



Universidad Autónoma del Estado de Baja California

Instituto de Investigaciones Oceanológicas

Facultad de Ciencias Marinas

Facultad de Ciencias

Doctorado en Medio Ambiente y Desarrollo

Tesis que para obtener el grado de

DOCTOR EN MEDIO AMBIENTE Y DESARROLLO

Título:

Regionalización de los ecosistemas arrecifales de México para su conservación y manejo

Presenta:

Jacobo Santander Monsalvo

Dra. Martha Ileana Espeje Carbajal	Directora
Dr. Leonardo Dagoberto Ortiz Lozano	Codirector
Dra. Cira Gabriela Montaña Moctezuma	Sinodal
Dra. Mariana Villada Canella	Sinodal
Dr. Oscar Alberto Jiménez Orcio	Sinodal

Ensenada, Baja California a agosto de 2018

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE BAJA CALIFORNIA

INSTITUTO DE INVESTIGACIONES OCEANOLÓGICAS

FACULTAD DE CIENCIAS MARINAS

FACULTAD DE CIENCIAS

Título: **Regionalización de los ecosistemas arrecifales de México para su conservación y manejo**

DOCTORADO EN MEDIO AMBIENTE Y DESARROLLO

Tesis que para obtener el grado de:

DOCTOR EN MEDIO AMBIENTE Y DESARROLLO

Presenta:

Jacobo Santander Monsalvo

Aprobado por:



Dra. Martha Ileana Espejel Carbajal

(Directora)



Dr. Leonardo Dagoberto Ortiz Lozano

(Codirector)



Dra. Mariana Villada Canela

(Sinodal)



Dra. Cira Gabriela Montaña Moctezuma

(Sinodal)



Dr. Oscar Alberto Jiménez Orocio

(Sinodal)

Ensenada, Baja California a agosto de 2018

Índice

Resumen	4
I. Introducción	5
I.I. Ecosistemas Arrecifales.....	5
I.II. Bienes y servicios ecosistémicos.....	11
I.III. Usos y presiones antrópicas en ecosistemas arrecifales	13
II. Justificación	21
III. Objetivo general	23
III.I. Objetivos específicos.....	23
IV. Metodología general	24
V. Resultados	27
V.I. Inventario de los ecosistemas arrecifales marinos de México	27
V.II. Regiones arrecifales de México	28
V.III. Usos y presiones antrópicas de los ecosistemas arrecifales marinos de México	33
V.IV. Herramientas de protección de los ecosistemas arrecifales marinos de México	37
VI. Discusión	39
VI.I. Inventario de los ecosistemas arrecifales marinos de México	39
VI.II. Regiones de los mares de México con base en sus ecosistemas arrecifales.....	40
VI.III. Usos y presiones antrópicas de los ecosistemas arrecifales marinos de México	43
VI.IV. Manejo.....	50
VII. Conclusiones	77
VIII. Referencias bibliográficas	78
Referencias final	¡Error! Marcador no definido.

Resumen

Los ecosistemas arrecifales marinos de México están vasta y heterogéneamente distribuidos sobre su litoral. Sin embargo, no existe un inventario que considere su distribución e información de sus impactos antrópicos. El objetivo de esta tesis fue recopilar información para conocer la distribución de los diferentes tipos de ecosistemas arrecifales marinos de México (coralinos, rocosos, rocoso-coralinos o comunidades coralinas y rocosos con bosques de *Macrocystis pyrifera*), identificar sus usos y presiones a los que están expuestos y, con base en esta información, proponer una regionalización orientada a su protección y manejo. La metodología básicamente consistió en análisis documental de literatura disponible y consulta a expertos, además de diseñar un sistema de información geográfico con su base de datos asociada. Un resultado de esta tesis es el inventario de los ecosistemas arrecifales marinos conocidos en México, que integra toda la información dispersa que se encontró. La principal aportación de esta tesis es una propuesta de regionalización donde se muestra que los ecosistemas arrecifales marinos de México están distribuidos en siete regiones identificadas para fines de manejo. Los principales usos de los ecosistemas arrecifales marinos son pesca, turismo, actividades náuticas y extracción de hidrocarburos, que por sí solos o en conjunto producen ocho principales presiones: contaminación, fragmentación del hábitat, blanqueamiento coralino, sobrepesca, introducción de especies exóticas, sedimentación, mortalidad coralina y enfermedades coralinas. Estos usos y presiones se distribuyen heterogéneamente por las siete regiones arrecifales. La principal herramienta de protección utilizada por el gobierno federal de México para la protección de sus ecosistemas arrecifales marinos son las áreas naturales protegidas (ANP) y casi la mitad se encuentra protegido dentro de ANP costeras y marinas del país, pero en su mayoría son arrecifes de coral. Esta investigación es el punto de partida para elaborar esquemas regionales de manejo de los ecosistemas arrecifales marinos de México.

Palabras clave: ecosistemas arrecifales marinos, usos y presiones costeras, manejo de ecosistemas, área natural protegida, mares y costas de México.

I. Introducción

I.I. Ecosistemas Arrecifales

Para la mayoría de la sociedad, el ambiente submarino continúa siendo algo relativamente lejano, oscuro e inerte. Las formas de vida marina carismáticas como cetáceos, tortugas, osos polares, nutrias y corales parecen llamar la atención, pero en comparación con los ecosistemas terrestres, nuestro conocimiento de los ecosistemas marinos es limitado (Sale 1977; Roberts y Hawkins 2000; Wilkinson *et al.* 2009).

El mundo biológico terrestre y acuático, está compuesto de una persistente red de interacciones entre organismos y sus relaciones ambientales, que conocemos como ecosistemas (Fishelson 1977), que deberían ser activamente protegidos y racionalmente aprovechados.

Uno de los primeros pasos para el manejo de ecosistemas, es conocer su funcionamiento de tal forma que permita comprender las potencialidades y limitaciones de su posible uso. Para ello es necesario, en un principio, tener un inventario actualizado de los ecosistemas que permita responder a preguntas básicas relacionadas con su ubicación, estructura, estado de conservación (Jordán-Dahlgren 1993) y distribución de su biodiversidad (Andréfouët y Guzman 2005).

Un ecosistema arrecifal marino es un ecosistema marino con características biogénicas (algas, conchas, corales, esponjas, gusanos poliquetos), formaciones geológicas (arena, rocas, sustratos duros) o sustratos artificiales que surgen del lecho marino en zonas litorales y sublitorales (Lyll 1832; Shinn 1974; Soto *et al.* 1981; Cowardin *et al.* 1979; Schuhmacher y Zibrowius 1985; Veron 2000).

I.I.I. Ecosistema arrecifales rocosos

Existen sustratos arrecifales con zonas productivas (Pondella II *et al.* 2005; Pondella *et al.* 2016) que están ampliamente distribuidos y, consecuentemente, tienen mayor superficie que demás arrecifes. Los arrecifes rocosos son poco complejos (Connell y Jones 1991; García-Charton *et al.* 2004) y carismáticos (Duarte *et al.* 2008), pero son más homogéneos (Sgarlatta *et al.* 2016) y funcionan como sitios de dispersión de larvas, zonas de crianza, protección, alimentación, reproducción, reclutamiento y hábitat de especies de importancia comercial (Pondella *et al.* 2016).

En las aguas templadas de los ecosistemas arrecifales rocosos con fuertes corrientes o surgencias se desarrollan bosques de macroalgas que son los ecosistemas arrecifales dominantes (Micheli y Halpern 2005; Calderón-Aguilera *et al.* 2012).

Este tipo de arrecifes desarrolla estructuras ecosistémicas complejas de macroalgas distribuidas en parches sobre sustratos rocosos someros (Parnell *et al.* 2006). Están compuestos por *Macrocystis pyrifera* (Linnaeus) Agardh, un alga Phaeophyta de la familia

Lessoniaceae (Dayton 1985; Steneck *et al.* 2002). La alta productividad y compleja estructura biológica de los bosques de macroalgas albergan una diversidad extraordinaria de especies e interacciones entre sus comunidades (Velimirov *et al.* 1977; Tegner y Dayton 2000) que es equivalente a la de los arrecifes coralinos tropicales.

Estos bosques conformados por diferentes especies de algas, representan un hábitat biogénico tridimensional que promueve el establecimiento de una comunidad muy diversa, así como una estructura biológica compleja y altamente dinámica (Foster 1975; Tegner y Dayton 2000).

I.I.II. Ecosistemas arrecifales biogénicos

Un arrecife biogénico es una estructura física construida por seres vivos que está en constante crecimiento por la incesante acumulación de carbonato de calcio. Un arrecife biogénico clásico es el de los corales hermatípicos (Cowardin *et al.* 1979; Schuhmacher y Zibrowius 1985; Jordán-Dahlgren 1993; Veron 2000; Spalding *et al.* 2001; Cortés 2003; Reyes-Bonilla *et al.* 2005; Tunnell Jr. *et al.* 2007a; Glynn *et al.* 2017).

Además hay arrecifes biogénicos de algas coralinas incrustantes (Goreau 1963; Chisholm 2000; Figueiredo y Steneck 2000), poliquetos serpúlidos (Cowardin *et al.* 1979; Tunnell Jr. 2002a; 2002b; Tunnell Jr. *et al.* 2002; Withers 2002; Madden *et al.* 2008), moluscos gasterópodos y bivalvos (Cowardin *et al.* 1979; Madden *et al.* 2008; Beck *et al.* 2011) como ostiones, que son ecosistemas arrecifales estuarinos (Tunnell Jr. 2002b; Withers 2002) y esponjas, que en realidad forman estructuras de sílice (Conway *et al.* 2001; Cook *et al.* 2008; Maldonado *et al.* 2015).

Durante milenios, el constante crecimiento de corales y organismos que forman estructuras de carbonato de calcio como algas coralinas, determinaron la forma de vastas estructuras arrecifales, sin embargo, los ecosistemas arrecifales que hoy conocemos no son producto de esa acreción, sino de una variedad de procesos naturales y antrópicos (Spalding *et al.* 2001).

Los arrecifes de conchas pueden ser extensos. Proporcionan un sustrato duro para fijación de organismos sésiles y refugio para demás especies. Los arrecifes están adaptados a variaciones en el nivel del agua, salinidad y temperatura, factores que controlan su distribución, que en zonas están dominados por conchas de los géneros *Ostrea* y *Crassostrea* (Cowardin *et al.* 1979).

De acuerdo con la literatura, los arrecifes de conchas se encuentran en ambientes estuarinos (Zimmerman *et al.* 1989; Karnauskas *et al.* 2013), donde ostras y ostiones junto con demás bivalvos y sustratos duros forman arrecifes vivientes que proveen hábitat a demás flora y fauna marina (Grabowski *et al.* 2005; Tolley y Volety 2005; Beck *et al.* 2011; Humphries *et al.* 2011; Seavey *et al.* 2011; Watson *et al.* 2015).

