



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO**

**POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS**

**FACULTAD DE CIENCIAS  
MANEJO DE ECOSISTEMAS**

**EFFECTO DE LOS CAMBIOS DE COBERTURA VEGETAL Y DE USO  
DEL SUELO SOBRE LA COBERTURA DE CORAL EN LOS  
ARRECIFES DEL CARIBE MEXICANO**

**TESIS**

**QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:  
MAESTRO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS**

**PRESENTA:**

**BIOL. EDUARDO NAVARRO ESPINOZA**

**TUTOR:**

**DR. LORENZO ALVAREZ FILIP**

INSTITUTO DE CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA  
UNIDAD ACADÉMICA DE SISTEMAS ARRECIFALES, PUERTO MORELOS

**COMITÉ TUTOR:**

**DRA. MELANIE KOLB**

INSTITUTO DE GEOGRAFÍA

**DR. RODOLFO RIOJA NIETO**

UNIDAD MULTIDISCIPLINARIA DE DOCENCIA E INVESTIGACIÓN SISAL,  
FACULTAD DE CIENCIAS

**MÉXICO, CD. MX.**

**FEBRERO, 2020**



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.





**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO**

**POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS**

**FACULTAD DE CIENCIAS**

**MANEJO DE ECOSISTEMAS**

**EFFECTO DE LOS CAMBIOS DE COBERTURA VEGETAL Y DE USO  
DEL SUELO SOBRE LA COBERTURA DE CORAL EN LOS  
ARRECIFES DEL CARIBE MEXICANO**

**TESIS**

**QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:**

**MAESTRO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS**

**PRESENTA:**

**BIOL. EDUARDO NAVARRO ESPINOZA**

**TUTOR:**

**DR. LORENZO ALVAREZ FILIP**

**INSTITUTO DE CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA  
UNIDAD ACADÉMICA DE SISTEMAS ARRECIFALES, PUERTO MORELOS**

**COMITÉ TUTOR:**

**DRA. MELANIE KOLB**

**INSTITUTO DE GEOGRAFÍA**

**DR. RODOLFO RIOJA NIETO**

**UNIDAD MULTIDISCIPLINARIA DE DOCENCIA E INVESTIGACIÓN SISAL,  
FACULTAD DE CIENCIAS**

**MÉXICO, CD. MX.**

**FEBRERO, 2020**

**COORDINACIÓN DEL POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS**

FACULTAD DE CIENCIAS  
DIVISIÓN ACADÉMICA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO

OFICIO FCIE/DAIP/037/2020

ASUNTO: Oficio de Jurado

**M. en C. Ivonne Ramírez Wence**  
Directora General de Administración Escolar, UNAM  
Presente.

Me permito informar a usted que en la reunión ordinaria del Subcomité de Ecología y Manejo Integral de Ecosistemas y Biología Evolutiva y Sistemática del Posgrado en Ciencias Biológicas, celebrada el día **26 de agosto de 2019** se aprobó el siguiente jurado para el examen de grado de **MAESTRO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS** en el campo de conocimiento de **Manejo Integral de Ecosistemas** del estudiante **NAVARRO ESPINOZA EDUARDO** con número de cuenta **517007600** con la tesis titulada "**Efecto de los cambios de cobertura vegetal y de uso del suelo sobre la cobertura de coral en los arrecifes del Caribe Mexicano**", realizada bajo la dirección del **DR. LORENZO ÁLVAREZ FILIP** quedando integrado de la siguiente manera:

Presidente: **DR. JUAN PABLO CARRICART GANIVET**  
Vocal: **DR. ROBERTO BONIFAZ ALFONZO**  
Secretario: **DRA. MELANIE KOLB**  
Suplente: **DR. JOAQUÍN RODRIGO GARZA PÉREZ**  
Suplente: **DR. RODOLFO RIOJA NIETO**

Sin otro particular, me es grato enviarle un cordial saludo.

**Atentamente**

"POR MI RAZA HABLARA EL ESPÍRITU"

Ciudad Universitaria, Cd. Mx., a 13 de enero de 2020

**COORDINADOR DEL PROGRAMA**



**DR. ADOLFO GERARDO NAVARRO SIGÜENZA**

AGNS/MMVA/ASR/mnm

## **Agradecimientos institucionales**

Agradezco al posgrado de Ciencias Biológicas, que me brindo el espacio y los recursos para seguir con mi formación académica. Asimismo a la Universidad Nacional Autónoma de México, por brindarme el privilegio de formar parte de esta gran institución.

Del mismo modo, agradezco al CONACYT, por brindarme la beca (776955), que me permitió la realización de este trabajo. Así como al proyecto CONACYT "Evaluación de la efectividad de las Áreas Marinas Protegidas en los arrecifales del Caribe Mexicano" No. 247104, el cual proporciono los recursos económicos para la toma de datos en campo.

Este trabajo no sería posible sin la valiosa guía y dirección del Dr. Lorenzo Álvarez Filip, gracias por guiarme durante el desarrollo de este proyecto, así como por brindarme los recursos y facilidades para llevar a cabo el proyecto.

A mi comité tutor, que recorrió en su totalidad las etapas de este proyecto y que con sus consejos y comentarios, permitieron llegar a buen término. A la Dra. Melanie Kolb, muchas gracias por todos tus comentarios, enseñanzas y pasión hacia este trabajo. Además, por todo el apoyo que he recibido de tu parte, siempre con el entusiasmo que te caracteriza (Este trabajo es en gran parte tuyo). Al Dr. Rodolfo Rioja Nieto, gracias por tus observaciones tan atinadas, consejos e ideas en cada uno de los tutorales, así como en la revisión final del documento.

## Agradecimientos a título personal

Este trabajo no podría haber sido realizado sin los valiosos aportes de una gran cantidad de personas que en breve serán nombradas:

Al jurado de examen profesional, gracias por leer este documento y las contribuciones hacia el mismo. Al Dr. Joaquín Rodrigo Garza Pérez, por sus grandes contribuciones y comentarios hacia este trabajo. Al Dr. Roberto Bonifaz Alfonzo, por la darme las herramientas metodológicas necesarias para poder realizar este trabajo, así como por los comentarios y observaciones hacia mi trabajo. Al Dr. Juan Pablo Carricart Ganivet, por su gran disposición para con este trabajo y formar parte del mismo.

A mi familia, que con todo su apoyo y amor hicieron este trabajo posible. Gracias, porque a pesar de todos mis errores, siempre han estado ahí conmigo. Porque hicieron tuyas mis victorias y también mis derrotas, por siempre recibirme con los brazos abiertos, son mi mayor fortaleza. A mí padre, que cultivo en mí la curiosidad, la creatividad y el amor por la naturaleza. Gracias papá por ser un ejemplo de fortaleza y dedicación, por haberte sacrificado tantos años trabajando para darnos un hogar, sustento y mucho cariño. A mi madre, que con todo su cariño me incentivo a seguir mis sueños. Gracias Madrecita porque te esfuerzas como nadie para hacernos felices todos los días. A mi hermano, que siempre ha alentado mi carrera. Este trabajo representa un poco de lo mucho que me han dado y enseñado.

Al equipo de BARCOLAB, que más que mis compañeros fueron como mi familia. Gracias a todos por sus comentarios en las juntas semanales y en las juntas pre tutoriales, mucho de sus ideas fueron parte de este trabajo. A la M. en C. Nuria A. Estrada Saldívar, por esos tours para distraerme, por esas conversaciones sin palabras tras el monitor, por esas largas charlas nocturnas que me arrancaron tantas sonrisas, por ser mi pareja de baile y tantos “Yo no sé mañana”, y por si fuera poco por presionarme para terminar este trabajo, pero sobre todo gracias por ser la mejor amiga que se pueda tener. A la M. en C. Esmeralda Pérez Cervantes, gracias por ser la hermana mayor del laboratorio, por siempre estar dispuesta a ayudar con las bases de datos o cualquier consulta, gracias por los dulces y por tus comentarios siempre tan precisos durante las juntas, gracias por la amistad que se llegó a formar raíz de esto. Al Dr. Adam Suchley por todas esas críticas y contribuciones a este trabajo, gracias también por la ayuda en el manejo de la estadística que tanto trabajo me costó y por guiarme hacía el camino correcto en el modelo de relación tierra-mar. Al Biol. Omar Oslet Rivera Garibay, gracias por los comentarios hechos durante las juntas de laboratorio, te agradezco infinitamente por ayudarme a realizar los trámites tan tediosos de la titulación y por todas esas aventuras, risas y sobre todo por tu amistad. A la M. en C. Ana Molina Hernández, que me brindó grandes observaciones tanto a mi trabajo como a mi forma de presentarlo, además de esa amabilidad y la amistad. Al M. en C. Javier González por sus contribuciones al trabajo, observaciones y discusiones académicas y por los breves momentos que logramos coincidir. Al M. en C. Mauricio Clorio, gracias por tantas porras y motivación, además gracias por la ayuda los procesos de SIG y por ser un buen amigo. A Oriane Kroenig, por ayudarme a centrar mis ideas con todas esas charlas que tuvimos y por la gran amistad que formamos. A la Dra. Alba González Posada por sus valiosas

contribuciones para este trabajo, así como por disposición y amabilidad con la siempre me ayudaste.

También agradezco a los integrantes del laboratorio No. 11 los cuales me brindaron su amistad y apoyo: M. en C Francisco Medellín (Paquito), gracias por tu amistad y compañía, por aguantar mis bromas, por las grandes discusiones científicas y no tan científicas que tuvimos. También al M. en C. Israel Ortega, gracias por las observaciones que hiciste al trabajo, por escuchar mis dudas metodológicas que surgían en mis incursiones nocturnas, además por ser un buen amigo. De igual modo a Alexander morales y a la M. en C. Gabriela Gutiérrez por su gran amistad. Asimismo a la comunidad de UASA, que me hicieron sentir como en casa.

Al equipo MadMex, CONABIO encabezados por el Dr. Frank Michael Oliver Schmidt, en especial al Mtro. Julián Equihua, al Mtro. Erick Palacios Moreno, al M. en C. Roberto Carlos Martínez Carrada y al Ing. Amaury Gutiérrez Acosta, los cuales me brindaron los insumos necesarios para realizar el presente trabajo, así como las observaciones necesarias al mismo. A las asociaciones Amigos de Sian Ka'an y Healthy Reefs, por brindar los datos necesarios para realizar el presente proyecto.

A mis amigos M. en C. Ilse Mariana Flores, Biol. Aldo Martínez y Talía Rosas, por apoyarme en los trámites necesarios para el posgrado.



## **Dedicatoria**

A mi familia que con todo su amor y apoyo han hecho posible este trabajo. Mamá Papá y Luigi, este trabajo es gracias a ustedes, los amo.

También a Nuria, que más que una amiga resultó ser una hermana.

# Índice

<b>Resumen</b>	1
<b>Abstract</b>	2
<b>Introducción</b>	3
<i>Los arrecifes coralinos como parte de un sistema costero</i>	4
<i>Efecto de los cambios de cobertura y uso del suelo sobre la dinámica costera</i>	5
<i>Efecto de los nutrientes y sedimentos en los corales</i>	6
<i>Aporte de agentes patógenos</i>	7
<b>Objetivo general</b>	9
<b>Objetivos particulares</b>	9
<b>Antecedentes</b>	10
<b>Área de estudio</b>	13
<b>Métodos</b>	18
<i>Comparando las metodologías de toma de datos en campo</i>	23
<i>Tasas de cambio en cobertura coralina</i>	24
<i>Definición y delimitación de la zona de influencia costera del estado de Quintana Roo</i>	25
<i>Modelando los cambios de cobertura vegetal y de uso del suelo</i>	26
<i>Modelo de relación tierra-mar</i>	29
<i>Índice influencia costera (IIC)</i>	30
<i>Análisis estadístico</i>	32
<b>Resultados</b>	34
<i>Cambio en la cobertura coralina a nivel regional y zonación arrecifal</i>	37
<i>Delimitación de la zona de influencia costera</i>	40
<i>Cambios de cobertura y uso del suelo</i>	42
<b>Discusión</b>	48
<b>Conclusiones</b>	55
<b>Trabajos citados</b>	56
<b>Anexo 1</b>	65
<b>Validación de mapas temáticos MadMex landsat 32 categorías</b>	65
<b>Anexo 2</b>	71
<b>Comunidad coralina del Caribe mexicano</b>	71

## Resumen

Los arrecifes, son considerados unos de los ecosistemas más amenazados, esto debido a múltiples factores como el cambio climático, la acidificación de los mares y el desarrollo costero. Este último se ha visto exacerbado en las últimas décadas, principalmente en regiones turísticas, como el Caribe mexicano. Trayendo como consecuencia la transformación de la cobertura natural del suelo a algún uso del suelo, para satisfacer las demandas de recursos y vivienda. Ocasionando que las condiciones físico-químicas del agua marina cambiaran de tal forma que los corales duros, constructores de los arrecifes, se vean sometidos a un gran estrés fisiológico, causando así la disminución en la cobertura de coral. El presente proyecto estudia el efecto de los cambios de cobertura vegetal y de uso del suelo en la zona costera de Quintana Roo, sobre la cobertura coralina de los arrecifes del Caribe mexicano. Para lo cual, se evaluaron los cambios de cobertura y uso del suelo entre los años 1993 al 2010, basado en mapas MadMex LandSat. Además, se estimó el cambio de cobertura coralina entre los años 1993 y 2015 con datos de la Asociación “Amigos de Sian Ka’an”, Iniciativa Arrecifes Saludables y del Laboratorio de Biodiversidad Arrecifal y Conservación. Finalmente se analizó el efecto de los cambios de cobertura vegetal y de uso del suelo como agente de cambio en la cobertura coralina en el arrecife coralino de las costas de Quintana Roo, con un modelo espacial que describe la relación tierra mar. El cual estima el efecto de los cambios en la costa sobre los arrecifes, tomando como base la distancia de los cambios en la costa, así como la magnitud de los mismos. Los resultados obtenidos, muestran que para la zona de influencia costera del estado de Quintana Roo, los cambios de cobertura que involucran la pérdida de selvas para uso urbano o agrícola son los más extensos (100,629.9 Ha), además de la pérdida de manglares (11,126.6 Ha). Asimismo, se encontró que en los últimos 27 años se ha perdido 57.64% de la cobertura coralina del Caribe mexicano. De igual manera la cantidad de sitios con altas coberturas coralinas (>30%) ha disminuido de 17 a solo 4. La relación entre la transformación de ecosistemas terrestres y la cobertura de coral se encontró que la recuperación de cobertura vegetal en la zona de influencia costera puede ser un factor beneficioso en la recuperación de la cobertura coralina aunque con un valor de bajo ( $R^2=0.04$ ).

## **Abstract**

The coral reefs are considered one of the most endangered ecosystems, due to multiple stressors as climate change, ocean acidification and coastal development. The latter has been exacerbated in recent decades, mainly in the touristic regions, such as the Caribbean. This brings consequently the transformation of the natural land cover to some land use, in order to satisfy the demands of resources and housing, causing changes in the physico-chemical conditions of the seawater, creating for the corals an important physiological stress leading to the decrease of the coral cover. In this study, the effect of the changes in the land use on the coral cover in the Mexican Caribbean were evaluated. The study includes data from 1993 to 2010 for the evolution of the land cover and land use, and the data for the changes in the coral cover were taken from the “Amigos de Sian Ka’an” Association, Healthy Reefs Initiative and Biodiversity and Reef Conservation Laboratory, between 1993 and 2015. Finally, the changes in the coral reef cover were analyzed, using a spatial model that describes the land-sea relationship, which estimates the effect of the changes from the coast to the reefs, taking as a basis the distance of the changes of the land cover and land use, as well as the magnitude of this changes. Our results showed that for the zone of coastal influence of Quintana Roo, the changes in land cover and land use that involving the loss of jungles for urban or agricultural use, are the most extensive, in addition to the loss of mangroves. Likewise, it was found that in the last 27 years, 57.64% of coral reef coverage in the Mexican Caribbean has been lost. Similarly, the number of sites with high coverage (> 30) has decreased from 17 to only 4. The transformation of the terrestrial ecosystems and coral cover are related as an enhancing factor of the coastal vegetation cover on the coral cover, only with a low coefficient of determination ( $R^2 = 0.04$ ).

## Introducción

Los arrecifes coralinos, son considerados como el ecosistema marino con la mayor diversidad y complejidad (Hoegh-Guldberg 1999). Estos se encuentran compuestos por un gran número de organismos de múltiples taxones (Burke *et al.*, 2000; Spalding *et al.*, 2001, Roberts *et al.*, 2002). Asimismo, proveen de una gran variedad de servicios ecosistémicos, como protección a las costas, turismo, pesquerías entre otros (Hoegh-Guldberg 1999; Burke *et al.*, 2000). La base de este ecosistema son los corales escleractínios, los cuales forman esqueletos de carbonato de calcio, el cual dota de la estructura física del ecosistema, estructura que funge como refugio para una gran cantidad de especies de invertebrados y vertebrados (Fig. 1).

Los corales, son complejos sistemas biológicos (holobiontes), en los cuales, se establecen relaciones simbióticas muy estrechas entre el pólipo, dinoflagelados (*Symbiodinium* sp.), consorcios bacterianos, entre otros (Thomson *et al.*, 2015; Rosenberg *et al.*, 2007). En esta simbiosis, el alga cede al pólipo la mayor parte de los productos fotosintéticos en forma de glicerol, satisfaciendo así los requerimientos energéticos del pólipo, mientras que este último, brinda al alga un entorno adecuado para la fotosíntesis, incrementado su eficiencia en la captura de luz, además de brindarle los nutrientes inorgánicos necesarios para el metabolismo del alga (Pearse y Muscatine, 1971; Papina *et al.*, 2003; Enríquez *et al.*, 2005). Esta simbiosis, es muy eficiente en condiciones de temperatura específica y aguas oligotróficas (Enríquez *et al.*, 2005). Sin embargo, estas relaciones también hacen a los corales vulnerables a los cambios en el ambiente, como en el aumento de la temperatura y la eutrofización (Davy *et al.*, 2012), ocasionando así, la alteración de la simbiosis y con ello la aparición de afecciones coralinas como el blanqueamiento (expulsión del alga simbiote debido a las altas temperaturas) o la aparición de enfermedades (Davy *et al.*, 2012; Kaczmarzsky *et al.*, 2005; Redding *et al.*, 2013; Navarro-Espinoza 2015).

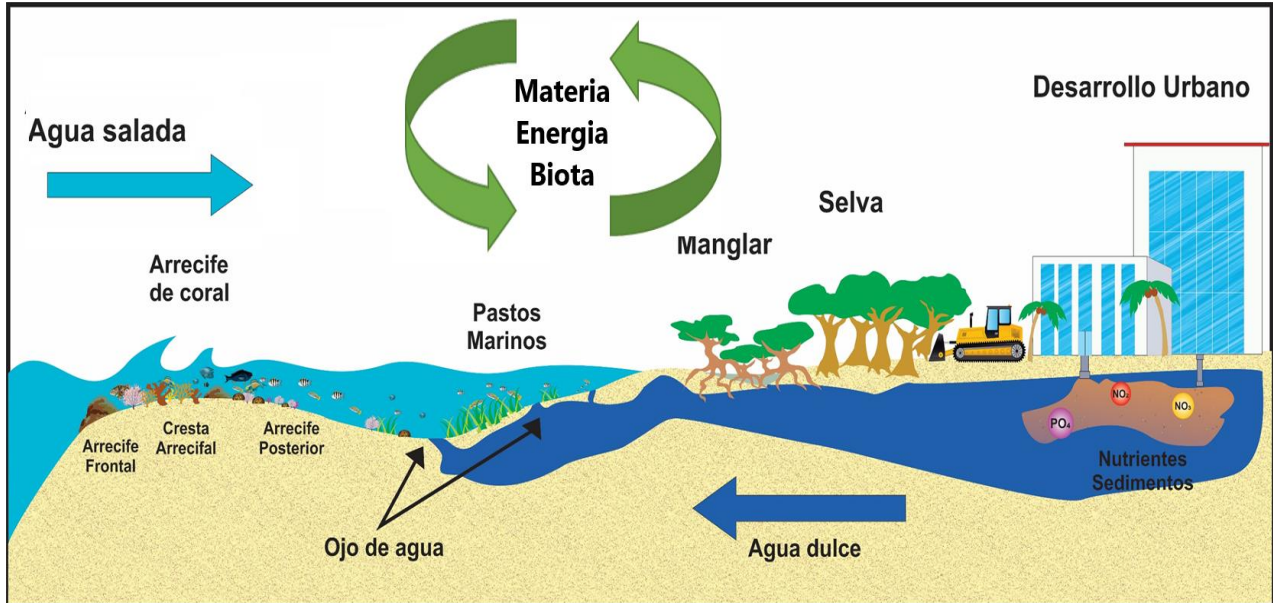
El incremento en la temperatura y la acidificación de los océanos, aunado a la rápida expansión y aumento de la población humana en las costas, ha traído consigo cambios en la propiedades físico-químicas del agua (como el incremento de nutrientes, sedimentos y contaminantes), sometiendo así a grandes presiones a los arrecifes de coral, (Bourke *et al.*, 2011; Hughes *et al.*, 2017). Esto ha provocado que estos sean considerados como uno de los ecosistemas marinos más vulnerables (Bellwood *et al.*, 2004; Wilkinson 2002;

Hughes *et al.*, 2017). Se estima, que el 30% de los arrecifes se encuentra seriamente degradados y el 60% tiene altas posibilidades de desaparecer al final de la próxima década, esto debido a la sinergia amenazas locales y globales como la sobrepesca el calentamiento global, la contaminación entre otros (Bourke *et al.*, 2011).

### *Los arrecifes coralinos como parte de un sistema costero*

Los ecosistemas costeros son un complejo de sistemas naturales, los cuales se caracterizan por ser un sitio de transición (ecotono) de los ecosistemas terrestres a los marinos (Ray y Hayden 1992; Henrichsen 1998). Dichos ecosistemas se encuentran interconectados, mediante estrechas relaciones de materia, energía y biota, donde cada componente juega un rol fundamental para la resiliencia del otro, siendo el agua el principal medio de intercambio entre ellos (Hughes 1994; Hughes *et al.*, 2003; Bellwood *et al.*, 2004; Mumby *et al.*, 2014; Guannel *et al.*, 2016). Estas relaciones han moldeado el ambiente geomorfológico, la estructura trófica y los vínculos entre diferentes hábitats costeros (Ray y Hayden 1992).

En las costas del Caribe Mexicano podemos encontrar una amplia gama de hábitats costeros como (Fig. 1): selvas bajas, bosques de manglar, tulares, y campos de dunas costeras, en su componente terrestre, mientras que en el marino encontramos las praderas de pastos marinos y el arrecife coralino (Valdez-Hernández 2011; Rioja-Nieto *et al.*, 2018). En este sistema, cada componente tiene un papel sobre las condiciones físico-químicas del agua (Fig. 1) por ejemplo: las selvas bajas mantienen las propiedades físicas del suelo ayudando a la infiltración del agua al manto freático, mientras tanto los bosques de manglar y humedales funcionan como sumidero de nutrientes y sedimentos, para culminar en los campos de dunas costeras los cuales evitan la erosión de las playas evitando así la liberación de sedimentos al mar (Satalli y Nobre 1991; Boullion y Conolly 2009; Bird 2008; Rioja-Nieto *et al.*, 2018). En la parte marina, los campos de pastos marinos retienen el resto de nutrientes y sedimentos disueltos en el agua para que finalmente el agua que llega al arrecife coralino mantenga las condiciones ópticas y químicas adecuadas, mientras que en sentido opuesto el arrecife es la primera barrera de protección del oleaje cotidiano y el generado por las tormentas, evitando así la erosión de los sistemas subsecuentes (Jordan-Dahlgren 1993; Guannel *et al.*, 2106; Rioja-Nieto *et al.*, 2018).



**Figura 1** Esquema simplificado de un sistema costero típico en el Caribe mexicano. Este sistema está caracterizado por poseer un suelo kárstico, en el cual el agua infiltra rápidamente al subsuelo generando una red compleja de cavernas subterráneas (Perry *et al.*, 2004; Hernández-Terrones *et al.*, 2010; Rioja-Nieto *et al.*, 2018). Este sistema se encuentra compuesto por múltiples ecosistemas terrestres (selvas y manglares) y marinos (pastos marinos y arrecifes de coral). En este sistema, el suelo kárstico juega un papel determinante para la dinámica ecológica del sistema, ya que debido a su alta porosidad el agua se filtra rápidamente al subsuelo generando una red compleja de cavernas subterráneas, por tal motivo existe un número reducido de cuerpos de agua superficiales. En este sistema, el agua dulce fluye hacia la costa transportando los nutrientes y sedimentos de tierra adentro, la cual es liberada al mar mediante “ojos de agua” (fracturas en el lecho marino), mientras que el agua marina se infiltra hacia el acuífero de la misma manera.

*Efecto de los cambios de cobertura y uso del suelo sobre la dinámica costera*

En las últimas décadas, el Caribe Mexicano se ha visto amenazado por la expansión del hombre en las costas, esto derivado del gran desarrollo turístico que ha experimentado la región. Lo cual ha traído consigo, un crecimiento poblacional desmedido (~1400% desde la década de 1970, INEGI 2010). Este crecimiento poblacional está acompañado de la expansión de la mancha urbana, así como de la alteración de los sistemas naturales para cubrir las necesidades de vivienda alimento y servicios de la población, al igual que los de la industria turística, todo esto a costa de la degradación de las condiciones ambientales

(cambio de cobertura vegetal y uso del suelo, Lambin *et al.*, 2001; Defries *et al.*, 2004; Foley *et al.*, 2005).

El cambio de cobertura vegetal y uso del suelo, es toda alteración de la superficie terrestre, así como los usos humanos que se le dan a estos (Lambin *et al.*, 2001). Las respuestas de los sistemas costeros a los cambios en las coberturas vegetales o usos de suelo, son variadas y complejas (Lambin *et al.*, 2001; DeFries *et al.*, 2004). Estos cambios implican la alteración de procesos biológicos, hidrológicos, climáticos y biogeoquímicos (ciclo del agua, carbono, nitrógeno, suelo, etc., DeFries *et al.* 2004, Foley *et al.*, 2005; Boullion y Conolly 2009). Siendo, los más agudos para los ecosistemas marinos tropicales, los que involucran a los procesos hidrológicos y fisicoquímicos del agua (DeFries *et al.*, 2004). Por ejemplo, la pérdida de los humedales (como manglares y tulares) o la expansión de la mancha urbana, está relacionada con el incremento de nutrientes y sedimentos en el agua (DeFries *et al.*, 2004; Schaffelke *et al.*, 2005). Si bien, los efectos de los cambios de cobertura vegetal y uso del suelo sobre los corales pueden ser complejos y variados, a continuación, se describirán algunos de los más comunes.

