



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

POSGRADO EN CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA

Priorización sistemática del Parque Nacional Arrecifes de Cozumel mediante el uso de Sistemas de Información Geográfica y percepción remota.

TESIS

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:

MAESTRA EN CIENCIAS

PRESENTA:

ANGELA KARINA ORTIZ CAJICA

TUTOR PRINCIPAL:

DR. RODOLFO RIOJA NIETO
FACULTAD DE CIENCIAS, UMDI-SISAL, UNAM

COMITÉ TUTOR:

DR. JOAQUÍN RODRIGO GARZA PÉREZ
FACULTAD DE CIENCIAS, UMDI SISAL, UNAM
DR. GUSTAVO HINOJOSA ARANGO
CIIDIR-OAXACA, CÁTEDRAS CONACYT
DR. LORENZO ÁLVAREZ FILIP
INSTITUTO DE CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA, PUERTO MORELOS, UNAM
DR. FRANCISCO JAVIER FLORES DE SANTIAGO
INSTITUTO DE CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA, UNAM

SISAL, YUCATÁN, SEPTIEMBRE 2019



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.



Priorización sistemática del Parque Nacional Arrecifes de Cozumel mediante el uso de Sistemas de Información Geográfica y percepción remota.

TESIS

QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADÉMICO DE:

MAESTRA EN CIENCIAS

PRESENTA:

ANGELA KARINA ORTIZ CAJICA

TUTOR PRINCIPAL:

DR. RODOLFO RIOJA NIETO
FACULTAD DE CIENCIAS, UMDI-SISAL, UNAM

COMITÉ TUTOR:

DR. JOAQUÍN RODRIGO GARZA PÉREZ
FACULTAD DE CIENCIAS, UMDI SISAL, UNAM
DR. GUSTAVO HINOJOSA ARANGO
CIIDIR-OAXACA, CÁTEDRAS CONACYT
DR. LORENZO ÁLVAREZ FILIP
INSTITUTO DE CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA, PUERTO MORELOS, UNAM
DR. FRANCISCO JAVIER FLORES DE SANTIAGO
INSTITUTO DE CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA, UNAM

SISAL, YUCATÁN, SEPTIEMBRE 2019

Agradecimientos

Primeramente, a la Universidad Nacional Autónoma de México, me siento muy orgullosa de pertenecer a esta máxima casa de estudios y de las oportunidades de conocimiento que me brindo durante mis etapas académicas.

Al Posgrado de Ciencias del Mar y Limnología por permitirme incorporarme entre sus filas de estudiantes de maestría con el objetivo de abrir mi mente a nuevas formas de realizar ciencia y brindarme muchas oportunidades de aprendizaje y crecimiento profesional.

Al CONACyT por el apoyo económico de la beca de manutención para realizar mi maestría.

Al Dr. Rodolfo Rioja Nieto por darme la oportunidad de aprender de él, por incluirme en su equipo de trabajo y proyecto de investigación, brindarme consejos y asesoramientos, y por ser una gran inspiración para mí.

Al proyecto PAPIIT No. IN219716 por los recursos otorgados para la realización del Proyecto.

A la CONANP por las facilidades otorgadas en la realización del trabajo en campo.

A mi comité tutorial, al Dr. Joaquín Rodrigo Garza Pérez, al Dr. Gustavo Hinojosa Arango, al Dr. Lorenzo Álvarez Filip y al Dr. Francisco Javier Flores de Santiago, por ayudarme a mejorar este trabajo con sus consejos y recomendaciones certeras en todo momento.

Al M. en C. Rafael Eduardo Pacheco Góngora por su asesoría en el procesamiento de los mapas de β -diversidad, por su apoyo y paciencia en sus clases. Al M. en C. Erick Barrera y al M. en C. Carlos Cruz por estar disponibles para resolverme mis dudas.

A mi familia, por creer en mi en todo momento, apoyarme y respetar mis ideales. A mi pareja de vida por seguir creciendo conmigo profesionalmente y, a mis amigos y compañeros con los que comparto el objetivo de contribuir con ciencia a mejorar el mundo.

Dedicatoria

A mi madre Celia Cajica por ser mi ejemplo de fuerza y perseverancia.

A mis hermanos Daniel y Mariel por enseñarme que se puede seguir aprendiendo muchas más cosas.

A mi compañero de vida Alejandro por seguir estando a mi lado en este camino.
Atestiguando.

A mis mejores amigos que siguen su camino, pero no nos soltamos nunca (Néstor, Ulises).

A mis compañeros y amigos de maestría con los que compartí grandes momentos en Sisal
(especialmente Rodrigo, Laura, Daniela, David, Ricardo).

“Siempre que te pregunten si puedes hacer un trabajo, contesta que sí y ponte enseguida a aprender cómo se hace”

Franklin D. Roosevelt

“I think most people can learn a lot more that they think they can”

Elon Musk

“A mind needs books as a sword needs a whetstone if is to keep its edge”

Tyrion Lannister

CONTENIDO

1. RESUMEN.....	11
2. INTRODUCCIÓN.....	12
3. MARCO TEÓRICO.....	16
3.1 Áreas Naturales Protegidas.	16
3.2 Planificación sistemática y áreas prioritarias.....	20
3.3 Ecología del Paisaje.	23
3.4 Radiación Electromagnética (EMR) y Sensores Remotos.	24
3.5 Absorción y dispersión de la luz en la atmosfera.	29
3.6 Características principales del satélite SPOT e IKONOS.....	30
3.7 Sistemas de Información Geográfica.	32
3.8 Mapeo Temático.....	34
3.9 Pre-procesamiento.	35
4. ANTECEDENTES	40
5. ÁREA DE ESTUDIO	43
6. JUSTIFICACIÓN	46
7. OBJETIVO GENERAL	47
8. OBJETIVOS PARTICULARES	47
9. METODOLOGÍA (MATERIALES Y MÉTODOS).....	48
9.1 Pre-procesamiento de la imagen multiespectral 2017.	48
9.2 Obtención de datos y estimación del porcentaje de cobertura.....	49
9.3 Caracterización del tipo de hábitat y construcción del mapa temático.	53
9.4 Estimación de las métricas del paisaje.	54
9.5 Estimación de la Intensidad de uso.....	56
9.6 Análisis de cambio en el tiempo.....	57
9.7 Selección de sitios prioritarios.	59
10. RESULTADOS	61
10.1 Pre-procesamiento de las imágenes.	61
10.2 Caracterización del tipo de hábitat y mapa temático para la imagen 2017.	63
10.3 Cálculos de las métricas del paisaje.	70
10.4 Cálculo del índice de beta-diversidad (β -diversidad).....	77
10.5 Capa de intensidad de uso.....	79
10.6 Análisis de cambio espectral.....	81

10.7 Selección y ubicación de sitios prioritarios.....	84
11. DISCUSIÓN	91
11.1 Mapa temático 2017 de los hábitats bentónicos.....	91
11.2 Composición del paisaje bentónico para el año 2017.	92
11.3 Fragmentación, compactación, conectividad y beta-diversidad del paisaje bentónico arrecifal.....	95
11.4 Análisis de cambio y uso.	97
11.5 Elección de los sitios prioritarios.	101
12. CONCLUSIONES	106
13. BIBLIOGRAFÍA	108
14. ANEXO 1	119

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Esquema del espectro electromagnético y el visible, tomado de www.fao.org	26
Figura 2. Componentes del Sistema de Información Geográfica imagen de Google.	32
Figura 3. Abstracción de la realidad en capas dentro del SIG tomada de Google....	33
Figura 4. Diagrama del paso de la luz a través de la atmosfera y en un hábitat coralino (tomado de Contreras-Silva, 2011).	35
Figura 5. Área y zonificación del Parque Nacional de los Arrecifes de Cozumel, Zona I (zona de uso restringido); Zona II Este Y Zona II Oeste (zona de uso de baja intensidad) y Zona III (zona de uso de alta intensidad). El gris oscuro indica las zonas donde se permite todo tipo de pesca. La línea negra muestra aprox. la isobata de 122 m como referencia (creación propia).	45
Figura 6. a) AOI delimitando el área de estudio con ERDAS IMAGINE 2015 y b) AOI estandarizada considerando la nubosidad y sombras en la imagen histórica.	48
Figura 7. a) AOI delimitando el área de estudio con ERDAS IMAGINE 2015 y b) AOI estandarizada considerando la nubosidad y sombras en la imagen histórica.	50
Figura 8. Curvas de acumulación de los sustratos encontrados leyendo a) tres, b) nueve y c) dieciocho cuadros por video/estación 1.5A23. Las pruebas se realizaron cuatro veces con información de cuatro estaciones heterogéneas, todas las curvas resultantes con comportamientos similares.	52
Figura 9. Ventanas de trabajo en el módulo Delta cue y curva Gaussiana que indica la distribución de la magnitud de cambio espectral.	59
Figura 10. Imágenes pre-procesadas. Izquierda: imagen multiespectral 2004 proveniente de la plataforma Ikonos (RGB, NIR) denominada histórica con corrección atmosférica y de-glint (a), y un acercamiento (b), Derecha: imagen multiespectral 2017 proveniente de la plataforma Spot 7 (RGB, NIR) con corrección atmosférica (a), y un acercamiento (b).	61

Figura 11. Imagen multiespectral 2017 (denominada reciente) proveniente de la plataforma Spot 7 con combinación de bandas (RGB, NIR) con corrección de columna de agua y se muestran acercamientos en la a) zona Norte y b) Sur del área..... 62

Figura 12. Análisis jerárquico con el índice de Bray-Curtis y los porcentajes de cobertura mostrando las 14 clases con un 80% de similitud. 63

Figura 13. Promedio de la firma espectral para cada banda de dos clases dominado de macroalgas y cobertura alta de macroalgas y media de arena. 64

Figura 14. Gráficas con los porcentajes de los sustratos dentro de cada uno de las clases. Se observa que en general el componente bentónico dominante dentro de las gráficas a), b) y c) es el sustrato de pastos marino, el sustrato que predomina en la gráfica d) es la arena con el 97%, en la gráfica e) el sustrato que domina es arrecife, mientras que en las gráficas f) y g) los sustratos dominantes en estas clases son las macroalgas con el 81 y 60% de las coberturas. 66

Figura 15. a) Mapa temático realizado mediante clasificación supervisada sobre la imagen reciente (2017) y b) acercamientos del norte sur y centro del área de estudio. 68

Figura 16. Gráfica del porcentaje del área de cobertura total por clase, clase 1: Dominado por pasto marino, clase 2: Cobertura alta de pasto marino y baja de macroalgas, baja de arena, clase 3: Cobertura media de pasto, media de arena, media de macroalgas, clase 4: Dominado por arena, clase 5: Arrecife coralino, clase 6: Cobertura de alta a dominante de macroalgas y media de arena, clase 7: Cobertura media de macroalgas y media de arena..... 70

Figura 17. Gráfica del número de polígonos (fragmentación) por cada una de las clases, clase 1: Dominado por pasto marino, clase 2: Cobertura alta de pasto marino y baja de macroalgas, baja de arena, clase 3: Cobertura media de pasto, media de arena, media de macroalgas, clase 4: Dominado por arena, clase 5: Arrecife coralino, clase 6: Cobertura de alta a dominante de macroalgas y media de arena, clase 7: Cobertura media de macroalgas y media de arena. 71

Figura 18. Distribución espacial de los valores obtenidos del índice de compactación (SHAPE) en el PNAC. Valores más cercanos a uno serán parches altamente compactos..... 72

Figura 19. Diagrama de caja y bigotes con los valores de compactación por clase. Los círculos representan los valores extremos. clase 1: Dominado por pasto marino, clase 2: Cobertura alta de pasto marino y baja de macroalgas, baja de arena, clase 3: Cobertura media de pasto, media de arena, media de macroalgas, clase 4: Dominado por arena, clase 5: Arrecife coralino, clase 6: Cobertura de alta a dominante de macroalgas y media de arena, clase 7: Cobertura media de macroalgas y media de arena. Los números indican las clases con las que se observaron diferencias significativas ($p < 0.05$). 74

Figura 20. Distribución espacial de los valores obtenidos del índice de conectividad (ENN) en el PNAC. Valores más cercanos a uno indicarán parches altamente conectados entre sí. 75

Figura 21. Diagrama de caja y bigotes con los valores de conectividad por clase. Los círculos representan los valores extremos. clase 1: Dominado por pasto marino, clase 2: Cobertura alta de pasto marino y baja de macroalgas, baja de arena, clase 3: Cobertura media de pasto, media de arena, media de macroalgas, clase 4: Dominado por arena, clase 5: Arrecife coralino, clase 6: Cobertura de alta a

dominante de macroalgas y media de arena, clase 7: Cobertura media de macroalgas y media de arena. Los números indican las clases con las que se observaron diferencias significativas ($p < 0.05$).....	76
Figura 22. Distribución espacial de los valores obtenidos del cálculo de la beta-diversidad en el PNAC.....	78
Figura 23. Distribución espacial de los arrecifes contenidos en los grupos definidos con base en el número de visitas dentro del PNAC. Donde el grupo rojo contiene a los arrecifes más frecuentemente visitados. Y el grupo verde contienen a los muy poco visitados.....	80
Figura 24. Región utilizada como ejemplo de comparación a) capa original resultado del análisis de cambio en Delta cue, b) capa con el cambio de color en las categorías, c) región ejemplo de la imagen multiespectral con corrección atmosférica del año 2004 y d) región ejemplo de la imagen multiespectral con corrección atmosférica del año 2017.	82
Figura 25. Distribución de los valores obtenidos del análisis de cambio, los cambios de pérdida de sustrato más altos se localizan con coloraciones rojizas. Regiones sin cambio se encuentran bajo la categoría de cero cambios.	83
Figura 26. Distribución de los resultados del análisis de superposición ponderada, que señala las zonas: 1 muy poco prioritarias, 2 poco prioritarias, 3 moderadamente prioritarias, 4 altamente prioritarias y 5 muy altamente prioritarias. Las zonas prioritarias de importancia para su conservación se destacan en polígonos rojos.	87
Figura 27. Porcentaje de los píxeles por categoría de prioridad de conservación para cada uno de los hábitats encontrados en la capa temática. Categoría 1 muy poco prioritarias, 2 poco prioritarias, 3 moderadamente prioritarias, 4 altamente prioritarias y 5 muy altamente prioritarias. Hábitat 1: Dominado por pasto marino, Hábitat 2: Cobertura alta de pasto marino y baja de macroalgas, baja de arena, Hábitat 3: Cobertura media de pasto, media de arena, media de macroalgas, Hábitat 4: Dominado por arena, Hábitat 5: Arrecife coralino, Hábitat: Cobertura de alta a dominante de macroalgas y media de arena, Hábitat 7: Cobertura media de macroalgas y media de arena.	88
Figura 28. Porcentaje de los píxeles por categoría de prioridad de conservación para cada una de las intensidades de cambio. Categoría 1 muy poco prioritarias, 2 poco prioritarias, 3 moderadamente prioritarias, 4 altamente prioritarias y 5 muy altamente prioritarias. Intensidad de cambio: cero cambios, alta ganancia de sustrato, moderada ganancia de sustrato, moderada pérdida de sustrato y alta pérdida de sustrato.	88
Figura 29. Porcentaje de los píxeles por categoría de prioridad de conservación para cada una de las intensidades de uso. Categoría 1 muy poco prioritarias, 2 poco prioritarias, 3 moderadamente prioritarias, 4 altamente prioritarias y 5 muy altamente prioritarias. Intensidad de uso: muy poco visitados, poco visitados, moderadamente visitados, frecuentemente visitados y muy frecuentemente visitados.....	89
Figura 30. Porcentaje de los píxeles por categoría de prioridad de conservación para cada uno de los rangos de beta-diversidad. Categoría 1 muy poco prioritarias, 2 poco prioritarias, 3 moderadamente prioritarias, 4 altamente prioritarias y 5 muy altamente prioritarias.....	89
Figura 31. Porcentaje de los píxeles por categoría de prioridad de conservación para cada uno de los rangos de compactación, compactaciones altas en los valores más	

cercanos a cero. Categoría 1 muy poco prioritarias, 2 poco prioritarias, 3 moderadamente prioritarias, 4 altamente prioritarias y 5 muy altamente prioritarias. 90

Figura 32. Porcentaje de los pixeles por categoría de prioridad de conservación para cada uno de los rangos de conectividad, conectividades altas en los valores más cercanos a cero. Categoría 1 muy poco prioritarias, 2 poco prioritarias, 3 moderadamente prioritarias, 4 altamente prioritarias y 5 muy prioritarias. 90

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Categorías de las Áreas Naturales Protegidas de nivel Federal en México (DOF, 2017).....	18
Tabla 2. Las once etapas de la planificación sistemática (Margules y Pressey, 2000; Margules et al., 2002).....	22
Tabla 3. Características del satélite SPOT 7 e IKONOS (www.satimagingcorp.com).	31
Tabla 4. Tipos de hábitat bentónico arrecifal definidos con base en los porcentajes de coberturas de distintos sustratos bentónicos en el PNAC: $\geq 10 < 30\%$ = cobertura baja, $\geq 30 < 60\%$ = cobertura media, $\geq 60 < 80\%$ = cobertura alta y $\geq 80\%$ = dominado. 64	64
Tabla 5. Clases definidas de sustratos bentónicos para crear el mapa temático 2017. Los porcentajes de cobertura que definen las clases son: $\geq 10\% < 30\%$ = cobertura baja, $\geq 30 < 60\%$ = cobertura media, $\geq 60 < 80\%$ = cobertura alta y $\geq 80\%$ = dominado. 65	65
Tabla 6. Matriz de error o tabla de contingencia clase 1: Dominado por pasto marino, clase 2: Cobertura alta de pasto marino y baja de macroalgas, baja de arena, clase 3: Cobertura media de pasto, media de arena, media de macroalgas, clase 4: Dominado por arena, clase 5: Arrecife coralino, clase 6: Cobertura de alta a dominante de macroalgas y media de arena, clase 7: Cobertura media de macroalgas y media de arena. Precisión general de la clasificación 84% con una índice kappa del 0.7955.	67
Tabla 7. Grupos de Arrecifes de acuerdo al número de visitas mediante la clasificación de natural breaks (Jenks).....	79
Tabla 8. Escala de valores asignados a las capas de tipo de hábitat bentónico arrecifal, cambio en el tiempo, intensidad de uso, beta-diversidad, compactación y conectividad para el análisis de superposición ponderada. Uno indica las características poco deseables y cinco las características más deseables.	84

ÍNDICE DE ECUACIONES.

Ecuación 1. Fórmula para el cálculo de coeficiente de reducción del brillo superficial.....	37
Ecuación 2. Fórmula para el cálculo de coeficiente de atenuación.....	38
Ecuación 3. Cálculo de varianza por par de bandas.	38
Ecuación 4. Cálculo de la covarianza por par de bandas.	38
Ecuación 5. Fórmula para calcular el índice de compactación de los polígonos.....	53

Ecuación 6. Fórmula para calcular el índice de conectividad de los polígonos.....	53
Ecuación 7. Fórmula para calcular la Beta-diversidad (Bd) de los hábitats bentónicos.....	54
Ecuación 8. Fórmula para generar la capa ráster final del análisis ponderado.....	55

1. RESUMEN

Las Áreas Naturales Protegidas son una herramienta efectiva para la conservación de la biodiversidad. Sin embargo, su establecimiento y evaluación en el país, aún no hace uso de técnicas espacialmente explícitas robustas que permitan cumplir con objetivos claros de conservación. En este trabajo se utiliza un método de priorización sistemática basado en imágenes satelitales acopladas a Sistemas de Información Geográfica (SIG) para identificar áreas prioritarias de conservación en el Parque Nacional Arrecifes de Cozumel (PNAC). A partir de los porcentajes de cobertura de los distintos substratos bentónicos caracterizados en campo y técnicas de análisis jerárquico, se identificaron siete tipos de hábitat: arenales, arrecife, dominancia de pastos, cobertura alta de pastos, cobertura media de pastos, dominado-alto de macroalgas y cobertura media de macroalgas. Los sitios visitados, agrupados por tipo de hábitat, se utilizaron como sitios de entrenamiento para llevar a cabo una clasificación supervisada sobre una imagen satelital SPOT 7 correspondiente al año 2017 y generar el mapa temático del paisaje bentónico con una precisión general del 84% (Kappa de 0.79). El mapa temático obtenido se utilizó para construir mapas de métricas del paisaje (compactación, conectividad y β -diversidad). Además, se construyó el mapa de análisis de cambio, con base en la comparación de la imagen satelital del año 2017 con una imagen satelital IKONOS (RGB) del año 2004, y de frecuencia de visita arrecifal, basado en entrevistas a prestadores de servicio de buceo. Los mapas obtenidos, se utilizaron para realizar un análisis de superposición ponderada en un ambiente SIG. Se identificaron distintas zonas en la zona Sureste del PNAC donde las actividades de manejo y conservación deben de ser estrictas y en donde se debe de considerar limitar considerablemente las actividades que ahí se desarrollan. La subzonificación y zonificación en el plan de manejo vigente, no refleja del todo las prioridades de conservación identificadas a partir del análisis espacialmente explícito efectuado. Los resultados obtenidos, de implementarse, permitirán que el manejo y conservación de esta importante área protegida sea más eficiente.

2. INTRODUCCIÓN

La zona costera es una franja de transición de los ecosistemas continentales a los ecosistemas marinos, es única en estructura geológica, ecológica e importancia biológica (Vergara, 2011). En esta zona se desarrollan muchos de los ecosistemas más productivos del océano, entre ellos los manglares, marismas, los sistemas arrecifales, etc. Estos últimos conformados por distintos hábitats como praderas de pastos marinos, camas de macroalgas, áreas libres de vegetación y arrecifes de coral, interconectados en términos de transferencia de materia y energía. En conjunto estos hábitats proporcionan refugio y alimentación a un gran número de especies marinas de importancia comercial y ecológica (Wilkinson, 2008). De acuerdo a Roberts et al. (2002), los diez principales centros de endemismos de especies marinas se localizan sobre áreas de arrecifes de coral cercanas a la costa, las cuales representan un 0.012% de la superficie de los océanos y contienen cerca de la mitad de las especies conocidas de hábito bentónico (Burke et al., 2011).

El interés por proteger la biodiversidad va en incremento, sobre todo debido a la conciencia actual sobre la crisis ambiental que enfrentamos (Millennium Ecosystem Assessment, 2005; Sarkar et al., 2006). La conservación de los ecosistemas costeros es de vital importancia debido a los servicios ambientales que brindan a la población humana, entre los que destacan: los servicios de provisión por ejemplo en la obtención de recursos pesqueros importantes en la dieta humana, los servicios de regulación debido a su función como barreras naturales brindando protección ante el viento, oleaje de tormentas y huracanes, y los servicios culturales como zonas recreativas, etc. (Díaz et al., 2005). Sin embargo, estos ecosistemas se encuentran actualmente entre los más amenazados debido principalmente a la degradación del hábitat, pérdida de la biodiversidad, contaminación, efectos del cambio climático, y a las actividades turísticas y hoteleras (Lara-Lara et al., 2008; Burke et al., 2011).

En este sentido, el impacto o presión que el hombre ejerce sobre el ambiente depende tanto del tamaño de la población como de la manera en la que ésta utiliza los recursos naturales y genera los desechos que retorna al ambiente (SEMARNAT, 2006). Es un hecho

que la población y los asentamientos humanos seguirán creciendo, esto basados en proyecciones de la población mundial que estiman entre 8, 500 para el año 2030 y 9, 700 millones de habitantes para el año 2050, con tasa de crecimiento anual del 2.4% respecto a la población actual (ONU, 2017). Además, es necesario considerar la existente tendencia del aumento de los asentamientos humanos a menos de 100 km de la línea de costa. Actualmente con el 40% de la población mundial (3, 100 millones) viviendo en las zonas costeras o cercanas a estas, se esperarían cada vez más y mayores perturbaciones que afectarán la interacción física, química, biológica y ecológica en el sistema arrecifal (Hughes et al., 2017).

En todo el mundo a pesar de los grandes esfuerzos de conservación, las ANPs siguen enfrentando amenazas como deforestación, fragmentación de sus hábitats, la extracción ilegal de recursos, invasión de especies exóticas, incendios forestales, además del cambio climático global, entre otras. Si reconocemos que la fragmentación es una de las principales causas de pérdida de la diversidad biológica dado que afecta la abundancia y distribución de las especies, y puede modificar la estructura genética de poblaciones, la conservación de los hábitats en los que viven las especies es fundamental (Bruner et al., 2001). Cincotta et al. (2000) mencionan que la distribución de la población humana es determinante en el grado de amenaza a la biodiversidad, por tanto, el ejercicio de conservación debe ser de forma planificada o priorizada.

México no está exento de este proceso de crecimiento población y enfrenta un panorama general de degradación. La CONABIO estima que nuestro país alberga aproximadamente el 12% de la diversidad mundial (CONABIO, 2007), por lo que son necesarios más esfuerzos para enfrentar esta problemática y proponer alternativas de conservación, y aprovechamiento sustentable de los recursos. Actualmente, la principal estrategia para la conservación del capital natural es a través de la creación de Áreas Naturales Protegidas (ANPs). Éstas son herramientas importantes para contrarrestar la degradación inducida por actividades antropogénicas, conservar la biota y mantener las funciones ecológicas en los ecosistemas. Sin embargo, históricamente su diseño y establecimiento se ha basado en

criterios estéticos, recreativos y de oportunidad, es decir de manera empírica y sin alguna evaluación científica previa, lo cual limita su efectividad (CONABIO, 2015). La superficie protegida ha incrementado sustancialmente desde la década de los noventa. Actualmente, en México existen 182 ANPs administradas por la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP), las cuales están clasificadas en seis diferentes categorías: Reservas de la biosfera, Parques Nacionales, Monumentos Naturales, Áreas de Protección de Recursos Naturales, Áreas de Protección de Flora y Fauna, y Santuarios. Además de las 56 mil 223 hectareas como áreas destinadas voluntariamente a la conservación (ADVC) como herramientas que promueven la conectividad y permiten aumentar su capacidad adaptativa al cambio climático (SEMARNAT,2000; CONANP, 2018).

Se ha reconocido que la creación de ANPs y en específico las Áreas Marinas Protegidas (AMPs) bien administradas, proporcionan varios beneficios, ya que pueden ayudar a aumentar la resistencia y recuperación de ecosistemas, aumentar el tamaño de la población y la biomasa de especies importantes y promover una exitosa dispersión larval (Roberts, 1997; Aronson y Precht, 2006; Aburto-Oropeza et al., 2011). Recientemente incluso se ha observado que pueden disminuir el efecto de las perturbaciones a escala de paisaje (Aburto-Oropeza et al., 2011; Cruz-Vázquez, et al. 2019). Sin embargo, la mayoría de los sistemas arrecifales hasta ahora incluidos dentro de las AMPs no han alcanzado completamente con su objetivo de conservación (Depondt y Green, 2006). A escala regional y mundial, la cobertura de los arrecifes de coral sigue disminuyendo como consecuencia de las presiones humanas y al cambio climático global (Mora, 2008). Para un país en vías de desarrollo como México, el establecimiento y sobre todo la gestión de las áreas protegidas implica altos costos para cumplir con su objetivo de mitigación de los impactos ambientales, restauración de los ecosistemas y conservación. Una manera de optimizar la inversión de un área protegida y obtener buenos resultados es aplicando el conocimiento científico que permite generar estrategias para una mejor eficacia en el establecimiento e identificación de áreas prioritarias de conservación (Margules y Pressey, 2000; Malcolm et al., 2012; Teh et al., 2012). Debido a que no sólo se trata de decretar nuevas áreas protegidas sino también

evaluar si las actuales cumplen o no con su misión y así fortalecer los programas de conservación y evaluación (Rodrigues et al., 2004; Malcolm et al., 2012).

En este sentido, la planificación sistemática surge con el objetivo principal de identificar las áreas prioritarias a protección que aseguren el mantenimiento a largo plazo de la biodiversidad y de los procesos que la sustentan, con base en criterios de selección, tales como área mínima, rareza, endemismos, diversidad, representatividad, irremplazabilidad, conectividad, integridad, fragilidad y vulnerabilidad (Margules y Pressey, 2000). El uso de la planeación sistemática en conjunto con los sistemas de información geográfica (SIG) y los avances en la percepción remota, son herramientas que han permitido considerar los hábitats como unidad de análisis y obtener de ellos información de la estructura, función, cambios a través del tiempo y complejidad. Gracias a estas herramientas es posible evaluar el estado de los hábitats de manera más eficiente, flexible, repetible, transparente y rápida para poder orientar en la toma de decisiones (Sarkar et al., 2006; Yang, 2009).

El presente proyecto analizó una metodología para identificar sistemáticamente, con ayuda de herramientas de percepción remota y SIG las áreas prioritarias de conservación dentro del Parque Nacional de los Arrecifes de Cozumel (PNAC) con base en las características del paisaje bentónico (métricas del paisaje y β -diversidad), para mejorar la conservación a largo plazo de la biodiversidad dentro del PNAC.

3. MARCO TEÓRICO

3.1 Áreas Naturales Protegidas.

Las Áreas Naturales Protegidas (ANPs), constituyen la estrategia central de conservación a nivel internacional, donde la persistencia de la diversidad biológica depende en buena medida de su efectividad para evitar los procesos de deterioro ambiental, manteniendo la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas. Las ANPs han permitido al gobierno capacitar y contratar personal para su manejo, generar esquemas de participación social, instrumentos de planeación, brindar recursos financieros que permiten realizar el conjunto de acciones para la protección y manejo de las áreas, además de un marco jurídico y legal que establece su protección. A nivel mundial, la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN) ha planteado la necesidad de seguir expandiendo la red global de áreas protegidas. De tal manera, se ha planteado como meta para el 2020 tener al menos el 17% de las zonas terrestres y 10% de las zonas marinas y costeras bajo algún grado de protección (IUCN, 2016). Las ANPs, se definen como porciones del territorio nacional, terrestres o acuáticas, representativas de los diferentes ecosistemas; en donde, el ambiente original no ha sido modificado en su esencia por la actividad del hombre y que están sujetas a regímenes de protección, conservación, restauración y desarrollo (CONANP, 2018). La Ley General de Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente (LEGEEPA), definen las ANPs como: “Las zonas del territorio nacional y aquellas sobre las que la nación ejerce su soberanía y jurisdicción, en donde los ambientes originales no han sido significativamente alterados por la actividad del ser humano o que requieren ser preservadas y restauradas” (LGEEPA, 1988).

En México, la mayor parte de las ANPs existieron solamente descritas en papel como áreas de potencial interés hasta la última década del siglo XX (Catastaño-Villas, 2006), que es cuando verdaderamente se consolida la capacidad del Estado mexicano para administrarlas mediante la creación de la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). Algunas de estas ANPs se establecieron sin saber realmente qué es lo que se estaba protegiendo, debido sobre todo a que elaborar inventarios de los taxa es una tarea

complicada, costosa y tardada (Catastaño-Villas, 2006). Por lo tanto, algunas fueron establecidas con base en la escasa información existente o simplemente por su belleza escénica (CONABIO, 2015). La actual preocupación por la conservación de la biodiversidad ha incrementado el establecimiento de ANPs, y con ello mejorar o desarrollar nuevas técnicas para evaluar la efectividad de las ANPs existentes (Halpern y Warner, 2003).

En el país existen a nivel federal, estatal, municipal, comunitarias, ejidales y/o privadas más de 1, 000 ANPs. A nivel federal, la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP) es el órgano encargado de administrar, las actualmente 182 Áreas Naturales Protegidas existentes, cubriendo así con 90.8 millones de hectáreas del territorio nacional. Las ANPs se dividen en seis diferentes categorías según el artículo 46 de la LGEEPA: Reservas de la Biosfera, Parques Nacionales, Monumentos Naturales, Áreas de Protección de Recursos Naturales, Áreas de Protección de Flora y Fauna y Santuarios (Tabla 1). De estas, ciento ochenta y dos ANPs decretadas en México a nivel federal, cuarenta y cuatro son reservas de la biosfera, sesenta y siete parques nacionales, cinco monumentos naturales, ocho áreas de protección de recursos naturales, cuarenta áreas de protección de flora y fauna y dieciocho santuarios (LGEEPA, 1988; DOF, 2017). Además, se reconocen tres categorías fuera del nivel federal que son las áreas protegidas estatales, áreas municipales de conservación ecológica y áreas destinadas voluntariamente a la conservación por ciudadanos u organizaciones no gubernamentales (art. 47. DOF, 2017).

Dentro de cada categoría existe una zonificación y subzonificación que establece las diferentes actividades que se pueden llevar a cabo dentro de la zona. La categoría del ANP es la que determina cuáles zonas y subzonas aplican dentro de esta y se definen desde la creación del plan de manejo (art. 47 bis. DOF, 2017). Cabe decir que de las ciento ochenta y dos áreas naturales protegidas solo ciento sesenta y tres tiene plan de manejo, el resto esta publicado en Diario Oficial de la Federación o bajo estudio y por lo menos veintisiete no poseen este instrumento. Las dos zonas más importantes son las zonas núcleo y las zonas de amortiguamiento. Las zonas núcleo se definen como áreas de protección

estricta que tienen como objetivo la preservación a largo plazo de los ecosistemas, a su vez pueden dividirse en dos tipos de subzonas: de protección y de uso restringido. Las subzonas de protección se ubican en las áreas mejor conservadas y en los ecosistemas frágiles o relevantes que requieran cuidados especiales para su conservación. Las subzonas de uso restringido se designan para mantener o mejorar las condiciones actuales del ecosistema, permitiendo la recuperación de sitios que tengan procesos de degradación (art. 47 bis. DOF, 2017). Las zonas de amortiguamiento tienen la función de regular la realización de actividades de aprovechamiento orientadas hacia el desarrollo sustentable, a su vez estas zonas de amortiguamiento pueden dividirse en ocho tipos de subzonas; subzonas de preservación, de uso tradicional, aprovechamiento sustentable, aprovechamiento especial, uso público, asentamientos humanos y las de recuperación (art. 47 bis. DOF, 2017).

Tabla 1. Categorías de las Áreas Naturales Protegidas de nivel Federal en México (DOF, 2017).

Categoría ANP	Descripción
Reservas de la biósfera	La categoría más importante en el sistema de áreas protegidas por su amplitud y versatilidad en el diseño y manejo. Representan la diversidad de ecosistemas del país, toma en cuenta la representatividad en cuanto a la diversidad biológica y la presencia de especies endémicas, amenazadas o en peligro de extinción. Dentro de esta categoría las subzonas, permiten de asentamientos humanos toda vez que estuvieran establecidos previamente a la declaratoria del área, debido a que la tenencia de la tierra no se modifica.
Parques nacionales	Los parques nacionales se establecen en sitios con ecosistemas que tengan principalmente belleza escénica, valor histórico, científico, educativo, recreacional, que conserven flora y fauna especial y, sobre todo, que tengan aptitud para el desarrollo turístico, puede haber zonas núcleo de protección y de uso restringido, y zonas de amortiguamiento con subzonas de uso tradicional, de uso público y de recuperación.

Monumentos Naturales	Se establece en sitios puntuales que contienen elementos naturales con un valor excepcional de tipo estético, histórico o científico. En estos casos hay un régimen de protección absoluta; es decir, no se permite ningún tipo de aprovechamiento de tipo extractivo. La zonificación permite zonas núcleo de protección y uso restringido y zonas de amortiguamiento de uso público y de recuperación.
Áreas de protección de recursos naturales	Son las áreas que no queden comprendidas en otra de las categorías, cualquier área dedicada a la preservación y protección de suelos, cuencas, aguas y recursos naturales de terrenos forestales, mientras no estén en alguna otra categoría de área natural protegida, esto incluye reservas forestales y áreas de protección de los cuerpos de aguas nacionales, sobre todo cuando se destinan al abastecimiento para la población humana.
Áreas de protección de flora y fauna	A diferencia de las otras ANP, para esta categoría la propia LGEEPA establece que se deben tomar en cuenta los criterios y disposiciones "...de la Ley General de Vida Silvestre, la Ley de Pesca y demás aplicables..." El enfoque principal de estas ANP es hacia la conservación de especies. El objetivo es conservar los hábitats donde viven, se desarrollan y evolucionan las especies de flora y fauna silvestres. La zonificación permite zonas núcleo y zonas de amortiguamiento, con todas sus subzonas.
Santuarios	Son áreas que, aunque no necesariamente son tan puntuales como los monumentos naturales, se destacan por mantener una alta riqueza de especies o especies de distribución restringida en sitios delimitados. Ello incluye cañadas, relictos, cuevas, cenotes, caletas y otras unidades geográficas específicas. La zonificación incluye zonas núcleo de protección y de uso restringido, y zonas de amortiguamiento de uso público y de recuperación.

3.2 Planificación sistemática y áreas prioritarias.

La planeación sistemática de la conservación se empezó a desarrollar en la década de los setenta como propuesta para la evaluación de la protección y persistencia de la biodiversidad en las ANP a nivel mundial (Kirkpatrick, 1983). Se define como “un proceso de localización, configuración, implementación y mantenimiento de recursos, para promover la persistencia de la biodiversidad y los recursos naturales” (Margules y Pressey, 2000). Utiliza métodos espacialmente explícitos que permiten identificar las prioridades de manera estandarizada y repetible, estableciendo objetivos claros de conservación. Entre los programas computacionales desarrollados que más se utilizan para este fin se encuentran Marxan (Ball et al., 2009) y Zonation (Moilanen, 2012) que ocupan bases de datos georreferenciados e indicadores para identificar las áreas prioritarias para la conservación (Margules y Pressey, 2000). Así mismo, la planificación sistemática de la conservación es uno de los mecanismos que permite identificar redes de áreas protegidas que aseguren el mantenimiento a largo plazo de la biodiversidad y de los procesos que la sustentan, además de servir como un instrumento que oriente a los países en la implementación de Programas de manejo en ANPs eficientes.

Los principios generales de la conservación sistemática buscan establecer objetivos explícitos, expresados en forma cuantitativa basándose fundamentalmente en los conceptos de vulnerabilidad e irremplazabilidad, he incorpora conceptos como la persistencia, complementariedad, representatividad, economía espacial, eficiencia, flexibilidad, también muy importantes (Sarkar et al., 2006; Kukkala y Moilanen, 2012). Estos conceptos se definen de la siguiente manera:

Vulnerabilidad. Grado de amenaza a la biodiversidad e identificación de sitios con amenazas o en peligro, para crear opciones disponibles con el tiempo para conservar las características de los elementos de la biodiversidad antes de que se pierda (Langhammer et al., 2007).

Irremplazabilidad. La irremplazabilidad mide el grado de importancia de los ecosistemas, hábitats o especies dentro de un área protegida, reflejando la importancia que tiene cumplir

los objetivos de conservación de forma eficiente. Es decir, la importancia del elemento dentro de la biodiversidad es fundamental para conservar la zona (Langhammer et al., 2007).

Complementariedad. Grado en que el valor de la diversidad biológica contenida en un área protegida aumenta debido a la ampliación de la misma zona o por la cercanía con nuevas áreas creadas (Margules y Pressey, 2000).

Representatividad. - Hace referencia al grado en que el sistema de ANPs protege una muestra representativa de todo el ámbito de escalas espaciales y de organización biológica de la biodiversidad (Margules y Pressey, 2000).

Persistencia. - Se refiere a que las ANPs deben asegurar la supervivencia a largo plazo de la biodiversidad, manteniendo los procesos ecológicos y evolutivos que la sustentan, la viabilidad de las poblaciones y la integridad de los ecosistemas (Margules y Pressey, 2000). El objetivo de persistencia debe incluir explícitamente elementos asociados con la redundancia, la resiliencia y la definición de límites de las áreas a proteger.

Eficiencia. - El principio de eficiencia se refiere a tratar de alcanzar nuestros objetivos con el menor costo posible. El costo suele variar de acuerdo a si es tomado del área terrestre o marina a ser protegida. La eficiencia es importante porque minimiza la posibilidad de construir un área que sea muy grande o de manejo muy costoso (Sarkar et al., 2006).