Gracias a las presiones antrópicas están al borde de su extinción funcional, donde cerca de 85% de éstos arrecifes se ha perdido globalmente (Jackson *et al.* 2001; Beck *et al.* 2009; 2011; Seavey *et al.* 2011; Zu Ermgassen *et al.* 2012), lo que los convierte en los ecosistemas arrecifales más amenazados por encima de los de coral (Luckenbach *et al.* 1999; 2005).

Se distribuyen en ambientes de baja energía de América sobre la costa del Atlántico, Golfo de México y Pacífico, en prácticamente todo el litoral de Europa y al este de Australia (Beck *et al.* 2011), donde proveen vastos recursos, alimenticios y turísticos, que originan fuentes de empleo para pescadores y prestadores de servicios turísticos (Peterson *et al.* 2003; Lenihan y Peterson 2004; Humphries y La Peyre 2015; zu Ermgassen *et al.* 2016), además de ser excelentes barreras físicas que dan protección costera (Walles *et al.* 2016), sus ostras y ostiones filtran y limpian el agua de sus ambientes (Luckenbach *et al.* 1999; Coen *et al.* 2007).

Los arrecifes de poliquetos están contruidos por colonias de gusanos de la familia Sabellariidae que viven en tubos contruidos con granos de arena. Aunque no incorporan una biota tan diversa como los arrecifes de coral y de bivalvos, proporcionan un hábitat distinto que puede abarcar grandes áreas en aguas tropicales. Se presentan en los sistemas intermareal y submareal de los sistemas estuarinos y marinos (Cowardin *et al.* 1979).

Los arrecifes biogénicos son el único sustrato compuesto en su mayoría por animales (Cowardin *et al.* 1979). Sus estructuras son variadas y hay comunidades que no encajan en esta definición, que cumplen la misma función ecológica, pero carecen de una estructura consolidada clara, que a menudo denominamos comunidades coralinas (Reyes-Bonilla 1993; Spalding *et al.* 2001), que son únicas porque la estructura que resulta de su crecimiento, el arrecife coralino, constituye un nuevo hábitat de alta heterogeneidad espacial donde cientos de especies coexisten (Connell 1978).

De conformidad con el Consejo Consultivo Nacional Científico y Técnico de los Arrecifes Coralinos de México, un arrecife coralino es una comunidad marina muy diversa y energéticamente autosuficiente, cuyo elemento dominante lo constituyen los corales escleractinios; es un ecosistema marino tropical formado por el cúmulo de restos calcáreos de diferentes especies, principalmente corales hermatípicos y algas coralinas, que forman promontorios desde el fondo marino y que en considerables ocasiones alcanzan el espejo oceánico (DOF 2000a).

Un arrecife de coral es una estructura biogénica, es decir, formada por organismos vivos, que modifican sustancialmente el sustrato. Los corales hermatípicos, nombre que precisamente significa formadores de arrecifes, son sus principales constructores (Calderón-Aguilera *et al.* 2017).

Es un levantamiento de masa de material calizo contruido por material detrítico depositado alrededor de un armazón de moluscos, corales coloniales y algas calcáreas masivas (Sale 1977; Hatcher 1997). Cervantes (2007) los detalló como estructuras

monticulares resultado de la colonización y crecimiento de invertebrados sedentarios, caracterizados por su elevación con relación al sustrato que los rodea y su interferencia respecto al curso normal de las olas.

Un arrecife de coral es producto del equilibrio entre el carbonato de calcio fijado, la erosión (oleaje, fragmentación mecánica, bioerosión, meteoros) y la química del agua (Calderón-Aguilera *et al.* 2017). La forma y constitución de un arrecife es resultado de la flexible morfología de los corales escleractinios, que adoptan la forma conveniente con base en el acceso a luz, la exposición a sedimentos (suspendidos y depositados) y movimientos de agua (corrientes, mareas y oleaje), así, el cúmulo escalonado de esqueletos de carbonato de calcio va determinando la forma del arrecife.

Los arrecifes de coral son reconocidos entre los principales creadores y exportadores de diversidad en paisajes marinos tropicales (Kiessling *et al.* 2010), por lo que representan una belleza y abundancia natural que los mantiene en una posición privilegiada en la conciencia colectiva (Saavedra-Sotelo *et al.* 2011), gracias a su compleja ingeniería que provee protección y demás bienes para una gran cantidad de organismos (Gratwicke y Speight 2005; Álvarez-Filip *et al.* 2009a).

Madden *et al.* (2008) clasificaron los arrecifes coralinos en ocho categorías con base en su distribución respecto a la línea de costa y plataforma continental, y por la presencia de organismos coralinos, sin embargo, de acuerdo con Moberg y Folke (1999) existen cuatro tipos de arrecifes:

1. De plataforma, frecuentemente en lagunas creadas por atolones o barreras arrecifales.
2. Costeros, forman un borde a lo largo del litoral y presentan una reducida laguna superficial.
3. De barrera, paralelos a la costa, pero alejados y separados por una amplia y profunda laguna.
4. Atolones, arrecifes circulares que rodean una laguna central frecuentemente alejados de la costa.

Los ecosistemas coralinos presentan una serie de biotopos y hábitats asociados, distribuidos en forma de mosaico que se distinguen entre sí por la naturaleza física del sustrato (sedimentos, escombros, rocas), por componentes bióticos conspicuos que cubren el fondo (algas, fanerógamas, esponjas, abanicos de mar) y por poseer elementos característicos de fauna y flora (Díaz *et al.* 2000).

Prácticamente la mitad de las zonas costeras del mundo están en zonas tropicales y una tercera parte están hechas de arrecifes de coral, que forman montañas con crestas y valles que delimitan la costa con altitudes de hasta 1,300 m (atolón Enewetak) y longitudes hasta de 2,000 km (Gran Barrera Arrecifal de Australia) (Birkeland 2015).

En los arrecifes, la actividad del oleaje, el viento y el paso de meteoros fragmentan los corales en escombros y arena que se acumulan para convertirse en bajos, cayos o islotes. En ellos la presencia de vegetación produce depósitos orgánicos, que con diversos procesos químicos y mecánicos, ayudan a consolidar el sustrato en islas permanentes sobre el nivel del mar (Spalding *et al.* 2001).

Hay países insulares coralinos que dependen de estos procesos para su existencia (Spurgeon y Aylward 1992), como por ejemplo, los archipiélagos de Tuamotus, Marshalls, Maldivas, Laccadives, Chagos, Carolinas y Kiribati en el Pacífico y algunas islas del Mar del Coral y Seychelles (Birkeland 2015). En México, Cozumel sería un claro ejemplo aunque no hay evidencia contundente (Jordán-Dahlgren 1987).

La superficie de ecosistemas arrecifales en el mundo es una incógnita que va de los 255,000 (Spalding y Grenfell 1997) a los 3,930,000 km² (Kleypas 1997) (tabla 1). Los científicos que han caracterizado y evaluado los arrecifes de coral han demostrado que ocupan una ínfima zona del planeta. Se distribuyen en 101 territorios (80 países) y ocupan menos del 1.2% de la plataforma continental mundial. Menos del 8% de los arrecifes del mundo se encuentran en el Caribe y Atlántico, donde 1,780 km² le corresponden a México (Spalding *et al.* 2001).

Tabla 1. Superficie arrecifal coralina global.

Año	Superficie (km²)	Fuente
1978	617,000	Smith 1978
1997	617,284	Costanza <i>et al.</i> 1997
1997	584,000	Kleypas 1997
1997	600,000	Reaka-Kudla 1997
1997	255,000	Spalding y Grenfell 1997
2001	284,400	Spalding <i>et al.</i> 2001
2003	284,000	Cesar <i>et al.</i> 2003
2006	527,072	Mora <i>et al.</i> 2006
2010	260,000	Knowlton <i>et al.</i> 2010
2015	321,345	Birkeland 2015

Los arrecifes coralinos cubren 0.00063 de la superficie terrestre e interactúan con la atmósfera, la química del océano, el relieve topográfico, la biodiversidad, la biogeografía de las especies y proporcionan miles de millones de dólares al año por bienes y servicios (Spalding *et al.* 2001; Birkeland 2015; Hoegh-Guldberg *et al.* 2015).

Los arrecifes coralinos tienen la mayor diversidad y productividad del mundo (Jordán-Dahlgren 1993; Moberg y Folke 1999; Tunnell Jr. 2007b; Kiessling *et al.* 2010; Álvarez-Filip *et al.* 2011a; 2011b). Son reconocidos por su complejidad topográfica (Buddemeier y Kinzie III 1976; Ferreira *et al.* 2001; Álvarez-Filip *et al.* 2011a; Graham y Nash 2013), una estructura

compleja que produce riqueza, abundancia y biomasa de peces (Hiatt y Strasburg 1960; Risk 1972; Luckhurst y Luckhurst 1978; Álvarez-Filip *et al.* 2011b; Kritzer *et al.* 2016) e invertebrados (Kohn 1971; Abele 1974; Idjadi y Edmunds 2006).

Contienen cerca de 25% de la biodiversidad marina (Carballo *et al.* 2010) a pesar de que solo ocupan 0.09% del área oceánica (Birkeland 2015), menos del 1.2% de la plataforma continental mundial y sólo están presentes en 80 países (Spalding *et al.* 2001).

Presentan las comunidades marinas más diversas para las que se estima entre 618,000 y 9,477,000 especies (Reaka-Kudla 1997). Los arrecifes de coral albergan una extraordinaria diversidad que incluye 25% de las especies de peces marinos (Spalding *et al.* 2001), con cerca de 4,000 especies (Paulay 1997). La región coralina más diversa del mundo está en el Triángulo de Coral con más de 600 especies de coral (Veron 2000; Spalding *et al.* 2001; Veron *et al.* 2009; 2017), aunque hay estimaciones de que podrían ser entre 800 a 1,400 especies (Paulay 1997; Huang 2012; Veron *et al.* 2015).

Los arrecifes de coral en el mundo albergan cerca del 5% de la biodiversidad mundial y 34% de la biodiversidad marina (Reaka-Kudla 1997). Por contrastar, la superficie continental, insular y ecosistemas de agua dulce ocupan más de 460 veces la superficie de los arrecifes de coral, pero albergan solo 19 phyla, mientras que los arrecifes de coral albergan al menos 30 phyla de animales (Paulay 1997; Birkeland 2015), de los 35 phyla que se encuentran en el mar (Okolodkov 2010).