#### *Efecto de los nutrientes y sedimentos en los corales*

Uno de los efectos más estudiados del impacto humano sobre los ecosistemas arrecifales, es el aumento de nutrientes disueltos en el agua, tanto orgánicos como inorgánicos (Miller *et al.*, 1999; Koop *et al.*, 2001; Jompa *et al.*, 2002). Los cuales, tienen efectos adversos, en distintos niveles de la dinámica arrecifal. En cuanto al efecto que ejercen los nutrientes en los corales, se sabe que comprometen la integridad del holobionte (Hall *et al.*, 2018). Sin embargo, pueden existir distintas respuestas por parte de los corales, dependiendo de la cantidad y el tipo de elemento al que este se encuentre sometido (Tomascik y Sanders 1985; Hall *et al.*, 2018).

En el caso de los nutrientes inorgánicos como los nitratos ( $\text{NO}_3$ ), pueden conducir a la disminución de hasta un 50% las tasas de calcificación de los corales, probablemente relacionado con la alteración en las concentraciones de *Symbiodinium* (Tomascik y Sanders 1985; Marubini y Davies 1996; Hall *et al.*, 2018). Del mismo modo los fosfatos ( $\text{PO}_4$ ), pueden reducir las tasas de calcificación, debido a que estos interfieren en la formación de carbonatos (Tomascik y Sanders 1985). Además, se ha visto que las exposiciones a los nutrientes tienden a incrementar la mortalidad de los corales de forma generalizada, ocasionada por la alteración de varios procesos fisiológicos como la



producción de proteínas e incremento de las tasas respiratorias (Kramarsky-Winter *et al.*, 2009; Hall *et al.*, 2018). Junto con esto, el incremento de la temperatura del agua y la acidificación de los mares, genera la agudización de condiciones como el blanqueamiento o las enfermedades (Koop *et al.*, 2001; Nordermar *et al.*, 2003 Marubini y Davies 1996; Tomascik y Sanders 1985, Kaczmarzsky *et al.*, 2005; Hall *et al.*, 2018).

Aunado a lo anterior, el incremento de nutrientes, también genera cambios en la composición y estructura del ecosistema arrecifal, favoreciendo el aumento de macroalgas, filamentosas y cianobacterias (Fung *et al.*, 2011; Richmond y Wolanski 2011). Esto genera un desequilibrio en las redes tróficas, ya que estos organismos compiten con los corales por luz y espacio, siendo estas mejores competidoras en ambientes con altos contenidos de nutrientes y de turbidez, lo cual puede generar que el ecosistema coralino pase de un sistema dominado por corales constructores a uno dominado por algas, fenómeno conocido como cambio de fase (MacManus y Polsenberg 2004; Rasher y Hay 2009; Fung *et al.*, 2011; Richmond y Wolanski 2011). Además, las macroalgas limitan el reclutamiento de corales, peces y otros organismos por medio de mecanismos alelopatía, los cuales inhiben el asentamiento de larvas, además de reducir su supervivencia (Rasher y Hay 2009; Richmond y Wolanski 2011).

En el caso de los sólidos disueltos (turbidez) y los sedimentos, como los derivados de la deposición de desechos o de la agricultura, al encontrarse suspendidos en la columna de agua reducen la cantidad de luz y por lo tanto la fotosíntesis por parte de las zooxantelas (Rogers 1990; Junjie *et al.*, 2014; Bessell-Browne *et al.*, 2017). La exposición prolongada de los corales a la turbidez, puede generar tamaños promedios reducidos en las colonias y en casos extremos la muerte, esto debido a la reducción de la fotosíntesis y el aumento de las tasas respiratorias (Tomascik y Sander 1985; Lewis 1997; Junjie *et al.*, 2014). Si bien, los efectos adversos de los sedimentos disueltos en el agua son agudos, estos también tienen efectos al precipitarse sobre los corales (Rogers 1990). Los pólipos de coral limpian mediante sus tentáculos las partículas de sedimento, generando un importante gasto energético, aunque dicha capacidad es diferencial entre especies, siendo los corales ramificados los que presentan la eficiencia más alta (Rogers 1990).

#### *Aporte de agentes patógenos*

Los cambios de cobertura y uso del suelo generan cambios en la dinámica ecológica de los ecosistemas, incluyendo cambios en los ciclos de vida y distribución de agentes patógenos y vectores de enfermedades, así como en la resistencia de sus hospederos

(DeFries *et al.*, 2004; Patz y Norris 2004). La expansión de la mancha urbana y sus actividades generan la deposición de aguas residuales a los cuerpos de agua dulce como ríos y mantos freáticos, o la liberación directa de estas a aguas marinas (Hernandez-Terrones *et al.*, 2011; Sutherland *et al.*, 2010). Esta liberación directa o indirecta de aguas residuales puede conducir a la liberación de patógenos potenciales al agua marina (Sutherland *et al.*, 2010). Tal es el caso de la entero-bacteria *Serratia marcescens*, la cual es la causante de la enfermedad de la viruela blanca (White pox) en el coral cuerno alce (*Acropora palmata*); dicho patógeno es un componente común de la flora bacteriana humana y de otros animales. Esta enfermedad es una de las enfermedades de coral con mayor presencia en el Caribe y que representa el primer caso documentado de una zoonosis en la que un invertebrado marino, es infectado por un patógeno de origen humano (Patterson *et al.*, 2008). Para lo cual, Sutherland *et al.*, (2010), demostraron que la presencia de esta entero-bacteria en los cayos de Florida, estaba asociada a zonas con alto impacto humano como playas concurridas, canales de aguas residuales, inclusive en animales como gaviotas que habitan estas zonas.

Por otro lado, se ha observado que el incremento de los nutrientes en el agua marina incrementa la prevalencia de enfermedades y agudiza sus efectos (Bruno *et al.*, 2003; Kaczmarzsky *et al.*, 2005; Redding *et al.*, 2010). Por ejemplo, Kaczmarzsky *et al.*, 2005, encontraron que existe una mayor prevalencia de enfermedades en sitios expuestos por aguas residuales en las islas de St. Croix. Mientras que Redding *et al.*, (2010), reportan que los altos niveles de desechos nitrogenados generaban un aumento en la severidad de la enfermedad de la banda amarilla en Guam.

## **Objetivo general**

Evaluar el efecto de los cambios de cobertura vegetal y de uso del suelo en la zona de influencia costera sobre la cobertura de coral en los arrecifes del Caribe Mexicano en las últimas dos décadas.

## **Objetivos particulares**

- Recabar y sistematizar información disponible de la cobertura coralina histórica y actual de los arrecifes del Caribe mexicano.
- Determinar los cambios en la cobertura coralina de los arrecifes del Caribe mexicano.
- Determinar los cambios de cobertura vegetal y de uso del suelo en la zona de influencia costera del estado de Quintana Roo.
- Generar un modelo que estime la influencia de los cambios en la zona de influencia costera sobre el arrecife.
- Analizar las variaciones en la cobertura coralina de los arrecifes de Quintana Roo en función a los cambios de cobertura vegetal y de uso del suelo adyacente a la costa.

## Antecedentes

Los arrecifes caribeños han sido testigos de grandes cambios en las últimas décadas (Gardner 2003; Bellwood 2004; Cote *et al.*, 2005). Siendo el más notable, la pérdida de la cobertura coralina, la cual ha disminuido de ~55% en 1977 al ~13% en el 2001, es decir un 42% en solo 23 años (Gardner *et al.*, 2003). Actualmente la cobertura coralina en la región del Caribe Mexicano oscila entre el 15 y 20%, tras un aparente periodo de recuperación en la última de década (Rioja-Nieto y Álvarez-Filip 2019). Siendo estas pérdidas en la cobertura coralina, el reflejo de los múltiples eventos que han experimentado los arrecifes como blanqueamientos masivos, epizootias, huracanes, así como a las múltiples presiones a las que se han visto sometidos como: el aumento de la temperatura, la acidificación de los mares y el desarrollo humano en las costas.

Esto último, ha sido un paradigma en el manejo de los ecosistemas costeros, donde los efectos nocivos de las actividades humanas (como la turbidez, el aumento de nutrientes, entre otros) son considerados uno de los principales factores del declive de las coberturas coralinas a lo largo del globo (Bourke *et al.*, 2011). Sin embargo, pese a que los efectos de los impactos humanos sobre los corales (como el aumento de nutrientes, la turbidez, etc), ha sido ampliamente estudiada a nivel de individuo (Tomascik y Sanders 1985; Rogers 1990; Marubini y Davies 1996; Junjie *et al.*, 2014; Bessell-Browne *et al.*, 2017; Hall *et al.*, 2018), los efectos a escalas superiores no son del todo claros (Bruno y Valdivia 2016).

Esto ha dado pie a diversas investigaciones, donde se ha evaluado la interacción de las alteraciones humanas con la salud de los ecosistemas coralinos. Por ejemplo: Mora (2008), analizó la relación de una serie de variables socio-ambientales en el Caribe y las relacionó con el estado de la comunidad coralina (herbívoros, carnívoros, corales y macroalgas), utilizando un análisis de la superficie de la tendencia para discriminar los efectos locales o regionales de las variables y posteriormente y modelos de ecuación estructural para confirmar la relación entre variables. Encontrando que el número de personas en las costas está relacionado con la abundancia de macroalgas y la mortalidad de coral. Además, encontró que el desarrollo costero está relacionado con la mortalidad de corales, mientras que el área de tierra cultivada se encontraba asociado a la abundancia de macroalgas.

Por otro lado, algunos estudios revelan que la relación del desarrollo humano en las costas y la cobertura coralina es poco clara y que la degradación coralina esta explicada por las presiones ambientales globales y no por la densidad humana en las costas. En su investigación Bruno y Valdivia (2016) estudiaron la relación entre la población humana en las costas y la condición de los arrecifes coralinos en todo el mundo, tomando como referencia la cobertura de coral y la cobertura de macroalgas. Utilizando un análisis de Modelo Mixto Aditivo Generalizado (GAMM) mostraron que no existe una relación entre la degradación de los ecosistemas coralinos con la densidad de la población humana en las costas.

Del mismo modo un estudio hecho por Ramos-Scharrón *et al.*, (2015), evaluaron los efectos del cambio de cobertura del suelo en Río Fardo, Puerto Rico entre 1970 y 2004 con la cobertura coralina. Encontrando que en su área de estudio hubo una recuperación del área de bosque, una disminución del área agrícola y el área de construcción se incrementó. La cobertura coralina en todos los casos disminuyó de cerca del 31% al 4%, lo cual puede señalar que la pérdida de coral está relacionada con el desarrollo de la población humana, además de considerar los diferentes estresores como el calentamiento global y los huracanes.

Roberts *et al.*, (2017) estudiaron el efecto de la cobertura vegetal y la biomasa arbórea en la cobertura coralina en la isla de Bonaire. Encontrando una relación positiva entre la cobertura vegetal y la cobertura coralina, sin embargo, encontraron una relación negativa con la biomasa arbórea. Asimismo, se ha realizado algunos estudios en el Caribe mexicano que han tratado de relacionar el desarrollo de las costas con la cobertura coralina por ejemplo: Bozec *et al.*, (2008), estudió los efectos del desarrollo costero sobre la función y estructura de los corales del Caribe Mexicano, para lo cual dividieron la costa de Quintana Roo, en tres zonas, la parte norte la cual abarca el polo turístico de Cancún, Playa del Carmen y Tulum, la parte del centro que la abarca la Reserva de la Biósfera de Sian Ka'an, en la cual no hay grandes desarrollos turísticos y la población local es baja y por último la región sur que abarca la Costa Maya, la cual se encuentra con poco desarrollo humano pero abarca poblados como Mahahual y Xcalak. Encontraron que la porción norte del estado exhibía una menor cobertura de coral acompañado de una alta cobertura de macroalgas, mientras tanto en la región centro y sur la cobertura de macroalgas significativamente era menor, así como la cobertura coralina era significativamente mayor en estas dos regiones que en el norte.

Del mismo modo Arias-González *et al.*, 2017, estudió los efectos de la sobre pesca de herbívoros en los cambios de fase alga-coral en el poblado de Mahahual, Quintana Roo. Encontrando que existió un cambio de fase alga coral, donde la cobertura coralina disminuyó a la mitad mientras que la de alga se duplicó, pese a no existir cambios significativos en la biomasa de peces herbívoros, lo que puede indicar que existen factores que desencadenen la regulación de macroalgas. Siendo la expansión de la mancha urbana (principalmente relacionada a la hotelería), así como la construcción de un puerto para recibir cruceros de alta envergadura, por lo cual sugieren que el crecimiento desmesurado del desarrollo costero como el probable causante del cambio de fase.

Del mismo modo, Suchley y Alvarez-Filip 2018, investigaron los efectos de las Áreas Marinas Protegidas (AMP) en la condición de los arrecifes de coral. Utilizando Modelos Mixtos lineales generalizados (GLM) para modelar los predictores de la cobertura coralina, encontraron que las actividades humanas en las costas tienen una influencia negativa en la cobertura coralina. Asimismo, al modelar escenarios a 20 años con distintos niveles de protección y estrategias de manejo, encontraron que al implementar planes de manejo en las zonas costeras puede contribuir a la recuperación de la cobertura coralina, aumentando la probabilidad de que aumenten los sitios con coberturas ~20% debido a la reducción de fuentes de contaminación y de sedimentación, además si esto se complementa con una protección de los peces herbívoros la probabilidad de incrementar la cantidad de sitios con coberturas superiores al 20% de cobertura coralina.

Debido a lo anteriormente expuesto, este trabajo se plantea evaluar el efecto de los cambios en cobertura y uso del suelo de la zona de influencia costera de Quintana Roo, sobre la cobertura coralina de los arrecifes del Caribe mexicano. Lo cual, nos permitirá entender de mejor manera como afectan la alteración humana y no humana de las costas sobre los arrecifes coralinos, de modo que se puedan generar estrategias de manejo que mitiguen estos efectos.

## Área de estudio

El Caribe Mexicano se encuentra ubicado en la costa Este de la península de Yucatán, en el estado de Quintana Roo (Fig. 2). Presenta un clima cálido subhúmedo en la mayor parte del estado, con una temperatura promedio de 26° C (INEGI 2015). Las lluvias se presentan a lo largo del año, aunque se acentúan entre los meses de mayo a octubre con una precipitación media anual de 1300 mm (INEGI 2010; Rioja-Nieto *et al.*, 2018). Por otro lado, el suelo está caracterizado por su naturaleza kárstica, con alta permeabilidad razón por la cual el agua infiltra rápidamente al subsuelo, esto generando una red compleja de cavernas subterráneas. (Perry *et al.*, 2004; Hernández-Terrones *et al.*, 2010; Rioja-Nieto *et al.*, 2018).

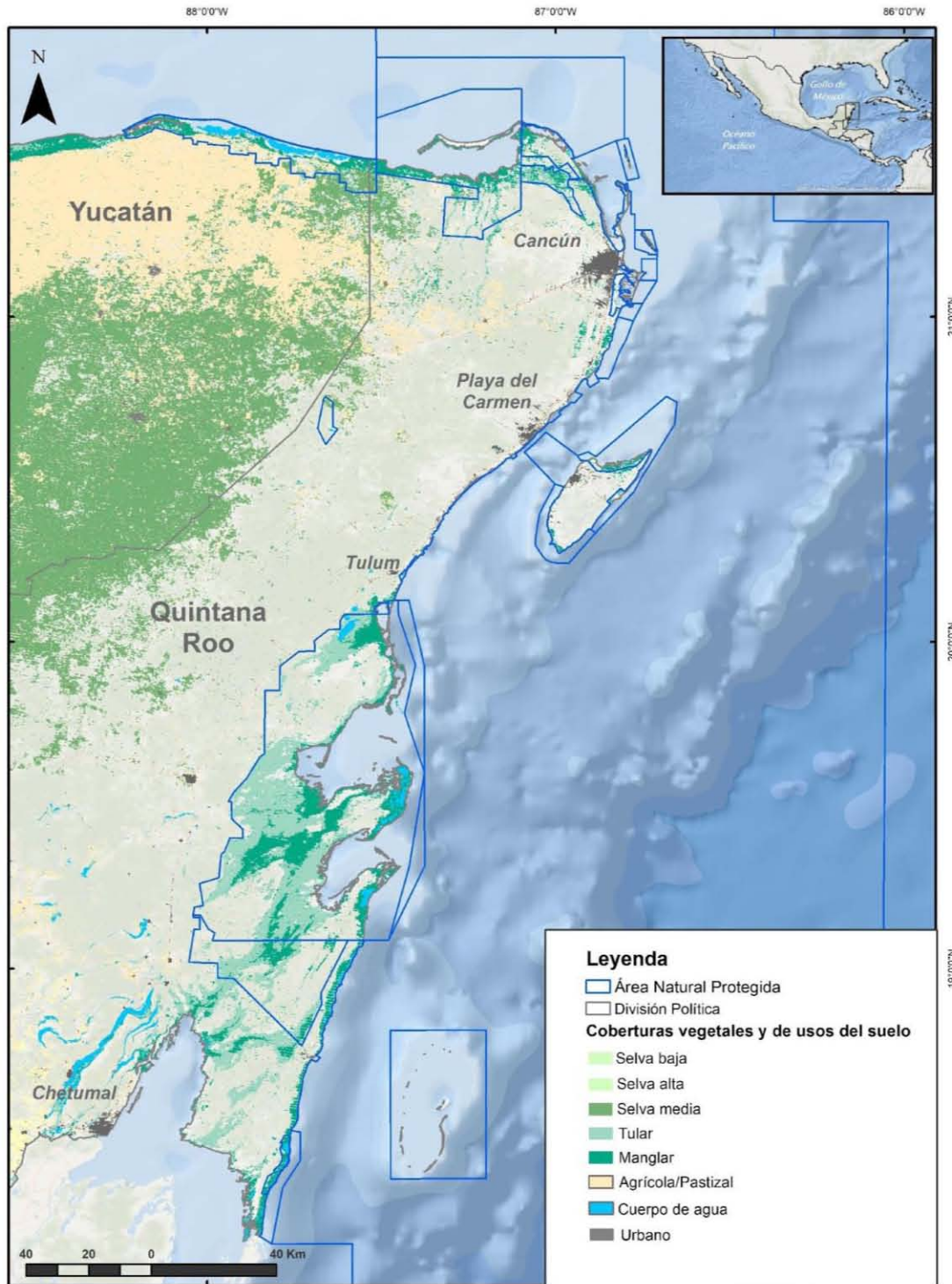
Además, Quintana Roo cuenta con un importante capital natural marino y terrestre. En su parte terrestre, se caracteriza por el dominio de especies de plantas arbóreas, siendo la selva mediana la vegetación predominante, seguida de las selvas bajas y en menor proporción las selvas altas (Valdez-Hernández 2011). Así mismo el estado cuenta con una gran extensión de humedales como el tular, el peten y el manglar, siendo particularmente comunes en la Reserva de la Biosfera de Sian Ka'an (Fig. 2; Valdez-Hernández 2011; Rodríguez-Zúñiga *et al.*, 2013). Asimismo, en la costa podemos encontrar vegetación asociada a la duna costera (Valdez-Hernández 2011).

Por otro lado, en aguas someras y protegidas del oleaje, podemos encontrar la presencia de praderas de pastos marinos. Además, paralelo a la costa del Caribe Mexicano se extiende el Sistema Arrecifal Mesoamericano (SAM), el cual comprende desde el norte de Quintana Roo (Isla Contoy) hasta las costas de Honduras (Rioja-Nieto *et al.*, 2018). La barrera coralina es de tipo bordeante y está presente en la mayor parte del territorio continental e insular (Gutiérrez-Carbonell *et al.*, 1995; Rioja-Nieto 2018 y Rodríguez-Martínez 2003). El desarrollo arrecifal es diferenciado a lo largo de la costa, por tal motivo podemos identificar 3 sectores en la barrera coralina frente a las costas continentales; **Norte)** Abarca la porción comprendida entre el Norte Cancún y limita al Sur con la frontera norte de la Reserva de la Biosfera de Sian Ka'an (RBSK). **Centro)** Abarca la extensión de la Reserva de la Biosfera de Sian Ka'an. **Sur)** Inicia al límite sur de la RBSK culminando en la frontera sur con Belice (Rioja-Nieto y Alvarez -Filip 2018).

Debido a lo anterior, se han decretado varias áreas naturales protegidas, actualmente en el estado existen 29 áreas naturales protegidas (ANP), de las cuales 18 son de competencia federal, 10 de competencia estatal y 1 de competencia municipal, de estas destaca la reciente incorporación de la Gran Reserva del Caribe Mexicano con una superficie de 5, 662,859.1 Ha (CONACYT 2018; CONAP 2016). De estas, 14 son estrictamente marinas o tienen una porción marina (Fig. 2).

El territorio de Quintana Roo fue fundado en 1902, con el fin de proteger la frontera con las Honduras Británicas (ahora Belice), así como culminar el levantamiento armado maya conocido como “La guerra de Castas” (Romero-Mayo y Benítez-López 2014). Inicialmente la economía de Quintana Roo estaba enfocada a la explotación forestal, siendo las maderas preciosas y el árbol de chicle los principales productos. Para el año 1910 la población total era de 2,112 habitantes. Cabe señalar que por más de 50 años la población se concentró en la zona sur entre Felipe Carrillo Puerto y la capital Chetumal, no fue hasta el año 1972 que se decretó la incorporación Quintana Roo como entidad Federativa, dando pie al proyecto turístico de Cancún (Romero-Mayo y Benítez-López 2014).

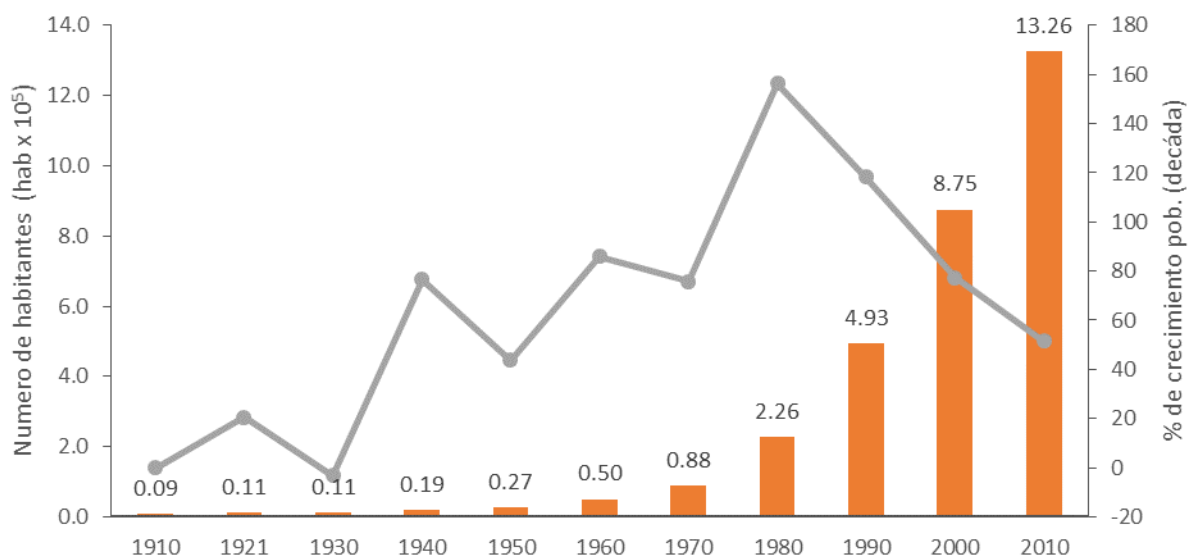




**Figura 2** Mapa de cobertura del suelo y áreas naturales protegidas del área de estudio. (CONABIO 2015, CONANP 2018).

Actualmente Quintana Roo, ostenta una de las mayores tasas de crecimiento poblacional del país, con una tasa de crecimiento del 13.27% entre 2010-2015 y una población de

1,501,562 habitantes (INEGI 2016; Fig. 3). Siendo Benito Juárez (Cancún), el municipio más poblado con 743,626 habitantes (incluyendo la población de Puerto Morelos, municipio recién formado), seguido por el municipio de Othon P. Blanco (Chetumal) con 224,080 habitantes y el municipio de Solidaridad (Playa del Carmen) con 209,203 habitantes. Cabe resaltar que tan solo, los tres municipios ubicados al norte del estado contienen el 65% de la población estatal (INEGI 2016). Algo semejante ocurre con la industria hotelera donde el estado es icónico en este sector, este cuenta con 941 hoteles con una capacidad hotelera total de 89,956 habitaciones (Tabla 1), este sector es la fuente de ingreso principal del estado, por lo que esta ha tenido un gran desarrollo, tan solo entre el 2007 y 2016 la cantidad de hoteles incremento en un 26.64% mientras que la capacidad hotelera (número de cuartos) aumento en un 22.05% (SEDETUR 2016). Por otro lado, para el 2014 existían 19 plantas de tratamiento de aguas residuales operadas por el gobierno del estado (Comisión de Agua Potable y Alcantarillado CAPA), de las cuales 2 pertenecen al municipio de Benito Juárez (Cancún y V. Bonfil), 3 en el municipio de Puerto Morelos, 3 en Solidaridad (Playa del Carmen), 4 en Tulum, 3 en Othón P. Blanco (Chetumal), una en Akumal, al igual que en Cozumel, Chemuyil y Bacalar (Alvarez 2014).



**Figura 3.** Crecimiento poblacional del estado de Quintana Roo. Las barras representan el número de habitantes por década. Las líneas grises representan la tasa de crecimiento poblacional por década (datos obtenidos del INEGI 2016).

**Tabla 1.** Histórico de la cantidad de hoteles y el número de habitaciones en el estado de Quintana Roo (SEDETUR 2015).

Año	Hoteles	Habitaciones
2007	743	73,706
2008	807	76,305
2009	808	76,547
2010	879	81,095
2011	894	81,957
2012	907	83,887
2013	918	85,669
2014	916	86,616
2015	916	86,616
2016	941	89,959

## Métodos

### *Recopilación de los datos de cobertura coralina y determinación de cambios en el arrecife*

Con el fin de tener unidades de análisis de la cobertura coralina a lo largo del arrecife coralino de Quintana Roo, se realizó una revisión sistemática bibliográfica y de la base de datos de indicadores ecológicos de arrecifes del Caribe del Laboratorio de Biodiversidad Arrecifal y Conservación, UASA, UNAM. La cual contiene información de una gran cantidad de estudios realizados en el Caribe sobre la condición de los arrecifes coralinos. Utilizando 3 criterios de selección: i) amplio lapso temporal, es decir que los datos en campo hayan sido tomados lo más atrás en el tiempo posible, esto con el fin de tener una visión de la condición del arrecife en condiciones de menor perturbación por el desarrollo costero. ii) amplia extensión territorial, que los datos abarquen la mayor parte del Caribe mexicano y iii) Metodologías uniformes, es decir que, para la toma de datos, así como en su procesamiento.