Economía espacial. – Menores costos económicos y sociales en la implementación, y una mayor probabilidad de persistencia de los elementos de la biodiversidad (Sarkar et al., 2006).

Flexibilidad. - Un plan de conservación flexible es aquel que nos permita cumplir nuestros objetivos eficientemente de varias maneras. La flexibilidad puede ser importante ya que puede aprovecharse las oportunidades que surjan en la conservación, como por ejemplo un bloque de tierra con un gran valor para la biodiversidad que se ponga disponible para la venta (Sarkar et al., 2006).

La selección de los sitios prioritarios para la conservación se debe fundamentar en alguno de los siguientes criterios Ceballos et al., (2005):

1. Que constituya el mejor ejemplo de un ecosistema o hábitat único y clave.
2. Sea necesario para la sustentabilidad de las actividades productivas.
3. Posea una alta diversidad biológica de nivel beta.
4. Que sea una localidad con procesos ecológicos clave.
5. Existencia de endemismos.
6. Que sean áreas de alta biomasa.
7. Que tenga valores culturales importantes (históricos, religiosos o recreativos).
8. Que propicie la investigación básica.
9. Que contribuya a la conectividad de hábitats.
10. Que conserve más de una población de cada especie.

De acuerdo a Margules y Pressey (2000) y Margules et al., (2002), la planificación sistemática para seleccionar áreas prioritarias consta de 11 etapas, siendo las más críticas la elección de los indicadores y la elección de las áreas prioritarias (Tabla 2).

Tabla 2. Las once etapas de la planificación sistemática (Margules y Pressey, 2000; Margules et al., 2002).

1. Identificación y el involucramiento de todos los actores sociales de la región (Stakeholders).
2. Compilación, evaluación y depuración de los datos sobre biodiversidad.
3. Elección de indicadores de biodiversidad para la región.
4. Definición de objetivos (medibles) y metas para la conservación.
5. Evaluación de la eficiencia del sistema existente de conservación.
6. Priorización de áreas nuevas para la conservación.
7. Evaluación de pronósticos para la biodiversidad.
8. Definición refinada de los sistemas de las áreas seleccionadas para las acciones de conservación.
9. Revisión de la viabilidad del plan usando análisis multicriterio.
10. Realización del plan de conservación.
11. Manejo y monitoreo del sistema de áreas de conservación.

Otra de las ventajas de estos métodos es que cuando la información es escasa o su generación tiene un alto costo, se pueden utilizar otras fuentes de información como monitoreos realizados con anterioridad, los ordenamientos territoriales y ecológicos de la zona, e incluso el conocimiento local que contribuya de manera importante para la designación de estos sitios prioritarios. Ahora, los SIG en combinación con la percepción remota están siendo de gran ayuda para la determinación de sitios prioritarios y son una importante herramienta en la conservación, gestión y evaluación de áreas bajo protección (Rioja-Nieto et al., 2013).

3.3 Ecología del Paisaje.

La ecología del paisaje surge como una disciplina que retoma principios y conceptos geográficos y ecológicos, siendo su principal objetivo el estudio de patrones e interacciones entre los elementos, y cómo estas interacciones cambian con el tiempo, analizando la estructura, composición, funcionamiento y los cambios que se producen en el paisaje (Forman, 1995).

El paisaje es definido por Turner et al., (2001) como un área espacialmente heterogénea en al menos un factor de interés, y está conformada por un mosaico de parches individuales. Estos parches son la unidad espacial mínima y con la cual se pueden cuantificar y caracterizar al paisaje, el cual puede ser utilizado para describir cualquier espacio en términos de características de la estructura, función y cambio. Otra definición ve al paisaje como una entidad física, ecológica y geográfica compuesta por un mosaico de elementos heterogéneos, por ejemplo, hábitats, que interactúan entre sí a través de flujos energéticos (Forman y Gordon, 1986). Otro término más específico es paisaje marino (*seascape*) que fue introducido por primera vez por Barlett, (1991) para designar conjuntos de ecosistemas (pastos marinos, arrecifes de coral, manglares, humedales, marismas) ubicados en aguas someras cercanas a la costa.

La estructura, función y cambio son consideradas las tres principales propiedades del paisaje. La primera se refiere a la composición (diversidad), distribución espacial que tienen los elementos en el paisaje y los procesos ecológicos entre los hábitats; la función toma en cuenta la interacción, es decir, el flujo de energía, materiales y organismos entre los componentes que constituyen el paisaje y los parámetros ambientales; y el cambio se refiere a la alteración en la estructura y la función a través del tiempo (Forman y Gordon, 1986; Forman, 1995).

La identificación y clasificación de hábitats costeros se considera un requisito fundamental para la implementación de los planes de manejo de la zona costera (Clark, 1996), principalmente cuando la estrategia de manejo se vincula a espacios restringidos, como las áreas marinas protegidas (Sala et al., 2002). En este aspecto los avances en SIG y percepción remota permiten la captura y análisis de una gran cantidad de datos ecológicos a escala del paisaje marino bentónico resultando benéfico al ser herramientas rápidas en su implementación y procesamiento (Green et al., 2000; Turner et al., 2004).

3.4 Radiación Electromagnética (EMR) y Sensores Remotos.

La radiación electromagnética es energía ondulatoria que se propaga a través del espacio en forma de ondas electromagnéticas, transportándose con o sin la presencia de un medio material y a una velocidad a través del espacio de 299,792 km por segundo, lo que significa que viaja a la velocidad de la luz. Al conjunto de todas las longitudes de onda en que se presenta la radiación electromagnética se le denomina espectro electromagnético y es un espectro continuo (Schowengerdt, 2007).

La radiación electromagnética incluye ondas de cualquier longitud, ya sean cortas o largas (desde las micras como los rayos gamma hasta kilómetros como las ondas de radio) y es dividido en regiones espectrales con base a los instrumentos para generar, aislar y detectar esta radiación (Gomasasca, 2009). Las regiones espectrales más usadas actualmente son: rayos cósmicos, gamma (γ), rayos X, ultravioleta, el visible, infrarrojos, microondas y ondas

de radio. Como se aprecia en la figura 1, el espectro visible es solo una pequeña parte del espectro electromagnético, que puede ser percibida por el ojo humano y abarca desde las longitudes de onda de la luz roja (0.622-0.780 μm), la luz verde (0.5 hasta 0.6 μm) hasta la luz azul (0.455-0.492 μm) (Chuvieco, 2002). En longitudes de onda mayores a la del rojo nos encontraríamos con la región infrarroja (IR), que a su vez está dividida en tres categorías: infrarrojo próximo o cercano (IRC) de 0.7 – 1.3 μm , infrarrojo medio (IRM) de 1.3 – 8 μm , en esta región se entremezclan los procesos de reflexión de la luz solar y de emisión de la superficie terrestre y por último el infrarrojo lejano o térmico (IRT) de 3 – 15 μm , que incluye la porción emisiva del espectro terrestre y, en donde se detecta el calor proveniente de la mayor parte de las cubiertas terrestres (Figura 1) (Chuvieco, 2002).

La radiación transmitida a la tierra llega a los diferentes niveles de la atmósfera y a la superficie terrestre. La radiación de onda corta alcanza la atmósfera y parte de ella es absorbida por los gases que la componen y otra parte es reflejada por las nubes, la tierra, el agua siendo reenviada al espacio. Estos sistemas se calientan y a su vez actúan como fuentes emisoras de onda larga. El cociente entre la energía reflejada y la radiación incidente es conocido como reflectancia o reflexión afectada por condiciones como el ángulo geométrico que se forma sol-objeto/superficie-satélite, los cambios que experimente la propia superficie reflectora, por ejemplo, el agua del mar en calma puede actuar como un espejo a diferencia de cuando presenta fuerte oleaje, la iluminación solar que a su vez depende de la época del año, hora, etc. (Chuvieco, 2002).

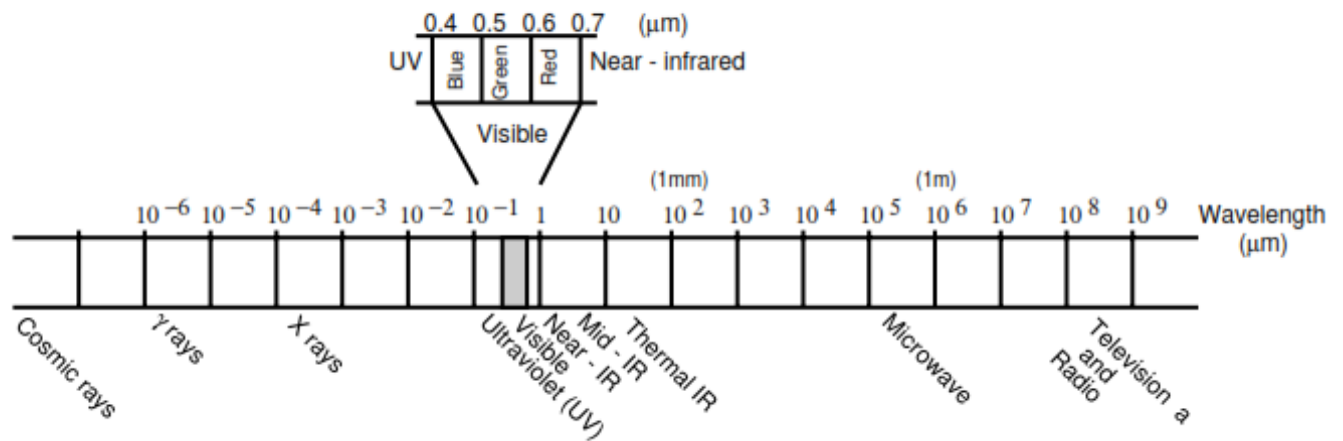


Figura 1. Esquema del espectro electromagnético y el visible, tomado de www.fao.org

Los sensores multispectrales transportados por satélites miden la energía radiante reflejada (EMR) proveniente de las distintas fuentes emisoras de la superficie de la tierra. La mayor parte de los sistemas detectores usados en los sensores remotos operan en una o varias zonas del visible, infrarrojo y microondas. Así, el modo en que la radiación electromagnética interacciona con el objeto de interés dependerá del intervalo del espectro que se considere, así como de la estructura física del objeto. Para cada objeto de la tierra, el comportamiento espectral es distinto en función de sus propiedades (temperatura, textura, humedad, estructura química). Existen varios tipos de sensores que pueden medir la EMR entrante en diferentes regiones del espectro electromagnético. Para la mayoría de las aplicaciones en gestión costera los sensores miden la luz visible o cercana a la luz infrarroja reflejada de la superficie de la tierra o la que emiten en radiación térmica infrarroja (Guo y Mason, 2009).

La percepción remota consiste en un conjunto de técnicas utilizadas para determinar las características espectrales de los objetos de la superficie de la tierra, a través de los datos recolectados por sensores e instrumentos instalados en las plataformas satelitales que miden la radiación electromagnética emitida por dicho objeto, por tanto, no están en contacto directo con el objeto de investigación (Chuvienco, 2002, Basterra, 2011). El sistema

de teledetección se compone de la fuente de energía que llega al objeto y que este refleja (energía del sol, aunque no la única), el sensor compuesto propiamente por el sensor y la plataforma que lo sostiene, es el encargado de capturar la energía reflejada por parte del objeto y enviarlo al sistema de recepción donde se analiza la información y se distribuye al usuario final (Guo y Mason, 2009).

Los principios fundamentales dentro de la percepción remota se basan en la medida de la radiación electromagnética emitida o reflejada por los objetos de la superficie de la tierra, como respuesta a la incidencia de una radiación natural, como lo es la luz solar o a una radiación artificial como serían las microondas. Los sensores miden la radiación de forma electrónica, transformando su intensidad en un valor numérico. Este valor numérico es denominado Nivel Digital o Número Digital (ND) y es la traducción de la radiancia de un determinado campo electromagnético recibida por el sensor para cada píxel, un píxel a su vez es la unidad mínima de información digital en una imagen. Cada elemento de la superficie terrestre, ofrece una forma particular de reflejar o emitir la radiación electromagnética, dependiendo de sus propiedades fisicoquímicas, las cuales se manifiestan en lo que llamamos firma espectral (Basterra, 2011). Estos números digitales (ND) se transmiten a una estación receptora en tierra donde un ordenador los convierte en colores o matices de gris para crear una imagen, cada ND se almacena en una matriz dimensional de datos en el que cada celda (píxel) está en función de la resolución espacial (Guo y Mason, 2009).

Los tipos de sensores de acuerdo al tipo de irradiación que reciben se dividen en: 1) Pasivos que registran la intensidad de la energía electromagnética reflejada proveniente del sol o emitida por la Tierra generalmente en la parte visible ($0.4 \mu\text{m}$ - $0.7 \mu\text{m}$) e infrarrojo ($0.7 \mu\text{m}$ - $14 \mu\text{m}$); y 2). Activos que generan su propia radiación artificial, la cual es emitida al objeto de interés y recoge una señal de retorno, por ejemplo, los sensores que envían pulsos de radar, con longitudes de onda larga generalmente en el orden de centímetros (Schowengerdt, 2007)

De acuerdo al tipo de sensor que transportan los satélites, éstos pueden tener distintas resoluciones que afectan las características de la imagen obtenida. La resolución espacial corresponde al tamaño mínimo de un pixel, es decir cuanto menor es el área representada por cada píxel en una imagen digital mayores son los detalles que pueden ser captados y mayor es la resolución espacial. La resolución espectral indica el rango específico de longitud de onda del espectro electromagnético que un sensor es capaz de captar. Los que poseen mayor resolución son los sensores hiperespectrales, ya que pueden detectar una cantidad considerable de bandas espectrales mayor a 24 bandas. La resolución radiométrica se refiere a la cantidad de valores posibles de una banda que puede almacenar o registrar un sensor, es decir, el número posible de valores o niveles de gris en que se divide la radiación recibida y procesada por pixel, puede oscilar entre 0 a 255 (8 bits) y 0 a 65,535 (16 bits), y la resolución temporal que se refiere a la frecuencia en la que un sensor obtiene datos de un mismo punto de la superficie terrestre. Este tipo de resolución depende básicamente de las características de la órbita, existen sensores que entregan información cada 30 minutos, pero también existe algunos como el Landsat 8 el cual envía cada 16 días (Guo y Mason, 2009).

En conclusión, una imagen satelital es una representación de la superficie de la tierra a través de la información capturada por el sensor, ordenada en forma de una matriz de datos, donde cada celda o pixel es una porción del área observada a la cual se le asigna un valor único. En estas se almacenan por lo general las variaciones de la cantidad de radiación electromagnética que es reflejada por los objetos de interés (ND) y normalmente oscilan 8 bit y 16 bits (Guo y Mason, 2009; Schowengerdt, 2007). Hasta finales de los años 1970's las imágenes satelitales comienzan a estar disponibles para aplicaciones civiles y científicas (Xiao et al., 2006).

3.5 Absorción y dispersión de la luz en la atmosfera.

El fenómeno de absorción de la luz se presenta con diferentes características en los distintos medios por los que ésta pasa. La absorción de la luz consiste en la transformación de la energía luminosa en otro tipo de energía al propagarse la luz en un medio cualquiera. Los materiales pueden absorber completamente la luz que llega a ellos (cuerpo negro) o parcialmente y reflejando la energía restante (Schowengerdt, 2007). La pérdida de energía al pasar por el objeto está directamente relacionada con el tipo de material, transparencia u opacidad, siendo así que cada material tiene un coeficiente de absorción. Se dice que presentan absorción selectiva aquellos medios que absorben solo algunas longitudes en mayor grado que otras (Pérez-Montiel, 2004). Los distintos componentes de la atmosfera como gases, aerosoles y las nubes, absorben y dispersan la radiación solar transformando la información captada por el sensor (“efecto atmosférico”). Por ejemplo: el Oxígeno atómico (O_2), filtra las radiaciones ultravioletas por debajo de $0.1 \mu m$, así como pequeños sectores en el infrarrojo térmico y las microondas. El Anhídrido carbónico (CO_2) absorbe en el infrarrojo térmico ($15 \mu m$) y tiene importantes efectos en el infrarrojo medio, entre 2.5 y $4.5 \mu m$ (Lillesand et al., 2008).

El choque de la luz con las partículas de la atmosfera provoca múltiples reflexiones generando un aporte adicional en las reflexiones originales de los objetos sobre la superficie terrestre, en definitiva, se reduce la radiancia directa, aumentando considerablemente la difusa. Existen distintos tipos de dispersión, y estas están en función del diámetro de las partículas suspendidas. La dispersión selectiva, se divide en 1) Rayleigh cuando afecta a longitudes de onda inferiores al diámetro de la partícula en cuestión y 2) Mie cuando se trata de partículas de diámetro similar a la longitud de onda, y la dispersión no selectiva, cuando se trata de las partículas de mayor tamaño (Chávez, 1996).

Los ND obtenidos por los sensores multiespectrales transportados por satélites son afectados por estos fenómenos; pero, además pueden verse afectados por la pendiente y orientación del terreno, generando modificaciones en los valores de radiación real emitida

por el objeto interés confundiendo la interpretación de las firmas espectrales del o de los objetos (Schowengerdt, 2007). Existen métodos para minimizar el efecto atmosférico en las imágenes satelitales que se basan principalmente en disminuir la dispersión (bruma, cobertura de nubes). Estos se explicarán en la sección de pre-procesamiento.

3.6 Características principales del satélite SPOT e IKONOS.

La serie de satélites SPOT (*Satellite Pour l'Observation de la Terre*) fue diseñada en Francia por el Centro Nacional de Estudios Espaciales (CNES), y ha estado en funcionamiento desde 1986 cuando se lanzó el SPOT 1. Posteriormente se han puesto en órbita los satélites SPOT 2 (1990), SPOT 3 (1993), SPOT 4 (1998), SPOT 5 (2002), SPOT 6 (2012), y SPOT 7 (2014). Los satélites SPOT 6 y SPOT 7 tienen el sensor construido por AIRBUS Defence & Space. Son una herramienta de observación de la tierra con sensores altamente sensibles que aumentan la capacidad de adquisición y simplifican el acceso a los datos. Ambos satélites proporcionarán productos hasta el 2024 con una resolución espacial de 1.5 m en pancromático, cubriendo zonas de hasta 6 millones de km² con revisitas diarias de cualquier punto, lo que ayuda en gran manera a la cartografía nacional a escala de 1:25.000 (www.satimagingcorp.com). La sociedad Airbus Defence and Space antes Astrium GEO-information, es la encargada de definir el plan de actividades diarias de los satélites, la recepción de las imágenes, el procesamiento de las imágenes, la difusión y comercialización en todo el mundo de los datos proporcionados por el satélite SPOT (www.intelligence-airbusds.com).

Los satélites SPOT han sido utilizados principalmente en el monitoreo de vegetación por sus bandas infrarrojas (Green et al., 2000). A partir del SPOT 6 se obtienen datos en la banda del azul, lo cual lo hace una herramienta adecuada para el mapeo de hábitats sumergidos. En la Tabla 3 se presentan las características generales del satélite SPOT 7 y del IKONOS, plataformas de la cual se obtienen las imágenes para la realización de este trabajo.

Tabla 3. Características del satélite SPOT 7 e IKONOS (www.satimagingcorp.com).

Fechas lanzamiento	de SPOT 7: 30 de junio de 2014 (Vida útil nominal 10 años)	IKONOS: 24 de septiembre de 1999
Orbita	Heliosincrónica – 10.00 am, hora local en el nodo descendente	Heliosincrónica – 10.30 am, hora local descendente
Período	98,79 minutos	98 min minutos
Resolución Temporal	26 días	1-3 días
Altitud	694 km	681 km
Ángulo de observación	de Estándar: +/- 30° Ampliado: +/- 45°	Hasta 60 grados fuera del nadir
Resolución Espacial	Multiespectral 6 m Pancromática 1.5 m	Multiespectral 4 m Pancromática 1 m
Modo	Multiespectral Pancromática	Multiespectral Pancromática
Resolución Espectral	Pancromática 0,45 µm-0,745 µm (PAN) Multiespectral Azul: 0.45 – 0.52 µm (B3) Verde: 0.53 – 0.,59 µm (B2) Rojo: 0.625 – 0.695 µm (B1) Infrarrojo cercano: 0,76 - 0,89 µm (B4)	Pancromática: 0.45 µm - 0.90 µm (PAN) Multiespectral Azul: 0.45 - 0.52 µm (B1) Verde: 0.52 - 0.60 µm (B2) Rojo: 0.63 - 0.69 µm(B3) Infrarrojo cercano: 0.76 - 0.90 µm (B4)
Resolución radiométrica	De 12 bits llevado a 16 bits	De 8 bits a 16 bits
Nivel de Procesamiento	L1A: Primario (referencia a que la imagen no está Ortorectificada) L2A: Ortorectificada	Basic0, Estándar, Ortorectificada
Sistema de Coordenadas	Datum WGS84 y sistema de proyección UTM (EPSG: 32719 / 32720 / 32721) Datum WGS84 (EPSG: 4326)	Datum WGS84 y sistema de proyección UTM
Formato de la imagen	JPEG2000 Regular/ JPEG2000 Optimizado / Geo TIFF	Geo TIFF o NITF 2.0 o 2.1.

3.7 Sistemas de Información Geográfica.

A principios de los años 1980's, los SIG ya se habían convertido en un sistema plenamente operativo (DeMers, 2003). A medida que la tecnología avanzó, los SIG se hicieron menos costosos y gozaban de una mayor aceptación. Por su efectividad, actualmente son utilizados en varios sectores, desde los públicos hasta militares (Figura 2). Los SIG se pueden definir como un sistema de información compuesto por hardware, software, datos geográficos y los usuarios, diseñados para actuar coordinada y lógicamente. Con el fin de capturar, almacenar, manipular, analizar, transformar y representar toda la información geográfica obtenida para satisfacer múltiples propósitos de gestión y planificación (Green et al., 2000; Fotheringham y Wilson, 2008). Los SIG permiten realizar un gran número de manipulaciones de datos y mapas en corto tiempo, consultar rápidamente las bases de datos con información exacta, actualizada y centralizada; por lo que, existe una minimización de costos de operación e incremento de la productividad. Así mismo, permiten comparar eficazmente los datos espaciales a través del tiempo (análisis temporal) (Latifovic et al., 2004).



Figura 2. Componentes del Sistema de Información Geográfica imagen de Google.

Los SIG funcionan con dos tipos diferentes de representación de los datos: el modelo vectorial y el modelo ráster. En el modelo vectorial, los datos geográficos son expresados en puntos, líneas y polígonos y se almacenan con unas coordenadas (x, y) y sus respectivos atributos. La ubicación de un objeto puntual, pueden describirse con un sólo punto de coordenadas (x, y). Los objetos que representan características lineales, por ejemplo; carreteras y autopistas, pueden almacenarse como un conjunto de puntos con

coordenadas x, y. Los objetos con características poligonales y de áreas, pueden almacenarse como un circuito cerrado con vértices donde están las coordenadas. En el

modelo ráster cada superficie a representar se divide en filas y columnas, formando una matriz de celdas, donde cada celda de la matriz guarda tanto las coordenadas de la localización como un valor asociado (ND). Una imagen ráster comprende por tanto una enorme colección de celdas en una matriz (Albrecht, 2007).

El SIG organiza la información de manera abstracta y estratificada (vectorial/ ráster) en capas temáticas correspondientes a los diferentes aspectos del área de interés, por ejemplo; podríamos tener una capa de líneas que represente ríos, una capa de puntos de sitios de pesca, etc. La ventaja de esta organización es que se pueden relacionar las distintas capas de información para la elaboración de mapas representativos de la zona de interés (Figura 3).

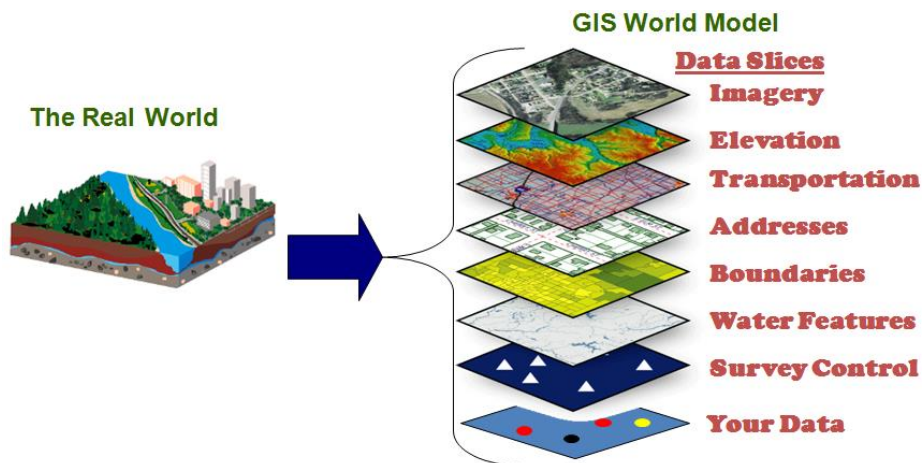


Figura 3. Abstracción de la realidad en capas dentro del SIG tomada de Google.

Los SIG, en combinación con la percepción remota, se ha convertido en una herramienta fundamental en la toma de decisiones ya que permiten tener un panorama amplio de la información disponible (Rioja-Nieto et al., 2013). Dentro del manejo costero, los SIG son herramientas que permiten el buen ordenamiento del territorio, analizar la complejidad de la zona costera, evaluar las alternativas de uso, monitoreo de hábitats y distinguir las prioridades para la conservación.

3.8 Mapeo Temático.

Un mapa temático es aquel que describe un área de interés a través de la distribución espacial de elementos identificables de la superficie terrestre (Schowengerdt, 2007). Está compuesto por dos partes fundamentales para su entendimiento: el mapa base y un contenido con una temática especial (climas, tipos de suelo, etc.). La información es presentada mediante colores, tonos, texturas y patrones, que diferencian a los objetos localizados, ayudando a traducir y simplificar grandes cantidades de información (Green et al., 2000; Schowengerdt, 2007). Los mapas temáticos se pueden elaborar mediante la clasificación de imágenes multispectrales, considerando los patrones de agrupamiento en los píxeles, los cuales son categorizados de acuerdo a sus características espectrales (Mumby y Harborne, 1999; Schowengerdt, 2007). La clasificación de píxeles puede ser realizada de manera supervisada y no supervisada.

En la clasificación supervisada todas las imágenes de satélite deben someterse a un procesamiento previo para corregir las distorsiones radiométricas y geométricas de la imagen. Se utiliza la experiencia del usuario para identificar las firmas espectrales de los hábitats para realizar la agrupación de los píxeles y obtener la clasificación. La clasificación no supervisada, busca y define de manera automática grupos de píxeles homogéneos dentro de las imágenes, tratando de definir las clases espectrales. Esta clasificación no requiere el conocimiento previo del área de estudio, por lo que la intervención humana se centra en el proceso de interpretación de los resultados. En esta clasificación se asume que los ND de la imagen forman agrupaciones o conglomerados (clústers), los cuales equivalen a píxeles con un comportamiento espectral homogéneo y por tanto se pueden definir clases temáticas de interés (Guo y Mason, 2009). La clasificación supervisada es un tanto subjetiva al depender de la experiencia/ observación de los usuarios, y bastante automatizada en la clasificación no supervisada. Por lo que para la clasificación se sugiere utilizar de los dos métodos de manera combinada, realizando así una clasificación híbrida (Schowengerdt, 2007).

3.9 Pre-procesamiento.

Todas las imágenes satelitales deben someterse a un procesamiento previo de los datos para corregir las distorsiones radiométricas y geométricas de la imagen, ya que la energía captada por el sensor sufre una serie de interacciones con la atmósfera antes de llegar al sensor (Figura 4). Las anomalías se presentan en los números digitales de los píxeles que componen la matriz de datos. Las operaciones de corrección pretenden minimizar los errores de la adquisición de datos y obtener una imagen lo más próxima a la verdadera.

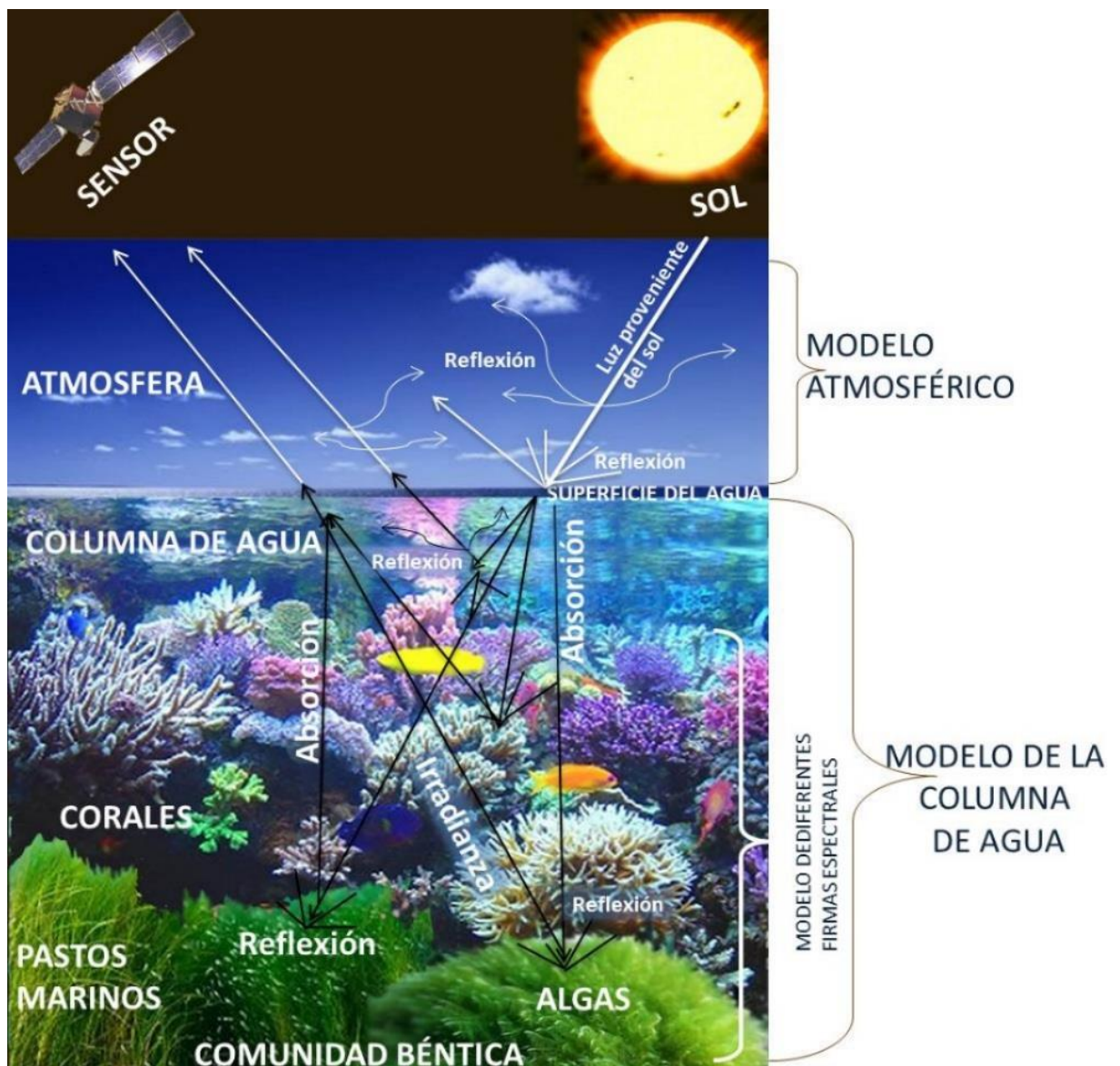


Figura 4. Diagrama del paso de la luz a través de la atmósfera y en un hábitat coralino (tomado de Contreras-Silva, 2011).

Corrección atmosférica.

La atmósfera ejerce influencia en la respuesta espectral de los objetos afectando con ello la energía electromagnética que es recibida por un sensor (Kaufman, 1989). La mayor parte de los métodos de corrección atmosférica se enfocan principalmente a minimizar el efecto de la dispersión (bruma o haze, cobertura de nubes). Estos son inversamente proporcionales a la longitud de onda, es decir, la influencia de la atmósfera es mayor en longitudes de onda más cortas. Esta forma de interferencia también conocida como el “path radiance”, depende de la longitud de onda de la radiación electromagnética y puede comprometer seriamente la interpretación de operaciones aritméticas entre bandas (López, 1991).

El método de sustracción del pixel más oscuro realizado por Chávez (1996) es una corrección comúnmente utilizada para minimizar el efecto atmosférico en los valores de reflectancia originales. Asume que los pixeles dentro de la imagen que representan aguas claras profundas deberían presentar valores DN “0”, atribuyendo los valores observados al efecto atmosférico, así que el valor DN promedio de valores mínimos en cada banda son sustraídos a todos los pixeles en su banda respectiva. A esta técnica también se le conoce como corrección del histograma; ya que consiste en el uso de los valores mínimos para restarlos a todos los valores digitales (ND) de cada banda situando el origen del histograma en cero, dejando ver de manera más certera los valores de reflectancia de la superficie a estudiar o analizar (Chávez, 1996; Schowengerdt, 2007).

Corrección geométrica.

Las correcciones geométricas son transformaciones puntuales que consisten en cambiar de posición las celdas originales de la imagen, intentando no alterar sus números digitales. Gracias a que se trata de un formato digital, esta transformación puede basarse en funciones numéricas simples que permiten modificar la geometría de la imagen. Estas transformaciones pueden emplearse tanto para corregir la imagen o superponer dos o más imágenes con la finalidad de obtener correspondencia entre los pixeles de cada imagen (Rejas, 2008). Las operaciones de corrección pretenden minimizar en la medida de lo

posible estas alteraciones a través de dos distintos métodos, el primero es la corrección orbital que modela las fuentes de error y su influencia, para ello es necesario conocer con precisión tanto las características de la órbita del satélite como las del sensor. El segundo es un enfoque empírico que modela la distribución de errores en la imagen utilizando puntos de control (PC) con posición geográfica conocida, distribuidos en lo posible en las cuatro esquinas de cada imagen (Rejas, 2008). El método de puntos de control utiliza un modelo de regresión. Los métodos de regresión disponen del valor de dos variables (x , y), de las cuales se obtiene una ecuación que permite estimar nuevos valores para x - y . En el caso de la georreferenciación las variables independientes son c y f , es decir, la columna y fila en que se ubica un pixel en la imagen original; mientras que x , y , son las coordenadas en un sistema estándar, sistema en función de las necesidades del usuario para representar el espacio geográfico de interés.

Correcciones de brillo y de la columna de agua.

La reflexión de la radiación solar sobre la superficie del mar con oleaje es un grave factor de confusión, ya que la dispersión en varias direcciones crea áreas más brillantes que otras y hace difícil la identificación de los hábitats bentónicos. Hedley et al. (2005) proporcionan un método modificado de Hochberg et al. (2003), eficaz para la eliminación del brillo en áreas cubiertas por agua en imágenes satelitales, utilizando la banda del infrarrojo cercano (NIR). Esta metodología tiene dos suposiciones básicas: 1) que el brillo en la banda NIR se compone del brillo solar, esta suposición es válida por el hecho de que el agua presenta una absorción muy fuerte a longitudes de onda NIR (700-1000nm), es decir, en aguas profundas tiende a dar cero; y 2) los valores de los pixeles presentes en las bandas RGB tiene una relación lineal a los valores encontrados en la banda del Infrarrojo cercano. El método consiste en seleccionar una o más regiones de la imagen donde es evidente el brillo solar, pero donde se espera que éste sea consistente (ej. áreas de aguas profundas). Esta información, combinada con el brillo NIR en cada píxel de toda la imagen, se utiliza para determinar el coeficiente que se utilizará para reducir el brillo en cada banda y para todos los píxeles mediante la siguiente ecuación:

$$Ri' = Ri - bi (R_{NIR} - Min_{NIR})$$

Donde:

Ri' =es el valor de corrección

i = el valor del pixel en cada banda (Ri)

bi =el valor de la pendiente de la regresión

R_{NIR} =el valor del pixel en el Infrarrojo cercano

Min_{NIR} =el valor mínimo de los encontrados en la banda del Infrarrojo cercano

Ecuación 1. Fórmula para el cálculo de coeficiente de reducción del brillo superficial.

Cuando la luz penetra el agua su intensidad disminuye exponencialmente con el aumento de la profundidad. Este proceso es conocido como atenuación (Spitzer y Dirks, 1987) y ejerce profundos efectos sobre los datos obtenidos de ambientes acuáticos. En la región del espectro de luz visible, la banda roja se atenúa más rápidamente que la banda del azul, por lo tanto, conforme la profundidad aumenta la posibilidad de separación de las características espectrales de los hábitats disminuye. Lyzenga (1978) propone un método simple para eliminar la influencia de la profundidad en la reflectancia de los fondos. Este se basa en compensar el efecto de la variable profundidad para mapear fondos marinos de las imágenes que son procesadas. La compensación se lleva a cabo eligiendo valores de pixeles donde se supone que existe un fondo homogéneo (ej. arenales) a diferentes profundidades de cada una de las bandas. Con estos valores se calculan los coeficientes de atenuación mediante las siguientes ecuaciones:

$$\frac{k_i}{k_j} = a + \sqrt{(a^2 + 1)}$$

Ecuación 2. Fórmula para el cálculo de coeficiente de atenuación.

Donde k_i/k_j es el coeficiente de atenuación y a es:

$$a = \frac{\sigma_{ii} - \sigma_{jj}}{2\sigma_{ij}}$$

$$\sigma_{ij} = \overline{X_i X_j} - (\overline{X_i} \times \overline{X_j})$$

Ecuación 3. Cálculo de varianza por par de bandas.

Y

Ecuación 4. Cálculo de la covarianza por par de bandas.

Dónde: σ_{ij} es la covarianza entre las bandas i , σ_{ij} es la covarianza entre las bandas i y j . $\overline{X_i}$ es el promedio de los valores de la banda i .

Con base a las ecuaciones mencionada, se obtienen índices de fondo invariante en profundidad para cada par de bandas. Es decir, un índice para R/G, otro para R/B y finalmente otro para G/B, con los que se ajustan los valores de los pixeles en toda la imagen.

La técnica fue probada para aguas en las Bahamas y se recomienda utilizar donde la claridad del agua sea buena (aguas tipo I o II) (Green et al., 2000). Esta corrección también llamada Índice de Profundidad Invariable del Fondo es esencial para establecer relaciones empíricas cuantitativas de las características del fondo marino. Su utilización puede mejorar la precisión de los mapas de hábitats marinos y la interpretación visual de la imagen (Mumby et al., 1998; Zhang et al., 1999).

4. ANTECEDENTES

Los avances en los SIG y de las imágenes satelitales de alta resolución espectral, han permitido que se incremente el número de estudios en ambientes marinos y costeros donde son utilizados, principalmente en temas como la cuantificación de la concentración de clorofila batimetría, cobertura y cambio de los bosques de manglar, evaluación del estado de los corales, mapeo de ecosistemas arrecifales (e.g. Mumby et al., 1997; Mumby et al., 1998; Holden y LeDrew, 1998; Mumby y Harborne, 1999; Richardson y LeDrew 2006; Benfield et al., 2007; Wang et al., 2008; Rioja-Nieto, et al. 2017; Rioja-Nieto y Álvarez-Filip 2019) y para implementar medidas de conservación y restauración para la gestión y protección de zonas marinas (e.g. Dahdouh-Guebas, 2002; Cogan et al., 2009; Rioja-Nieto et al., 2013).

Margules y Pressey (2000) proponen el marco conceptual de la planificación sistemática para la conservación en áreas de reservas como una revisión al trabajo de Kirkpatrick (1983). Este trabajo busca que se logre cumplir con los objetivos de conservación y tener bien representada la biodiversidad, además de protegerla de las amenazas que enfrenta. Considerando la representatividad, persistencia y vulnerabilidad, llevan a cabo una planeación de once etapas con el único fin de ayudar y mejorar las estrategias de gestión y conservación.