En la parte terrestre, más del 90% de las especies son miembros de un solo phylum (Arthropoda), en cambio, en el medio ambiente marino la diversidad de especies se distribuye entre muchos phyla (May 1994; Okolodkov 2010). Tan solo un área de 5 m² en el Caribe presentó 534 especies de 27 phyla (Small *et al.* 1998).

Tabla 2. Superficie arrecifal según el Atlas Mundial de los Arrecifes de Coral (Spalding *et al.* 2001).

Región	Superficie arrecifal coralina global (km ²)
Caribe	20,000
Océano Atlántico	1,600
Océano Atlántico y Caribe	21,600
Mar Rojo y golfo de Aden	17,400
Golfo y mar de Arabia	4,200
Océano Índico	32,000
Sudeste de Asia	91,700
Océano Pacífico	115,900
Indo-Pacífico	261,200
Pacífico Oriental	1,600
Total global	284,400

I.II. Bienes y servicios ecosistémicos

Más del 39% de la población mundial vive a menos de 100 km de la costa y muchas personas en estas áreas dependen de sus arrecifes (Cesar *et al.* 2003). Los servicios ecosistémicos son los beneficios que la gente obtiene de los ecosistemas (Barlow *et al.* 2010):

- De suministro: bienes directos de los ecosistemas (alimentos, medicinas, materia prima para construcción, fibras, biocombustibles).
- De regulación: beneficios obtenidos por regular procesos naturales (filtración del agua, descomposición de residuos, regulación climática, estabilización de suelos).
- De apoyo: controlan funciones y procesos ecológicos básicos para soportar demás servicios ecosistémicos (ciclo de nutrientes, fotosíntesis, formación de suelo).
- Culturales: beneficios anímicos, psicológicos y emocionales derivados de la relación humana con los ecosistemas (experiencias recreativas, estéticas, espirituales).

Los ecosistemas arrecifales proveen una plétora de servicios ecosistémicos (Costanza *et al.* 1997; Moberg y Folke 1999; Moberg y Rönnbäck 2003; de Groot *et al.* 2010; 2012; Costanza *et al.* 2014; Reyes-Bonilla *et al.* 2014; Reyna-González *et al.* 2014) que incluyen: provisión de alimento (Pezzey *et al.* 2000; Spalding *et al.* 2001; Aburto-Oropeza *et al.* 2011; Kritzer *et al.* 2016), regulación de perturbaciones (Reyna-González *et al.* 2014; Calderón-Aguilera *et al.* 2017), provisión de hábitat y servicios cognitivos y culturales para turistas, buzos científicos y deportivos, donde fotógrafos y demás artistas valoran los arrecifes por razones académicas y estéticas (Roberts y Hawkins 2000; Aburto-Oropeza y López-Sagástegui 2006; Ahmed *et al.* 2007; Brander *et al.* 2007).

Los arrecifes son reconocidos entre los principales creadores y exportadores de diversidad en paisajes marinos tropicales (Kiessling *et al.* 2010). La extensión, morfología y rugosidad de su superficie arrecifal provoca que funcione como amortiguador del efecto del oleaje y de meteoros sobre las costas, por lo que funcionan como un estabilizador de procesos costeros en su área de influencia (Jordán-Dahlgren 1993; Mariño-Tapia *et al.* 2014), donde logran disminuir hasta 97% la energía del oleaje durante meteoros como huracanes (de Groot *et al.* 2002; Ferrario *et al.* 2014) y nortes (Tunnell Jr. 1988), por lo que ayudan a controlar la erosión (Wilkinson *et al.* 2009; Barbier *et al.* 2011; Lyn-Dibas 2015; Reguero *et al.* 2018) e inundaciones (Beck *et al.* 2018).

En el golfo de México, hay vientos fuertes conocidos como "nortes" o tormentas de invierno de septiembre a mayo, con picos de duración hasta de cinco días de noviembre a febrero, cuando las masas de aire continentales polares fluyen hacia el sur del golfo de México y mar Caribe generando vientos con velocidades de hasta 120 km/h (Tunnell Jr. 1988; Zavala-Hidalgo *et al.* 2003), cuyo principal efecto es el descenso de la temperatura atmosférica y del agua superficial del mar, y el aumento de turbidez y energía del oleaje (Jordán-Dahlgren y Rodríguez-Martínez 2003).

Los huracanes son la mayor fuerza de cambio en la zona costera, pero poco se sabe de su impacto ecológico y económico (Calderón-Aguilera *et al.* 2012). En el Caribe mexicano el papel de los arrecifes en la protección de la costa quedó en 2005 con el paso de Emily en julio y en octubre con Wilma. Mientras en Cancún las pérdidas fueron millonarias por el deterioro que tienen sus arrecifes, en Cozumel se logró contener el 90% de la energía de esos meteoros (Álvarez-Filip y Gil 2006; Álvarez-Filip *et al.* 2009b).

Según Heron *et al.* (2008) los corales responden al paso de un huracán con un incremento de su tasa de reclutamiento. Por eso, un arrecife cuyo balance de carbonatos sea positivo, es decir, que su acreción sea mayor que su erosión, disipará mejor el oleaje provocado por eventos extremos, tales como huracanes y tormentas (Calderón-Aguilera *et al.* 2017).

Mundialmente, los arrecifes de coral proporcionan cada año poco más de 29.8 billones de dólares en bienes y servicios por el valor de su biodiversidad (5.5 billones), su pesca (5.7 billones), su protección costera (9 billones) y su turismo (9.6 billones) (Cesar *et al.* 2003). Para 1997, el valor de la producción anual por hectárea en bienes y servicios se calculó en 6,075 dólares (Costanza *et al.* 1997), para 2012 su valor para el mismo tiempo y superficie se estimó en 352,915 dólares (de Groot *et al.* 2012).

Los arrecifes de coral y sus servicios ecosistémicos (Spurgeon y Aylward 1992; Costanza *et al.* 1997; 2014; Moberg y Folke 1999; Crosby *et al.* 2002; Moberg y Rönnbäck 2003; de Groot *et al.* 2010; 2012; Cesar *et al.* 2003; Reyes-Bonilla *et al.* 2014) representan como mínimo un billón de dólares, que suponen ingresos para millones de habitantes en las zonas costeras del mundo (Hoegh-Guldberg *et al.* 2015).

Pueden producir de 15 (Jennings y Polunin 1995; Pauly *et al.* 2002; Newton *et al.* 2007; Burke *et al.* 2011) hasta 40 ton de recursos pesqueros anuales por kilómetro cuadrado. Por ejemplo, en el Caribe, un kilómetro cuadrado arrecifal podría rendir de 4 a 5 ton anuales (Spalding *et al.* 2001). Proporcionan nutrientes esenciales para la biota marina y funcionan como sitios de refugio, alimentación, reproducción, crianza y forman parte de rutas de fauna migratoria (Gruber *et al.* 1988; Morrissey y Gruber 1993; Nagelkerken *et al.* 2000a; 2000b; Talbot y Wilkinson 2001; Aguilar-Perera y Appeldoorn 2008; Wilkinson *et al.* 2009; Newman *et al.* 2010; Igulu *et al.* 2014).

Históricamente, el valor por hectárea de arrecife de coral en bienes y servicios ha aumentado desde que se estimó en 1997 (Costanza *et al.* 1997; de Groot *et al.* 2012), pero su valor total ha disminuido por la pérdida de arrecifes de coral y de poblaciones de peces grandes (Costanza *et al.* 2014; Birkeland 2015).

I.III. Usos y presiones antrópicas en ecosistemas arrecifales

La vocación natural de un ecosistema se define por las condiciones que presenta para sostener una o varias actividades sin que se produzcan desequilibrios ecológicos (Calderón-Aguilera *et al.* 2011).

Los bosques de *M. pyrifera* viven en balance entre las fuerzas que contribuyen a su desarrollo y deforestación, donde sus cambios más notorios son en su estructura trófica por la eliminación de depredadores tope (Steneck *et al.* 2002) y por los factores abióticos que ejercen presión sobre sus procesos biológicos (Dayton *et al.* 1998).

Derivado de la sensibilidad de *M. pyrifera* a presiones naturales y antrópicas, y del hecho de que sus poblaciones costeras en México colindan con el límite sur de su distribución en el hemisferio norte, estos ecosistemas templados pueden estar particularmente amenazados por estrés térmico (Calderón-Aguilera *et al.* 2012).

Entre los ecosistemas marinos más sensibles al estrés térmico e impactos antrópicos, como pérdida de biodiversidad y cambios estructurales por fragmentación, están los arrecifes de coral (Parry *et al.* 2007).

La fragmentación y pérdida de hábitat son uno de los resultados antrópicos y una de las principales presiones para la conservación de biodiversidad (Turner 1996; Fahrig 2003; Baillie *et al.* 2004; Santos y Tellería 2006; Ulrich *et al.* 2009). Desde su contexto estructural, la fragmentación es un proceso que produce la división constante de un hábitat en dos o más fragmentos aislados entre sí, de menor tamaño y distinto al original (Saunders *et al.* 1991; Forman 1995).

Los arrecifes de coral son resistentes y se recuperan de disturbios severos (Connell 1997). Por ejemplo, una erupción volcánica dejó una capa de basalto de 70 km² en aguas someras de una isla de Indonesia, cinco años después la lava endurecida presentó cerca de 60% de cobertura coralina gracias a 124 especies de coral (Tomascik *et al.* 1996).

Connell (1997) examinó estudios sobre la recuperación de arrecifes de coral y encontró que los arrecifes saludables son resistentes y se recuperan rápido. Sin embargo, los arrecifes que sufren presiones múltiples no se recuperaron o lo hicieron limitadamente. Los ecosistemas saludables tienden a sustentar poblaciones más grandes de plantas y animales que se reproducen a tasas más altas, lo que significa que es poco probable que las perturbaciones eliminen completamente a las poblaciones, por lo que su recuperación es más rápida.

En este sentido, existe la percepción de que un ecosistema es más sano entre más especies tenga (McGrady-Steed *et al.* 1997), pero los estudios se enfocan en definir cuáles son las especies presentes sin explicar su función en el ecosistema (Sgarlatta *et al.* 2016).

En el caso de los ecosistemas que presentan varias presiones, la presión incontenible viene de la población humana y su crecimiento descontrolado, que lidera la degradación o pérdida de hábitats y la reducción de sus recursos naturales (Williams y Kapustka 2000).

La degradación de arrecifes de coral, presenta serias implicaciones para el correcto desarrollo de las sociedades que dependen de ellos (de Groot *et al.* 2003; Pandolfi *et al.* 2003). Cuando hay asentamientos humanos costeros las actividades antrópicas intensifican la contaminación que puede desestabilizar los arrecifes de coral con el incremento de enfermedades coralinas y la disminución de cobertura coralina (Lamb *et al.* 2018; Liñán-Cabello y Michel-Morfin 2018).