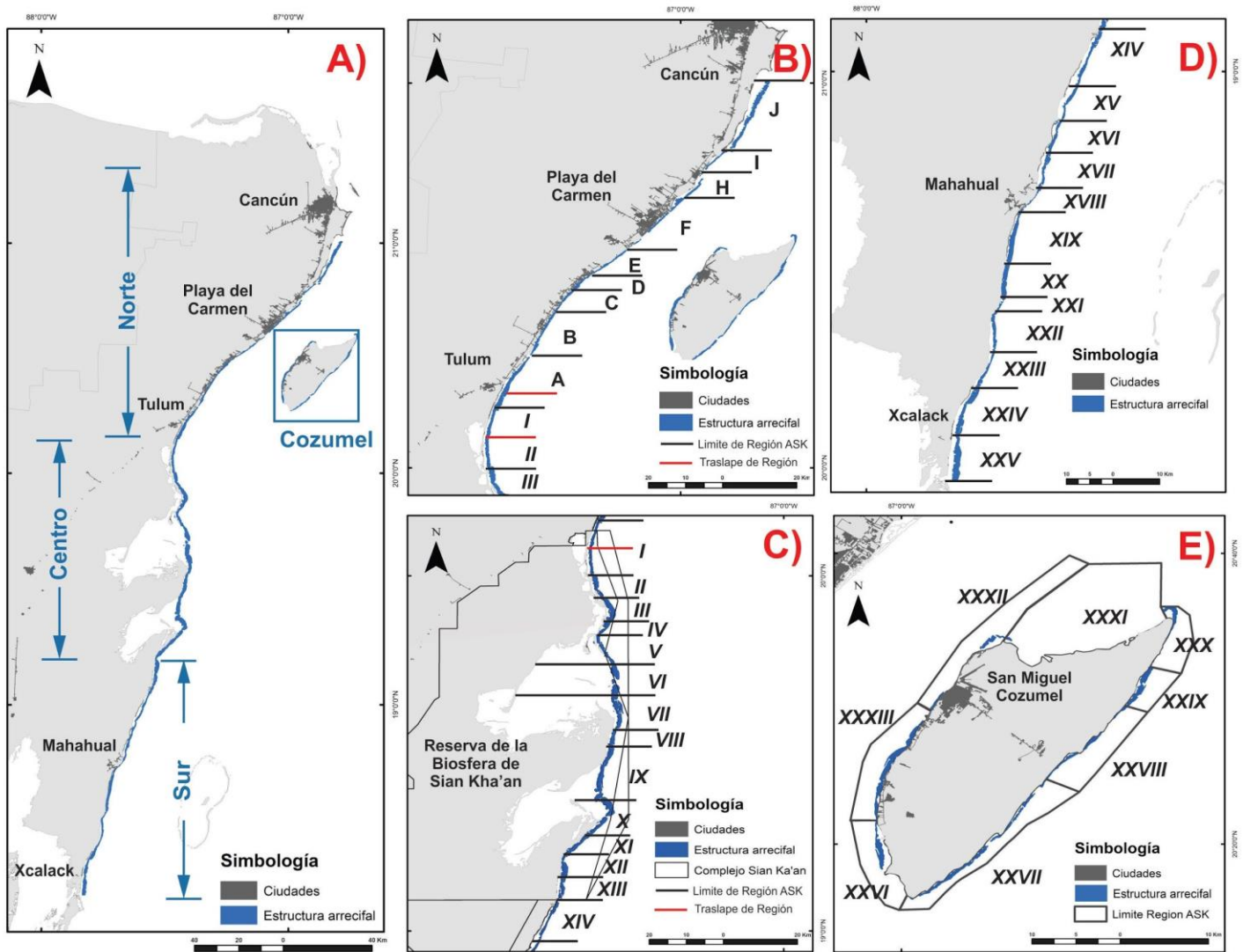
Con base en esta revisión, se decidió utilizar tres fuentes de información, la primera es la información recabada por la organización Amigos de Sian Ka'an (ASK) (Gutiérrez-Carbonell *et al.*, 1993, 1995 y 2005; Carranza Sánchez *et al.*, 1996; Loreto Viruel 2017). La cual abarca datos para todo el Caribe Mexicano (Fig. 4) en el periodo comprendido entre 1990 y 1996 la cual fue empleada como base temporal (Datos antiguos), la segunda son los datos recabados por Healthy Reefs Initiative (HRI), el cual tiene datos para una gran cantidad de sitios a lo largo del caribe entre 2005 y 2017 (Fig. 5) y los datos del Laboratorio de Biodiversidad Arrecifal y Conservación (BARCOLAB) que de igual manera tienen una gran cantidad de sitios para todo el Caribe Mexicano con una temporalidad del 2012-2018. Por lo cual se utilizaron como contraste actual (datos recientes) estas dos últimas fuentes de información (HRI y BARCOLAB).

Debido a que los datos reportados por Amigos de Sian Ka'an, tienen un nivel de resolución espacial diferente (agregado en regiones), al reportado por HRI y BARCOLAB (reportado en sitios de muestreo), y con el fin de tener unidades equiparables en los parámetros de cambio de la cobertura coralina de los arrecifes del estado de Quintana Roo. Se utilizaron como unidad espacial de los datos las regiones arrecifales generadas por Amigos de Sian Ka'an (Gutiérrez-Carbonell *et al.*, 1993, 1995 y 2005; Carranza Sánchez *et al.*, 1996; Loreto-Viruel 2017; Fig. 4.). La delimitación de estas regiones, está

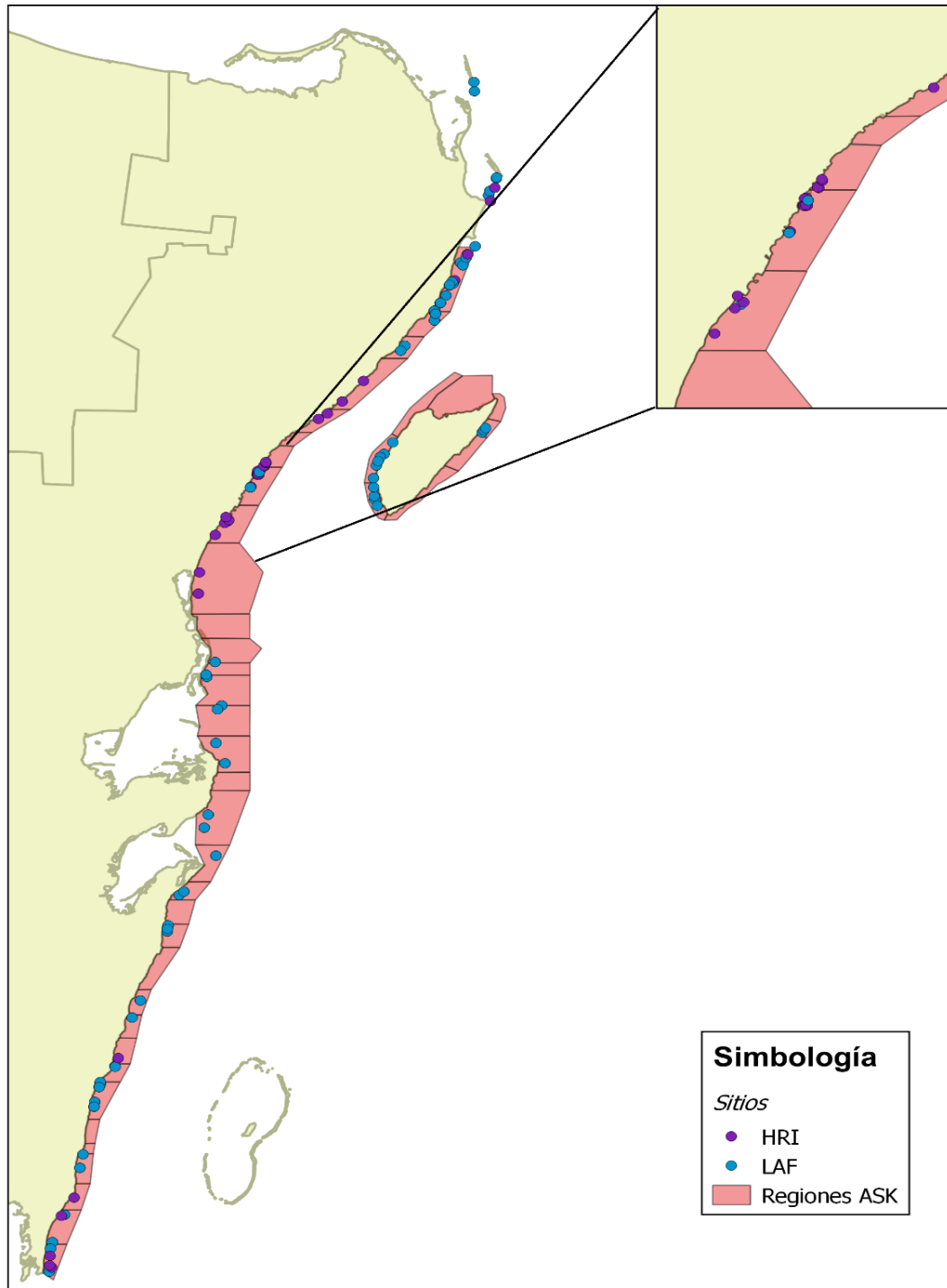
dada por el nivel de desarrollo arrecifal, así como los canales entre estructuras arrecifales, mediante ortofotos, recorridos aéreos y cartas topográficas (Gutiérrez-Carbonell *et al.*, 1993).

**Tabla 2.** Regiones y subregiones arrecifales propuestas por Amigos de Sian Ka'an para regiones continentales e insulares.

REGIONES	ZONA ARRECIFAL	SUBZONA ARRECIFAL
XXVI y XXXII	Transición Sotavento <b>(TS)</b>	Primera Terraza <b>(1T)</b>
		Segunda Terraza <b>(2T)</b>
XXVI y XXXIII	Arrecife Profundo <b>(AP)</b>	Tope de los Macizos <b>(TM)</b>
		Base de Cantil <b>(BC)</b>
A-F, I-XII, XIII-XXII, XXIII- XXV y XXVII-XXX	Laguna Arrecifal <b>(LA)</b>	Playa <b>(PL)</b>
		Parches <b>(PA)</b>
		Arrecife Posterior <b>(AP)</b>
A-F, I-XII, XIII-XXII, XXIII- XXV y XXVII-XXX	Cresta Arrecifal <b>(CA)</b>	Rompiente Arrecifal <b>(RA)</b>
		Transición Barlovento <b>(TB)</b>
A-F, I-XII, XIII-XXII, XXIII- XXV y XXVII-XXX	Arrecife Frontal <b>(AF)</b>	Frontal Interior <b>(I)</b>
		Frontal Exterior <b>(E)</b>
XXXIII	Bajo Cozumel	Bolones <b>(BO)</b>
	<b>(BC)</b>	

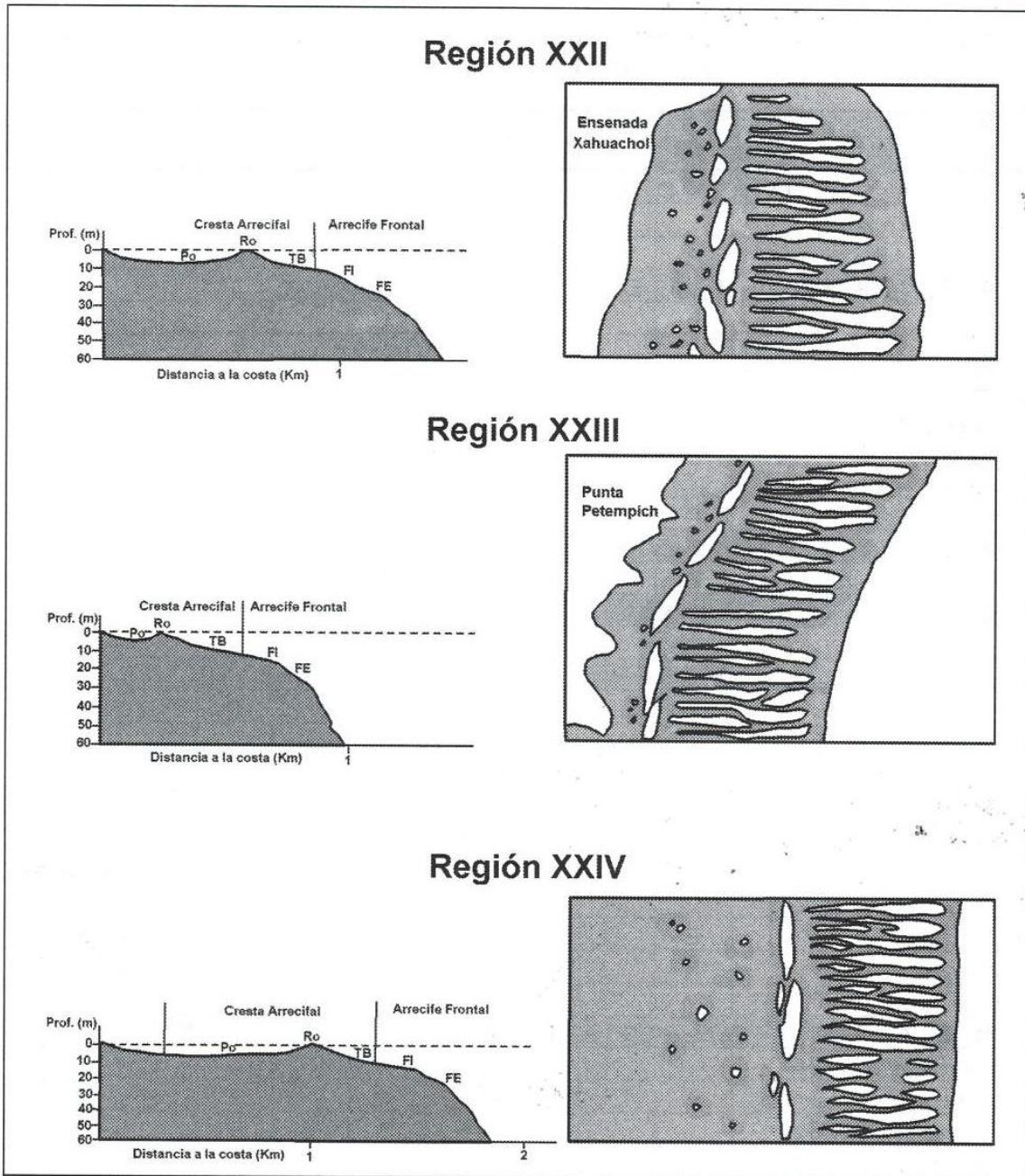


**Figura 4.** Mapa de Regiones Arrecifales de Amigos de Sian Ka'an. **A)** Mapa de los 4 sectores, en que se divide el estado (Norte, Centro Sur, y Cozumel). **B)** Sector Norte, dividido en 10 regiones (A-J), Norte de Quintana Roo, inicia a partir del sur del municipio de Tulum y termina en el límite norte del Parque Nacional Arrecife de Puerto Morelos (Gutiérrez-Carbonell *et al.*, 1995). **C)** Sector Centro, está dividido en 13 regiones (I-XIII), abarca los límites de la Reserva de la Biosfera de Sian Ka'an, **D)** Sector Sur, dividido en 12 regiones (XIV-XXV), abarca del límite sur de la Reserva de la Biosfera de Sian Ka'an y termina en hasta el sur de Xcalak (Frontera con Belice; Carranza Sánchez *et al.*, 1996, Gutiérrez-Carbonell *et al.*, 2005). **E)** Cozumel, se encuentra dividida en 8 regiones (XXVI-XXXIII), comprende el contorno de las costas de la isla (Loreto-Viruel 2017). La región I y A tienen un área de traslape, lo cual fue considerado en el siguiente paso.



**Figura 5.** Regiones propuestas por Amigos de Sian Ka'an (ASK, Gutiérrez-Carbonell *et al.*, 1993, 1995 y 2005; Carranza Sánchez *et al.*, 1996; Loreto-Viruel 2017) y sitios de muestreo de Healthy Reefs (Sitios HRI) y del Laboratorio de Biodiversidad arrecifal y Conservación (Sitios BARCOLAB), los cuales fueron asignadas a cada región de ASK, para su posterior agregación estadística.





**Figura 6.** Ejemplo de zonación y subzonación arrecifal de las regiones XXII, XXIII y XXIV. Del lado izquierdo se pueden observar esquemas de laterales de la geomorfología arrecifal típica de un arrecife de barrera (Gutiérrez-Carbonell *et al.*, 1995; Rioja-Nieto 2018 y Rodríguez-Martínez 2003; Gutiérrez-Carbonell *et al.*, 1995; Rioja-Nieto 2018 y Rodríguez-Martínez 2003), la cual generalmente se compone por Laguna arrecifal, Cresta arrecifal y Arrecife posterior. **Cresta Arrecifal**), se subdivide en Arrecife posterior (Po), Rompiente arrecifal (Ro) y Transición Barlovento (TB). **Arrecife Frontal**) se compone por el Arrecife Frontal Interior (FI) y Arrecife Frontal Exterior (FE). En el lado derecho podemos observar esquemas de la geomorfología de los arrecifes desde una vista aérea. Tomado de Carraza et al., 1996



Debido a que los datos de BARCOLAB y HRI se encuentran con una resolución espacial mayor (nivel de sitio con coordenadas geográficas específicas), se procedió a interceptar las coordenadas de cada uno de los sitios dentro de los polígonos generados a partir de las regiones definidas por Amigos de Sian Ka'an (Gutiérrez-Carbonell *et al.*, 1993, 1995 y 2005; Carranza-Sánchez *et al.*, 1996 y Loreto-Viruel 2017; Fig. 5). Además, los datos reportados por Amigos de Sian Ka'an se encuentran reportados a nivel de subzona arrecifal, las cuales están dadas por la geomorfología del arrecife en cada región (Fig. 6, Tabla 2). Por lo cual, una vez asignadas las regiones arrecifales a cada uno de los sitios de HRI y BARCOLAB, se procedió a asignarle una subzona arrecifal. Esto con base en las descripciones de la geomorfología arrecifal hechas por Gutiérrez-Carbonell *et al.*, (1993, 1995, 2005); Carranza-Sánchez *et al.*, (1996) y Loreto-Viruel (2017) (Tabla 2), comparando con la información registrada para cada sitio de HRI y BARCOLAB, como profundidad, tipo de arrecife y zona arrecifal, así como determinación visual mediante imágenes de Google Earth Pro. De modo, que las subzonas arrecifales asignadas a los sitios fueran lo más cercanos a las descripciones de las subzonas arrecifales echas por Amigos de Sian Ka'an.

### *Comparando las metodologías de toma de datos en campo*

La metodología utilizada por Amigos de Sian Ka'an para determinar la cobertura coralina fue la siguiente: una vez generadas las regiones, zonas y subzonas arrecifales, los autores realizaron recorridos prospectivos para determinar las características bentónicas de la región, seguido a esto realizaron transectos de intersección de línea (LIT por sus siglas en inglés) de 20 m paralelos a la costa, utilizando cadenas con eslabones de 3.3 cm (según Loya 1972; Porter 1972). Para determinar la cobertura relativa de coral, se registraron la cantidad de eslabones que pasan sobre las colonias de coral vivo (Gutiérrez-Carbonell *et al.*, 1993) y se calcula de la siguiente manera:

$$CR = (TEC/TE) * 100$$

CR=Cobertura relativa

TEC= total de eslabones de coral

TET= total de eslabone

Por otro lado, el método utilizado para registrar la cobertura bentónica por HRI y BARCOLAB, es en ambos casos el método PIT (Transecto de punto intersección, por sus siglas en inglés), el cual consiste en realizar transectos de 10 m de longitud, colocados paralelos a la costa. Para lo cual se utilizan transectos marcados cada 10 cm, donde se registra el componente bentónico debajo de cada marca (AGRRA 2010). La cobertura coralina relativa se calcula:

$$CR=(TPC/TP)*100$$

TPC= Total de puntos de coral

TP=Total de puntos.

Si bien los datos provienen de dos metodologías distintas LIT y PIT, la comparabilidad entre ambas metodologías es alta. Facon *et al.*, (2016) compararon ambas metodologías en los arrecifes en la isla Reunión en el Océano Índico, encontrando una correlación entre ambas metodologías con un R<sup>2</sup> del 0.99.

### *Tasas de cambio en cobertura coralina*

Mientras tanto, para los datos actuales de cobertura coralina se obtuvieron de las bases de datos de Healthy Reefs Initiative (HRI) y del Laboratorio de biodiversidad arrecifal y conservación (BARCOLAB). Para lo cual se utilizarán únicamente los datos registrados entre el 2011 y 2017, de modo que se tenga la misma brecha temporal entre los datos de ASK (1990-1996) y los recientes (HRI y BARCOLAB).

Para de cuantificar la magnitud del cambio en la de cobertura de coral, se calculó la tasa de cambio de cobertura de coral, la cual es una métrica simple y fácil de interpretar para evaluar cambios en la cobertura coralina a través del tiempo (Cote *et al.*, 2005; 2006). Esta se obtuvo a partir del cálculo de la tasa de cambio logarítmica y su posterior transformación. Se escogió esta métrica debido a que tiene la capacidad de atenuar cambios atípicos, así como porque disminuye los efectos de los cambios entre coberturas menores a 10% (Cote *et al.*, 2005; 2006; Suchley *et al.*, 2016).

$$\Delta T = \left( \frac{\text{Log}(C_1) - \text{Log}(C_0)}{T} \right) * 100$$

Dónde:

$\Delta T$  es la tasa log de cambio de la cobertura,  $C_0$  es la cobertura inicial y  $C_1$  la cobertura actual.

Para posteriormente transformarse en tasa real de cambio mediante la siguiente operación:

$$\Delta C = \left( (10^{\Delta T}) - 1 \right) * 100$$

#### *Definición y delimitación de la zona de influencia costera del estado de Quintana Roo*

Para determinar los límites de la zona de influencia costera a la cual se modelo el cambio de cobertura y uso de suelo, fue preciso primero delimitar el concepto de costa. Si bien la definición y delimitación de la costa, es una problemática compleja ya que, en esta convergen varios factores (sociales, políticos, legales, geológicos), dos son los elementos que la caracterizan: el mar y la tierra, siendo la costa la zona donde ambos componentes interactúan intercambiando materia y energía (SEMARNAT 2009: Priyanto 2010). Según la “US Comision of Marine of Science” en el 1964 (en Priyanto 2010 la define como “La parte de la tierra que es afectada por su proximidad al mar, y la parte de la mar afectada por su proximidad a la tierra, así como la extensión en la cual las actividades terrestres del hombre tienen efectos considerables en la química y ecología marina”. Mientras tanto en México, la Política Nacional de Mares y Costas de México en 2015 la define como: “La zona costera es el espacio geográfico de interacción mutua entre el medio marino, el medio terrestre y la atmósfera”.

De acuerdo con la anterior se decidió a utilizar dos parámetros i) La distancia de la costa a la cual se abarca la mayor parte de la población, entendiendo que las poblaciones humanas como principal agente de perturbación y ii) La distancia de la costa a la cual se abarca la mayor parte del área de las cuencas hidrográficas costeras, tomando al agua como el principal medio de intercambio entre el medio marino y el terrestre. Para lo cual, se utilizó el enfoque de cuenca hidrográfica, la cual es una unidad natural delimitada que debido a sus características topográficas y/o geológicas hacen que el agua drene a un punto común (CONABIO 2008), por lo cual esta recoge los contaminantes generados tierra adentro, los cuales paulatinamente desembocaran en el mar. Sin embargo, debido a las características kársticas de la península de Yucatán, los cuerpos de agua superficiales son escasos, ocasionado por la alta porosidad del suelo, esto genera que el agua se infiltre rápidamente al subsuelo generando redes complejas de ríos subterráneos. Debido

a esto se utilizaron los polígonos vectoriales (archivo tipo shape) de las Regiones Hidrográficas Prioritarias generadas por la CONABIO en el 2002 (modificado 2008). Estas fueron diseñadas a partir de dos talleres realizado en 1998, con un panel de 32 expertos en limnología, ecología, sistemática y manejadores de recursos, los cuales delimitaron estas áreas por sus características, geológicas, hidrológicas y biológicas.

Para cuantificar la distancia de la costa a la cual se abarca la mayor parte de la población, se utilizaron los polígonos de localidades urbanas del INEGI 2010. Utilizando el software ArcMap 10.2, se generaron buffer a partir de la línea de costa con distintas extensiones 2.5, 5 km aumentando entre cada buffer 5 km hasta llegar a los 50 km (Fig 1). Con los cuales se determinó el porcentaje de población abarcada a esa distancia. Una vez obtenidos ambos parámetros (% de población y % de área de cuencas hidrográficas prioritarias) se seleccionó la distancia en la cual se llega a la asíntota en ambos parámetros.

### *Modelando los cambios de cobertura vegetal y de uso del suelo*

Para modelar los cambios de cobertura vegetal y de uso del suelo de la zona de influencia costera del estado de Quintana Roo, se utilizaron como insumo las capas temáticas de cobertura del suelo MAD-MEX (Monitoring Activity Data for the Mexican REDD+ program) Landsat de 32 categorías generados por la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (Gebhardt *et al* 2014; CONABIO 2017) en formato GeoTIFF. Dichos productos representan la cobertura vegetal de la República Mexicana en 32 categorías (Anexo 1) con una resolución espacial de 30 m y se encuentran disponibles para los años 1993, 1995, 1997, 2000, 2003, 2005, 2008 y 2010.

Estos productos presentan una precisión en la clasificación global de ~70%, lo cual es un estándar aceptable para productos de este tipo (Gebhardt *et al.*, 2014). Sin embargo, presenta diferenciales de precisión en las distintas clases, siendo los bosques tropicales caducifolios tropicales (68.5 - 70.1%), vegetación de humedales (64.8 - 68.5%), áreas urbanas (64.1 – 73.4%) y cuerpos de agua (59.5 – 68.9%) (Gebhardt *et al.*, 2014). Esto supone una problemática para los fines del estudio debido a que estas coberturas representan gran parte de las presentes en el estado de Quintana Roo. Con el fin de detectar de mejor manera las inconsistencias en los productos se realizó una validación

sencilla mediante puntos de validación (Anexo 1). Donde se encontró que las coberturas con mayor problema eran 1) Cuerpos de agua, 2) Áreas urbanas, 3) Pastizales y 4) Vegetación de duna costera.

Para hacer frente a estas deficiencias, se realizaron las modificaciones a los productos MADMEX Landsat de 32 categorías de los años 1993 y 2010, que son los años que más próximos a las fechas en que fueron colectados los datos de coberturas coralinas.