Mumby (2001), evalúa la efectividad de medir la diversidad beta (β) (denominada β -disimilaridad) como criterio para priorizar zonas importantes para la conservación, ya que las mediciones de diversidad alfa a escala de hábitats pueden ser insensibles a las diferencias biológicas entre estos. Para distinguir tales diferencias entre los hábitats propone calcular la diversidad beta (β) de los píxeles contenidos en una “ventana” sección de un mapa de hábitat.

Margules, Pressey y Williams (2002), evalúan y muestran el procedimiento sistemático para la identificación de las áreas prioritarias basándose principalmente en el uso de indicadores como especies clave o hábitats, además de conceptos clave como: la complementariedad, irremplazabilidad, flexibilidad, persistencia y vulnerabilidad, donde el objetivo es asegurar la persistencia de la biodiversidad (sus componentes, niveles jerárquicos y procesos ecológicos) en el paisaje. Así las áreas con una alta contribución, una alta complementariedad y/ o irremplazabilidad se denominarán áreas prioritarias para la biodiversidad.

Malcolm et al. (2012), evalúan como la planificación sistemática y selección de áreas prioritarias utilizando la herramienta Marxan puede mejorar los niveles de conservación de la biodiversidad. Esta planificación contribuyó a reducir los costos de cumplir los objetivos de conservación en un parque marino diseñado sin el uso de herramientas de planificación sistemática en Australia (Solitary Islands Marine Park (SIMP)). En este caso se utilizó, el software Marxan para comparar las categorías de hábitat y especies de peces en zonas dentro del parque que no fueron incluidas en el plan de zonificación, encontrando que crear una zona de refugio en la parte más ancha del SIMP era un requisito importante para lograr la representación de la biodiversidad. Además, se encontró que los hábitats y las agrupaciones de peces de arrecife no estaban bien representadas en el actual plan de zonificación y se propusieron áreas con limitación total de la actividad antropogénica (no take) dentro del área protegida. El uso de algoritmos en la planeación sistemática tiene además la ventaja de que el proceso puede ser transparente, flexible y repetible.

Hidayah et al. (2016) usan imágenes satelitales World View, SIG, datos recopilados en campo sobre la diversidad de especies, aspectos característicos de la isla (uso de suelo, etc.), y encuestas para identificar áreas importantes de conservación y mejorar el manejo sustentable de la isla Gili Timur al este de la Provincia de Java. Los autores construyen mapas de la condición y cobertura de los arrecifes de coral de la isla, y de áreas posibles de acuicultura marina y pesca. Señalan en orden de prioridad las características más importantes a conservar en la isla, para mantenerla como destino turístico.

Los trabajos realizados en México en este ámbito son pocos y para la zona de estudio son todavía menos, entre los que se pueden mencionar:

Kramer y Kramer, (2002). identifican y proponen las áreas prioritarias de biodiversidad dentro del Sistema Arrecifal Mesoamericano basándose en mapas temáticos construidos a partir de información sobre las áreas importantes para las especies o conjunto de especies (con base en criterios de endemismo, riqueza, conectividad, complejidad, importancia trófica, representatividad, dispersión, agregación, etc.), importancia económica, vulnerabilidad, entre muchos otros criterios. De las 26 áreas seleccionadas como prioritarias de conservación del arrecife de coral, la isla Cozumel resultó una de las zonas con un nivel alto de prioridad de sobre todo en las zonas sur y norte.

CONABIO-CONANP-TNC-PRONATURA. (2007). Identifican 105 sitios marinos prioritarios para la conservación de la biodiversidad en México, dentro de la ecorregión de Mar caribe destacan a la isla Cozumel. La identificación se realizó utilizando cartografía, bases de datos georreferenciadas de las especies (SNIB), ejercicios previos de planificación, artículos publicados, a través de un taller nacional. Las ubicaciones de los sitios prioritarios identificados fueron comparadas con las AP estatales y federales con el fin de detectar los vacíos y omisiones.

Rioja-Nieto et al., (2013) proponen un nuevo enfoque sobre el uso de la modelación de la β -diversidad y métricas de paisaje para la selección de áreas prioritarias de conservación en Bahía Magdalena. Reconocieron siete hábitats y con base a un análisis de superposición ponderada considerando el tipo de hábitat, área de parche/perímetro² y los valores calculados de β -diversidad propusieron áreas prioritarias de conservación (tres áreas que constituirían el 20% del paisaje bentónico). Convirtiendo a este trabajo el primero en combinar el tipo de hábitat, la modelación de la β -diversidad biológica y métricas del paisaje para la identificación sistemática de áreas prioritarias para la conservación en México.

5. ÁREA DE ESTUDIO

Cozumel es una isla ubicada en el Mar Caribe al Noroeste del estado de Quintana Roo. El origen de la isla corresponde a un desprendimiento del margen oriental de la península durante la formación de la cuenca de Yucatán, entre el Mesozoico Tardío y el Cenozoico Temprano (Jordán, 1988). La isla está formada de roca caliza, por lo que el agua de lluvia percola a un sistema subterráneo y no posee corrientes superficiales de agua (Fenner, 1988). Cozumel tiene alrededor de 16 kilómetros de ancho por casi 50 kilómetros de largo cubriendo un área de c.a. 600 km². La isla se separa del continente por un canal de 18 km de ancho (Figura 5). De acuerdo a la clasificación climática de Köopen modificado por García, (1973), el tipo de clima en la isla es Am (Cálido húmedo), con lluvias abundantes en verano. Cozumel tiene tres períodos climáticos bien definidos: una estación lluviosa de junio a septiembre con precipitaciones máximas de 190-220 mm; una temporada de tormentas de invierno de octubre a enero caracterizada por fuertes vientos del noreste y una estación seca de febrero a mayo donde puede existir precipitación de máximo 45 mm. La temperatura media anual es de 25°C. En los meses de mayo-agosto se presenta una temperatura máxima de hasta 36°C y una temperatura mínima durante los meses de diciembre a febrero de 19°C. La precipitación media anual es de 1570 mm, con precipitaciones máximas de hasta 250 mm en la temporada de lluvias, y mínimas de 45 mm en los meses de secas (INE y SEMARNAP,1998).

Durante los meses de invierno, el área comprendida dentro del Golfo de México y la parte occidental del Caribe se ve afectada por líneas frontales de baja temperatura que generan vientos del noreste (con intensidades que sobrepasan los 40 nudos y llegan a alcanzar rachas de 60 a 70 nudos) (Jáuregui et al., 1980), lo que provoca marejadas considerables y alteraciones al patrón de circulación marina. Estos fenómenos tienden a generar erosión de playas. En cuanto a las corrientes marinas locales, en el canal entre Cozumel y el macizo continental se presenta una corriente dominante de sur a norte, con una velocidad variable entre uno y tres nudos (Fenner, 1988). La Isla Cozumel es famosa por sus formaciones coralinas, ya que sustenta una gran riqueza de especies marinas (HRI, 2015). En sus aguas

existen más de 1,100 especies marinas, de las cuales 403 son algas, 62 corales, 293 peces, 301 invertebrados (erizos, estrellas de mar, crustáceos, moluscos, poliquetos etc.) y 67 de esponjas.

El Parque Nacional Arrecifes de Cozumel (PNAC) es un Área Natural Protegida de nivel Federal creada en 1996 (DOF, 1996). Ubicado en la parte suroeste, sur y sureste de Isla, protege parte del ecosistema terrestre como playas, dunas, lagunas costeras y manglares, y hábitats marinos que incluyen parches de arrecifes de coral mixto sobre sustrato duro interconectados con camas de macroalgas y pastos marinos. Los arrecifes más desarrollados se encuentran a lo largo del borde de la plataforma insular suroccidental (Fenner, 1988, Jordán, 1988). Es sitio Ramsar desde el 2005, el polígono del área abarca una extensión de 11, 987 hectáreas desde el Arrecife Paraíso (costa suroeste) hasta punta Chiqueros (costa suroeste). El PNAC contiene el 85% de los arrecifes presentes en Cozumel que, además son parte del Sistema Arrecifal Mesoamericano. En 2016 se incluye el Área de Protección de Flora y Fauna de Cozumel (al norte de la isla) al esquema de ANPs federales, donde se reconocen más de 700 especies importantes de flora y fauna terrestre y marina. En la región conocida como Punta Norte se distribuye un manchón continuo de tasiste o pantano de palmas, un ecosistema muy raro y poco representado dentro del PNAC.

Recientemente una gran sección de la isla se decretó como reserva de la biósfera dentro del programa de la UNESCO el Hombre y su ambiente (MAB, por sus siglas en inglés) durante el 4° Congreso de las Reservas de la Biosfera celebrado en Lima, Perú. Al formar parte de este programa se obtiene la oportunidad para promover la relación entre la naturaleza y el hombre y así dar a conocer los valores naturales y arqueológicos que distinguen a Cozumel. El plan de gestión del PNAC fue formulado en 1998, en este plan se divide en cuatro zonas al parque (Figura 5): una de uso restringido; donde se permiten actividades de buceo de máximo seis personas por embarcación, investigación y restauración, pesca comercial y deportiva de acuerdo a la veda a partir de la isóbata de 100 m, dos zonas de uso de baja intensidad; con actividades permitidas de buceos de máximo ocho personas por embarcación, navegación de embarcaciones con longitud <20m, pesca comercial, autoconsumo, deportiva a partir de la isóbata de 100 m; y una zona de uso de alta

intensidad; con actividades permitidas de buceos de máximo 8 personas, snorkelling, navegación de embarcaciones con longitud <20m, navegación de todo tipo de embarcaciones desde la isóbata de 100 metros (INE, 1998).

A pesar de la existencia de trabajos previos sobre el efecto del área protegida y cambios en cobertura de los sustratos bentónicos en la zona (Rioja-Nieto et al., 2008; Álvarez del Castillo-Cárdenas et al. 2008; Álvarez-Filip et al., 2009; Cruz-Vázquez et al., 2019), a la fecha no se han implementado zonas o áreas “no take” sin acceso dentro del parque, a pesar de los riesgos que presenta tener en promedio 1,500 visitantes por día (Rioja-Nieto, 2008). El anclaje está prohibido en todas las áreas, y los buceadores están sujetos a regulaciones específicas como mantener una distancia mínima de al menos 1.5 m entre el buceador y el fondo marino, limitar el número de barcos de buceo autorizados para realizar actividades dentro del área y hacer cumplir los procedimientos de seguridad personal durante las operaciones de buceo.

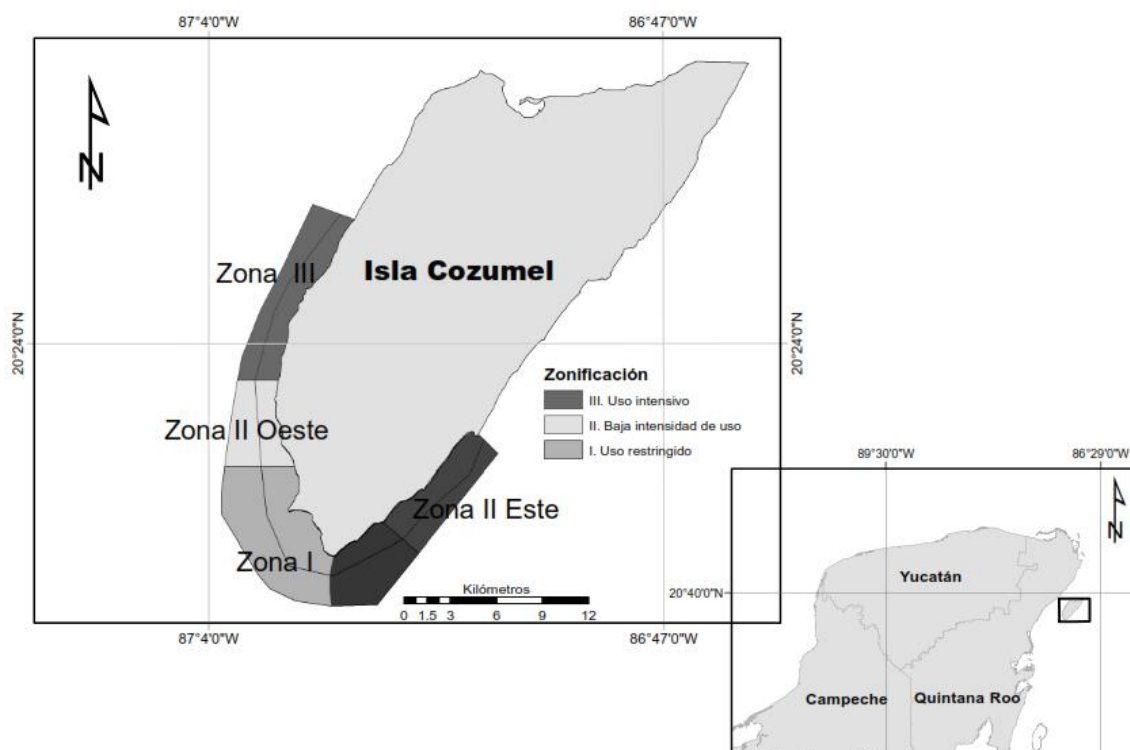


Figura 5. Área y zonificación del Parque Nacional de los Arrecifes de Cozumel, Zona I (zona de uso restringido); Zona II Este Y Zona II Oeste (zona de uso de baja intensidad) y Zona III (zona de uso de alta intensidad). El gris oscuro indica las zonas donde se permite todo tipo de pesca. La línea negra muestra aprox. la isobata de 122 m como referencia (creación propia).

6. JUSTIFICACIÓN

A pesar de la importancia de las ANPs para la conservación de la biodiversidad y los servicios ecosistémicos que proporcionan los hábitats costeros y arrecifales, hasta la fecha continúa su pérdida y degradación. Esto se debe a variables como la gestión de la zona, disponibilidad de financiamiento, su ubicación y diseño previo, fragmentación del hábitat, fenómenos naturales, perturbaciones naturales y antropogénicas, y ahora además el cambio climático global. La identificación de las áreas prioritarias donde se implementen las estrategias de manejo y se concentren la aplicación de recursos para cumplir con los objetivos de conservación se ha convertido en una medida relevante en todo el mundo. Consecuentemente, las herramientas de planeación sistemática mediante el uso de las características del hábitat, uso de SIG e imágenes satelitales, se vislumbran como esenciales para identificar dichas áreas dentro del PNAC, contribuyendo con información que eficientizará la toma de decisiones para cumplir con los objetivos de conservación.

7. OBJETIVO GENERAL

- Identificar áreas importantes de conservación del PNAC mediante la priorización sistemática con base a la caracterización de métricas, variación espacio-temporal del paisaje bentónico arrecifal y utilización del área protegida.

8. OBJETIVOS PARTICULARES

- Llevar a cabo el pre-procesamiento de las imágenes multiespectrales de alta resolución correspondiente a los años 2004 y 2017.
- Caracterizar los distintos tipos de hábitats bentónicos mediante la obtención y análisis de datos cuantitativos de cobertura.
- Construir el mapa temático del hábitat bentónico arrecifal del año 2017.
- Calcular la conectividad, compactación y beta-diversidad (métricas del paisaje) del hábitat bentónico arrecifal.
- Caracterizar la intensidad de uso que existe dentro del área protegida.
- Caracterizar la variación espacio-temporal del paisaje bentónico arrecifal entre los años 2004-2017.
- Identificar sitios prioritarios de conservación con base a las características evaluadas.

9. METODOLOGÍA (MATERIALES Y MÉTODOS)

9.1 Pre-procesamiento de la imagen multispectral 2017.

Se utilizó una imagen multispectral compuesta (R, G, B, NIR) obtenida de la plataforma satelital SPOT 7 correspondiente a noviembre del año 2017 con alta resolución espacial de 6.0 m por pixel y con proyección UTM (Universal Transverse Mercator), zona 16 Norte, DATUM WGS-84 (en adelante referida como imagen reciente). Se definió el polígono del área de interés (AOI) considerando la línea de costa hasta donde la profundidad fuera ≤ 25 m (Figura 6a), ya que a mayor profundidad la transparencia del agua se vuelve una limitante para obtener información del fondo marino (Green et al., 2000). El AOI se estandarizó mediante la eliminación de nubes, sombras, embarcaciones, muelles, etc., considerando su presencia también en la imagen Ikonos (2004) que se considerará como la imagen histórica (Figura 6b). El pre-procesamiento de la imagen histórica se describe en una sección posterior.

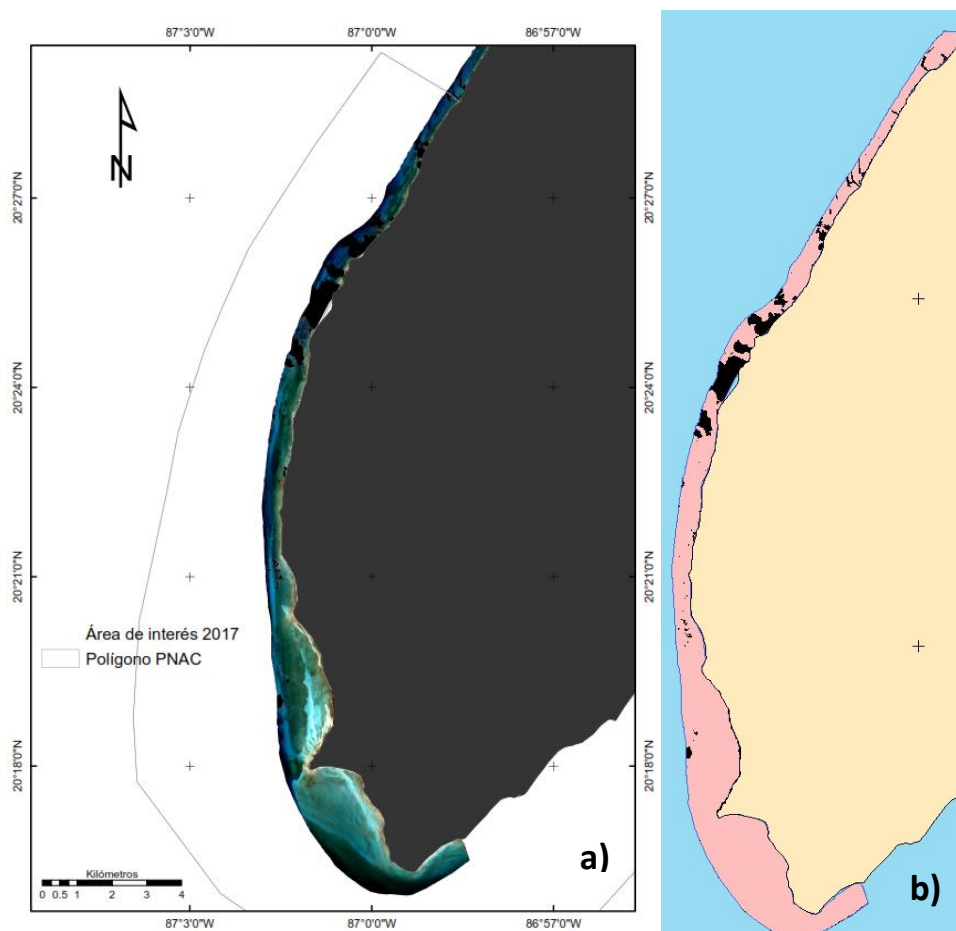


Figura 6. a) AOI delimitando el área de estudio con ERDAS IMAGINE 2015 y b) AOI estandarizada considerando la nubosidad y sombras en la imagen histórica.

Utilizando el programa ERDAS IMAGINE 2015, se realizó una corrección atmosférica a la imagen reciente mediante el método de substracción del pixel más oscuro (Chávez, 1996). En esta imagen no fue necesario aplicar eliminación del brillo superficial (de-glint).

A la imagen reciente con corrección atmosférica, además se le realizó una corrección de columna de agua mediante el método de Lyzenga (1981) modificada por Green et al. (2000). Esta corrección mejora la precisión de los mapas de hábitats marinos y la interpretación visual de la imagen (Zhang et al., 1999). La compensación del efecto de la luz por la profundidad se llevó a cabo eligiendo los valores de los pixeles en cada una de las bandas donde existen arenales a diferentes profundidades.

9.2 Obtención de datos y estimación del porcentaje de cobertura.

Durante el mes de octubre del año 2017 se visitaron 96 estaciones de muestreo distribuidas en la costa oeste de la isla. Las estaciones seleccionadas han sido visitadas en trabajos anteriores en la misma zona de estudio. Las estaciones fueron debidamente georreferenciadas con un GPS (Garmin 60CSx) y se verificó que la profundidad en las estaciones fuera ≤ 25 m con una sonda Hawke h22px (Figura 7a). En cada estación se anotó latitud, longitud, profundidad, y se grabó un video de aproximadamente 15-20 segundos con una cámara Seaviewer 6000 desde la embarcación (completamente detenida en lo posible), a una distancia del fondo de 5 m. Se utilizó esta distancia del fondo ya que se estimó de manera previa que el área que cubre el lente de la cámara, bajo estas condiciones, es de c.a. 30 m². La cámara cuenta con un sistema conectado a un GPS (Garmin 60CSx) que permite determinar la posición geográfica para cada cuadro del video obtenido.

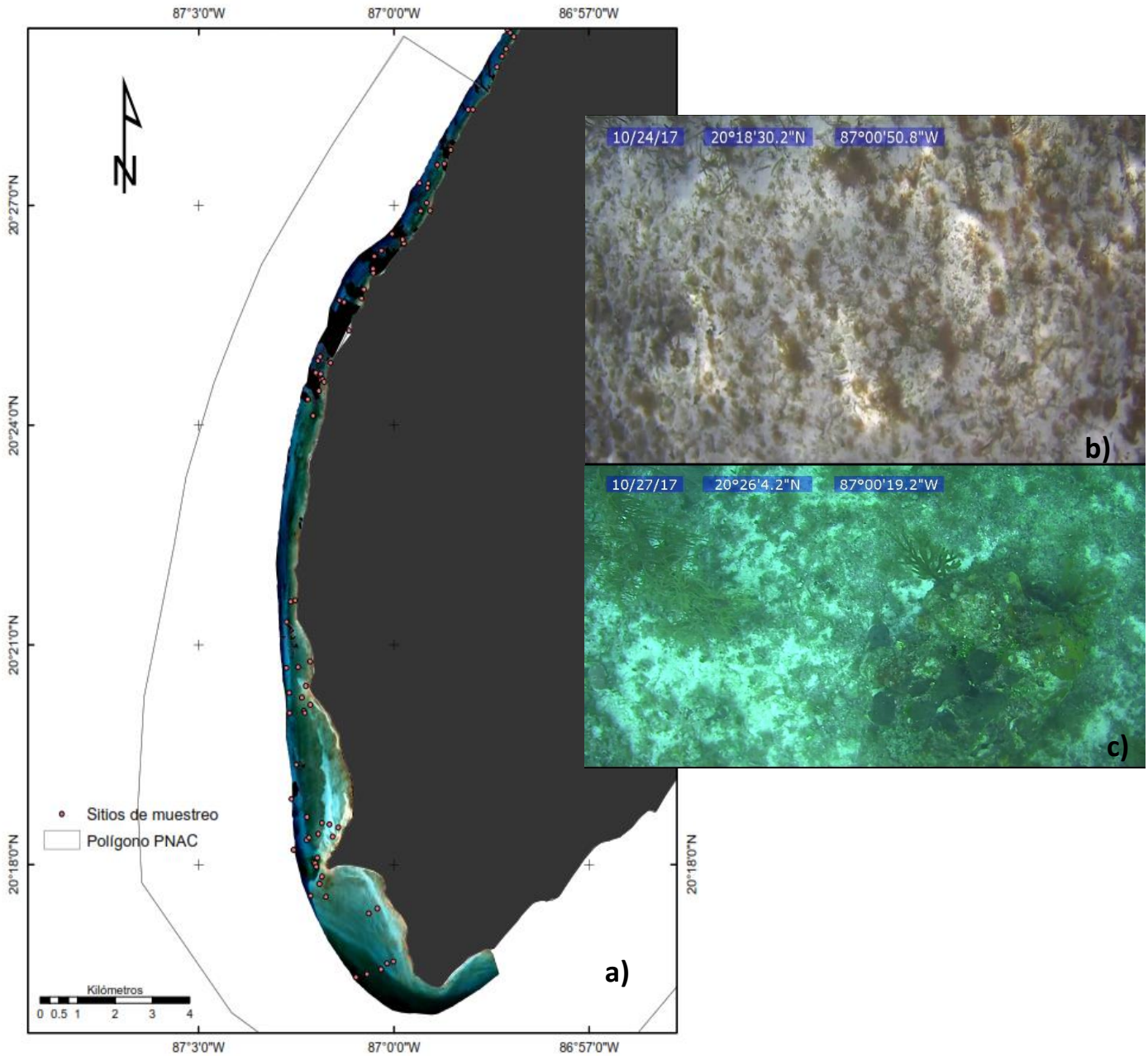


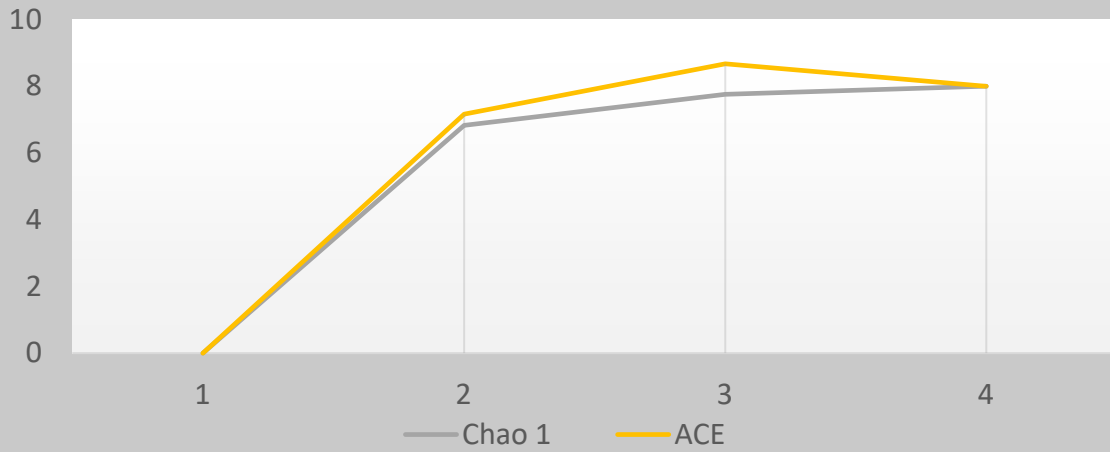
Figura 7. a) AOI delimitando el área de estudio con ERDAS IMAGINE 2015 considerando la nubosidad y sombras, y b), c) ejemplos de cuadros para calcular el porcentaje de cobertura.

En gabinete, de cada video capturado por estación se extrajeron tres cuadros al inicio, medio y final del mismo (Figura 7b). La elección de utilizar tres cuadros se determinó previamente mediante una curva de acumulación de especies (en este caso sustratos) con los índices de Chao 1 y ACE (Figura 8a, 8b y 8c), utilizando los datos pertenecientes a cuatro estaciones de muestreo altamente heterogéneas. Además, no se encontraron diferencias significativas al comparar los sustratos caracterizados utilizando tres, nueve y dieciocho

cuadros (Kruskal-Wallis chi-squared = 0.1192, $p = 0.9421$). Las curvas de acumulación de sustratos y el análisis no paramétrico de Kruskal-Wallis se llevó a cabo en el programa EstimateS y RStudio versión 3.5.2.

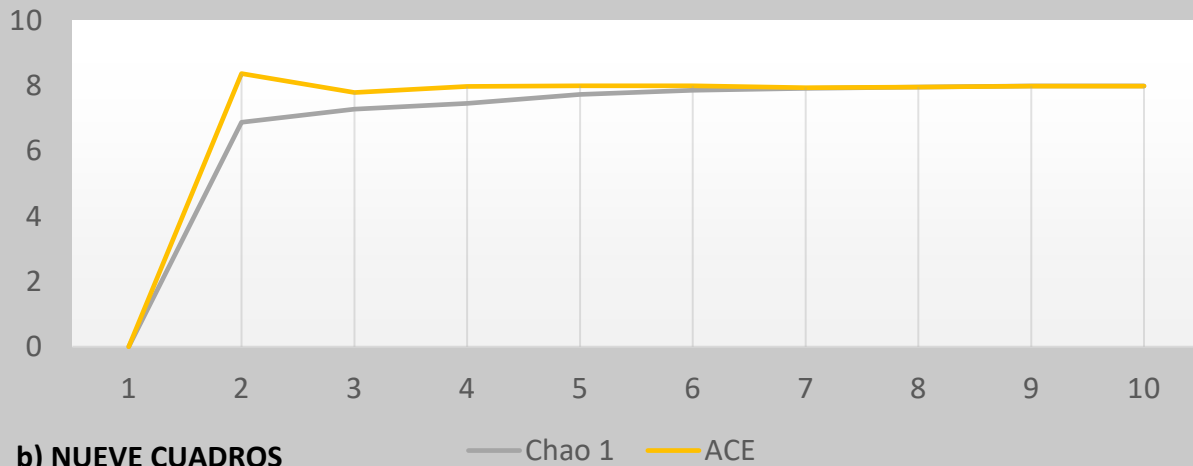
Para cada estación de muestreo, se estimó el porcentaje de cobertura de los distintos tipos de sustratos presentes utilizando el software Vidana (Plymouth Marine Spatial Ecology Lab). Los sustratos considerados fueron: *arena sobre roca*, *arena*, *macroalgas*, *pastos marinos*, *coral duro*, *coral suave*, *roca*, *pedacería coralina*, y *esponjas*. Para cada video se obtuvo el promedio de las coberturas de los tres cuadros y así estimar el porcentaje de cobertura promedio correspondiente de cada estación. La identificación de los organismos se realizó hasta el máximo nivel taxonómico posible utilizando la experiencia de los miembros del grupo de trabajo y/o textos especializados (Humann y Deloach, 2003; León-Álvarez et al., 2007; León-Álvarez et al., 2011; León-Álvarez et al., 2017), además de catálogos digitales (ej. realreefs.sisal.unam.mx, www.agrra.org).

Estación 1.5A23



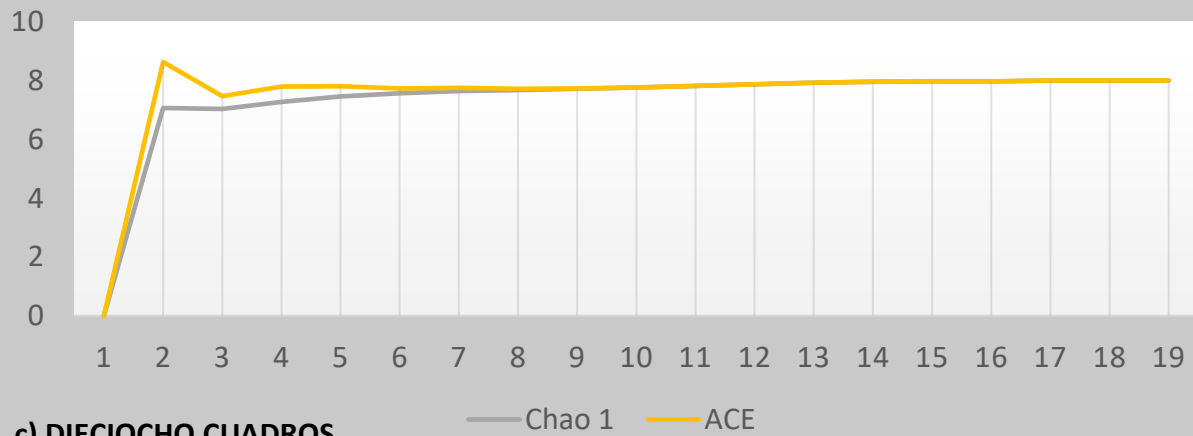
a) TRES CUADROS

Estación 1.5A23



b) NUEVE CUADROS

Estación 1.5A23



c) DIECIOCHO CUADROS

Figura 8. Curvas de acumulación de los sustratos encontrados leyendo a) tres, b) nueve y c) dieciocho cuadros por video/estación 1.5A23. Las pruebas se realizaron cuatro veces con información de cuatro estaciones heterogéneas, todas las curvas resultantes con comportamientos similares.

9.3 Caracterización del tipo de hábitat y construcción del mapa temático.

Con el fin de identificar las principales clases de sustratos bentónicos o tipos de hábitat presentes dentro del PNAC, se utilizaron los porcentajes de cobertura de cada estación para realizar un análisis jerárquico utilizando el índice de similitud de Bray-Curtis con el método de agrupamiento promedio en el software PRIMER v. 6.1. Se identificaron las principales clases o tipos de hábitat, con un nivel de similitud del 80% y considerando el tipo de sustrato dominante. Los rangos para determinar los sustratos con porcentaje de coberturas dominantes fueron: $\geq 10 < 30\%$ = cobertura baja, $\geq 30 < 60\%$ = cobertura media, $\geq 60 < 80\%$ = cobertura alta y $\geq 80\%$ = dominado. Se utilizó este índice de similitud debido a que se manejan datos biológicos de cobertura (Green et al. 2000) y es considerada una medida robusta de la distancia ecológica (Faith et al. 1987).

El 80% de las estaciones de muestreo (77) se utilizaron como sitios de entrenamiento para realizar el sembrado de pixeles (ERDAS, 2015) sobre la imagen con la corrección de columna de agua (Green et al., 2000). El método de sembrado de pixeles permite agrupar los pixeles con características espectrales similares y generar las firmas espectrales correspondientes a cada clase o tipo de hábitat definido anteriormente. Se utilizó un área de análisis de 45 pixeles y una distancia euclidiana entre los pixeles entre 0.9- 0.15.

Con el archivo de firmas sembradas correspondientes a las clases finales y utilizando la imagen reciente con corrección de columna de agua, se realizó una clasificación supervisada ocupando las reglas de máxima similitud y paralelepípedo. Además, considerando el conocimiento y experiencia del grupo de trabajo del área de estudio, se aplicó una edición contextual al mapa temático generado (Green et al., 2000), modificando la identidad de aquellos polígonos clasificados incorrectamente (ej. arrecifes de coral en áreas donde no existen y ubicación de los arrecifes) con ayuda del software ArcGIS desktop 10.5.

La precisión del mapa temático se evaluó mediante un set de datos independientes creado con las estaciones que no fueron tomadas en cuenta para realizar la clasificación supervisada (es decir, el 20% restante de las estaciones). Se calculó la precisión general, precisión por usuario y la precisión de producción de la matriz de error a través de la herramienta Accuracy Assesment de ERDAS IMAGINE 2015. Además, se estimó el coeficiente Kappa con el que se explica si nuestros datos corresponden realmente al proceso evaluado o corresponden en parte al azar (Congalton y Green, 2009).

9.4 Estimación de las métricas del paisaje.

A partir del mapa temático obtenido se calcularon en el programa Fragstats las siguientes métricas del paisaje: fragmentación (número de polígonos); índice de conectividad (ENN) utilizando la distancia euclidiana al vecino más cercano del mismo tipo y compactación (SHAPE) con la relación área/ perímetro de los polígonos. Las capas ráster con los resultados de las métricas se exportaron para su uso a ArcMap v. 10.3. El índice de conectividad y compactación se calcularon en el programa Fragstats con las siguientes ecuaciones (McGarigal et al., 2009):

$$SHAPE = \frac{.25 P_{ij}}{\sqrt{a_{ij}}}$$

Ecuación 5. Fórmula para calcular el índice de compactación de los polígonos.

Donde: p_{ij} = *perímetro (m) de un tipo de parche j de la clase i*
 a_{ij} = *area (m²) de un tipo de parche j de la clase i*

De acuerdo con el índice de forma, los valores obtenidos cercanos a uno serán parches que presentan formas más homogéneas (similares a un cuadrado), mientras que los valores más lejanos a uno presentarían formas más irregulares.

$$ENN = h_{ij}$$

Ecuación 6. Fórmula para calcular el índice de conectividad de los polígonos.

Donde: h_{ij} = distancia (m) del parche ij al parche más cercano de la misma clase.

El índice de conectividad mide la distancia entre los parches de la misma clase de borde a borde, dependiendo del núcleo de cada uno. Los valores más alejados de uno corresponderán a los parches más alejados entre sí y por el contrario los valores muy cercanos a uno tenderán a estar más cerca de los parches de su misma clase y por la tanto estarán mejor conectados (McGarigal et al., 2002).

Para realizar el cálculo y la modelación de la beta-diversidad de los hábitats bentónicos, se utilizó la metodología propuesta por Harborne, et al. (2006) y modificada por Rioja y Sheppard (2008). Se utilizó el mapa temático creado para calcular los coeficientes de disimilitud de Bray-Curtis entre cada una de las clases usando PRIMER y, mediante scripts elaborados en Matlab, se estimaron los valores de beta-diversidad para cada pixel. Se utilizó un área de ventana de 0.25 km² equivalente a 83 x 83 pixeles, considerada el área más adecuada para tomar en cuenta la interacción ecológica entre los hábitats y que además ha sido utilizada en trabajos previos en el área de estudio (Rioja-Nieto y Sheppard, 2008; Cruz-Vázquez, et al. 2019).

$$Bd = \log_{10} \sum_{i=1}^{i=H} \sum_{j=i+1}^{j=H} (100D_{ij})^2 \times \frac{-\sum_{i=1}^H P_i \ln P_i}{\ln H}$$

Ecuación 7. Fórmula para calcular la Beta-diversidad (Bd) de los hábitats bentónicos.

Donde:

Bd= Beta-diversidad

H= Número de hábitats dentro del área de muestra (ventana)

D_{ij} = Coeficiente de disimilitud entre el hábitat i y el hábitat j

P_i = Proporción de la ventana que se compone del i hábitat

La beta-diversidad considera indirectamente la variedad de procesos naturales que ocurren en los distintos tipos de hábitats con base en la disimilitud entre estos y su proporción en una ventana, de esta manera a valores altos se tiene mayor complejidad del paisaje lo cual indica distintas condiciones ambientales y procesos ecológicos que mantienen la diversidad (Harborne, et al., 2006).

9.5 Estimación de la Intensidad de uso.

Para determinar la intensidad de uso que existe por parte de las actividades de buceo dentro del área de estudio, se realizó el análisis de 34 encuestas aplicadas previamente por un integrante del equipo de trabajo en 2016. Las encuestas fueron aplicadas al 10% de los prestadores de servicios de buceo SCUBA registrados en el año 2016. Las encuestas se realizaron con el fin de obtener información sobre la condición de los arrecifes y la intensidad de uso sobre ellos. Éstas se realizaron en persona en el muelle de Palancar (punto de salida de embarcaciones que ofrecen estos servicios). A los entrevistados se les cuestionó sobre sus años de experiencia de buceo en Cozumel, los cinco sitios de buceo que más visita en orden de importancia, el lugar del que sale su embarcación para iniciar las actividades de buceo, condición general del arrecife y ocho preguntas más acerca de las condiciones específicas que presenta cada uno de los sitios mencionados (anexo 1). Cada pregunta fue jerarquizada en un intervalo de uno a cinco para su análisis. Tomando la pregunta tres sobre los sitios que más visita el valor de cinco se asignó al sitio reportado como más visitado y uno al menos visitado. Se utilizó la sumatoria de las respuestas para determinar y caracterizar la intensidad de uso de los arrecifes mencionados. Los arrecifes se separaron en cinco grupos (muy poco visitados, poco visitados, moderadamente visitados, frecuentemente visitados, muy frecuentemente visitados) utilizando el algoritmo de Jenks de cortes naturales.

Para la construcción del mapa, la lista obtenida de veinticinco arrecifes nombrados por la encuesta se tuvo que reducir a veinte arrecifes debido a tres particularidades: 1) la lista original incluía arrecifes que no se encuentran en la zona de estudio, por ejemplo: arrecife Barracuda; 2) algunos de los nombres eran sinónimos entre sí, por ejemplo arrecife Cardona es equivalente a decir arrecife Punta Tunich, y 3) la estructura arrecifal Palancar tiene incluidos arrecifes con otros nombres como, por ejemplo: Palancar Jardines, Palancar cuevas, etc. La capa de intensidad de uso se construyó finalmente con la lista de veinte arrecifes en orden de menor a mayor número de visitas, los grupos se formaron utilizando los rangos del número de visitas con una clasificación de natural breaks (Jenks) de ArcMap

y utilizando la imagen satelital corregida con columna de agua y las coordenadas geográficas de los arrecifes mencionados, se delimitó el inicio y final de cada uno de los arrecifales y se construyeron polígonos desde su límite hasta la costa, obteniendo así la capa de intensidad de uso. Aquellas áreas que no contienen a los arrecifes mencionados por las encuestas fueron denominadas como área restante. Las encuestas han demostrado ser de utilidad como complemento a los datos obtenidos por estudios científicos para la creación de planes, y estrategias de manejo de los recursos (Olsson y Folke 2001; Gerhardinger et al. 2009).