Veinticinco por ciento de los arrecifes de coral del mundo están bajo la jurisdicción y manejo de los países más ricos del mundo como Australia, Francia, Reino Unido y Estados Unidos (Spalding *et al.* 2001), que además son de los más contaminantes (Johnson 2017).

El desarrollo costero no planificado incrementa la descarga de aguas no tratadas (terrígenos, nutrientes, químicos) y sobrepesca que pueden causar la pérdida de biodiversidad y abundancia de especies en ambientes marinos y destrucción de arrecifes de coral en el mundo (Cesar *et al.* 2003; Lee y Steinert 2003), con la consecuente merma de sus servicios ecosistémicos (Worm *et al.* 2006).

El enriquecimiento terrestre hacia los ecosistemas marinos es un posible proceso de asfixiamiento masivo de arrecifes de coral (Andréfouët *et al.* 2002) y de contaminación de mantos de *M. pyrifera* (Barilotti 1983), por lo que presentan un riesgo de mediano a alto por estas fuentes terrígenas (Cesar *et al.* 2003).

Las naciones subdesarrolladas no han logrado establecer sistemas de tratamiento de aguas residuales y sus descargas llegan a zonas costeras a través del drenaje (Spalding *et al.* 2001), a pesar de que la inversión para disminuir el flujo de terrígenos y nutrientes se justifica. Por ejemplo, una planta de tratamiento de agua cerca de los cayos de Florida requiere de 60 a 70 millones de dólares de inversión y cerca de cuatro millones por operación anual. Pero

con el tiempo, los beneficios para los pobladores serán más altos estimados en alrededor de 700 millones de dólares (Cesar *et al.* 2003).

En el mundo, cerca del 60% de arrecifes están bajo presión directa de una o más fuentes de estrés antrópica local. La sobrepesca se ha extendido tanto que hay pocos arrecifes en el mundo que permanecen sin amenazas (Jackson *et al.* 2001; Spalding *et al.* 2001). Mundialmente, la pesca excesiva y destructiva son la principal presión en más 55% de arrecifes, el desarrollo costero y la contaminación por descargas terrígenas en otro 25% y el 10% del total de arrecifes de coral es amenazado por contaminación marina y fragmentación por actividades náuticas (Burke *et al.* 2011).

Los arrecifes coralinos están siendo destruidos a un promedio alarmante (Knowlton 2001; Hoegh-Guldberg *et al.* 2007; Tunnell Jr. 2007a) y sufren masivos decrementos en su diversidad por las actividades antrópicas (Bellwood *et al.* 2004; Wilkinson 2004), lo que disminuye la capacidad de los océanos para proveer alimento, mantener la calidad del agua y recuperarse de perturbaciones (Worm *et al.* 2006).

A principios de siglo se estimó que el 27% de los arrecifes de coral había desaparecido (Wilkinson 2000; 2004) y 60% estaba en riesgo de perderse en los primeros treinta años por impactos antrópicos (Spalding *et al.* 2001) y sin un manejo adecuado otro 30% podría resultar seriamente dañado en los primeros 40 años (Talbot y Wilkinson 2001; Tunnell Jr. 2007a).

Recientemente, el estrés térmico también se ha convertido en una amenaza para las poblaciones arrecifales, donde los bosques de *M. pyrifera* pueden ser de los más afectados (Bellgrove *et al.* 2013; Filbee-Dexter y Wernberg 2018), sin embargo, en 1998 el fenómeno de El Niño-Oscilación del Sur (ENOS) causó un evento de blanqueamiento y la muerte de 90% de los corales del océano Índico, cerca del 5% de la superficie arrecifal mundial (Spalding *et al.* 2001).

El blanqueamiento coralino es un fenómeno dado por la pérdida de coloración de los corales por la reducción en su número de zooxantelas (Hoegh-Guldberg 1999; Iglesias-Prieto *et al.* 2003; Smith *et al.* 2005), es decir, a la ruptura de la simbiosis entre corales y zooxantelas (Iglesias-Prieto *et al.* 1992) donde es posible observar el esqueleto blanco de los corales a través de sus tejidos transparentes (Blanchon *et al.* 2010).

La mayoría de estos eventos están relacionados al estrés térmico por la presencia anómala de alta (Hoegh-Guldberg 1999; Iglesias-Prieto *et al.* 2003) y baja temperatura (Hoegh-Guldberg y Fine 2004; Hoegh-Guldberg *et al.* 2005; Paz-García *et al.* 2012), pero además puede ser una respuesta a la exposición de condiciones extremas de salinidad y radiación solar (Blanchon *et al.* 2010).

Con base en la intensidad y duración del estrés térmico, el blanqueamiento puede terminar en una mortalidad coralina con el consecuente impacto sobre el ecosistema o en un evento reversible sin mayores efectos (Hoegh-Guldberg 1999; Baker *et al.* 2008).

Los arrecifes que reportan blanqueamiento coralino van en aumento (Marshall y Schuttenberg 2006) e intensidad (Berkelmans 2002). En 1997 y 1998 incrementó la temperatura superficial del mar asociada a un evento de ENOS que resultó en un blanqueamiento coralino masivo reportado en 32 países (Wilkinson 1998; 2000; Fabricius *et al.* 2007), que causó la mortalidad de corales (Hoegh-Gulberg 1999; Spalding *et al.* 2001), en cerca de 16% de los arrecifes del mundo (Wilkinson 1998).

Cesar *et al.* (2003) estimaron que la pérdida económica mundial en el caso de un evento de blanqueamiento severo y su consecuente mortalidad masiva de corales será de cerca de 83 billones de dólares. El aumento anómalo de la temperatura superficial del mar también se ha relacionado con eventos de enfermedades emergentes probablemente patogénicas (Harvell *et al.* 1999).

Los arrecifes de coral menos impactados probablemente puedan enfrentar estas presiones, pero los arrecifes presionados por blanqueamiento, contaminación u otro tipo de estrés serán más vulnerables. El inminente calentamiento superficial del agua aumentará el estrés sobre los arrecifes y resultará en una mayor frecuencia de enfermedades coralinas (Villanueva-Fragoso *et al.* 2010).

La incidencia de enfermedades coralinas va en aumento, intensidad y frecuencia desde hace 30 años, con la consecuente pérdida de tejido vivo coralino que ocasiona cambios significativos en la estructura de la comunidad, la diversidad de especies y demás organismos asociados (Beeden *et al.* 2008).

Las enfermedades de coral afectan a 106 especies de coral en 54 países (Spalding *et al.* 2001). La temperatura es uno de los factores determinantes para el correcto funcionamiento de las especies coralinas (Villanueva-Fragoso *et al.* 2010). El calentamiento del mar provoca impactos en los arrecifes coralinos, los más severos son enfermedades y blanqueamiento coralino (Blanchon *et al.* 2010), que en el peor de los casos provocan mortalidad (Hoegh-Guldberg 1999; Baker *et al.* 2008).

La mortalidad masiva de corales tiene consecuencias fatales porque produce una transformación de un ambiente dominado por corales a uno por macroalgas (Done 1992; Hoegh-Guldberg *et al.* 2007; Hughes *et al.* 2007). Esta sucesión ecológica se puede traducir en un cambio de un sistema con acreción neta (crecimiento arrecifal) a uno en estado de disolución neta (erosión) con la inminente pérdida de servicios arrecifales (Blanchon *et al.* 2010).

Los cambios en la estructura arrecifal se dan por la estimulación del crecimiento de algas. Mientras el arrecife se degrada las macroalgas y tapetes algales crecen tres veces más

rápido que los corales y hacen que la cobertura coralina decline. En arrecifes con sobrepesca, la falta de herbívoros provoca que la competencia por espacio sea mayor (Vermeij *et al.* 2010).

Este sucesión es resultado del aporte de nutrientes a través de las descargas terrígenas producto del desarrollo urbano no planificado (Cesar *et al.* 2003), que modifica la zona costera y sus ecosistemas para la infraestructura creada para puertos y actividades de navegación así como en la edificación de desarrollos turísticos (Rivera-Arriaga y Villalobos 2001; Ortiz-Lozano *et al.* 2005).

Mundialmente, el turismo proporciona 9.6 billones de dólares en beneficios anuales (Cesar *et al.* 2003). La popularidad del buceo, los viajes internacionales exprés y accesibles, aunado al auge económico y el desarrollo de muchos países tropicales, transformaron al turismo en una de las industrias más importantes del mundo, donde los arrecifes de coral son el destino favorito (Allison 1996; Spalding *et al.* 2001).

La Asociación Profesional de Instructores de Buceo (*Professional Association of Diving Instructors, PADI*), la organización de certificación de buceo más grande del mundo, ha certificado a más de 8 millones de buzos, pero se estima que en el mundo hay más de 15 millones de buzos recreativos, certificados por diversas casas de buceo (Spalding *et al.* 2001).

Los arrecifes de coral se encuentran entre los activos más valiosos de los países en vías de desarrollo y, si se gestionan bien, pueden ser una fuente permanente de ingresos extranjeros. El ingreso extranjero del turismo en la Gran Barrera de Coral de Australia es mayor que los ingresos de toda la industria pesquera de Australia (Spalding *et al.* 2001).

Debe haber mejor manejo de los arrecifes por la presencia potencial de 15 millones de buceadores en todo el mundo (2,000 a 2,500 casas de buceo en 91 países), por ende, el buceo realizado correctamente, puede agregar valor a los arrecifes con beneficio directo para gente local. Además de promover su conservación, el turismo proporciona un ingreso directo, a través de las tarifas de uso y aprovechamiento, para la gestión de áreas marinas protegidas (Spalding *et al.* 2001).

En cuanto a especies exóticas, existe un listado de 1,539 especies exóticas en México, 290 consideradas como invasoras, 58 de ellas dentro de áreas naturales protegidas (ANP) y 35 decretadas como amenazas críticas (CONABIO 2016).

Cerca de 250 especies están establecidas en el noroeste del Pacífico, en el golfo de California por lo menos hay reporte de 39 especies marinas introducidas, 69 en el golfo de México, 125 en el Pacífico sur y 81 en el mar Caribe, la mayoría atribuidas a la navegación comercial y transporte vivo de organismos (Cohen y Carlton 1995; Miller 2000; Ruiz *et al.* 2011).

La minería de corales es una actividad que produce fragmentación del hábitat, pérdida de cobertura coralina y complejidad topográfica, con la inminente pérdida de fauna marina como peces (Brown y Dunne 1988; Dawson-Shepherd *et al.* 1992).

