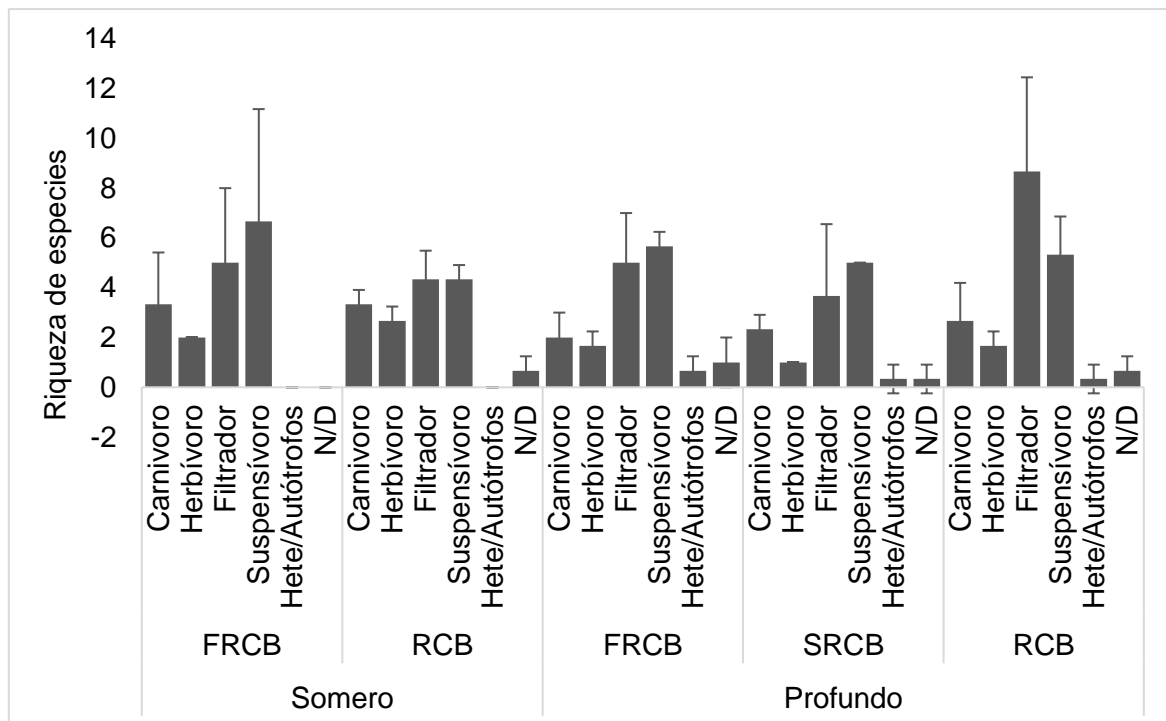


Figura 3: Promedio de riqueza de especies de macroinvertebrados en los arrecifes rocosos dentro de los sitios muestreados.

Riqueza de vertebrados:

La biodiversidad de vertebrados se distribuyó de la siguiente manera: en la RCB se registraron 17 familias, 47 especies y 1157 individuos; en sitio SRCB se registraron un total de 24 familias, 49 especies y 1517 individuos; en los sitios FRCB se registró un total de 22 familias, 45 especies y 1307 individuos.

Sin embargo, según los valores promedio de riqueza de especies de vertebrados, se pudo determinar que FRCB somero presenta los valores más altos de riqueza promedio ($\bar{x}=26,66$) seguida por SRCB ($\bar{x}=22,99$) y RCB profundo ($\bar{x}=18,99$). Por su parte el sitio somero RCB somero es el que presenta los valores más bajos ($\bar{x}=12,66$). Además, exceptuando RCB somero, todos los sitios presentan la mayor riqueza dentro de los grupos de macroinvertebrados. En los sitios profundos, SRCB es el que presenta la menor cantidad de especies piscívoras en relación con los niveles tróficos planctívoros y herbívoros (figura 4).

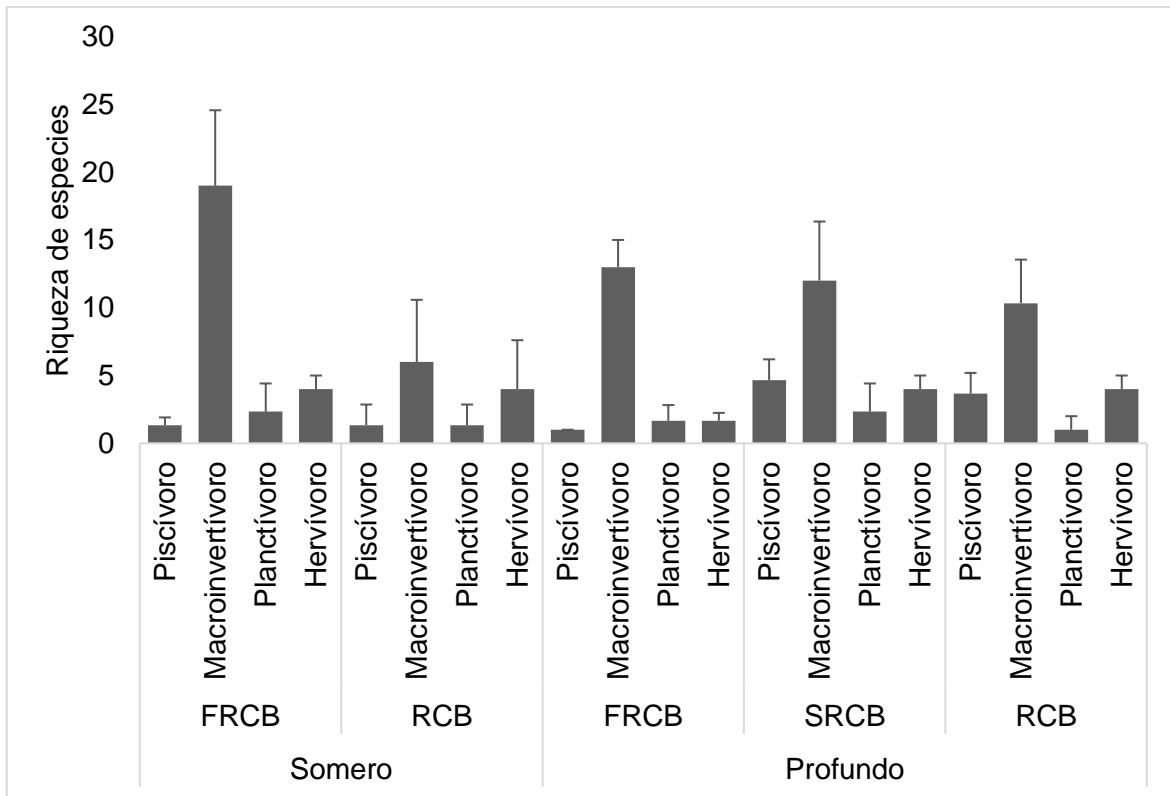


Figura 4: Promedio de riqueza de especies de vertebrados en los arrecifes rocosos de los sitios muestreados.

Cobertura promedio de macroinvertebrados sésiles coloniales

Se determinó que según los valores promedio de cobertura o área del tamaño de las colonias de macroinvertebradas coloniales, son los suspensívoros como el octocoral llamado Copo de nieve (*Carijoa riisei*), y dos especies de gorgonias (*Leptogorgia rigida* y *Leptogorgia alba*), los de mayores áreas. RCB profundo y SRCB presentan los valores más altos en general con $\bar{x}= 5,81\text{m}^2$ y $\bar{x}= 2,19\text{m}^2$ respectivamente. Por su parte FRCB en ambas profundidades presenta los valores más bajos de cobertura. Además, es importante señalar, que las colonias de corales pétreos son muy disminuidas en todos los sitios de muestreo (figura 5).

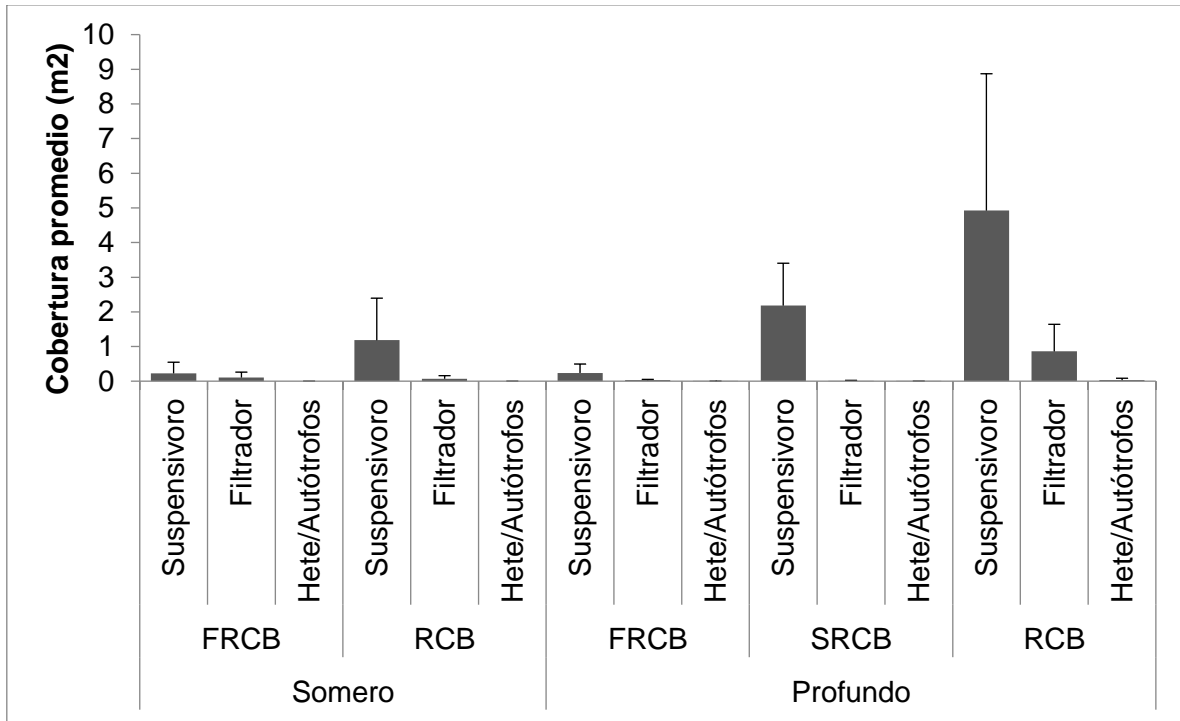


Figura 5: Cobertura promedio de macroinvertebrados en los arrecifes rocosos de los sitios muestreados.

Densidad promedio de macroinvertebrados

Se determinó que según los valores promedio de densidad de macroinvertebrados no coloniales, son los filtradores como la ascidia azul (*Rhopalaea birkelandi*), el bivalvo madreperla (*Pinctada mazatlanica*), y algunas especies de ostras difíciles de identificar *in situ* (*Ostrea sp*) los que presentaron

mayor densidad por metro cuadrado. Así mismo, el nivel trófico de los organismos suspensívoros como los poliquetos llamados árboles de navidad del género *Spirobranchius*; y los poliquetos conocidos como gusanos spaghetti de la familia Terebellidae y los pepinos de mar suspensívoros del género *Neothyonidium sp*, fueron los de mayor densidad en general, siendo los sitios FRCB en ambas profundidades los que presentaron los valores más altos, en este caso FRCB sobresale por sus valores muy superiores en densidad de filtradores ($\bar{x}= 8,93 \text{ org}\cdot\text{m}^{-2}$ en somero y $\bar{x}= 2,00 \text{ org}\cdot\text{m}^{-2}$ en profundo). Por su parte RCB profundo y SRCB profundo presentan valores similares entre ellos, pero bajos en relación con otros sitios, en la densidad de organismo ($\bar{x}= 1,81 \text{ org}\cdot\text{m}^{-2}$ y $\bar{x}= 2,01 \text{ org}\cdot\text{m}^{-2}$ respectivamente), por lo que se podría determinar que son los sitios de menor densidad de macroinvertebrados no coloniales y móviles (figura 6).

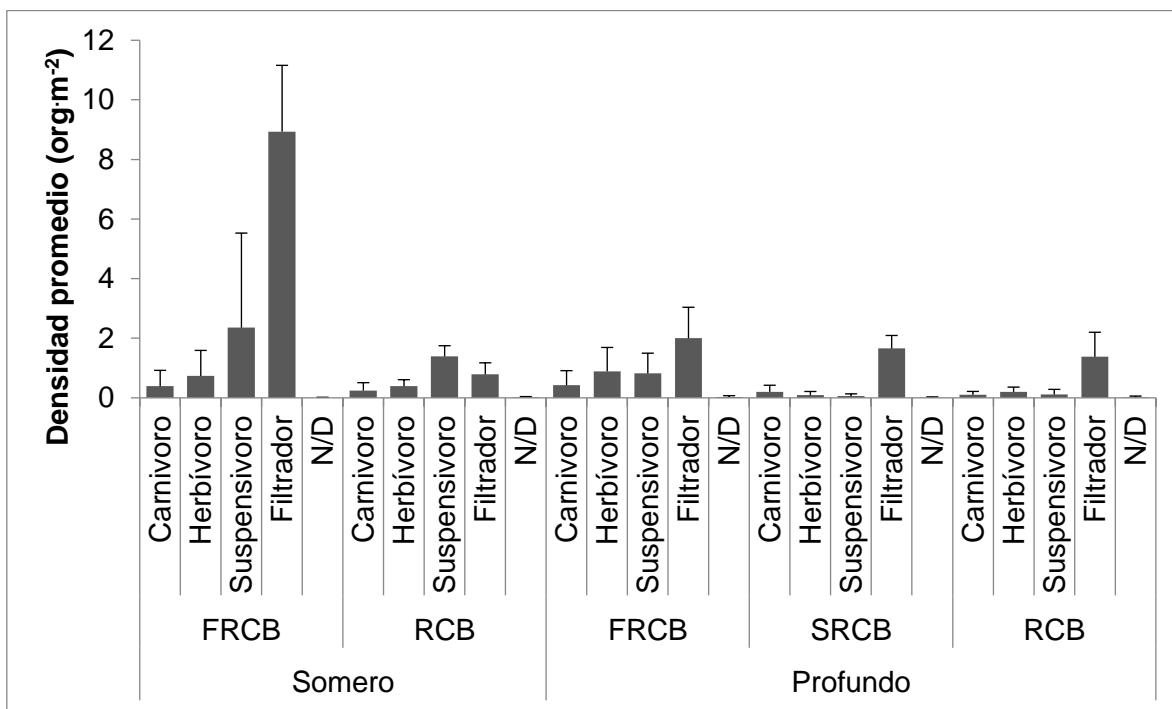


Figura 6: Densidad promedio de macroinvertebrados en los arrecifes rocosos de los sitios muestreados.

Biomasa de vertebrados

Si bien los valores de riqueza de vertebrados visto en la figura 4 son similares entre los sitios, es en los valores de biomasa en donde se puede identificar las diferencias significativas entre tamaños de los organismos; por lo que en la figura 7 se puede observar cómo los sitios RCB y SRCB presentan valores muy superiores en la biomasa, la sumatoria de las biomases promedio que aporta cada nivel trófico indican que la RCB tiene un aporte total de $9,28 \text{ ton}\cdot\text{ha}^{-1}$, SRCB $3,8 \text{ ton}\cdot\text{ha}^{-1}$, mientras que FRCB $0,7 \text{ ton}\cdot\text{ha}^{-1}$. Esto podría estar asociado a una mayor presión de pesca en los sitios fuera.

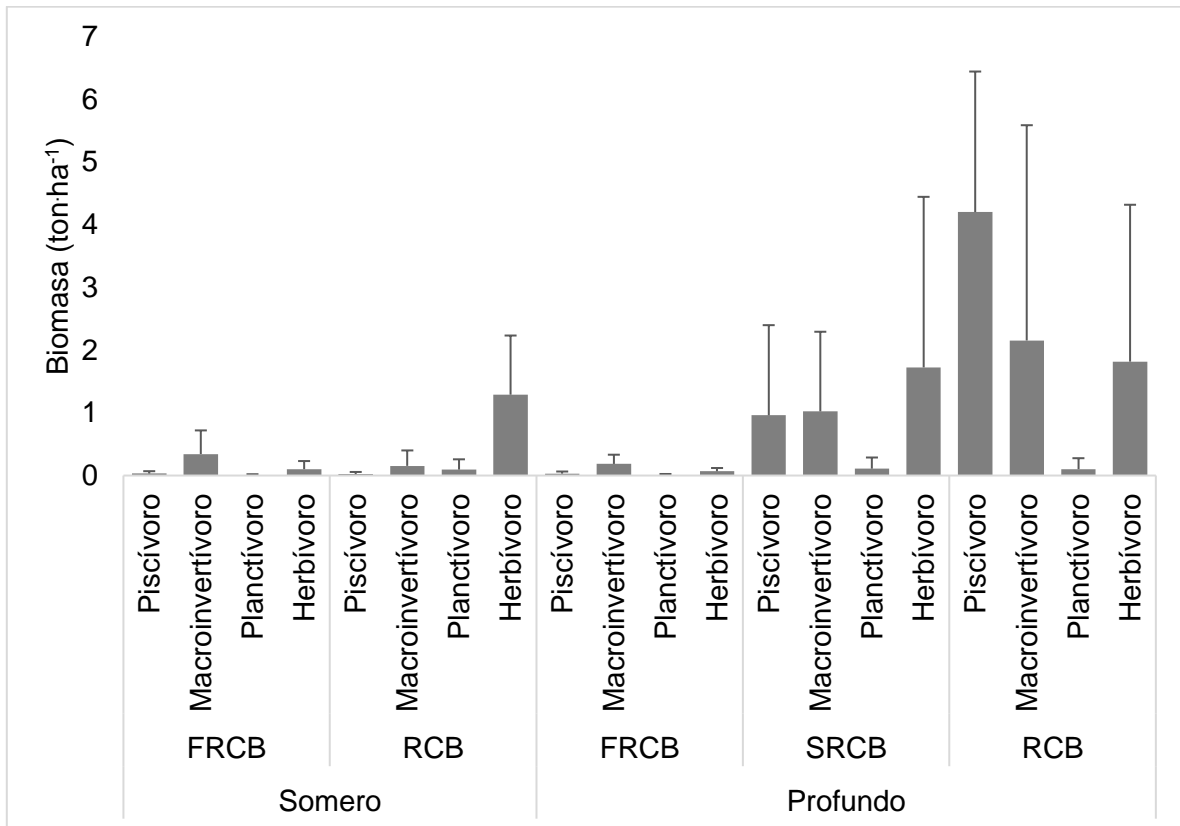


Figura 7: Biomasa de vertebrados en los arrecifes rocosos de los sitios muestreados.

Análisis de dominancia de macroinvertebrados

Los análisis de dominancia se usaron para describir la composición de las especies en cada sitio de muestreo, es así como al realizar el análisis por profundidad, se determinó que dos especies en particular fueron las dominantes en todos los sitios tanto profundos como someros, estas fueron la ascidia azul (*Rhopalaea birkelandi*) y la gorgonia *Leptogorgia alba*; otras especies como erizo común (*Diadema mexicanun*) y el erizo de lápiz (*Eucidaris thouarsii*) fueron dominantes principalmente en los sitios someros aunque también estuvieron presentes en los sitios profundos; la gorgonia conocida como copo de nieve (*Carijoa riisei*) mostró dominancia principalmente en los sitios profundos con muy poca presencia en los ambientes someros muestreados (figuras 8,9,11,12 y 13). Estas especies de igual manera, en los resultados que arroja el análisis general por ecosistema (datos de profundo y somero en conjunto) son catalogadas como dominantes para FRCB y RCB (figuras 10 y 14).