- i) Para hacer frente a los problemas de detección de Cuerpos de Agua se utilizó la máscara de agua MadMex Rapid Eye 2015 (CONABIO 2017), la cual extrajo los cuerpos de agua superficiales del estado en cada uno de los mapas temáticos (1993 y 2010).
- ii) Debido a que a los errores generados por la confusión entre coberturas similares (p ej. Selva subcaducifolia a selva perennifolia), se realizó una reclasificación de las categorías de cobertura (Tabla 3), donde se unieron categorías de coberturas vegetales afines como las categorías de: Selva subcaducifolia, Selva media subperennifolia las cuales tienen firmas espectrales muy similares y para términos de los objetivos de este trabajo la diferenciación entre estas coberturas no es de relevancia. Esto mismo sucede con los pastizales y el uso agrícola, que en ambos casos son comunidades de plantas gramíneas, además de que los pastizales son comunidades poco comunes en Quintana Roo y generalmente están asociadas a perturbación humana.

**Tabla 3.** Reclasificación de las categorías de cobertura vegetal y usos de suelo.

<b>Categoría</b>	<b>Antiguas categorías</b>
Selva	Selva baja subcaducifolia Selva baja subperennifolia Selva media subcaducifolia Selva media subperennifolia
Tular	Tular/Crrizal/Saibial
Manglar	Manglar
Agrícola /Pastizal	Pastizal inducido Agricultura
Cuerpo de agua	Cuerpo de Agua
Área urbana o perturbada	Suelo desnudo Urbano

- iii) Las deficiencias en las áreas urbanas se trataron generando máscaras de áreas urbanas, esto con la ayuda de imágenes de alta resolución de Google Earth Pro. En las cuales se dibujaron los perímetros de las áreas urbanas y las áreas de desmonte con imágenes fechadas entre 1991-1993 para la capa de 1993, mientras que para la y a 2010 mediante la función dibujo de polígonos. Estas fueron trasladadas al software QGIS para su transformación a formato vectorial (shape), mediante el complemento GEarthView versión 3.03.

Una vez obtenidas las máscaras de áreas urbanas, se procedió a la incrustación de las máscaras de áreas urbanas a los raster MadMex. Donde, primero se extrajo las áreas urbanas erróneas mediante la función “Extract by mask” del software ArcMap 10.3. Cabe señalar que en las áreas donde el área urbana fue sobrestimada, se reclasificó con el valor asignado a cobertura de selva que según nuestra revisión es la cobertura con la que se confunde con mayor frecuencia en el área (Anexo 2), toda vez que fueron sustraídos los cuerpos de agua.

Posteriormente, se transformaron las máscaras de áreas urbanas a formato GeoTIFF (raster), para luego ser reclasificadas con valor de 1= áreas sin datos y 55= áreas urbanas. El resultado de esto se multiplicó con las capas MadMex correspondientes, mediante la “Calculadora Raster”, de modo que las áreas sin datos no fueran modificadas del mismo modo que las coberturas vegetales, mientras que los valores afectados por la multiplicación corresponden a áreas urbanas reales.

El cambio de cobertura vegetal y de uso del suelo se modeló mediante el software TerrSet versión 1.0, usando como insumos las capas temáticas de cobertura y uso del suelo MAD-MEX, previamente recortados siendo la capa de inicio la correspondiente a 1993 y la final la correspondiente a 2010. Como insumos se utilizaron raster de distancias a carreteras y de poblados y ciudades. Asimismo, se eliminaron transiciones de cobertura y uso de suelo, cuya lógica y viabilidad de sucesión ecológica era improbable o era menor a 1000 ha.

### *Modelo de relación tierra-mar*

Para cuantificar los efectos de los cambios de cobertura y uso del suelo sobre la cobertura de coral, se desarrolló un modelo para cuantificar dichos efectos. Para lo cual, primero se establecieron los supuestos que el modelo debería cumplir que son los siguientes:

- Magnitud del área de CCUS: el modelo debe de considerar la magnitud de las áreas de cambio de cobertura y uso del suelo.
- Distancia al arrecife: Considerar que los cambios más cercanos al arrecife tienen mayor efecto sobre la cobertura coralina.
- Diversidad de CCUS: Que se tomen en cuenta todas las categorías de cambio de cobertura y uso de suelo.

El modelo desarrollado se nombró como “Modelo de relación tierra-mar”, el cual fue diseñado mediante el software ArcMap 10.2 con la función ArcBuilder, el cual permite generar procesos interconectados entre las funciones seleccionadas, el modelo consta de 5 pasos y para realizarse es necesario tener como elementos de inicio: shapefile de la región ASK a evaluar (en nuestro caso intersectamos la capa de arrecifes de Healthy Reefs Initiative de 2012 con las regiones de ASK para tener una mayor resolución espacial) y el mapa de cambios de cobertura y usos de suelo (Fig. 7).

Como se muestra en la figura 4, el primer paso del modelo es generar un buffer 30 km a la capa de la región de ASK. El radio del buffer se estableció a partir de parámetros de población y del área ocupada de las cuencas hidrográficas a esa distancia (Anexo 1). En el segundo paso, a partir del buffer realizado, se procedió a cortar la porción de costa correspondiente de cada buffer, a partir de la capa de CCUS, previamente generada, con lo cual se obtuvo la porción de zona de influencia de la costa para cada una de las regiones. El tercer paso era la disgregación del mapa generado del paso anterior, en los distintos CCUS presentes. El cuarto paso era la transformación de cada pixel a un punto geográfico, a cada uno de los mapas generados en el paso anterior. Finalmente, el quinto paso era generar una tabla de distancias, en la cual se agreguen las distancias a cada uno de los puntos generados en el paso anterior. Esto nos permitió saber la distancia de cada uno de los cambios en nuestra zona de influencia.

### *Índice influencia costera (IIC)*

Para cuantificar los efectos de los cambios de cobertura y uso del suelo sobre el arrecife, se diseñó un índice a partir de los valores obtenidos por el modelo previamente descrito (Fig. 7). Este índice, fue elaborado bajo los preceptos del modelo de relación tierra mar (Magnitud de las áreas de cambio, Distancia al arrecife y diversidad de cambios de CCUS), para lo cual se tomaron 3 métricas: i) sumatoria de la distancia de la distancia de cada pixel por categoría de cambio. ii) área de la categoría cambio, es el área correspondiente a cada categoría individual en el área recortada por el buffer de 30 km al arrecife, iii) área total, es el área total de tierra recortada por el buffer de 30 km al arrecife.

La ecuación presenta dos operadores importantes de destacar. El primero es la raíz cuadrada de la distancia, la cual tiene como propósito atenuar el efecto producido por la linealidad de las magnitudes de distancia, el segundo es el inverso aplicado sobre la raíz de la distancia, esto para cumplir con la lógica de que los efectos de los cambios son mayores a menor distancia del arrecife.

$$I = \frac{\sum \frac{1}{\sqrt{D}} \cdot A_C}{A_T}$$

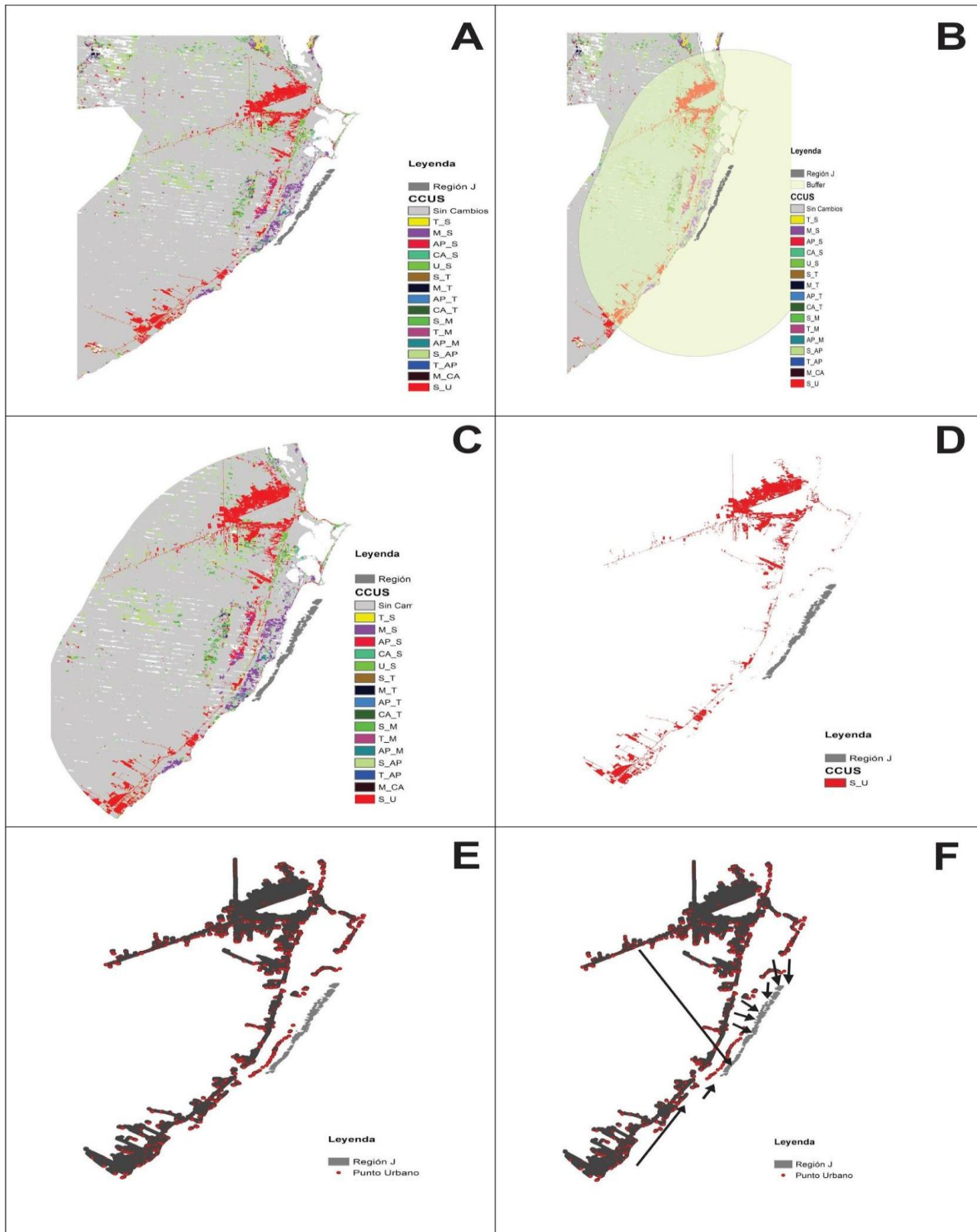
Dónde:

D= Distancia de cada pixel por categoría de cambio al arrecife.

A<sub>C</sub>= Área total de categoría cambio

A<sub>T</sub>= Área total de zona de influencia





**Figura 7.** Modelo de relación tierra-mar, se muestran los pasos a seguir y los insumos necesarios para realizarse. A) Insumos necesarios para el modelo (en este caso: shp de la región de ASK a evaluar y el mapa de CCUS). B) Siguiendo el siguiente paso realizar un buffer de 30km (según las necesidades del estudio) mediante la función buffer. C) Recortar el área abarcada por el buffer (se utilizó la herramienta “Extract by mask” que permite hacer recorte de archivos raster con una capa de corte en este caso el buffer). D) Disgregación del mapa en cada uno de los CCUS, (se utilizó la función “Reclassify” donde se respetó el valor de la categoría a conservar y las demás se convierten a “NoData”). E) Conversión a Puntos de los píxeles de cambios de cada uno de los componentes de los mapas disgregados (utilizando la herramienta “Raster to Point”). F) Distancias de los píxeles de CCU al arrecife (se utilizó la herramienta Near Table para generar una tabla que contenga la distancia de cada uno de los puntos generados en el paso anterior con su categoría de CCUS).

## *Análisis estadístico*

Para constatar que existen diferencias significativas en la cobertura coralina entre las dos temporalidades antigua (1990-1996) y reciente (2011-2017), se realizó una prueba Wilcoxon para muestras pareadas, debido a que los datos no cumplen los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianzas, lo cual se comprobó mediante una prueba de normalidad de Shapiro-Wilk y una prueba de F para la homogeneidad de varianzas. Asimismo, se analizaron los cambios entre los diferentes sectores del estado (Norte, Centro, Sur y Cozumel), para lo cual se realizó una prueba Kruskal-Wallis. Además, para comprobar si existen diferencias entre las zonas arrecifales se realizó una prueba de U Mann Whitney, donde se consideró como una sola categoría la Cresta arrecifal y el arrecife Posterior, esto debido a que durante la toma de datos en campo los transectos pueden abarcar ambas zonas arrecifales. Para la realización de las pruebas estadísticas se utilizó el software estadístico R (R Core Team 2017).

Para relacionar los cambios en la cobertura coralina en función de los cambios en costa se realizaron dos aproximaciones:

- I) Se realizó una prueba de componentes principales (PCA), mediante el software R (R Core Team 2017). utilizando la librería Factoextra. Se utilizaron los valores del Índice de influencia costera (IIC) para cada categoría de cambio de cobertura vegetal y uso de suelo (CCUS), esto con el fin de conocerlas direcciones y magnitudes de los efectos de las variables de cambios y así agrupar las categorías de CCUS, para lo cual se utilizaron los dos primeros componentes. Una vez reducidas las variables, se procedió a realizar una regresión lineal múltiple, teniendo como variable dependiente la tasa de cambio coralina y como variables independientes los componentes principales, esto con el fin de comprobar la relación entre las variables.
  
- II) Para analizar la influencia de los CCUS sobre la cobertura coralina, se agruparon las categorías CCUS, según la naturaleza de los cambios, con lo que se obtuvieron grupos (Tabla 4): i) Antrópico, son todos los cambios que están relacionados con actividades humanas. ii) Recuperación, son todos los cambios en los que se han recuperado coberturas vegetales de territorios con un uso humano, iii) Pérdida de manglar, son todos los cambios en la cobertura vegetal inicial es Manglar. iv) Pérdida de tular, es donde la cobertura inicial es tular y el

resultado es otra cobertura vegetal no relacionada con las actividades del hombre.

v) Sucesión ecológica, son todos los cambios entre coberturas vegetales naturales y que no se encuentran en otras categorías. Una vez agrupadas las categorías de CCU se realizó una regresión lineal múltiple, teniendo como variable dependiente la tasa de cambio coralina y como variables independientes los componentes principales, esto con el fin de comprobar la relación entre las variables.

**Tabla 4.** Agrupación de las categorías de CCUS.

<b>Categoría de Agrupación</b>	<b>Categoría de Cambio de cobertura y uso de suelo</b>
Antrópicos	Selva a Urbano/Suelo desnudo Selva a Agrícola/Pastizal Tular a Agrícola/Pastizal
Recuperación	Urbano/Suelo desnudo a Selva Agrícola/Pastizal a Selva Agrícola/Pastizal a Manglar Agrícola/Pastizal a Tular
Pérdida de manglar	Manglar a Tular Manglar a Selva
Pérdida de Tular	Tular a Agrícola/Pastizal Tular a Selva
Sucesión ecológica	Selva a Manglar Selva a Tular

## Resultados

Se revisaron las 43 regiones generadas por Amigos de Sian Ka'an y los datos asociados a estas, así como las bases de datos Healty Reef Initiative (HRI) y del Laboratorio de Biodiversidad Arrecifal y Conservación (BARCOLAB). De acuerdo a los criterios utilizados, se seleccionaron 29 regiones de Amigos de Sian Ka'an (datos históricos 1990-1996) y un total de 78 sitios (529 transectos) para representar los datos actuales (2011-2017). De los datos actuales 55 sitios registrados por BARCOLAB y 23 sitios por HRI (Figura 2, Tabla 4). Siendo la porción norte del estado (a partir del municipio de Tulum hasta los límites del municipio de Puerto Morelos) la mejor representado con 33 sitios (259 transectos), seguida del centro del estado (Reserva de la Biosfera de Sian Ka'an) con 17 sitios (102 transectos), mientras tanto el sur del estado fue el sector que menor representación tuvo con 15 sitios (90 transectos, Tabla 5).

En cuanto a la zonación y subzonación del arrecife, el arrecife frontal fue el mejor representado con 51 sitios (352 transectos), siendo la subzona arrecife frontal interior la que tuvo una mejor representación con 29 sitios (197 transectos), en contraste con la Cresta Arrecifal, la cual se encuentra representada con 4 sitios (24 transectos), la cual contiene una única subzona arrecifal la Transición al Barlovento (Tabla 5). Sin embargo, existen casos especiales como en la región XXV, donde las condiciones geológicas generaron la presencia de dos crestas arrecifales (sitio conocido como "La Poza") y por consiguiente existen subzonas arrecifales únicas para este sitio, del mismo modo la fracción Suroeste de Cozumel presentan estructuras únicas, propias de la isla, además de que para estas regiones (XXVI y XXXIII), los datos reportados por ASK son a nivel de sitio (Tabla 4). Cabe señalar, que en 4 sitios no fue posible asociarlos a una zona y subzona arrecifal, debido a que las condiciones descritas en los datos históricos (ver referencias en métodos), no coincidían para las descripciones asociadas para estos sitios aunado en diferencias en las profundidades registradas, por lo que fueron descartados del presente estudio.

**Tabla 5.** Cambios de coberturas coralinas en el estado de Quintana Roo. Los datos se reportan a nivel de subzona arrecifal como lo establecen las series de documentos de Amigos de Sian Ka'an (Tabla 2). Se reportan las coberturas coralinas actuales promedio, el número de sitios y transectos utilizados para el cálculo de la cobertura coralina actual, así como el error estándar asociado, además la cobertura antigua promedio reportada (1990-1996) por Amigos de Sian Ka'an (Gutiérrez-Carbonell *et al.*, 1993, 1995 y 2005; Carranza Sánchez *et al.*, 1996; Loreto-Viruel 2017). Se reportan las zonas arrecifales a las que pertenecen; Arrecife Posterior (AP), Cresta Arrecifal (CA), Laguna Arrecifal (LA) y Arrecife Frontal (AF) Además, de las subzonas arrecifales: Interior (I), Exterior (E), Arrecife Posterior(AP) y Transición a Barlovento (TB). Por último, se reportan las tasas de cambio de cobertura coralina en cada una de la subzonas arrecifales (Ver Métodos). Los datos reportados para Cozumel en la región XXVI y XXXIII se encuentran a nivel de sitio.

Sector	Región ASK	Zona Arrecifal	Subzona	Sitios	No. de Transectos	Cobertura antigua	Cobertura actual	Error estándar	Dif. Años	T. de cambio
Norte	A	AF	I	1	6	14	9.00	2.16	21	-2.08
Norte	A	AF	E	1	6	30	26.50	3.44	21	-0.59
Norte	B	LA	AP	1	6	28	11.00	3.08	21	-4.35
Norte	B	AF	I	2	12	21	23.25	0.99	21	0.49
Norte	C	AF	E	3	18	54	14.28	1.05	21	-6.14
Norte	C	AF	I	3	31	30	16.89	0.75	21	-2.70
Norte	C	LA	AP	2	14	19	21.35	0.75	21	0.56
Norte	D	AF	E	3	19	50	11.44	0.97	21	-6.78
Norte	D	AF	I	1	6	46	17.67	3.09	21	-4.45
Norte	F	CA	TB	1	6	8.28	0.50	0.22	21	-12.51
Norte	F	AF	I	1	6	16.2	14.50	2.87	21	-0.53
Norte	G	LA	AP	1	6	6.41	4.83	1.58	21	-1.34
Norte	G	AF	I	1	6	7.2	9.00	1.63	21	1.07
Norte	H	AF	I	1	12	21.3	23.00	0.68	21	0.37
Norte	I	AF	I	1	6	14	11.00	2.46	21	-1.14
Norte	J	LA	AP	5	65	40	22.18	1.41	21	-2.77
Norte	J	AF	I	4	34	19	21.23	1.52	21	0.53
Centro	II	AF	E	2	12	57.44	25.00	4.42	27	-3.03
Centro	III	AF	I	1	6	10.11	11.67	2.47	24	0.60
Centro	IV	AF	E	1	6	28.63	15.33	3.07	24	-2.57
Centro	V	AF	E	1	6	30.38	19.50	3.79	24	-1.83
Centro	VI	AF	I	1	6	19.33	2.83	0.79	24	-7.69
Centro	VI	AF	E	1	6	36.5	21.17	3.63	24	-2.24
Centro	VII	AF	I	1	6	14.33	4.67	1.43	24	-4.57
Centro	VII	LA	A	1	6	17.78	6.33	1.78	24	-4.21
Centro	IX	AF	I	1	6	12.13	8.50	0.85	24	-1.47

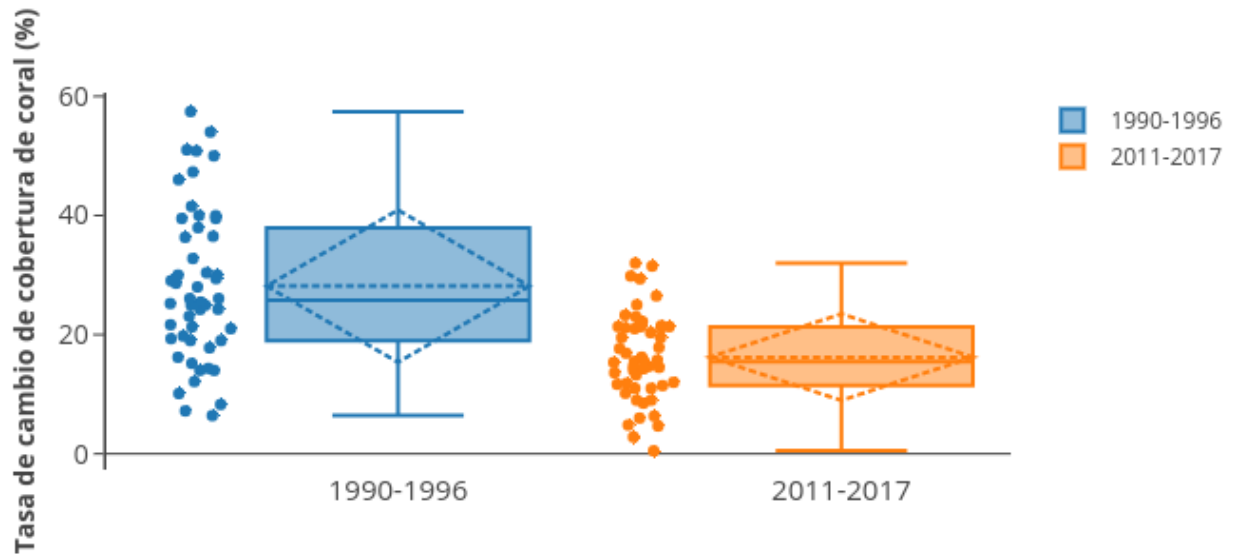
Sector	Región ASK	Zona Arrecifal	Subzona	Sitios	No. de Transectos	Cobertura antigua	Cobertura actual	Error estándar	Dif. Años	T. de cambio
Centro	IX	AF	E	1	6	24.93	19.50	3.85	24	-1.02
Centro	X	AF	E	1	6	24.93	10.17	2.20	24	-3.67
Centro	XI	AF	E	2	12	51	13.25	0.99	24	-5.46
Centro	XIII	LA	AP	3	18	24.22	20.33	1.39	20	-0.87
Sur	XIX	AF	E	3	18	47.31	13.61	0.43	20	-6.04
Sur	XIX	AF	I	1	6	39.97	21.33	4.02	20	-3.09
Sur	XIX	CA	TB	1	6	26.06	15.50	2.70	20	-2.56
Sur	XIX	CA	TB	1	6	26.06	15.50	2.70	24	-2.14
Sur	XV	AF	E	1	6	36.33	29.35	5.60	20	-1.06
Sur	XVI	AF	I	1	6	15.18	12.00	2.58	20	-1.17
Sur	XVIII	CA	TB	1	6	25.22	11.83	2.12	20	-3.71
Sur	XXII	AF	I	2	12	24.25	21.50	1.36	20	-0.60
Sur	XXIV	AF	I	2	12	25.48	14.66	1.36	20	-2.73
Sur	XXV	AF	E	1	6	29.4	17.83	2.85	20	-2.47
Sur	XXV	AF	I1	1	6	29.06	21.33	4.01	20	-1.53
Cozumel	XXVI	2T	Francesa P. del	1	6	41.52	14.67	4.81	18	-5.62
Cozumel	XXVI	2T	Cedral	1	6	39.5	29.83	4.39	18	-1.55
Cozumel	XXVI	2T	Palancar	1	6	39.5	31.50	2.95	18	-1.07
Cozumel	XXVI	2T	Colombia	1	6	37.95	32.00	6.99	18	-0.94
Cozumel	XXVI	TM	P. Sur	1	6	23.08	21.00	4.33	18	-0.52
Cozumel	XXIX	AF	I	3	18	19.77	15.72	1.25	21	-1.26
Cozumel	XXXIII	2T	Tormento s	1	6	21.66	6.00	2.11	18	-6.88
Cozumel	XXXIII	2T	Chankana ab	3	18	50.83	16.22	0.34	18	-6.15
Cozumel	XXXIII	2T	Paraíso	1	6	32.78	14.00	3.18	18	-4.62

### *Cambio en la cobertura coralina a nivel regional y zonación arrecifal*

Al comparar las coberturas de coral históricas y actuales, se obtuvo que la cobertura coralina cambio de un promedio de 28.14 % ( $\pm 1.82$  E.E) a 16.22% ( $\pm 1.03$  E.E), a una tasa de cambio promedio de -2.72% ( $\pm 0.37$  E.E) anual (Fig. 8). Para constatar que existieran diferencias significativas entre los datos antiguos y los recientes, se realizó una prueba de Wilcoxon para muestras pareadas, obteniendo que existen diferencias significativas entre ambas ( $P > 0.01$ ). Lo cual nos indica que la cobertura de coral ha disminuido Caribe Mexicano en los últimos 20 años (Fig. 8).

Es importante resaltar que entre 1990 y 1996, la mayor parte de las subzonas arrecifales presentaban coberturas superiores al 20% (35 de 50), mientras que actualmente solo 17 subzonas cumplen con esta condición (Tabla 2; Fig. 8). Asimismo, en la actualidad existen solo 4 subzonas que alcanzan el ~30% de cobertura coralina, tres sitios en Cozumel (Colombia, Palancar, Paso del Cedral) y una zona en Mahahual (Frontal interior de la región XV).

En cuanto las tasas de cambio la subzona transición al barlovento de la región F (al Sur de Xel-Ha hasta punta Fátima (Fig. 9, Tabla 5) fue la que presentó la mayor magnitud de cambio con una tasa de cambio de -12.51% anual, siendo la cobertura inicial del 8.23% y la actual es de 0.5%. Por otro lado, se registraron 6 subzonas arrecifales con cambios positivos en las coberturas coralinas, donde el Arrecife frontal interior de la región G (Porción norte de Playa del Carmen, Fig. 9) presento el mayor incremento con una tasa de cambio de 1.07% donde la cobertura inicial era del 8% mientras que la actual es de 11% ( $\pm 2.46$  E. E, Tabla 5.).