En el Indo-Pacífico la minería de coral es una actividad económica de las comunidades costeras. En las Maldivas, a pesar de ser una isla que depende de sus arrecifes de coral (Birkeland 2015), la principal causa de degradación ambiental es la minería de coral (Dawson-Shepherd *et al.* 1992) donde grandes áreas de arrecife han sido aprovechadas durante los últimos dos siglos para construcción (Brown y Dunne 1988), donde se aprovecha medio metro de su estructura y se deja menos del 2.5% de cobertura de coral vivo (Clark y Edwards 1994).

Los arrecifes propensos a daños mecánicos por minería de coral, puede que no se recuperen por completo (Dawson-Shepherd *et al.* 1992) o por lo menos después de un buen tiempo (Clark y Edwards 1994). Si la estructura física del arrecife se cambia drásticamente, será imposible el reclutamiento coralino por el movimiento del cascajo coralino no consolidado, por eso es difícil estimar el tiempo mínimo para su recuperación (Brown y Dunne 1988). Se calculó que un arrecife consistente de sólo seis especies podría comenzar su recuperación después 17 años (Maguire y Porter 1977), pero si las especies presentan un crecimiento lento, entonces el tiempo podría ser hasta de 200 años (Brown y Dunne 1988).

Con base en la extracción de hidrocarburos, se estimó que cerca del 60% de la producción mundial de petróleo es transportado vía marítima y que el 0.1% (360 millones de galones) son derramados al mar, por lo que su transporte es una de las principales fuentes de contaminación, por derrames accidentales o por operaciones en terminales petroleras (Vázquez-Botello 1978).

El petróleo es uno de los contaminantes más comunes. Ocurren derrames en regiones arrecifales con áreas de perforación petrolera como el golfo Arábigo, el estrecho de Malaca, el estrecho de Ormuz, el golfo de Adén y el canal de Panamá, donde además los buques descargan aguas de lastre o limpian sus tanques (Spalding *et al.* 2001).

El petróleo en su proceso de exploración, extracción, transformación, refinamiento y distribución representa un serio riesgo ambiental, principalmente por los accidentes por rupturas de oleoductos submarinos, accidentes de buques-tanque, derrames y explosiones de plataformas (García-Cuéllar *et al.* 2004), además se han presentado choques contra arrecifes provocando la pérdida de contención en los tanques (Sarmiento-Torres *et al.* 2003).

Todos los componentes del petróleo son tóxicos para la biota marina (Ramamurthy y Sreenivasan 1983). Durante la producción del crudo se incorporan al ambiente marino vía atmosférica gases y partículas, se derraman hidrocarburos y se emiten a la atmosfera gases de efecto invernadero (García-Cuéllar *et al.* 2004), sin embargo, gran parte del petróleo permanece en los sedimentos del medio marino o se dispersa al ser consumido por el

plancton que se incorpora a las redes tróficas hasta llegar a organismos bentónicos, lo que les produce efectos nocivos de acuerdo a la concentración y tiempo de exposición (Vázquez-Botello 1978).

Los impactos más severos se dan en las comunidades bentónicas (Gutiérrez-Avedoy 2004), donde existen evidencias de impactos en moluscos (Vázquez-Botello *et al.* 1993) y crustáceos (Soto *et al.* 1981; Ramamurthy y Sreenivasan 1983; Vázquez-Botello *et al.* 1993). Los efectos en los corales son variados. Hay arrecifes que muestran tasas de mortalidad coralina levemente más altas que arrecifes no estresados, pero su potencial reproductivo se reduce drásticamente. Un derrame en Panamá provocó una disminución en la cobertura coralina de 50 a 75% en sus arrecifes someros (Spalding *et al.* 2001).

El necton marino puede ser capaz de evitar el contacto con el petróleo durante derrames (García-Cuéllar *et al.* 2004), sin embargo, existen evidencias de contaminación de hidrocarburos en peces (Ramamurthy y Sreenivasan 1983; Vázquez-Botello *et al.* 1993).

En México se produjo un derrame petrolero en 1979 en el banco de Campeche. El pozo Ixtoc-I derramó cerca 560 millones de litros de petróleo crudo al Golfo durante los más de nueve meses que duró el accidente (García-Cuéllar *et al.* 2004), entre el 3 de junio de 1979 y el 24 de marzo de 1980, por lo que es considerado uno de los derrames más espectaculares del mundo ocurrido en el mar (Yañez-Arancibia y Sánchez-Gil 1985).

En el 2010 se produjo un derrame en el norte del golfo de México, en el pozo *Deepwater Horizon* de la empresa petrolera británica *British Petroleum*, que afectó comunidades coralinas de aguas profundas que se ubican a 1,370 m de profundidad a escasos 11 km del foco del derrame (White *et al.* 2012).

Con base en esto la consolidación de inventarios sobre la presencia de ecosistemas de interés permite, por un lado, integrar y actualizar la información disponible y, por otro, dar paso a la generación de esquemas que permitan comprender la heterogeneidad inherente de la distribución geográfica de los recursos naturales. En este sentido, la regionalización se convierte en una herramienta para distinguir esta heterogeneidad y, en consecuencia, generar políticas regionales específicas encaminadas a la sustentabilidad (Liu *et al.* 2018).

Se han realizado estudios científicos locales y regionales de ecosistemas arrecifales marinos en México, entre los que los arrecifes de coral siguen siendo el objetivo principal (Carricart-Ganivet y Horta-Puga 1993; Reyes-Bonilla 1993; Jordán-Dahlgren 1993; Jordán-Dahlgren y Rodríguez-Martínez 2003; Reyes-Bonilla 2003; Granados-Barba *et al.* 2007; Tunnell Jr. *et al.* 2007; Ortiz-Lozano *et al.* 2013; Granados-Barba *et al.* 2015).

Los ecosistemas arrecifales rocoso-coralinos o comunidades coralinas han sido descritos por Loya (1972) y Reyes-Bonilla (1993). Recientemente, los arrecifes rocosos recibieron atención de Montaña-Moctezuma *et al.* (2013; 2014), Beas-Luna y Ladah (2014) y los arrecifes rocosos con bosques de *M. pyrifera* fueron estudiados por los autores antes

mencionados y por Torres-Moye *et al.* (2013), Torres-Moye y Escofet (2014) y Arafteh-Dalmau *et al.* (2017).

A pesar de este interés y de los esfuerzos académicos, no existe un inventario de los ecosistemas arrecifales marinos de México con datos integrados sobre los factores de estrés antrópico y su estado de protección. Por lo que, el objetivo de este documento es combinar el conocimiento literario existente sobre los ecosistemas arrecifales marinos de México para realizar un inventario nacional de sus arrecifes con una propuesta de regionalización de sus mares, identificar sus usos y presiones antrópicas que ponen en peligro su viabilidad ecológica y analizar su estado de protección y considerar posibles esquemas de manejo.

II. Justificación

Los ecosistemas arrecifales están presentes en los litorales de la zona costera del mundo. Su presencia motivó el asentamiento de comunidades humanas gracias a su vasta biodiversidad y protección en su zona costera terrestre. Las comunidades humanas, principalmente las insulares oceánicas, han sobrevivido durante siglos en las zonas costeras del mundo gracias a sus bienes y servicios ecosistémicos.

Sin embargo, el desarrollo no controlado de sus edificaciones e infraestructura urbana ha ocasionado una sobre presencia de la población humana que ha redundado en una presión crónica antrópica incontrolada sobre sus ecosistemas arrecifales.

Además de estar propensos a una serie de presiones naturales, existe una lista interminable de actividades y usos antrópicos que se desarrollan sobre los ecosistemas arrecifales, dando lugar a un cumulo de redes de presiones que a veces es difícil conocer su origen, lo que impide a veces la toma de decisiones adecuadas en su conservación.

El manejo de un ecosistema arrecifal, se da con base en el conocimiento sobre su funcionamiento para dimensionar los límites de su uso por medio de un inventario sobre su distribución, estructura y estado de conservación (Jordán-Dahlgren 1993).

En este sentido, para los objetivos que persigue este trabajo, se han clasificado los ecosistemas arrecifales marinos de México de la siguiente manera (figura 1):



Figura 1. Clasificación de los ecosistemas arrecifales marinos de México utilizada en este estudio.

El interés de este trabajo se fija en el conocimiento existente sobre los ecosistemas arrecifales de México. Resulta crucial tener claridad sobre su presencia, distribución y tipología, sobre todo en un momento en el que los cambios globales se perciben más súbitos e impredecibles. Por ende, es trascendente conocer cómo y para qué usamos estos ecosistemas y poder describir los procesos antrópicos que los distinguen, para que la toma de decisiones y acciones se vean reflejadas en el estado de sus poblaciones y comunidades que los caracterizan.

La importancia de estos ecosistemas arrecifales como proveedores de servicios ecosistémicos, provoca que los países necesiten políticas de manejo específicas para su manejo. En este punto es donde la información juega un papel decisivo en la generación de

políticas públicas dirigidas a este objetivo. La integración de información científica en el proceso de toma de decisiones se convierte en un aspecto fundamental de este proceso (Sutherland *et al.* 2004), ya que las discusiones políticas a menudo se desconectan de este conocimiento (Lubchenco y Grorud-Colvert 2015).

Con base en esto, la pregunta central de esta investigación es ¿Dónde están los ecosistemas arrecifales de México y cuáles son las principales actividades, usos y presiones antrópicas a las que están expuestos, que motivan al análisis de sus herramientas de protección y a considerar demás esquemas de manejo aplicables para restaurar su estructura física, recuperar su biodiversidad y restablecer los bienes y servicios ecosistémicos a las zonas costeras arrecifales.

III. Objetivo general

Proponer una regionalización de los ecosistemas arrecifales de México basada en su tipología, sus usos y presiones para seleccionar herramientas para su conservación y manejo.

III.I. Objetivos específicos

1. Inventariar y describir los ecosistemas arrecifales marinos de México.
2. Proponer una regionalización basada en su tipología y útil para su manejo.
3. Identificar y comparar los usos y presiones de los ecosistemas arrecifales marinos de México y relacionarlos con las regiones obtenidas en el objetivo anterior.
4. Revisar las herramientas de manejo para los ecosistemas arrecifales marinos de México.

IV. Metodología general

Esta tesis está fundamentada en literatura científica de libre acceso y en literatura gubernamental de acceso público. En este primer esfuerzo se recopiló información desde enero de 2014 a julio de 2018 con ayuda de las herramientas digitales de búsqueda de información científica como *Google Scholar*, *Science Online*, *Science Direct Freedom Collection* y *SpringerLink*, así como del motor de búsqueda digital *Google*.

Para realizar el inventario de los ecosistemas arrecifales marinos de México se hizo la búsqueda de información con las siguientes palabras clave (inglés) y sus factibles combinaciones: arrecife (*reef*), México, rocoso (*rocky*), *Macrocystis pyrifera*, coral y peces (*fishes*).