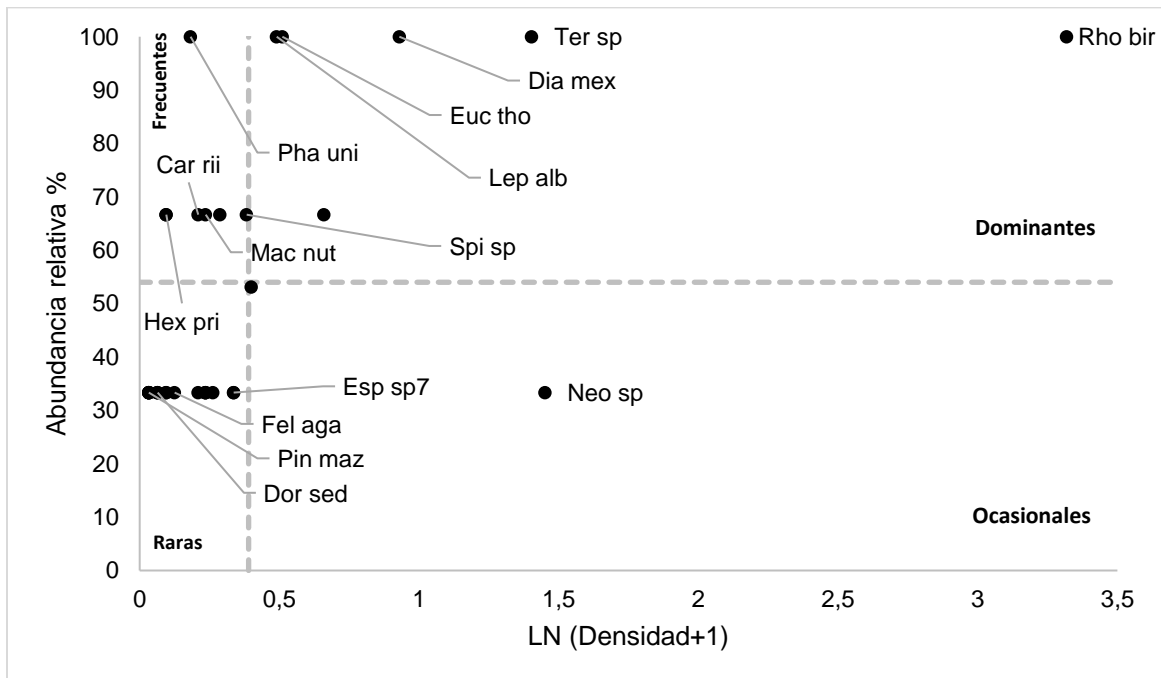


Figura 8: Dominancia de macroinvertebrados en arrecifes rocosos de FRCB somero según las categorías de especies Dominantes, Frecuentes, Raras y Ocasionales.

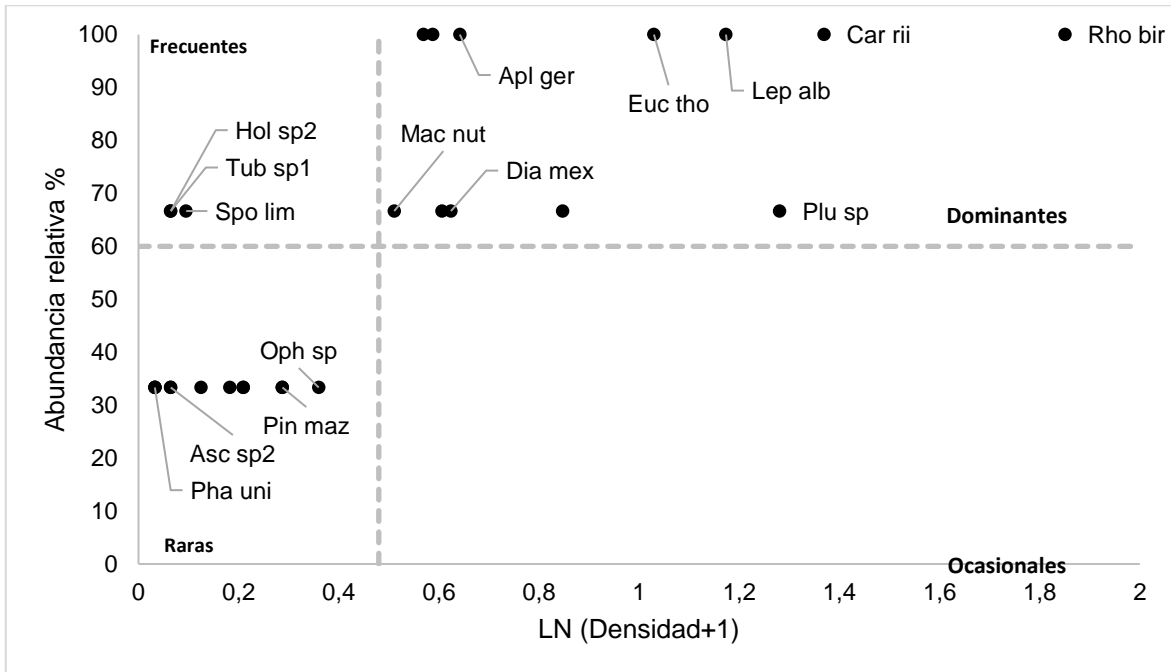


Figura 9: Dominancia de macroinvertebrados en los arrecifes rocosos de FRCB profundo según las categorías de especies Dominantes, Frecuentes, Raras y Ocasionales.

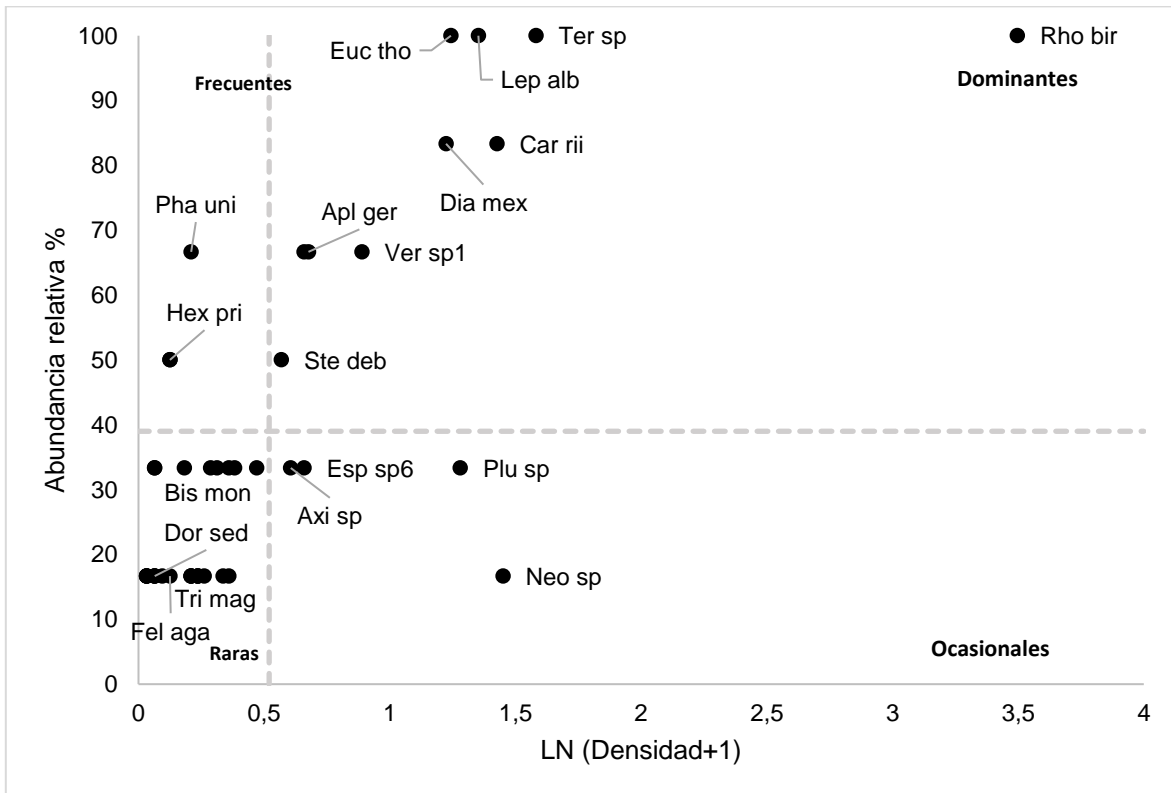


Figura 10: Dominancia de macroinvertebrados en los arrecifes rocosos del ecosistema FRCB según las categorías de especies Dominantes, Frecuentes, Raras y Ocasionales.

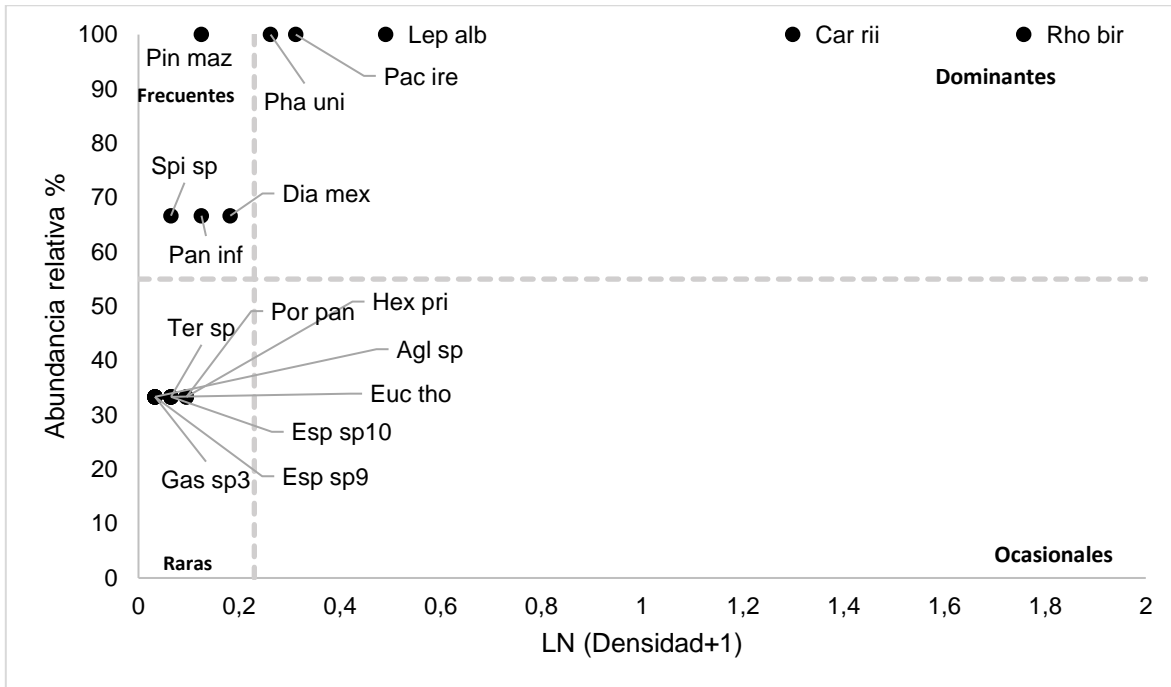


Figura 11: Dominancia de macroinvertebrados en los arrecifes rocosos del sitio SRCB profundo según las categorías de especies Dominantes, Frecuentes, Raras y Ocasionales.

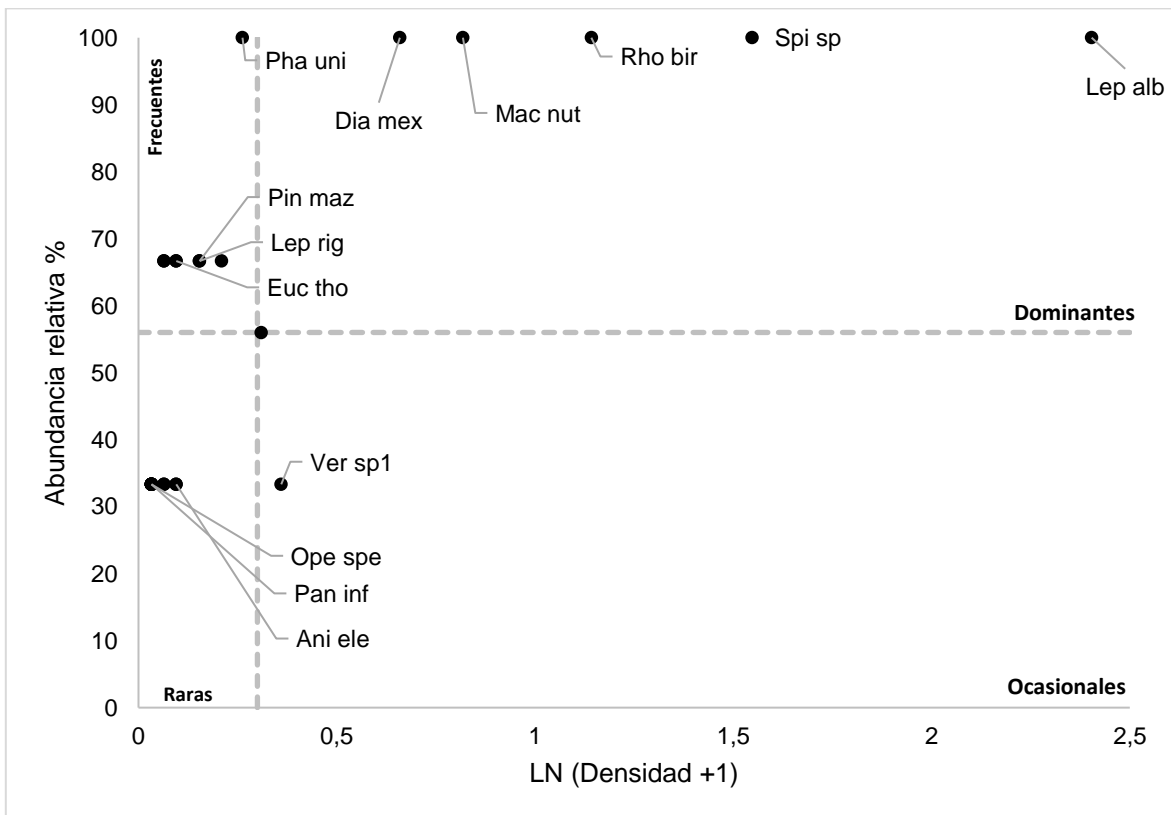


Figura 12: Dominancia de macroinvertebrados en los arrecifes rocosos del sitio RCB somero según las categorías de especies Dominantes, Frecuentes, Raras y Ocasionales.

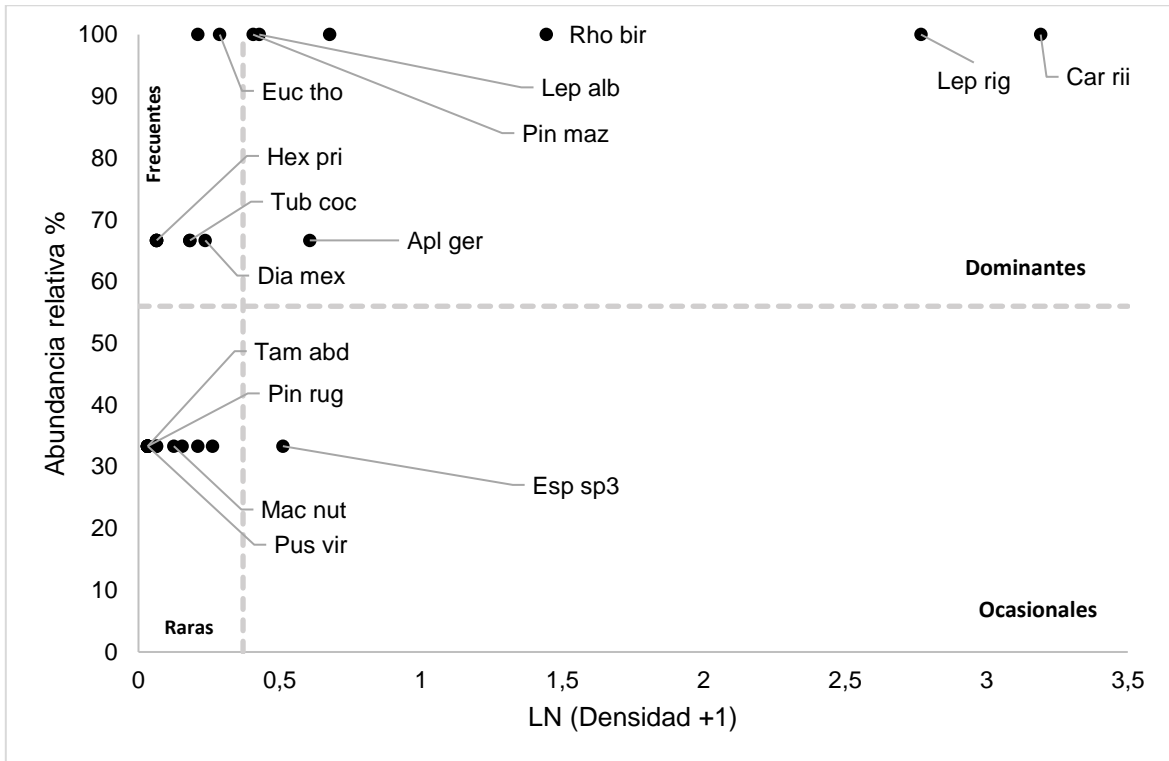


Figura 13: Dominancia de macroinvertebrados en los arrecifes rocosos del sitio RCB profundo según las categorías de especies Dominantes, Frecuentes, Raras y Ocasionales.

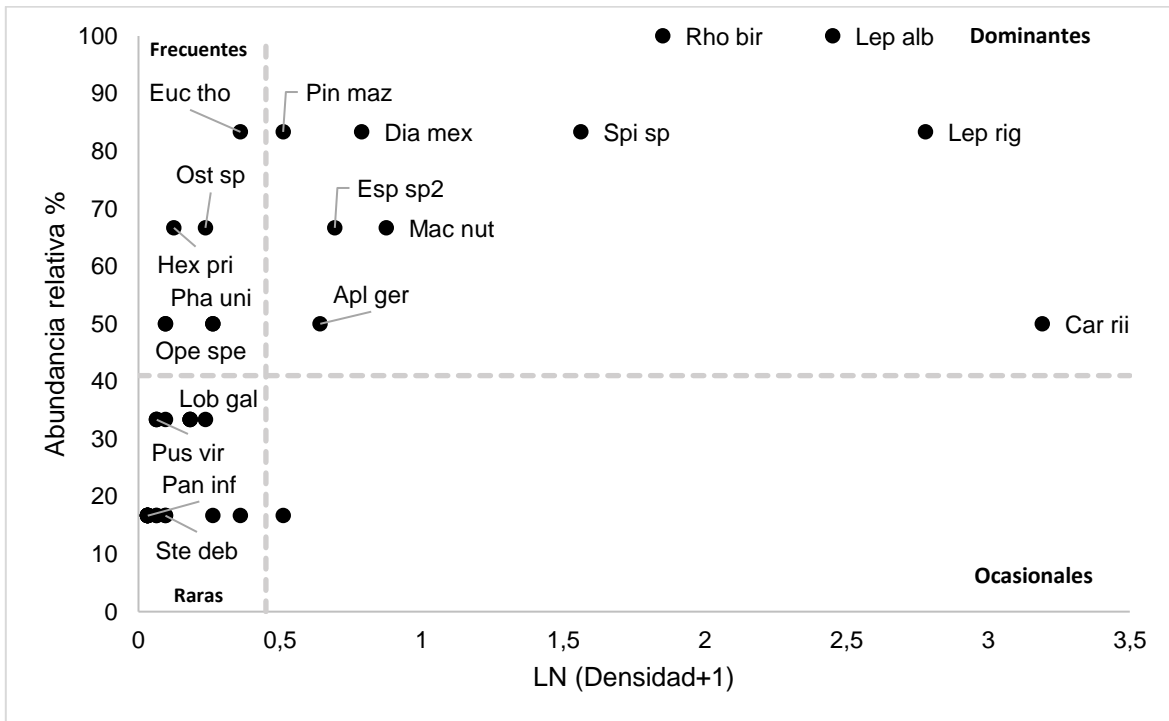


Figura 14: Dominancia de macroinvertebrados en los arrecifes rocosos del ecosistema RCB según las categorías de especies Dominantes, Frecuentes, Raras y Ocasionales.

Análisis de dominancia de vertebrados

A diferencia de los macroinvertebrados, en el grupo de los vertebrados hubo claras diferencias de especies dominantes por profundidad y por sitio; los sitios que compartieron algunas especies dominantes en los análisis por profundidad fueron SRCB y RCB profundo con el loro gigante (*Scarus perrico*) y el cirujano cariblanco (*Acanthurus nigricans*) especies herbívoras y macroinvertívoras respectivamente (figuras 18 y 19). En FRCB la especie macroinvertívora que dominó en ambas profundidades fue la mariposa bicolor (*Stegastes acapulcoensis*) (figuras 15 y 16), mientras que en los análisis generales por ecosistema (datos de profundo y somero en conjunto) solamente la mariposa amarilla (*Johnrandallia nigrirostris*) fue compartida como dominante para FRCB y RCB (Figuras 17 y 21).

Otras especies registradas como dominantes por profundidad fueron: En FRCB especies macroinvertívoras como el ángel real (*Holacanthus passer*), y los roncadores *Anisotremus taeniatus*) y *Haemulon maculicauda* (figura 15); FRCB profundo, igualmente especies macroinvertívoras como la mariposa amarilla (*Johnrandallia nigrirostris*) y la ballesta común (*Pseudobalistes naufragium*) (figura 16); por su parte en SRCB destacó la presencia del tiburón punta blanca (*Triaenodon obesus*) única especie tope dominante en los análisis por profundidad (figura 18). En la RCB somero solamente el cirujano chancho (*Prionurus laticlavus*) se registró como dominante (figura 19), mientras que los análisis en el mismo sitio, pero profundo las especies dominantes fueron especies macroinvertívoras como el cirujano chancho (*Prionurus laticlavus*) y la mariposa amarilla (*Johnrandallia nigrirostris*) (figura 20). La especie piscívora conocida como jurel ojón (*Caranx sexfasciatus*) en particular, fue una especie que se registró como ocasional en la RCB profundo (figura 20), siendo muy abundante, pero en pocos transectos, sin embargo, en los análisis para el ecosistema en general (datos de profundo y somero en conjunto) para la RCB, esta especie se ubicó dentro de la categoría de dominante (figura 21).