9.6 Variación espacio-temporal del paisaje bentónico

Para determinar el cambio en el paisaje bentónico arrecifal a través del tiempo entre los años 2004-2017, se utilizó una imagen multiespectral correspondiente al año 2004, obtenida de la plataforma satelital IKONOS con alta resolución espacial de 3.2 m por pixel (referida como imagen histórica). La imagen histórica tiene resolución espectral y radiométrica equivalente con la imagen reciente, cuatro bandas (NIR, R, G, B) y 16 bits respectivamente.

A la imagen histórica se le aplicó un pre-procesamiento que consistió en la delimitación del área de interés y una estandarización para que fuera idéntica a la imagen reciente. Así mismo, se co-registró la imagen histórica a la reciente (con el módulo Autosync del programa ERDAS Imagine 2015), debido a que las dos imágenes satelitales a utilizar provienen de diferentes tiempos y plataformas, por lo que es un paso obligado para este tipo de análisis. Esta corrección elimina las distorsiones geométricas que tengan entre sí dichas imágenes (ej. debidas al sistema de proyección) y ajusta los pixeles de ambas imágenes de manera que correspondan entre sí de manera precisa. Además, la imagen histórica se re-escaló a 6 m por pixel para estandarizar la resolución espacial a la de la imagen reciente. En este paso se utilizó el método de interpolación bilineal, el cual transforma los valores de coordenadas mediante una interpolación de los cuatro pixeles más cercanos con una función lineal, logrando con esto homogeneidad en la resolución espacial entre ambas imágenes.

La corrección atmosférica para la imagen histórica se realizó mediante el método de sustracción del pixel más oscuro de Chávez, (1996). Debido al efecto del oleaje en la imagen fue necesario llevar a cabo la eliminación de reflejos (de-glint) por el método de Hochberg et al., 2003 modificado por Hedley et al., (2005).

El análisis de cambio se realizó considerando diferencias en los valores espectrales de los píxeles entre la imagen histórica y la reciente. Se utilizó el módulo DeltaCue de ERDAS IMAGINE 2015. La fórmula de cambio establece la sustracción del valor del pixel del tiempo uno (imagen histórica) con respecto al tiempo dos (imagen reciente). De no existir cambio los valores en el ráster de salida serán cero. Los valores positivos y negativos resultantes se reconocen como valores de pérdida o ganancia de brillo que se traducen a su vez en ganancia o pérdida de sustrato respectivamente. Así la distancia que existe entre estos valores con respecto al cero indica el grado de cambio que ocurrió dentro de cada pixel (ERDAS, 2015). Al ser un proceso iterativo, para encontrar los cambios significativos en las magnitudes de cambio bajo la curva (curva gaussiana), es posible establecer umbrales a ambos lados del cero para identificar el cambio significativo ($p < 0.05$). Los umbrales establecidos para este caso fueron de dos veces la desviación estándar a ambos lados (Figura 9).

Los resultados del análisis de cambio fueron agrupados en cinco categorías para su comprensión y entendimiento. En la categoría uno se agruparon los valores sin cambio, dos es alta ganancia de sustrato, tres es moderada ganancia, cuatro moderada perdidos de sustrato y cinco altas pérdidas de sustrato.

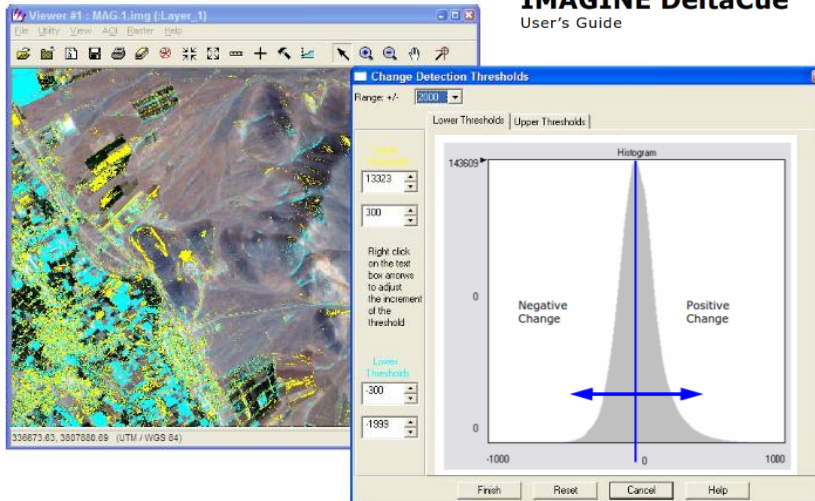


Figura 9. Ventanas de trabajo en el módulo Delta cue y curva Gaussiana que indica la distribución de la magnitud de cambio espectral.

9.7 Selección de sitios prioritarios.

Para la identificación y selección de los sitios prioritarios para la conservación, se realizó un análisis de superposición ponderada tomando en cuenta las métricas del paisaje obtenidas (Mancebo et al., 2009). Las seis capas utilizadas en formato ráster fueron: el mapa temático del hábitat bentónico arrecifal, la capa de beta-diversidad, la capa de compactación de los parches, la capa de conectividad entre hábitats, la capa de intensidad de uso y la capa de cambio en el tiempo. El análisis de superposición ayuda a resolver problemas de varios criterios por lo que es también llamado análisis multicriterio. Las seis capas con escalas de medición diferentes entre sí se sometieron a una reclasificación para lograr una escala común entre ellas de uno a cinco, donde uno indica los valores en las capas que representan las condiciones menos importantes y cinco representa las condiciones más importantes, para así poder combinarlas en un único análisis. Estos valores de escala deben asignarse en relación a los valores originales dentro de la capa y deben tener el mismo significado entre capas, es decir el valor cinco de la escala en todas las capas representa la caracteriza más favorable o importante. Los valores de ponderación de las capas se establecieron de acuerdo a los siguientes porcentajes 30% tipo de hábitat, 20% cambio en el tiempo, 20% intensidad de uso, 10% beta-diversidad, 10% compactación del hábitat y 10% conectividad.

El análisis ponderado se realiza mediante los siguientes pasos: 1. Reclasificación de los valores de los ráster de entrada en una escala de evaluación común, 2. Multiplica los valores de celda de cada ráster de entrada por el peso de importancia respectivo y 3. Suma los valores de celda resultantes para producir el ráster de salida (Center, 2012). El análisis se realiza con la siguiente ecuación:

$$SPP = \sum_1^N$$

(valores de las capas i multiplicado por su valor de ponderación asignado a cada capa)

Ecuación 8. Fórmula para generar la capa ráster final del análisis ponderado.

Donde:

SPP= Valor obtenido para cada pixel.

n= número de capas (tipo de hábitat, compactación, etc.)

10. RESULTADOS

10.1 Pre-procesamiento de las imágenes.

Las dos imágenes (reciente e histórica) fueron delimitadas por el área de interés (AOI) de manera que cubrieran un área estándar, es decir de la línea de costa hasta donde la profundidad no fuera mayor a 25 m. El límite de profundidad se estableció con base a una batimetría y conocimiento del área de estudio. Así mismo, en ambas imágenes se eliminaron de manera integrada la nubosidad, muelles, embarcaciones etc. (Figura 10). Las imágenes resultantes de las correcciones geométricas, atmosféricas y de columna de agua se muestran en las figuras 10 y 11.

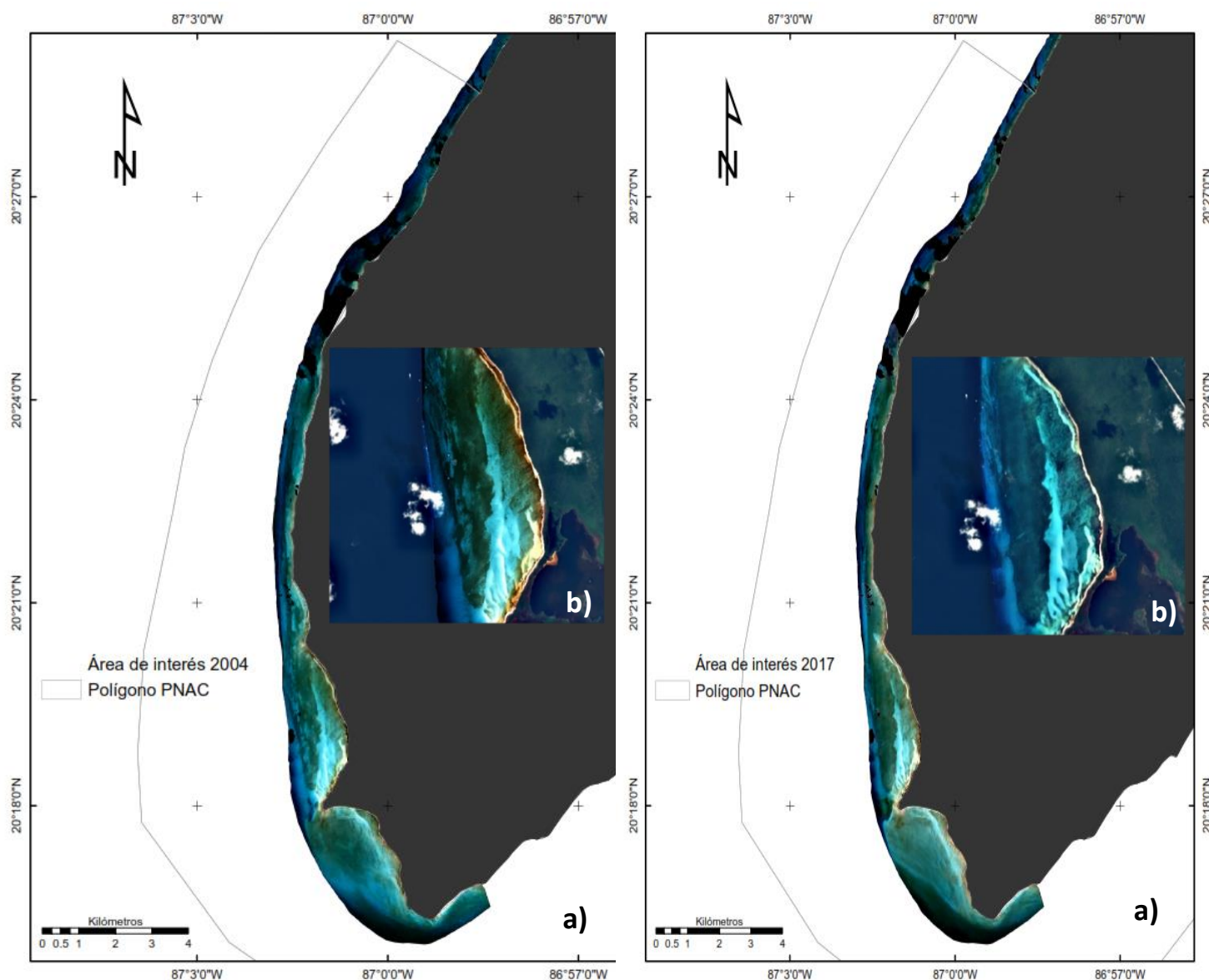


Figura 10. Imágenes pre-procesadas. Izquierda: imagen multispectral 2004 proveniente de la plataforma Ikonos (RGB, NIR) denominada histórica con corrección atmosférica y de-glint (a), y un acercamiento (b), Derecha: imagen multispectral 2017 proveniente de la plataforma Spot 7 (RGB, NIR) con corrección atmosférica (a), y un acercamiento (b).

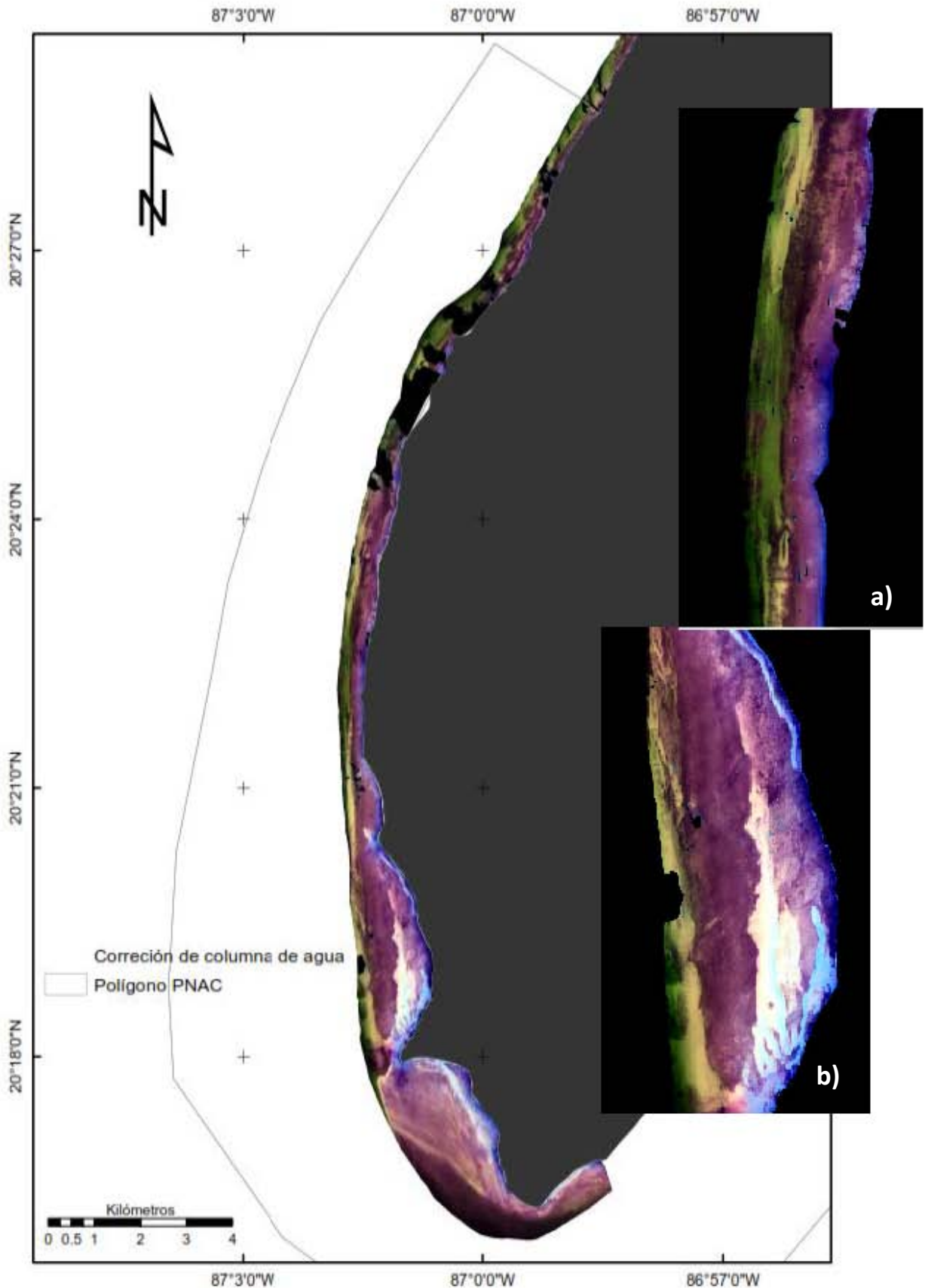


Figura 11. Imagen multispectral 2017 (denominada reciente) proveniente de la plataforma Spot 7 con combinación de bandas (RGB, NIR) con corrección de columna de agua y se muestran acercamientos en la zona Norte y b) Sur del área.

10.2 Caracterización del tipo de hábitat y mapa temático para la imagen 2017.

Con los porcentajes de cobertura de las 96 estaciones visitadas y el análisis jerárquico se identificaron catorce tipos o clases de hábitats diferentes a un 80% de similitud (Figura 12).

1. Clase de pasto marino, 2. Clase de pasto marino con macroalgas, 3. Clase de pasto marino con arena, 4. Clase de arena con macroalgas, 5. Clase de arena, 6. Clase de arena con roca, 7. Clase con arena y arrecife de coral, 8. Clase de arrecife de coral, 9. Clase de arrecife de coral con roca, 10. Clase de macroalgas, 11. Clase de macroalgas y arena, 12. Clase de pastos, macroalgas y arena, 13. Clase de roca, 14. Clase de roca, arena y pasto marino. (Figura 12).

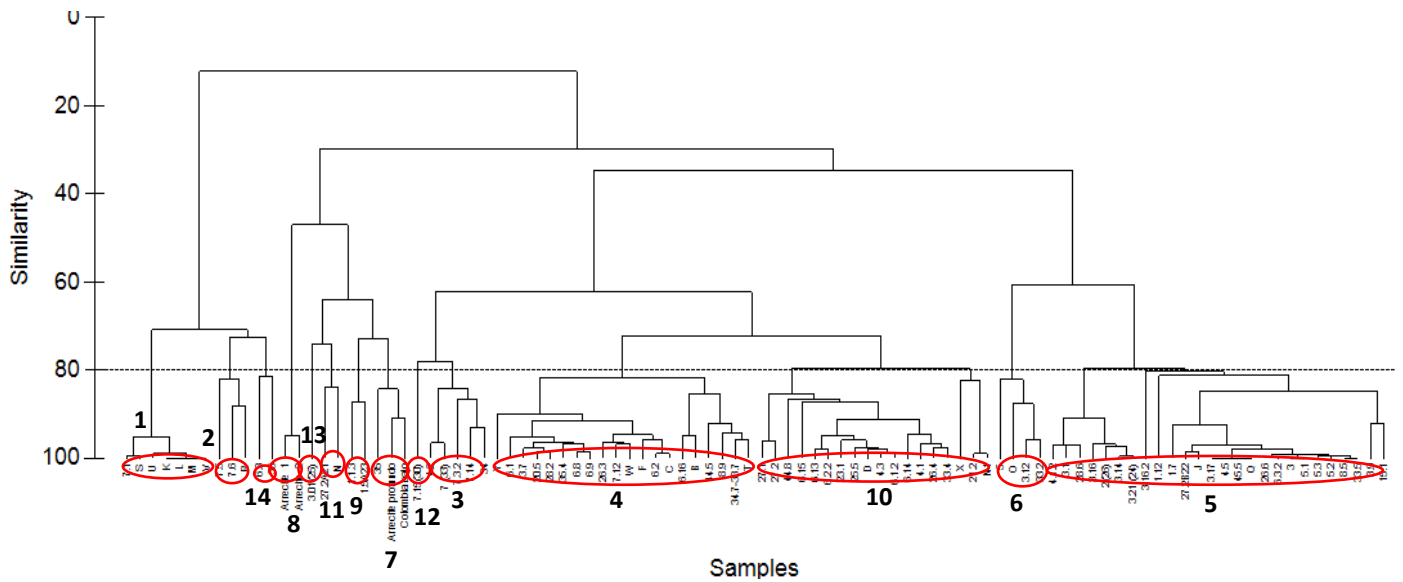


Figura 12. Análisis jerárquico con el índice de Bray-Curtis y los porcentajes de cobertura mostrando las 14 clases con un 80% de similitud.

Con el fin de reducir el número de clases, las catorce clases resultantes fueron reagrupadas con base en los porcentajes de cobertura de los sustratos dominantes. Los rangos establecidos a ocupar en el porcentaje de cobertura para definir el sustrato dominante fueron: <10% presencia, $\geq 10 < 30\%$ = cobertura baja, $\geq 30 < 60\%$ = cobertura media, $\geq 60 < 80\%$ = cobertura alta y $\geq 80\%$ = dominado. Además de dos reglas para reducir ambigüedad 1) subir los porcentajes de cobertura a su entero más cercano y 2) no tomar en cuenta las coberturas menores al 10% (presencia). De esta manera se definieron ocho clases (Tabla 4).

Tabla 4. Tipos de hábitat bentónico arrecifal definidos con base en los porcentajes de coberturas de distintos sustratos bentónicos en el PNAC: $\geq 10 < 30\%$ = cobertura baja, $\geq 30 < 60\%$ = cobertura media, $\geq 60 < 80\%$ = cobertura alta y $\geq 80\%$ = dominado.

CLASES	
1.	Dominado por pasto marino
2.	Cobertura alta de pasto marino y baja de macroalgas, baja de arena
3.	Cobertura media de pasto, media de arena, media de macroalgas
4.	Dominado por arena
5.	Arrecife coralino
6.	Dominado de macroalgas
7.	Cobertura alta de macroalgas y media de arena
8.	Cobertura media de macroalgas y media de arena

Al analizar la similitud entre las firmas espectrales de las ocho clases se observó una alta confusión espectral entre dos de estas clases: dominado de macroalgas y cobertura alta de macroalgas y media de arena (Figura 13). Considerando sus características, se decidió unir las en una sola clase de tal manera que se utilizaron finalmente siete clases para definir el paisaje bentónico arrecifal del PNAC (Tabla 5). La figura 14 muestran la composición en porcentaje de cobertura de los sustratos dentro de cada una de las siete clases para construir el mapa temático.

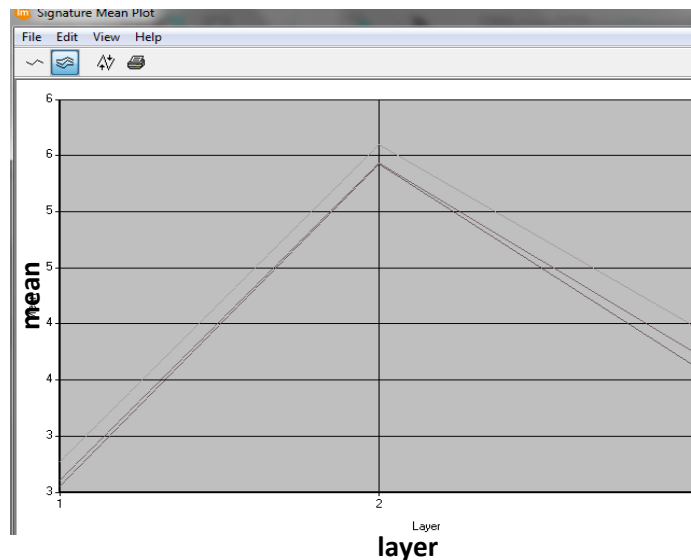
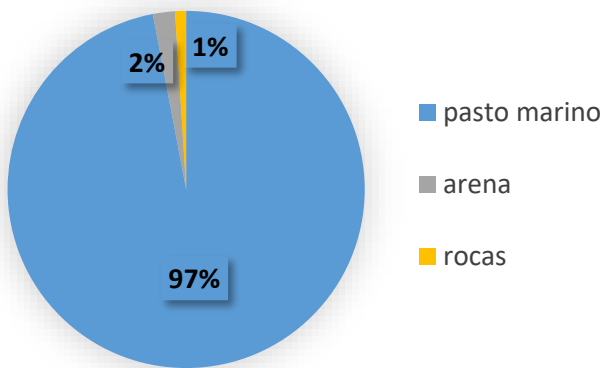


Figura 13. Promedio de la firma espectral para cada banda de dos clases dominado de macroalgas y cobertura alta de macroalgas y media de arena.

Tabla 5. Clases definidas de sustratos bentónicos para crear el mapa temático 2017. Los porcentajes de cobertura que definen las clases son: $\geq 10\% < 30\%$ = cobertura baja, $\geq 30 < 60\%$ = cobertura media, $\geq 60 < 80\%$ = cobertura alta y $\geq 80\%$ = dominado.

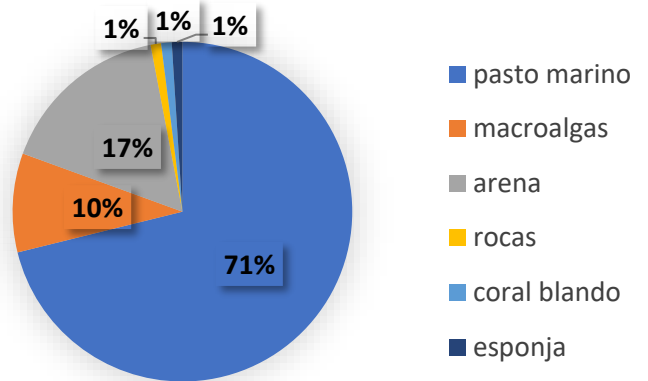
CLASES	
1. DOMINADO POR PASTO MARINO	2. COBERTURA ALTA DE PASTO MARINO Y BAJA DE MACROALGAS, BAJA DE ARENA
3. COBERTURA MEDIA DE PASTO, MEDIA DE ARENA, MEDIA DE MACROALGAS	4. DOMINADO POR ARENA
5. ARRECIFE	6. COBERTURA DE ALTA A DOMINANTE DE MACROALGA MEDIA DE ARENA
7. COBERTURA MEDIA DE MACROALGAS Y MEDIA DE ARENA	

1. DOMINADO POR PASTO MARINO



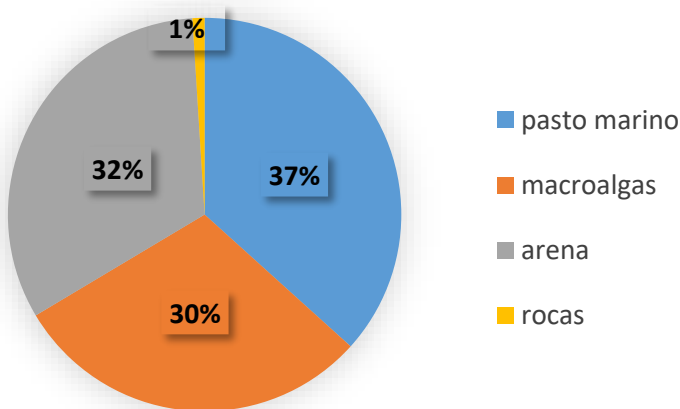
a)

2. COBERTURA ALTA DE PASTO MARINO, BAJA DE MACROALGAS, BAJA DE ARENA



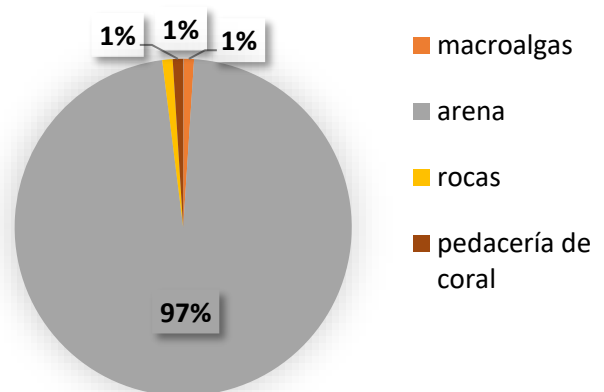
b)

3. COBERTURA MEDIA DE PASTO, MEDIA DE ARENA, MEDIA DE MACROALGAS



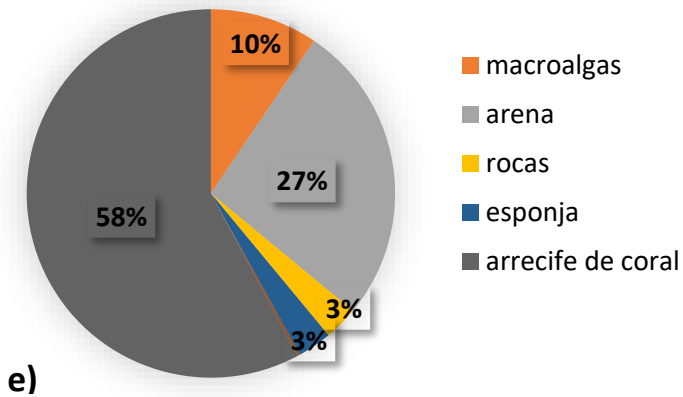
c)

4. DOMINADO POR ARENA

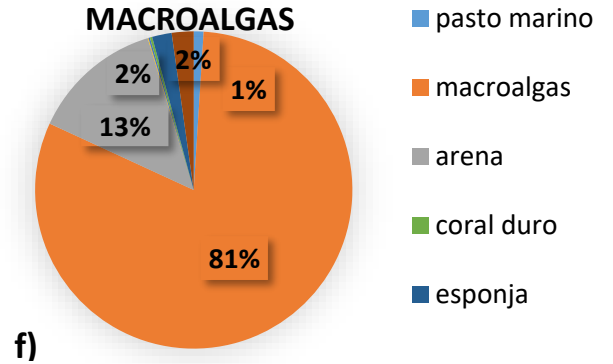


d)

5. ARRECIFE



6. COBERTURA ALTA A DOMINANTE DE MACROALGAS



7. COBERTURA MEDIA DE MACROALGAS Y MEDIA DE ARENA

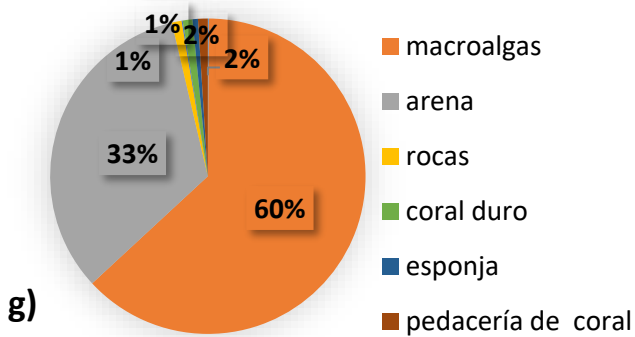


Figura 14. Gráficas con los porcentajes de los sustratos dentro de cada uno de las clases. Se observa que en general el componente bentónico dominante dentro de las gráficas a), b) y c) es el sustrato de pastos marino, el sustrato que predomina en la gráfica d) es la arena con el 97%, en la gráfica e) el sustrato que domina es arrecife, mientras que en las gráficas f) y g) los sustratos dominantes en estas clases son las macroalgas con el 81 y 60% de las coberturas.

El mapa temático obtenido tiene una precisión general del 84% de acuerdo a la matriz de error o tabla de contingencia (Congalton y Green, 2009) y un coeficiente de Kappa de 0.7955, valores considerados aceptables para este tipo de análisis (Schowengerdt, 2007; Congalton y Green, 2009). Dos clases presentan valores medios en la precisión de producción y utilización, respectivamente: la clase 1 presenta un valor del 50.53% ya que tiene una alta confusión con la clase 6. La clase 7 tiene un valor del 54.47% al tener una moderada confusión con las clases 4 y 6 (Tabla 6). En la figura 15 del mapa temático se observa que la clase con mayor cobertura dentro del área de estudio para el año 2017 es la clase 4: dominado por arena con el 39.6% del total, seguida por la clase 6: cobertura de alta a dominante de macroalgas y media de arena con 33%. El hábitat 5 de arrecife coralino representa el 2.4 % de la cobertura total, mientras que el hábitat con la menor cobertura es el hábitat cobertura alta de pasto marino y baja de macroalgas con 0.33% (Figura 15 a y b).

Tabla 6. Matriz de error o tabla de contingencia clase 1: Dominado por pasto marino, clase 2: Cobertura alta de pasto marino y baja de macroalgas, baja de arena, clase 3: Cobertura media de pasto, media de arena, media de macroalgas, clase 4: Dominado por arena, clase 5: Arrecife coralino, clase 6: Cobertura de alta a dominante de macroalgas y media de arena, clase 7: Cobertura media de macroalgas y media de arena. Precisión general de la clasificación 84% con una índice kappa del 0.7955.

MATRIZ DE ERROR								
<i>Sustratos</i>	<i>CLASE 1</i>	<i>CLASE 2</i>	<i>CLASE 3</i>	<i>CLASE 4</i>	<i>CLASE 5</i>	<i>CLASE 6</i>	<i>CLASE 7</i>	TOTAL
<i>CLASE 1</i>	190	10	0	0	12	31	2	245
<i>CLASE 2</i>	7	163	0	0	8	7	0	185
<i>CLASE 3</i>	0	0	161	0	0	17	0	178
<i>CLASE 4</i>	7	0	6	727	36	40	113	929
<i>CLASE 5</i>	1	58	0	0	569	84	2	714
<i>CLASE 6</i>	170	37	38	0	52	754	69	1120
<i>CLASE 7</i>	1	0	7	0	0	282	347	637
TOTAL	376	268	212	727	677	1215	533	4008
<i>Precisión de utilización</i>	77.55%	88.10%	89.94%	78.25%	79.69%	67.32%	54.47%	
<i>Precisión de producción</i>	50.53%	60.82%	75.60%	100%	84.04%	62.05%	65.10%	

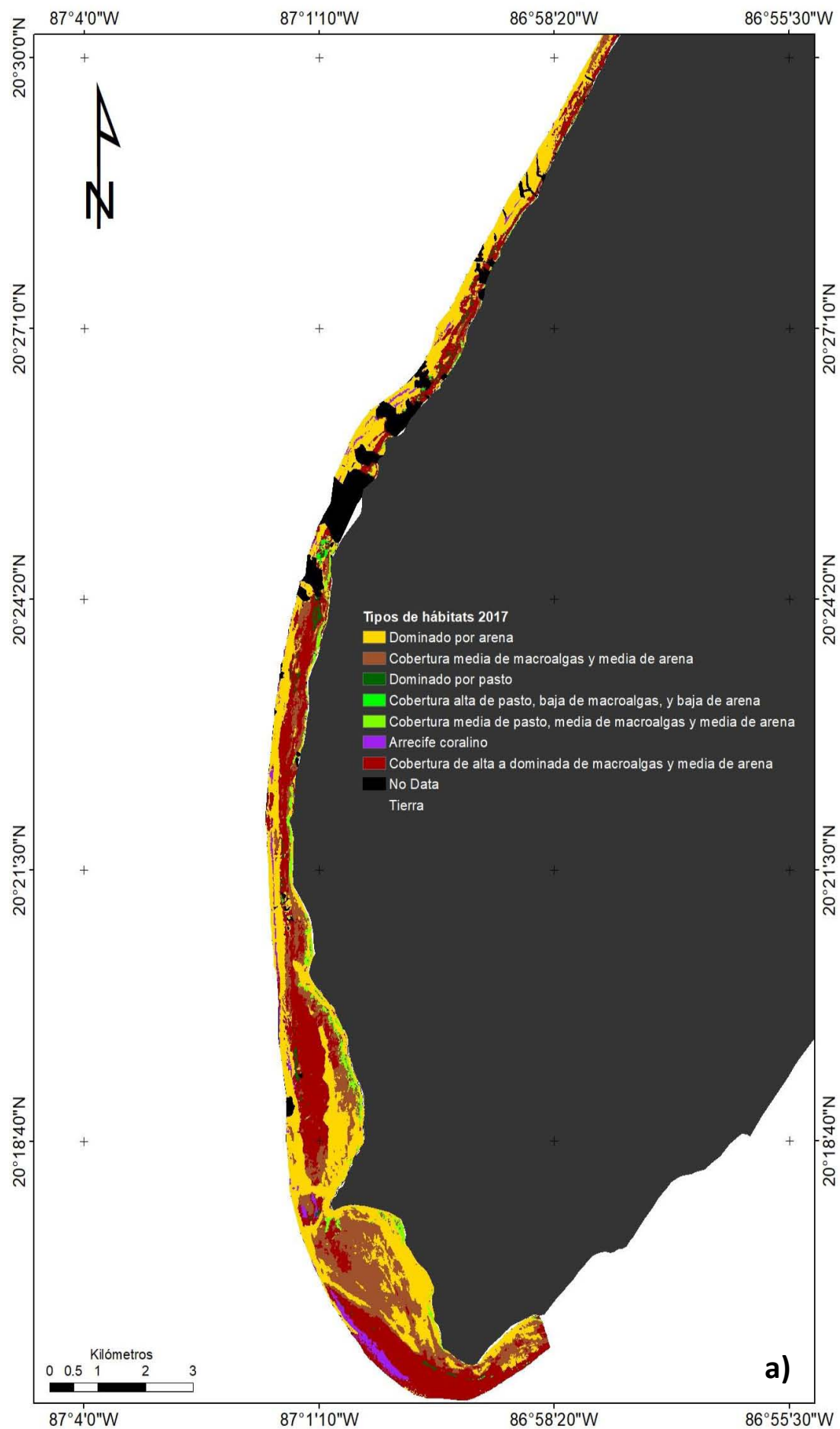
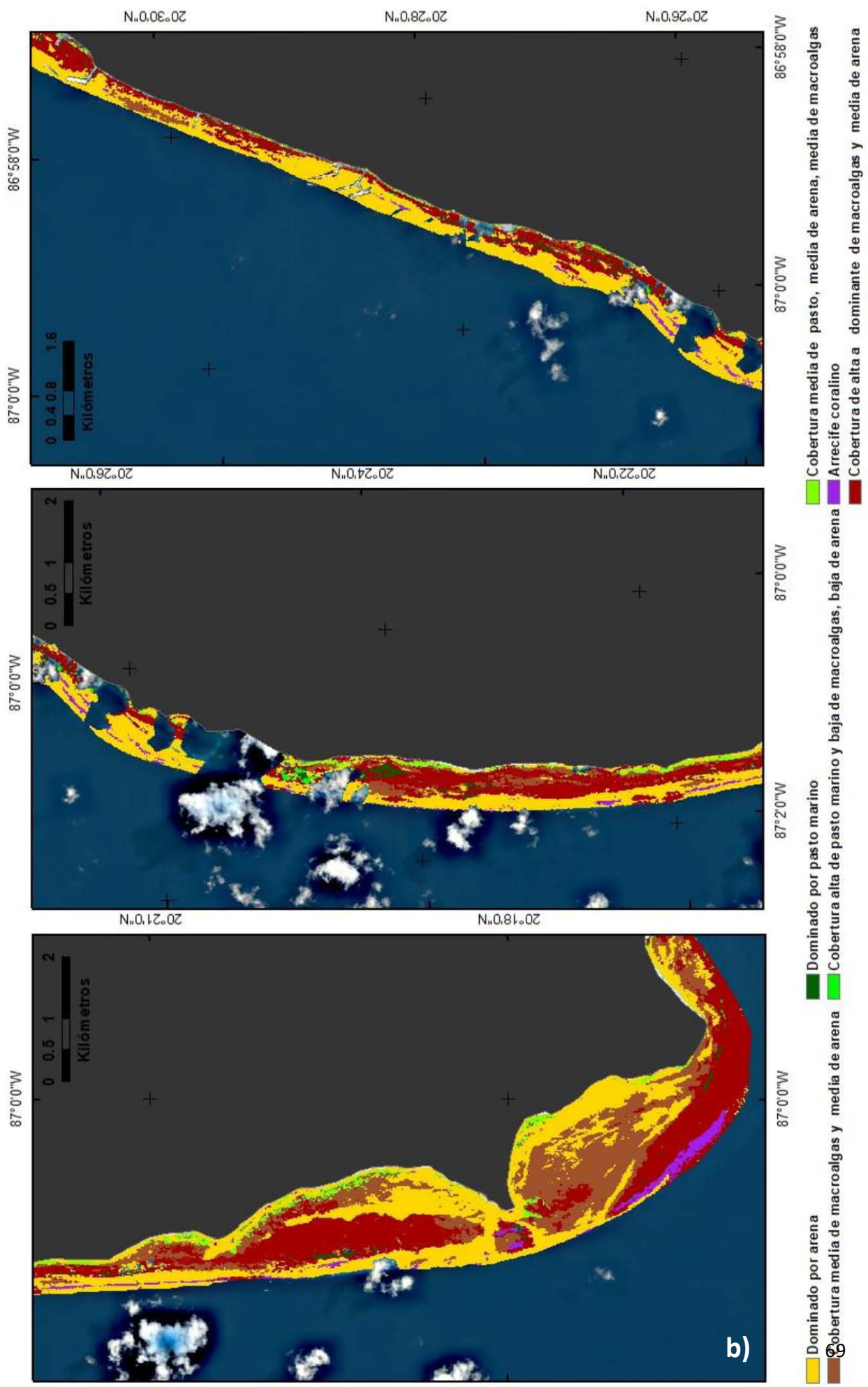


Figura 15. a) Mapa temático realizado mediante clasificación supervisada sobre la imagen reciente (2017) y b) acercamientos del norte sur y centro del área de estudio.



b)

10.3 Cálculos de las métricas del paisaje.

El porcentaje de área total por hábitats y la fragmentación (número de polígonos) de cada clase se presenta en las Figuras 16 y 17. Las capas en formato ráster muestran la distribución espacial de los valores obtenidos de las métricas de compactación y conectividad (Figuras 18 y 20).