La información obtenida fue recopilada en una base de datos donde se registró la coordenada geográfica de su ubicación e información para su caracterización.

Para identificar los usos y presiones antrópicos a los que están expuestos los ecosistemas arrecifales marinos de México, se realizó la búsqueda de las siguientes palabras clave (inglés) y sus factibles combinaciones, donde además se consideró la toponimia de los arrecifes identificados o de sitios costeros limítrofes.

En el caso de los usos: desarrollo costero (*coastal development*), actividades náuticas (*nautical activities*), puertos (*harbors, ports*), complejo turístico (*holiday resort*), turismo (*tourism*), buceo (*snorkel, scuba diving*), minería (*mining*), hidrocarburos (*gas, oil*), pesca (*fishing*).

En el caso de las presiones: descargas de aguas residuales e industriales (*wastewater and industrial discharges*), desechos sólidos (*solid waste*), contaminación (*pollution*), fragmentación (*fragmentation*), blanqueamiento (*bleaching*), sobrepesca (*overfishing*), especies exóticas (*exotic species*), sedimentación (*sedimentation*), mortalidad (*mortality*), enfermedades (*diseases*).

La información obtenida se concentró en una base de datos para su posterior edición. Su revisión fue con base en matrices de datos binarios para establecer su presencia y ausencia e identificar los que inciden sobre los arrecifes, con la ventaja de que ya se contaba con un inventario con su respectiva coordenada para su posterior interpretación espacial.

Para estos objetivos las bases de datos se vuelven imprescindibles en el correcto análisis, interpretación de resultados y análisis espacial. Este conjunto de datos definido y creado por primera vez continuará su modificación y funcionará de almacén de información para utilizarse por diferentes usuarios y lograr distintos objetivos (Marqués 2011; Gómez-Fuentes 2013).

Con la intención de complementar los vacíos de información identificados de esta revisión literaria, se hizo una búsqueda digital más para recopilar información gubernamental de la

Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales encargada de la protección del ambiente y su biodiversidad, por lo que se consiguieron los decretos de ANP y sus respectivos programas de manejo. En algunos casos fue necesario ampliar la búsqueda de información en sus estudios previos justificativos, misma que sirvió para el análisis de herramientas de protección con base en sus ANP.

Para fortalecer los resultados obtenidos de estas revisiones literarias y de los demás procesos metodológicos de análisis explicados más adelante, se realizó una consulta por medio de la comunicación directa con 20 investigadores nacionales e internacionales especialistas en el estudio de ecosistemas arrecifales marinos de México (tabla 3), con quienes hubo charlas informales e intercambio de correos electrónicos para profundizar en los resultados de sus investigaciones.

Tabla 3. Investigadores (nacionales e internacionales) y su institución.

Investigador (a)	Institución
Dr. Arturo Ruiz Luna	Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo
Dr. Carlos González Gándara	Universidad Veracruzana
Dr. Emelio Barjau González	Universidad Autónoma de Baja California Sur
Dr. Ernesto Aarón Chávez Ortiz	Centro de Interdisciplinario de Ciencias Marinas
Dr. Fernando Nuno Marques Simões Dias	Universidad Nacional Autónoma de México
Dr. Guillermo Horta Puga	Facultad de Estudios Superiores de Iztacala
Dr. Héctor Reyes Bonilla	Universidad Autónoma de Baja California Sur
Dr. José Domingo Carriquiry Beltrán	Instituto de Investigaciones Oceanológicas
Dr. Leonardo Uriel Arellano Méndez	Universidad Autónoma de Tamaulipas
Dr. Lorenzo Álvarez Filip	Instituto de Ciencias del Mar y Limnología
Dr. Luis Eduardo Calderón Aguilera	Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada
Dr. Manuel Ignacio Ruz Vargas	Universidad Autónoma de Guerrero
Dr. Pedro Medina Rosas	Centro Universitario de la Costa Sur
Dr. Tom Suchanek	Servicio Geológico de los Estados Unidos
Dra. Cira Gabriela Montaña Moctezuma	Instituto de Investigaciones Oceanológicas
Dra. Jazmín Deneb Ortigosa Gutiérrez	Universidad Nacional Autónoma de México
Dra. Liza Gomez Daglio	Universidad de California Merced
Dra. Luz Elena Mateo Cid	Escuela Nacional de Ciencias Biológicas
M. en C. Gerardo Leyte Morales	Universidad del Mar
Prof. Vassil N. Zlatarski	Investigador independiente

Además, se presentaron resultados preliminares en el VIII Congreso Mexicano de Arrecifes de Coral celebrado en mayo 2015, donde se recibieron importantes críticas y comentarios por parte de colegas de la Sociedad Mexicana de Arrecifes Coralinos.

Finalmente, la matriz de datos actualizada a julio de 2018, se utilizó para la interpretación espacial por medio de un sistema de información geográfica (SIG) (*ArcMAP 10.1*) que ayudó a plasmar la ubicación geográfica de los ecosistemas arrecifales marinos de México, su posible regionalización, sus usos y presiones antrópicas a los que están expuestos, así como sus herramientas de protección.

Los SIG permiten comparar y conciliar bases de datos de diversa índole y dimensión, que tienen un valor significativo en la aplicación de procesos de planificación (Forman 1995; Espejel y Bermúdez 2009), sin embargo, los mapas describen la ubicación de los principales ecosistemas arrecifales, pero no ilustran sus aspectos dinámicos.

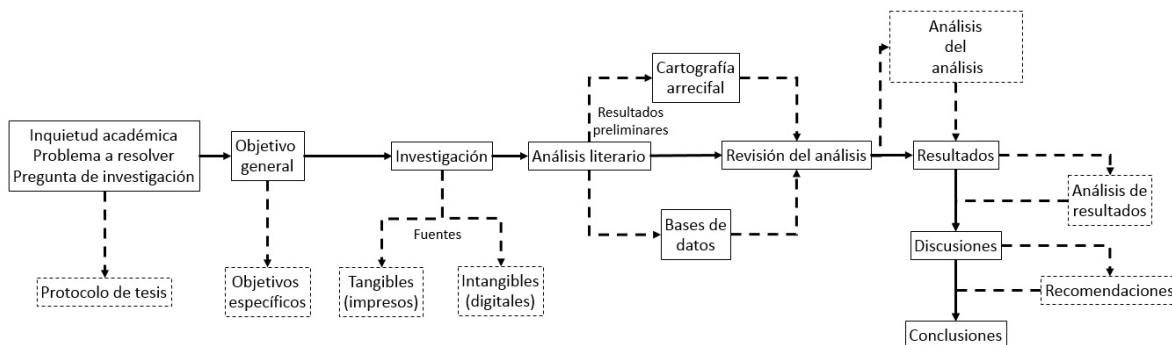


Figura 2. Diagrama metodológico para la caracterización antrópica de los ecosistemas arrecifales marinos de México.

V. Resultados

V.I. Inventario de los ecosistemas arrecifales marinos de México

La revisión de literatura produjo 194 documentos, 122 científicos, 69 gubernamentales y tres bases de datos sobre arrecifes de coral (tabla 4).

Gracias a la revisión literaria se obtuvo un inventario preliminar, que se complementó con la revisión del Catálogo del Territorio Insular Mexicano (INEGI *et al.* 2015) y el conjunto de datos del Territorio Insular Mexicano Escala 1:50 000 versión 2.0 (INEGI 2017) ambos del Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Asimismo se consideró el Atlas de los Arrecifes Coralinos de México (Jordán-Dahlgren 1993) y el Atlas de corales pétreos del Pacífico mexicano (Reyes-Bonilla *et al.* 2005).

El Catálogo del Territorio Insular Mexicano tiene registros de 4,111 elementos insulares, sin considerar los cayos del mar Caribe y sur del golfo de México. La mayoría son islas (3,210 elementos) que cubren 7,559.9 km², 94.2% de la superficie insular registrada. Las subcategorías insulares de arrecifes (superficiales) y cayos cubren solo un 4.5% y 1.3%, respectivamente (INEGI *et al.* 2015).

También se revisó la información del SIG digital de *ReefBase* (*ReefGIS*) para los arrecifes de coral (ReefBase 2017) y la base de datos del Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente-Centro Mundial de Monitoreo de la Conservación, que muestra la distribución mundial de los arrecifes de coral en regiones tropicales y subtropicales (UNEP-WCMC *et al.* 2010) que incluye el Atlas Mundial de Arrecifes de Coral (Spalding *et al.* 2001).

Tabla 4. Documentos utilizados para el inventario de ecosistemas arrecifales marinos de México.

Tipo	Documento	Cantidad
Científico	Artículo	80
	Tesis	15
	Capítulo de libro	12
	Informe	10
	Libro	4
	Memoria de congreso	1
Gubernamental	Decreto de área natural protegida	34
	Programa de Manejo	25
	Acuerdo del Programa de Manejo	5
	Estudio Previo Justificativo	3
	Aviso del Programa de Manejo	1
	Decreto de zona de salvaguarda	1

Se identificaron 755 ecosistemas arrecifales marinos de México (figura 3; Anexo 1). Los arrecifes de coral (420 sitios) están distribuidos en ambas costas. La mayoría de ellos se extiende a lo largo del mar Caribe y el golfo de México (282), mientras que aquellos en el océano Pacífico (138) se distribuyen intermitentemente. Los rocoso-coralinos (259) se encuentran principalmente en el golfo de California (140) y el océano Pacífico Sur (80) y solo 39 están en el suroeste del golfo de México, en la costa sur de Veracruz. Por otro lado, los arrecifes rocosos (48) y con bosques de *M. pyrifera* (28) están distribuidos en la porción noroeste del Pacífico (figura 3).