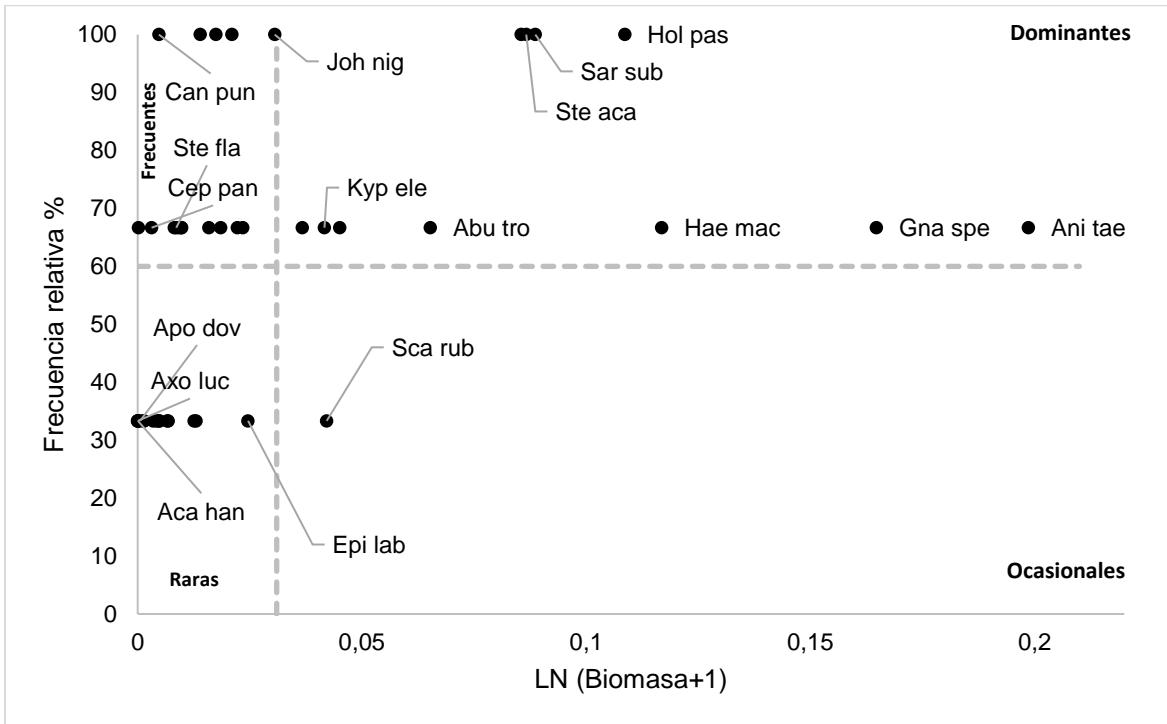


Figura 15: Dominancia de vertebrados en los arrecifes rocosos del sitio FRCB somero según las categorías de especies Dominantes, Frecuentes, Raras y Ocasionales.

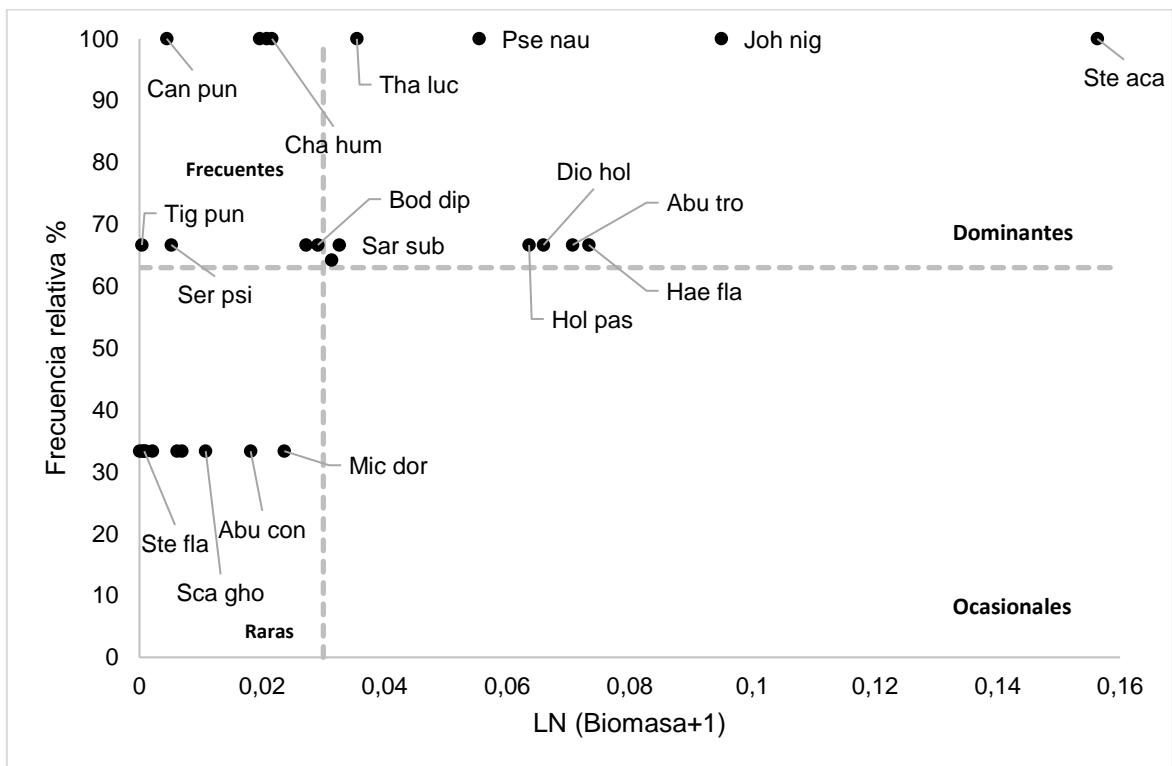


Figura 16: Dominancia de vertebrados en los arrecifes rocosos del sitio FRCB profundo según las categorías de especies Dominantes, Frecuentes, Raras y Ocasionales.

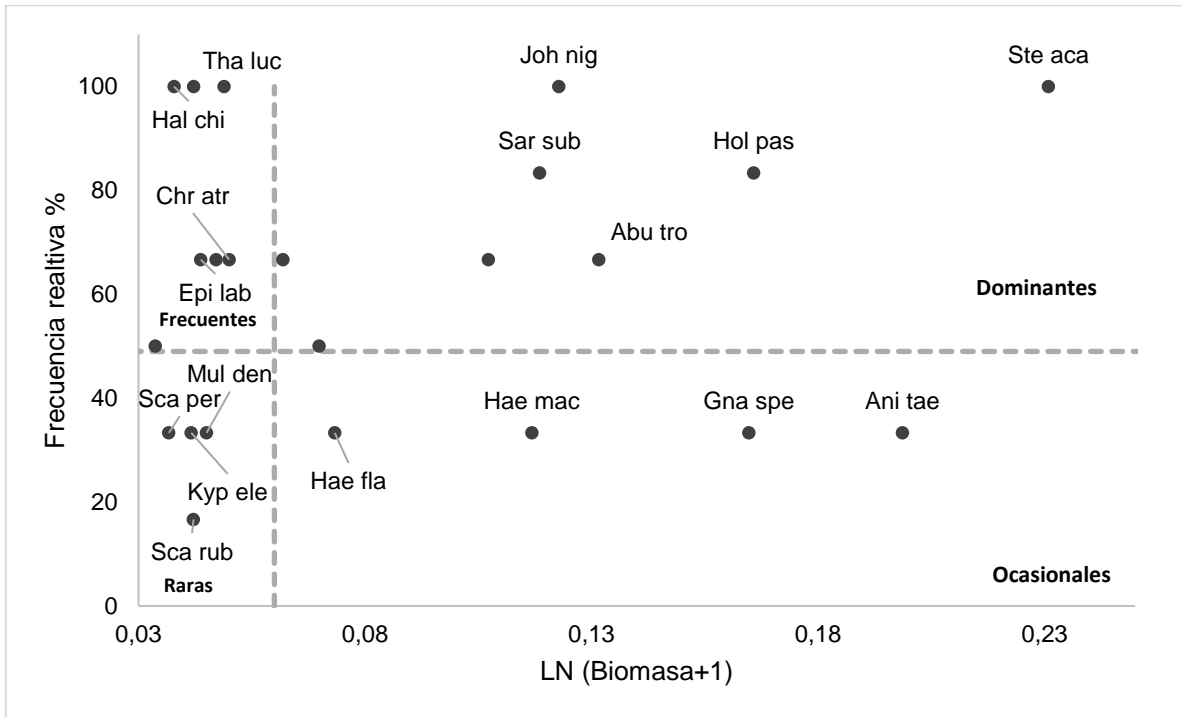


Figura 17: Dominancia de vertebrados en los arrecifes rocosos del ecosistema FRCB según las categorías de especies Dominantes.

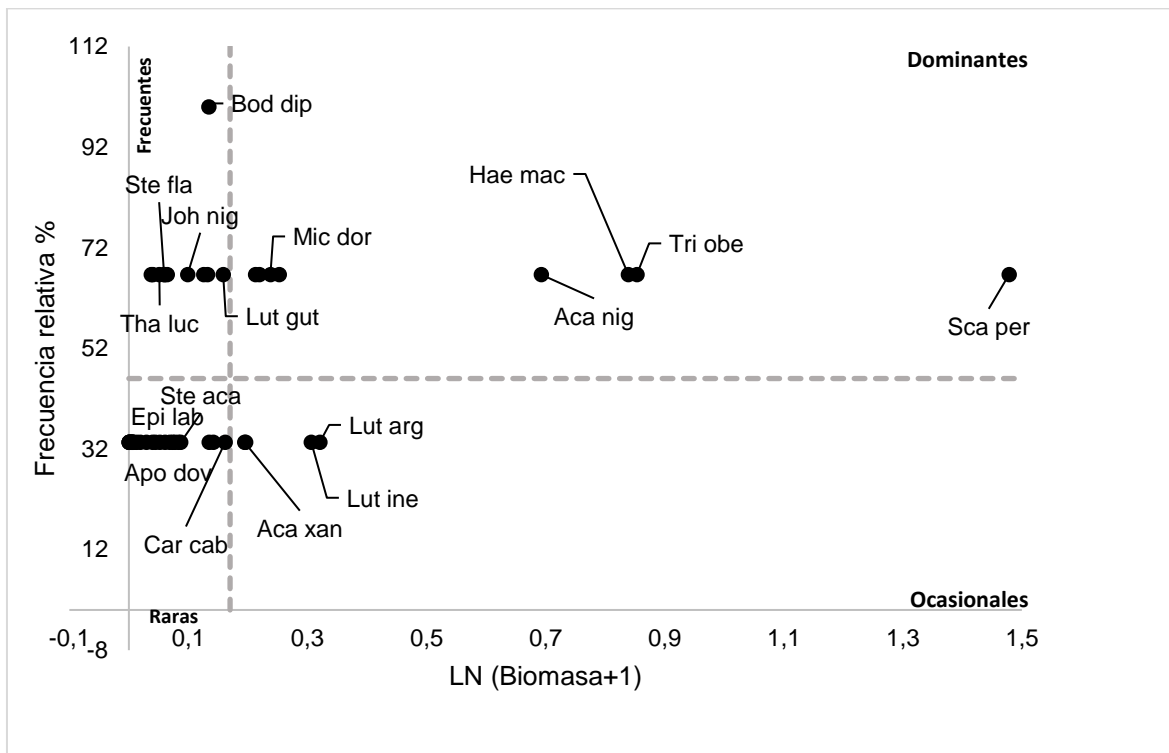


Figura 18: Dominancia de vertebrados en los arrecifes rocosos del sitio SRCB profundo según las categorías de especies Dominantes, Frecuentes, Raras y Ocasionales.

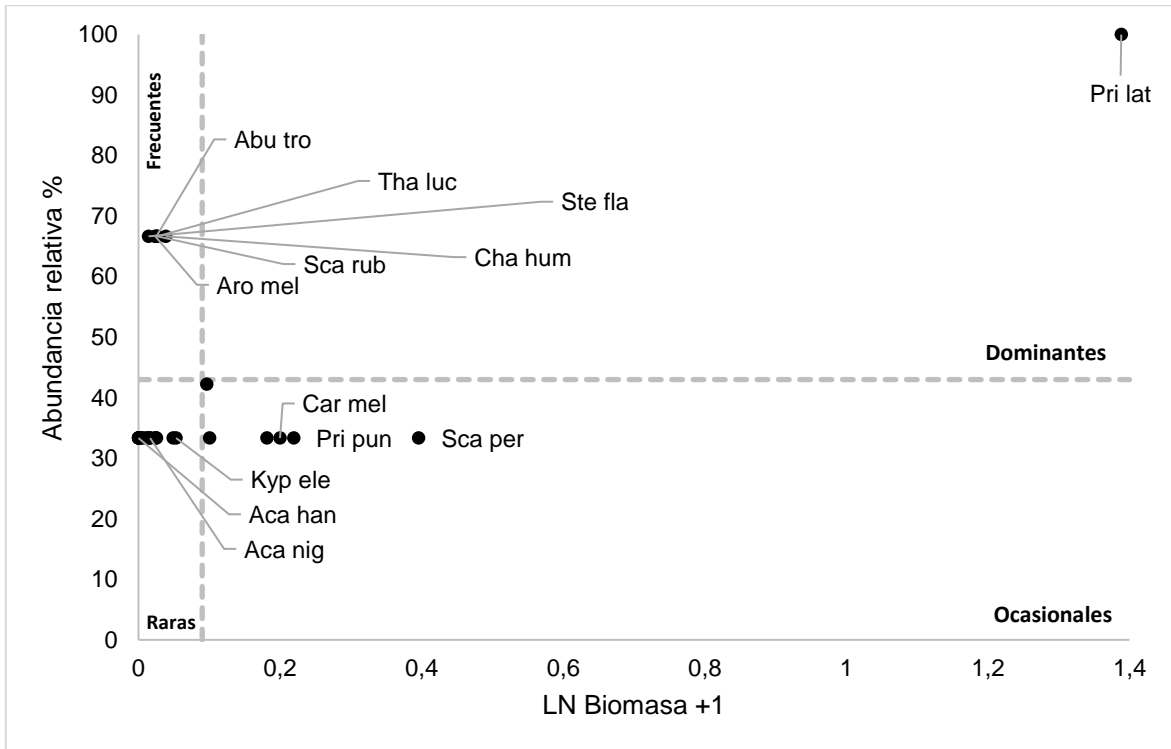


Figura 19: Dominancia de vertebrados en los arrecifes rocosos del sitio RCB somero según las categorías de especies Dominantes, Frecuentes, Raras y Ocasionales.

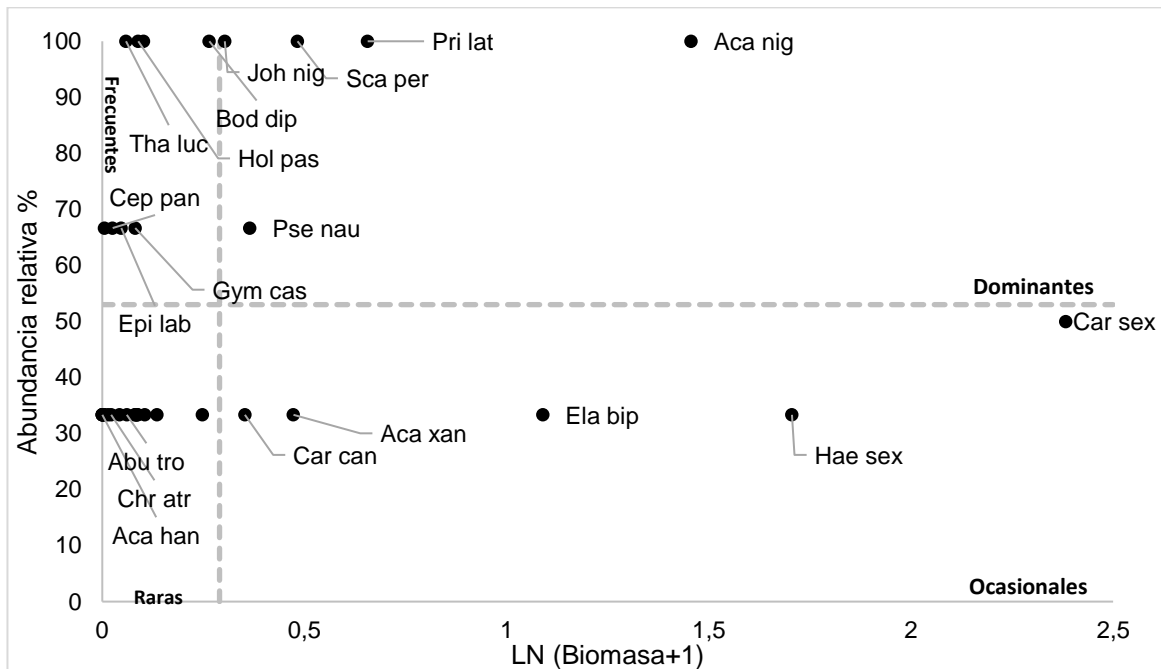


Figura 20: Dominancia de vertebrados en los arrecifes rocosos del sitio RCB profundo según las categorías de especies Dominantes, Frecuentes, Raras y Ocasionales.

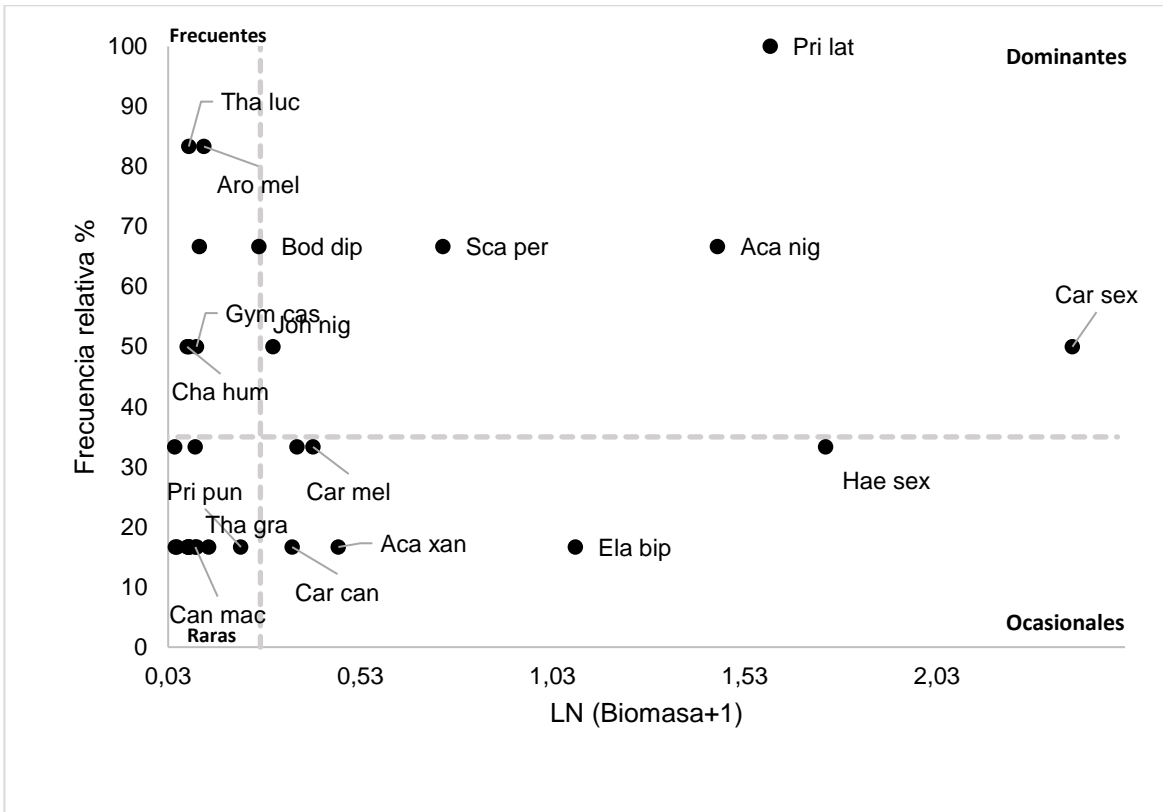


Figura 21: Dominancia de vertebrados en los arrecifes rocosos del sitio RCB general según las categorías de especies Dominantes, Frecuentes, Raras y Ocasionales.