En cuanto al área, se observó que la clase con la mayor cobertura de área es la clase 4 (dominado por arena) con el 39.6% del área total, seguida por la clase 6 (cobertura de alta a dominante de macroalgas y media de arena) y 7 (cobertura media de macroalgas y media de arena) con 33% y 21% respectivamente. Las clases con menor área son las clases 1 (dominado por pasto marino), clase 2 (cobertura alta de pasto marino y baja de macroalgas, baja de arena) y la clase 5 (arrecife coralino) con 1.20%, 0.33% y 2.4% respectivamente (Figura 16). En cuanto al número de polígonos por clase (fragmentación) se puede observar que la clase 7 (cobertura media de macroalgas y media de arena) tiene el valor más alto de fragmentación con 530 polígonos, mientras que la clase 2 (cobertura alta de pastos marinos) presenta el valor más bajo de fragmentación con 62 polígonos (Figura 17).

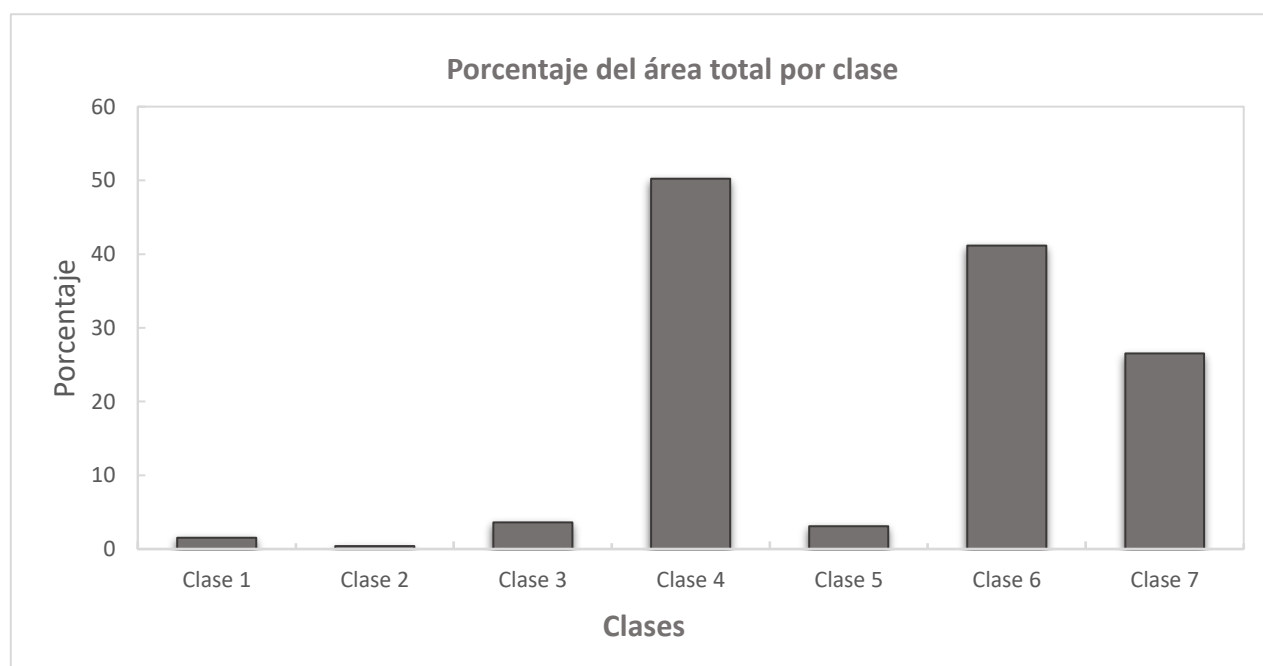


Figura 16. Gráfica del porcentaje del área de cobertura total por clase, clase 1: Dominado por pasto marino, clase 2: Cobertura alta de pasto marino y baja de macroalgas, baja de arena, clase 3: Cobertura media de pasto, media de arena, media de macroalgas, clase 4: Dominado por arena, clase 5: Arrecife coralino, clase 6: Cobertura de alta a dominante de macroalgas y media de arena, clase 7: Cobertura media de macroalgas y media de arena.

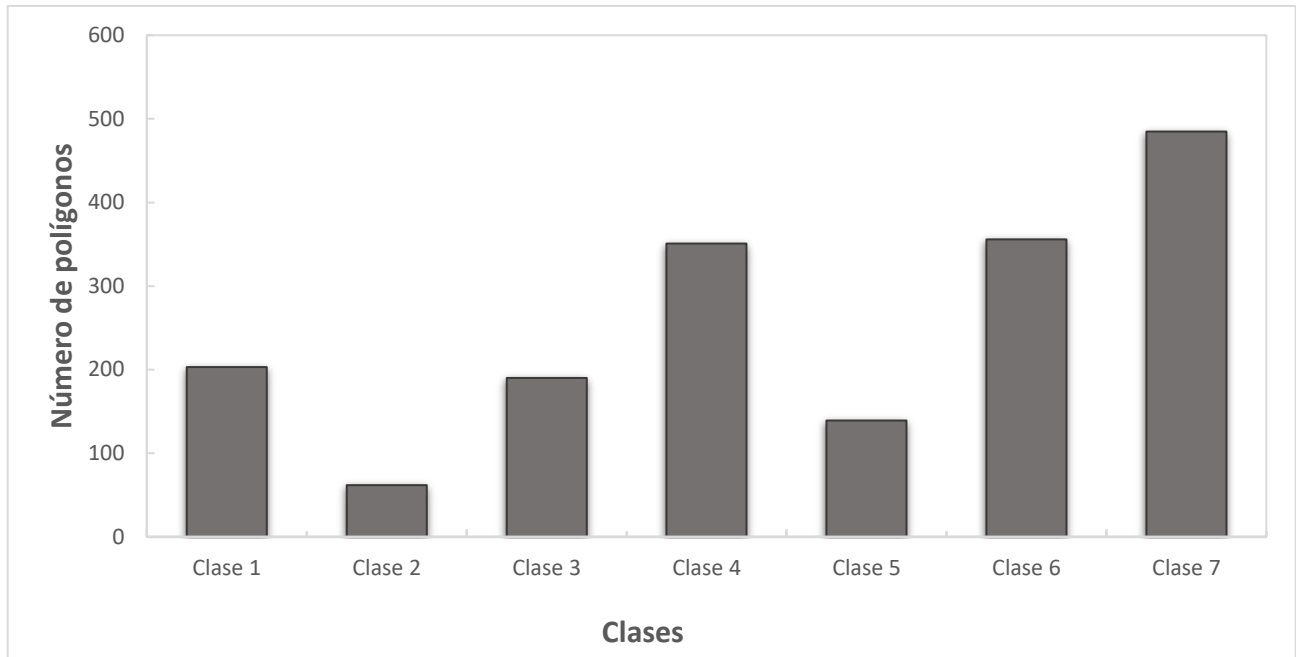


Figura 17. Gráfica del número de polígonos (fragmentación) por cada una de las clases, clase 1: Dominado por pasto marino, clase 2: Cobertura alta de pasto marino y baja de macroalgas, baja de arena, clase 3: Cobertura media de pasto, media de arena, media de macroalgas, clase 4: Dominado por arena, clase 5: Arrecife coralino, clase 6: Cobertura de alta a dominante de macroalgas y media de arena, clase 7: Cobertura media de macroalgas y media de arena.

Es importante mencionar que en el mapa temático y en las gráficas de área y fragmentación, se observa que las clases con los altos porcentajes de área de cobertura son las mismas clases que poseen los valores más altos de fragmentación, éstas clases además presentan parches de distintos tamaños, pero no continuos y con formas alargadas. Además, se observa que las clases con menor área de cobertura también poseen altos valores de fragmentación. Estas clases, al tener poca área y encontrarse rodeadas de una matriz de un hábitat diferente como se aprecia en el mapa temático, tienen riesgo de perderse. La clase 2 de cobertura alta de pasto marino y baja de macroalgas, por ejemplo, es la clase con la menor área de cobertura dentro del área de estudio, pero sus parches presentan formas regulares, compactas y homogéneas.

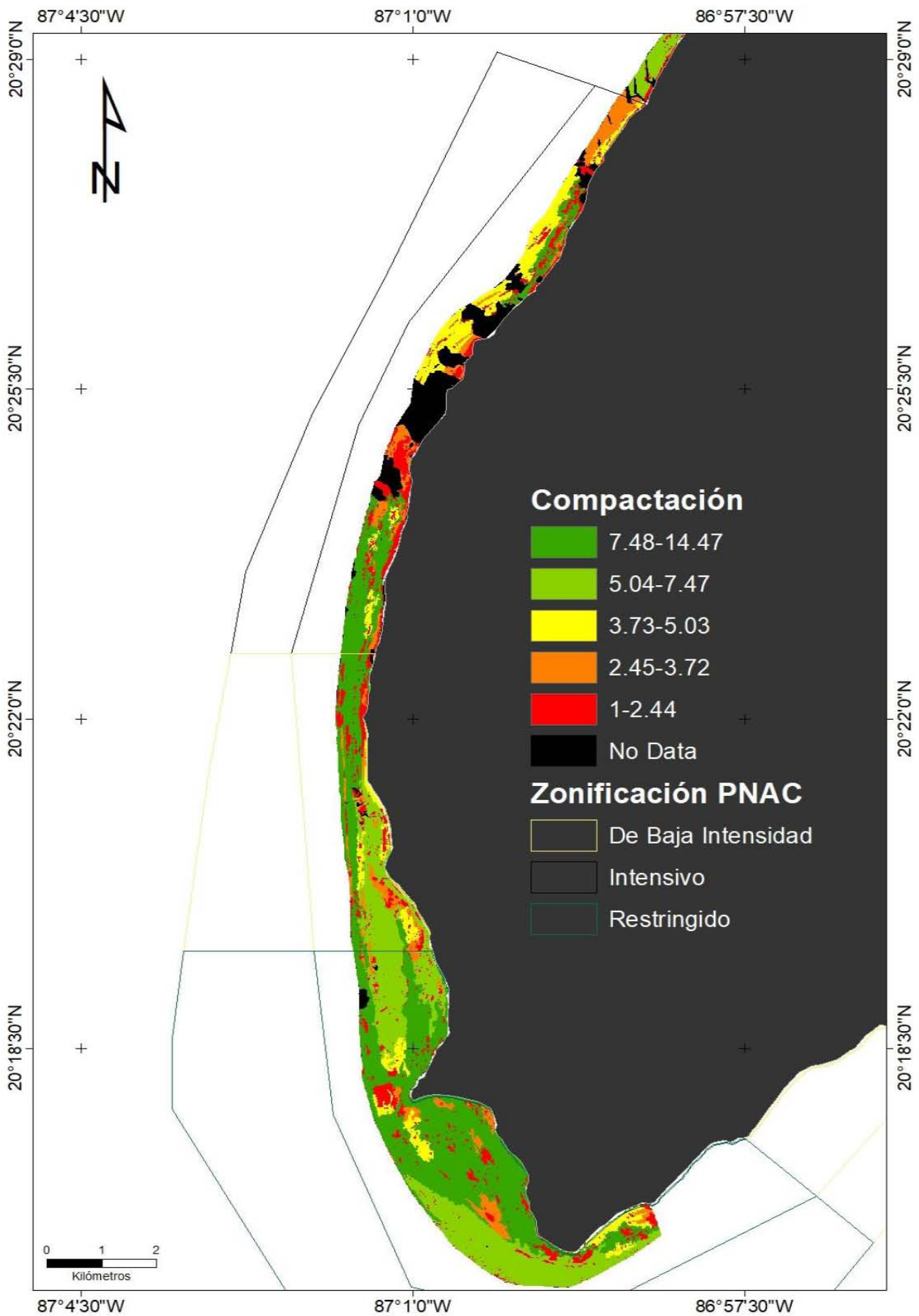


Figura 18. Distribución espacial de los valores obtenidos del índice de compactación (SHAPE) en el PNAC. Valores más cercanos a uno serán parches altamente compactos. ⁷²

En los mapas de los resultados de las métricas de compactación y conectividad, se asignó una codificación de color que señala en rojo los valores de compactación y conectividad más altos e importantes (Figura 18 y 20). Los valores de compactación encontrados están en un intervalo de entre 1-14.47. El índice indica que a valores más cercanos a uno la compactación es más alta. Las clases más compactas según el cálculo son la clase 1: dominado por pasto marino, clase 2: cobertura alta de pasto marino y baja de macroalgas, baja de arena. Las clases con los valores más bajos de compactación son la clase 4: dominado por arena y clase 6: cobertura de alta a dominante de macroalgas y media de arena (Figura 18). La compactación de los parches entre al menos un par de clases fue significativamente distinta (Kruskal-Wallis chi-squared = 22.173, df = 6, p-value = 0.001126).

Al comparar la compactación entre cada una de las clases con una prueba Mann-Whitney, la clase seis (cobertura de alta a dominante de macroalgas y media de arena) es distinta con la clase cinco (arrecife coralino) y tres (cobertura media de pasto, media de arena, media de macroalgas). La clase cinco (arrecife coralino) es distinta con la clase seis (cobertura de alta a dominante de macroalgas y media de arena) y dos (cobertura alta de pasto marino y baja de macroalgas, baja de arena). La clase tres (cobertura media de pasto, media de arena, media de macroalgas) es distinta de la clase seis (cobertura de alta a dominante de macroalgas y media de arena) y la clase dos (cobertura alta de pasto marino y baja de macroalgas, baja de arena) es distinta de la clase cinco (arrecife coralino) con un $p < 0.05$ (Figura 19).

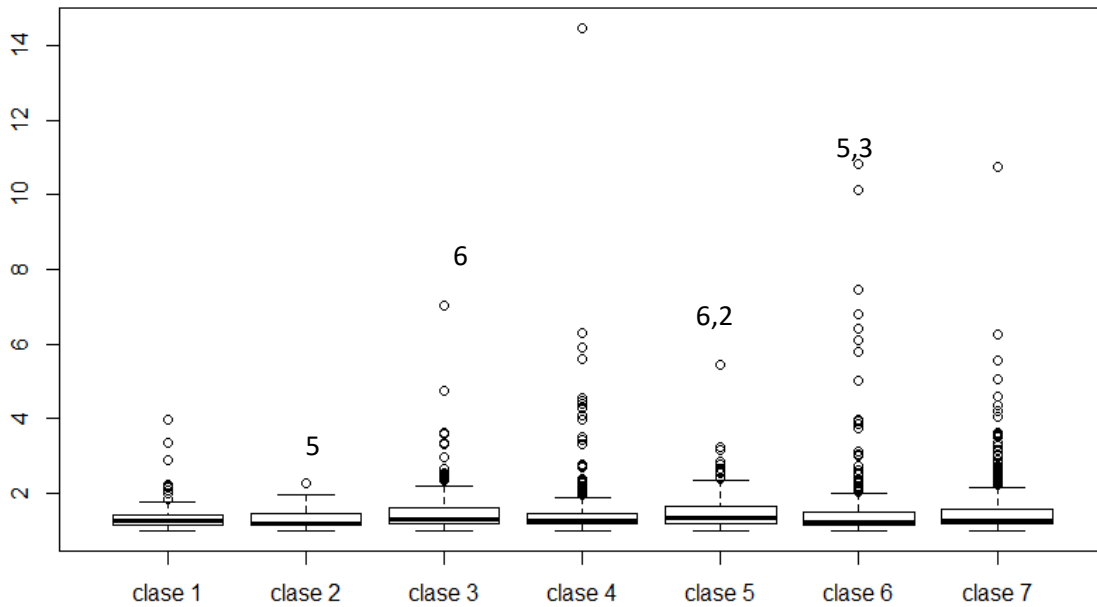


Figura 19. Diagrama de caja y bigotes con los valores de compactación por clase. Los círculos representan los valores extremos. clase 1: Dominado por pasto marino, clase 2: Cobertura alta de pasto marino y baja de macroalgas, baja de arena, clase 3: Cobertura media de pasto, media de arena, media de macroalgas, clase 4: Dominado por arena, clase 5: Arrecife coralino, clase 6: Cobertura de alta a dominante de macroalgas y media de arena, clase 7: Cobertura media de macroalgas y media de arena. Los números indican las clases con las que se observaron diferencias significativas ($p < 0.05$).

Los valores del índice de conectividad se encontraron en un intervalo de 12-2942. El índice de conectividad indica que a valores más cercanos a uno la distancia entre los hábitats similares es menor, por lo que tendrían valores de conectividad más elevados, y de manera inversa para los valores más alejados de uno serán valores bajos de conectividad. El mapa muestra que predominaron los valores cercanos a uno, es decir, valores altos de conectividad casi de manera homogénea en toda el área de estudio (Figura 20).

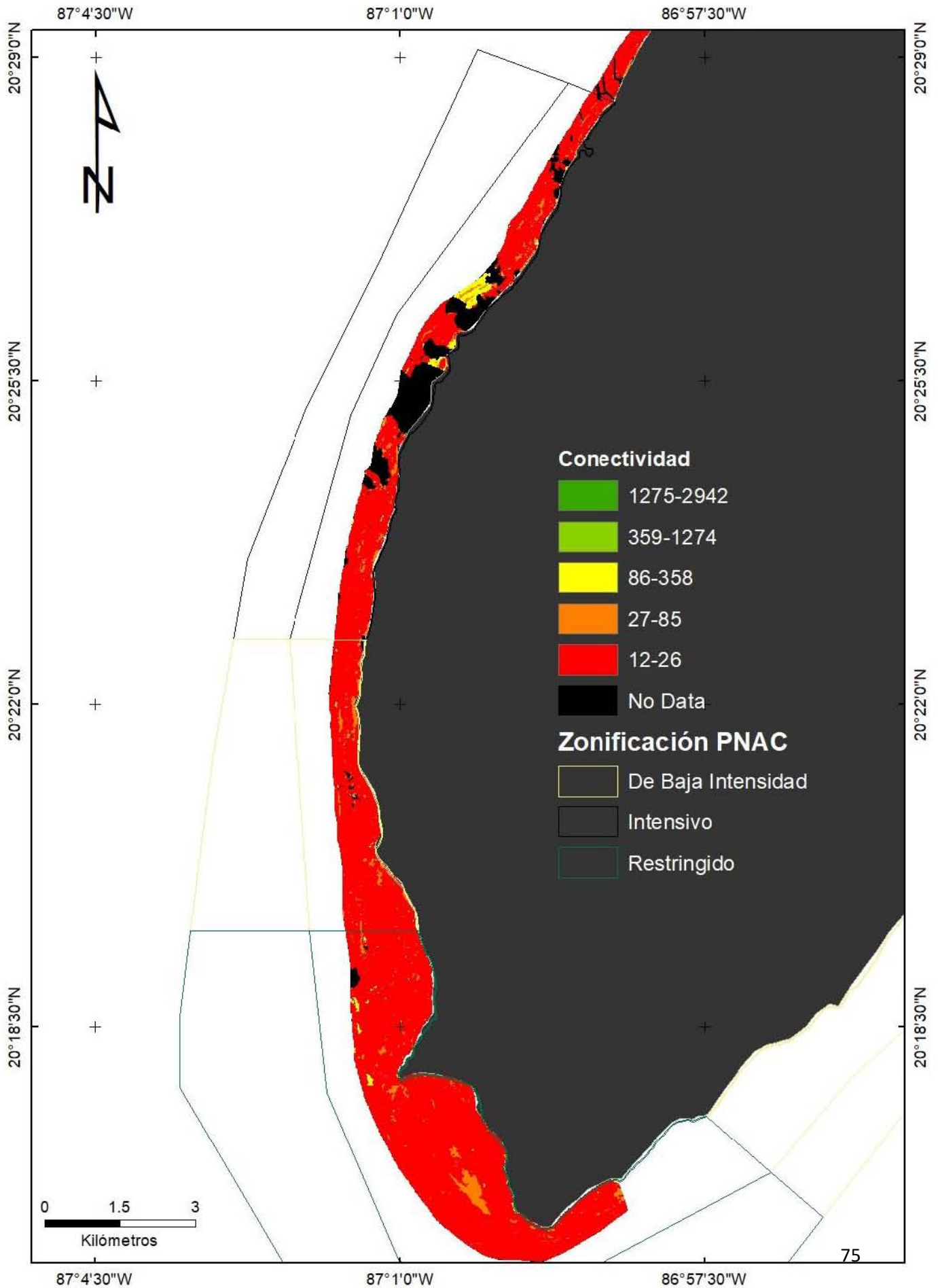


Figura 20. Distribución espacial de los valores obtenidos del índice de conectividad (ENN) en el PNAC. Valores más cercanos a uno indicarán parches altamente conectados entre sí.

Dentro de las clases 1, 2, 3 y 5 (dominado por pasto marino, cobertura alta de pasto marino y baja de macroalgas, cobertura media de pasto y media de arena, y arrecife coralino) se encuentran los valores más altos de conectividad que indican conectividades menores entre parches del mismo tipo, mientras que los valores más bajos de conectividad que indican buena conectividad se encuentran dentro de las clases 4, 6 y 7 (dominado por arena, cobertura de alta a dominante de macroalgas y media de arena, cobertura media de macroalgas y media de arena) Figura 21. La conectividad de los parches entre al menos un par de clases fue significativamente distinta (Kruskal-Wallis chi-squared = 31.489, df = 8, p-value = 0.0001149). Al comparar los valores de compactación entre cada una de las clases con una prueba Mann-Whitney, la clase dos (cobertura alta de pasto marino y baja de macroalgas) es significativamente distinta con un $p < 0.05$ con las clases cuatro, cinco, seis y siete (Figura 21).

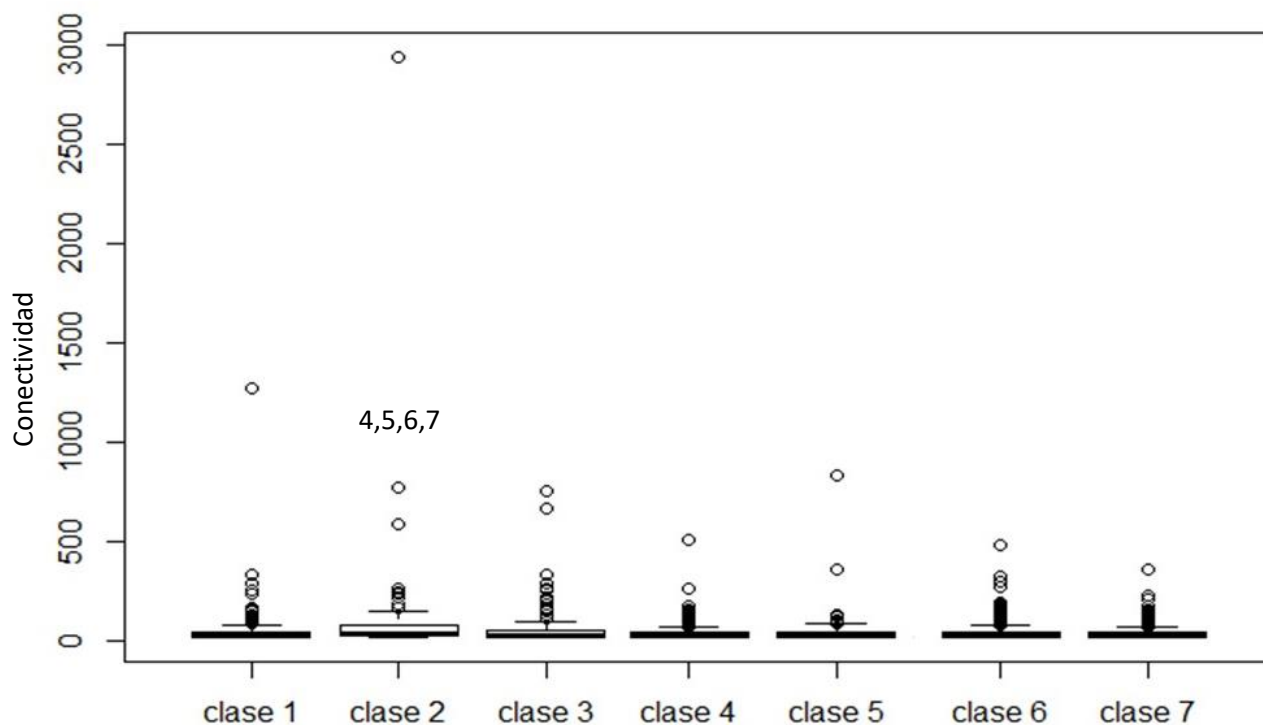


Figura 21. Diagrama de caja y bigotes con los valores de conectividad por clase. Los círculos representan los valores extremos. clase 1: Dominado por pasto marino, clase 2: Cobertura alta de pasto marino y baja de macroalgas, baja de arena, clase 3: Cobertura media de pasto, media de arena, media de macroalgas, clase 4: Dominado por arena, clase 5: Arrecife coralino, clase 6: Cobertura de alta a dominante de macroalgas y media de arena, clase 7: Cobertura media de macroalgas y media de arena. Los números indican las clases con las que se observaron diferencias significativas ($p < 0.05$).

10.4 Cálculo del índice de beta-diversidad (β -diversidad)

El mapa ráster con los resultados del cálculo de beta-diversidad al igual que los mapas de compactación y conectividad, muestra en rojo los valores de beta-diversidad más altos e importantes (Figura 22). Los valores variaron entre 0.025- 4.65 utilizando una ventana de 83 x 83 píxeles. Dentro del polígono de baja intensidad en la zona de estudio se pueden observar los valores más altos y homogéneos de beta-diversidad. En esta zona se encuentran muchos de los arrecifes más importantes de Cozumel por su extensión y estructura, además de la presencia de parches con dominante presencia de pastos marinos. En la zona de uso restringido se tienen valores de beta-diversidad más variados, los valores más altos dentro de esta zona se localizan de forma más puntual donde existe presencia de arrecifes y los valores más bajos a los parches de arena y media de macroalgas. En la zona de uso intensivo se observan valores altos en las zonas que corresponden a los hábitats de pasto y dominancia de macroalgas, los valores bajos se encuentran en las zonas con hábitat de arena y en las zonas sin datos debido a los huecos de eliminar nubes o embarcaciones.

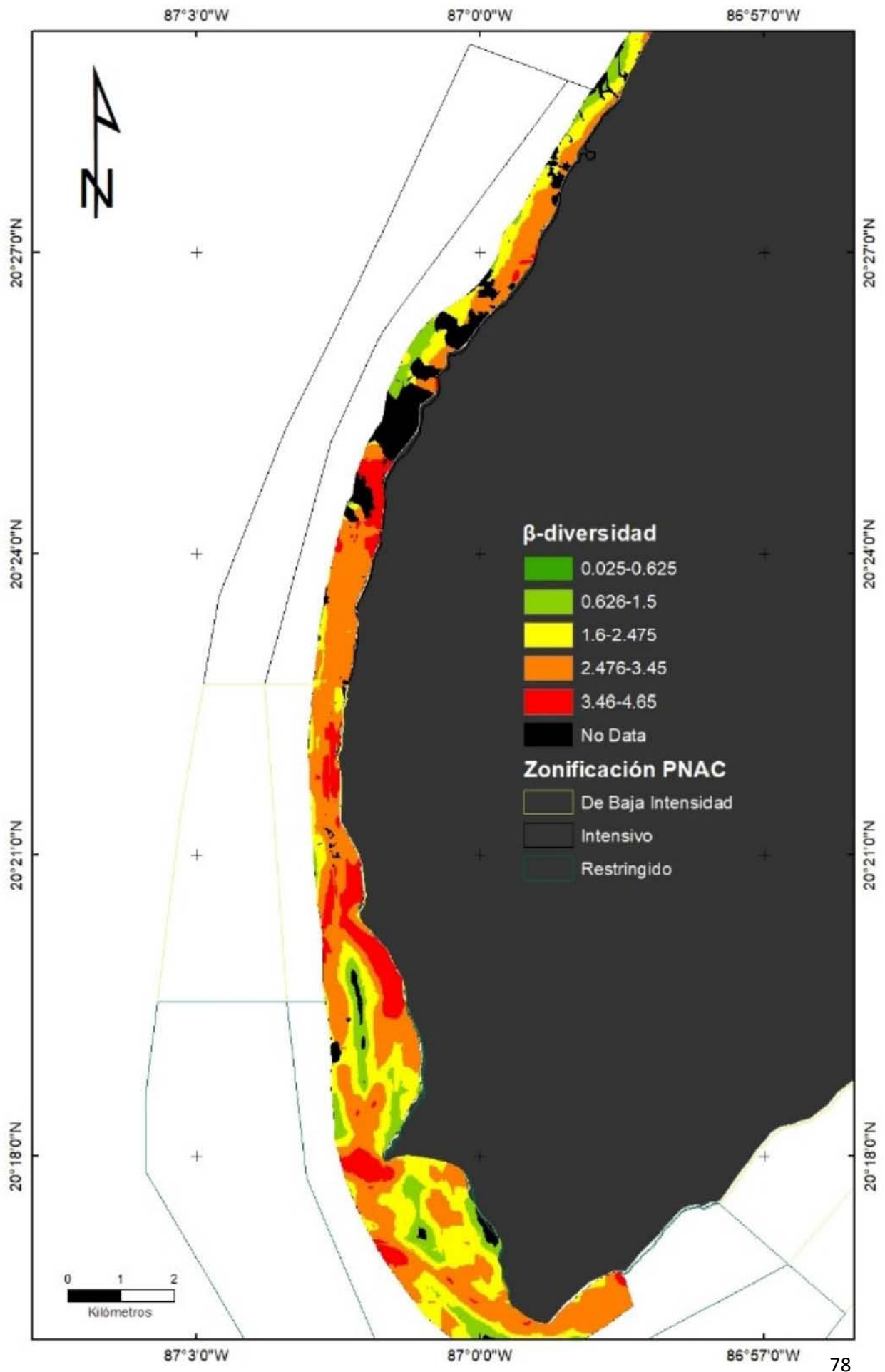


Figura 22. Distribución espacial de los valores obtenidos del cálculo de la beta-diversidad en el PNAC.

10.5 Capa de intensidad de uso

Los tres sitios reportados como más visitados fueron: arrecife Palancar, Paso del Cedral y Santa Rosa, arrecifes que son visitados entre tres y cinco veces por semana por embarcación. San Clemente fue el arrecife menos visitado, esto seguramente debido a su poca profundidad. El grupo cinco contiene a los arrecifes más visitados por el turista buzo que fueron Palancar Jardines, Palancar Cuevas, Palancar Ladrillos, Palancar Herradura y el grupo uno a los arrecifes muy poco visitados que resultaron ser Punta Tunich, San Francisco, Chankanaab, San Clemente (Tabla 7). Con el mapa podemos observar la preferencia que existe en visitar los arrecifes ubicados en el suroeste dentro de la zona denominada de baja intensidad, dentro de la zona de baja intensidad y colindando con la zona de acceso restringido se encuentra el arrecife Colombia como arrecife más visitado y al sur el arrecife Punta sur es muy poco visitado esto debido quizás a las condiciones del área como la distancia de separación de los muelles, tener corriente y mayor profundidad (Figura 23).

Tabla 7. Grupos de Arrecifes de acuerdo al número de visitas mediante la clasificación de natural breaks (Jenks).

Grupo 1 muy poco	Grupo 2 poco	Grupo 3 moderadamente	Grupo 4 frecuente	Grupo 5 muy frecuente
Punta Tunich	Tormentos	Colombia Profundo	Paso del Cedral	Palancar Jardines
San Francisco	Paraíso	Colombia Bajo		Palancar Cuevas
Chankanaab	Punta sur	Colombia la Cordillera	Santa Rosa	Palancar Ladrillos
San Clemente	La francesa	(conjunto Colombia)		Palancar
	Yucab			Herradura
	Punta Dalila			(conjunto Palancar)

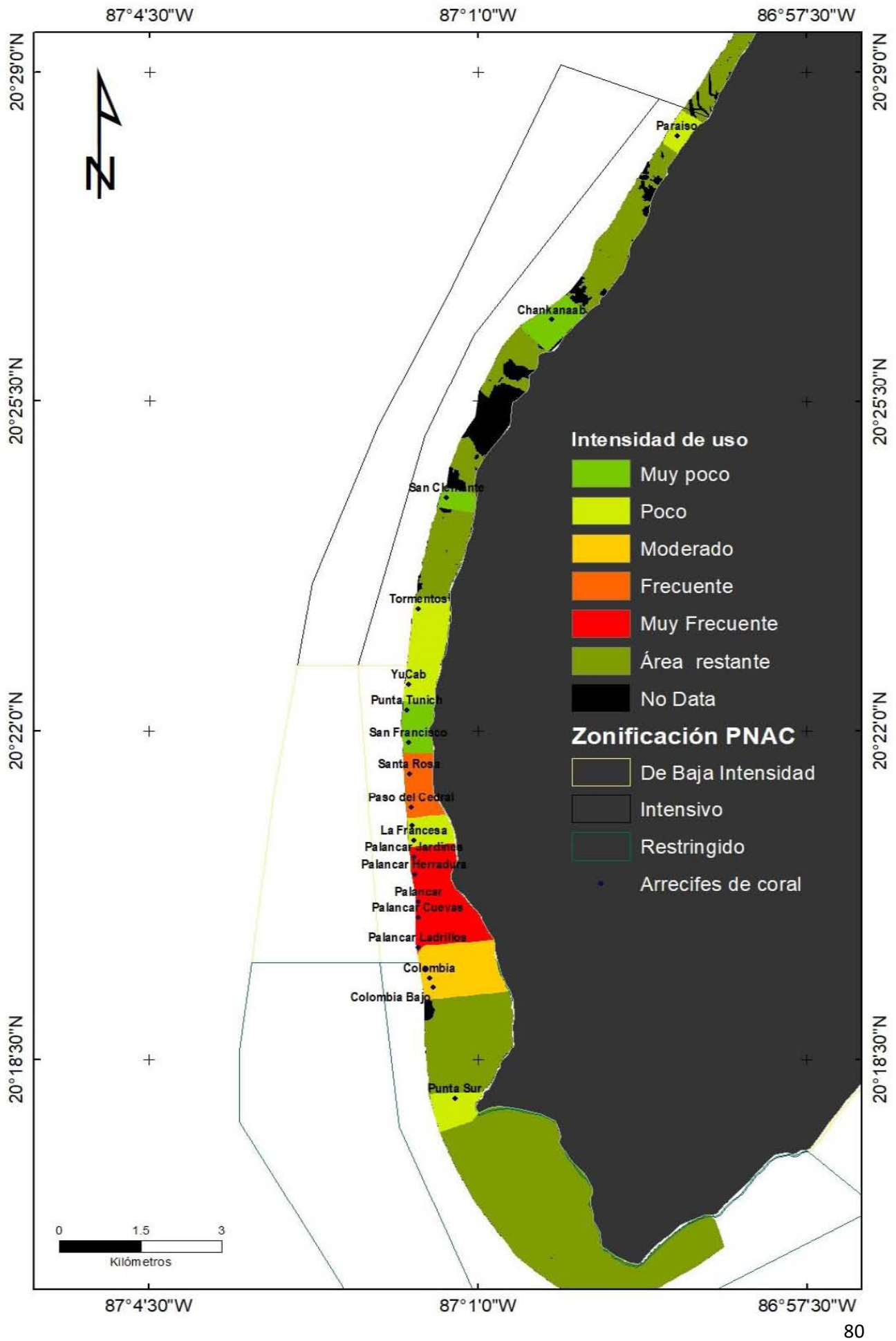


Figura 23. Distribución espacial de los arrecifes contenidos en los grupos definidos con base en el número de visitas dentro del PNAC. Donde el grupo rojo contiene a los arrecifes más frecuentemente visitados. Y el grupo verde contienen a los muy poco visitados.

10.6 Variación espacio-temporal del paisaje bentónico.

Los valores obtenidos a partir del análisis de cambio espectral se presentan en la figura 24 (a y b). De manera original la herramienta DeltaCue tiene su propia clasificación de color, en el archivo de salida presenta los valores de ceros obtenidos por la fórmula de cambio en color negro, lo que significa que no existió cambio entre los valores de los píxeles. Mientras que los píxeles resultantes con valores positivos, es decir los que ganaron brillo tendrán el color anaranjado para valores moderados de ganancia y el color rojo para valores altos de ganancia, ganar brillo a su vez significa pérdida de sustrato. Los píxeles resultantes con valores negativos, es decir lo que perdieron brillo tendrán el color cian para valores moderados de pérdida y el color azul fuerte para valores altos de pérdida, perder brillo a su vez significa ganancia de sustrato (Figura 24a).

Con el fin de poder asignar las categorías a cinco escalas, se modificó la clasificación de color de la siguiente manera: los valores de cero fueron denominados como cero cambios, valores altos de ganancia como alta ganancia, valores moderados de ganancia como moderada ganancia, valores moderados de pérdida como moderada pérdida y valores altos de pérdida como alta pérdida entre los años 2004-2017 (Figura 24b). En la figura 24c y 24d se muestran una región en ambas imágenes 2004-2017 con corrección atmosférica con el fin de observar que el análisis de cambio fue efectivo señalando las zonas en estas regiones con los cambios tanto de pérdida como de ganancia a través del tiempo.

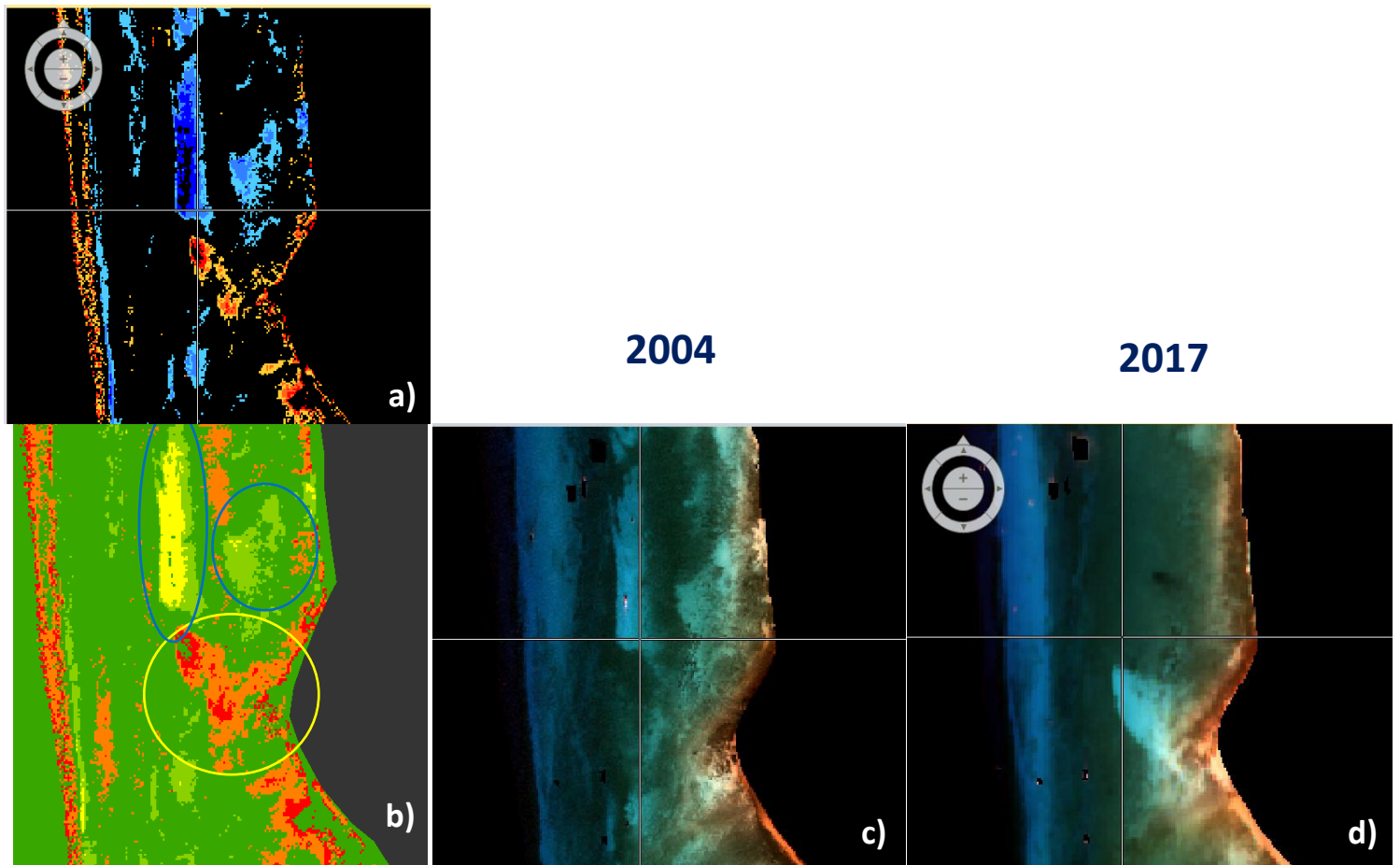


Figura 24. Región utilizada como ejemplo de comparación a) capa original resultado del análisis de cambio en Delta cue, b) capa con el cambio de color en las categorías, c) región ejemplo de la imagen multiespectral con corrección atmosférica del año 2004 y d) región ejemplo de la imagen multiespectral con corrección atmosférica del año 2017.