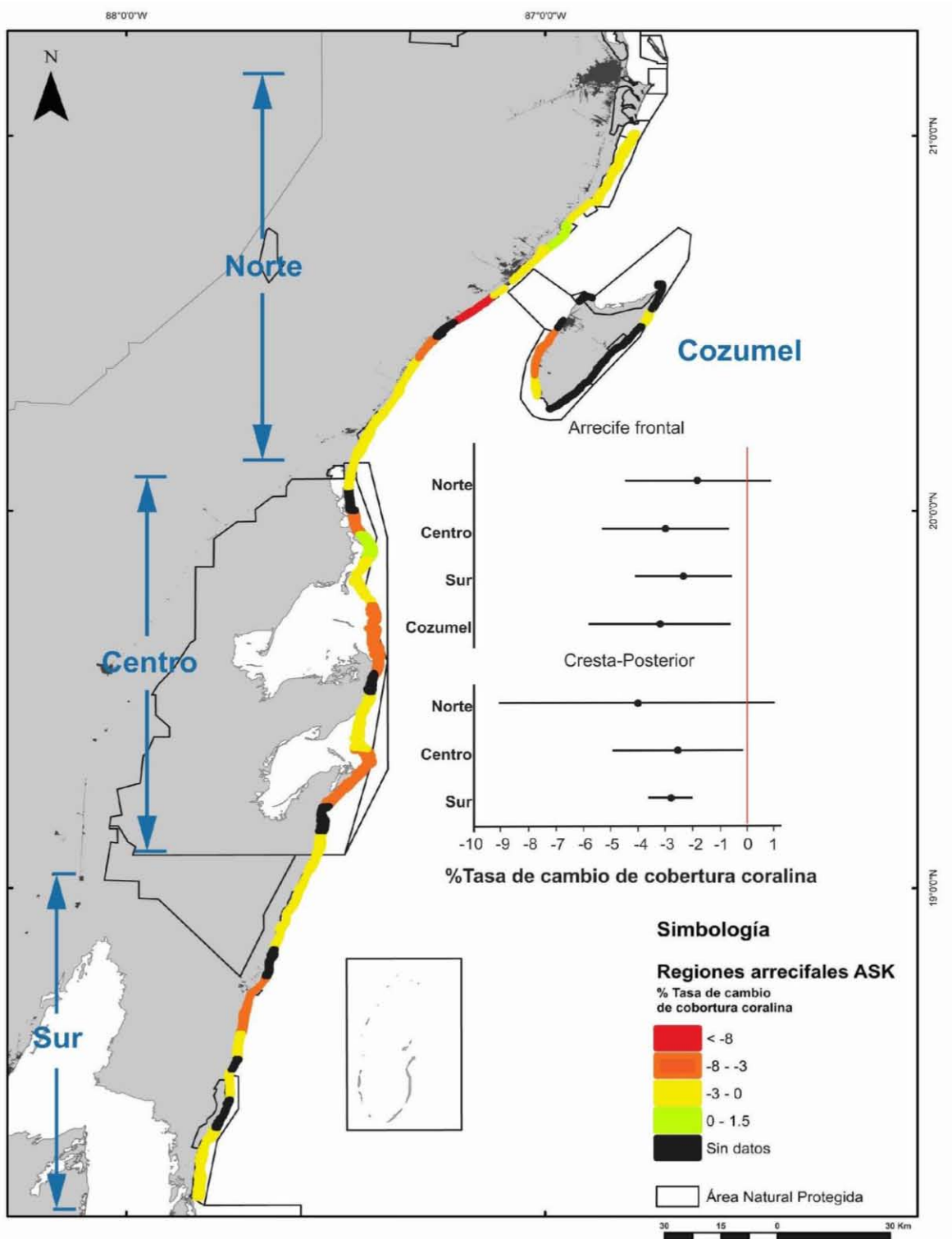


**Figura 8.** Grafica de barras y bigotes, comparando las coberturas de coral antiguas (1990-1996) en azul y las recientes (2011-2016) en color naranja. Asimismo, se muestra la dispersión de datos en cada una de las temporalidades. Las líneas punteadas representan la media y la desviación estándar. El número de muestra en ambos casos es de 50.

Al comparar los distintos sectores del estado, encontramos que en todas las tasas de cambio de cobertura coralina son negativos con excepción del sector norte cuyo intervalo de confianza es ~1% tanto en los arrecifes frontales como en la zona de Cresta- laguna arrecifal (Fig. 9). Para constatar que existieran diferencias significativas entre los sectores del estado se realizó una prueba de Kruskal-Wallis obteniendo que no se tiene diferencias significativas entre estas ( $P=0.82$ ).

Del mismo modo, se compararon con una prueba de U Mann-Whitney) las tasas de cambio de cobertura coralina entre el arrecife frontal y la cresta arrecifal-arrecife posterior, encontrando que no existen diferencias significativas entre ambos grupos ( $P=0.28$ ).



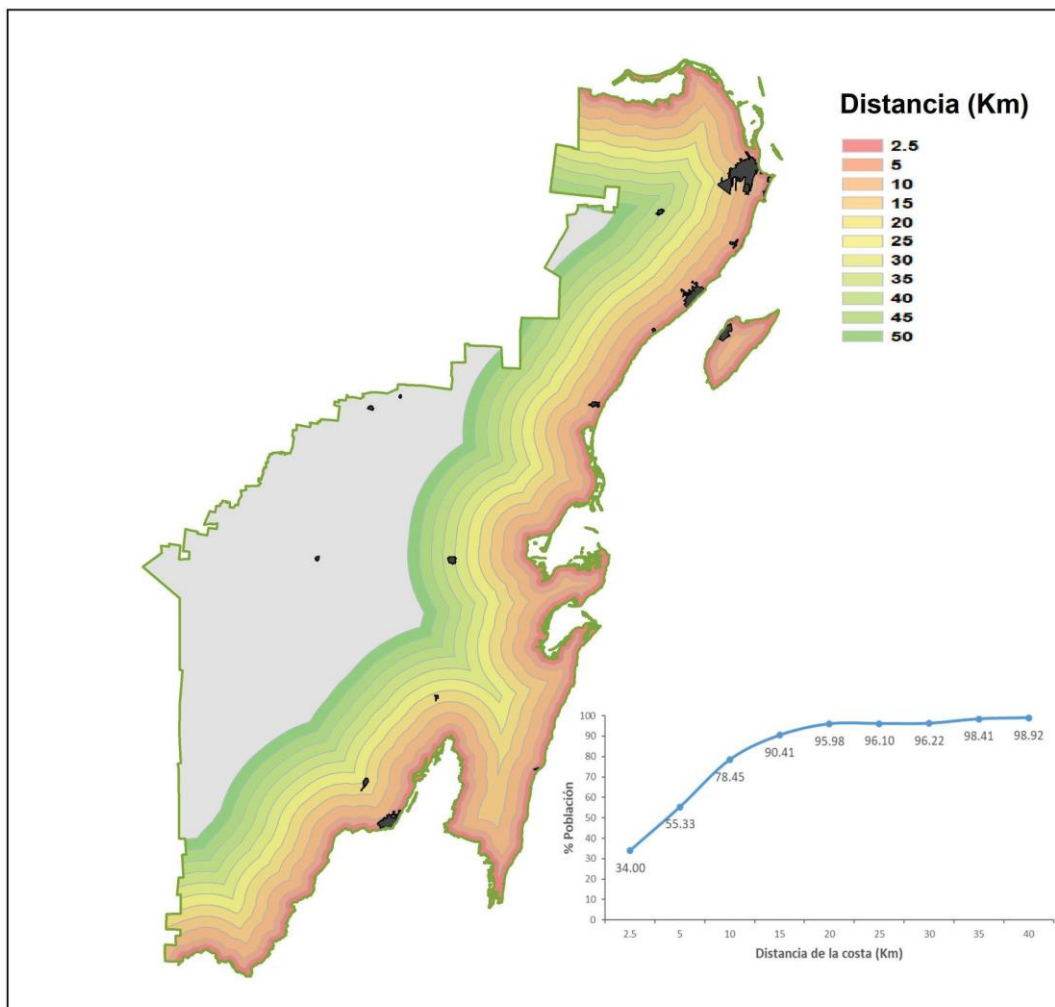


**Figura 9.** Mapa de los cambios en las coberturas coralinas del estado de Quintana Roo. En color rojo, naranja, amarillo, verde y negro representan las tasas de cambio de cobertura de coral promedio asociado a las regiones arrecifales generadas por ASK. Las gráficas muestran las tasas de cambio promedio de cobertura de coral ( $\pm$  intervalo de confianza 95%) en cada sector del estado Norte, Centro, Sur y Cozumel, se muestran los resultados por zona arrecifal (Arrecife frontal y Cresta-Posterior).

### Delimitación de la zona de influencia costera

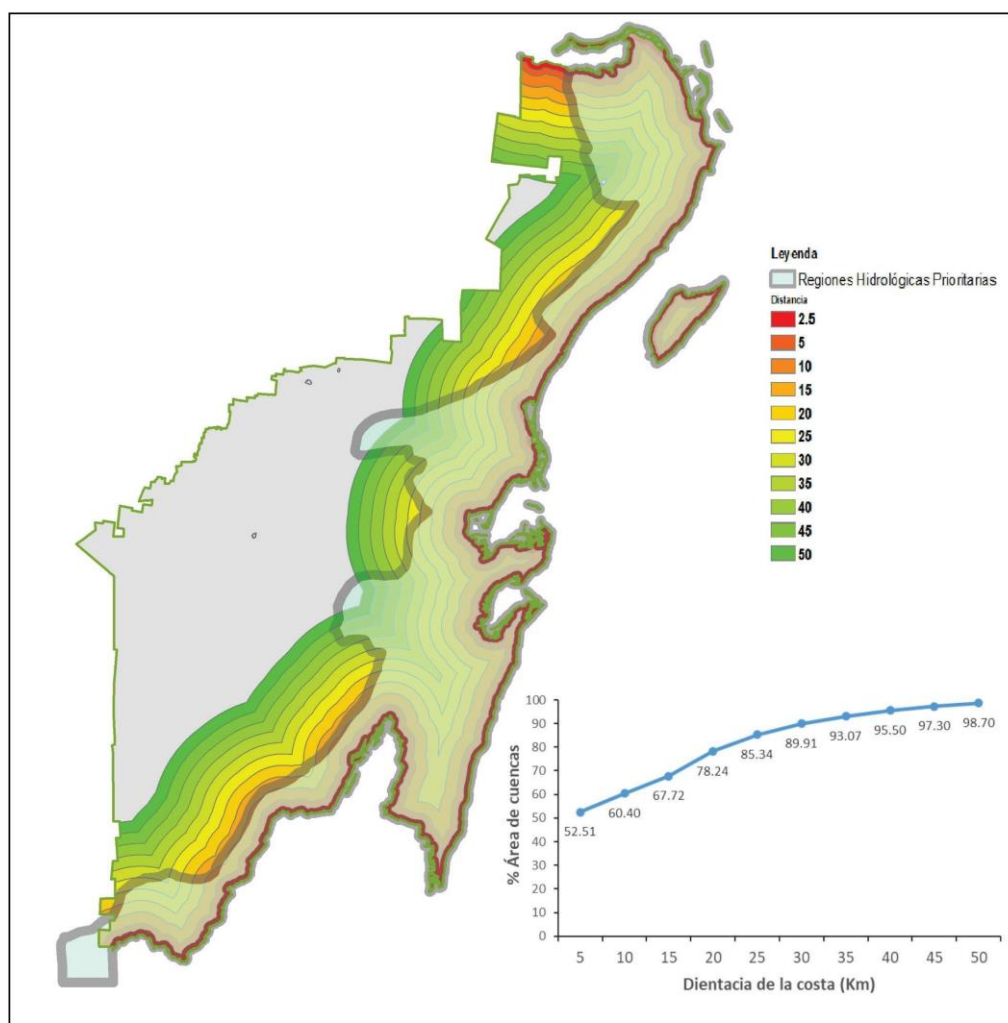
La zona de influencia costera, se definió a partir de la conjunción de dos parámetros i) La distancia de la costa a la cual se abarca la mayor parte de la población, entendiendo que las poblaciones humanas como principal agente de perturbación y ii) La distancia de la costa a la cual se abarca la mayor parte del área de las cuencas hidrográficas costeras, tomando al agua como el principal medio de intercambio entre el medio marino y el terrestre.

La población humana en el Caribe Mexicano se concentra principalmente cercana a la costa (Fig. 10), de ahí que el 90% población vive a 15 km de la línea de costa, así mismo se puede observar que la asíntota del porcentaje de población llega a los 25 km (Fig. 10).



**Figura 10.** Establecimiento la distancia de la costa a la cual se abarca la mayor parte de la población, en colores que van del rojo al verde se muestran los buffers realizados cada 5km para establecer el porcentaje de la población ocupada a esta distancia. En color negro se muestran las localidades urbanas del INEGI 2010. Se muestra la gráfica del porcentaje de población en categorías de distancia a partir de la línea de costa.

Del mismo modo al cuantificar la distancia de la costa a la cual se abarca la mayor parte de las cuencas hidrológicas, se encontró que el 90% del área de las cuencas hidrográficas se alcanzan a los 30 km a partir de la línea de costa, mientras que la asíntota se llega a los 50 km (Fig. 11). Por lo tanto, podemos decir que a una distancia de 30 km a partir de la línea de costa tenemos un promedio pob/cuenca hidrográfica del 93.3%, por lo cual se considera que esta distancia puede suponer una buena estimación de la zona de la influencia costera.

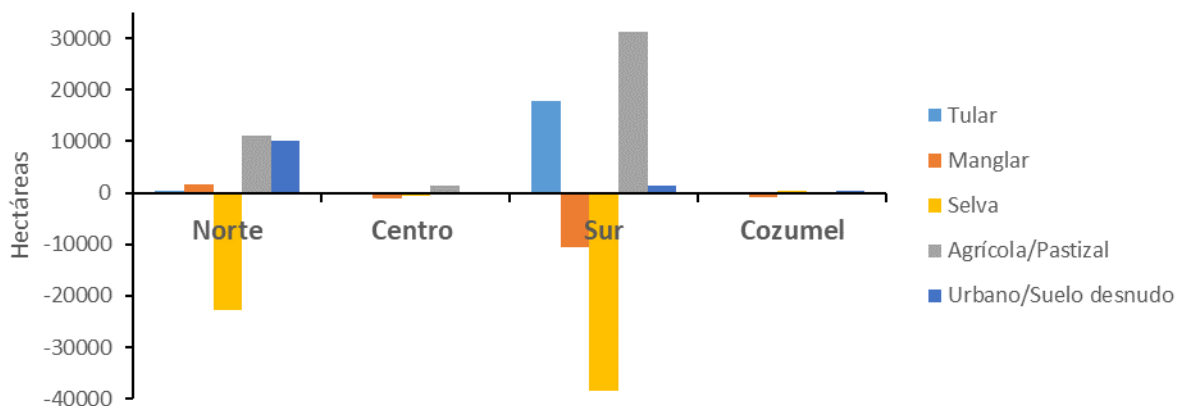


**Figura 11.** Establecimiento la distancia de la costa a la cual se abarca la mayor parte del área de las Regiones Hidrográficas Prioritarias, en colores que van del rojo al verde se muestran los buffers realizados cada 5km. En azul claro se muestran las Regiones Hidrográficas Prioritarias (CONABIO 2008). La gráfica muestra el porcentaje del área de las Regiones Hidrográficas Prioritarias en categorías de distancia a partir de la línea de costa.

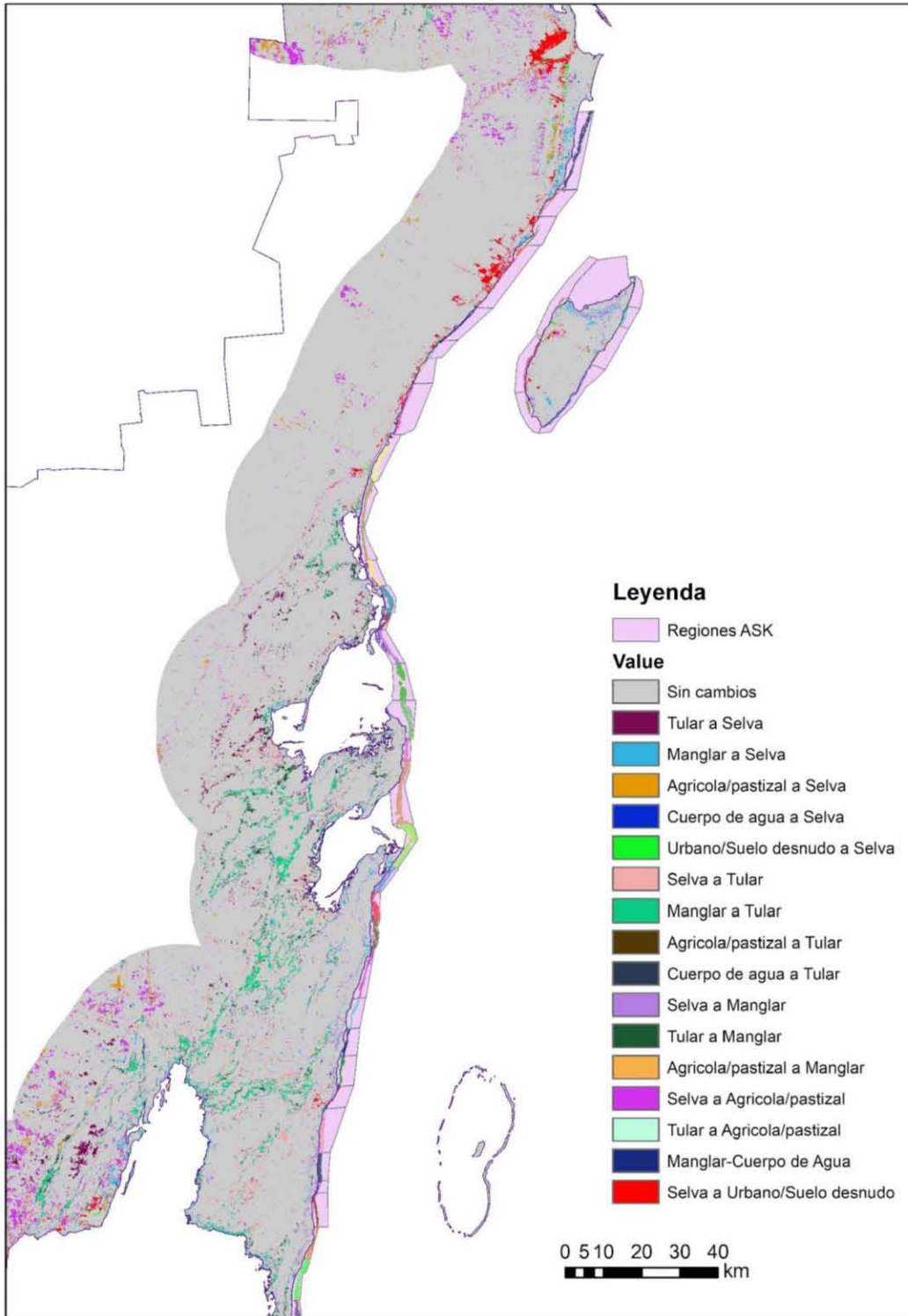
## Cambios de cobertura y uso del suelo

Se analizaron un total de 1,955,936 Ha correspondientes a la zona de influencia costera del Caribe Mexicano, establecida en el apartado anterior. Encontrando 16 categorías de cambios de cobertura vegetal o uso del suelo mayores a 1,000Ha. De los cuales, los cambios de asociados a las actividades humanas, como el uso Agrícola y el Urbano, presentaron las mayores dimensiones de cambio, es decir el incremento de las ciudades y de los campos de cultivo, fueron los cambios predominantes en el Caribe Mexicano. (Fig. 12). Mientras tanto, la Selva es la cobertura vegetal que presenta la mayor pérdida, que es de ~6% de su cobertura inicial, lo cual representa una pérdida neta de 100,629.9 Ha. Del mismo modo, la pérdida de la cobertura manglar es muy evidente del 8.64% de la cobertura inicial que representa una pérdida neta de 11,126.6 Ha.

Estos cambios se ven principalmente representados en los dos polos del estado, donde en el Norte se ve caracterizado por un gran crecimiento de la mancha urbana, mientras que en el sur se ve principalmente caracterizado por el desarrollo de la agricultura, así como la perdida de manglar y la ganancia de tular (Fig. 12 y 13). Por otro lado, en el sector centro (Reserva de la Biosfera de Sian Ka'an se ve caracterizado por la baja presencia de cambios, siendo los más representativos la alteración de humedales como manglares y tulares (Fig. 12 y 13). Mientras tanto Cozumel presenta relativamente pocos cambios, siendo el más relevante la expansión de la mancha urbana principalmente en la zona urbana de San Miguel Cozumel al oeste de la isla (Fig. 13).



**Figura 12.** Grafica de los cambios de netos en las principales coberturas vegetales y usos del suelo (CCUS), en los diferentes sectores del estado de Quintana Roo, se puede apreciar que la zona sur es la que presenta mayores cambios, principalmente asociados a la agricultura, mientras que la zona norte tiene los mayores valores de cambio a uso urbano.



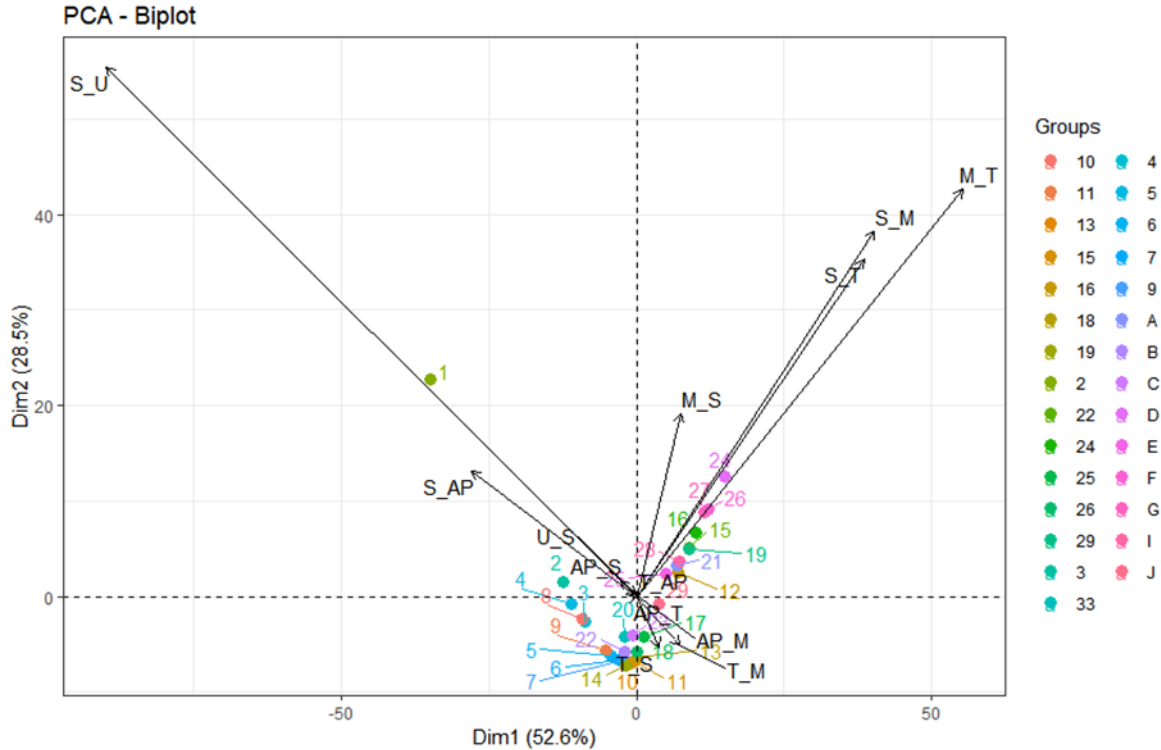
**Figura 13.** Cambios de Cobertura vegetal y uso de suelo, cada color representa cada una de las categorías de cambios. Tular a selva, Manglar a selva, Agrícola/pastizal a selva, Cuerpo de Agua a selva, Urbano/Suelo desnudo a selva, Selva a tular, Manglar a tular,) Agrícola/pastizal a tular, Cuerpo de agua a Tular, Selva a Manglar, Tular a manglar, Agrícola/pastizal a manglar, Selva a Agrícola/pastizal, Tular a Agrícola/pastizal, Manglar a cuerpo de agua y Selva a Urbano/Suelo desnudo.

### *Efecto del cambio de cobertura vegetal y uso de suelo sobre la cobertura coralina*

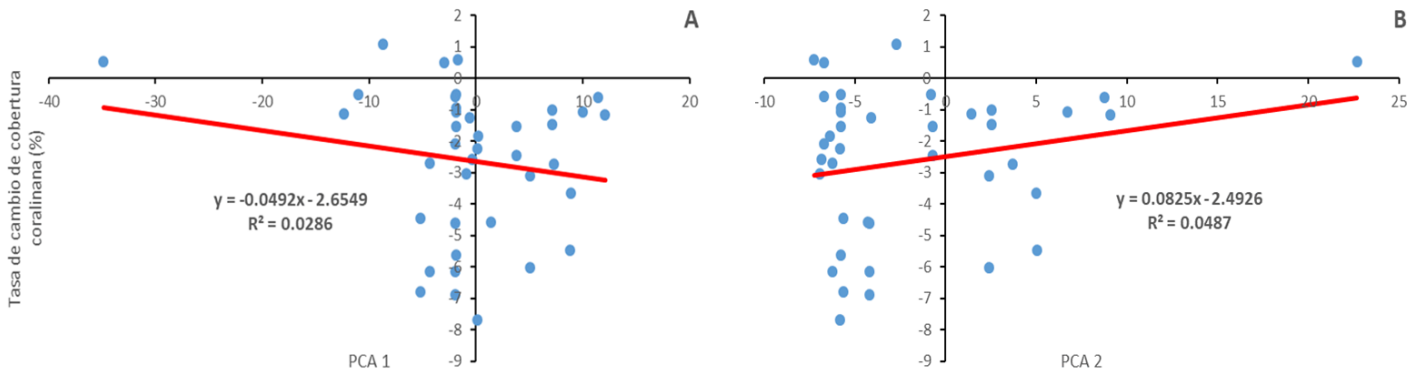
Se hicieron dos aproximaciones para evaluar los efectos de los cambios en la zona de influencia costera sobre el arrecife coral. Para la primera aproximación, se realizó un análisis de componentes principales (PCA) en la cual se utilizaron como insumo las 16 categorías de cambios de cobertura y uso de suelo (CCUS). Encontrando que la agrupación de las categorías de cambio de cobertura vegetal y usos de suelo, en los dos primeros componentes abarca el 81.1% de la varianza, de este modo el PCA1 presenta el 52.6% de la varianza y el PCA2 el 28.5% (Fig. 14).