Análisis espacial de la fauna

Análisis multidimensional no métrico (nMDS)

Macroinvertebrados:

Mediante el análisis **nMDS** para macroinvertebrados, los sitios más separados son SRCB y FRCB profundo. Por otra parte, los sitios someros tanto FRCB como RCB son los que presentan mayor proximidad. De igual manera RCB profundo se agrupó separado de todos los demás sitios. El nivel de estrés fue pobre (0,29) por lo que las separaciones no fueron estadísticamente diferenciables (figura 22).

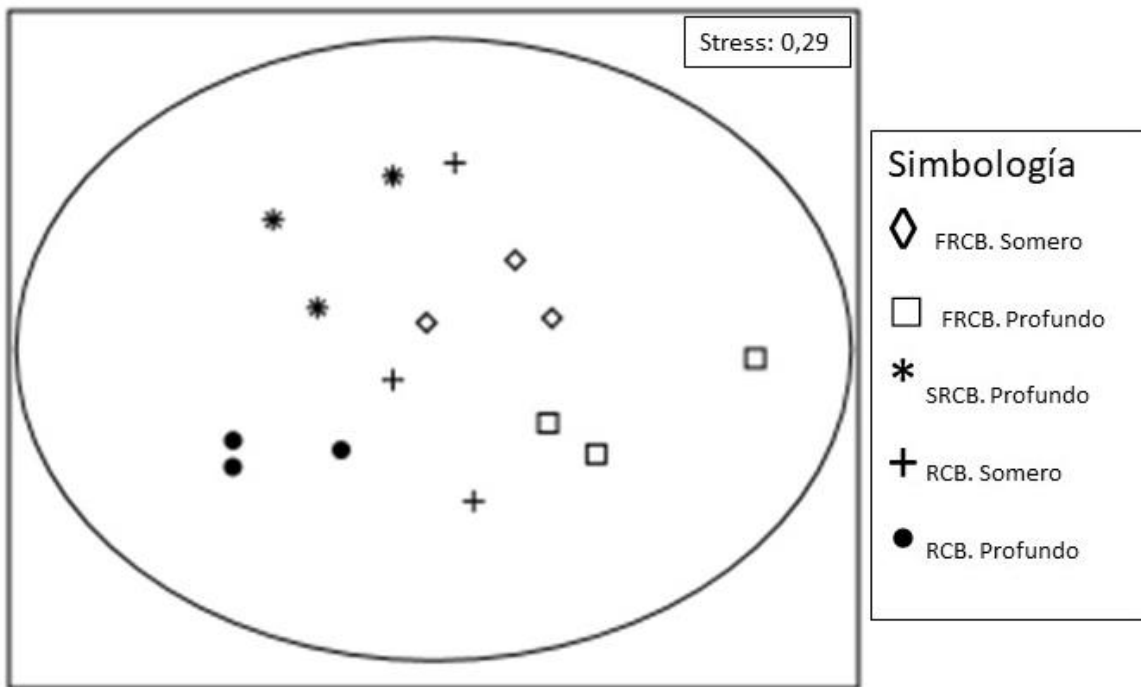


Figura 22: Análisis no métrico multidimensional con el índice de similitud cuantitativa Bray-Curtis para el grupo de invertebrados en los arrecifes rocoso del área de estudio.

Vertebrados:

Mediante el análisis **nMDS** de vertebrados para los sitios monitoreados, se puede observar que existen separaciones entre los sitios dentro del área protegida (RCB) y los sitios fuera (FRCB), de igual manera se observa la similitud que existe entre los sitios dentro y el sitio sombrilla (SRCB). Los sitios significativamente más separados son FRCB en ambas profundidades y RCB en ambas profundidades. El nivel de estrés fue regular (0,19) por lo que las separaciones no fueron estadísticamente diferenciables (figura 23).

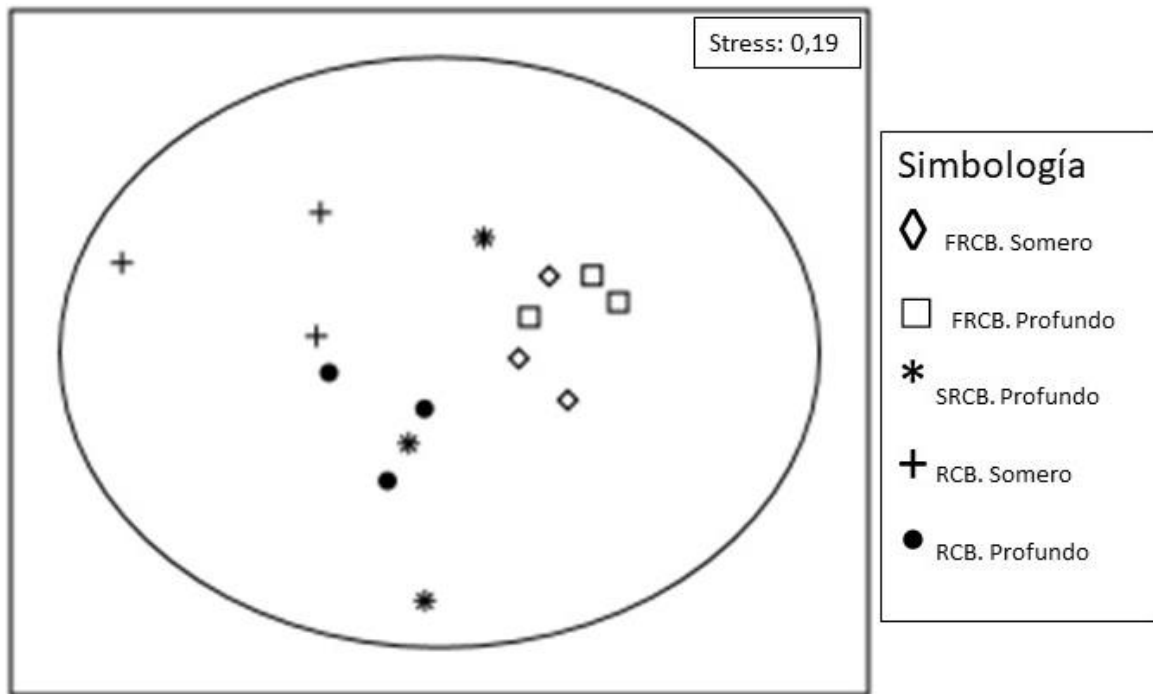


Figura 23: Análisis no métrico multidimensional con el índice de similitud cuantitativa Bray-Curtis para el grupo de vertebrados en los arrecifes rocosos del área de estudio.

Conjunto de organismos:

Finalmente se elaboró el análisis **nMDS** tomando en cuenta el conjunto de organismos tanto macroinvertebrados como vertebrados para determinar qué tan separados están los ecosistemas; SRCB y RCB profundo presentaron mayor proximidad y a la vez mayor distancia con FCB profundo y FCB somero. El nivel de estrés fue pobre (0,23) por lo que las separaciones no fueron estadísticamente diferenciables (figura 24).

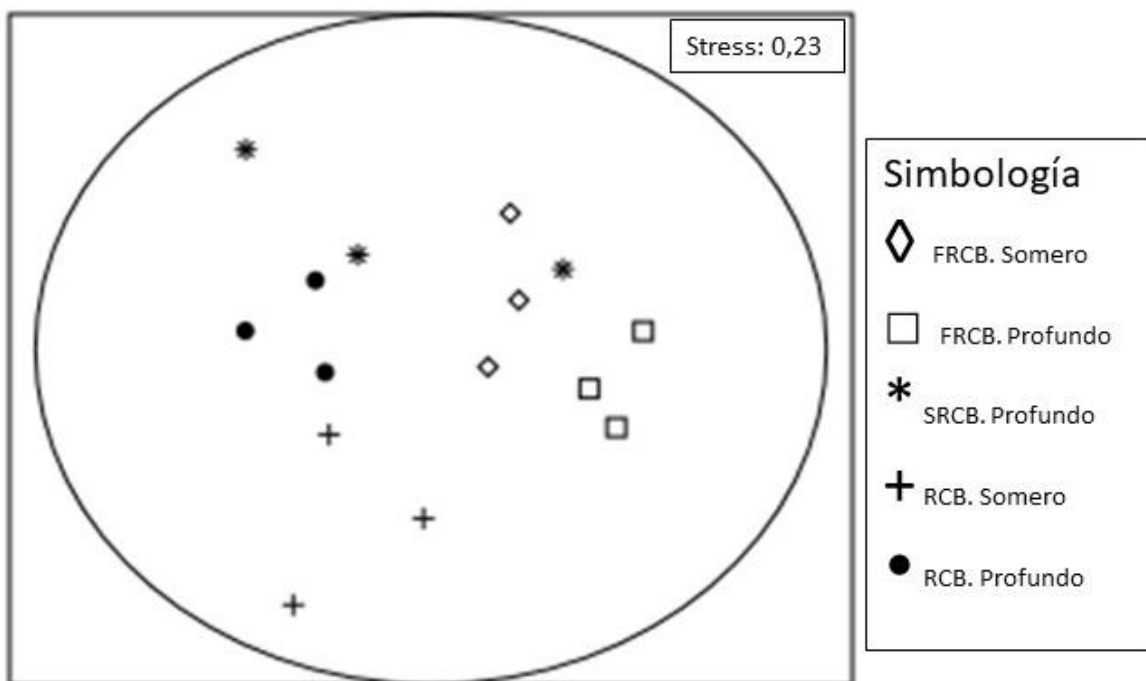


Figura 24: Análisis no métrico multidimensional con el índice de similitud cuantitativa Bray-Curtis para el conjunto de organismo por sitio en los arrecifes rocosos del área de estudio.

Índice de diversidad (Shannon-Weinner H')

La diversidad de fauna marina es similar en los sitios RCB (3,04) y FRCB (3,20), siendo este último el que presentó los valores más altos. No se calculó el valor de este índice en el sitio SRCB debido a que no tuvo el mismo esfuerzo de muestreo al no poder realizarse las inmersiones en los sitios someros por las condiciones oceánicas adversas (cuadro 3).

Cuadro 3: Riqueza, abundancia e índice de diversidad Shannon-Wiener para la fauna marina en los arrecifes rocosos de los sitios de estudio, para el mes de junio 2018 y marzo 2019.

Índice de diversidad de Shannon-Wiener			
	S (# especies)	N (tol. Ind.)	Valor índice
RCB	90	3204	3,04
FRCB	86	3249	3,20
TOTAL	142	8272	

Al calcular este índice de diversidad para los grupos de vertebrados e invertebrados, de igual manera los datos para RCB y FRCB son similares, siendo el sitio FRCB el que presentó los valores más altos en ambos grupos (cuadros 4 y 5).

Cuadro 4: Riqueza, abundancia e índice de diversidad Shannon-Wiener para los vertebrados en los arrecifes rocosos de los sitios RCB y FRCB, para el mes de junio 2018 y marzo 2019.

Índice de diversidad de Shannon-Wiener. Vertebrados			
	S (# especies)	N (tol. Ind.)	Valor índice
RCB	47	1157	2,95
FRCB	45	1307	2,99
TOTAL	92	2464	

Cuadro 5: Riqueza, abundancia e índice de diversidad Shannon-Wiener para los macroinvertebrados en los arrecifes rocosos de los sitios RCB y FRCB, para el mes de junio 2018 y marzo 2019.

Índice de diversidad de Shannon-Wiener. invertebrados			
	S (# especies)	N (tol. ind.)	Valor índice
RCB	43	3204	2,08
FRCB	41	3249	2,22
TOTAL	84	6453	

Análisis de datos oceanográficos:

Temperatura superficial del mar

Los análisis estadísticos de los datos de temperatura de superficie del mar en los sitios de muestreo durante los años 2018 y 2019 indicaron que no hay diferencias significativas, ya que en promedio las temperaturas fueron en FRCB: $29,35 \pm 0,48$ °C; en SRCB: $29,21 \pm 0,62$ °C y en RCB: $29,32 \pm 0,53$ °C (figura 25).

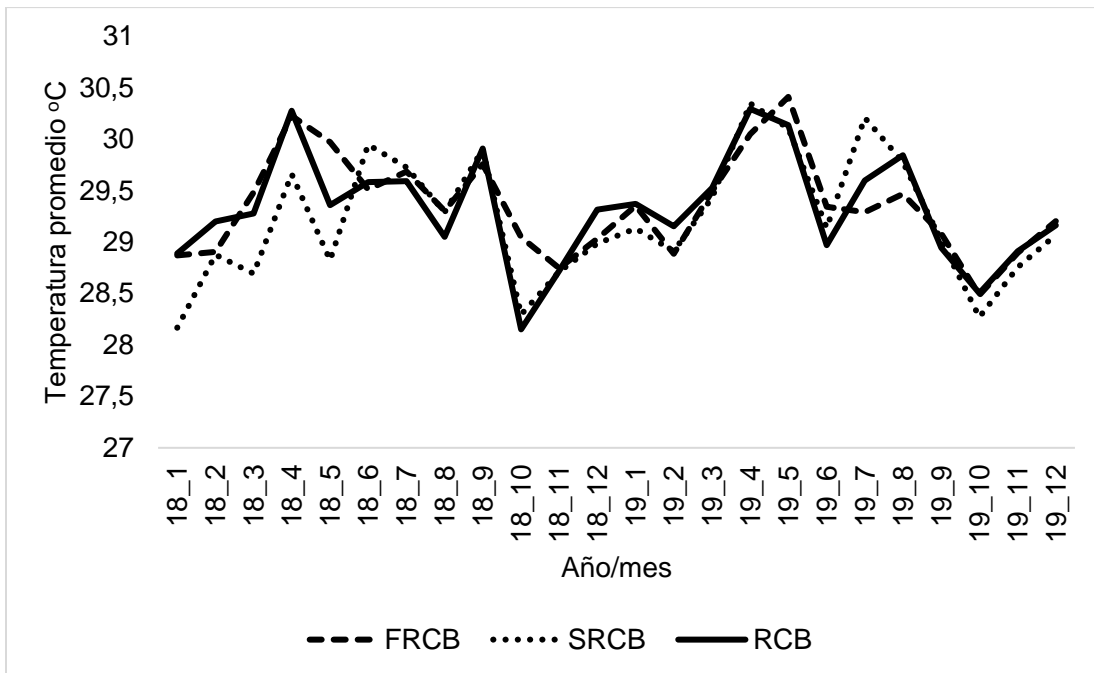


Figura 25: Distribución de la temperatura promedio de la superficie del mar durante los años 2018 y 2019 en el área de estudio.

Concentración de clorofila

Los análisis estadísticos de los datos de concentración de clorofila en los sitios de muestreo durante los años 2018 y 2019, muestran que los meses con las mayores concentraciones de clorofila promedio fueron noviembre del año 2018 ($3,50 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$) y octubre del año 2019 ($4,70 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$), lo cual coincide con la época lluviosa para Costa Rica. El promedio de concentración de clorofila por sitio fue: en FRCB: $1,30 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}\pm 1,06$; en SRCB: $0,74 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}\pm 0,70$; y en RCB: $0,67 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}\pm 0,53$. Por lo que el sitio FRCB (Isla Tortuga) fue el que presentó las mayores concentraciones de clorofila durante los años 2018 y 2019. En los análisis de varianza Kruskal-Wallis de igual manera el sitio FRCB presenta la mayor concentración de clorofila promedio $1,30 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$ ($p 0,02$), por lo que sí hay diferencias significativas por sitios (figura 26).

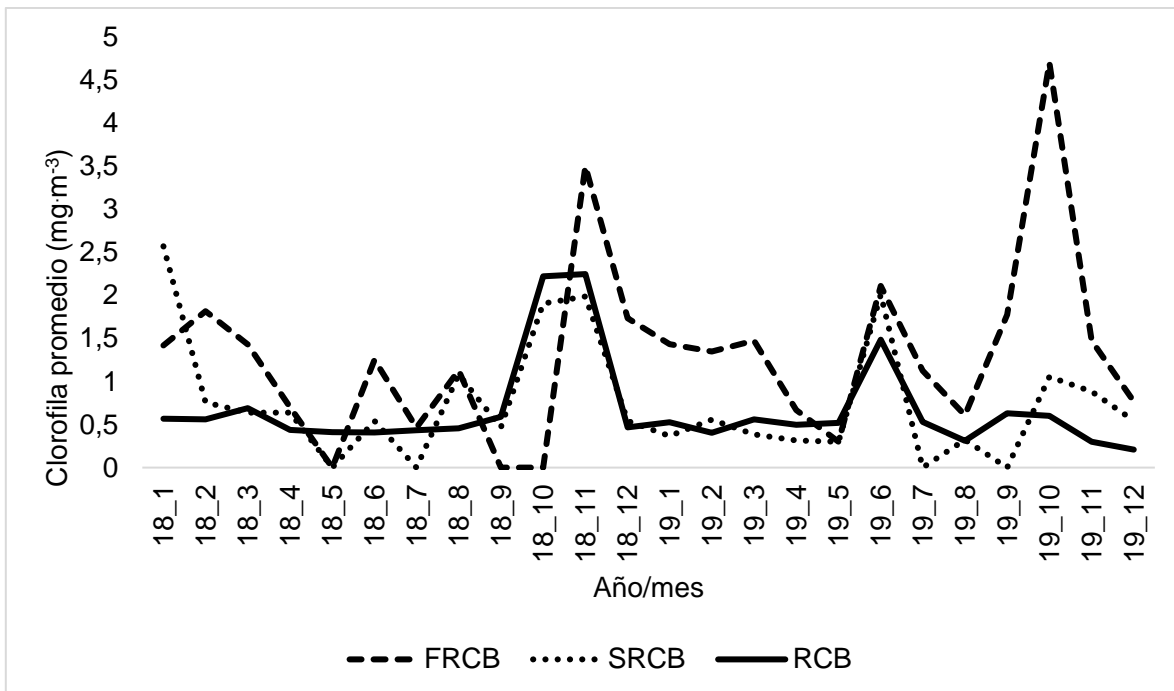


Figura 26: Concentración de clorofila promedio en los sitios de muestreo durante los años 2018 y 2019 en el área de estudio.

Efectos de los regímenes de protección sobre los parámetros poblaciones

Invertebrados (Erizos):

Diadema mexicanum

Para el caso de las tallas del erizo de espinas negras (*Diadema mexicanum*), la mayor cantidad de individuos se agrupó dentro de las tallas de entre 10 cm y 16 cm, siendo el sitio FRCB donde se agruparon los individuos de mayor tamaño. El sitio SRCB fue el que registró las tallas más pequeñas y la menor cantidad de individuos. Por su parte el sitio RCB solo superó en individuos a FRCB dentro de la clase de los 10 cm (figura 27).

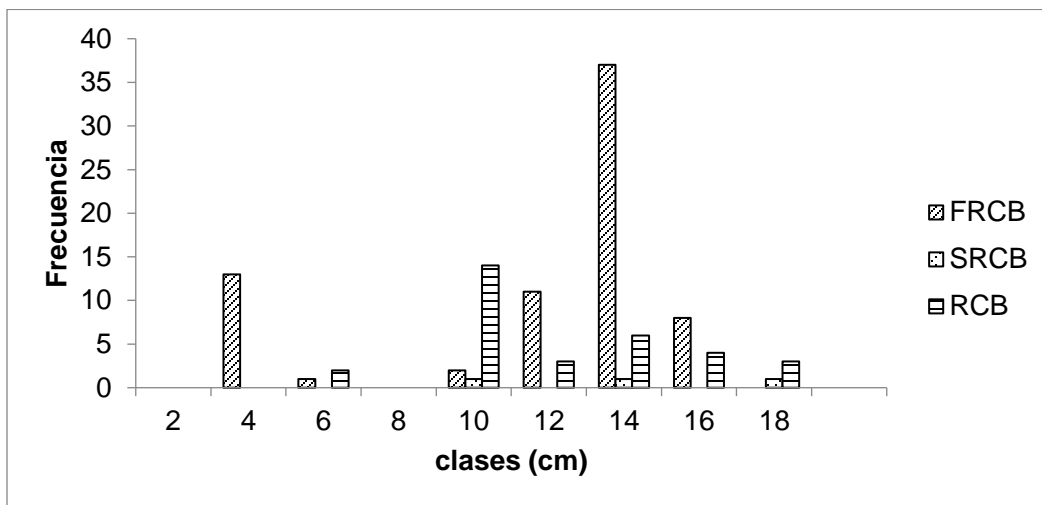


Figura 27: Histograma de tallas de *Diadema mexicanum* en los arrecifes rocosos del área de estudio.

Eucidaris thouarsii

Para el caso de las tallas del erizo de espinas de lápiz (*Eucidaris thouarsii*), la mayor cantidad de individuos se agrupó dentro de las tallas de entre 6 cm y 10 cm, siendo nuevamente el sitio FRCB donde se agruparon los individuos de mayor tamaño. El sitio SRCB registró muy pocos individuos y solamente dentro de las tallas de 10 cm. Finalmente el sitio RCB registró pocos individuos en comparación con FRCB, dentro de las tallas entre 6 cm y 12 cm (figura 28).