De manera general, los valores más altos en pérdida de sustrato, es decir los valores asignados a coloraciones rojizas, las encontramos en la zona de alta intensidad de uso en los hábitats de dominancia de pasto marino y en las cercanías al arrecife de coral. La zona restringida tiene un área grande de alta de pérdida de sustrato, en hábitats de pastos marinos y alto de pastos marinos. En la zona de baja intensidad los valores de moderada pérdida de sustrato se encuentran en zonas puntuales cercanas a la costa en los hábitats de pastos marinos y macroalgas (Figura 25).

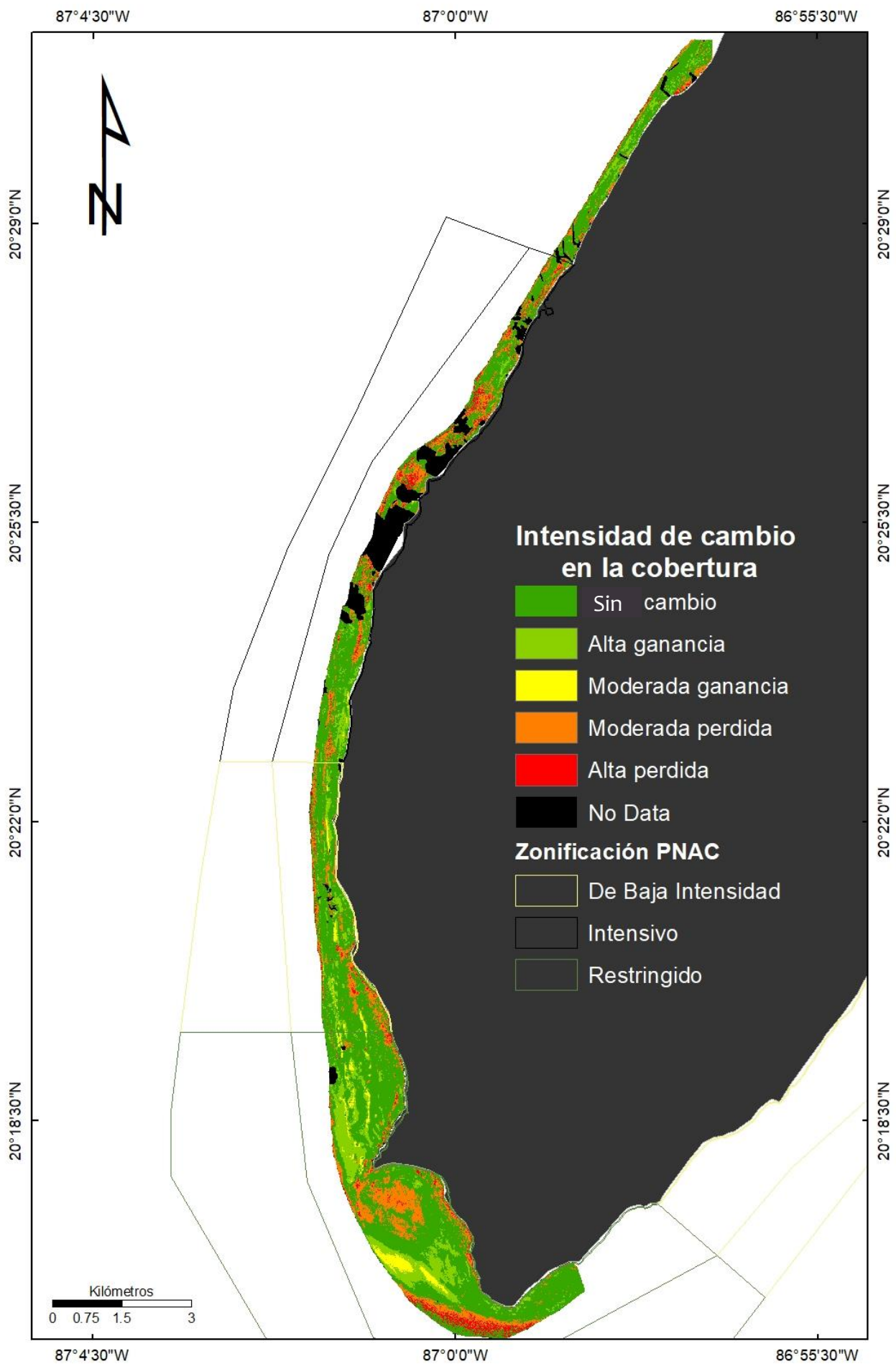


Figura 25. Distribución de los valores obtenidos del análisis de cambio, los cambios de pérdida de sustrato más altos se localizan con coloraciones rojizas. Regiones sin cambio se encuentran bajo la categoría de cero cambios.

10.7 Selección y ubicación de sitios prioritarios

Para obtener los resultados del análisis de superposición ponderada y seleccionar los sitios prioritarios de conservación, las seis capas obtenidas (tipo de hábitat, compactación, conectividad, beta diversidad, uso, cambio) se re-escalaron a una escala común entre uno y cinco; donde las características más importantes o favorables se incluían en la categoría cinco y las características menos importantes o menos favorables se incluían en la categoría uno. En el caso del mapa temático con siete tipos de hábitat, los hábitats de cobertura media de macroalgas y cobertura de alta a dominante de macroalgas (clase 6 y 7); y cobertura media de pastos marinos y cobertura alta de pastos marinos (clase 2 y 3) se unieron para obtener la escala a cinco categorías. Para la zona denominada como área restante de la capa de uso se le asignó el valor de uno para que no interfiriera con los valores de las demás capas. Y en el caso de la capa de análisis de cambio se dio la mayor prioridad al cambio nulo. En la tabla 8 se presenta la escala asignada para cada una de las categorías de capas obtenidas y utilizadas para el análisis de superposición.

Tabla 8. Escala de valores asignados a las capas de tipo de hábitat bentónico arrecifal, cambio en el tiempo, intensidad de uso, beta-diversidad, compactación y conectividad para el análisis de superposición ponderada. Uno indica las características poco deseables y cinco las características más deseables.

Ráster							
Valores asignados	Tipos de hábitat	Cambio de 20%	Intensidad de uso 20%	de β -diversidad 10%	Compactación 10%	Conectividad 10%	
1	Hábitat 4	Alta pérdida de sustrato	Arrecifes muy poco visitados	0.025-0.625	7.44-14.47	1275-2942	
2	Hábitat 6 y 7	Moderada pérdida de sustrato	Arrecifes poco visitados	0.626-1.5	5.04-7.43	359-1274	
3	Hábitat 2 y 3	Moderada ganancia de sustrato	Arrecifes moderadamente visitados	1.6-2.475	3.73-5.03	86-358	
4	Hábitat 1	Alta ganancia de sustrato	Arrecifes frecuentemente visitados	2.476-3.45	2.45-3.72	27-85	
5	Hábitat 5	Sin cambios	Arrecifes muy frecuentemente visitados	3.46-4.65	1-2.44	12-26	

El mapa resultante de este análisis multicriterio resalta las zonas donde se reúnen las características más favorables o importantes para conservar considerando la información de las seis capas realizadas. Las categorías resultantes quedaron definidas en cinco categorías por: 1: muy poco prioritarias, 2: poco prioritarias, 3: moderadamente prioritarias, 4. altamente prioritarias y 5: muy altamente prioritarias (Figura 26). Se puede apreciar que la mayor parte de la zona de estudio según el análisis de ponderación esta asignada a la categoría 3, es decir, zonas que tienen una moderada valoración en cuanto a su prioridad de conservación, las zonas valoradas como altamente prioritarias de conservación (categorías 4 y 5) se centran mayormente dentro del polígono de baja intensidad y algunas otras a lo largo del mapa en las zonas donde se encuentra la ubicación de los arrecifes (Figura 26). También se observa que existen algunas zonas que se valoran según el análisis como de poca prioridad (categorías 1 y 2) sobre todo en una gran área dentro del polígono de acceso restringido. De manera general se observan cinco regiones donde se concentran o se reúnen las características de más importancia para mantener la conservación de la diversidad: dos al norte del área de interés dentro del polígono de alta intensidad (figura 26a y 26b), una en el centro del área de interés que es la más grande e incluye a los arrecifes más turísticos (figura 26c) y dos en la parte sur del área de interés sobre los arrecifes con mayor complejidad estructural dentro del polígono de acceso restringido (figura 26d y 26e).

Las figuras 27 a 32 muestran el porcentaje del número de píxeles asignado a cada una de las categorías de conservación resultado del análisis ponderado, para cada una de las categorías dentro de las capas evaluadas. Para la capa de tipo de hábitat bentónico arrecifal se observa que el 100% de los píxeles seleccionados como muy poco prioritarios pertenecen al hábitat 4 (hábitat dominado por arena), mientras que los píxeles en la categoría de muy prioritario se distribuyen en los otros tipos de hábitats, siendo mayor en el hábitat de arrecife coralino (figura 27). Para la capa de análisis de cambio observamos que el 100% de los píxeles seleccionados como muy prioritarios se encuentran en la escala de cero cambios, mientras que los píxeles en la categoría de muy poco prioritario se distribuyen sobre las demás escalas de cambio, siendo mayor su porcentaje en la escala cinco que indica alta pérdida de sustrato (figura 28). En la capa de intensidad de uso se observa una distribución

de los píxeles seleccionados como muy prioritarios entre las zonas con más intensidad de uso, es decir en las zonas 3, 4 y 5, mientras que las zonas con baja intensidad de uso (zonas 1 y 2) tienen los porcentajes de los píxeles más altos dentro de la categoría de muy poca o poca prioridad (figura 29). En la figura 30 de beta diversidad se observa que el 100% de los píxeles seleccionados como muy poco prioritarios se encuentran en los intervalos de beta diversidad más bajos, y contrariamente los píxeles de las categorías de media, alta y muy alta prioridad se distribuyen entre los valores más altos de beta diversidad. En el caso de la compactación observamos que los píxeles de las categorías de prioridad 2, 3, 4 y 5 se encuentran distribuidos mayormente en los rangos de valores más altos de compactación (figura 31). Finalmente, para la capa de conectividad observamos que los rangos de los valores más altos de conectividad tienen los porcentajes más elevados de los píxeles con altas prioridades de conservación categorías 3, 4 y 5 (figura 32).

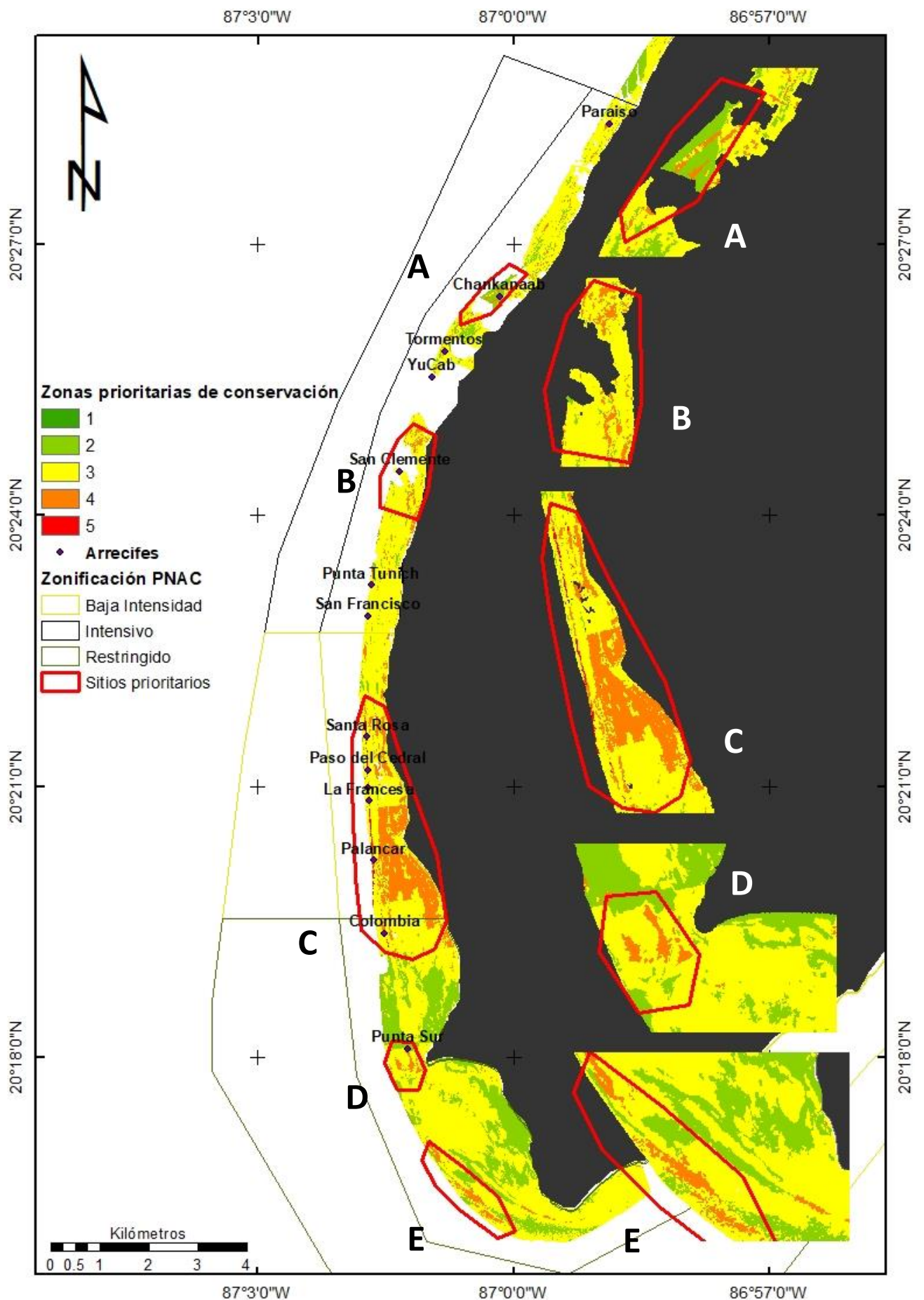


Figura 26. Distribución de los resultados del análisis de superposición ponderada, que señala las zonas: 1 muy poco prioritarias, 2 poco prioritarias, 3 moderadamente prioritarias, 4 altamente prioritarias y 5 muy altamente prioritarias. Las zonas prioritarias de importancia para su conservación se destacan en polígonos rojos.

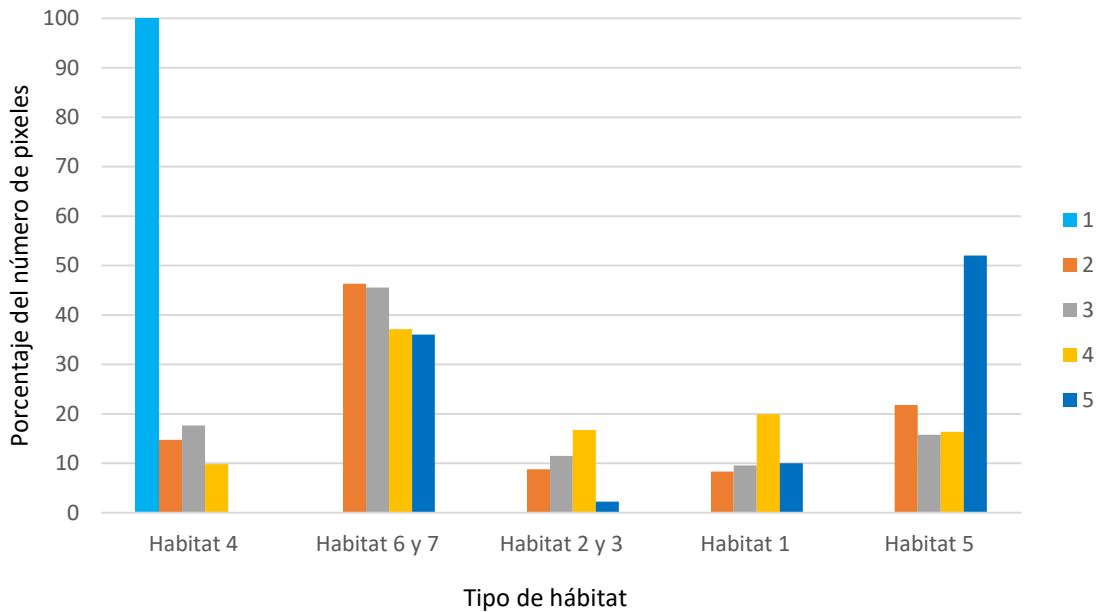


Figura 27. Porcentaje de los píxeles por categoría de prioridad de conservación para cada uno de los hábitats encontrados en la capa temática. Categoría 1 muy poco prioritarias, 2 poco prioritarias, 3 moderadamente prioritarias, 4 altamente prioritarias y 5 muy altamente prioritarias. Hábitat 1: Dominado por pasto marino, Hábitat 2: Cobertura alta de pasto marino y baja de macroalgas, baja de arena, Hábitat 3: Cobertura media de pasto, media de arena, media de macroalgas, Hábitat 4: Dominado por arena, Hábitat 5: Arrecife coralino, Hábitat: Cobertura de alta a dominante de macroalgas y media de arena, Hábitat 7: Cobertura media de macroalgas y media de arena.

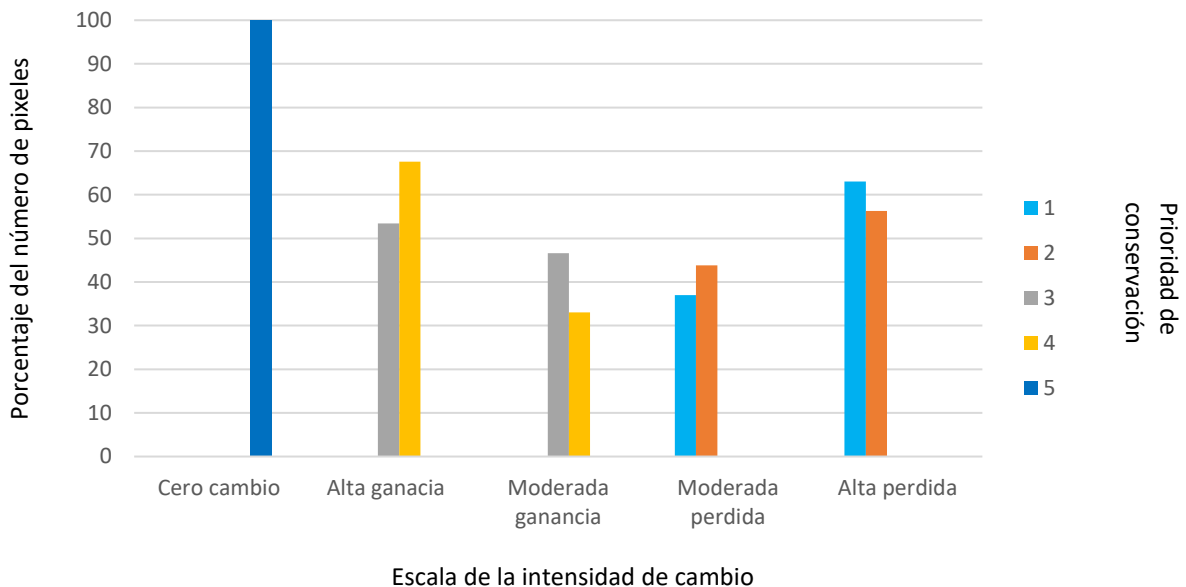


Figura 28. Porcentaje de los píxeles por categoría de prioridad de conservación para cada una de las intensidades de cambio. Categoría 1 muy poco prioritarias, 2 poco prioritarias, 3 moderadamente prioritarias, 4 altamente prioritarias y 5 muy altamente prioritarias. Intensidad de cambio: cero cambios, alta ganancia de sustrato, moderada ganancia de sustrato, moderada pérdida de sustrato y alta pérdida de sustrato.

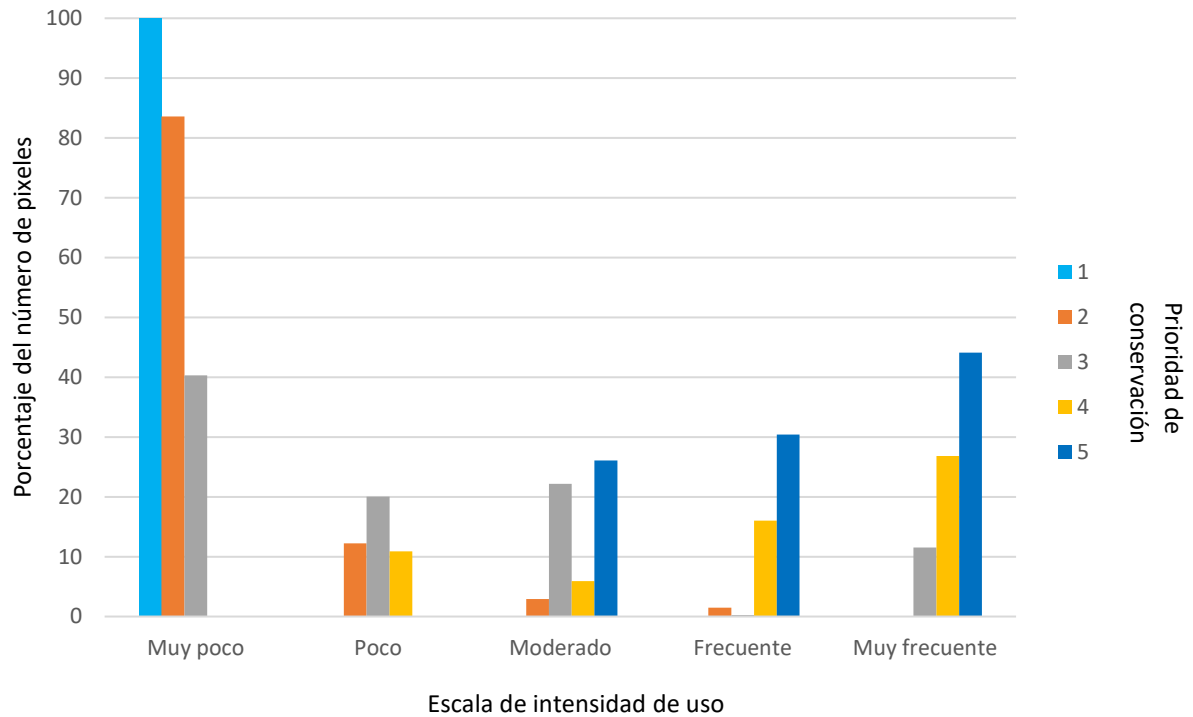


Figura 29. Porcentaje de los pixeles por categoría de prioridad de conservación para cada una de las intensidades de uso. Categoría 1 muy poco prioritarias, 2 poco prioritarias, 3 moderadamente prioritarias, 4 altamente prioritarias y 5 muy altamente prioritarias. Intensidad de uso: muy poco visitados, poco visitados, moderadamente visitados, frecuentemente visitados y muy frecuentemente visitados.

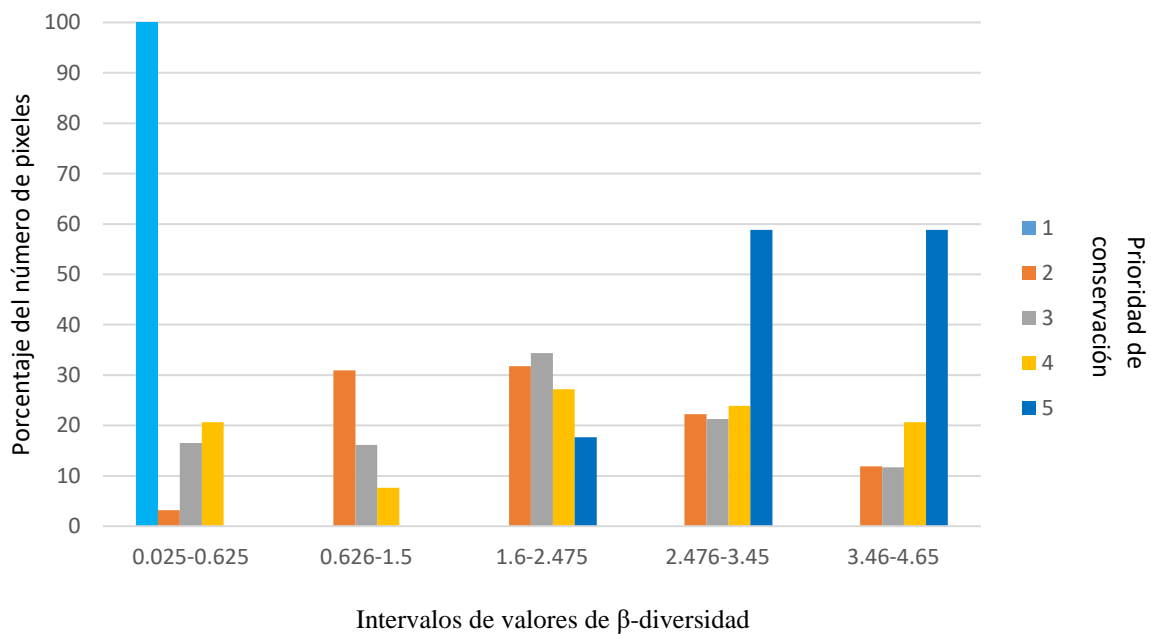


Figura 30. Porcentaje de los pixeles por categoría de prioridad de conservación para cada uno de los rangos de beta-diversidad. Categoría 1 muy poco prioritarias, 2 poco prioritarias, 3 moderadamente prioritarias, 4 altamente prioritarias y 5 muy altamente prioritarias.

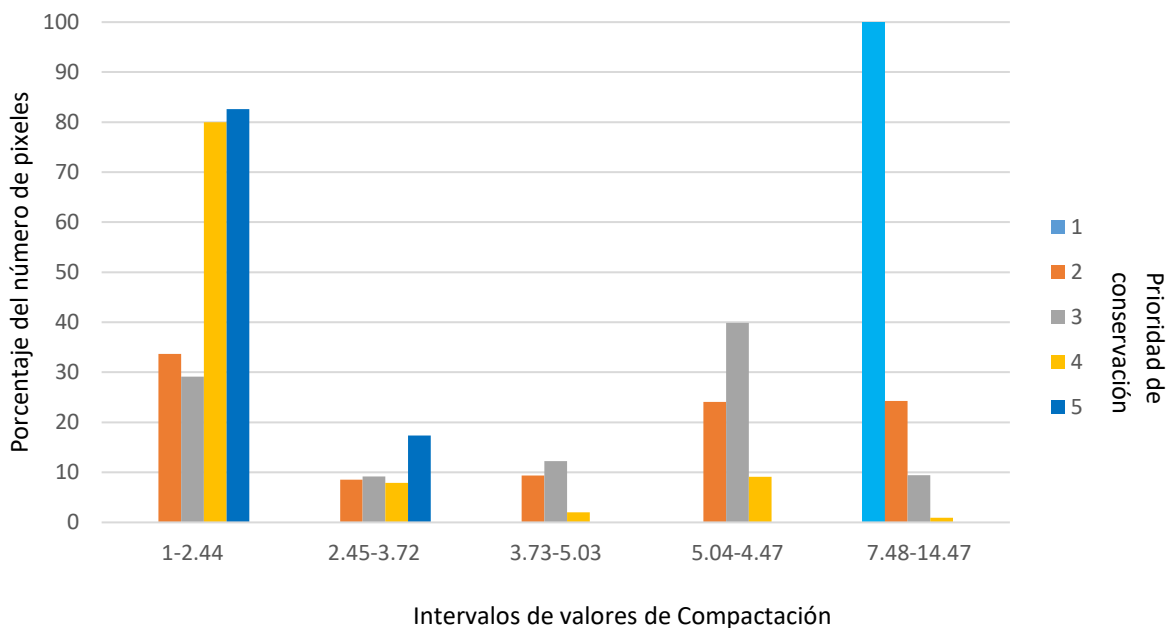


Figura 31. Porcentaje de los pixeles por categoría de prioridad de conservación para cada uno de los rangos de compactación, compactaciones altas en los valores más cercanos a cero. Categoría 1 muy poco prioritarias, 2 poco prioritarias, 3 moderadamente prioritarias, 4 altamente prioritarias y 5 muy altamente prioritarias.

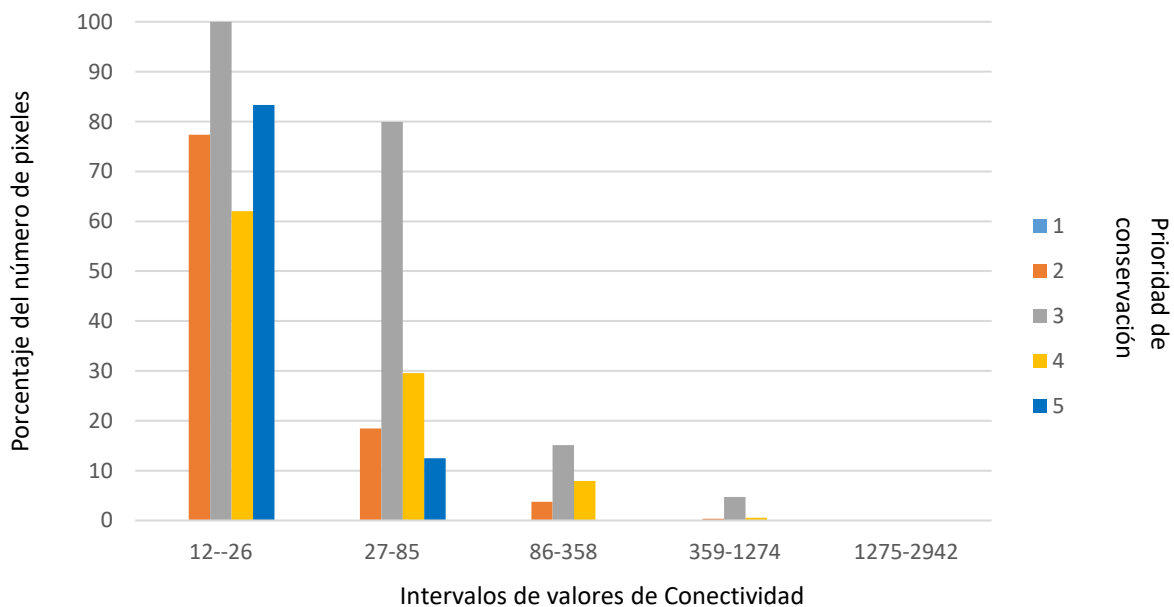


Figura 32. Porcentaje de los pixeles por categoría de prioridad de conservación para cada uno de los rangos de conectividad, conectividades altas en los valores más cercanos a cero. Categoría 1 muy poco prioritarias, 2 poco prioritarias, 3 moderadamente prioritarias, 4 altamente prioritarias y 5 muy prioritarias.

11. DISCUSIÓN

11.1 Mapa temático 2017 de los hábitats bentónicos.

La metodología utilizada en este proyecto resultó ser adecuada para la caracterización y mapeo del sustrato bentónico utilizando los avances recientes en los sensores remotos. La utilización de imágenes procedentes del satélite SPOT 7 e IKONOS, brindan muy buena información del sustrato a poca profundidad, ya que estos incorporan bandas con la capacidad de penetrar la columna de agua en los ambientes costeros-marinos y cuentan además con una alta resolución espacial (0.5- 10 m de pixel). Por lo tanto, son una herramienta adecuada para el mapeo del hábitat bentónico (Mumby et al., 1997; Green et al., 2000; Dahdouh-Guebas, 2002; Garza-Pérez et al., 2004; Andréfouët et al., 2003a, 2003b, 2004, 2006). Las herramientas de percepción remota han revolucionado la manera de evaluar la condición actual del sistema arrecifal, el deterioro y patrones de cambio en el espacio-tiempo a nivel de paisaje (Mumby et al., 1997; Mumby et al., 1998; Mumby y Harborne, 1999; Green et al., 2000; Mumby y Edwards, 2002). Además, la metodología usada incorpora el uso de video-transectos lineales realizados desde la embarcación como método de captura de la información de cobertura y caracterización, el uso de los video-transectos in situ lineales o con cuadrantes tiene ventajas documentadas (Aronson y Swanson, 1997; Hill y Wilkinson, 2004; Garza-Pérez et al., 2010; ReefCheck, 2016; AGRRA, 2017), sobre todo cuando la caracterización tiene que ser ejecutada de manera detallada. Utilizar una cámara sumergible desde la embarcación concede varios beneficios, ya que es un método eficiente en el uso de los recursos disponibles en campo y tiempo, fácil implementación, fácil procesamiento de las capturas, es fuente de información permanente muy importante para trabajos espacio temporales, se puede realizar con poco personal, obtener mucha más información en corto tiempo, ya que no se depende del tiempo de fondo del buzo, es un método no destructivo. Entre las desventajas del método se puede mencionar que no es recomendado para realizar identificación hasta los más altos niveles taxonómicos como especie. Sin embargo, para trabajos donde se identifique grupos morfofuncionales (Martínez-Rendís et al., 2015) puede ocuparse sin problemas. Otra

desventaja es que, para la utilización de imágenes satelitales para caracterizar el paisaje bentónico, se requiere de condiciones de buena visibilidad como las presentes en el Caribe (Letelier y Abbott, 1996).

El mapa temático construido bajo el método descrito en este proyecto para el año 2017 con siete hábitats bentónicos obtuvo una precisión general del 84% y un coeficiente de Kappa de 0.7955, los cuales son valores considerados aceptables (Schowengerdt, 2007; Congalton y Green, 2009). Dentro del PNAC se han desarrollado mapas temáticos para los años 2004 y 2015 con precisiones generales de 78.33% y 79.1% con coeficientes de kappa de 0.75 en cada tiempo de estudio (Cruz-Vázquez et al., 2019). Al comparar con otros trabajos en la región del Caribe Mexicano los valores de precisión general varían de acuerdo al sensor que sea ocupado, por ejemplo, la precisión general para el sensor de la plataforma Ikonos de 71% (Andréfouët et al., 2003, Cruz-Vázquez et al., 2019). La construcción de mapas temáticos como herramientas para la evaluación y estudio a escala de paisaje tomando en cuenta a los hábitats bentónicos- arrecifales se ha vuelto indispensables en estudios con fines de manejo y para la toma informada de decisiones en temas de conservación (Green et al., 1997; Chape et al., 2005; Morera et al., 2007; Cogan et al., 2009; Rioja-Nieto et al., 2013; Palafox-Juárez et al., 2016).

11.2 Composición del paisaje bentónico para el año 2017.

El sustrato predominante en cobertura para el año 2017 resultó ser el hábitat 4, dominado por arena con el 39.6%. Esto concuerda con trabajos realizados previamente dentro del PNAC que reportan dominancia e incluso un aumento a lo largo del tiempo en el hábitat dominado por arena o arenal. El incremento en este tipo de hábitat se asocia al efecto provocado por el huracán Emily y Wilma desde el año 2005 (Rioja-Nieto et al., 2008; Álvarez del Castillo-Cárdenas et al. 2008; Álvarez-Filip et al., 2009; Rioja-Nieto et al., 2012; Cruz-Vázquez et al., 2019). Los dos siguientes sustratos predominantes en cobertura para el año 2017 son los hábitats 6: cobertura de alta a dominante de macroalgas y media de arena y hábitat 7: cobertura media de macroalgas y media de arena con el 33% y 21%

respectivamente. La cobertura de este tipo de sustrato dentro del PNAC ha incrementado en los últimos años debido seguramente a su rápida capacidad de recuperación y propagación, ya que cuando los sustratos arenosos predominan en cobertura sirven de nicho a especies oportunistas como lo son las macroalgas al permitir su rápida fijación, crecimiento y propagación con ello aumentando su cobertura. Además, aunado a la constante degradación del arrecife de coral y la disminución de herbívoros en la zona el incremento de este sustrato es evidente (Roff et al., 2015; Alonso-Aller et al., 2017; Rioja-Nieto et al., 2018; Rioja y Álvarez 2019; Cruz-Vázquez et al., 2019). Los altos valores de porcentajes de coberturas de macroalgas amenazan la heterogeneidad de la zona con un cambio de fase macroalgas (Bruno et al., 2009; Martínez-Rendis et al., 2015). Entre los géneros de macroalgas predominantes presentes en el análisis de cobertura se pueden mencionar *Asparagopsis*, *Chondria*, *Gracilaria* en las algas rojas, *Halimeda*, *Penicillus*, *Acetabularia*, *Udotea* en las algas verdes, *Dictyota*, *Padina*, *Sargassum* en las algas pardas, siendo actualmente el género *Sargassum* una de las algas con mayor proliferación dentro del caribe mexicano (Dreckmann y Senties, 2013).

Los hábitats 1 y 2 de pastos marinos presentaron coberturas menores al 2%. Los hábitats dominados por pastos marinos en el PNAC han disminuido en cobertura en los últimos 10 años (Cruz-Vázquez et al., 2019). Estos están inmersos en parches de mayor área como lo son los parches de macroalgas, los cuales probablemente influyen negativamente sobre sus bordes debido a la competencia por los recursos (Forman, 1995; Turner et al., 2001). La presencia de pastos marinos es de suma importancia dentro del PNAC, ya que funciona como estabilizador del sustrato, sirve de sitio de resguardo y alimento para muchas más especies, y es parte importante en el ciclo de nutrientes (Harborne et al., 2006; Boström et al., 2006; Hughes et al., 2009).

El hábitat 5 (Arrecife de coral) presentó una cobertura del 2.4% para el año 2017, menor que la reportada para el año 2015 con 2.62% de cobertura por Cruz-Vázquez et al., 2019. La disminución de este hábitat coincide además con lo reportado por Álvarez-Filip et al., (2009)

que establece una continua disminución en los arrecifes de barrera desde el efecto de los huracanes Emily y Wilma, ya que a tan solo tres meses del evento se había perdido más del 56% de cobertura. La disminución del hábitat de arrecife de coral para Cozumel es muy notoria desde hace unas décadas sobre todo después de estos huracanes desde el año 2005. Las especies de coral blando y duro se vieron más afectadas por la ruptura de estructuras, cubrimiento de sedimento, bajo reclutamiento, etc. Las comunidades coralinas son lentas en crecimiento y desarrollo (Gardner et al., 2005; Aronson y Precht, 2006; Steneck, 2006). Su recuperación es todavía más lenta si las comunidades coralinas constructoras de arrecifes, es decir, las que brindan la compleja estructura tridimensional al sistema se ven disminuidas en su densidad como por ejemplo en las especies de los géneros *Acropora* y *Orbicella* (Precht et al., 2002; Álvarez-Filip et al., 2009,2013).