Asimismo, se encontró que los cambios de cobertura vegetal (cambios no inducidos por el hombre), se agrupan principalmente en el sector positivo del PCA1 y PCA2, mientras que los cambios de uso de suelo (inducidos por la actividad humana) se agrupan en el sector negativo del PCA1 (Fig. 14). Cabe resaltar que el cambio de uso de suelo “Selva a Urbano/Suelo desnudo” mostró una fuerte influencia en la varianza, del PCA1 y del PCA2. Del mismo modo se observa que los cambios “Selva a Urbano/Suelo desnudo” y “Urbano/Suelo desnudo a Selva” así como “Agrícola/Pastizal a Selva” y “Selva a Agrícola/Pastizal”, mantienen la misma dirección de los efectos, lo cual resulta contradictorio ya que mientras que los cambios “Selva a Urbano/Suelo desnudo” y “Selva a Agrícola/Pastizal” son sinónimos de procesos de deforestación, mientras que desnudo a Selva” y “Agrícola/Pastizal a Selva” reflejan ganancias de cobertura vegetal.

Al relacionar los PCA1 y PCA2 con los cambios en la cobertura coralina mediante una regresión lineal múltiple, se encontró que no existen relaciones significativas entre los PCA1 y PCA2 con la cobertura coralina ( $P > 0.05$ ). Por lo cual, se puede observar que, en ambos casos, el efecto de los componentes principales sobre la cobertura coralina no es claro y con alta dispersión (Fig. 15), teniendo un efecto negativo en el caso del PC1 ( $R^2 = 0.02$ ,  $P > 0.05$ ) mientras que el PCA2 mostro una relación positiva ( $R^2 = 0.04$ ,  $P > 0.05$ , Fig. 15).



**Figura 14.** Biplot de Análisis de componentes principales de los cambios de cobertura vegetal y uso de suelo. Cada uno de los puntos de color representa una región de Amigos de Sian Ka'an. Las flechas representan la influencia y dirección que tiene cada variable sobre cada uno de los componentes principales (Dim1 y Dim2).

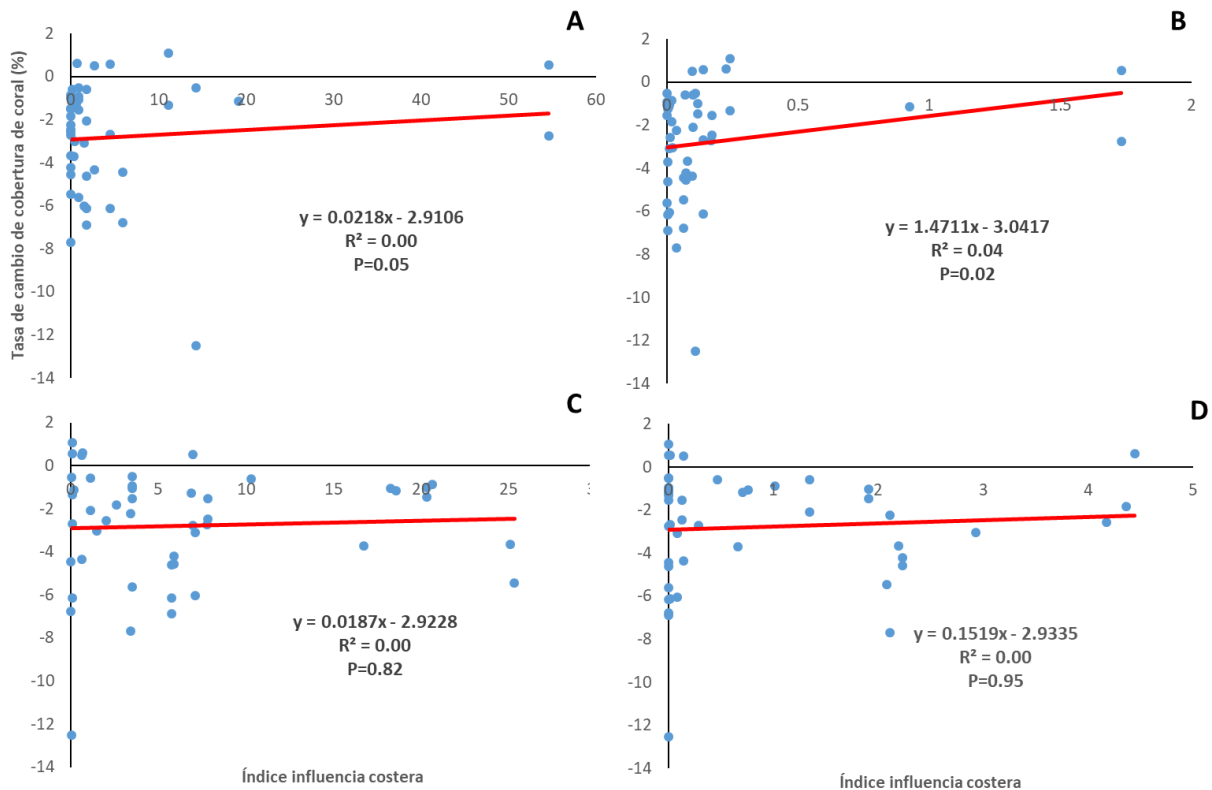


**Figura 15.** Graficas de dispersión, el eje horizontal muestra el valor obtenido de los componentes principales, mientras que el eje vertical representa la tasa de cambio de cobertura coralina, para cada grafica se muestra el valor de  $R^2$ , así como la ecuación de la línea recta. A) PCA1 en función de la cobertura coralina. B) PCA 2 en función de la cobertura coralina.

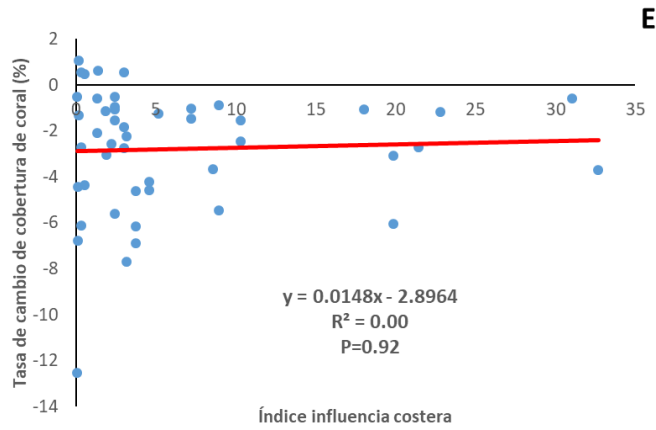


Por otro lado, para la segunda aproximación para relacionar los cambios de cobertura vegetal y uso de suelo (CCUS) con la cobertura coralina. Se agruparon las categorías de cambio en cinco grupos según la naturaleza de los cambios (Ver métodos): “Antrópicos”, “Recuperación,” “Pérdida de manglar,” “Pérdida de tular” y “Sucesión ecológica” para posteriormente relacionarlas con los cambios de cobertura coralina mediante una regresión lineal múltiple.

Se encontró, que en la regresión lineal múltiple no existe relación significativa entre los grupos de cambios de CCUS con la cobertura coralina ( $P > 0.05$ ). Por otro lado, de manera individual las regresiones lineales entre los grupos de CCUS y la cobertura coralina resultaron, en la mayoría de los casos no ser significativas ( $P > 0.4$ , Fig. 16). Asimismo, mostraron pendientes cercanas a 0. Sin embargo, la categoría de “Recuperación” resultó tener una relación significativa ( $P < 0.05$ ) con la tasa de cambio de la cobertura coralina, además mostró una pendiente ligeramente positiva en relación con los cambios en la cobertura coralina con un  $R^2 = 0.04$  (Fig. 16B). Es decir, cobertura coralina podría verse beneficiada por la recuperación de cobertura vegetal.







**Figura 16.** Graficas de dispersión de los efectos de las categorías de cambios de cobertura vegetal y uso del suelo sobre la cobertura de suelo, el eje horizontal muestra el valor del Índice de Influencia costera, mientras que el eje vertical representa la tasa de cambio de cobertura coralina, para cada grafica se muestra el valor de  $R^2$ , así como la ecuación de la línea recta. A) Antrópicos, son todos los cambios en los que la pérdida de cobertura vegetal es ocasionada por las actividades humanas (Cambios de uso del suelo). B) Recuperación: cambios que reflejan la recuperación de cobertura vegetal posterior a una perturbación humana. C) Pérdida de manglar: conjunto de cambios donde la cobertura inicial era manglar. D) Pérdida de tular, todos los cambios en los que la cobertura inicial era tular. E) Sucesión ecológica, son todos los cambios entre coberturas vegetales naturales y que no se encuentran en otras categorías en los que de la cobertura coralina.

## Discusión

El presente estudio representa uno de los primeros esfuerzos por relacionar los cambios de cobertura vegetal y uso de suelo en las costas del Caribe Mexicano, con los cambios en la cobertura coralina. En este trabajo se atendieron diversas problemáticas asociadas a este cuestionamiento, en primer lugar, el establecimiento de unidades muestrales en los arrecifes coralinos, esto a partir de la homogeneización entre los datos ecológicos históricos y actuales de los arrecifes coralinos. En segundo lugar, la delimitación de un área de influencia costera, para lo cual se propuso una metodología sencilla y replicable, esta se basa en dos factores i) La distancia de la costa a la cual se abarca la mayor parte de la población, definiendo a las poblaciones humanas como principal agente de cambio en los ecosistemas y ii) La distancia de la costa a la cual se abarca la mayor parte del área de las cuencas hidrográficas costeras, tomando al agua dulce como el principal medio de intercambio entre el medio marino y el terrestre. Además, se propuso una metodología espacial para establecer el efecto de los cambios en la cobertura coralina sobre el arrecife, la cual toma en cuenta la diversidad de los cambios, la distancia de estos al arrecife y la magnitud del área de cambio, generando con esto un valor único para cada unidad maestra en el arrecife. Nuestros resultados indican que la cobertura coralina ha presentado pérdidas a lo largo de todo el Caribe mexicano, aunque existen sitios que presentan ligeras recuperaciones en su cobertura. Además, se encontró que la recuperación de cobertura vegetal en la zona de influencia costera puede ser un factor beneficioso en la recuperación de la cobertura coralina.

La zona de influencia costera puede ser determinada por la concentración de las actividades humanas y el medio por el cual se desplazan al océano. En el presente estudio, se presentó una metodología para estimar la zona de influencia costera (Ver Métodos), la cual está constituida por dos elementos: i) la distancia de la línea de costa hasta la cual se llega a la asíntota poblacional, ii) la distancia a la cual se llega la asíntota en la ocupación de las Regiones Hidrológicas Prioritarias. Tomando en cuenta a la población humana como principal agente de perturbación y a las Regiones Hidrológicas Prioritarias (enfoque de cuenca hidrológica) como el medio principal por el cual las perturbaciones llegan al océano. Esta metodología, es una metodología amigable la cual puede considerar distintos factores además de los utilizados en este trabajo, asimismo esta metodología resulta muy útil en zonas con amplias planicies como la Península de Yucatán (PY), que donde la geomorfología del medio y las condiciones kársticas del

suelo, propician que los flujos hídricos sean principalmente subterráneos (Hernández-Terrones *et al.*, 2011). Otras aproximaciones para definir una zona de influencia costera como la propuesta por Bruno y Valdivia en 2016, los cuales se basaron en la distancia donde se concentra la mayor parte de la población asociada a la costa nivel mundial, sin embargo para sus análisis usaron tres rangos de distancia 25, 50 y 100km, utilizando 25, distancia a la cual sus análisis tuvieron un mejor ajuste. Por otro lado Valles y Oxenford en el 2014, estimaron que la influencia pesquera se ejerce a los 25km a partir de la línea de costa, esto debido a que es la distancia a la cual los pescadores tienen una mayor facilidad de desplazamiento hacia la costa. Tomando esto en cuenta, el modelo generado en este trabajo presenta un nivel de versatilidad mayor para la definición de una zona de influencia costera además de que se puede ajustar mejor a condiciones particulares de las áreas de estudio.

Los cambios de cobertura vegetal y uso del suelo en el Caribe mexicano son desproporcionados y no apropiados para el suelo kárstico de la región. Quintana Roo, al igual que en el resto de los trópicos, este experimenta un proceso de deforestación acelerado, aumentando globalmente en un 53% entre el 2001 y 2012 (Hansen *et al.*, 2013; Austin *et al.*, 2017). Sin embargo, en Quintana Roo los cambios en el estado están claramente vinculados a cada uno de los cuatro sectores en que se divide el estado (Norte Centro, Sur y su Territorio Insular). En el caso del sector norte, se encuentra caracterizado por la deforestación de las selvas bajas, con el fin de satisfacer las necesidades de la industria turística en la creación de recintos turísticos, hoteles, puertos deportivos, campos de golf, así como viviendas para la población trabajadora e infraestructura además de la extracción de materiales de construcción (Mata-Lara *et al.*, 2018), destinos. Mientras tanto en el sur se la pérdida de cobertura vegetal, está asociada principalmente a la agricultura intensiva, desarrollada por una comunidad de Menonitas instalada en el municipio de Bacalar (Bautista-Flores *et al.*, 2014). Por otro lado, en el centro del estado, los cambios están asociados principalmente a la pérdida de manglar por otro tipo de humedal (el tular), la cual puede estar ocasionada por la acción de huracanes y la subsecuente sucesión ecológica posterior a dicha perturbación. Por último, en el sector insular del estado, donde Isla Mujeres y Cozumel son dos de los ejemplos más emblemáticos del estado, presentan altos desarrollos urbanos con fines turísticos al igual que el sector norte.

La deforestación con fines de expansión urbana y la de incrementar la agricultura, comprometen el recurso hídrico de la región. Las condiciones fisicoquímicas del suelo kárstico; como su alta permeabilidad y porosidad, lo convierte en una amenaza para el acuífero de la región (Kacaroglu, 1999). Fomentar, el desarrollo de plantas de tratamiento de aguas residuales a nivel secundario y terciario, la regulación del crecimiento urbano, la regulación del uso de plaguicidas, herbicidas y fertilizantes, así como la designación de zonas prioritarias para la conservación del acuífero (Kacaroglu, 1999), son medidas necesarias para la conservación del acuífero del estado.

La cobertura coralina del Caribe mexicano es muy variable, pero conserva sitios con alto valor de conservación. En la actualidad la cobertura coralina promedio es del 16.33%, lo cual concuerda con lo reportado por Suchley *et al.*, (2016); Rioja-Nieto y Alvarez-Filip (2018); McField *et al.*, (2018) los cuales reportan una cobertura coralina ronda entre 17% y el 15% para el Caribe Mexicano. Este dato representa que a nivel del arrecife Mesoamericano, el Caribe Mexicano presenta una de las menores coberturas coralinas promedio junto con las Belice que es del 16%, siendo Guatemala el que ostenta el mayor promedio de cobertura con 27% (McField *et al.*, 2018). Sin embargo, el Caribe Mexicano ostenta sitios, de gran valor de conservación tal es el caso del arrecife “Limonés”, ubicado en la porción norte, este arrecife no solo ostenta una alta cobertura coralina (~30), sino que la mayor parte de esta cobertura (>90%), está dada por el coral “cuerno de alce” *Acropora palmata*. Esta especie de coral está catalogada como una especie en “peligro crítico” por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza, por lo cual este sitio es considera como sitio de conservación prioritaria para esta especie (Rodríguez-Martínez *et al.*, 2014; Aronson *et al.*, 2008).

Los arrecifes coralinos del Caribe Mexicano han experimentado grandes cambios, principalmente en cuanto a la pérdida de cobertura coralina, complejidad y estructura de la comunidad (Rioja-Nieto y Alvarez-Filip 2018). En el presente estudio, se encontró que la pérdida de cobertura coralina es de 57.64% en los últimos 27 años, muy similar a lo reportado por Arias-González *et al.*, (2017) que reporta el 15% de pérdida la cobertura coralina en Mahahual, Quintana Roo, en un periodo similar de tiempo. Sin embargo, los cambios en la cobertura coralina a mayores escalas temporales que las de este estudio, pueden ser mucho mayores. Por ejemplo, Gardner *et al.*, (2003), reporta que en 1977 el promedio de cobertura coralina para el Caribe era <50%, lo cual representa una pérdida la cobertura coralina <30% en las últimas 4 décadas.

Estos cambios tan drásticos, no reportados en el presente estudio, se deben a eventos ocurridos en la década de 1980 (Hughes, 1994). Tales como la enfermedad de la banda blanca, que afectó al principal constructor de arrecifes de aguas someras el coral cuerno de alce (*Acropora palmata*) junto a sus congéneres (*A. cervicornis* y *A. prolifera*; Gladfelter 1982), además en esta misma década el erizo de púas largas (*Diadema antillarum*) un importante herbívoro para el arrecife, sucumbió ante una extraña enfermedad, llevándolo al borde de la extinción (Lessios *et al.*, 1984; Hughes, 1994). Asimismo, a finales de esa década el huracán “Gilberto” (categoría 5) devastó la zona, afectando en gran magnitud a los arrecifes coralinos de la región (Fenner, 1991; Rodríguez-Martínez, 1998). Mientras tanto durante el periodo de estudio (1990-2016), también se presentaron varios eventos determinantes para los cambios en el arrecife como las epizootias de viruela blanca, plaga blanca y banda negra (Kuta y Richardson 1996; Rodríguez-Martínez. 2001; Paterson *et al.*, 2002), eventos de blanqueamiento masivo (Hughes *et al.*, 2017), así como la acción de varios eventos ciclónicos de gran magnitud.

Los incrementos en la cobertura coralina, son poco representativos en el Caribe Mexicano. Se encontraron subzonas arrecifales que no presentaron cambios o presentaron leves incrementos en la cobertura coralina. En dichos sitios la cobertura coralina nunca superó el 15% de cobertura, además en todos los casos que se registraron aumentos no fueron mayores al 3%. Esto nos puede indicar dos cosas, la primera; es que estos cambios pueden no ser significativos, debido al error asociado entre métodos de muestreo y la incertidumbre espacial asociada a la comparación de sitios contra regiones. La segunda, es que si bien se han reportado aumentos en la cobertura coralina en la última década (Suchley *et al.*, 2016; Rioja-Nieto y Alvarez-Filip, 2019), estos aumentos pueden ser de especies oportunistas las cuales no contribuyen a la formación de estructuras arrecifales de forma significativa (González-Barros y Alvarez-Filip, 2018), como lo encontrado por Toth *et al.*, (2013) que reporta aumentos de cobertura en especies como *Agaricia spp*, *Siderastrea spp*, *Porites astreoides* y *Millepora spp*, mientras que el complejo *Orbicella* presenta disminuciones importantes en ambos rangos de profundidad estudiados en los Cayos de Florida.

La pérdida de sitios con alta cobertura coralina en el Caribe, es una llamada de alerta para la conservación de los ecosistemas coralinos. En el presente estudio encontramos que en la década de los 90 la mayor parte de las subzonas arrecifales tenían una cobertura mayor al 30% (17 de 50, 8 de las cuales superaban el 40%), mientras que en la actualidad

solo 4 subzonas alcanzan esta condición. Esto representa una grave pérdida para los ecosistemas coralinos ya que la pérdida de sitios con alta cobertura coralina, representa la pérdida de fuentes potenciales de lavas de coral, así como de otros organismos arrecifales. (Vermeij y Sandin 2008; Ritson-Williams *et al* 2010).

Por lo tanto, la pérdida de sitios con alta cobertura coralina representa en este caso, la disminución de las poblaciones de los principales constructores arrecifales (*Acropora palmata*, *Oribicella spp.* y *Montastrea cavernosa*), los cuales eran el componente dominante de los subzonas arrecifales con alta cobertura coralina lo cual compromete seriamente la acreción coralina de la región y por tanto pone en riesgo el servicio ecosistémico de protección a las costas por parte de los arrecifes (Anexo 3; Perry *et al.*, 2018).

Las pérdidas en cobertura coralina, actuales pueden ser mucho mayores que las reportadas en este trabajo. Durante la realización de este trabajo, se desarrolló un evento epizootico masivo de un síndrome de coral conocido como “Síndrome Blanco” o “Stony Coral Tissue Loss Disease” (SCTLD)” (Alvarez-Filip *et al.*, 2019; Precht *et al.*, 2016; Walton *et al.*, 2018). Este síndrome se caracteriza por generar lesiones en forma de parches irregulares desprovistos de tejido, los cuales se expanden a lo largo del cuerpo de la colonia hasta matarla por completo. Dicho brote fue reportado por primera vez en el 2014 en los cayos de Florida, propagándose rápidamente al resto del Caribe en los años subsecuentes (AGRRA 2018; Precht *et al.*, 2016; Walton *et al.*, 2018). En el Caribe Mexicano el brote de la SCTLD fue registrado a partir del 2018, en el Parque Nacional arrecife de Puerto Morelos (PNAPM), generando altas mortalidades en corales principalmente de las familias: *Mussidae*, *Meandrinidae* y *Merulinidae* (Alvarez-Filip *et al.*, 2019). Esta epizootia, representa una gran amenaza para la conservación de los arrecifes coralinos de todo el Caribe. Esto debido a la amplia gama de especies que pueden desarrollar la enfermedad, la velocidad de propagación entre colonias, la velocidad a la que se propaga dentro de la colonia, así como su alta tasa de mortalidad (Kramer *et al.*, 2019; Alvarez-Filip *et al.*, 2019).

Por otro lado, el modelo de relación tierra-mar puede ser una herramienta útil para estimar los efectos de los cambios en la tierra sobre una porción marina. El método propuesto en este estudio mostró desempeñarse según los parámetros para los que fue diseñado; sensible a los cambios en la distancia, se observaron valores bajos en zonas donde la distancia del desarrollo costero al arrecife es mayor, así como zonas donde los polígonos

del desarrollo costero están más separados entre sí y cuentan con una menor cantidad de baños (Fig. 10 y 11); sin embargo, las limitaciones del modelo están sujetas al acceso a la información y al detalle del mismo. Además, aún falta explorar el efecto de la escala sobre el modelo, pudiendo generar grandes variaciones en los resultados del mismo. Un índice similar fue desarrollado por Bourke *et al.*, (2011), en el cual miden la amenaza que genera el desarrollo costero, el cual consideró varios factores para su desarrollo: La densidad de la población costera en un máximo de 10 km de la costa, el crecimiento demográfico, el crecimiento anual en el turismo y la cercanía a puertos y aeropuertos. Esto se midió mediante la acción de buffer, donde se generaron 3 categorías (media, alta y baja) según la distancia para establecer el nivel de amenaza que pudiera tener el arrecife (Bourke *et al.*, 2011). Esto en contraste con el índice propuesto en este estudio, muestra el efecto conjunto de la población y el impacto del turismo sobre un punto específico en el arrecife, mientras que el propuesto por Bourke *et al.*, 2011 establece áreas con distintos niveles de amenaza para los arrecifes. Por ende, nuestro modelo puede llegar a tener un nivel mayor de resolución ya que se centra en puntos y no en áreas. Por lo tanto, este modelo puede representar una herramienta para medir el efecto del desarrollo costero sobre el arrecife Asimismo puede ser utilizado para medir el efecto del impacto del desarrollo humano sobre un ecosistema distinto al marino si se hicieran los ajustes necesarios al modelo.

El incremento de la mancha urbana y las actividades humanas, no parece ser un factor determinante en los cambios en la cobertura coralina del Caribe mexicano. Los resultados obtenidos en el presente trabajo muestran que no existe una relación entre la expansión de la mancha urbana y el declive de la cobertura coralina ( $P=0.5$ ,  $R^2=0.00$ ) y se hace evidente al ver que no existe un patrón espacial en cuanto los cambios en cobertura coralina se refiere (Fig. 9). Esto se hace evidente en el sector centro, donde la pérdida de cobertura coralina es alta y en la costa no presenta grandes cambios de cobertura o usos de suelo ocasionados por las actividades humanas, mientras que en el sector norte donde los cambios en las coberturas coralinas son similares e incluso menores que el sector centro, donde los cambios en la costa son de hasta 3 órdenes de magnitud superiores a los del sector centro. Sin embargo, este resultado puede ser un tanto engañoso, ya que la pérdida de la cobertura coralina está asociada a la sinergia de múltiples factores como: la acción de enfermedades, el incremento de la temperatura y la acidificación de los mares, los cuales actúan en diferentes escalas temporales y espaciales, enmascarando así los posibles efectos que podrían tener las actividades humana en las costas sobre los arrecifes coralinos (Bruno y Valdivia 2014; Hughes *et al.*, 2017; Suchley y Alvarez-Filip

2018). Nuestros resultados son consistentes con los reportados por Welle *et al.*, 2017, reportan que los efectos climáticos como la temperatura y la radiación solar pueden ser mayores que los antropogénicos (densidad de la población y distancia a la costa), siendo la temperatura el factor con mayor efecto sobre la cobertura coralina (hasta 4 veces). De igual modo que con lo reportado por Bruno y Valdivia 2014, donde no encontraron una relación entre la pérdida de la cobertura coralina y las poblaciones humanas, refiriendo que el declive de la cobertura coralina, se reporta indiscriminadamente en sitios con presión humana y sin ella, misma situación encontrada en este estudio ya que el sector centro presentó elevadas tasas de pérdida de cobertura coralina, con una casi inexistente población humana. Por otro lado, es posible que los arrecifes del sector norte hayan pasado por un proceso de adaptación a las perturbaciones derivadas de las actividades humanas, lo cual ha sido reportado en la Gran Barrera de Coral y en los arrecifes de Indonesia (Anthony y Larcombe, 2000; Hennige *et al.*, 2010; Morgan *et al.*, 2016). Por lo cual, los arrecifes del sector norte pudieron sufrir los efectos de los efectos del desarrollo costero a finales de la década de 1970, cuando inició el desarrollo de la ciudad de Cancún, junto con los grandes desarrollos turísticos de la región, adaptándose al continuo decremento de la calidad del agua durante las cuatro décadas subsecuentes.

La recuperación de la cobertura vegetal en la costa puede ser un factor para la recuperación de la cobertura coralina. Nuestros resultados indican que la recuperación de la cobertura vegetal en la costa está asociada al incremento de la cobertura coralina, si bien la relación encontrada es baja ( $R^2=0.04$ ) y puede dar pie a un error estadístico tipo I. Existen varios estudios que han reportado resultados similares como: Roberts (2017) que encontró una relación positiva en la cobertura arbórea con la cobertura coralina. Asimismo, Suchley y Alvarez-Filip (2018) reportan que las actividades humanas en las costas tienen una influencia negativa en la cobertura coralina y al modelar escenarios a 20 años con distintos niveles de protección y estrategias de manejo, encontraron que el principal factor que determina la afectividad de las áreas de naturales marinas protegidas, es el manejo de las zonas costeras. Sin embargo, la gestión de la zona costera, no aminora los efectos de otras amenazas globales como el incremento de la temperatura de los océanos, los huracanes y las enfermedades, si puede aliviar las presiones locales a las que se enfrentan los arrecifes (Hughes 2017; Suchley y Alvarez-Filip, 2018). Por lo tanto, la gestión integrada de la costa puede propiciar el incremento de la cobertura coralina.