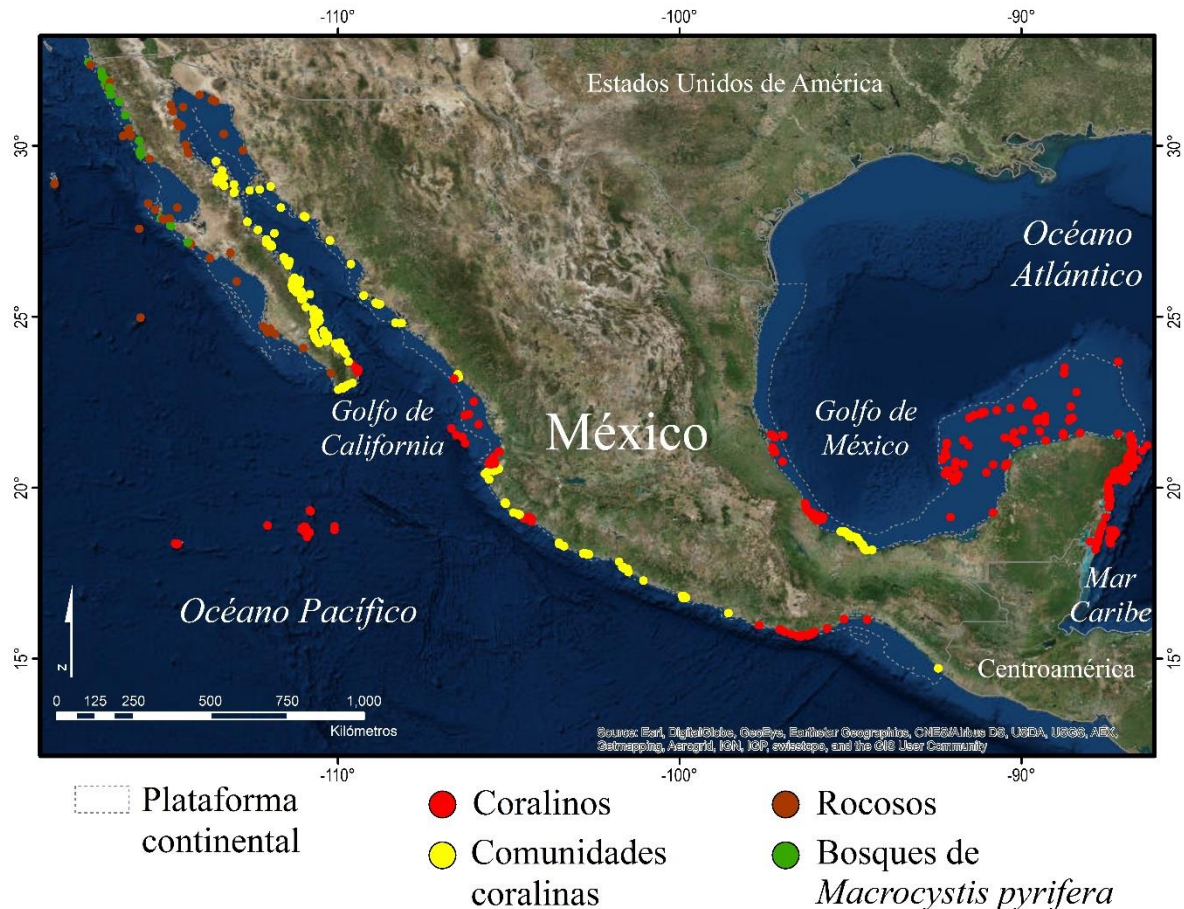


Figura 3. Ecosistemas arrecifales marinos de México.

V.II. Regiones arrecifales de México

De acuerdo con la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO) la regionalización consiste en la división de un territorio en otros con características comunes, que permiten el conocimiento de sus recursos. Se consideran análisis ecosistémicos, cuyo objetivo es incluir la heterogeneidad ecológica en un determinado espacio geográfico para proteger hábitats y áreas con funciones ecológicas vitales para su biodiversidad (CONABIO 2018), por lo que es una clasificación que conlleva tipología (Espejo-Marín 2003)

El uso de esquemas de regionalización permite un enfoque de acciones para la conservación de áreas protegidas, al diferenciar políticas y regulaciones específicas por región o áreas homogéneas, para manejar diferentes usos sobre los recursos (Ortiz-Lozano *et al.* 2009a).

Debido a que la distribución de arrecifes en México es heterogénea y con la intención de establecer una regionalización para distinguir esta heterogeneidad, se utilizó un SIG para integrar las diferentes propuestas de regionalización hechas para los mares mexicanos por ocho fuentes y varios autores (tabla 5). En el *software ArcMAP 10.1*, se realizó una intersección entre los datos de distribución de los arrecifes y las propuestas de regionalización existentes, generando una propuesta de regionalización específica para estos ecosistemas.

Tabla 5. Regionalizaciones de los mares de México y sus criterios considerados.

Autores	Criterios de regionalización
Organización Hidrográfica Internacional (IHO 1953)	<ul style="list-style-type: none"> - Datos batimétricos - Meridianos, paralelos y rumbo - Distribución geográfica de mares
Grandes Ecosistemas Marinos (Sherman 1991)	<ul style="list-style-type: none"> - Regímenes hidrográficos - Topografía submarina - Productividad
Arrecifes del Atlántico (Jordán-Dahlgren y Rodríguez-Martínez 2003)	<ul style="list-style-type: none"> - Distribución geográfica de arrecifes - Composición de comunidades coralinas - Tamaño de arrecifes
Arrecifes del Pacífico (Reyes-Bonilla 2003)	<ul style="list-style-type: none"> - Distribución de especies coralinas - Composición de comunidades coralinas - Provincias biogeográficas
Ecoregiones marinas (Spalding <i>et al.</i> 2007)	<ul style="list-style-type: none"> - Composición de especies sésiles - Isóbatas -200 m (plataforma continental) - Biogeografía - Evaluaciones de ONG.
Subsistemas marinos (Espejel y Bermúdez 2009)	<ul style="list-style-type: none"> - Mares abiertos y costeros - Mares semicerrados o marginales - Grandes Ecosistemas Marinos (Sherman 1991)
Zonas Ecológicas (Toledo y Ordóñez 2009)	<ul style="list-style-type: none"> - Zona Económica Exclusiva - Batimetría - Ecoregiones marinas (Spalding <i>et al.</i> 2007)
Corredor Arrecifal del Suroeste del Golfo de México (Ortiz-Lozano <i>et al.</i> 2013)	<ul style="list-style-type: none"> - Composición de comunidades de corales e invertebrados bentónicos - Biogeografía

La distribución natural de los ecosistemas arrecifales marinos (figura 3) y la comparación con otras propuestas de regionalización costera y marina (tabla 5), permitieron observar los siguientes siete patrones espaciales que llamamos Regiones arrecifales de México (tabla 6).

En el Pacífico mexicano, hay cuatro regiones (figura 4):

V.II.I. Pacífico Norte.

Caracterizados por arrecifes rocosos y bosques de *M. pyrifera*, predominantes en las costas de Baja California (Montaño-Moctezuma *et al.* 2013; Torres-Moye *et al.* 2013; Beas-Luna y Ladah 2014; Montaño-Moctezuma *et al.* 2014; Arafeh-Dalmau *et al.* 2017).

V.II.II. Golfo de California.

Principalmente con arrecifes rocosos y rocoso-coralinos asociados con las islas del golfo de California. Existen arrecifes de coral en Bahía de Banderas (Nayarit) y Cabo Pulmo (Baja California Sur), uno de los ecosistemas arrecifales más reconocidos en el mundo por su manejo comunitario, que logró incrementos en la abundancia y biomasa de especies (Reyes-Bonilla y Calderón-Aguilera 1999; Álvarez-Filip *et al.* 2006; Aburto-Oropeza *et al.* 2011; Rife *et al.* 2013).

El golfo de California es el único Gran Ecosistema Marino que pertenece a un sólo país (Sherman 1991), uno de los cinco ecosistemas marinos con mayor productividad y biodiversidad en el planeta (Enríquez-Andrade *et al.* 2005; Aburto-Oropeza y López-Sagástegui 2006) y una de las regiones arrecifales más importantes, por su riqueza biológica reconocida a nivel mundial y por el endemismo de sus especies (Roberts *et al.* 2002).

V.II.III. Revillagigedo.

En la región del archipiélago de Revillagigedo, los arrecifes de coral se encuentran principalmente en las islas Clarion y Socorro con mayor riqueza de corales y formaciones más profundas (Reyes-Bonilla 2003). Revillagigedo fue decretado como Reserva de la Biosfera (DOF 1994a). Su Decreto permitía la pesca (deportivo-recreativa y comercial) y el turismo con base en los lineamientos de su Programa de Manejo, que se publicó 13 años después. A pesar de esto, Revillagigedo fue reconocido por su conservación y fue decretado como Parque Nacional (DOF 2017a) lo que incrementó su área de conservación y prohibió la pesca, lo que la convirtió en la primer ANP en México sin explotación extractiva comercial.

Algo que distingue a esta región son los reportes de *M. pyrifera*, sin embargo, la literatura no es clara sobre su distribución dentro del archipiélago (León-Tejera *et al.* 1996; Serviere-Zaragoza *et al.* 2007).

V.II.IV. Pacífico Sur.

Con arrecifes rocosos a lo largo de su costa con comunidades coralinas desde Bahía de Banderas (Jalisco) a Huatulco (Oaxaca). Existen arrecifes de coral en Huatulco (Oaxaca) con mayor cobertura pero baja riqueza (Reyes-Bonilla 2003). En Chamela-Tenacatita, Jalisco (López-Uriarte y Ríos-Jara 2004) y Bahía Carrizales, Colima existe un arrecife bien desarrollado con alta riqueza y abundancia de coral (Reyes-Bonilla *et al.* 2013). Finalmente, Reyes-Bonilla (2003) y López-Pérez *et al.* (2012) mostraron que en Acapulco, Zihuatanejo y el faro de Bucerías (Guerrero) la cantidad de coral y su estructura es tal que se puede considerar la existencia de verdaderos arrecifes de coral.