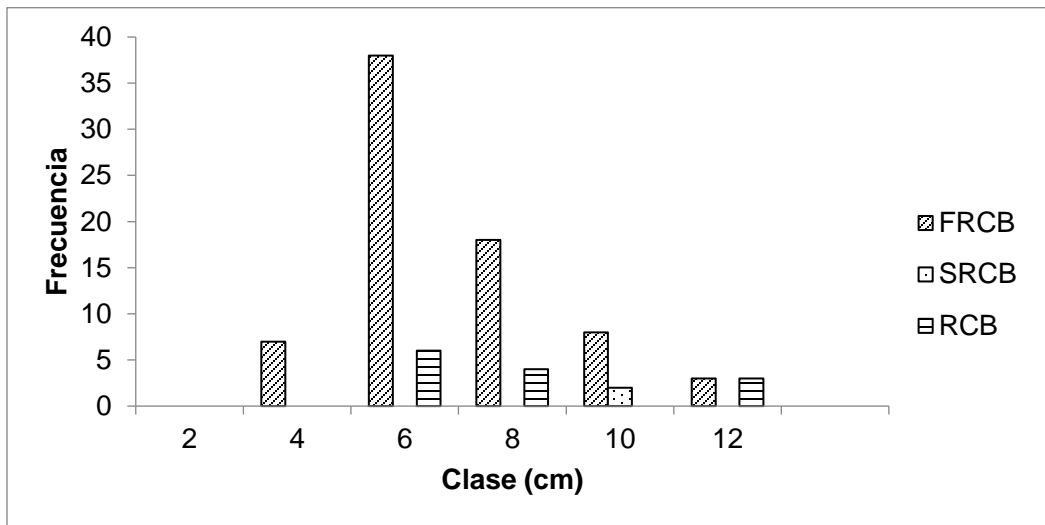


Figura 28: Histograma de tallas de *Eucidaris thouarsii* en los arrecifes rocoso del área de estudio

Aporte de biomasa promedio de peces de importancia comercial:

Los mayores aportes de biomasa promedio de las especies de peces de importancia comercial estuvo distribuido en los sitios SRCB y RCB; en la RCB se obtuvo el mayor aporte de biomasa dentro de las familias Carangidae ($2,13 \text{ ton}\cdot\text{ha}^{-1}$) y Haemulidae ($0,78 \text{ ton}\cdot\text{ha}^{-1}$); para un total general de $3,17 \text{ ton}\cdot\text{ha}^{-1}$; por su parte SRCB registró los mayores aportes de biomasa en las familias Lutjanidae ($0,30 \text{ ton}\cdot\text{ha}^{-1}$), Scaridae ($1,12 \text{ ton}\cdot\text{ha}^{-1}$) y Serranidae ($0,09 \text{ ton}\cdot\text{ha}^{-1}$), para un total general de $2,04 \text{ ton}\cdot\text{ha}^{-1}$. Para el sitio FRCB, los aportes de biomasa no superaron las $0,05 \text{ ton}\cdot\text{ha}^{-1}$ en ninguna de las familias, en total general, este sitio aportó $0,07 \text{ ton}\cdot\text{ha}^{-1}$. Porcentualmente se obtuvo que RCB aportó un 70% de la biomasa de especies de importancia comercial dentro del área de estudio, SRCB un 27% y FRCB solamente un 3% (figura 29).

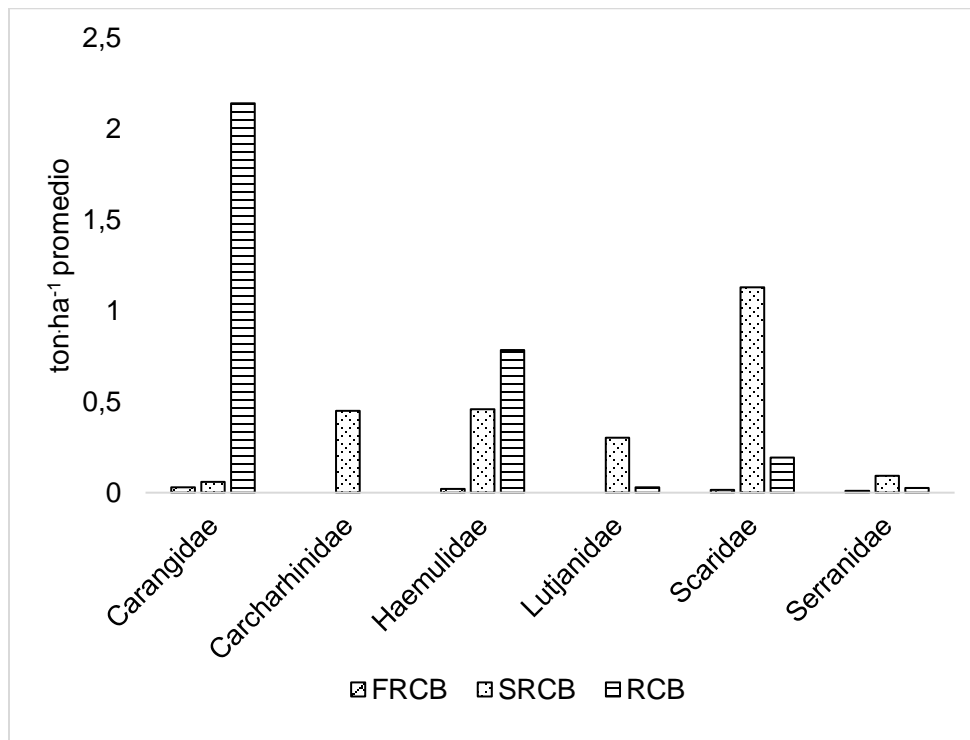


Figura 29: Aporte de biomasa promedio ($\text{ton}\cdot\text{ha}^{-1}$) de peces de importancia comercial en los arrecifes rocosos del área de estudio.

Índice de salud del arrecife

Los valores más altos de este índice fueron obtenidos en la RCB (0,40) seguido por el sitio SRCB (0,27) y finalmente con datos negativos el sitio FRCB (-0,35). Lo anterior indica que tanto la RCB como su sitio sombrilla son arrecifes considerablemente más sanos que los del sitio FRCB (Isla Tortuga) (figura 30).

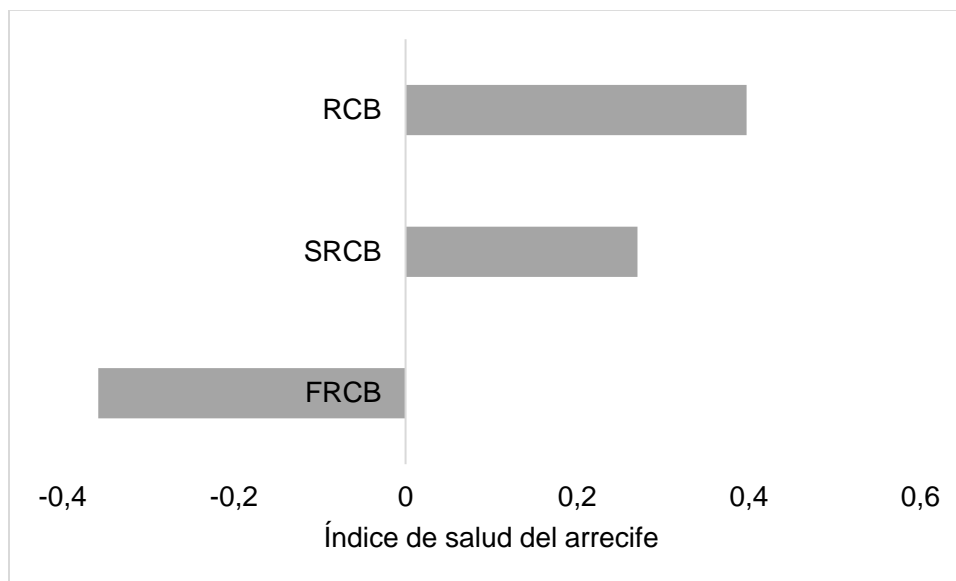


Figura 30: Índice de salud de los arrecifes rocosos evaluados en la zona de estudio.

DISCUSIÓN

Los datos para esta investigación, se obtuvieron mediante la aplicación del Protocolo Nacional para el Monitoreo Ecológico de arrecifes coralinos del (SINAC, 2016), con ajustes para arrecifes rocosos, propuestos por la Escuela de Ciencias Biológicas de la Universidad Nacional de Costa Rica (UNA), estas adaptaciones fueron principalmente para la obtención de parámetros poblacionales como biomasa en vertebrados, la inclusión de organismos macroinvertebrados de todos los tamaños mayores a 1 cm y el cálculo de coberturas de organismos sésiles. El país hasta la fecha no cuenta con un protocolo oficializado para estos ecosistemas (arrecifes rocosos), por lo que estos serían los primeros resultados obtenidos de un área marina protegida durante y para la elaboración de un protocolo de monitoreo de arrecifes rocosos, que se espera sea oficializado por el Sistema Nacional de Áreas de Conservación (SINAC) en el corto plazo. De igual manera, es la primera vez que se realiza un muestreo ecológico submarino con técnicas cotejables en el tiempo en la Reserva Natural Absoluta Cabo Blanco, por lo que estos resultados son de gran relevancia para las futuras investigaciones, planes de manejo y monitoreos de estos arrecifes.

Los ajustes que se llevaron a cabo en la metodología de monitoreo, se deben a que en los arrecifes rocosos de los sitios estudiados, la presencia de corales es reducida y muy puntualizada, encontrándose pequeños parches dispersos en el arrecife (BIOMARCC-SINAC-GIZ, 2013), por lo tanto, no hay una dominancia de estos organismos, y la función de estos como generadores de refugio y para la reproducción de especies es sustituida por estructuras irregulares y cavidades dentro de las formaciones rocosas mayoritariamente de origen volcánico, con presencia de macroalgas y una diversidad de macroinvertebrados como octocorales, esponjas, ascidias, crustáceos y moluscos, entre otros, además de peces que sobreviven gracias al consumo de estos (Robertson & Allen, 2015). El PRONAMEC de arrecifes coralinos (SINAC, 2016), no incluye la estimación de la cobertura de estos otros invertebrados, que, en un arrecife rocoso, su diversidad y composición tienen gran relevancia ecológica. Esto se evidenció en todos los sitios

de esta investigación, obteniéndose una gran diversidad y dominancia observada en el área de estudio, principalmente en los grupos de suspensívoros (Octocorallia) y filtradores (Demospongiae y Ascidiacea) para el caso de invertebrados (cuadro 2; figuras 3, 5 y 6), así como los vertebrados también demostraron una alta diversidad donde los piscívoros, macroinvertívoros y herbívoros fueron grupos que tuvieron los valores más altos en riqueza (figura 4).

Esta riqueza y dominancia, en todos los sitios de monitoreo, de especies pertenecientes a los grupos de filtradores y suspensívoros (figuras 5 y 6) puede estar asociado a que son áreas expuestas a corrientes producto de alta energía liberada por el oleaje y cambio en las mares (Lizano & Alfaro M., 2014), lo que podría favorecer en la obtención de alimentos acarreados en los cuerpos de agua, sin embargo, se necesita más información al respecto, que permita relacionar estas condiciones oceánicas de un sitio en particular con el establecimiento de organismos suspensívoros y filtradores.

Otro aspecto a considerar para el establecimiento de organismo en el arrecife, es la penetración de la luz, debido a que esta puede cambiar en la columna de agua, condicionando el hábitat de los organismos según las condiciones de luminosidad y profundidad, y puede restringir la presencia o no de sustratos adecuados para su refugio y reproducción (Edmunds *et al.*, 2018; NOAA, 2016; Thomson *et al.*, 2000), de allí la importancia de que los monitoreos para arrecifes rocosos se desarrollen al menos a dos profundidades, una somera no mayor a -5 m y otra profunda no mayor a -20 m (Aburto-Oropeza *et al.*, 2015; Ulate, 2016). Esto ya que la penetración de la luz juega un papel determinante en la producción primaria (Toro-Farmer *et al.*, 2016), así como de algas y organismos asociados al establecimiento de corales y octocorales (Romero-Hernández, 2018), fundamentales para la alimentación de muchas otras especies como las herbívoras, mismas que cumplen la función de mantener los tapetes de algas controlados reduciendo la invasión de espacios que pueden ser ocupados por corales (Robinson *et al.*, 2020; Williams *et al.*, 2019).

Debido a esa importancia, en este estudio, después del análisis de profundidad, se pudo observar la presencia de organismos herbívoros dependientes de las

macroalgas como lo son los erizos *Eucidaris thouarsii* y *Diadema mexicanum*, ambas especies se registraron como dominantes tanto en los sitios someros como en los profundos de la Isla Tortuga (sitio no protegido) (figuras 8, 9 y 10), pero solo fueron frecuentes en los sitios profundos de la Reserva Cabo Blanco (área protegida) (figura 13), probablemente asociado a una mayor presión por parte de depredadores que los consumen. Estas especies de erizos, al ser herbívoras depende de la producción de algas para su alimentación por lo que se puede considerar, que en los sitios estudiados hay una adecuada penetración de luz que brinda las condiciones para su establecimiento tanto de macroalgas como de estos organismo que se alimentan de ellas, *Diadema mexicanun* es una especie ampliamente distribuida y abundante en los arrecifes tropicales (Benitez Villalobos et al., 2008; Muthiga & Mcclanahan, 2007), considerado un importante bioerosionador de los arrecifes y de gran relevancia en su restructuración y modelado de estos ecosistemas (Arias-Godínez et al., 2019; Glynn et al., 2020), por lo que el monitoreo constante de este organismo es primordial para la evaluación de ecosistema. Adicionalmente, la presencia y los tamaños de estos organismos, son un indicativo indirecto de la ausencia de peces depredadores del nivel trófico macroinvertívoros, pudiéndose demostrar un desbalance en la cadena trófica y por ende un manejo ineficiente de las áreas protegidas.

Otros invertebrados sésiles que fueron un componente importante en los sitios de muestreo son los octocorales *Leptogorgia alba* y *Carijoa riisei*, dominantes en los análisis por ecosistema (sin importar profundidad), en todos los sitios (figuras 10-14), coincidiendo con lo señalado por Romero-Hernández (2018) y Liberman et al (2018) sobre la importancia de la luz para el establecimiento de corales y octocorales. *Leptogorgia alba* es una especie común y dominante en los arrecifes del pacífico de Costa Rica y particularmente en la Reserva Cabo Blanco (Breedy & Cortés, 2014) pero poco común en otros del sitio del pacifico como las Islas Malpelo Colombia (Sánchez et al., 2016). Por su parte, *Carijoa riisei* es una especie ampliamente distribuida y considerada plaga en arrecifes de Suramérica por su capacidad de invadir ecosistemas (Sánchez et al., 2016; Sánchez & Ballesteros, 2014). En este estudio esta especie tiene coberturas porcentuales importantes

especialmente en los sitios muestreados de RCB, sin embargo, hasta que no se evalué a lo largo del tiempo, no se puede considerar un problema, sólo con datos cotejables en el tiempo se podrá hacer una evaluación oportuna y recomendaciones para su manejo.

Otra especie que si bien no tiene tanta dependencia de la luz pero que fue dominante en todos los sitios, en ambas profundidades, fue la ascidia azul (*Rhopalaea birkelandi*) (figuras 10-14); esta es una especie considera común y dominante en estudios realizados en arrecifes rocosos del pacífico Panameño (Bullard *et al.*, 2011) y Costa Rica (Nova, 2010), además de ser muy importante en la dieta de quelonios en especial de la tortuga Carey (*Eretmochelys imbricata*) en el pacífico norte del país (Carrión-Cortez *et al.*, 2013).

La riqueza de organismos con dependencias a la penetración de la luz, y asociadas a las condiciones típicas de arrecifes rocosos, también se ve reflejado en las especies dominantes de vertebrados en el área de estudio, por ejemplo, en la isla Tortuga (sitio no protegido) somero, una de las especies dominantes fue el Ángel real (*Holacanthus passer*) especie considera común en arrecifes rocosos cuya alimentación es invertebrados particularmente esponjas (Verdín-Padilla *et al.*, 2011) (figura 15), por lo que es de esperar que esta especie se encuentre en sitios con las condiciones adecuadas para el establecimiento de esponjas, por la dependencia de algunas de estas especies a la luz (Pineda *et al.*, 2016). De igual manera, en la Reserva Cabo Blanco, somero, el Cirujano chancho (*Prionurus laticlavus*) fue la única especie considerada dominante (figura 19), por lo que, por sus hábitos herbívoros (Carr *et al.*, 2018) de igual manera se esperaría su presencia en sitios con adecuada penetración de luz.

En los sitios profundos, hubo claras diferencias de especies dominantes, sin embargo, todas dentro del grupo de los herbívoros y macroinvertívoros (figuras 16 y 20), a excepción del bajo Tortilla (sitio cercano a la Reserva Cabo Blanco y considerado “sombriilla”) ya que fue el único donde se registró una especie piscívora como lo es el tiburón punta blanca (*Triaenodon obesus*) (figura 18), el cual es una especie de arrecife (López-Garro *et al.*, 2020; Whitney *et al.*, 2012), y de uso

comercial (Ross *et al.*, 2017). Otra especie registrada como dominante en este sitio fue el loro gigante (*Scarus perrico*) especie herbívora (Melgarejo-Damián *et al.*, 2018), de sumo interés por la presión que ha venido sufriendo por su uso para el consumo humano y su importancia en las comunidades arrecifales (Ross *et al.*, 2017) y por su importancia en el pastoreo de algas y como formadores de sedimentos finos de arrecifes (Robertson & Allen, 2015). En la Reserva Cabo Blanco no hubo dominancia de especies tope, ya que dominaron el Cirujano cariblanco (*Acanthurus nigricans*), el Cirujano chancho (*Prionurus laticlavus*) especies herbívoras ramoneadoras asociadas a los arrecifes que se movilizan en grandes cardúmenes (Carr *et al.*, 2018; Zgliczynski *et al.*, 2019), y el Loro gigante (*Scarus perrico*) (figura 20) que como se mencionó anteriormente es una especie con clave en los arrecifes que tiene presión de pesca local (Robertson & Allen, 2015; Ross *et al.*, 2017). La dominancia del loro gigante (*S. perrico*) en estos dos sitios y la presencia de especies piscívoras muestran una gran diferencia respecto a la isla Tortuga (sitio sin protección) profundo, en donde especies comunes como damisela bicolor (*Stegastes acapulcoensis*) y la mariposa amarilla (*Johnrandallia nigrirostris*) fueron las dominantes, lo que podría indicar que el sitio presenta una fuerte presión de pesca.

Es importante recordar que, para efectos de este estudio, se utilizaron las biomásas de peces para determinar la dominancia, y no la densidad, esto ya que no puede considerarse dominante una especie pequeña como el lábrido arcoíris (*Thalassoma lucasanum*) tamaño máximo 15 cm, cuando hay especies de mayor tamaño y abundancias similares como el grupo de los cirujanos (Acanthuridae) cuyas tallas máximas pueden superar los 60 cm (Carr *et al.*, 2018; Friedlander *et al.*, 2012; Galván-Villa, 2015; Robertson & Allen, 2015; Zgliczynski *et al.*, 2019).

Una especie que destacó en el monitoreo fue el jurel ojón (*Caranx sexfaciatus*) esto debido a que se observó cardúmenes numerosos pero ocasionales, que ocasionó que aumentara considerablemente la biomasa en la Reserva Cabo Blanco profundo (figuras 7 y 29). Esta especie ha sido utilizada en Filipinas como indicador de buena salud en áreas marinas protegidas por su importancia para el turismo

recreativo, pesca y por ser una especie tope en las cadenas tróficas (Maypa, 2012); y es una especie representativa que aumenta los datos de biomasa en sitio con protección absoluta (Barrett *et al.*, 2019). En Costa Rica tiene importancia comercial en pesca artesanal y deportiva (Ross *et al.*, 2017), por lo que la presencia de esta especie en la Reserva Cabo Blanco y no así en los sitios no protegidos como la isla Tortuga y el Bajo Tortilla, puede ser un indicador de un buen manejo del área marina protegida.