## Conclusiones

El Caribe Mexicano ha experimentado grandes cambios tanto en su porción marina como terrestre, transformando los ecosistemas de la región. En la porción terrestre el exacerbado crecimiento poblacional y por ende el desarrollo costero en la porción norte del estado de Quintana Roo, siendo el principal conductor de la pérdida de los ecosistemas costeros, mientras que la porción sur está asociada a la agricultura intensiva. Por otro lado, en la porción marina, los arrecifes han sufrido un gran deterioro en los últimos 20 años perdiendo el 57.64% de la cobertura coralina. Asimismo, se han perdido los sitios con alta cobertura en el Caribe Mexicano, actualmente solo existen cuatro subzonas arrecifales que superan el 30% de cobertura coralina. Las pérdidas en la cobertura coralina y los cambios en la estructura de la comunidad coralina y bentónica, suponen un riesgo para la robustez del sistema cuyas múltiples presiones locales y globales limitan su capacidad de resistencia y resiliencia y con ello, la capacidad del ecosistema de brindar el servicio ecosistémico de protección a las costas y el turismo.

El modelo desarrollado en este trabajo, presenta ser una herramienta idónea para evaluar los efectos de sistemas terrestres sobre ecosistemas marinos, además de que tiene la característica de ser maleable ante las necesidades del usuario.

Los cambios en la costa no parecen tener efectos significativos sobre la cobertura coralina. Sin embargo, los análisis hechos en este trabajo parecen dar una leve relación entre la recuperación de cobertura vegetal con la recuperación de cobertura coralina. Por lo cual, propiciar el manejo costero incrementando la cobertura vegetal en la zona de influencia costera (20 km) puede ayudar a incrementar la cobertura coralina, al mismo tiempo que beneficiaría a la conservación del acuífero de Quintana Roo.

## Trabajos citados

Alvarez-Filip, L., Estrada-Saldívar, N., Pérez-Cervantes, E., Molina-Hernández, A., & Gonzalez-Barrios, F. J. (2019). A rapid spread of the Stony Coral Tissue Loss Disease outbreak in the Mexican Caribbean. *PeerJ Preprints*, 7, e27893v1.

Álvarez, T. (2014). Encabeza Q. Roo estudio de aguas residuales. [online] SIPSE.com. Available at: <https://sipse.com/novedades/quintana-roo-a-la-cabeza-en-el-sureste-por-tratamiento-de-aguas-residuales-87251.html> [Accessed 25 May 2019].

Anthony, K. R. N., & Larcombe, P. (2000, October). Coral reefs in turbid waters: sediment-induced stresses in corals and likely mechanisms of adaptation. In *Proceedings of the Ninth International Coral Reef Symposium* (pp. 239-244).

Aronson, R., Bruckner, A., Moore, J., Precht, B. y E. Weil 2008. *Acropora palmata* . La Lista Roja de Especies Amenazadas de la UICN 2008: e.T133006A3536699. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T133006A3536699.en> . Descargado el 26 de marzo de 2019 .

Bautista-Flores, E., Arroyo-Arcos, L., & Llera-Pacheco, F. J. (2014). Work and articulation in the Mennonite religious settlements: Contexts of Chihuahua and Quintana Roo, Mexico. *Terr@ Plural*, 8(1), 251-267.

Bellwood, D. R., Hughes, T. P., Folke, C., & Nyström, M. (2004). Confronting the coral reef crisis. *Nature*, 429(6994), 827.

Bessell-Browne, P., Negri, A. P., Fisher, R., Clode, P. L., Duckworth, A., & Jones, R. (2017). Impacts of turbidity on corals: The relative importance of light limitation and suspended sediments. *Marine pollution bulletin*, 117(1-2), 161-170.

Bird, E. C. (2008). *Coastal dune. Coastal geomorphology: an introduction*. John Wiley & Sons. 247-268

Bellwood, D. R., Hughes, T. P., Folke, C., & Nyström, M. (2004). Confronting the coral reef crisis. *Nature*, 429(6994), 827.

Bruno, J. F., Petes, L. E., Drew Harvell, C., & Hettinger, A. (2003). Nutrient enrichment can increase the severity of coral diseases. *Ecology letters*, 6(12), 1056-1061.

Bouillon, S., & Connolly, R. M. (2009). Carbon exchange among tropical coastal ecosystems. In *Ecological connectivity among tropical coastal ecosystems* (pp. 45-70). Springer, Dordrecht.

*Bourke, L., & Maidens, J. (2005). Arrecifes en Peligro en el Caribe (Reefs at Risk in the Caribbean). World Resources Institute. Washington, USA. Disponible en: [http://marine.wri.org/pubs\\_pdf.cfm](http://marine.wri.org/pubs_pdf.cfm).*

Burke, L. M., Reytar, K., Spalding, M., & Perry, A. (2011). Reefs at risk revisiteBurke, L. M., Reytar, K., Spalding, M., & Perry, A. (2017). Reefs at risk revisited: World Resources Institute.d: World Resources Institute.

Bruce T, Meirelles PM, Garcia G, Paranhos R, Rezende CE, *et al.*, (2012) Abrolhos Bank Reef Health Evaluated by Means of Water Quality, Microbial Diversity, Benthic Cover, and Fish Biomass Data. PLoS ONE 7(6): e36687. doi: 10.1371/journal.pone.0036687

Bruckner, Andrew W., Beck, Brian, y Renaud, Phil. (2014). El estado de los arrecifes de coral y los peces e invertebrados de importancia comercial en el Banco Pedro, Jamaica. Asociados Revista de Biología Tropical, 62 (Suppl. 3), 258-268. Consultado el 2 de octubre de, 2016, de [http://www.scielo.sa.cr/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0034-77442014000700010&lng=en&tlng=en](http://www.scielo.sa.cr/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0034-77442014000700010&lng=en&tlng=en).

Bruno, J. F., & Valdivia, A. (2016). Coral reef degradation is not correlated with local human population density. Scientific reports, 6.

Carranza-Sanchez. J., Molina-Islas, C., Bezaury-Creelm J. E., Lopez-Santos, C., y McCann, J (1996) Características Biológicas Marinas: Arrecifes. En: Caracterización de la zona de Xcalak, Quintana Roo, México, Propuesta para el establecimiento del parque nacional "Arrecifes de Xcalak". Amigos de Sian Ka'an, Series de documentos, 5, 1-68.

Carriquiry-Beltrán, J. D. 2010. Monitoreo del bentos, nutrientes e isótopos en relación a la salud arrecifal de áreas naturales protegidas del norte de Quintana Roo con mayor vulnerabilidad al cambio de fase arrecifal: Primera Etapa. Universidad Autónoma de Baja California. Instituto de Investigaciones Oceanológicas. Informe final SNIB-CONABIO proyecto No. DM012. México, D.F.

Cesar, H., Burke, L., & Pet-Soede, L. (2003). The economics of worldwide coral reef degradation. Cesar environmental economics consulting (CEEC).

CONABIO. 2009. Manglares de México: Extensión y distribución. 2ª ed. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México. 99 pp.

CONACYT. 2018. Áreas naturales protegidas del estado de Quintana Roo. Disponible en: <https://www.conacyt.gob.mx/cibiogem/index.php/anpl/quintana-roo>.

Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. 2016. Estudio Previo Justificativo para la declaratoria de la Reserva de la Biosfera Caribe Mexicano, Quintana Roo. 305 páginas.

CôtéIM, GillJA, GardnerTA, WatkinsonAR. 2005. Measuring coral reef decline through meta-analyses, Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences 360(1454):385-395

Davy, S. K., Allemand, D., & Weis, V. M. (2012). Cell biology of cnidarian-dinoflagellate symbiosis. Microbiology and Molecular Biology Reviews, 76(2), 229-261.

DeFries, R. S., Asner, G. P., & Houghton, R. (2004). Trade-offs in land-use decisions: towards a framework for assessing multiple ecosystem responses to land use change. Ecosystems and land use change, 153, 1-9.

Done, T. J. (1992). Phase shifts in coral reef communities and their ecological significance. Hydrobiologia, 247(1-3), 121-132.

Enríquez, S., Méndez, E. R., & Iglesias-Prieto, R. (2005). Multiple scattering on coral skeletons enhances light absorption by symbiotic algae. Limnology and Oceanography, 50(4), 1025-1032.

Fabricius, K. E. (2005). Effects of terrestrial runoff on the ecology of corals and coral reefs: review and synthesis. Marine pollution bulletin, 50(2), 125-146.

- Facon, M., Pinault, M., Obura, D., Pioch, S., Pothin, K., Bigot, L., ... & Quod, J. P. (2016). A comparative study of the accuracy and effectiveness of line and point intercept transect methods for coral reef monitoring in the southwestern Indian Ocean islands. *Ecological Indicators*, 60, 1045-1055.
- Fenner, D. P. (1991). Effects of Hurricane Gilbert on coral reefs, fishes and sponges at Cozumel, Mexico. *Bulletin of Marine Science*, 48(3), 719-730.
- Foley, J. A., DeFries, R., Asner, G. P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S. R., ... & Helkowski, J. H. (2005). Global consequences of land use. *science*, 309(5734), 570-574.
- Franks, J. S., Johnson, D. R., & Ko, D. S. (2016). Pelagic Sargassum in the tropical north Atlantic. *Gulf and Caribbean Research*, 27(1), SC6-SC11.
- Fung, T., Seymour, R. M., & Johnson, C. R. (2011). Alternative stable states and phase shifts in coral reefs under anthropogenic stress. *Ecology*, 92(4), 967-982.
- García-Beltrán, G., Loreto-Viruel, R. y Bezaury-Creel (2017). Caracterización de los arrecifes coralinos de la isla de Cozumel, Quintana Roo, México. *Amigos de Sian Ka'an, Series de documentos*, 7, 11-40.
- Gardner, T. A., Côté, I. M., Gill, J. A., Grant, A., & Watkinson, A. R. (2003). Long-term region-wide declines in Caribbean corals. *Science*, 301(5635), 958-960.
- Gebhardt, S., Wehrmann, T., Ruiz, M. A. M., Maeda, P., Bishop, J., Schramm, M., ... & Santos, L. A. (2014). MAD-MEX: automatic wall-to-wall land cover monitoring for the Mexican REDD-MRV program using all Landsat data. *Remote Sensing*, 6(5), 3923-3943.
- González-Barrios, F. J., & Álvarez-Filip, L. (2018). A framework for measuring coral species-specific contribution to reef functioning in the Caribbean. *Ecological Indicators*, 95, 877-886.
- Guannel, G., Arkema, K., Ruggiero, P., & Verutes, G. (2016). The power of three: Coral reefs, seagrasses and mangroves protect coastal regions and increase their resilience. *PloS one*, 11(7), e0158094.
- Guest, J. R., Tun, K., Low, J., Vergés, A., Marzinelli, E. M., Campbell, A. H., ... & Steinberg, P. D. (2016). 27 years of benthic and coral community dynamics on turbid, highly urbanised reefs off Singapore. *Scientific reports*, 6, 36260.
- Gutiérrez-Carbonell I, D., García-Sáez, C., Lara, M., Padilla-Souza, C., Pizana-Alonso, J., y Bezaury-Creelm J. E., (1995). Arrecifes coralinos de Sian Ka'an . Caracterización y propuestas para el manejo, Informe final Biocenosis, A. C/ICMyL UNAM/ Amigos de Sian Ka'an A.C, 1-35
- Gutiérrez-Carbonell I, D., Pérez-Soto, M. L., Padilla-Souza, C., Pizana-Alonso, J., Garcia-Beltrán, G., Loreto-Viruel, R. M., & Camarena-Luhrs, T. (1995). Caracterización de los arrecifes coralinos en el corredor "Cancún-Tulum", Quintana Roo, México. *Si'an Ka'an Serie de documentos*, 4, 3-39.
- Gutiérrez-Carbonell I, D., Garcia-Beltrán, G., Pérez-Soto, M. L. & Loreto-Viruel, R.. (2005). Caracterización de los arrecifes coralinos del sur de Quintana Roo, México. *Si'an Ka'an Serie de documentos*, 6, 1-32.

- Hall, E. R., Muller, E. M., Goulet, T., Bellworthy, J., Ritchie, K. B., & Fine, M. (2018). Eutrophication may compromise the resilience of the Red Sea coral *Stylophora pistillata* to global change. *Marine pollution bulletin*, 131, 701-711.
- Hansen, M. C., Potapov, P. V., Moore, R., Hancher, M., Turubanova, S. A., Tyukavina, A., & Kommareddy, A. (2013). High-resolution global maps of 21st-century forest cover change. *Science*, 342(6160), 850-853.
- Hernández-Terrones, L., Rebolledo-Vieyra, M., Merino-Ibarra, M., Soto, M., Le-Cossec, A., y Monroy-Ríos, E. (2011). Groundwater pollution in a karstic region (NE Yucatan): Baseline nutrient content and flux to coastal ecosystems. *Water, Air, & Soil Pollution*, 218(1-4), 517-528.
- Hennige, S. J., Smith, D. J., Walsh, S. J., McGinley, M. P., Warner, M. E., & Suggett, D. J. (2010). Acclimation and adaptation of scleractinian coral communities along environmental gradients within an Indonesian reef system. *Journal of Experimental Marine biology and ecology*, 391(1-2), 143-152.
- Hoegh-Guldberg, O. (1999). Climate change, coral bleaching and the future of the world's coral reefs. *Marine and freshwater research*, 50(8), 839-866.
- Hughes, T. P. (1994). Catastrophes, phase shifts, and large-scale degradation of a Caribbean coral reef. *Science*, 265(5178), 1547-1551.
- Hughes, T. P., Baird, A. H., Bellwood, D. R., Card, M., Connolly, S. R., Folke, C., & Lough, J. M. (2003). Climate change, human impacts, and the resilience of coral reefs. *science*, 301(5635), 929-933.
- Hughes, T. P., Barnes, M. L., Bellwood, D. R., Cinner, J. E., Cumming, G. S., Jackson, J. B., ...Palumbi, S. R. (2017). Coral reefs in the Anthropocene. *Nature*, 546(7656), 82.
- Hughes, T. P., Kerry, J. T., Álvarez-Noriega, M., Álvarez-Romero, J. G., Anderson, K. D., Baird, A. H., & Bridge, T. C. (2017). Global warming and recurrent mass bleaching of corals. *Nature*, 543(7645), 373.
- INEGI, C. D. P. (2011). *Vivienda 2010. Resultados definitivos, México*.
- Junjie, R. K., Browne, N. K., Erftemeijer, P. L., & Todd, P. A. (2014). Impacts of sediments on coral energetics: partitioning the effects of turbidity and settling particles. *PloS one*, 9(9), e107195.
- Jompa, J., & McCook, L. J. (2002). The effects of nutrients and herbivory on competition between a hard coral (*Porites cylindrica*) and a brown alga (*Lobophora variegata*). *Limnology and Oceanography*, 47(2), 527-534.
- Jordan-Dahlgren, E., 1978. Estructura y composición de arrecifes coralinos, en la región noreste de la península de Yucatán, México. *Anales del Instituto Ciencias del Mar y Limnología*, 28.
- Jordan Dahlgren, E. (1993). *Atlas de los arrecifes coralinos del Caribe Mexicano*. pt. 1: El sistema continental.
- Kaczmarzsky, L. T., Draud, M., & Williams, E. H. (2005). Is there a relationship between proximity to sewage effluent and the prevalence of coral disease. *Caribb J Sci*, 41(1), 124-137.

- Kacaroglu, F. (1999). Review of groundwater pollution and protection in karst areas. *Water, Air, and Soil Pollution*, 113(1-4), 337-356.
- Koop, K., Booth, D., Broadbent, A., Brodie, J., Bucher, D., Capone, D., ... & Hoegh-Guldberg, O. (2001). ENCORE: the effect of nutrient enrichment on coral reefs. Synthesis of results and conclusions. *Marine pollution bulletin*, 42(2), 91-120.
- Kramarsky-Winter, E., Downs, C. A., Downs, A., & Loya, Y. (2009). Cellular responses in the coral *Stylophora pistillata* exposed to eutrophication from fish mariculture. *Evolutionary Ecology Research*, 11(3), 381-401.
- Kramer, P.R., Roth, L. and Lang, J. 2019. Map of Stony Coral Tissue Loss Disease Outbreak in the Caribbean. [www.agrra.org](http://www.agrra.org). ArcGIS Online
- Kuta & Richardson (1996) Kuta K, Richardson L. Abundance and distribution of black band disease on coral reefs in the northern Florida Keys. *Coral Reefs*. 1996;15:219–223. doi: 10.1007/BF01787455.
- Lambin, E. F., Turner, B. L., Geist, H. J., Agbola, S. B., Angelsen, A., Bruce, J. W., ... Xu, J. (2001). The causes of land-use and land-cover change: Moving beyond the myths. *Global Environmental Change*, 11(4), 261-269. DOI: 10.1016/S0959-3780(01)00007-3
- Lessios, H. A., Robertson, D. R., & Cubit, J. D. (1984). Spread of *Diadema* mass mortality through the Caribbean. *Science*, 226(4672), 335-337.
- Lewis, J. B. (1997). Abundance, distribution and partial mortality of the massive coral *Siderastrea siderea* on degrading coral reefs at Barbados, West Indies. *Marine Pollution Bulletin*, 34(8), 622-627.
- Loya, Y. (2004). The coral reefs of Eilat—past, present and future: three decades of coral community structure studies. In *Coral Health and Disease* (pp. 1-34). Springer Berlin Heidelberg.
- M. E. A. (2005). *Ecosystems and Human Well-Being: Wetlands and Water Synthesis*. World Resources Institute, Washington, DC.
- McField, M., Kramer, P., Álvarez, L., Drysdale, I., Rueda, M., Giro, A., & Soto, M. (2018). Report card for the Mesoamerican Reef. Florida: Franklin Dodd.
- McManus, J. W., & Polsenberg, J. F. (2004). Coral–algal phase shifts on coral reefs: ecological and environmental aspects. *Progress in Oceanography*, 60(2-4), 263-279.
- Marubini, F., y Davies, P. S. (1996). Nitrate increases zooxanthellae population density and reduces skeletogenesis in corals. *Marine Biology*, 127(2), 319-328.
- Mayo, R. I. R., & López, J. B. (2014). El proceso histórico de conformación de la antigua Payo Obispo (Hoy Chetumal) como espacio urbano fronterizo durante la etapa de Quintana Roo como territorio federal. *Península*, 9(1), 125-140.
- McCook, L. J. (1999). Macroalgae, nutrients and phase shifts on coral reefs: scientific issues and management consequences for the Great Barrier Reef. *Coral reefs*, 18(4), 357-367.
- Morgan, K. M., Perry, C. T., Smithers, S. G., Johnson, J. A., & Daniell, J. J. (2016). Evidence of extensive reef development and high coral cover in nearshore environments:

implications for understanding coral adaptation in turbid settings. *Scientific reports*, 6, 29616.

Mumby, P. J., Chollett, I., Bozec, Y. M., & Wolff, N. H. (2014). Ecological resilience, robustness and vulnerability: how do these concepts benefit ecosystem management?. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 7, 22-27.

Nicholls, R.J., P.P. Wong, V.R. Burkett, J.O. Codignotto, J.E. Hay, R.F. McLean, S. Ragoonaden and C.D. Woodroffe, 2007: Coastal systems and low-lying areas. *Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of*

Mora, C. (2008). A clear human footprint in the coral reefs of the Caribbean. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, 275(1636), 767-773.

Nyström, M., Folke, C., & Moberg, F. (2000). Coral reef disturbance and resilience in a human-dominated environment. *Trends in Ecology & Evolution*, 15(10), 413-417.

Nordemar, I., Nyström, M., & Dizon, R. (2003). Effects of elevated seawater temperature and nitrate enrichment on the branching coral *Porites cylindrica* in the absence of particulate food. *Marine Biology*, 142(4), 669-677.

Oliver, L. M., Fisher, W. S., Fore, L., Smith, A., & Bradley, P. (2018). Assessing land use, sedimentation, and water quality stressors as predictors of coral reef condition in St. Thomas, US Virgin Islands. *Environmental monitoring and assessment*, 190(4), 213.

Patterson, K. L., Porter, J. W., Ritchie, K. B., Polson, S. W., Mueller, E., Peters, E. C., y Smith, G. W. (2002). The etiology of white pox, a lethal disease of the Caribbean elkhorn coral, *Acropora palmata*. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 99(13), 8725-8730.

Precht, W. F., Gintert, B. E., Robbart, M. L., Fura, R., & Van Woesik, R. (2016). Unprecedented disease-related coral mortality in Southeastern Florida. *Scientific Reports*, 6, 31374.

Priyanto, A. (2010). The impact of human activities on coastal zones and strategies towards sustainable development: A Case Study in Pekalongan, Indonesia. Master of Science. *Universidat de Twente*.

Ray, G. C., & Hayden, B. P. (1992). Coastal zone ecotones. In *Landscape boundaries* (pp. 403-420). Springer, New York, NY.

Redding, J. E., Myers-Miller, R. L., Baker, D. M., Fogel, M., Raymundo, L. J., & Kim, K. (2013). Link between sewage-derived nitrogen pollution and coral disease severity in Guam. *Marine pollution bulletin*, 73(1), 57-63.

Richmond, R. H., & Wolanski, E. (2011). Coral research: past efforts and future horizons. In *Coral Reefs: An ecosystem in transition* (pp. 3-10). Springer Netherlands.

Rippe, J. P., Kriefall, N. G., Davies, S. W., & Castillo, K. D. (2018). Differential disease incidence and mortality of inner and outer reef corals of the upper Florida Keys in association with a white syndrome outbreak. *Bulletin of Marine Science*.

Roberts, M., Hanley, N., Williams, S., & Cresswell, W. (2017). Terrestrial degradation impacts on coral reef health: Evidence from the Caribbean. *Ocean & Coastal Management*, 149, 52-68.

Rodríguez-Martínez, R. E., Banaszak, A. T., McField, M. D., Beltran-Torres, A. U., & Alvarez-Filip, L. (2014). Assessment of *Acropora palmata* in the mesoamerican reef system. *PLoS One*, 9(4), e96140.

Mayo, R. I. R., & López, J. B. (2014). El proceso histórico de conformación de la antigua Payo Obispo (Hoy Chetumal) como espacio urbano fronterizo durante la etapa de Quintana Roo como territorio federal. *Península*, 9(1), 125-140.

Miller, M. W., Hay, M. E., Miller, S. L., Malone, D., Sotka, E. E., & Szmant, A. M. (1999). Effects of nutrients versus herbivores on reef algae: a new method for manipulating nutrients on coral reefs. *Limnology and Oceanography*, 44(8), 1847-1861.

Patterson, K. L., Porter, J. W., Ritchie, K. B., Polson, S. W., Mueller, E., Peters, E. C., y Smith, G. W. (2002). The etiology of white pox, a lethal disease of the Caribbean elkhorn coral, *Acropora palmata*. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 99(13), 8725-8730.

R Core Team (2017). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.

Ramos-Scharrón, C. E., Torres-Pulliza, D., & Hernández-Delgado, E. A. (2015). Watershed-and island wide-scale land cover changes in Puerto Rico (1930s–2004) and their potential effects on coral reef ecosystems. *Science of the total environment*, 506, 241-251.

Rasher, D. B., & Hay, M. E. (2010). Chemically rich seaweeds poison corals when not controlled by herbivores. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 107(21), 9683-9688.

Rendis, A. M., Acosta González, G., Hernández-Stefanoni, J. L., & Arias González, J. E. (2016). Quantifying the reefscape transformation of a coastal Caribbean coral reef during a phase shift and the associated coastal landscape change. *Marine Ecology*, 37(3), 697-710.

Ritson-Williams, R., Paul, V. J., Arnold, S. N., & Steneck, R. S. (2010). Larval settlement preferences and post-settlement survival of the threatened Caribbean corals *Acropora palmata* and *A. cervicornis*. *Coral Reefs*, 29(1), 71-81.

Rioja-Nieto, R., Garza-Pérez, R., Álvarez-Filip, L., Ismael, M. T., & Cecilia, E. (2018). The Mexican Caribbean: from Xcalak to Holbox. In *World Seas: an Environmental Evaluation* (pp. 637-653). Academic Press.

Roberts, C. M., McClean, C. J., Veron, J. E., Hawkins, J. P., Allen, G. R., McAllister, D. E., & Vynne, C. (2002). Marine biodiversity hotspots and conservation priorities for tropical reefs. *Science*, 295(5558), 1280-1284.

Rogers, C. S. (1990). Responses of coral reefs and reef organisms to sedimentation. *Marine ecology progress series*. Oldendorf, 62(1), 185-202.

Rodríguez-Martínez, R. (1998). Patrones de recuperación de *Acropora palmata* en un área perturbada por el huracán Gilberto (1998) (Maestro en Ciencias). Universidad Nacional Autónoma de México.

Rodríguez-Martínez, R. E., Banaszak, A. T., y Jordán-Dahlgren, E. (2001). Necrotic patches affect *Acropora palmata* (Scleractinia: acroporidae) in the Mexican Caribbean. *Diseases of Aquatic Organisms*, 47(3), 229-234.



Rodríguez-Martínez, R. E., Banaszak, A. T., McField, M. D., Beltran-Torres, A. U., & Alvarez-Filip, L. (2014). Assessment of *Acropora palmata* in the mesoamerican reef system. *PloS one*, 9(4), e96140.

Rodríguez-Zúñiga, M.T., Troche-Souza C., Vázquez-Lule, A. D., Márquez-Mendoza, J. D., Vázquez- Balderas, B., Valderrama-Landeros, L., Velázquez-Salazar, S., Cruz-López, M. I., Ressler, R., Uribe-Martínez, A., Cerdeira-Estrada, S., AcostaVelázquez, J., Díaz-Gallegos, J., Jiménez-Rosenberg, R., FueyoMac Donald, L. y Galindo-Leal, C. 2013. Manglares de México/ Extensión, distribución y monitoreo. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México D.F. 128 pp

Salati, E., & Nobre, C. A. (1991). Possible climatic impacts of tropical deforestation. In *Tropical forests and climate* (pp. 177-196). Springer, Dordrecht.

Schaffelke, B., Mellors, J., & Duke, N. C. (2005). Water quality in the Great Barrier Reef region: responses of mangrove, seagrass and macroalgal communities. *Marine Pollution Bulletin*, 51(1-4), 279-296.