Los efectos de los huracanes como modificadores del paisaje bentónico han sido ampliamente documentados, sobre todo en los efectos del aporte de sedimentos, rompimiento de estructuras coralinas y en la dispersión (Álvarez-Filip et al., 2009; Rioja-Nieto et al., 2012). De acuerdo a Gardner et al., (2005) luego de un impacto tan severo provocado por huracanes, el daño en el paisaje, por ejemplo, en sustratos como los pastos marinos pueden pasar décadas para su recuperación, las macroalgas se recuperan entre tres semanas y ocho meses, mientras que la recuperación de los arrecifes coralinos puede no darse. Los huracanes son perturbaciones naturales que dañan el paisaje dependiendo de su intensidad, pero aunados a eventos de perturbación antropogénica debidas a las escasas regulaciones en las actividades recreativas, turismo o de explotación pueden ser una amenaza potencial, que acelera y modifica los patrones de cambio en los hábitats contribuyendo a su deterioro y a la disminución de especies importantes como las formadoras de coral. Comparando la presencia de los hábitats encontrados en el año 2017 con estudios de años anteriores se observa una tendencia a la homogenización del paisaje bentónico dentro del PNAC con la existencia de un menor número de hábitats y con tamaños en los parches más grandes y homogéneos (Rioja-Nieto et al., 2018; Cruz-Vázquez et al., 2019). El cambio en el paisaje hacia la homogenización da pie a que lo hábitats

dominados por especies generalistas desplazan a las especies especialistas, como es el caso de las especies del género *Porites* y *Agaricia* (Hughes, 1994; Álvarez-Filip et al., 2013).

11.3 Fragmentación, compactación, conectividad y beta-diversidad del paisaje bentónico arrecifal.

El hábitat 7 de cobertura media de macroalgas y media de arena presenta el valor más alto de fragmentación de acuerdo al número de polígonos. Además, la forma de sus parches es muy irregular y por tanto vulnerable según el efecto de borde, y es la tercera clase con mayor cobertura. Este elevado número de polígonos y forma podría estar indicando que los sustratos con presencia media de macroalgas y media de arena podrían cambiar a alguno de sus hábitats vecino, es decir, definirse a la clase de cobertura de arena o a la clase dominado por macroalgas. Y por tanto indica un incremento progresivo a hábitats con dominancia de macroalgas. El hábitat 2 de cobertura alta de pastos marinos presenta el valor más bajo de fragmentación de acuerdo al número de polígonos, tiene el valor más bajo de área de cobertura, y presenta los valores más altos de compactación, es decir sus parches son pequeños pero muy compactos y por tanto seguramente más resistentes al efecto de borde (Turner et al., 2001). Cabe decir que a pesar de que el hábitat 2 y el hábitat 5 de arrecife coralino posee los valores más bajos de fragmentación en relación a su menor área dentro del PNAC, los efectos de la fragmentación en estos sustratos deberían estudiarse con más detalle. La fragmentación por la influencia antropogénica como lo menciona Oliver et al., (2011), se presenta comúnmente en zonas donde se presenta mayor desarrollo costero y en donde las actividades turísticas poco reguladas son negativas sobre la condición de los hábitats, acelerando su disminución. A pesar de que los efectos de la fragmentación en los hábitats marinos no se han estudiado completamente, la fragmentación, definida como el proceso mediante el cual se subdivide un área en parches más pequeños y aislados, presenta afectaciones en el comportamiento, flujo energético y la diversidad de organismos (Turner et al., 2001; Cowen et al., 2006; Boström et al., 2011). La fragmentación no debe medirse simplemente por el número de parches sino incluir la información que brinda su forma (compactación) y el grado de aislamiento (conectividad)

entre hábitats similares, ya que aportan información relevante y cuantitativa sobre la composición y la configuración de los paisajes, así como de sus procesos ecológicos desde una perspectiva espacial y temporal (McGarigal y Marks, 1995; Turner et al., 2001; McGarigal et al., 2009).

Los valores más altos de compactación calculados con base en la relación área y perímetro se encontraron en los parches de los hábitats 1 y 2 (dominado por pasto marino, cobertura alta de pasto marino y baja de macroalgas, baja de arena) y en el hábitat 5 (arrecife coralino) hábitats que a pesar de no cubrir una extensa área, la forma los vuelve menos susceptibles al efecto de borde y por tanto al parecer poseen mejor resistencia a las perturbaciones naturales y antropogénicas (Bogaert et al., 2000; Folke et al., 2004; Forman 2006; McGarigal et al., 2009). Los hábitats con los valores más bajos de compactación fueron el hábitat 4 (dominado por arena) y el hábitat 6 (cobertura de alta a dominante de macroalgas y media de arena). Estos hábitats coinciden además en que son los más abundantes dentro del PNAC, sus parches de formas irregulares y alargadas que los vuelven hábitats más vulnerables a las presiones ejercidas en el área (Turner, 2001).

Los valores de conectividad entre los hábitats similares dentro del PNAC resultaron ser elevados para gran parte del área de estudio y entre todos los hábitats, con excepción del hábitat 5 (arrecife coralino) que muestra valores de conectividad relativamente más bajos. Los valores altos de conectividad son explicados debido a que los hábitats con las mayores coberturas (hábitat 4 y 6), son los mismos que tienen más polígonos y por tanto serán los que se encontrarán menos separados entre sí. Es decir, tendrán una buena conectividad entre ellos. Esto se observa principalmente dentro del polígono de baja intensidad y de acceso restringido en la zona de estudio. Cruz-Vázquez et al., (2019), reportan una alta conectividad en los hábitats dominados por macroalga. La capacidad de las poblaciones de especies para relacionarse entre sí depende de sus posibilidades de movimiento, dispersión y flujo entre los hábitats similares circundantes. La interconexión puede favorecer la resiliencia, mientras que una baja capacidad de dispersión limita el flujo e interacción entre

los individuos, este contraste entre dos hábitats diferentes funciona como barrera para algunos organismos (Roberts, 1997; Cowen et al., 2006; McGarigal et al., 2009; Grober-Dunsmore et al., 2009). Falta discutir más esta idea, justamente a la escala que estás trabajando cuánta capacidad de dispersión se presenta para los corales. ¿es realmente que si están más aislado entre parches?

La distribución de los valores de beta-diversidad calculados variaron entre 0.025- 4.65 para el año 2017 utilizando una ventana de 0.25 km² (83 x 83 píxeles), considerada una ventana adecuada para este tipo de análisis (Rioja-Nieto y Sheppard, 2008; Rioja-Nieto et al., 2013). Los valores más altos de beta-diversidad están en el rango de 3.46 y 4.65, y corresponden a los píxeles de los hábitats 1 y 5 predominantemente. Además, la mayoría de estos valores se encuentran dentro de la zona de uso baja intensidad de acuerdo a la zonificación del área protegida. De manera general y en comparación con lo reportado por Cruz-Vázquez et al., 2019 se observó una alta beta diversidad muy bien localizada para el año 2017. Por ejemplo, en la zona del arrecife punta sur donde se conoce es un arrecife de alta importancia estructural dado que posee coral duro del género *Acropora* fue resaltada por el cálculo de la beta diversidad (Pretch et al., 2002; Millet-Encalada et al., 2007). De acuerdo a Gratwicke y Speight (2005) hábitats estructuralmente complejos aseguran un gran número de nichos y recursos que incrementan la biodiversidad, por tanto, la biodiversidad está ligada completamente al tipo de hábitat en cuestión. Además, Noss desde 1990 señala que se necesita tomar en cuenta los gradientes ambientales que explican mucho del proceso natural en los ambientes marinos. Valores altos de beta-diversidad representan un alto valor ecológico y considera indirectamente la variedad de procesos naturales que ocurren en distintos tipos de hábitat y que mantienen la diversidad (Harborne, et al., 2006; Rioja-Nieto y Sheppard, 2008).

11.4 Análisis de cambio y uso.

El análisis de cambio realizado en este trabajo tomo como imagen más antigua en el tiempo, una imagen multiespectral del área de estudio del año 2004 (imagen histórica). Esta imagen

es previa a los efectos de dos de los huracanes categoría cinco que impactaron considerablemente la región en el 2005 Wilma y Emily. Así mismo, esta imagen procede de la plataforma satelital IKONOS con una resolución fina de 3 metros por pixel. Al hacer un análisis de cambio, es muy importante utilizar imágenes con las mismas características, es decir misma resolución espacial, espectral, radiométrica y de ser posible idealmente de la misma plataforma (Guo y Manson, 2009). Sin embargo, esto pocas veces se puede llevar a cabo ya que es difícil obtener imágenes con las condiciones ambientales más favorables para el estudio, encontrar disponibilidad de imágenes para las fechas requeridas y con variaciones en costos. La imagen del año 2017 (reciente) y la imagen histórica fueron pre-procesadas de manera individual y cuidadosa con corrección atmosférica, re-sampling (al igualar la resolución espacial de ambas imágenes) y un co-registro. Cabe mencionar que el uso de dos plataformas satelitales diferentes fue debido también al apagón programado que existió del satélite Ikonos a partir del 2016.

La premisa básica en los análisis de cambio en imágenes satelitales supone que los objetos de interés cambiarán a través del tiempo y obtendrán cambios en los valores de reflectancia o en sus números digitales, que después de ser separados del efecto de las condiciones atmosféricas, la iluminación y efecto de la columna de agua, sirvan para explicar algún acontecimiento (Lu et al. 2004). El uso del análisis de cambio espectral mediante DeltaCue (ERDAS, 2015) tiene ventajas como ser un proceso iterativo, el uso de algoritmos estandarizados de diferenciación, usar los valores digitales o de reflectancia dentro de los píxeles y por cada una de las bandas, además de la herramienta que tiene para establecer los umbrales para encontrar los cambios significativos ($p < 0.05$) con base en la magnitud del cambio (ERDAS, 2015). Así una vez que se han establecido los umbrales, el ráster que genera el Software contiene los cambios significativos tanto de pérdida o ganancia (Pouncey et al., 2015). El cambio negativo entendido como alta pérdida de sustrato observado en la imagen reciente del 2017 en comparación con la imagen histórica (2004), parece encontrarse de manera puntal sobre los parches de alta y mediana cobertura de pastos marinos, y sobre

los parches de arrecife de coral, que muy probablemente fueron sustituidos por arena y macroalgas (Álvarez-Filip et al., 2009; Rioja-Nieto et al., 2012).

El cambio positivo entendido como ganancia de sustrato, observado en la imagen reciente del año 2017 en comparación con la imagen histórica (2004), se observó principalmente en las zonas donde en el año 2004 habian parches de arena al cambiar a sustratos con cobertura de media a alta de macroalgas, lo que se explica también con el incremento en las altas coberturas de este sustrato para la zona de estudio (Álvarez del Castillo-Cárdenas et al. 2008; Rioja-Nieto et al., 2012; Rioja et al., 2018). El algoritmo también tiene la capacidad de identificar las zonas donde no existieron cambios significativos entre ambas fechas, lo cual es considerado como un buen atributo en trabajos de conservación, es decir, en los parches en el 2004 que eran pequeños y compactos dominados por sustrato de pasto, los parches compactos dominados por macroalgas y algunos de los grandes parches de arena se mantuvieron a través del tiempo. Los hábitats encontrados en los sitios sin cambio podrían ser considerados hábitats o sitios naturalmente resilientes al cambio, entendiendo a la resiliencia como: la capacidad de un sistema para responder a una crisis o perturbación amortiguando y resistiendo sin perder su estructura, funciones y procesos de retroalimentación característicos (Folke et al., 2004). El análisis de cambio es clave para monitorear la dinámica del paisaje en zonas de gran extensión, permitiendo identificar los estresores o modificadores de este cambio (Fahring, 2003; Linke et al., 2009).

El turismo en la isla Cozumel es la principal fuente de ingresos, específicamente el turismo por buceo y snorkel en Cozumel es una de las actividades más desarrolladas en la isla. Esta actividad brinda enormes ganancias económicas y para mantenerlas es necesario conservar los sistemas arrecifales. La CONANP en el proyecto de servicios ecosistémicos menciona que el 12% de los turísticas dejarían de visitar Cozumel si la degradación continua (CONANP-GIZ, 2017). Se ha estimado un número promedio de buzos de 818 por día para el 2012 (Mota y Frausto, 2014) que ha ido incrementado cada año. Actualmente se tiene información de más de 1000 buzos por día dentro del parque realizando en promedio dos inmersiones (Rioja-Nieto et al., 2018). La isla Cozumel seguirá expandiendo sus alcances turísticos en el

futuro, sobre todo los vinculados al desarrollo de más muelles para cruceros, ya que esta actividad atrae a turistas de todo el mundo, las cifras oficiales de visitantes a la isla alcanzan los 5 y 8 millones durante todo el año (CONANP-GIZ, 2017).

Es importante tomar en cuenta, además de la zonificación, la capacidad de carga turística (CCT) y el límite de cambio aceptable (LCA) como los índices más efectivos para la distribución y número de los visitantes dentro del PNAC. Estimaciones previas han sugerido como capacidad de carga entre snorkel y buceo a 1,500 visitantes al día ocupado la cantidad de pulseras registradas por la CONANP en el año 2008 (Segrado-Pavón et al., 2008). Reyes-Bonilla et al., (2009) calculan la capacidad de carga en 1702 buzos máximos por día dentro del PNAC, además mencionan qué si la distribución de los buzos fuera homogénea por arrecifes, el número máximo de buzos por sitio sería igual a 85.1 por día. El monitoreo riguroso del número de visitantes dentro del parque es fundamental si se quiere disminuir los efectos de la presión por esta actividad. La presión que ejerce el crecimiento turístico sobre los arrecifes es alta, ya que no solo son las actividades de buceo las que causan impacto sobre el arrecife sino además las embarcaciones, la creación de muelles, regulaciones poco supervisadas de las actividades acuáticas que provocan estrés y perturbaciones acelerando los procesos de fragmentación al ecosistema. Todo esto anudado a la disminución del presupuesto y personal destinado al manejo y administración de las áreas naturales hace muy difícil la administración del área protegida y cumplir con las metas de conservación (Rioja-Nieto y Álvarez-Filip, 2019).

El mapa construido con la información geográfica y de las encuestas logró definir las ubicaciones y extensiones de los sistemas arrecifales, agrupar con base en el número de visitas a estos. Entre las limitaciones de la construcción del mapa de uso, fue definir espacialmente los grupos desde la línea de costa lo que minimiza o maximiza la importancia de los sustratos adyacentes según sea al grupo al que estén asignados los arrecifes. La información extraída de entrevistas al 10% de los prestadores de servicios de buceo SCUBA desde el muelle de Palancar sugiere un sesgo al señalar a los arrecifes Palancar como los

arrecifes más visitados, ya que son los más cercanos a la zona de entrevistas. Cuando se manejan temas de conservación es indispensable tomar en cuenta toda la información al alcance, por lo que las encuestas resultaron ser de gran utilidad señalando los arrecifes más visitados (Olsson y Folke 2001; Gerhardinger et al. 2009).

11.5 Elección de los sitios prioritarios.

El efecto positivo que tiene un área natural protegida sobre la riqueza de especies, el potencial reproductivo de la población, biomasa y protección a los elementos de la biodiversidad que resguarda, entre otros, ha sido ampliamente documentado (ej. Bruner et al., 2001; Halpern y Warner, 2002; Roberts et al., 2003; Edgar et al., 2014; Mellin et al., 2016). Inclusive dentro del PNAC se ha observado que el área protegida tiene un efecto positivo en la disminución de cambio con respecto al área adyacente sin protección (Rioja-Nieto y Sheppard, 2008; Cruz-Vázquez et al., 2019), sin embargo aun así y como bien lo mencionan Depondt y Green, (2006) las ANPs están lejos de cumplir con sus metas de conservación, ya que para asegurar el mantenimiento de la biodiversidad a largo plazo, es necesario conservar los procesos ecosistémicos que mantienen la estructura y función del ecosistema que genera dicha diversidad (Rodrigues et al., 2004; Reyers et al., 2010). En muchas de las ANPs se siguen observando estresores y modificadores de origen natural y antropogénico, como los efectos provocados por la transformación del paisaje marino-terrestre y el cambio climático que destacan la necesidad de una rápida y precisa evaluación, ya que además de establecer más áreas protegidas se debe evaluar el cumplimiento de las existentes (Fernandes et al., 2005).

El enfoque de la planificación sistemática para la conservación permite establecer donde, cuando y como se asignan los recursos para minimizar la pérdida de la biodiversidad y de los servicios ecosistémicos (Margules y Pressey, 2000; Gaston et al., 2002; Margules et al., 2002; Rodrigues et al., 2004b; Kukkala y Moilanen, 2012; Malcolm et al., 2012). Muchos de estos trabajos mencionan que la selección de áreas de conservación es un ejercicio espacial, basado en su mayoría en la selección de los subrogados de biodiversidad que pueden ser

las especies o ensamblados de especies, y no en los procesos naturales en sí mismos. Bajo este enfoque gran parte de los estudios de priorización sistemática se llevan a cabo con programas computacionales creado con este fin, por ejemplo, Marxan y Zonation (Moilanen, 2009; Ball y Possingham, 2000). Son poco los trabajos que toman como unidad de estudio a los hábitats del paisaje analizada en Sistemas de Información Geográfica, pero la unión de estos hace posible cubrir algunos de los vacíos de información y obtener información cuantitativa adecuada de los hábitats para una toma de decisión informada (Bello-Pineda et al., 2005; Pressey y Bottrill, 2009; Boström et al., 2011; Huffard et al., 2012; Hidayah et al., 2016; Asaad et al., 2018). La aplicación del análisis multicriterio utilizando la superposición ponderada permitió utilizar toda la información recopilada y generar un análisis único y final que contiene toda la información de acuerdo a las características evaluadas (Groves et al. 2000; Reyers et al., 2002; Sarkar et al., 2004). Otra ventaja de utilizar métodos sistemáticos es poder enfocar los limitados recursos que se destinan actualmente a las ANPs del Caribe en aquellas áreas que por sus características son fundamentales para el mantenimiento y persistencia de la biodiversidad (Rioja-Nieto y Álvarez-Filip, 2019).

Las capas construidas en este proyecto para realizar el análisis multicriterio fueron reclasificadas y ponderadas de acuerdo a su importancia ecológica, siendo la capa más importante con un valor de ponderación del 30%, la capa temática del hábitat bentónico arrecifal, ya que brinda información acerca del tipo de hábitat al que pertenecen cada uno de los parches, cuantos pertenecen al tipo de hábitat en cuestión y donde están distribuidos. Lo que permite evaluar a cada uno de los hábitats con base en las funciones e importancia que tiene en el paisaje bentónico (Clark, 1996). Ya que como Persson et al., (2012) mencionan los hábitats con estructuras complejas generan relaciones ecológicas importantes para los organismos y el bentos. Dentro de esta capa el hábitat considerado como el más importante fue el hábitat 5 de arrecife de coral por ser un hábitat con características que brindan una gran heterogeneidad y diversidad de especies adyacentes, ya que funciona como un hábitat de refugio, alimentación, sitio de reproducción para varias especies de interés comercial y de importancia biológica como lo son las especies de coral

duro constructoras de arrecife como el género *Acropora* (Álvarez-Filip et al., 2013). El segundo hábitat considerado más importante fue el hábitat 1 dominado por pastos marinos ya que son hábitats con una alta productividad, sirven como zonas de refugio y reproducción de varias especies, y brindan estabilidad al sustrato (Harborne et al., 2006; Boström, et al., 2006; Hughes, et al., 2009). El hábitat considerado como poco importante dentro de esta capa fue el hábitat 4 dominado por arena, ya que no posee características tan importantes como el resto de hábitats.

Las capas con una ponderación del 20% de importancia para este trabajo fueron las capas de cambio e intensidad de uso. Con la capa de cambio se obtuvo información muy importante de las zonas con resiliencia natural que a través del tiempo y considerando los eventos en ese rango de tiempo, han mantenido o quizás incluso recuperado. Con la capa de intensidad de uso se logró observar puntualmente sobre cuales arrecifes la presión antropogénica es mayor. Específicamente dentro de la capa de cambio, las características más importantes fueron las zonas donde no hubiera existido cambio en el tiempo, debido a que se consideran como áreas más resilientes en el tiempo (Folke et al., 2004; Knudby et al., 2013). La característica considerada la menos adecuada para la capa de cambio es que exista alta pérdida de sustrato y por lo tanto áreas menos susceptibles (aunque no se conocen las razones), de mantener sus características a lo largo del tiempo. En cuanto a la capa de uso los arrecifes que fueran más visitados por el turista buceador obtuvieron el valor más alto de importancia, esto con el fin de identificar los sitios que son más sometidos a presiones y que necesitan ser supervisado con mayor énfasis en su protección.

Se consideró mantener una ponderación igual (10%) para cada una de las capas de las métricas del paisaje ya que estas señalan las características de los parches por hábitat. Los valores más importantes de cada capa fueron los que corresponden a aquellos que indican características adecuadas (ej. alta compactación, alta conectividad y alta beta-diversidad). A valores más altos de compactación menor será el efecto de borde y por lo tanto mayor resistencia tendrán esos parches a las perturbaciones (Bogaert, et al., 2000). La conectividad proporciona información de la distancia a la que se encuentran los hábitats del mismo tipo, esta información es relevante para observar cómo se encuentra la capacidad de dispersión

de muchas de las especies y el grado en que se encuentren interconectados (Roberts et al., 2002). La beta diversidad nos brindó información acerca de la complejidad que existe entre los hábitats del mapa temático que determinan los procesos naturales que controlan la diversidad (Harborne et al., 2006).

La selección de los sitios prioritarios de conservación se realizó sobre la capa ráster resultante del análisis multicriterio, usando como criterios aquellas zonas que reúnen en conjunto las características consideradas como más importantes de las seis capas. Se identificaron cinco zonas en donde los esfuerzos de manejo y conservación realizados por personal del PNAC deberían de ser enfocados. Dos de estos sitios se encuentran dentro del polígono decretado por el plan de manejo denominado de acceso restringido, otra más siendo la más extensa al sureste del PNAC que se ubica dentro del polígono denominado como de uso de baja intensidad, y dos más frente al poblado de Cozumel en el polígono de alta intensidad. Se propone que las áreas prioritarias identificadas en este trabajo sean consideradas áreas no take con el fin de ayudar a la persistencia de la biodiversidad contenida por el ANP. Esto se propone considerando el éxito que se ha observado para este tipo de áreas dentro de las ANPs (ej. Fernandes et al., 2005; Aburto-Oropeza et al., 2011; Edgar et al., 2014; Alonso-Aller et al., 2017). Las áreas con sitios no take ofrecen gran protección para los recursos y ecosistemas que resguardan incrementando los tamaños de la población y la biomasa, incrementa la herbívora que mantiene en equilibrio la abundancia de macroalgas y facilita la regulación de las poblaciones de coral (Sala et al. 2002; Fernandes et al., 2005; Aburto-Oropeza et al., 2011).

Dentro del PNAC la zonificación se creó en conjunto con el plan de manejo en 1998, y carece de una subzonificación estricta (Segrado-Pavón et al., 2010). La LGEEPA en su artículo 3, fracción XXXVII, considera que la zonificación es “el instrumento técnico de planeación que puede ser utilizado en el establecimiento de las áreas naturales protegidas, que permite ordenar su territorio en función del grado de conservación y representatividad de sus ecosistemas, la vocación natural del terreno, de su uso actual y potencial, de conformidad con los objetivos dispuestos en la misma declaratoria.” Además, en el artículo 47 Bis de la

LGEEPA se hace referencia de la importancia de las distintas zonas de protección; las de protección y de uso restringido en sus zonas núcleo; y subzonas de uso tradicional, uso público y de recuperación en las zonas de amortiguamiento que deberían establecerse en los programas de manejo desde su planeación. Las zonas “núcleo” de las ANP, son aquellas donde si bien es posible que a largo plazo el impacto causado por el hombre sea reparado por la naturaleza, el valor biológico del sitio es tan elevado que no debe sufrir ninguna afectación. Establecer zonas núcleo o las denominadas áreas no take dentro del PNAC permitiría a las administraciones tener un mejor control al prohibir las actividades que pongan en peligro la persistencia de los recursos, lastimosamente existe pocos ejemplos donde los sitios no take son exitosos (ej. Aburto-Oropeza et al., 2011), debido a que es un esfuerzo en conjunto. La conservación debe ser un proceso inclusivo y, por tanto, se necesita informar y escuchar al sector social, político y económico dentro del contexto cultural de la región. De acuerdo a Edgar et al., 2014 es posible reconocer cinco cualidades que debe poseer un área natural protegida para que sea eficiente cumpliendo así con su meta de conservación, las cuales son que contenga áreas no take, sea un área con normas de regulación bien delimitadas, que sea un área con establecimiento mayor a 10 años, sea un área extensa, y sea un área con cierto grado de aislamiento, (NEOLI por sus siglas en inglés). Aunado a la propuesta de establecer las áreas prioritarias identificadas en este proyecto como sitios no take dentro del PNAC, se propone también que de no ser una solución viable a corto plazo se considere comenzar a manejar la entrada de los turistas buzos al parque mediante un sistema de citas, respetando la capacidad de carga del PNAC de 1702 buzos máximos por día (Reyes-Bonilla et al., 2009).

12. CONCLUSIONES

El uso de las herramientas de percepción remota acoplada a SIG enriquece la metodología para la identificación de manera sistemática, efectiva, estandarizada y con relativamente bajo costo, de las áreas más importantes de conservación. Esto enriquece la toma de decisiones y mejora la efectividad de la protección de los recursos dentro de las ANP. El mapa temático construido obtuvo presiones generales y Kappa (84%, 0.795) considerados adecuados.

El análisis espacial con métricas del paisaje brinda información importante de las interacciones y estructura de los hábitats, permitiendo monitorear el cambio a través del tiempo. Se logró observar que el paisaje bentónico somero dentro del PNAC tiende a una homogenización de sus hábitats. Se observan un número menor de hábitats en comparación con mapas temáticos previamente obtenidos en él área, valores predominantes de cobertura en los sustratos como macroalgas y arenales que además poseen parches con mayor área. Los valores más altos de beta diversidad se localizan dentro de la zona denominada de acceso de baja intensidad, y muy puntalmente en algunas zonas dentro del polígono de acceso restringido.

El cambio observado bajo la metodología de cambio espectral, proporciona resultados satisfactorios señalando de manera precisa aquellas zonas dentro del PNAC que han perdido sustrato o en su efecto ganado sustrato perteneciente a algunas de las siete clases a través de 13 años (2004-2017). Las zonas muy específicas donde el cambio en pérdida de sustrato es alto fue específicamente en la zona de uso intensivo. Las actividades de buceo provocan más susceptibilidad al sistema arrecifal sobre todo dentro de la zona de baja intensidad.

Este proyecto propone una metodología robusta para identificar los sitios prioritarios de conservación ya que considera la ecología, estructura, cambio en el tiempo y susceptibilidad a la perturbación antropogénica. Mediante un análisis de superposición ponderada considerado un análisis multicriterio se seleccionaron cinco áreas con las características más importantes para resguardar la persistencia de la biodiversidad contenida dentro del PNAC.

El fin de seleccionar los sitios prioritarios de conservación ayuda a las instituciones tomadoras de decisiones hacer la gestión y monitoreo de manera informada protegiendo los procesos ecológicos que mantienen la biodiversidad y la interconectividad entre hábitats.

RECOMENDACIONES

Se propone una actualización en el plan de manejo que enfatice los esfuerzos en las cinco zonas seleccionadas como prioritarias eligiendo dos de ellas como sitios no take.

13. BIBLIOGRAFÍA

- Aburto-Oropeza, O., Erisman, B., Galland, G.R., Mascareñas-Osorio, I., Sala, E., & Ezcurra, E., 2011. Large recovery of fish biomass in a No-Take Marine Reserve. *PLOSone*. 6(8): e23601. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0023601>.
- AGRRA.2017. Atlantic and Gulf Rapid Reef Assessment. CORAL REEF MONITORING. <http://www.agrra.org/coral-reef-monitoring/>
- Airbusdefence and Space: geo-intelligence-satellite imagery 2017, <http://www.intelligence-airbusds.com> visitado el 23 de agosto 2017.
- Albrecht J., 2007. Key concepts & techniques in GIS. SAGE Publications Inc. Thousand Oaks, California, pp.101., ver en http://academicworks.cuny.edu/hc_pubs/10.
- Almada-Villela, P., M. Mcfield, P. Kramer, P. Richards & E. Arias Gonzalez (2002). Status of Coral Reefs of Mesoamérica-México, Belize. In Status of Coral Reefs of the World. C. R. Wilkinson. Australia, Australian Institute of Marine Science: 303-324.
- Álvarez del Castillo-Cárdenas, P. A., Reyes-Bonilla, H., Álvarez-Filip, L., Millet Encalada, M., & Escobosa-González, L. E. 2008. Cozumel Island, México: A Disturbance history. Proceedings of the 11th International Coral Reef Symposium, Ft. Lauderdale, Florida, 7-11 July 2008, 8(18), 701-705.
- Álvarez-Filip, L., Millet-Encalada, M., & Reyes-Bonilla, H. (2009). Impact of hurricanes Emily and Wilma on the coral community of Cozumel Island, Mexico. *Bulletin of Marine Science*, 84(3), 295-306.
- Álvarez-Filip, L., Carricart-Ganivet, J., Horta-Puga, G., Iglesias-Prieto, Roberto. 2013. Shifts in coral-assemblage composition do not ensure persistence of reef functionality. *Sci. Rep.* 3, 3486; DOI:10.1038/srep03486.
- Andréfouët, S., Robinson, J. A., Hu, C., Feldman, G.C., Salvat, B., Payri, C. & Muller-Karger, F. 2003a. Influence of the spatial resolution of SeaWiFS, Landsat 7, SPOT and International Space Station data on landscape parameters of Pacific Ocean atolls. *Can J Remote Sens* 29:210-218.
- Andréfouët, S., Kramer, P., Torres-Pulliza, D., Joyce, K.E., Hochberg, E.J., Garza-Perez, R., Mumby, P.J., Riegl, B., Yamano, H., White, W.H., Zubia, M., Brock, J.C, Phinn, S.R., Naseer, A., Hatcher, B.G., Muller-Karger, F.E. 2003b. Multi-sites evaluation of IKONOS data for classification of tropical coral reef environments. *Remote Sens Environ* 88:128-143.
- Andréfouët, S., & Riegl, B. 2004. Remote sensing: a key tool for interdisciplinary assessment of coral reef processes. *Coral Reefs* 23: 1-4.
- Andréfouët, S., Hochberg, E.J., Chevillon, C., Muller-Karger, F.E., Brock, J.C., & Hu, C. 2005. Multi-scale remote sensing of coral reefs. p. 297-315. In Miller, R.L., Del Castillo, C, E., y McKee (eds.). *Remote sensing of coastal aquatic environments*. Springer. Netherlands.
- Andréfouët, S., Muller-Karger, F.E., Robinson, J.A., 2006. Global assessment of modern coral reef extent and diversity for regional science and management applications: a view from space. Proceedings of the 10th International Coral Reef Symposium; 28 Jun-2 Jul 2004; Okinawa, Japan. Okinawa, Japan: Japanese Coral Reef Society.
- Arias-Gonzalez J., Done T., Page C., Cheal A., Kininmonth S. & Garza-Pérez J., 2006. Towards a reefscape ecology: relating biomass and trophic structure of fish assemblages to habitat at Davies Reef, Australia, *Mar Marine Ecology Progress Series* 320, pp. 29-41.
- Aronson, R.B., Swanson, D.W., 1997. Video surveys of coral reefs: uni- and multi-variate applications. In: Proceedings of the 8th International Coral Reef Symposium, vol. 2, pp. 1923e1926.
- Aronson, R.B. & Precht, W.F. Conservation, precaution, and Caribbean reefs. *Coral Reefs*. 2006; 25 (3): 441-50.

- Asaad, I., Lundquist, C. J., Erdmann, M. V., Costello, M. J. 2018. Delineating priority areas for marine biodiversity conservation in the Coral Triangle. *Biological Conservation*, 222 (6): 198-211. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.03.037>.
- Ball, I.R. y H.P. Possingham. 2000. MARXAN (V1.8.2): Marine Reserve Design Using Spatially Explicit Annealing, a Manual. The University of Queensland, Brisbane.
- Ball, I.R., Possingham, H.P., & Watts, M., 2009. Marxan and relatives: software for spatial conservation prioritization. Chapter 14. In: Moilanen, A., Wilson, K.A., & Possingham, H.P. (Eds.), *Spatial Conservation Prioritization: Quantitative Methods and Computational Tools*. Oxford University Press, Oxford, UK, pp. 185-195.
- Barlett D., 1991. Seascape Ecology: The Landscape Ecology of the Coastal Zone. *Ekologia* 10(1): 43-53.
- Basterra, I., 2011. Teledetección-Imágenes satelitales-procesamiento digital de imágenes. Catedra de Fotointerpretación, visitado el 23 de agosto 2017. <http://ing.unne.edu.ar/dep/goeciencias/fotointer/pub/teoria2011/parte02/tdi.pdf>
- Bello-Pineda, J., Liceaga-Correa, M. A., Hernández-Núñez, H., & Ponce-Hernández, R., 2005. Using aerial video to train the supervised classification of Landsat TM imagery for coral reef habitats mapping: *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 105, no. 1-3, pp. 145-164.
- Benfield, S., Guzman, H., Mair, J. & Young, A., 2007. Mapping the distribution of coral reefs and associated sublittoral habitats in Pacific Panama: a comparison of optical satellite sensors and classification methodologies. *International Journal of remote sensing*, 28 (22), pp. 5047-5070.
- Bogaert, J., Rousseau, R., Van Hecke, P., Impens, I., 2000. Alternative area-perimeter ratios for measurement of 2D shape compactness of habitats. *Appl. Math. Comput.* 111, 71-85.
- Bold, H. C. & M. J. Wynne. 1985. *Introduction to the Algae. Structure and Reproduction*. Prentice-Hall, Inc. Englewood Cliffs. 720 p.
- Bostrom, C., Jackson, E.L., & Simenstad, C.A., 2006. Seagrass landscapes and their effects on associated fauna: a review. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 68, 383-403.
- Bostrom, C., Pittman, S., Simenstad, C., Kneib, R., 2011. Seascape ecology of coastal biogenic habitats: advances, gaps, and challenges. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 427,191-217.
- Bruner, A.G., Gullison R.E., Rice R.E., & Fonseca G.A.B., 2001. Effectiveness of Parks in Protecting Biodiversity. *Science* 291(5501): pp. 125-128.
- Burke, L., K. Reytar, M. Spalding & A. Perry. 2011. Reefs at risk revisited. World Resources Institute. Washington, D.C. pp 130.
- Bruno, J. F., Sweatman, H., Precht, W. F., Selig, E. R. & Schutte, V. G. W. 2009 Assessing evidence of phase shifts from coral to macroalgal dominance on coral reefs. *Ecology* 90, 1478-1484
- Ceballos, G., Ehrlich, P. R., Soberón, Salazar, J. & Fay, J. P. 2005. Global mammal conservation: what must we manage? *Science* 309: p. 603-607.
- Center, A. R., 2012. Superposición ponderada (Spatial Analyst). Volume 2012.
- Chape, S., Harrison, J., Spalding, M. & Lysenko, I. 2005. Measuring the extent and effectiveness of protected areas as an indicator for meeting global biodiversity targets. *Phil. Trans. R. Soc. B* 360, 443-455.
- Chávez Jr, P. S., 1996. Image-based atmospheric corrections - Revisited and improved: *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 62(9), pp. 1025-1036.
- Chuvieco E. 2002. Teledetección ambiental: la observación de la Tierra desde el Espacio. Ariel, S.A. España, Barcelona. pp.604.
- Cincotta, R. P., Wisnewski, J. & Engelman, R. 2000. Human population in the biodiversity hotspots. *Nature*, 404, pp. 990-992.
- Clark, J.R. 1996. *Coastal zone handbook*. CRC Press/Lewis Pub, Boca Rato, FL (USA), pp. 720.

- Cogan, C. B., Todd, B. J., Lawton, P. & Noji, T. T. 2009. The role of marine habitat mapping in ecosystem-based management. *ICES Journal of Marine Science*, 66: pp. 2033–2042.
- CONABIO, CONANP, TNC y PRONATURA. 2007. Análisis de vacíos y omisiones en conservación de la biodiversidad marina de México: océanos, costas e islas. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad–Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas–The Nature Conservancy, Programa México–Pronatura, A.C., México 2007.
- CONABIO 2015. Áreas protegidas, evolución y concepto CONABIO, Biodiversidad Mexicana.<http://www.biodiversidad.gob.mx/region/areasprot/areasprot.html>, revisado el 29 agosto 2017.
- CONANP. Ficha técnica para la evaluación de los sitios prioritarios para la conservación de los ambientes costeros y oceánicos de México: Isla Cozumel. http://www.conabio.gob.mx/gap/Isla_Cozumel.pdf revisado el 12 de septiembre de 2017.
- CONANP-GIZ. 2017. Valoración de los Servicios Ecosistémicos del Parque Nacional Arrecifes de Cozumel y Área de Protección de Flora y Fauna Isla Cozumel. Ciudad de México. Proyecto de Valoración de Servicios Ecosistémicos de Áreas Naturales Protegidas Federales de México: una herramienta innovadora para el financiamiento de biodiversidad y cambio climático (EcoValor MX).
- CONANP. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, 2018. “Áreas protegidas decretadas”, México. www.conanp.gob.mx revisado el 29 diciembre 2018.
- Congalton, R. G., & Green, K. 2009. Thematic Accuracy. *Assessing the Accuracy of Remotely Sensed Data: Principles and Practices*, (5), 63–83.
- Contreras-Silva A. 2012. Clasificación de fondos béticos en arrecifes de coral mediante imágenes satelitales, Banco Chinchorro, México. Centro de investigación en geografía y geomática. México.
- Cowen, R.K., Paris, C.B., Srinivasan, A., 2006. Scaling of connectivity in marine populations. *Science* 311:522-7.
- Cruz-Vázquez, C., Rioja-Nieto, R., Enríquez, C., 2019. Spatial and temporal effects of management on the reef seascape of a marine protected area in the Mexican Caribbean. *Ocean and Coastal Management*. 169:50-57.
- Dahdouh-Guebas, F., 2002. The use of remote sensing and GIS in the sustainable management of tropical coastal ecosystems. *Environment, Development and Sustainability* (4) pp. 93-112.
- Dreckmann, K. M., Sentíes, A. 2013. Los arribazones de algas marinas en el caribe mexicano: evento biológico natural o basura en las playas. *CONABIO. Biodiversitas*, 107:7-11
- DeMers, M.N. 2003. *Fundamentals of Geographic Information Systems*. Second Edition. John Wiley and Sons, Inc. New York, NY, USA. 636 pp.
- Depondt F. & Green E. 2006. Diving user fees and the financial sustainability of marine protected areas: opportunities and impediments. *Ocean & Coastal Management*; 49. pp. 188-202.
- Díaz, S., Tilman, D., Fargione, J., Chapin, F.S., R. 2005. Biodiversity regulation of ecosystem services, In Hassan, R., Scholes, R. y N. Ash (eds.). *Ecosystems and hu-human well-being: Current state and trends*, Vol. 1. Findings of the Condition and Trends Working Group of the Millennium Ecosystem Assessment. Island Press, Washington, D.C., pp. 297329.
- DOF (Diario Oficial de la Federación) 19 de Julio de 1996. Decreto por el que se declara área natural protegida, con el carácter de Parque Marino Nacional, la zona conocida como Arrecifes de Cozumel, ubicada frente a las costas del Municipio de Cozumel, Estado de Quintana Roo, con una superficie total de 11,987-87-50 hectáreas.
- DOF (DIARIO OFICIAL DE LA FEDERACIÓN), 2017. Última reforma Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección del Ambiente (D.O.F. 28 01-1988). México, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.