Otro aspecto que los monitoreos en zonas protegidas nos permite determinar, son los impactos de los usos permitidos sobre los organismos que habitan los sitios, cuando se trata de áreas marinas en donde se permite actividades que implican el aprovechamiento de los recursos, como es el caso de áreas marinas de manejo, refugios de vida silvestre, y humedales, o en donde se permite el turismo recreativo como es el caso de Parques Nacionales y Reservas Biológicas, es fundamental tener un control adecuado del impacto que las actividades humanas puedan estar generando en los ecosistemas, pero para saber esto es necesario contar con una línea base que solo los monitoreos constantes en el tiempo pueden generar y no solo en sitios en donde se permite el turismo o el aprovechamiento de los recursos, sino además en aquellas áreas protegidas como la Reserva Cabo Blanco, en donde solo se permite la investigación en su área marina, prohibiendo, inclusive el buceo recreativo. En este tipo de áreas con protección absoluta se esperaría encontrar ecosistemas más saludables y similares a condiciones óptimas, que funcionen como punto de referencia para otros sitios. Maass *et al* (2010), respaldan lo anterior al determinar que el monitoreo ecológico y el conocimiento adecuado sobre el comportamiento espacial y temporal de los organismos y de los cambios en los hábitats permiten incidir en la regulación y en propuestas de conservación en las áreas protegidas; el monitoreo posibilita dar seguimiento de la respuesta de los ecosistemas frente a las acciones de manejo implementadas (Cuadros *et al.*, 2020). Y se pueden identificar y priorizar acciones o estrategias de manejo que reduzcan el estrés en sitios prioritarios para la conservación (Maynard *et al.*, 2014).

Un claro ejemplo de lo anterior, en donde podemos utilizar resultados del monitoreo para comparar que efectos tiene la conservación sobre poblaciones de especies como peces, y las condiciones en las que deberían estar estos ecosistemas, es la biomasa obtenida en esta investigación, ya que, si bien los valores de riqueza de especies en los tres sitios investigados fueron similares (figuras 3 y 4), y los análisis nMDS no mostraron separaciones estadísticamente diferenciables (figuras 22, 23 y 24) los aportes superiores de biomasa promedio, que la Reserva Cabo Blanco (sitio protegido) y el Bajo Tortilla (sitio fuera de la Reserva Cabo Blanco considerado “sombrija”) producen $9,28 \text{ ton}\cdot\text{ha}^{-1}$ y $3,8 \text{ ton}\cdot\text{ha}^{-1}$ respectivamente, en comparación con la Isla Tortuga (sitio sin protección) con valores $<0,3 \text{ ton}\cdot\text{ha}^{-1}$ (figura 7) son muestras de que categorías de manejo completamente restrictivas generan impactos positivos en los ecosistemas marinos y en particular sobre las poblaciones de peces, muchas de las cuales tienen importancias para el consumo humano. Lo anterior podría deberse a factores de protección, ya que el manejo de la Reserva Cabo Blanco en cuanto a pesca y el turismo marino es completamente prohibido, a diferencia de la Isla Tortuga en donde hay una fuerte presión sobre el recurso ya sea por pesca artesanal o turismo (Calvo *et al.*, 2020).

Está demostrado que la biomasa de todos los ensamblajes de peces se incrementa significativamente en áreas con protección absoluta e inclusive con protección parcial (Beita-Jiménez *et al.*, 2019; Sala & Giakoumi, 2018). Autores como McClanahan *et al* (2007) y McClanahan & Graham (2015), determinaron mediante métodos estadísticos que, en las áreas sin pesca dentro de parques nacionales en el océano Índico, con más de 12 años de protección, una biomasa saludable de peces superiores a los 10 cm debería estar entre 1,1 a $1,2 \text{ ton}\cdot\text{ha}^{-1}$; en el Parque Nacional Cabo Pulmo en México, Aburto-Oropeza *et al* (2015) estimaron que en una década la biomasa de peces se había incrementado en $3,4 \text{ ton}\cdot\text{ha}^{-1}$; por lo que los resultados obtenidos para la Reserva Cabo Blanco y el Bajo Tortilla estarían por encima de estos rangos, no así la Isla Tortuga con valores $<0,3 \text{ ton}\cdot\text{ha}^{-1}$ antes mencionados. Sin embargo, al comparar los sitios estudiados con los resultados de

biomasa del Parque Nacional Isla del Coco en el pacífico de Costa Rica, donde las estimaciones de biomasa son de $12,5 \text{ ton}\cdot\text{ha}^{-1}$ (Fourrière *et al.*, 2019), se puede advertir alertas respecto a los datos obtenidos; hay que tomar en cuenta que la costa del pacífico costarricense durante muchos años ha sido sometida a la pesca, por lo que valores de biomasa superiores a $1,5 \text{ ton}\cdot\text{ha}^{-1}$ son considerados dentro de lo normal para la región (Alvarado *et al.*, 2018; Cordero-Umaña & Santidrián-Tomillo, 2020).

Otro dato que se puede obtener mediante los monitoreos, es la respuesta de las poblaciones de peces ante la protección, y como esto puede beneficiar áreas aledañas; se ha demostrado que las reservas marinas aumentan las poblaciones de peces en zonas circundantes mediante la exportación larvaria y de biomasa (Sala *et al.*, 2016; Sala & Giakoumi, 2018). Los datos que arroja el Bajo Tortilla (sitio sombrilla de la Reserva Cabo Blanco) en cuanto a biomasa y riqueza, muestra como un área protegida con restricción de pesca puede aportar, mediante la exportación de biomasa, recursos a los sitios aledaños, favoreciendo la pesca local, reduciendo la presión sobre las poblaciones de peces e inclusive sobre la propia área protegida (Beita-Jiménez *et al.*, 2019; Ross, 2013; Sala *et al.*, 2016; Sala & Giakoumi, 2018). Lo anterior es comparable con los resultados obtenidos por Ross (2013) en el Parque Nacional Marino Ballena de Costa Rica y sus zonas de influencia, al concluir que esta área protegida es una zona de cría para las especies de importancia comercial, las cuales se desplazan a zonas circundantes más cercanas al alcanzar tallas grandes, y que hay una alta similitud en relación a las comunidades de peces dentro del ASP y en sus zonas de influencia, poniendo de manifiesto el efecto de desborde que incide sobre la zonas más cercanas al Parque Nacional.

De igual manera, con los datos obtenidos, se clasificó el aporte de biomasa de las familias de peces de importancia comercial (Carangidae, Haemulidae, Lutjanidae, Scaridae y Serranidae) (figura 29) y del total reportada de biomasa para la zona de estudio de las especies pertenecientes a esas familias, evidenciando que Bajo Tortilla y la Reserva Cabo Blanco aportaron el 97% de la biomasa mientras que la Isla Tortuga solamente el 3%. Esto podría interpretarse como una buena

protección de la Reserva Cabo Blanco, sea por respeto de los pescadores locales a las normas o bien por el acción institucional, y en contra parte la isla Tortuga que podría tener una fuerte presión de pesca sobre las especies de esas familias al registrar tallas pequeñas o juveniles, esto fortalece el hecho de que las áreas protegidas benefician las poblaciones de peces en todos los niveles tróficos, registrando altas biomásas que se puede extender a sitios de aprovechamiento; contribuyen además a la restauración de especies clave y sus hábitats, al reducir las presiones humanas (Marshall *et al.*, 2019; Soler *et al.*, 2015; Strain *et al.*, 2019).

También, al comparar las tallas y abundancia de especies de macroinvertebrados bioindicadores como los erizos en las zonas de estudio, la isla Tortuga (sitio sin protección) registró la mayor cantidad de individuos, de las especies *Diadema mexicanun* y *Eucidaris thouarsii*, en todas las tallas incluyendo las pequeñas (< 10 cm), mientras que la Reserva Cabo Blanco registró menos individuos de estas especies; pero en tallas superiores a los 14 cm (figura 27). Si comparamos estos datos con las biomásas de peces macroinvertívoros registrados en ambos sitios, se puede considerar que hay una relación entre los tamaños y abundancia de erizos con la biomasa de las poblaciones de peces que los consumen, esto coincide con la teoría de que con la disminución de depredadores de erizos, las poblaciones pueden descontrolarse (Alvarado *et al.*, 2018; Flower *et al.*, 2017) y esto se nota al registrar individuos en todas las tallas pero en especial en las pequeñas, ya que, ante una mayor biomasa de peces macroinvertívoros se esperaría encontrar individuos de erizos pero en mayor cantidad dentro de las tallas consideradas grandes (Alvarado *et al.*, 2018; Graham *et al.*, 2017). La dominancia de estas especies, que no tienen importancia para el consumo humano en Costa Rica (Ross *et al.*, 2014), en la Isla Tortuga, puede ser un indicador de un ecosistema desequilibrado por la ausencia o poca presencia de especies que los consumen.

Un aspecto a considerar para esta investigación fueron los parámetros ambientales de temperatura superficial del mar y la concentración de clorofila, que de igual manera son importantes a la hora de analizar datos biológicos generados durante los monitoreos (Passadore *et al.*, 2020). Si bien estos datos no son

recomendados para zonas costeras (Bao *et al.*, 2019; Merchant *et al.*, 2019), para efectos de este estudio, la información satelital se utilizó para tener una aproximación de las condiciones de las variables de interés en los sitios de muestreo y así poder determinar si existe un efecto en la distribución de las especies.

Es así como se pudo determinar que las temperaturas promedio para los tres sitios de estudio no variaron durante el año 2018 y 2019 (figura 25), por lo que se esperaría que esta variable no tuviese efectos sobre los resultados obtenidos, mas no así la concentración de clorofila, la cual varió significativamente en los tres sitios, principalmente entre la Reserva Cabo Blanco y la isla Tortuga siendo esta última la que registró los valores más altos durante los meses octubre, noviembre y diciembre en ambos años (figura 26), lo cual coincide con el pico de la época lluviosa para el país, asociado posiblemente a un mayor aporte de sedimentos por lo ríos que desembocan dentro del Golfo de Nicoya. Esta concentración superior de clorofila en la isla Tortuga, debería verse reflejado en una mayor productividad sin embargo, nuevamente los datos de biomasa de peces registrados en el sitio no lo reflejan así, lo cual puede interpretarse como un indicador de que, aunque la zona de Isla Tortuga tenga posiblemente mayor disponibilidad de alimento, no logra que su cadena trófica sea balanceada, obteniéndose baja biomasa de peces y una alta densidad de organismo indicadores de mala salud ecosistémica como lo son los erizos de mar y que dentro de la Reserva Cabo Blanco, con menor productividad primaria, aun así se presenten altas biomásas de peces, la cual se puede interpretar como que el manejo de protección absoluta tiene efectos positivos en el arrecife.

Finalmente, con los datos se obtuvieron dos índices: el primero fue el índice de diversidad *Shannon-Wiener* (H') el cual arrojó que los arrecifes rocosos de la Reserva Cabo Blanco como de la Isla Tortuga son sitios con alta diversidad, debido a que registraron valores del índice superiores a 3,0 (Moreno, 2001; Pla, 2006) (cuadros 3-5). Sin embargo, es importante mencionar que este índice se basa en la riqueza y abundancia registrada en los sitios y no toma en cuenta la biomasa de peces ni la abundancia o riqueza por niveles tróficos, por lo que no arroja información importante sobre el estado de salud del ecosistema.

Es por eso que además de este índice, también se obtuvo el índice de salud del arrecife basado en la metodología propuesta por Aburto-Oropeza *et al.* (2015), en el caso de los sitios muestreados se obtuvieron diferencias entre la Reserva Cabo Blanco con un valor de ese índice de 0,40, Bajo Tortilla 0,27 y la Isla Tortuga -0,35 (figura 30). Los resultados de este índice, el cual usa lo erizos, estrellas de mar y peces piscívoros macroinvertívoros y zooplantívoros, coincide con toda la información faunística a lo largo de este documento. Debido a que el sitio con mayor salud ecosistémica según el índice es el sitio que presentó la mayor biomasa de peces y menor densidad de equinodermos, y todo lo contrario se presentó en las áreas con menor manejo. Por lo que, tanto el índice como los resultados de faunísticos, coinciden con la teoría ecológica del *Top-Down Control*, ya que evidentemente las altas biomásas de peces piscívoros y macroinvertívoros están ejerciendo presión y controlando las poblaciones de equinodermos (Jenkinson *et al.*, 2020; Ulate *et al.*, 2018). Si comparamos estos resultados con los obtenidos por el mismo autor en el pacífico mexicano, en donde el Parque Nacional Cabo Pulmo e Islas Marías obtuvieron valores de 1,30 y 1,54 respetivamente y en otras áreas marinas protegidas y sitios con presión de pesca obtuvieron valores de entre -1,10 y -0,65; se puede considerar que tanto la Reserva Cabo Blanco como el Bajo Tortilla (sitio sombrilla) no presentan condiciones desfavorables pero tampoco favorables pues no alcanzan un valor superior a 1, no así la Isla Tortuga la cual presentó valores negativos que alertan sobre una posible condición de sobre explotación de sus recursos marinos. Estos resultados se consideran un acierto para posibles implicaciones de manejo, debido a que la mayoría de los tomadores de decisiones, no necesariamente deben comprender las teorías ecológicas, pero estos índices ayudan a resumir y a generar una interpretación del estado de salud, de manera simple y asertiva, para tomar decisiones de forma expedita.

Como se puede apreciar, los monitoreos deben ser herramientas siempre presentes en el manejo de las áreas protegidas, pues de sus resultados se puede obtener información valiosa que guíe una correcta administración y manejo de estos sitios, de igual manera los datos obtenidos de esta investigación en particular en biomasa de peces, y la distribución de tallas de especies indicadoras como erizos

en los sitios, coinciden con los resultados obtenidos por Ulate *et al* (2018) en el Golfo de California, al demostrar que áreas marinas protegidas con regulaciones estrictas, tienen efectos positivos en mantener el stock pesquero y la funcionalidad de los hábitats que se protegen en comparación con aquellas áreas en donde las regulaciones son más permisivas; por lo que la Reserva Cabo Blanco es sin duda un claro ejemplo de que si se quiere dar una adecuada protección a los recursos marinos, las regulaciones deben enfocarse en la mínima o nula intervención humana.

CONCLUSIONES

La Reserva Natural Absoluta Cabo Blanco es un área protegida, constituida en su sector marino principalmente por arrecifes rocosos con presencia de pequeños parches de coral pétreo, predominan los octocorales y esponjas en las formaciones rocosas del arrecife.

La riqueza de invertebrados fue similar en todos los sitios, sin embargo, los valores promedio de riqueza indican que en la Reserva Cabo Blanco (RCB) profundo fue mayor. Sobre salen las especies de esponjas y octocorales con mayor riqueza.

La riqueza de vertebrados de igual manera fue similar en la Reserva Cabo Blanco (RCB) y la isla Tortuga (FRCB), a excepción del bajo Tortilla (SRCB) que registró la menor riqueza; el grupo de macroinvertebrados fue el dominante en todos los sitios. La mayor riqueza de piscívoros fue registrada en el Bajo Tortilla (SRCB) y la Reserva Cabo Blanco (RCB) profundo.

La cobertura promedio de macroinvertebrados que forman tapetes fue mayor por el grupo de suspensívoros y filtradores, siendo la Reserva Cabo Blanco donde se registraron los valores más altos.

La densidad de organismos que no forman tapetes fue mayor para los grupos de filtradores y suspensívoros en todos los sitios, siendo la Isla Tortuga somero en donde se obtuvieron los valores más altos.

La Biomasa obtenida en la Reserva Cabo Blanco (RCB) fue de 9,28 ton·ha⁻¹, seguida por el Bajo Tortilla (SRCB) con 3,8 ton·ha⁻¹ y la Isla Tortuga (FRCB) con 0,7 ton·ha⁻¹. Esta biomasa en la RCB y SRCB estarían por encima de los valores esperados para el pacífico costarricense a excepción de la Isla del Coco. No así la Isla Tortuga (FRCB) cuya biomasa está en niveles bajos según lo esperado para el pacífico.

En general en la Reserva Cabo Blanco (RCB), las especies de macroinvertebrados de mayor dominancia fueron: los octocorales *Leptogorgia alba*, *Leptogorgia rigida* y *Carijoa riisei*; y la Ascidia *Rhopalaea birkelandi* entre otras.

Se debe vigilar las poblaciones del octocoral copo de nieve (*Carijoa riisei*) pues presentó coberturas en los transectos de 4 m², lo que se pudiera considerar una explosión demográfica y existen reportes en el pacífico panameño y ecuatoriano donde indican que puede afectar negativamente los arrecifes en los que se establece.

En la Reserva Cabo Blanco (RCB) a nivel de ecosistema sin tomar en cuenta las profundidades, las especies de vertebrados de mayor dominancia fueron el jurel ojón (*Caranx sexfasciatus*), Cirujano chancho (*Prionurus laticlavus*), Cirujano cariblanco (*Acanthurus nigricans*) y el Loro gigante (*Scarus perrico*).

Las poblaciones de erizos de las especies *Diadema mexicanun* y *Eucidaris thouarsii* presentan mayor abundancia y distribución en rangos de tallas en la isla Tortuga (FRCB) mientras que en la Reserva Cabo Blanco se encontraron menor cantidad y en tallas superiores. Esto coincide con lo esperado para un arrecife saludable (RCB) y otro que puede estar presentando impactos por el aprovechamiento de sus recursos (FRCB).

Respecto al aporte de biomasa de especies de importancia para la pesca, tanto la Reserva Cabo Blanco como el bajo Tortilla (SRCB) presentaron valores muy superiores en cuanto a los aportes de biomasa en comparación con la Isla Tortuga (FRCB) esto podría reflejar dos aspectos; 1) La protección absoluta de la Reserva Cabo Blanco tienen impactos positivos en las poblaciones de peces, así como en las zonas de influencia; y 2) La isla Tortuga (FRCB) presenta condiciones de sobre pesca que están impactando considerablemente en la producción de biomasa del arrecife.

No se encontraron separaciones estadísticamente diferenciables en los N-MDS al conjunto de organismos estudiados.

El índice de diversidad Shannon-Wiener no arrojó diferencias significativas entre la Reserva Cabo Blanco (RCB) y la Isla Tortuga (FRCB), este último sitio fue el que presentó los valores más altos.

Por su parte, el índice de salud del arrecife propuesto por Aburto-Oropeza *et al* (2015), aplicado a los sitios de estudio, determinó que tanto la Reserva Cabo Blanco como el bajo Tortilla presentaron valores positivos (0,40 y 0,27 respectivamente) pero por debajo de lo obtenido por el autor en el Parque Nacional Cabo Pulmo e Islas Marías en el pacífico Mexicano (1,30 y 1,54 respectivamente). Por su parte la Isla Tortuga presentó valores negativos (-0,35) similares a los obtenidos por el autor en sitios sin protección en el pacífico mexicano (-1,10 y -0,65). Este índice de salud aplicado se ajustó a la teoría ecológica del Top-Down Control, demostrando ser un índice útil para tomadores de decisiones.

Se puede concluir que, por lo valores obtenidos en las diferentes variables analizadas para esta investigación, principalmente los aportes de biomasa ($9,28 \text{ ton}\cdot\text{ha}^{-1}$) las tallas ($\geq 10\text{cm}$) y abundancias ($< 0.2 \text{ org}\cdot\text{m}^{-2}$) de especies indicadoras como los erizos, la dominancia y presencia de especies piscívoras como los jureles; así como el índice de salud utilizado, el arrecife de la Reserva Natural Absoluta Cabo Blanco presenta condiciones saludables comparado con otros sitios de la costa pacífica norte de Costa Rica.

El monitoreo ecológico es sin duda, una herramienta fundamental para el manejo de las áreas marinas protegidas, así como para aquellos sitios en los cuales se da el aprovechamiento pesquero.

RECOMENDACIONES

- Realizar al menos un monitoreo anual del arrecife tanto en la Reserva Cabo Blanco como en el Bajo Tortilla para comparar el estado de dichos arrecifes en el tiempo. Se recomienda una vez al año debido a que las condiciones oceanográficas no permitirían bucear en muchos meses del año en esta zona, y se espera que los administradores del área resguarden la integridad de los y las guardaparques ante todo. Si los monitoreos implican un gasto sustancial al presupuesto del área, se puede considerar en plantear el buceo bianual, esto debido a que los arrecifes rocosos, tienden hacer estables en el tiempo, y una comparación cada dos años también sería muy beneficio en el tiempo
- Si bien los resultados de esta investigación demuestran buena salud ecosistémica en los sitios protegidos, es importante que la administración de la Reserva Natural Absoluta Cabo Blanco, evalúe sus planes de control y vigilancia marina, priorizando acciones que permitan mantener y/o mejorar el estado de conservación de las comunidades ecológicas arrecifales que se protegen dentro de sus límites.
- Se recomienda realizar una exploración del fondo marino del área protegida, con el fin de identificar el área total de arrecife rocoso que posee para poder maximizar las acciones de control y vigilancia en esos sitios, así como evaluar cuál debería ser el área de monitoreo futuro que optimice los resultados de los indicadores de salud ecosistémica.
- Siempre es recomendable el acercamiento con las comunidades vecinas al área protegida, en este caso la de Cabuya y Malpaís con mayor tradición pesquera, con el fin de informar sobre los beneficios que brinda el ASP respecto a pesca y servicios ecosistémicos en general, destacando el rol que tiene la Reserva en exportar biomasa de peces a sitios cercanos donde ellos realizan sus faenas, esto permite tener aliados de control y vigilancia, las mejoras las artes de pesca que utilizan (por ejemplo la eliminación de trasmallos o el uso de anzuelos que afectan otras especies como las tortugas

marinas) y darle un manejo adecuado a aquellas especies de importancia ecológica como los loros y tiburones, en los sitios cercanos a la Reserva.