Secretaría de Turismo (2018). Nuestro Turismo, el gran motor de la economía nacional. Disponible en:  
[https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/412719/Turismo\\_2040\\_Poli\\_tica\\_Turi\\_sti\\_ca\\_de\\_Estado.pdf](https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/412719/Turismo_2040_Poli_tica_Turi_sti_ca_de_Estado.pdf)

Singh, G., Ramanathan, A. L., & Prasad, M. B. K. (2005). Nutrient cycling in mangrove ecosystem: a brief overview. *Int J Ecol Environ Sci*, 30, 231-244.

Spalding, M., Spalding, M. D., Ravilious, C., & Green, E. P. (2001). *World atlas of coral reefs*. Univ of California Press.

Suchley A, McField MD, Alvarez-Filip L. (2016) Rapidly increasing macroalgal cover not related to herbivorous fishes on Mesoamerican reefs. *PeerJ* 4:e2084  
<https://doi.org/10.7717/peerj.2084>

Sutherland, K. P., Porter, J. W., Turner, J. W., Thomas, B. J., Looney, E. E., Luna, T. P., y Lipp, E. K. (2010). Human sewage identified as likely source of white pox disease of the threatened Caribbean elkhorn coral, *Acropora palmata*. *Environmental microbiology*, 12(5), 1122-111.

Swierts, T., & Vermeij, M. J. (2016). Competitive interactions between corals and turf algae depend on coral colony form. *PeerJ*, 4, e1984.

Syvitski, J. P., Vörösmarty, C. J., Kettner, A. J., & Green, P. (2005). Impact of humans on the flux of terrestrial sediment to the global coastal ocean. *Science*, 308(5720), 376-380.

Tomascik, T., & Sander, F. (1985). Effects of eutrophication on reef-building corals. *Marine biology*, 87(2), 143-155.

Thompson, J. R., Rivera, H. E., Closek, C. J., & Medina, M. (2015). Microbes in the coral holobiont: partners through evolution, development, and ecological interactions. *Frontiers in cellular and infection microbiology*, 4, 176.

Valles, H., & Oxenford, H. A. (2014). Parrotfish size: a simple yet useful alternative indicator of fishing effects on Caribbean reefs?. *PLoS One*, 9(1), e86291.

Velázquez, A., Durán, E., Larrazábal, A., López, F., & Medina, C. (2007). La cobertura vegetal y los cambios de uso del suelo. M. Mendoza, A. Velázquez, A. Larrazábal y A.

Toledo (comps.). Atlas fisicogeográfico de la cuenca del Tepalcatepec. SEMARNAT, INE, CIGA, UNAM, El Colegio de Michoacán. México, DF ISBN, 978-607.

Valderrama-Landeros L. H., Rodríguez-Zúñiga M.T., Troche-Souza C., Velázquez-Salazar, S., Villeda-Chávez, E., Alcántara-Maya, J.A., Vázquez-Balderas B., Cruz-López M. I., Ressler R., 2017. Manglares de México: actualización y exploración de los datos del sistema de monitoreo 1970/1980–2015. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Ciudad de México, 128 pp.

Vanderstraete, T., Goossens, R., & Ghabour, T. K. (2003, August). The use of multi-temporal Landsat images for the change detection of the coastal zone near Hurghada, Egypt, and its influence on the adjacent coral reefs. In Proceedings of the first international conference studying land use effects in coastal zones with remote sensing and GIS (pp. 201-208).

Valdez-Hernández, M. (2011). Tipos de vegetación en Quintana Roo. *Riqueza Biológica de Quintana Roo. Un análisis para su conservación Tomo 2*, p. 32-36.

Vermeij, M. J., & Sandin, S. A. (2008). Density-dependent settlement and mortality structure the earliest life phases of a coral population. *Ecology*, 89(7), 1994-2004.

Walton, C. J., Hayes, N. K., & Gilliam, D. S. (2018). Impacts of a Regional, Multi-Year, Multi-Species Coral Disease Outbreak in Southeast Florida. *Frontiers in Marine Science*, 5, 323.

Welle, P. D., Small, M. J., Doney, S. C., & Azevedo, I. L. (2017). Estimating the effect of multiple environmental stressors on coral bleaching and mortality. *PLoS one*, 12(5), e0175018.

Wilkinson, C. (2002). Status of coral reefs of the world: 2002 (No. C049. 009). Australian Institute of Marine Science.

Wilson, S. K., Graham, N. A., Pratchett, M. S., Jones, G. P., & Polunin, N. V. (2006). Multiple disturbances and the global degradation of coral reefs: are reef fishes at risk or resilient?. *Global Change Biology*, 12(11), 2220-2234.

Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, M.L. Parry, O.F. Canziani, J.P. Palutikof, P.J. van der Linden and C.E. Hanson, Eds., Cambridge University Press, Cambridge, UK, 315-356.

## Anexo 1

### Validación de mapas temáticos MadMex landsat 32 categorías

Primero, se determinaron cuáles eran las comunidades vegetales y usos de suelo presentes en el estado de Quintana Roo a través de una búsqueda bibliográfica, (Valdez-Hernández 2011):

- Cuerpos de agua
- Dunas costeras
- Forestal/agrícola/pecuario
- Manglar y petén
- Palmar
- Pastizal
- Selva alta subperennifolia
- Selva mediana subcaducifolia
- Selva mediana/baja subperennifolia
- Selva secundaria/perturbado
- Tular/carrizal/ saibial
- Urbano

Cabe señalar que la selva alta subperennifolia/perennifolia, es una comunidad poco común en el estado y solo se encuentra en la parte norte, en una zona adyacente del estado vecino de Yucatán. Por lo cual, esta comunidad vegetal se considera como no presente en el presente estudio. Posteriormente, se revisaron las categorías en los mapas temáticos MADMEX landsat versión 4.3.1 32 categorías en esta franja costera. Existen algunas categorías que no coinciden con las categorías previamente identificadas para el estado en los años 1993, 1997 y 2008:

**1993:** Presenta las categorías 3/bosque de pino-encino y 5/matorral-mezquital.

**Tabla 2** Códigos MADMEX landsat v 4.3.1 de 32 categorías con las clases de cobertura vegetal y usos del suelo. En amarillo se muestran las coberturas o usos de suelo presentes en la zona costera de Quintana Roo.

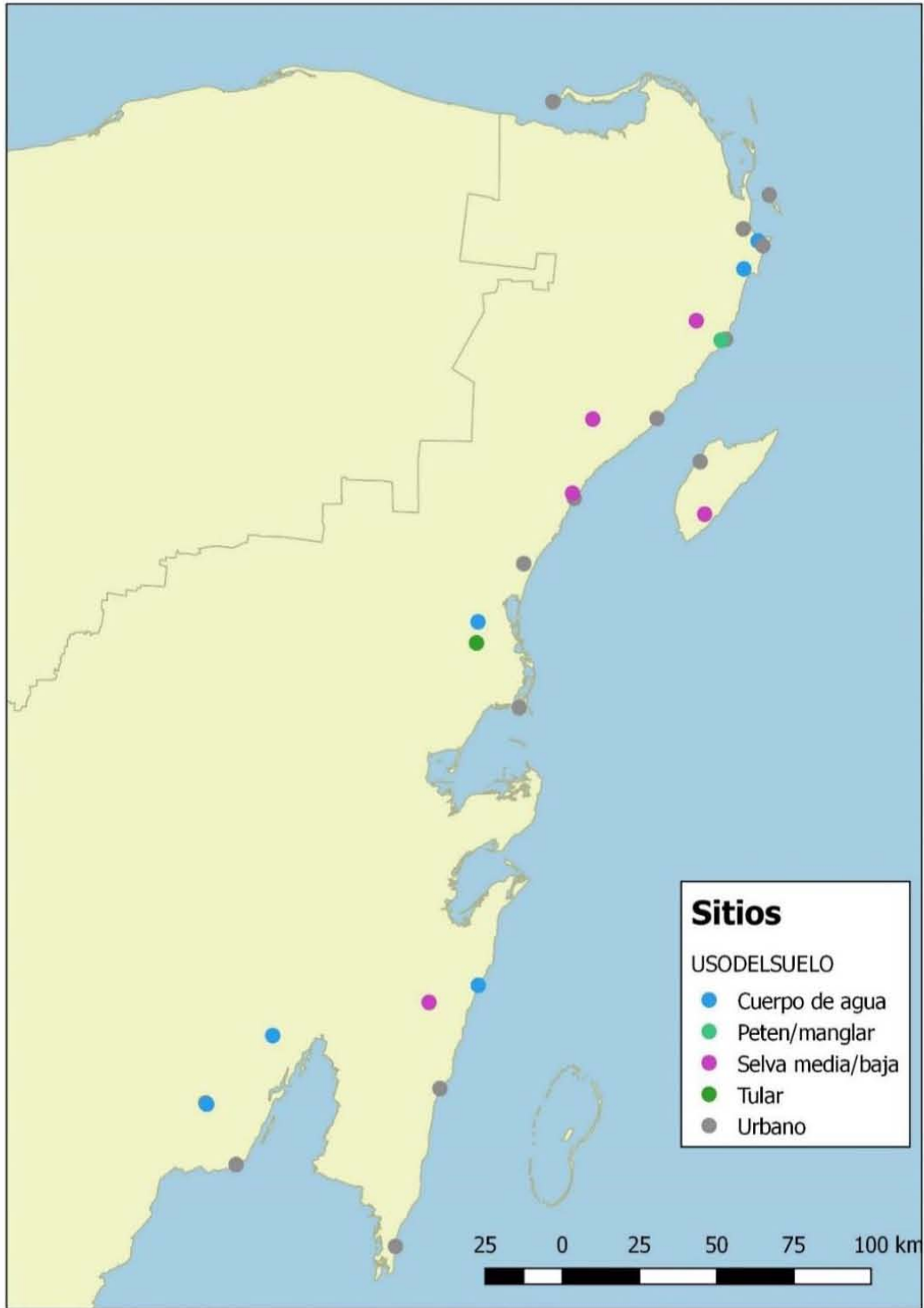
<b>Código</b>	<b>Clases</b>
0	Sin datos
9	Selva Baja Subcaducifolia Primaria
	Selva Baja Subcaducifolia Secundaria Arbórea
10	Selva Baja Espinosa Subperennifolia Primario
	Selva Baja Espinosa Subperennifolia Secundaria Arbórea
	Selva Baja Subperennifolia Primaria
	Selva Baja Subperennifolia Secundaria Arbórea
	Selva Mediana Subperennifolia Primaria
	Selva Mediana Subperennifolia Secundaria Arbórea
14	Tular
15	Popal
16	Manglar Primario
	Manglar Secundario Arbóreo
	Vegetación de Petén Primario
	Vegetación de Petén Secundario Arbóreo
	Manglar Secundario Arbustivo
27	Pastizal Cultivado
	Pastizal Inducido
	Agricultura de Temporal Semipermanente Permanente
	Agricultura de Riego Anual Permanente
	Agricultura de Riego Anual
	Agricultura de Riego Anual Semipermanente
	Agricultura de Riego Permanente
	Agricultura de Riego Semipermanente Permanente
	Agricultura de Riego Semipermanente
	Agricultura de Temporal Anual Permanente
	Agricultura de Temporal Anual
29	Acuícola
	Cuerpo de Agua
30	Desprovisto de Vegetación
	Sin Vegetación Aparente
31	Asentamientos Humanos
	Zona Urbana

### *Validación de mapas MADMEX landsat versión 4.3.1 de 32 Clases con puntos in-situ (ground-truthing)*

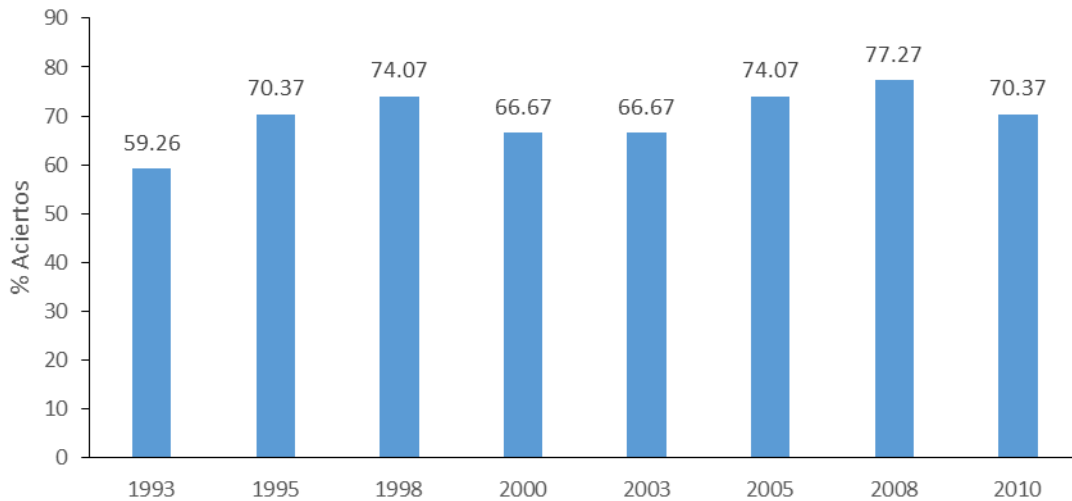
Se establecieron 27 sitios en la franja costera de Q.Roo (30 km), los cuales fueron escogidos debido a que su cobertura vegetal o uso del suelo, no ha cambiado en los últimos 25 años (áreas estables). De estos, 14 sitios fueron colocados en uso del suelo urbano/construido, ya que el conocimiento experto y bibliográfico permitió establecer que las estructuras son anteriores a los años correspondientes. Se tomaron 6 sitios de "Cuerpos de Agua" en lagunas y cuerpos de agua permanentes del estado colocados de manera que los eventos prolongados de sequía no les afectará (Fig 3).

Por otro lado, se consideraron 5 sitios de selva mediana/baja subperennifolia, los cuales son sitios bien conocidos personalmente, además para comprobar que no existieran cambios apreciables en este sitio, se verificó mediante imágenes de Google Earth Pro (1990 a la fecha). Del mismo modo se buscaron sitios para manglar y tular, los cuales fueron seleccionados revisando imágenes de Google Earth Pro, buscando validar que no hubiera cambios aparentes en estos (Fig 3).

La comparación de los puntos *in situ* con los mapas en ArcMap para todos los años arrojó que los productos MADMEX landsat versión 4.3.1 de 32 categorías, tienen un porcentaje de efectividad promedio del 69.66% ( $\pm 1.99$  D.E). Siendo el año 2008 el que tuvo el mayor porcentaje de acierto (77.27%), mientras que el que menor fue la del año 1993 con 59.26% (Fig. 4).

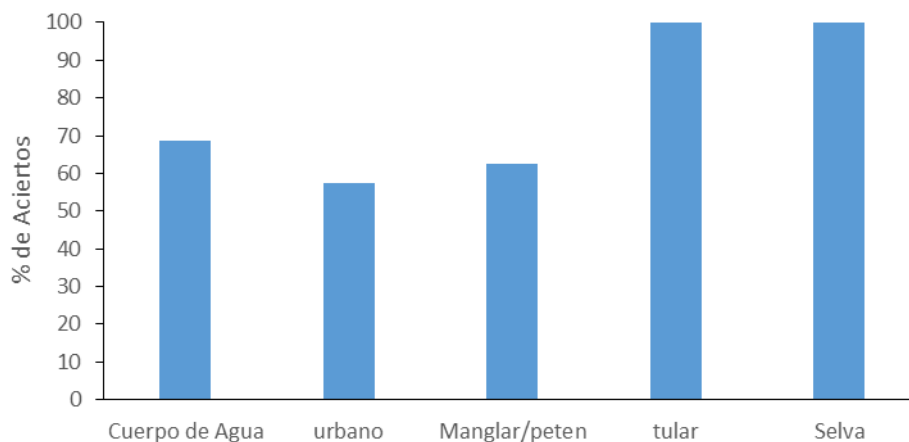


**Figura 3** Sitios de validación, Se tomaron en total 27 sitios de validación, 6 corresponden a cuerpos de agua, 5 para selva, 14 urbanos, un sitio para manglar y otro para manglar



**Figura 4.** Porcentaje de efectividad de productos MADMEX landsat 32 categorías, contrastados con 27 sitios seleccionados, de los cuales 14 corresponden a un uso urbano, 6 a cuerpos de agua, 5 a selva baja y media, un sitio de manglar y otro de tular.

Por otro lado, se evaluó la efectividad de la detección de cada uno de los usos y coberturas (Fig. 5), encontrando que la mayor efectividad de detección es la “Selva” con el 100% de efectividad de detección (N=40), del mismo modo que el tular (N=8). En contraste con el uso “Urbano” el cual tuvo una efectividad del 57.4% (N=108), seguido del manglar/peten el cual obtuvo un 62.5% (N=8)



**Figura 5.** Porcentaje de efectividad de productos MADMEX landsat 32 categorías por categoría. El número de muestra de cada una de las categorías se muestra en la parte superior de cada una de las barras.

Del mismo modo, se construyó una tabla de confusión (Tabla 1), donde se aprecia que la categoría con mayor error de detección es el uso Urbano, dichos errores de detección estuvieron principalmente ligados a las categorías de Selva (15 incidencias), Pastizal (12 incidencias) y Manglar/Peten (9 incidencias).

**Tabla 1.** Tabla de confusión, en la parte superior de la tabla se muestran los valores reales proporcionados por los sitios seleccionados, mientras que en la columna izquierda los detectados por los productos MADMEX landsat v 4.3.1 32 categorías. Los valores representan las incidencias de detección dentro de cada categoría.

		Valor real					
D e t e c t a d o	<b>Código 1</b>	<b>Cobertura/Uso</b>	Selva	Tular	Manglar/peten	C. Agua	Urbano
	9-10	Selva	40	0	0	0	15
	14	Tular	0	8	0	0	3
	16	Manglar/peten	0	0	8	0	9
	20	Duna Costera	0	0	0	0	3
	27	Pastizal	0	0	0	0	12
	28	Agrícola	0	0	0	0	1
	29	C. Agua	0	0	0	40	1
	30	S. Desnudo	0	0	0	0	2
	31	Urbano	0	0	0	8	62
0	Sin Datos	0	0	0	0	4	
<b>TOTAL</b>		<b>40</b>	<b>8</b>	<b>8</b>	<b>48</b>	<b>108</b>	



## Anexo 2

### Comunidad coralina del Caribe mexicano

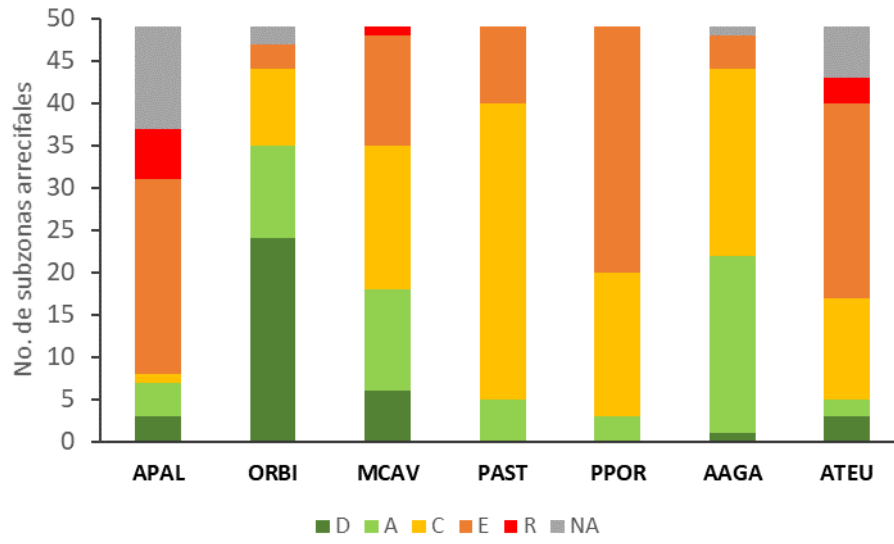
Con el fin de establecer las bases de un estudio a posterior sobre los cambios en las comunidades coralinas en el Caribe mexicano se realizó una revisión de los trabajos de Amigos de Sian Ka'an (Gutiérrez-Carbonell *et al.*, 1993, 1995 y 2005; Carranza Sánchez *et al.*, 1996 y Loreto-Viruel 2017), donde se reportan las abundancias relativas de los componentes bentónicos (corales, algas y gorganáceos) así como de peces.

Para estos fines únicamente se reportan las abundancias relativas de tres importantes constructores arrecifales (*Acropora palmata*, *Orbicella spp.* y *Montastraea annularis*) y cuatro corales malezas (*Porites astreoides*, *Porites porites*, *Agaricia Agaricites* y *Agaricia tenuifolia*)

**Tabla 1.** Cambios de cobertura coralina por región arrecifal de ASK, además se reportan las abundancias relativas de constructores arrecifales (*Acropora palmata*, *Orbicella spp.* y *Montastraea cavernosa*) y corales maleza (*Porites astreoides*, *Porites porites*, *Agaricia agaricites* y *Agaricia tenuifolia*). Clases de dominancia: Raro= Raro, E=Escaso, C=Común, A=Abundante y D=Dominante.

Región	Zona arrecifal	Subzona arrecifal	Cobertura actual	Cobertura antigua	Cambio real	<i>Acropora palmata</i>	<i>Orbicella spp.</i>	<i>Montastraea cavernosa</i>	<i>Porites astreoides</i>	<i>Porites porites</i>	<i>Agaricia agaricites</i>	<i>Agaricia tenuifolia</i>
2	Frontal	Exterior	25.00	57.44	-3.03	E	D	E	C	E	C	R
3	Frontal	Interior	11.67	10.11	0.60	E	A	C	C	C	A	C
4	Frontal	Exterior	15.33	28.63	-2.57	E	D	C	C	C	C	E
5	Frontal	Exterior	19.50	30.38	-1.83	E	D	C	C	E	C	E
6	Frontal	Interior	2.83	19.33	-7.69	E	D	C	C	C	A	E
6	Frontal	Exterior	21.17	36.50	-2.24	E	D	C	C	C	A	E
7	Frontal	Interior	4.67	14.33	-4.57	NA	NA	A	E	A	C	D
7	Laguna Arrecifal	Arrecife Posterior	6.33	17.78	-4.21	NA	NA	A	E	A	C	D
9	Frontal	Interior	8.50	12.13	-1.47	E	A	A	C	C	A	E
9	Frontal	Exterior	19.50	24.93	-1.02	E	A	A	C	C	A	E
10	Frontal	Exterior	10.17	24.93	-3.67	R	A	E	C	E	C	E
11	Frontal	Exterior	13.25	51.00	-5.46	E	D	E	C	E	A	E
13	Laguna Arrecifal	Arrecife Posterior	20.33	24.22	-0.87	A	A	C	A	E	A	E
15	Frontal	Exterior	29.35	36.33	-1.06	C	D	C	A	C	C	E
16	Frontal	Interior	12.00	15.18	-1.17	R	A	C	A	C	C	A
18	Cresta	Trans. barlovento	11.83	25.22	-3.71	NA	E	A	E	C	A	A
19	Frontal	Exterior	13.61	47.31	-6.04	A	D	E	E	E	E	C
19	Frontal	Interior	21.33	39.97	-3.09	A	D	E	E	E	E	C
19	Cresta	Trans. barlovento	15.50	26.06	-2.56	A	D	E	E	E	E	C
22	Frontal	Interior	21.50	24.25	-0.60	R	D	E	C	C	A	C
24	Frontal	Interior	14.66	25.48	-2.73	R	A	D	C	A	NA	E
25	Frontal	Exterior	17.83	29.40	-2.47	NA	D	R	E	E	A	C
25	Frontal	Interior 1	21.33	29.06	-1.53	E	A	E	C	E	A	D
26	2da terraza	La Francesa	14.67	41.52	-5.62	NA	D	C	C	E	A	C

Región	Zona arrecifal	Subzona arrecifal	Cobertura actual	Cobertura antigua	Cambio real	<i>Acropora palmata</i>	<i>Orbicella spp.</i>	<i>Montastrea cavernosa</i>	<i>Porites astreoides</i>	<i>Porites porites</i>	<i>Agaricia agaricites</i>	<i>Agaricia teunifolia</i>
26	2nda terraza	Paso del Cedral	29.83	39.50	-1.55	NA	D	C	C	E	A	C
26	2nda terraza	Palancar	31.50	39.50	-1.07	NA	D	C	C	E	A	C
26	2nda terraza	Colombia	32.00	37.95	-0.94	NA	D	C	C	E	A	C
26	Tope de macizos coralinos	Pta. Sur	21.00	23.08	-0.52	NA	D	A	C	E	D	E
29	Frontal	Interior	15.72	19.77	-1.26	D	C	C	C	E	E	NA
33	2nda terraza	Tormentos	6.00	21.66	-6.88	NA	C	A	C	E	A	E
33	2nda terraza	Chankanaab	16.22	50.83	-6.15	NA	C	A	C	E	A	E
33	2nda terraza	Paraíso	14.00	32.78	-4.62	NA	C	A	C	E	A	E
A	Frontal	Interior	9.00	14.00	-2.08	E	E	D	A	E	C	E
A	Frontal	Exterior	26.50	30.00	-0.59	E	E	D	A	E	C	E
B	Laguna Arrecifal	Arrecife Posterior	11.00	28.00	-4.35	E	D	C	C	C	C	C
B	Frontal	Interior	23.25	21.00	0.49	E	D	C	C	C	C	C
C	Frontal	Exterior	14.28	54.00	-6.14	E	D	E	C	C	C	E
C	Frontal	Interior	16.89	30.00	-2.70	E	D	E	C	C	C	E
C	Laguna Arrecifal	Arrecife Posterior	21.35	19.00	0.56	E	D	E	C	C	C	E
D	Frontal	Exterior	11.44	50.00	-6.78	E	D	E	C	C	C	E
D	Frontal	Interior	17.67	46.00	-4.45	E	D	E	C	C	C	E
F	Cresta	Trans. barlovento	0.50	8.28	-12.51	D	A	A	E	E	A	NA
F	Frontal	Interior	14.50	16.20	-0.53	D	A	A	E	E	A	NA
G	Laguna Arrecifal	Arrecife Posterior	4.83	6.41	-1.34	R	C	C	C	E	C	R
G	Frontal	Interior	9.00	7.20	1.07	R	C	C	C	E	C	R
H	Frontal	Interior	23.00	21.30	0.37	E	A	A	C	E	A	E
I	Frontal	Interior	11.00	14.00	-1.14	E	C	D	C	E	C	NA
J	Laguna Arrecifal	Arrecife Posterior	22.18	40.00	-2.77	E	C	D	C	E	C	NA
J	Frontal	Interior	21.23	19.00	0.53	E	C	D	C	E	C	NA



**Figura 6.** Categorías de dominancias por especies de coral