- Edgar, G.J., Stuart-Smith, R.D., Willis, T.J., Kininmonth, S., Baker, S.C., Banks, S., Barrett, N.S., Becerro, M.A., Bernard, A.T.F., Berkhout, J., Buxton, C.D., Campbell, S.J., Cooper, A.T., Davey, M., Edgar, S.C., Försterra, G., Galván, D.E., Irigoyen, A.J., Kushner, D.J., Moura, R., Parnell, P.E., Shears, N.T., Soler, G., Strain, E.M.A., Thomson, R.J., 2014. Global conservation outcomes depend on marine protected areas with five key features. *Nature* 506, 216–220.
- ERDAS 2008. IMAGINE DeltaCue, User's Guide. USA. Retrieved from <http://web.pdx.edu/nauna/DeltaCue.pdf> revisado el 12 de octubre de 2018.
- ERDAS Inc., 2016. ERDAS IMAGE Manual Getting Started. ERDAS, Inc. United States of America. pp 842. <https://www.hexagongeospatial.com/resources/resource-library/documentation>
- ESRI, 2017. In: ESRI (Ed.), ArcMap Help Manual, 16 ed. pp. 10.
- Faith, D. P., Minchin, P. R., & Belbin, L. 1987. Compositional dissimilarity as a robust measure of ecological distance. *Vegetation* 69, 57–68.
- Fenner, D. P. 1988. Some leeward reefs and corals of Cozumel, Mexico. *Bulletin of Marine Science* 42(1): pp 133-144.
- Fernandes, L., DayLewis, J., Slegers, A., Kerrigan, S., Breen, B., Cameron, D., Jago, D., Hall, B., Lowe, J., Innes, D., Tanzer, J., Chadwick, J., Thompson, V., Gorman, L., Simmons, K., Barnett, M., Sampson, B., De'ath, K., Stapleton, G., K., 2005. Establishing Representative No-Take Areas in the Great Barrier Reef: Large-Scale Implementation of Theory on Marine Protected Areas. *Conservation Biology*. 19 (6), 1733 - 1744.
- Folke, C., Carpenter, S., Walker, B., Scheffer, M., Elmqvist, T., Gunderson, L., Holling, C.S., 2004. Regime shifts, resilience, and biodiversity in ecosystem management. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 35, 557-581.
- Forman, T.T., 1995. Land mosaics: The Ecology of Landscapes and Regions. Cambridge University Press Cambridge. pp. 656.
- Forman R.T., & Gordon M., 1986. *Landscape Ecology*. John Wiley & Sons Inc. New York, pp 619.
- Fotheringham, A. S., & J. P. Wilson. 2008. *Geographic Information Science: An Introduction*. In the Handbook of Geographic Information Science, 1-7: Blackwell Publishing Ltd. pp.652.
- García, E. 1973. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen (para la república mexicana). *Inst. Geog. Univ. Nal. Aut. Mex.* pp 246.
- Gardner, T.A., Cote, I.M., Gill, J.A., Grant, A., Watkinson, A.R., 2005. Hurricanes and Caribbean coral reefs: impacts, recovery patterns, and role in long-term decline. *Ecology* 86:174–184
- Garza-Pérez, J. R., Lehmann, A., & Arias-González, J. E., 2004. Spatial prediction of coral reef habitats: Integrating ecology with spatial modeling and remote sensing: *Marine Ecology Progress Series*, v. 269, pp. 141-152.
- Garza-Pérez, J.R. 2010. Evaluación de comunidades bentónicas arrecifales PIESACOM, UMDI-Sisal, Facultad de Ciencias, UNAM. 25p.
- Gaston, K.J., Pressey R.L., & Margules C.R., 2002. Persistence and vulnerability, retaining biodiversity in the landscape and in the protected areas. *Journal of Biosciences* 27: pp 361-384.
- Gerhardinger, L.C., Godoy, E.A.S. & Jones, P.J.S., 2009. Local ecological knowledge and the management of marine protected areas in Brazil. *Ocean and Coastal Management*, 52(3–4), pp.154–165.
- Gomasca, M. A., 2009, *Basics of geomatics*, Dordrecht, London, Springer. pp 656.
- Gratwicke, B., Speight, M., 2005. The relationship between fish species richness, abundance and habitat complexity in a range of shallow tropical marine habitats. *J. Fish. Biol.* 66, 650-667.
- Green, E.P., Mumby, P.J., Edwards, A.J. & Clark, C.D., 2000. *Remote Sensing Handbook for Tropical Coastal Management*. Ed: Edwards, A.J. Coastal Management Sourcebooks 3. UNESCO, Paris. pp 316.

- Grober-Dunsmore, R., Pittman, S.J., Caldwell, C., Kendall, M.S., Fraser, T.K., 2009. A landscape ecology approach for the study of ecological connectivity across tropical marine seascapes. In: Nagelkerken, I. (Ed.), *Ecological Connectivity Among Coral Reef Ecosystems*. Springer, New York, NY, pp. 493-529.
- Groves C, Valutis L, Vosick D, Neely B, Wheaton K, Touval J, Runnels B. 2000. *Designing a Geography of Hope: A Practitioner's Handbook for Ecoregional Conservation Planning*. Arlington (VA): The Nature Conservancy. (20 January 2002; www.conservonline.org)
- Guo, L. J., & Mason, P. J. 2009. *Essential Image Processing and GIS for Remote Sensing*. John Wiley & Sons Ltd. USA. pp 460.
- Halpern, B. S., & Warner, R. R. 2002. Marine reserves have rapid and lasting effects. *Ecology Letters*, 5, 361–366.
- Halpern, B. S., & Warner, R. R. (2003). Matching marine reserve design to reserve objectives. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences*, 270(1527), 1871–1878.
- Harborne, A. R., Mumby, P. J., Micheli, F., Perry, C. T., Dahlgren, C. P., Holmes, K. E., & Brumbaugh, D. R. 2006. The Functional Value of Caribbean Coral Reef, Seagrass and Mangrove Habitats to Ecosystem Processes, Volume 50, p. 57-189.
- Harborne, A.R., Mumby, P.J., Zychaluk, K., Hedley, J.D., Blackwell, P.G., 2006. Modelling the beta diversity of coral reefs. *Ecology* 87, 2871–2881.
- Heck, K.L., Hays, G., orth, R.J., 2003. Critical evaluation of the nursery role hypothesis for
- Hedley, J. D., Harborne, A. R., & Mumby, P. J. 2005. Technical note: Simple and robust removal of sun glint for mapping shallow-water benthos. *International Journal of Remote Sensing*, 26(10), 2107–2112.
- Hidayah, Z., Rosyid, D.M. & Armono, H.D. 2016. Planning for sustainable small island management: case study of Gili Timur Island East Java Province Indonesia. *Procedia Social and Behavioral Sciences*. 227, 785-790.
- Hill, J., and Wilkinson, C. 2004. *Methods for Ecological Monitoring of Coral Reefs. A resource for managers*. Townsville, Australia, Australian Institute of Marine Science and the Global Coral Reef Monitoring Network: pp. 118.
- Hochberg, E. J., Andréfouët, S. & Tyler, M. R. 2003. Sea surface correction of high spatial resolution IKONOS images to improve bottom mapping in near-shore environments. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 41(7),1724–1729.
- Holden, H. & LeDrew, E., 1998, Hyperspectral identification of coral reef features. *International Journal of Remote Sensing*, 20(13), p. 2545-2563.
- HRI (Healthy Reefs for Healthy People). 2015 *Mesoamerican Reef: An Evaluation of Ecosystem Health*, Report Card. 2015.
- Hughes, T. P. 1994. Catastrophes, phase shifts, and large-scale degradation of a Caribbean coral reef. *Science* 265, 1547–1551.
- Hughes, Terence., Kerry, James., Alvarez-Noriega, M., Álvarez-Romero, Jorge., Anderson, Kristen., Baird, Andrew., Babcock, R., Beger, Maria., Bellwood, David., Berkelmans, Ray., Bridge, Tom., Butler, Ian., Byrne, Maria., Cantin, Neal., Comeau, Steeve., Connolly, Sean., Cumming, Graeme., Dalton, Steven., Diaz-Pulido, Guillermo & Wilson, Shaun. 2017. *Global warming and recurrent mass bleaching of corals*. *Nature* 543, 373–377.
- Hughes, Terence., Barnes, Michele., Bellwood, David., Cinner, Joshua., Cumming, Graeme., Jackson, Jeremy., Kleypas, Joan., A. van de Leemput, Ingrid., Lough, Janice., Morrison, Tiffany., R. Palumbi., Stephen, H. van Nes., Egbert & Scheffer, Marten. 2017. *Coral reefs in the Anthropocene*. *Nature*. 546. 82-90.

- Hughes, A.R., Williams, S.L., Duarte, C.M., Heck Jr., K.L., & Waycott, M., 2009. Associations of concern: declining seagrasses and threatened dependent species *Front. Ecol. Environ.* 7, 242-246.
- Hutcheson, K., 1970. A test for comparing diversities based on the Shannon formula.
- Humann, P. & DeLoach, N., 2003. Reef creature identification: Florida, Caribbean, Bahamas, New World Publications, Inc. 2nd edition. 480 p.
- Hunter, M. & Gibbs, J. 2006. *Fundamentals of Conservation Biology*. Third Edition. Blackwell Massachusetts. pp 497.
- INE, 1998 & SEMARNAP. 1998. Programa de Manejo Parque Marino Nacional Arrecifes de Cozumel, Quintana Roo, México. México City, Instituto Nacional de Ecología. pp 164.
- International Union for Conservation of Nature (IUCN) annual report 2016, IUCN 2017, Gland, Switzerland. pp 52.
- Jáuregui, E., Vidal, J. & Cruz, F. 1980. Problemática y Perspectivas de Quintana Roo. Los ciclones y tormentas tropicales en Quintana Roo. UNAM-CIQRO. pp 67.
- Jordán, E. 1988. Arrecifes profundos de Cozumel. *An. Inst. Cienc. Mar y Limnol. Univ. Nal. Autón. México.* 15(2): pp 195-208.
- Kaufman, Y. J. 1989. The atmospheric effect on remote sensing and its corrections. In *Theory and Applications of Optical Remote Sensing*, edited by G. Asrar (New York: John Wiley & Sons), pp. 336-428.
- Kirkpatrick, J. B. 1983. An iterative method for establishing priorities for the selection of nature reserves an example from Tasmania. *Biological Conservation*, 25, pp. 127–134.
- Knudby, A., Jupiter, S., Roelfsema, C., Lyons, M. & Phinn, S. 2013. Mapping Coral Reef Resilience Indicators Using Field and Remotely Sensed Data. *Remote Sensing*, 5(3), 1311–1334.
- Kukkala, Aija. & Moilanen, Atte. 2012. Core concepts of spatial prioritisation in systematic conservation planning. *Biological reviews of the Cambridge Philosophical Society.* 88 (2). 10.1111/brv.12008.
- Kramer, Philip & Richards-Kramer, Patricia. (2002). *Ecoregional Conservation Planning for the Mesoamerican Caribbean Reef (MACR)*. World Wildlife Fund. 140 pp.
- Langhammer, P. F., Bakarr, M. I., Bennun, L. A, Brooks, T.M., Clay, R.P., Darwall, W., De Silva, N., Graham J. E., Eken, G., Fishpool, L. D.C., da Fonseca, Matthew G.A.B., Foster, N., Knox D.H., Matiku, P., Radford, E. A., Rodrigues, A.S.L., Salaman, P., Sechrest, W., & Tordoff, A.W. 2007. Identification and gap analysis of key biodiversity areas: targets for comprehensive protected area systems. IUCN World Commission on Protected Areas Best Practice Protected Area Guidelines Series No. 15. IUCN, Gland, Switzerland. pp. 134.
- Lara-Lara, J. R., Arenas-Fuentes, V., Bazán-Guzmán, C., Díaz-Castañeda, V., Escobar-Briones, E., García-Abad, De la C. M., Gaxiola-Castro, G., Robles, G., Sosa Ávalos, R., Soto-González, L.A., Tapia-García, M., & Valdez-Holguín J. E. 2008. Los ecosistemas marinos. 135-159 p. En: J. Soberón., G. Halffter., J. Llorente-Bousquets. (Eds.). *Capital natural de México*, vol. I: Conocimiento actual de la biodiversidad. CONABIO, México pp. 621.
- Latifovic, R., Zhi-Liang, Zhu, Cihlar, J., Giri, C. & Olthof, I. 2004. Land cover mapping of North and Central America--Global Land Cover 2000. *Remote Sensing of Environment*, 89: 1, 116-127.
- León-Álvarez, D., Candelaria-Silva, C., Hernández-Almaráz, P. & León-Tejera, H. 2007. Géneros de algas marinas tropicales de México: I. Algas verdes. Ed. Las prensas de Ciencias, Facultad de Ciencias, UNAM. 173 pp. ISBN 970-32-4285-5.
- León-Álvarez, D. & Núñez-Reséndiz, M.L. 2011. Clave interactiva de identificación de géneros de algas marinas tropicales de México: II. Algas pardas. Ed. Las prensas de Ciencias, Facultad de Ciencias, UNAM. Disco compacto. ISBN 978-607-02-2505-5.

- León-Álvarez, D., Rodríguez, Vargas D., López, Gómez N.A., Ponce, Márquez M.E., Fragoso, Tejas D., Candelaria, Silva C., Núñez, Reséndiz M.L. & Cruz Rodríguez A. 2017. Clave interactiva de identificación de géneros de algas marinas tropicales de México: Algas rojas. Ed. Las prensas de Ciencias, acultad de Ciencias, UNAM. CD. ISBN 978-607-02-8664-3.
- Letelier, R.M, and M.R. Abbott, 1996. An analysis of chlorophyll fluorescence algorithms for the moderate resolution imaging spectrometer (MODIS), Remote Sen. Environ.58 (2),215-223, Doi: 10.1016/S0034-4257(96)00073-9.
- Leverington, F., Lemos, C. K., Courrau, J., Pavese, H., Nolte, C., Marr, M., Coad, L., Burgess, N., Bomhard, B., & Hockings, M. 2010. Management effectiveness evaluation in protected areas a global study. 2a ed, The University of Queensland, Australia. pp 101.
- Ley general de Equilibrio Ecológico y de Protección al Ambiente (LGEEPA), 1988. (última reforma D.O.F. 24-01-2017). http://www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/pdf/148_240117.pdf visitado el 23 de agosto 2017.
- Lillesand, Thomas M., Kiefer, Ralph W. & Chipman, J. W. 2008. Remote sensing and image interpretation. 6th edition. John Wiley & Sons Inc. USA, pp 768.
- Linke, J., McDermid, G. J., Laskin, D. N., McLane, A. J., Pape, A., Cranston, J., Franklin, S. E. (2009). A Disturbance-Inventory Framework for Flexible and Reliable Landscape Monitoring. Photogrammetric Engineering & Remote Sensing, 75(8), 981-995. <https://doi.org/10.14358/PERS.75.8.981>
- López, E. 1991. Corrección atmosférica en el espectro solar. (Ed) J. Meliá. La teledetección en el seguimiento de los fenómenos naturales. Recursos renovables: Agricultura. Universitat de València. Valencia.
- Lu, D.,2004. Change detection techniques, International Journal o Remote Sensing, 25:12, pp. 2365-2401.
- Lyzenga, D. R. 1978. Passive remote sensing techniques for mapping water depth and bottom features. Applied Optics, 17(3), 379.
- Lyzenga, D. R.1981. Remote sensing of bottom reflectance and water attenuation parameters in shallow water using aircraft and Landsat data (Bahamas): International Journal of Remote Sensing, v. 2, no. 1, p. 71-82.
- Malcolm, H.A., Foulsham, E., Pressey, R.L., Jordan, A., Davies P.L., Ingleton, T., Johnstone N., Hessey, S & Smith S.D. 2012. Selecting zones in a marine park: Early systematic planning improves cost-efficiency; combining habitat and biotic data improves effectiveness. Ocean & Coastal Management, Australia 59: pp 1-12.
- Mancebo, S., Ortega, E., Fernández, L., Valentín, a. 2009. Libro SIG aprendiendo a manejar los SIG en la gestión ambiental. Madrid, España. pp. 150.
- Margules C.R. & Pressey R. L. Systematic conservation planning. Nature 2000; 405: pp. 243-253.
- Margules C. R., Pressey R. L., & Williams P.H. 2002. Representing biodiversity: data and procedures for identifying priority areas for conservation; J. Biosci. (Suppl. 2) 27: pp 309-326.
- Martínez-Rendis, A., Acosta-González, G., Hernández-Stefanoni, L.J., Arias-González, J.E., 2015. Quantifying the reefscape transformation of a coastal Caribbean coral reef during a phase shift and the associated coastal landscape change. Mar. Ecol. 37, 697-710.
- McGarigal, K. & Marks, B. 1995. FRAGSTATS: Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. Gen. Tech. Report PNW-GTR-351, USDA Forest service, Pacific northwest Research station. Portland OR.
- McGarigal, K., Cushman, S.A., Neel, M.C. & Ene, E. 2002. FRAGSTATS: Spatial pattern analysis program for Categorical Maps. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst, available at the following web site: <http://www.umass.edu/landeco/reseacr/fragstas/fragstas.html>.

- McGarigal, K., Tagil, S., & Cushman, S. 2009. Surface metrics: An alternative to patch metrics for the quantification of landscape structure. *Landscape Ecology*, 24(3), 433–450.
- Mellin, Camille., Macneil, Aaron., Cheal, J., Alistair., Emslie, Michael., Caley, Julian. 2016. Marine protected areas increase resilience among coral reef communities. *Ecology Letters*. 19(6), 10.1111/ele.12598.
- Millet-Encalada, M., Álvarez-Filip, L., Reyes-Bonilla, H., 2007. Estructura comunitaria de los corales escleractinios en el Parque Nacional Arrecifes de Cozumel. In Mejía-Ortíz LM (ed) *Biodiversidad acuática de la Isla de Cozumel*. Plaza y Valdés, México, 327-347 pp.
- Moilanen, A., 2012. Planning impact avoidance and biodiversity offsetting using software for spatial conservation prioritization. *Wildlife Research*.40(2): pp. 153-162.
- Moilanen, A., Kujala, H., & Leathwick, J.R., 2009. The zonation framework and software for conservation prioritization. In: Moilanen, A., Wilson, K., & Possingham, H.P. (Eds.), *Spatial Conservation Prioritization: Quantitative Methods & Computational Tools*. Oxford University Press, pp. 196-210.
- Mora, C. 2008. A clear human footprint in the coral reefs of the Caribbean. *Proc. R. Soc. B*. 275: 767–773.
- Morera, C., Pintó, J., & Romero, M. 2007. Paisaje, procesos de fragmentación y redes ecológicas: aproximación conceptual. In: Morera, C., Chassot, O. (Eds.), *Corredores Biológicos. Acercamiento conceptual y experiencias en América Centro Científico Tropical* (pp. 11–47). San José, Costa Rica
- Mota, I. Frausto, O. 2014. The Use of Scuba Diving Tourism for Marine Protected Area Management. *International Journal of Social, Management, Economics and Business Engineering*. 8. 3159-3164.
- Mumby, P.J., Green, E.P., Edwards, A.J., & Clark, C.D., 1997. Coral reef habitat-mapping: how much detail can remote sensing provide? *Marine Biology* 130: pp 193–202.
- Mumby, P.J., Green, E.P., Clark, C.D., & Edwards, A.J., 1998. Digital analysis of multispectral airborne imagery of coral reefs. *Coral Reefs* 17: pp 59-69.
- Mumby, P. J. & Harborne, A. R. 1999. Development of a systematic classification scheme of marine habitats to facilitate regional management and mapping of Caribbean coral reefs. *Biological Conservation*, 88: pp 155-163.
- Mumby, P.J., 2001. Beta and habitat diversity in marine systems: a new approach to measurement, scaling and interpretation. *Oecologia* 128: pp 274–280.
- Mumby, P. J., & Edwards, A. J., 2002, Mapping marine environments with IKONOS imagery: Enhanced spatial resolution can deliver greater thematic accuracy: *Remote Sensing of Environment* 82: pp 248-257.
- Mumby P.J., Foster., N.L., Gynn, Fahy EA., 2005. Patch dynamics of coral reef macroalgae under chronic and acute disturbance. *Coral Reefs* 24: 681–692.
- Newman, C., E. LeDrew and A. Lim., 2006, Mapping of coral reef for management of marine protected areas in developing nations using remote sensing, In Richardson, L. y LeDrew, E., 2006, *Remote sensing of aquatic coastal ecosystem processes*. Ed. Springer, p. 251-278.
- Noss, R.F., 1990. Indicators for monitoring biodiversity: A hierarchical approach. *Conservation Biology* 4: 355–364.
- Oliver, L. M., Lehrter, J.C., Fisher, W.S. 2011 Relating landscape development intensity to coral reef condition in the water-sheds of St. Croix, US Virgin Islands. *Mar Ecol Prog Ser*427:293–302
- Olsson, P. & Folke, C., 2001. Local ecological knowledge and institutional dynamics for ecosystem management: A study of Lake Racken watershed, Sweden. *Ecosystems*, 4(2), pp.85–104.
- ONU. 2017. United Nations, Department of Economic and Social Affairs, Population Division *World Population Prospects: The 2017 Revision, Key Findings and Advance Tables*. Working Paper No. ESA/P/WP/248.

- Palafox-Juarez, E. B. & Liceaga-Correa M. A., 2016. Spatial diversity of a coastal seascape: Characterization, analysis and application for conservation. *Ocean and Coastal Management* (136) 185-195
- Pech, D. & P.L. Ardisson. 2010. Diversidad en el Bentos marino-costero. pp 144-146. En: Durán R. y M. Méndez (Eds). *Biodiversidad y Desarrollo Humano en Yucatán*. CICY, PPD-FMAM, CONABIO, SEDUMA. 496 p.
- Pérez-Montiel, H. 2004. *Física General*. Edit. Publicaciones Cultural. 5ª. Reimpresión, México. Pág. 583.
- Pouncey, R., Swanson, K., & Hart, K. (2015). *ERDAS Field Guide* (No. Fifth Edition). Imagine. Atlanta, Georgia: ERDAS, Help
- Pretch, W.F., Bruckner, W. A., Aronson, B. R., Bruckner, J. R., 2002. Endangered acropoid corals of the Caribbean. *Coral Reefs* 21:41-42
- Primack, R. 2010. *Essentials of Conservation Biology*. 5th Edition. Sinauer Associates. Sunderland, MA. pp 585.
- Realreefs: ID Reef Benthos. 2017. Coastal and Marine Spatial Research Program PIESACOM, UMDI-Sisal, F. Ciencias, UNAM. clave PE100910. http://realreefs.sisal.unam.mx/?page_id=79
- REEFCHECK (2016). ReefCheck Survey Instruction Manual. <http://www.reefcheck.org/methods.htm>
- Rejas, J. 2008. Tratamiento digital previo de las imágenes. Recuperado de http://api.eoi.es/api_v1_dev.php/Fedora/asset/eoi:45518/compo-nente45516.pdf.
- Reyers, B., Fairbanks, D. H. K., Wessels, K. J., & Van Jaarsveld, A. S., 2002. A multicriteria approach to reserve selection: Addressing long-term biodiversity maintenance: *Biodiversity and Conservation*, v. 11, no. 5, pp. 769-793.
- Reyers, B., D.J. Roux, R.M. Cowling, A.E. Ginsburg. J.L. Nel & P. O'Farrell. 2010. Conservation planning as a transdisciplinary process. *Conservation Biology* 24: pp 957-965.
- Reyes- Bonilla, H., Cupul-Magaña. A. L., Alvarez del Castillo, P. A., Luna-Salguero, B. M. 2009. Estudio para establecer la capacidad de carga turística y límites de cambio aceptable para las actividades recreativas del parque nacional arrecifal de Cozumel. Informe técnico. UABCS
- Richardson, L. & LeDrew, E., 2006. Remote sensing of aquatic coastal ecosystem processes. Ed. Springer, Netherlands, pp 324.
- Rioja-Nieto, R. & Sheppard, C. 2008. Effects of management strategies on the landscape ecology of a Marine Protected Area. *Ocean & Coastal Management* 51: pp 397-404.
- Rioja-Nieto, R., Chiappa-Carrara, X., & Sheppard, C., 2012. Effects of hurricanes on the stability of reef-associated landscapes: Efectos de los huracanes sobre la estabilidad de paisajes asociados con arrecifes coralinos, v. 38, no. 1, pp. 47-55.
- Rioja-Nieto, R. Barrera Falcón, E. Hinojosa-Arango, G. & Riosmena-Rodríguez, R. 2013. Benthic habitat β -diversity modeling and landscape metrics for the selection of priority conservation areas using a systematic approach: Magdalena Bay, Mexico as a case study. *Ocean & Coastal Management*, 82: pp 95-103.
- Rioja-Nieto, R., Garza-Pérez, J.R., Álvarez-Filip, L., Mariño-Tapia, I., & Enriquez, C., 2018. The Mexican Caribbean: from Xcalak to Holbox. In: Sheppard, C. (Ed.), *World Seas: An Environmental Evaluation-Europe, the Americas and West Africa*, 2e ed. Elsevier, Cambridge, pp. 637-653.
- Roberts, C.M. 1997. Connectivity and management of Caribbean coral reefs. *Science*;278(5342):1454-7.
- Roberts, C.M., McClean, C.J., Veron, J.E.N., Hawkins, J.P., Allen, G.R., McAllister, D.E., Mittermeier, C.G., Schueler, F.W., Spalding, M., Wells, F., Vynne, C. & Werner, T.B. 2002. Marine biodiversity hotspots and conservation priorities for tropical reefs. *Science*, 295: pp 1280-128.

- Rodrigues, A. S. L., Andelman, S. J., Bakarr, M. I., Boitani, L., Brooks, T.M., Cowling, R.M., Fishpool, L.D., Da Fonseca, G.A., Gaston, K.J., Hoffmann, M., Long, J.S., Marquet, P.A., Pilgrim, J.D., Pressey, R.L., Schipper, J., Sechrest, W., Stuart, S.N., Underhill, L.G., Waller, R.W., Watts, M.E., & Yan, X. 2004a. Effectiveness of the global protected area network in representing species diversity. *Nature*, 428: pp. 640–643.
- Rodrigues, A. S. L., Akçakaya, H. R., Andelman, S. J., Bakarr, M. I., Boitani, L., Brooks, T.M., Chanson, J. S., Fishpool, L. D., C. Da Fonseca, G.A., Gaston, K.J., Hoffmann M., Marquet, P.A., Pilgrim, J. D., Pressey, R. L., Schipper, J., Sechrest, W., Stuart, S.N., Underhill, L.G., Waller, R.W., Watts, M.E., & Yan, X. 2004b. Global gap analysis – priority regions for expanding the global protected area network. *BioScience*, 54: pp 1092–1100.
- Roff, G., Doropoulos, C., Zupan, M., Rogers, A., Steneck, R. S., Golbuu, Y., & Mumby, P. J. (2015). Phase shift facilitation following cyclone disturbance on coral reefs. *Oecologia*, 178(4), 1193–1203. <https://doi.org/10.1007/s00442-0153282-x>
- Sala E., Aburto-Oropeza O., Paredes G., Parra I., Barrera J.C. & Dayton P.K., 2002. A general model for designing networks of marine reserves. *Science* 298: pp 1991-1993.
- Sarkar, S., Moffett, A., Sierra, R., Fuller, T., Cameron, S., Garson, J., 2004. Incorporating multiple criteria into the design of conservation area networks. *Endangered Species Update* 21, 100–107
- Sarkar, S., Pressey, Robert., Faith, Daniel P., Margules, C. R., Fuller, Trevon., Stoms, David M., Moffett, Alexander, Wilson, Kerrie A., Williams, Kristen., Williams, Paul H., & Andelman, Sandy. 2006. *Biodiversity Conservation Planning Tools: Present Status and Challenges for the Future*. *Annu. Rev. Environ. Resourc.* 31:123-159.
- SATELLITE IMAGING CORPORATION SPOT-7 Satellite Sensor, www.satimagingcorp.com/satellite-sensors/spot-7, revisión del 29 de agosto de 2017.
- Schowengerdt, R. A. 2007. CHAPTER 9 Thematic Classification. *Science Direct*, Third edit, 387–456. In *Remote Sensing: Models and Methods for Image Processing*, Academic Press. Third edit. USA. pp 559.
- Schowengerdt, R. A., 2007, *Remote Sensing: Models and Methods for Image Processing*, Academic Press. Third edit. USA. pp 559.
- Segrado, R., Palafox, A. y Arroyo, L. (2008) Medición de la capacidad de carga turística de Cozumel. *El Periplo Sustentable*, 13
- Segrado-Pavón, R. G., Arroyo-Arcos, L., Amador-Soriano, K. 2010. La zonificación y su aplicación en las Áreas Naturales Protegidas de uso Turístico de Quintana Roo. *El Periplo Sustentable*. núm. 19, pp. 69-91
- SEMARNAT. 2006. Situación Ambiental de la Zona Costera y Marina, en particular Humedales Costeros y Manglares. *Gestión 2000-2006*. Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- Spitzer, D., & Dirks, R. W. J. 1987. Bottom influence on the reflectance of the sea: *International Journal of Remote Sensing*, v. 8, no. 3, p. 279-290.
- Steneck RS. 2006. Staying connected in a turbulent world. *Science* 311: 480–481.
- Teh, L.C.L., Teh, L.S.L. & Pitcher, T.J. 2012. A tool for site prioritization of marine protected areas under data poor conditions. *Marine Policy* 36, 1290e1300.
- Téllez-Valdés, Oswaldo, Edgar, Fco. Cabrera., Edelmira, Linares. & Robert, Bye. 1989. *Las plantas de Cozumel. Guía botánico-turística de la isla de Cozumel, Quintana Roo*. Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Turner, M., Gardner, R., & O'Neill, R., 2001. *Landscape Ecology in Theory and Praxis, Pattern and Processes*. Springer, New York. pp 482.
- Turner, W., Spector, S., Gardiner, N., Fladeland, M., Sterling, E., & Steininger, M. 2004. Remote sensing for biodiversity science and conservation. *Trends in Ecology and Evolution* v.18 no.6, pp 306-314.

- Vergara, M. A. 2011. Zonas y Procesos Costeros. Instituto Politécnico Nacional. p 362.
- Wang, L., Silván-Cárdenas, J. L. & Sousa, W. P. 2008. Neural network classification of mangrove species from multi-seasonal IKONOS imagery. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 74 (7):921-927.
- Wilkinson, C. 2008. Status of coral reefs of the world: 2008. Global Coral Reef Monitoring Network and Reef and Rainforest Research Centre, Townsville, Australia, 296 p.
- Xiao, J., Shen, Y., Ge, J., Tateishi, R., Tang, C., Liang, Y., & Huang, Z., 2006. Evaluating urban expansion and use change in Shijiazhuang, China, by using GIS and remote sensing. *Landscape and Urban Planning* 75: pp 69-80.
- Yang, X., 2009. Remote Sensing and Geospatial Technologies for Coastal Ecosystem Assessment and Management, in Springer, ed., *Remote Sensing, Geospatial Technologies and Coastal Ecosystems*: Tallahassee FL, p. 561.
- Zhang M., Carder K. & Muller-Karger Z. 1999. Noise reduction and atmospheric correction for coastal applications of Landsat thematic mapper imagery. *Remote Sensing. Environment*. 70, pp. 167180.

14. ANEXO 1

A continuación, se presenta el formato de las preguntas efectuadas durante las encuestas realizadas previamente por el equipo de trabajo. Cuyo análisis sirvió en la realización de la capa de uso intensivo de este proyecto.

1. Nombre (deje en blanco si prefiere):
2. ¿Cuántos años tiene buceando en Cozumel?
3. ¿Cuáles son en orden de importancia los 5 sitios de buceo que **más visita**?
Sitio 1:
Sitio 2:
Sitio 3:
Sitio 4:
Sitio 5:
4. Para cada uno de los sitios mencionados en la pregunta 3, por favor conteste:

Cobertura de coral vivo (**marque una opción para cada sitio**).

- | | |
|---------|--|
| Sitio 1 | Muy Alta / alta / moderada / baja / muy baja |
| Sitio 2 | Muy Alta / alta / moderada / baja / muy baja |
| Sitio 3 | Muy Alta / alta / moderada / baja / muy baja |
| Sitio 4 | Muy Alta / alta / moderada / baja / muy baja |
| Sitio 5 | Muy Alta / alta / moderada / baja / muy baja |

Variedad de especies de coral (**marque una opción para cada sitio**).

- | | |
|---------|--|
| Sitio 1 | Muy Alta / alta / moderada / baja / muy baja |
| Sitio 2 | Muy Alta / alta / moderada / baja / muy baja |
| Sitio 3 | Muy Alta / alta / moderada / baja / muy baja |
| Sitio 4 | Muy Alta / alta / moderada / baja / muy baja |
| Sitio 5 | Muy Alta / alta / moderada / baja / muy baja |

Presencia de algas (**marque una opción para cada sitio**).

- | | |
|---------|--|
| Sitio 1 | Muy Alta / alta / moderada / baja / muy baja |
| Sitio 2 | Muy Alta / alta / moderada / baja / muy baja |
| Sitio 3 | Muy Alta / alta / moderada / baja / muy baja |
| Sitio 4 | Muy Alta / alta / moderada / baja / muy baja |
| Sitio 5 | Muy Alta / alta / moderada / baja / muy baja |

Abundancia de peces (**marque una opción para cada sitio**).

- | | |
|---------|--|
| Sitio 1 | Muy Alta / alta / moderada / baja / muy baja |
| Sitio 2 | Muy Alta / alta / moderada / baja / muy baja |
| Sitio 3 | Muy Alta / alta / moderada / baja / muy baja |
| Sitio 4 | Muy Alta / alta / moderada / baja / muy baja |
| Sitio 5 | Muy Alta / alta / moderada / baja / muy baja |

Variedad de especies de peces (**marque una opción para cada sitio**).

- | | |
|---------|--|
| Sitio 1 | Muy Alta / alta / moderada / baja / muy baja |
| Sitio 2 | Muy Alta / alta / moderada / baja / muy baja |

Sitio 3 Muy Alta / alta / moderada / baja / muy baja
Sitio 4 Muy Alta / alta / moderada / baja / muy baja
Sitio 5 Muy Alta / alta / moderada / baja / muy baja

Presencia de buzos (**marque una opción para cada sitio**).

Sitio 1 Muy Alta / alta / moderada / baja / muy baja
Sitio 2 Muy Alta / alta / moderada / baja / muy baja
Sitio 3 Muy Alta / alta / moderada / baja / muy baja
Sitio 4 Muy Alta / alta / moderada / baja / muy baja
Sitio 5 Muy Alta / alta / moderada / baja / muy baja

Presencia de blanqueamiento en los corales (**marque una opción para cada sitio**).

Sitio 1 Muy Alta / alta / moderada / baja / muy baja
Sitio 2 Muy Alta / alta / moderada / baja / muy baja
Sitio 3 Muy Alta / alta / moderada / baja / muy baja
Sitio 4 Muy Alta / alta / moderada / baja / muy baja
Sitio 5 Muy Alta / alta / moderada / baja / muy baja

Presencia de enfermedades en los corales (**marque una opción para cada sitio**).

Sitio 1 Muy Alta / alta / moderada / baja / muy baja
Sitio 2 Muy Alta / alta / moderada / baja / muy baja
Sitio 3 Muy Alta / alta / moderada / baja / muy baja
Sitio 4 Muy Alta / alta / moderada / baja / muy baja
Sitio 5 Muy Alta / alta / moderada / baja / muy baja

5. De acuerdo a su experiencia, califique de manera general la condición de los arrecifes enlistados en la pregunta 3 (**marque una opción para cada sitio**).

Sitio 1 muy buena / buena / moderada / mala / muy mala
Sitio 2 muy buena / buena / moderada / mala / muy mala
Sitio 3 muy buena / buena / moderada / mala / muy mala
Sitio 4 muy buena / buena / moderada / mala / muy mala
Sitio 5 muy buena / buena / moderada / mala / muy mala

6. ¿Cuáles son en orden de importancia los 5 sitios de buceo que **más le gusta** visitar?

Sitio 1:
Sitio 2:
Sitio 3:
Sitio 4:
Sitio 5:

7. Para cada uno de los sitios enlistados en la pregunta No. 6 y **no incluidos** en la pregunta No. 3, por favor conteste:

Cobertura de coral vivo (**marque una opción para cada sitio**).

Sitio 1 Muy Alta / alta / moderada / baja / muy baja
Sitio 2 Muy Alta / alta / moderada / baja / muy baja
Sitio 3 Muy Alta / alta / moderada / baja / muy baja
Sitio 4 Muy Alta / alta / moderada / baja / muy baja
Sitio 5 Muy Alta / alta / moderada / baja / muy baja

Variedad de especies de coral (**marque una opción para cada sitio**).

Sitio 1 Muy Alta / alta / moderada / baja / muy baja
Sitio 2 Muy Alta / alta / moderada / baja / muy baja
Sitio 3 Muy Alta / alta / moderada / baja / muy baja
Sitio 4 Muy Alta / alta / moderada / baja / muy baja
Sitio 5 Muy Alta / alta / moderada / baja / muy baja

Presencia de algas (**marque una opción para cada sitio**).

Sitio 1 Muy Alta / alta / moderada / baja / muy baja
Sitio 2 Muy Alta / alta / moderada / baja / muy baja
Sitio 3 Muy Alta / alta / moderada / baja / muy baja
Sitio 4 Muy Alta / alta / moderada / baja / muy baja
Sitio 5 Muy Alta / alta / moderada / baja / muy baja

Abundancia de peces (**marque una opción para cada sitio**).

Sitio 1 Muy Alta / alta / moderada / baja / muy baja
Sitio 2 Muy Alta / alta / moderada / baja / muy baja
Sitio 3 Muy Alta / alta / moderada / baja / muy baja
Sitio 4 Muy Alta / alta / moderada / baja / muy baja
Sitio 5 Muy Alta / alta / moderada / baja / muy baja

Variedad de especies de peces (**marque una opción para cada sitio**).

Sitio 1 Muy Alta / alta / moderada / baja / muy baja
Sitio 2 Muy Alta / alta / moderada / baja / muy baja
Sitio 3 Muy Alta / alta / moderada / baja / muy baja
Sitio 4 Muy Alta / alta / moderada / baja / muy baja
Sitio 5 Muy Alta / alta / moderada / baja / muy baja

Presencia de buzos (**marque una opción para cada sitio**).

Sitio 1 Muy Alta / alta / moderada / baja / muy baja
Sitio 2 Muy Alta / alta / moderada / baja / muy baja
Sitio 3 Muy Alta / alta / moderada / baja / muy baja
Sitio 4 Muy Alta / alta / moderada / baja / muy baja
Sitio 5 Muy Alta / alta / moderada / baja / muy baja

Presencia de blanqueamiento en los corales (**marque una opción para cada sitio**).

Sitio 1 Muy Alta / alta / moderada / baja / muy baja
Sitio 2 Muy Alta / alta / moderada / baja / muy baja
Sitio 3 Muy Alta / alta / moderada / baja / muy baja
Sitio 4 Muy Alta / alta / moderada / baja / muy baja
Sitio 5 Muy Alta / alta / moderada / baja / muy baja

Presencia de enfermedades en los corales (**marque una opción para cada sitio**).

Sitio 1 Muy Alta / alta / moderada / baja / muy baja
Sitio 2 Muy Alta / alta / moderada / baja / muy baja
Sitio 3 Muy Alta / alta / moderada / baja / muy baja
Sitio 4 Muy Alta / alta / moderada / baja / muy baja
Sitio 5 Muy Alta / alta / moderada / baja / muy baja

8. De acuerdo a su experiencia, califique de manera general la condición de los arrecifes enlistados en la pregunta No. 6.

Sitio No. 1	muy buena / buena / moderada / mala / muy mala
Sitio No. 2	muy buena / buena / moderada / mala / muy mala
Sitio No. 3	muy buena / buena / moderada / mala / muy mala
Sitio No. 4	muy buena / buena / moderada / mala / muy mala
Sitio No. 5	muy buena / buena / moderada / mala / muy mala

9. ¿De qué lugar sale su embarcación para iniciar las actividades de buceo del día?

Si tiene algún comentario o sugerencia por favor indique:

Gracias por su participación.