- Se recomienda restringir la apertura del sector marino de la Reserva Natural Absoluta Cabo Blanco al buceo recreativo, ya que la protección absoluta que se ha mantenido hasta la fecha, según los resultados obtenidos durante esta investigación, ha demostrado tener impactos positivos en las comunidades ecológicas arrecifales, por lo que incluir esta actividad, puede ser contraproducente en el objetivo de mantener la salud ecosistémica del arrecife rocoso presente en el área protegida.

LITERATURA CITADA

- Aburto-Oropeza, O., Ezcurra, E., Moxley, J., Sánchez-Rodríguez, A., Mascareñas-Osorio, I., Sánchez-Ortiz, C., Erisman, B., & Ricketts, T. (2015). A framework to assess the health of rocky reefs linking geomorphology, community assemblage, and fish biomass. *Ecological Indicators*, 52(353–361), 9. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.12.006>
- ACT, SINAC, & MINAET. (2009). *Plan General de Manejo de la Reserva Natural Absoluta Cabo Blanco*. (Vol. 230810, Issue 1, pp. 1–240).
- Addison, P. F. E., Flander, L. B., & Cook, C. N. (2015). Are we missing the boat? Current uses of long-term biological monitoring data in the evaluation and management of marine protected areas. *Journal of Environmental Management*, 149, 148–156. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.10.023>
- Ahmadia, G. N., Glew, L., Provost, M., Gill, D., Hidayat, N. I., Mangubhai, S., Purwanto, null, & Fox, H. E. (2015). Integrating impact evaluation in the design and implementation of monitoring marine protected areas. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 370(1681), 20140275. <https://doi.org/10.1098/rstb.2014.0275>
- Ahmed, M., Chong, C. K., & Cesar, H. (2005). *Economic Valuation and Policy Priorities for Sustainable Management of Coral Reefs* (A. Mahfuzuddin, C. Kieok, & H. Cesar (eds.); 2005th ed.). WorldFish Center. file:///D:/Desktop/MSc/New MSc thesis project/Bibliography/Ahmed et al., 2005.pdf
- Alfaro, E. J., & Cortés, J. (2012). Atmospheric forcing of cool subsurface water events in Bahía Culebra, gulf of papagayo, Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 60(SUPPL. 2), 173–186. <https://doi.org/10.15517/rbt.v60i2.20001>
- Alfaro, E. J., Cortés, J., Alvarado, J. J., Jiménez, C., León, A., Sánchez-Noguera, C., Nivia-Ruiz, J., & Ruiz, E. (2015). Clima y temperatura sub-superficial del mar en Bahía Culebra, Golfo de Papagayo, Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 60(6), 159. <https://doi.org/10.15517/rbt.v60i2.20000>
- Alvarado, J., Fernández, C., & Nielsen, V. (2006). CAPITULO V: ARRECIFES Y COMUNIDADES CORALINAS. In V. N.-M. M. A. Quesada-Alpizar (Ed.), *Ambientes Marino Costeros de costa Rica. Comisión Interdisciplinaria Marino Costera de la Zona Económica Exclusiva de Costa Rica*. CIMAR, CI, TNC.
- Alvarado, J. J., Beita-jiménez, A., Mena, S., & Fernández-garcía, C. (2015). Ecosistemas coralinos del Área de Conservación Osa , Costa Rica : estructura y necesidades de conservación. *Revista de Biología Tropical*, 63(April), 219–259.
- Alvarado, J. J., Beita-Jiménez, A., Mena, S., Fernández, C., Cortés, J., Sánchez-Noguera, C., Jiménez, C., & Guzmán-Mora, A. G. (2018). Cuando la conservación no puede seguir el ritmo del desarrollo: Estado de salud de los ecosistemas coralinos del Pacífico Norte de Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 66(1–1), 280. <https://doi.org/10.15517/rbt.v66i1.33300>
- Amador, J. A., Alfaro, E. J., Lizano, O. G., & Magaña, V. O. (2006). Atmospheric forcing of the eastern tropical Pacific: A review. *Progress in Oceanography*, 69(2), 101–142.

<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.pocean.2006.03.007>

- Arias-Godínez, G., Jiménez, C., Gamboa, C., Cortés, J., Espinoza, M., & Alvarado, J. J. (2019). Spatial and temporal changes in reef fish assemblages on disturbed coral reefs, north Pacific coast of Costa Rica. *Marine Ecology*, *40*(1), e12532. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/maec.12532>
- Bao, S., Wang, H., Zhang, R., Yan, H., & Chen, J. (2019). Comparison of Satellite-Derived Sea Surface Salinity Products from SMOS, Aquarius, and SMAP. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, *124*(3), 1932–1944. <https://doi.org/https://doi.org/10.1029/2019JC014937>
- Barjau-González, E., Rodríguez-Romero, J., Galván-Magaña, F., & Maldonado-García, M. (2016). Variación estacional de la diversidad taxonómica de los peces de arrecifes rocosos en el suroeste del Golfo de California. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, *51*(1), 11–19. <https://doi.org/10.4067/S0718-19572016000100002>
- Barrett, L. T., de Lima, A., & Goetze, J. S. (2019). Evidence of a biomass hotspot for targeted fish species within Namena Marine Reserve, Fiji. *Pacific Conservation Biology*, *25*(2), 204–207. <https://doi.org/10.1071/PC18034>
- Barrios-Garrido, H., Sandoval, M. G., Barrientos-Muñoz, K. G., & Rojas-Cañizales, & D. (2018). Report of the 24th RETOMALA: Annual Meeting of Latin American Sea Turtle Specialists (Kobe, Japan-19 February 2018). *Marine Turtle Newsletter*, *155*(February), 25–28. <http://www.seaturtle.org/mtn/archives/mtn155/mtn155-8.shtml>
- Beita-Jiménez, A., Alvarado, J. J., Mena, S., & Guzmán-Mora, A. G. (2019). Benefits of protection on reef fish assemblages in a human impacted region in Costa Rica. *Ocean and Coastal Management*, *169*(December 2018), 165–170. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2018.12.023>
- Bellwood, D. R., Hughes, T. P., Folke, C., & Nyström, M. (2004). Confronting the coral reef crisis. *Nature*, *429*(6994), 827–833. <https://doi.org/10.1038/nature02691>
- Benitez Villalobos, F., Gómez, M. T., & López-Pérez, A. (2008). Temporal variation of the sea urchin (*Diadema mexicanum*) population density at Bahías de Huatulco, Western Mexico. *Revista de Biología Tropical*, *56*, 255–263.
- BIOMARCC-SINAC-GIZ. (2013). *Estudios científicos de hábitat marino costero y situación socioeconómica del Pacífico Sur de Costa Rica* (1st ed., Vol. 4, Issue Biodiversidad Marina y Costera de Costa Rica). BIOMARCC.
- Booth, D., & Brosnan, D. (1995). The Role of Recruitment Dynamics in Rocky Shore and Coral Reef Fish Communities. *Advances in Ecology Research*, *26*: 309-38.
- Breedy, O., & Cortés, J. (2014). Gorgonias (Octocorallia: Gorgoniidae) de las aguas someras del Pacífico Norte de Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, *62*(December), 43–62. <https://doi.org/10.15517/rbt.v62i4.20032>
- Bullard, S. G., Carman, M. R., Rocha, R. M., Dijkstra, J. A., & Goodin, A. M. (2011). Abundance and diversity of ascidians in the southern Gulf of Chiriquí, Pacific Panama. *Aquatic Invasions*, *6*(4), 381–390. <https://doi.org/10.3391/ai.2011.6.4.03>
- Cabral, R. B., Halpern, B. S., Lester, S. E., White, C., Gaines, S. D., & Costello, C. (2019). Designing MPAs for food security in open-access fisheries. *Scientific Reports*, *9*(1),

8033. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-44406-w>

- Calvo, I., Juárez, O., & Vargas León, L. (2020). Gobernanza territorial y conflictos de uso por la extracción de recursos marinos en áreas de pesca responsable: Caso Paquera – Tambor, Costa Rica. *Eutopía. Revista de Desarrollo Económico Territorial*, 18, 71–94. <https://doi.org/10.17141/eutopia.18.2020.4560>
- Carr, L. A., Gittman, R. K., & Bruno, J. F. (2018). Temperature influences herbivory and algal biomass in the Galápagos Islands. *Frontiers in Marine Science*, 5(AUG), 1–10. <https://doi.org/10.3389/fmars.2018.00279>
- Carrión-Cortez, J., Canales-Cerro, C., Arauz, R., & Riosmena-Rodríguez, R. (2013). Habitat use and diet of juvenile eastern pacific hawksbill turtles (*eretmochelys imbricata*) in the north pacific coast of costa rica. *Chelonian Conservation and Biology*, 12(2), 235–245. <https://doi.org/10.2744/CCB-1024.1>
- Chan, N. C. S., & Connolly, S. R. (2013). Sensitivity of coral calcification to ocean acidification: a meta-analysis. *Global Change Biology*, 19(1), 282–290. <https://doi.org/10.1111/gcb.12011>
- Chiappone, M., & Sullivan, K. (1991). A comparison of line transect versus linear percentage sampling for evaluating stony coral (*Scleractinia* and *Milleporina*) community similarity and area coverage on reefs of the central Bahamas. *Coral Reefs*, 10, 139–154. <https://doi.org/10.1007/BF00572173>
- Clarke, K. ., & Gorley, R. . (2006). *User Manual/Tutorial PRIMER-E*.
- Cordero-Umaña, K., & Santidrián-Tomillo, P. (2020). Conservation status of fish and marine invertebrate of rocky reefs and sandy substrates in two unprotected bays of the papagayo gulf, Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 68(4), 1311–1321. <https://doi.org/10.15517/RBT.V68I4.42007>
- Cortés, J., & Jimenez, C. (2003). Corals and coral reefs of the Pacific of Costa Rica. In *Latin American Coral Reefs* (pp. 361–385). <https://doi.org/10.1016/B978-044451388-5/50017-5>
- Cortés, J., & Wehrtmann, I. S. (2009). *Diversity of Marine Habitats of the Caribbean and Pacific of Costa Rica BT - Marine Biodiversity of Costa Rica, Central America* (Ingo S Wehrtmann & J. Cortés (eds.); pp. 1–45). Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-8278-8_1
- Cuadros, I., Zamora, C., & Acosta, A. (2020). Monitoreo ecológico como herramienta eficaz de manejo. In *Protocolos de monitoreo de la biodiversidad marina en áreas naturales protegidas del Caribe mexicano* (1st ed., p. 162). Conabio.
- Darling, E. S., Graham, N. A. J., Januchowski-Hartley, F. A., Nash, K. L., Pratchett, M. S., & Wilson, S. K. (2017). Relationships between structural complexity, coral traits, and reef fish assemblages. *Coral Reefs*, 36(2), 561–575. <https://doi.org/10.1007/s00338-017-1539-z>
- Dunn, R. P., Baskett, M. L., & Hovel, K. A. (2017). Interactive effects of predator and prey harvest on ecological resilience of rocky reefs. *Ecological Applications*, 27(6), 1718–1730. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/eap.1581>
- Edmunds, P. J., Tsounis, G., Boulon, R., & Bramanti, L. (2018). Long-term variation in light

- intensity on a coral reef. *Coral Reefs*, 37(3), 955–965. <https://doi.org/10.1007/s00338-018-1721-y>
- Fabricius, K., & Alderslade, P. (2001). *Soft Corals and Sea Fans: A comprehensive guide to the tropical shallow water genera of the central-west Pacific, the Indian Ocean and the Red Sea*. Australian Institute of Marine Science.
- FAO. (2012). *Estado de las Áreas Marinas y Costeras Protegidas en América Latina*. 620. <http://www.fao.org/3/a-as176s.pdf>
- Fariña, A., Méndez, E., Sant, S., & Zapata-Vívenes, E. (2008). Diferencias en la composición de especies de peces entre un arrecife rocoso-coralino y uno de octocorales en el bajo las Caracas, Estado Sucre, Venezuela. *Boletín Del Centro de Investigaciones Biológicas*, 42(2), 291–298.
- Fiedler, P. C., & Lavín, M. F. (2017). *Oceanographic Conditions of the Eastern Tropical Pacific* (P.W. Glynn (ed.); pp. 59–83). Springer Science+ Business Media Dordrecht 2017. https://doi.org/10.1007/978-94-017-7499-4_3
- Finegan, B., Céspedes, M., Sesnie, S. E., Herrera, B., Induni, G., Sáenz, J. C., Ugalde, J., & Wong, G. (2008). El monitoreo ecológico como herramienta de manejo para la conservación. Bases conceptuales y estructura del Programa de Monitoreo Ecológico Terrestre en Áreas Protegidas y Corredores Biológicos de Costa Rica. *Recursos Naturales y Ambiente*, 54, 66–73. https://www.researchgate.net/publication/308202390_El_monitoreo_ecologico_como_herramienta_de_manejo_para_la_conservacion_Bases_conceptuales_y_estructura_del_Programa_de_Monitoreo_Ecologico_Terrestre_en_Areas_Protegidas_y_Corredores_Biologicos_de_Costa_Rica
- Flower, J., Ortiz, J. C., Chollett, I., Abdullah, S., Castro-Sanguino, C., Hock, K., Lam, V., & Mumby, P. J. (2017). Interpreting coral reef monitoring data: A guide for improved management decisions. *Ecological Indicators*, 72, 848–869. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.09.003>
- Fonseca, A. (2006). CAPITULO XIV: GOLFO DE PAPAGAYO. In V. N.-M. M. A. Quesada-Alpízar (Ed.), *Ambientes Marino Costeros de costa Rica. Comisión Interdisciplinaria Marino Costera de la Zona Económica Exclusiva de Costa Rica*. CIMAR, CI, TNC.
- Fourrière, M., Alvarado, J. J., Cortés, J., Taylor, M. H., Ayala-Bocos, A., Azofoifa-Solano, J. C., Arauz, R., Heidemeyer, M., López-Garro, A., Zanella, I., & Wolff, M. (2019). Energy flow structure and role of keystone groups in shallow water environments in Isla del Coco, Costa Rica, Eastern Tropical Pacific. *Ecological Modelling*, 396(February), 74–85. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2019.01.004>
- Friedlander, A. M., Zgliczynski, B. J., Ballesteros, E., Aburto-Oropeza, O., Bolaños, A., & Sala, E. (2012). The shallow-water fish assemblage of Isla del Coco National Park, Costa Rica: structure and patterns in an isolated, predator-dominated ecosystem. In *Revista de Biología Tropical* (Vol. 60, pp. 321–338). scielo .
- Froese, R., & Pauly, D. (2014). *FishBase. World Wide Web electronic publication*. <http://www.fishbase.org>
- Galván-Quesada, S., Doadrio, I., Alda, F., Perdices, A., Reina, R. G., García Varela, M., Hernández, N., Campos Mendoza, A., Bermingham, E., & Domínguez-Domínguez, O.

- (2016). Molecular Phylogeny and Biogeography of the Amphidromous Fish Genus *Dormitator* Gill 1861 (Teleostei: Eleotridae). *PLOS ONE*, 11(4), e0153538. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0153538>
- Galván-Villa, C. M. (2015). Estructura de los ensamblajes de peces arrecifales de tres áreas marinas protegidas del pacífico mexicano . In *Ecosistemas y recursos agropecuarios* (Vol. 2, pp. 69–86). scielomx .
- García de León, A. (1988). *Generalidades del análisis de cúmulos y del análisis de componentes principales* (8th ed.). Instituto de Geografía, Universidad Nacional Autónoma de México. <https://books.google.co.cr/books?id=bUlKHQAACAAJ>
- Glynn, P. J., Glynn, P. W., Maté, J., & Riegl, B. (2020). Agent-based model of Eastern Pacific damselfish and sea urchin interactions shows increased coral reef erosion under post-ENSO conditions. *Ecological Modelling*, 423, 108999. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2020.108999>
- Graham, N. A. J., McClanahan, T. R., MacNeil, M. A., Wilson, S. K., Cinner, J. E., Huchery, C., & Holmes, T. H. (2017). Human Disruption of Coral Reef Trophic Structure. *Current Biology*, 27(2), 231–236. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2016.10.062>
- Hair, J. F., Anderson, R. E., Tatham, R. L., & Black, W. C. (1999). *Análisis multivariante* (Vol. 491). Prentice Hall Madrid.
- Horn, M. H., & Ferry-Graham, L. A. (2006). CHAPTER 14. Feeding Mechanisms and Trophic Interactions. In L. G. Allen & B. Michael H. Horn (Eds.), *The Ecology of Marine Fishes* (p. 410).
- Jenkinson, R. S., Hovel, K. A., Dunn, R. P., & Edwards, M. S. (2020). Biogeographical variation in the distribution, abundance, and interactions among key species on rocky reefs of the northeast Pacific. *Marine Ecology Progress Series*, 648. <https://doi.org/10.3354/meps13437>
- Jones, G. (1988). Ecology of rocky reef fish of north-eastern New Zealand: a review. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 22(445–462).
- Liberman, R., Shlesinger, T., Loya, Y., & Benayahu, Y. (2018). Octocoral sexual reproduction: Temporal disparity between mesophotic and shallow-reef populations. *Frontiers in Marine Science*, 5(DEC), 1–14. <https://doi.org/10.3389/fmars.2018.00445>
- Lizano, O. G. (2016). Distribución espacio-temporal de la temperatura, salinidad y oxígeno disuelto alrededor del Domo Térmico de Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 64(1), S135–S152. <https://doi.org/10.15517/rbt.v64i1.23422>
- Lizano R., O. G., & Alfaro M., E. J. (2014). Dinámica atmosférica y oceánica en algunos sitios del Área de Conservación Guanacaste (ACG), Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 62(December), 17–31. <https://doi.org/10.15517/rbt.v62i4.20018>
- López-Garro, A., Zanella, I., Golfín-Duarte, G., & Pérez-Montero, M. (2020). Residency of the whitetip reef shark (*Triaenodon obesus*) in Chatham and Wafer Bays, Isla del Coco National Park, Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 68(March).
- Maass, M., Jardel, E., Calderón, L., Herrera, J., Castillo, A., & Equihua, M. (2010). Las áreas naturales protegidas y la investigación ecológica de largo plazo en México. *Ecosistemas*, 19(2), 69–83. <https://doi.org/10.7818/re.2014.19-2.00>

- MacArthur, R. H., & MacArthur, J. W. (1961). On Bird Species Diversity. *Ecology*, 42(3), 594–598. <https://doi.org/https://doi.org/10.2307/1932254>
- Maestro, M., Pérez-Cayeiro, M. L., Chica-Ruiz, J. A., & Reyes, H. (2019). Marine protected areas in the 21st century: Current situation and trends. *Ocean & Coastal Management*, 171, 28–36. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2019.01.008>
- Marshall, D. J., Gaines, S., Warner, R., Barneche, D. R., & Bode, M. (2019). Underestimating the benefits of marine protected areas for the replenishment of fished populations. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 17(7), 407–413. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/fee.2075>
- Maynard, J., Parker, B., Beeden, R., Tamelander, J., McGowan, P., Gramer, L., Heron, S., Kendall, M., McKagan, S., Oleson, K., & Pittman, S. (2014). *Coral Reef Resilience Research and Management – Past, Present and Future!* <https://doi.org/10.7289/V5VQ30M9>
- Maypa, A. (2012). *Mechanisms by which marine protected areas enhance fisheries benefits in neighboring areas* [Doctoral thesis, University of Hawaii at Manoa]. <http://hdl.handle.net/10125/100851>
- McClanahan, T. R., & Graham, N. A. J. (2015). Marine reserve recovery rates towards a baseline are slower for reef fish community life histories than biomass. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 282(1821). <https://doi.org/10.1098/rspb.2015.1938>
- McClanahan, Tim R., Graham, N. A. J., Calnan, J. M., & MacNeil, M. A. (2007). Toward pristine biomass: Reef fish recovery in coral reef marine protected areas in Kenya. *Ecological Applications*, 17(4), 1055–1067. <https://doi.org/10.1890/06-1450>
- Melgarejo-Damián, M. P., González-Acosta, A. F., Cruz-Escalona, V. H., & Moncayo-Estrada, R. (2018). A comparison of feeding biomechanics between two parrotfish species from the Gulf of California. *Zoomorphology*, 137(1), 165–176. <https://doi.org/10.1007/s00435-017-0383-6>
- Merchant, C. J., Minnett, P. J., Beggs, H., Corlett, G. K., Gentemann, C., Harris, A. R., Hoyer, J., & Maturi, E. (2019). 2 - *Global Sea Surface Temperature* (G. C. Hulley & D. B. T.-T. the T. of the E. Ghent (eds.); pp. 5–55). Elsevier. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/B978-0-12-814458-9.00002-2>
- Moreno, C. (2001). Métodos para medir la biodiversidad: Vol. 1. Programa Iberoamericano de Ciencia y Tecnología para el Desarrollo, Oficina Regional de Ciencia y Tecnología para América Latina y el Caribe de UNESCO y Sociedad Entomológica Aragonesa. Serie Manuales y T. In *M&T–Manuales y Tesis SEA* (Vol. 1, p. 84).
- Muthiga, N., & McClanahan, T. (2007). Ecology of Diadema. *Edible Sea Urchins: Biology and Ecology*, 205–225.
- NOAA. (2016). *Rocky Reef on the West Coast*. National Oceanic and Atmospheric Administration. <https://www.fisheries.noaa.gov/west-coast/habitat-conservation/rocky-reef-west-coast>
- Nova, N. (2010). Distribución y abundancia de las ascidias de los fondos rocosos de la Bahía de Cuajiniquil, Costa Rica. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras - INVEMAR*.

- Passadore, C., Trinchin, R., Manta, G., Santana, R., Rubio, L., Horta, S., Szephegyi, M., Barreiro, M., & Mello, C. (2020). Hacia un monitoreo continuo de variables oceanográficas en el Parque Nacional Isla de Flores, Uruguay. *Innotec*, 21, 89–108. <https://doi.org/10.26461/21.03>
- Perera-Valderrama, S., Cerdeira-Estrada, R., Martell-Dubois, L., Rosique-de la Cruz, H., & Caballero-Aragón, R. (2020). *Protocolos de monitoreo de la biodiversidad marina en áreas naturales protegidas del caribe mexicano*.
- Phillips, P. C., & Perez-cruet, M. J. (1984). A comparative survey of reef fishes in Caribbean and Pacific Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 32, 95–102.
- Pineda, M. C., Strehlow, B., Duckworth, A., Doyle, J., Jones, R., & Webster, N. S. (2016). Effects of light attenuation on the sponge holobiont-implications for dredging management. *Scientific Reports*, 6(December), 1–13. <https://doi.org/10.1038/srep39038>
- Pla, L. (2006). Biodiversidad: Inferencia basada en el índice de Shannon y la riqueza . In *Interciencia* (Vol. 31, pp. 583–590). scielon .
- Quesada, M. (2006). Resumen Ejecutivo. In *Ambientes Marino Costeros de Costa Rica* (p. 221).
- Ramírez-Ortiz, G., Calderon-Aguilera, L. E., Reyes-Bonilla, H., Ayala-Bocos, A., Hernández, L., Fernández Rivera-Melo, F., López-Pérez, A., & Dominici-Arosamena, A. (2017). Functional diversity of fish and invertebrates in coral and rocky reefs of the Eastern Tropical Pacific. *Marine Ecology*, 38(4), e12447. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/maec.12447>
- Reese, E. S. (1995). Reef fishes as indicators of conditions on coral reefs. *Oceanographic Literature Review*, 42(8), 673.
- Robertson, D., & Allen, G. (2015). *Peces Costeros del Pacífico Oriental, Sistema de Información en línea. Versión 2.0*. Instituto Smithsonian de Investigaciones Tropicales, Balboa, República de Panamá. <https://biogeodb.stri.si.edu/sftep/es/pages/generalinfo#6.1>
- Robinson, J. P. W., McDevitt-Irwin, J. M., Dajka, J.-C., Hadj-Hammou, J., Howlett, S., Graba-Landry, A., Hoey, A. S., Nash, K. L., Wilson, S. K., & Graham, N. A. J. (2020). Habitat and fishing control grazing potential on coral reefs. *Functional Ecology*, 34(1), 240–251. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/1365-2435.13457>
- Rohlf, F. J., & Sokal, R. R. (1981). *Biometry: the principles and practice of statistics in biological research*. Freeman New York.
- Romero-Hernández, Y. (2018). Efecto de la sedimentación en el desarrollo de los arrecifes coralinos. *RIADS: Revistas de Investigación Agropecuaria y Desarrollo Sostenible*, 3(2 SE-Revisión de Tema), 42–49. <http://revistas.sena.edu.co/index.php/riads/article/view/1992>
- Ross, E. (2013). *Evaluación del Parque Nacional Marino Ballena y zonas aledañas* [Tesis doctoral. Universidad de las Palmas de Gran Canarias, España]. <http://hdl.handle.net/123456789/90%09>
- Ross, E., J.M. Posada, A.Piedra, Díaz, J. M., & Melo, G. (2014). *Invertebrados marinos de*

importancia comercial en la costa Pacífica de Costa Rica Agradecimientos Créditos.
Fundación MarViva.

- Ross, E., Posada, J., Melo, G., Suárez, C., Rojas-Ortega, G., & Ventura, A. (2017). *Guía de identificación: peces de importancia comercial en la costa pacífica de Costa Rica.* MarViva.
- Ruiz-Velásquez, L., Fariña, A., Rojas, M., & Alió, J. (2017). Ethnoichthyology and fishery aspects of persons inhabiting fishery communities at Mochima National Park, Sucre State, Venezuela. *Revista Bio Ciencias*, 4(5), 1–14. <https://doi.org/10.15741/revbio.04.05.03>
- Sala, E., Costello, C., De Bourbon Parme, J., Fiorese, M., Heal, G., Kelleher, K., Moffitt, R., Morgan, L., Plunkett, J., Rechberger, K. D., Rosenberg, A. A., & Sumaila, R. (2016). Fish banks: An economic model to scale marine conservation. *Marine Policy*, 73, 154–161. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2016.07.032>
- Sala, E., & Giakoumi, S. (2018). No-take marine reserves are the most effective protected areas in the ocean. *ICES Journal of Marine Science*, 75(3), 1166–1168. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsx059>
- Samuel, P., Raka, D., & Yanuwiyadi, B. (2017). Species and Abundance of Sea Urchins (Diadematidae) on Different Environmental Pressure Conditions. *Journal of Tropical Life Science*, 7(2), 146–150. <https://doi.org/10.11594/jtls.07.02.10>
- Sánchez, J., Gómez, C., Escobar, D., & Dueñas, L. (2016). Diversidad, Abundancia Y Amenazas De Los Octocorales De La Isla Malpelo, Pacífico Oriental Tropical, Colombia. *Bulletin of Marine and Coastal Research*, 40, 139–154. <https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2011.40.0.136>
- Sánchez, Juan, & Ballesteros, D. (2014). The invasive snowflake coral (*Carijoa riisei*) in the tropical Eastern Pacific, Colombia. *Revista de Biología Tropical*, 62(February), 199–207. <https://doi.org/10.15517/rbt.v62i0.16276>
- SINAC. (2010). *Políticas para las Áreas Silvestres Protegidas (ASP) del Sistema Nacional de Áreas de Conservación (SINAC) 2011-2015.* 40.
- SINAC. (2014a). *Diagnóstico marino-costero con énfasis en las Reservas Biológicas de las Islas Negritos y Guayabo (ACT) y Reserva Biológica Isla Pájaros (ACOPAC).* Sistema Nacional de Áreas de Conservación (SINAC).
- SINAC. (2014b). *Programa de Monitoreo Ecológico de las Áreas Protegidas y Corredores Biológicos de Costa Rica PROMEC-CR. Ámbitos: Terrestre, Aguas Continentales y Marino-Costero (p. 78).*
- SINAC. (2014c). *Programa de Monitoreo Ecológico de las Áreas Protegidas y Corredores Biológicos de Costa Rica PROMEC-CR. Ámbitos: Terrestre, Aguas Continentales y Marino-Costero. 78.*
- SINAC. (2016). *Protocolo PRONAMEC: Protocolo para el Monitoreo Ecológico de las Formaciones Coralinas* (Damián Martínez Fernández (ed.); 1st ed.). SINAC.
- SINAC. (2017). *Plan general de manejo del Área Marina de Manejo Cabo Blanco (1st ed.).* Sistema Nacional de Áreas de Conservación (SINAC). <http://www.sinac.go.cr/AC/ACCVC/mng/Documents/Plan de Manejo MNG.pdf>

- Soler, G., Edgar, G., Thomson, R., Kininmonth, S., Campbell, S., Dawson, T., Barrett, N., Bernard, A., Galván, D., Willis, T., Alexander, T., & Stuart-Smith, R. (2015). Reef Fishes at All Trophic Levels Respond Positively to Effective Marine Protected Areas. *PLoS ONE*, *10*, e0140270. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0140270>
- Strain, E. M. A., Edgar, G. J., Ceccarelli, D., Stuart-Smith, R. D., Hosack, G. R., & Thomson, R. J. (2019). A global assessment of the direct and indirect benefits of marine protected areas for coral reef conservation. *Diversity and Distributions*, *25*(1), 9–20. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/ddi.12838>
- Thomson, D. A., Findley, L., & Kerstitch, A. N. (2000). Reef fishes of the Sea of Cortez: The rocky-shore fishes of the Gulf of California. *XF2006167568*.
- Toro-Farmer, G., Muller-Karger, F. E., Vega-Rodríguez, M., Melo, N., Yates, K., Cerdeira-Estrada, S., & Herwitz, S. R. (2016). Characterization of Available Light for Seagrass and Patch Reef Productivity in Sugarloaf Key, Lower Florida Keys. In *Remote Sensing* (Vol. 8, Issue 2). <https://doi.org/10.3390/rs8020086>
- Ulate, K. (2016). *Modelación de nicho ecológico de especies representativas de la comunidad de macroinvertebrados de arrecifes rocosos del Golfo de California*. Centro de Investigaciones biológicas del noroeste, S.c.
- Ulate, K., Alcoverro, T., Arthur, R., Aburto-Oropeza, O., Sánchez, C., & Huato-Soberanis, L. (2018). Conventional MPAs are not as effective as community co-managed areas in conserving top-down control in the Gulf of California. *Biological Conservation*, *228*(September), 100–109. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.09.033>
- Ulate, K., Sánchez, C., Sánchez-Rodríguez, A., Alonso, D., Aburto-Oropeza, O., & Huato-Soberanis, L. (2016). Latitudinal regionalization of epibenthic macroinvertebrate communities on rocky reefs in the Gulf of California. *Marine Biology Research*, *12*(4), 389–401. <https://doi.org/10.1080/17451000.2016.1143105>
- van Oppen, M., & Gates, R. (2006). Conservation genetics and the resilience of reef building corals. *Molecular Ecology*, *15*, 3863–3883. <https://doi.org/10.1111/j.1365-294X.2006.03026.x>
- Verdín-Padilla, J., Carballo, J., & Camacho, M. (2011). A Qualitative Assessment of Sponge-Feeding Organisms from the Mexican Pacific Coast. *The Open Marine Biology Journal*, *4*(1), 39–46. <https://doi.org/10.2174/1874450801004010039>
- Wehrtmann, I., Cortés, J., & Echeverría-sáenz, S. (2009). Marine Biodiversity of Costa Rica, Central America. In I.S Wehrtmann & J. Cortés (Eds.), *Marine Biodiversity of Costa Rica: Perspectives and Conclusions BT* (pp. 521–533). Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-8278-8_49
- Whitney, N. M., Robbins, W. D., Schultz, J. K., Bowen, B. W., & Holland, K. N. (2012). Oceanic dispersal in a sedentary reef shark (*Triaenodon obesus*): genetic evidence for extensive connectivity without a pelagic larval stage. *Journal of Biogeography*, *39*(6), 1144–1156. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2011.02660.x>
- Williams, I. D., Kindinger, T. L., Couch, C. S., Walsh, W. J., Minton, D., & Oliver, T. A. (2019). Can Herbivore Management Increase the Persistence of Indo-Pacific Coral Reefs? . In *Frontiers in Marine Science* (Vol. 6, p. 557). <https://www.frontiersin.org/article/10.3389/fmars.2019.00557>

Witman, J., & Dayton, P. (2001). Rocky subtidal communities. In M. . Bertness, S. . Gaines, & M. . Hay (Eds.), *Marine community ecology* (p. 550).

Zgliczynski, B. J., Williams, G. J., Hamilton, S. L., Cordner, E. G., Fox, M. D., Eynaud, Y., Michener, R. H., Kaufman, L. S., & Sandin, S. A. (2019). Foraging consistency of coral reef fishes across environmental gradients in the central Pacific. *Oecologia*, *191*(2), 433–445. <https://doi.org/10.1007/s00442-019-04496-9>

ANEXOS:

Lista de especies de vertebrados registrados en el área de estudio

Familia	Especie	Localidad		
		RCB	FRCB	SRCB
Acanthuridae	<i>Acanthurus nigricasn</i>	x		x
	<i>Acanthurus xanthopterus</i>	x		x
	<i>Prionurus laticlavius</i>	x		x
	<i>Prionurus punctatus</i>	x		
Apogonidae	<i>Apogon dovii</i>		x	x
Balistidae	<i>Canthidermis maculata</i>	x		
	<i>Pseudobalistes naufragium</i>	x	x	x
	<i>Sufflamen verres</i>	x	x	x
Blenniidae	<i>Ophioblennius steindachneri</i>	x		x
	<i>Plagiotremus azaleus</i>	x	x	x
Carangidae	<i>Caranx caballus</i>	x		x
	<i>Caranx caninus</i>	x		
	<i>Caranx melampygus</i>	x		
	<i>Elagatis bipinnulata</i>	x		
	<i>Gnathanodon speciosus</i>	x	x	
	<i>Trachinotus rhodopus</i>	x		
Carcharhinidae	<i>Triaenodon obesus</i>			x
Chaenopsidae	<i>Acanthemblemaria hancocki</i>	x	x	x
Chaetodontidae	<i>Chaetodon humeralis</i>	x	x	x
	<i>Johnrandallia nigrirostris</i>	x	x	x
Cirrhitidae	<i>Cirrhichthys oxycephalus</i>	x		
	<i>Cirrhites rivulatus</i>		x	x
Diodontidae	<i>Diodon histrix</i>		x	
	<i>Diodon holocanthus</i>		x	
Gobiidae	<i>Tigrigobius puncticulatus</i>		x	
Haemulidae	<i>Anisotremus caesius</i>			x
	<i>Anisotremus taeniatus</i>	x	x	x
	<i>Haemulon flaviguttatum</i>		x	x
	<i>Haemulon maculicauda</i>		x	x
	<i>Haemulon sexfasciatum</i>	x		x
Holocentridae	<i>Sargocentron suborbitalis</i>		x	x
Kyphosidae	<i>Kyphosus elegans</i>	x	x	x
	<i>Kyphosus ocyurus</i>	x		x
Labridae	<i>Bodianus diplotaenia</i>	x	x	x

	<i>Halichoeres chierchiae</i>	x	x	x
	<i>Halichoeres dispilus</i>	x	x	
	<i>Halichoeres nicholsi</i>	x	x	x
	<i>Novaculichthys taeniourus</i>			x
	<i>Thalassoma grammaticum</i>	x	x	
	<i>Thalassoma lucasanum</i>	x	x	x
Lutjanidae	<i>Lutjanus argentiventris</i>	x		x
	<i>Lutjanus guttatus</i>			x
	<i>Lutjanus inermis</i>			x
	<i>Lutjanus novemfasciatus</i>	x		
Monacanthidae	<i>Aluterus scriptus</i>		x	
	<i>Cantherhines dumerilii</i>			x
Mullidae	<i>Mulloidichthys dentatus</i>		x	
Muraenidae	<i>Echidna nocturna</i>	x		
	<i>Gymnothorax castaneus</i>	x		x
Pomacanthidae	<i>Holacanthus passer</i>	x	x	x
	<i>Pomacanthus zonipectus</i>		x	
Pomacentridae	<i>Abudefduf concolor</i>		x	x
	<i>Abudefduf troschelii</i>	x	x	x
	<i>Chromis atrilobata</i>	x	x	x
	<i>Microspathodon dorsalis</i>	x	x	x
	<i>Stegastes acapulcoensis</i>		x	x
	<i>Stegastes flavilatus</i>	x	x	x
Priacanthidae	<i>Heteropriacanthus cruentatus</i>			x
Scaridae	<i>Scarus ghobban</i>	x	x	
	<i>Scarus perrico</i>	x	x	x
	<i>Scarus rubroviolaceos</i>	x	x	
Scianidae	<i>Odontoscion xanthops</i>			x
Scombridae	<i>Scomberomorus sierra</i>		x	
Scorpaenidae	<i>Scorpaena mystes</i>			x
Serranidae	<i>Alphestes immaculatus</i>	x		x
	<i>Cephalopholis panamensis</i>	x	2	x
	<i>Epinephelus labriformis</i>	x	2	x
	<i>Paranthias colonus</i>	x	2	x
	<i>Rypticus bicolor</i>			x
	<i>Serranus psittacinus</i>		x	
Tetraodontidae	<i>Arothron hispidus</i>		x	
	<i>Arothron meleagris</i>	x	x	x
	<i>Canthigaster punctatissima</i>	x	x	
Tripterygiidae	<i>Axoclinus lucillae</i>		x	

Lista de especies de macroinvertebrados registrados en el área de estudio

Phyllum	Taxa	Especie	Localidad		
			RCB	FRCB	SRCB
Annelida	Polychaeta	<i>Bispira monroi</i>		x	
		<i>Bispira sp.</i>		x	
		<i>Spirobranchius spp</i>	x	x	x
		<i>Terebellidae</i>	x	x	x
Arthropoda	Brachyura	<i>Stenorhynchus debilis</i>	x		
	Decapoda	<i>Panulirus inflatus</i>	x		x
		<i>Stenorhynchus debilis</i>		x	
	Paguroidea	<i>Aniculus elegans</i>	x		
		<i>Trizopagurus magnificus</i>		x	
	Bryozoa	Bryozoa	Bryozoo sp2		x
Cnidaria	Hexacorallia	<i>Porites panamensis</i>			x
		<i>Tabastraea coccinea</i>	x	x	
	Hydrozoa	<i>Aglaophenia sp</i>			x
		<i>Macrorhynchia nuttingi</i>	x	x	
		<i>Plumularia sp</i>		x	x
	Octocorallia	<i>Carijoa riisei</i>	x	x	x
		<i>Leptogorgia alba</i>	x	x	x
		<i>Leptogorgia rigida</i>	x		
		<i>Pacifigorgia irene</i>		x	x
	Echinodermata	Asteroidea	<i>Ophiuroidea</i>		x
<i>Pentaceraster cumingi</i>					x
<i>Phataria unifascialis</i>			x	x	x
Echinoidea		<i>Diadema mexicanum</i>	x	x	x
		<i>Eucidaris thouarsii</i>	x	x	x
Holothuroidea		<i>Holothuria sp2</i>		x	
		<i>Isostichopus fuscus</i>			x
		<i>Neothyonidium sp</i>	x	x	
Ophiruroidea		<i>Ophiuroidea</i>		x	
Mollusca	Bivalvia	Bivalvo sp1	x		
		<i>Hytissa hyotis</i>	x		
		<i>Mytella guyanensis</i>		x	
		<i>Ostrea sp.</i>	x		
		<i>Pinctada mazatlanica</i>	x	x	x
		<i>Pinna rugosa</i>	x		
		<i>Spondylus limbatus</i>		x	x

	Cephalopoda	<i>Octopus sp</i>	x		
	Gasteropoda	<i>Elysia diomedea</i>	x		
		Gasteropodo sp2	x		
		Gasteropodo sp3	x		x
		Gasteropodo sp8		x	
		<i>Hexaplex princeps</i>	x	x	x
		<i>Lobatus galeatus</i>	x		
		<i>Opeatostoma pseudodon</i>	x	3	
		<i>Pustulatirus virginensis</i>	x		
		<i>Triplofusus princeps</i>	x		
		<i>Turbo sp</i>	x		
		<i>Vermetidae sp1</i>	x	x	
	Nudibranchia	<i>Doriprismatica sedna</i>		x	
		<i>Felimare agassizii</i>		x	
		<i>Tambja abdere</i>	x		
	Vermetidae	<i>Vermetidae sp2</i>		x	
Porifera	Demospongiae	<i>Aplysina gerardogreeni</i>	x	x	
		<i>Axinella sp</i>		x	
		Esponja sp1	x		
		Esponja sp10			x
		Esponja sp11	x		
		Esponja sp13		x	
		Esponja sp2	x	x	
		Esponja sp3	x	x	x
		Esponja sp4	x		
		Esponja sp6		x	x
		Esponja sp7	x	x	
		Esponja sp8	x		
		Esponja sp9		x	x
Urochordata	Ascidiacea	Ascidia sp1	x	x	
		Ascidia sp2		x	
		<i>Pycnoclavella stanleyi</i>	x		
		<i>Rhopalaea birkelandi</i>	x	x	x