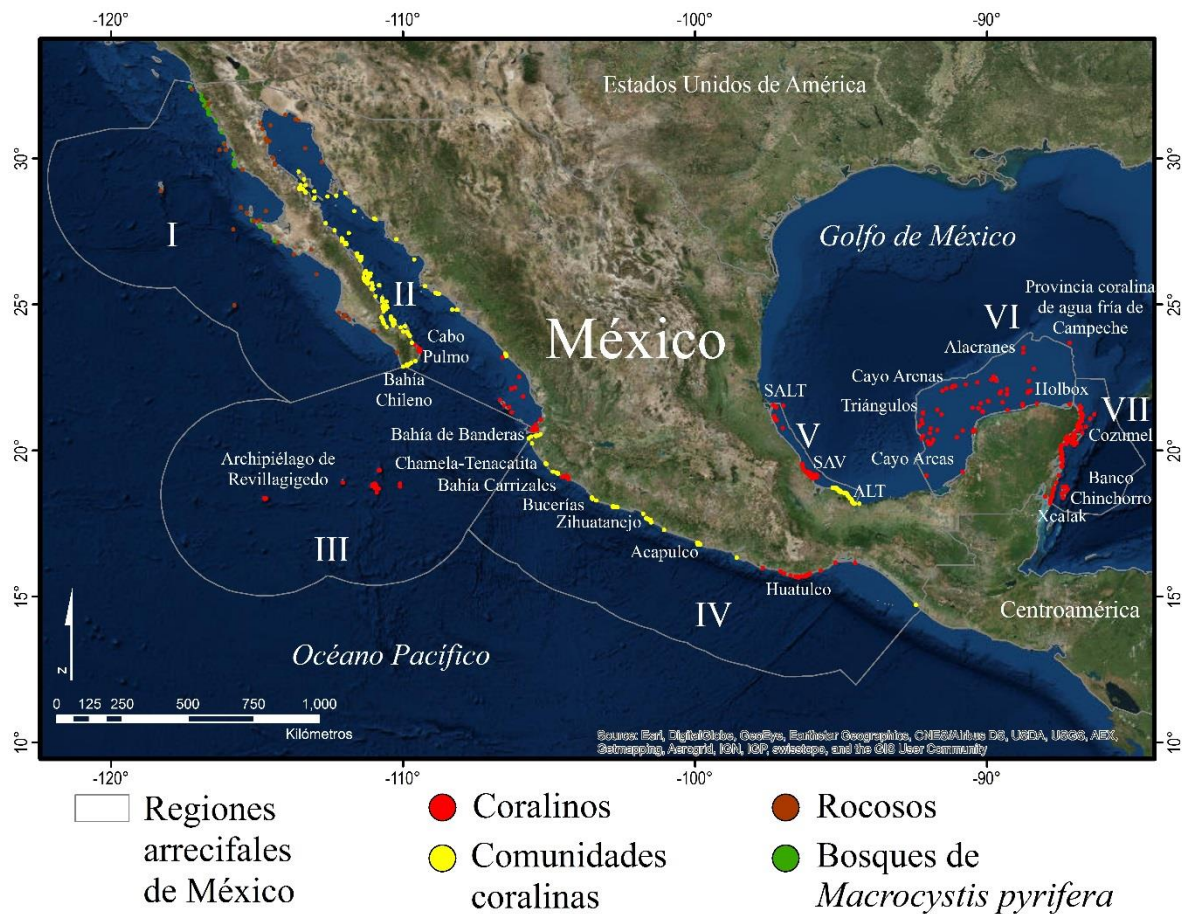


Figura 4. Regiones arrecifales de México. I. Pacífico Norte, II. Golfo de California, III. Revillagigedo, IV. Pacífico Sur, V. Corredor Arrecifal del Suroeste del Golfo de México, VI. Yucatán y Banco de Campeche y VII. Caribe Mexicano.

El Atlántico mexicano, se dividió en tres regiones de acuerdo con Spalding *et al.* (2007), Jordán-Dahlgren y Rodríguez-Martínez (2003), Lara-Lara *et al.* (2008) y Espejel y Bermúdez (2009). Se consideró el Corredor Arrecifal del Suroeste del Golfo de México (CASGM) (Ortiz-Lozano *et al.* 2013, 2018a) como una región aparte y la parte mexicana del Sistema Arrecifal Mesoamericano (Kramer y Kramer 2002; Chollett *et al.* 2017) (figura 4).

V.II.V. Corredor Arrecifal del Suroeste del Golfo de México.

En la costa de Veracruz hay arrecifes de coral cerca de Tuxpan-Tamiahua, Veracruz-Boca del Río-Alvarado y Los Tuxtlas (Ortiz-Lozano *et al.* 2013; Tunnell Jr. 2007b), pero hay certeza de la existencia de varios más (Ortiz-Lozano *et al.* 2018b), que en conjunto son considerados dentro del Corredor Arrecifal del Suroeste del Golfo de México (Ortiz-Lozano *et al.* 2013; 2018a).

V.II.VI. Yucatán y Banco de Campeche.

Los arrecifes de coral en la región de Yucatán y Banco de Campeche están distribuidos lejos de la costa a lo largo de la parte occidental de la península de Yucatán (Tunnell Jr. 2007b), caracterizados por sus actividades de extracción de hidrocarburos, poca pesca y escaso turismo como en Arcas, Arenas y Triángulos; en la parte norte se encuentra el arrecife Alacranes, el más grande del Golfo y en el noreste está la provincia de coral de aguas frías de Campeche (Hebbeln *et al.* 2012; 2014).

V.II.VII. Caribe mexicano.

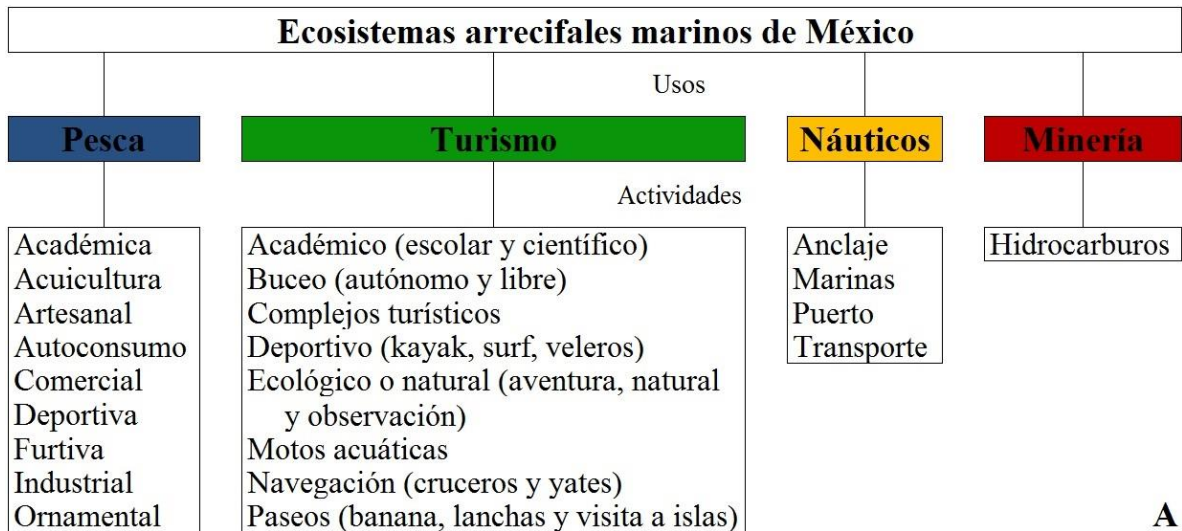
La región clásica de arrecifes coralinos más reconocida en México, que forma parte del Sistema Arrecifal Mesoamericano (Kramer y Kramer 2002; Agudelo 2007; Chollett *et al.* 2017), la segunda barrera arrecifal más grande del mundo que se extiende por más 1,000 km desde Yucatán hasta Honduras (Jordán-Dahlgren 1993; Wilkinson *et al.* 2009; Mackelworth 2012). En México, se distribuyen continuamente desde Isla Holbox a los límites políticos marinos con Belice (Xcalak) y contiene los arrecifes de la Isla Cozumel, el Banco Arrowsmith y el Banco Chinchorro, entre otros.

Tabla 6. Regiones arrecifales de México y su relación con ocho regionalizaciones de los mares de México.

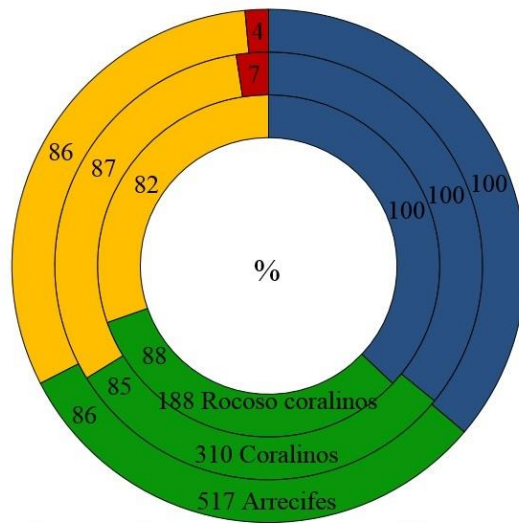
Regiones arrecifales de México	Relación con otras regionalizaciones marinas propuestas							
	Organización Hidrográfica Internacional (IHO 1953)	Grandes Ecosistemas Marinos (Sherman 1991)	Ecoregiones marinas (Spalding <i>et al.</i> 2007)	Subsistemas marinos (Espéjel y Bermúdez 2009)	Zonas Ecológicas (Toledo y Ordóñez 2009)	Arrecifes del Atlántico (Jordán-Dahlgren y Rodríguez-Martínez 2003)	Arrecifes del Pacífico (Reyes-Bonilla 2003)	Corredor Arrecifal del Suroeste del Golfo de México (Ortiz-Lozano <i>et al.</i> 2013)
I. Pacífico Norte	Océano Pacífico Norte	Corriente de California	Bahía de California Sur/Transición de Magdalena	Corriente de California	Pacífico Norte	x	x	x
II. Golfo de California	Golfo de California	Golfo de California	Cortesiano	Golfo de California	Pacífico Norte	x	Golfo de California	x
III. Revillagigedo	Océano Pacífico Norte	Pacífico centroamericano	Revillagigedo	Corriente Ecuatorial	Revillagigedo	x		x
IV. Pacífico Sur	Océano Pacífico Norte	Pacífico centroamericano	Pacífico Tropical Mexicano/Chiapas-Nicaragua	Pacífico Sur	Pacífico Central/Pacífico Sur	x	Pacífico Tropical Mexicano	x
V. Corredor Arrecifal del Suroeste del Golfo de México	Golfo de México	Golfo de México	Golfo de México Sur	Golfo de México	Golfo de México	Suroeste del Golfo de México	x	Corredor Arrecifal del Suroeste del Golfo de México
VI. Yucatán y Banco de Campeche	Golfo de México	Golfo de México	Golfo de México Sur	Golfo de México	Plataforma de Yucatán	Banco de Campeche	x	x
VII. Caribe Mexicano	Mar Caribe	Mar Caribe	Mar Caribe	Mar Caribe	Caribe	Caribe	x	x

V.III. Usos y presiones antrópicas de los ecosistemas arrecifales marinos de México

En México, sus ecosistemas arrecifales marinos son utilizados para 22 actividades económicas agrupadas en cuatro categorías: producción de alimentos (pesca), recursos energéticos (extracción de hidrocarburos), actividades recreativas, deportivas, académicas y culturales (turismo) y para transporte general (náutico) (figura 5A). Los usos varían según el tipo y la distribución de cada arrecife y se identificaron para 517 de los 755 sitios (figura 5B).



A



■ Pesca ■ Turismo ■ Náutico ■ Minería

B

Figura 5. A) Actividades y usos antrópicos de los ecosistemas arrecifales marinos de México y B) usos antrópicos (%) en ecosistemas arrecifales con corales.

Los recursos marinos de México tienen diferentes usos. La pesca y el turismo se realizan a lo largo de la costa mexicana (figura 5B). La presencia de actividades de extracción de hidrocarburos predomina en el golfo de México y el uso náutico es notable en las regiones del Caribe Mexicano, CASGM y Pacífico Norte (figura 6).

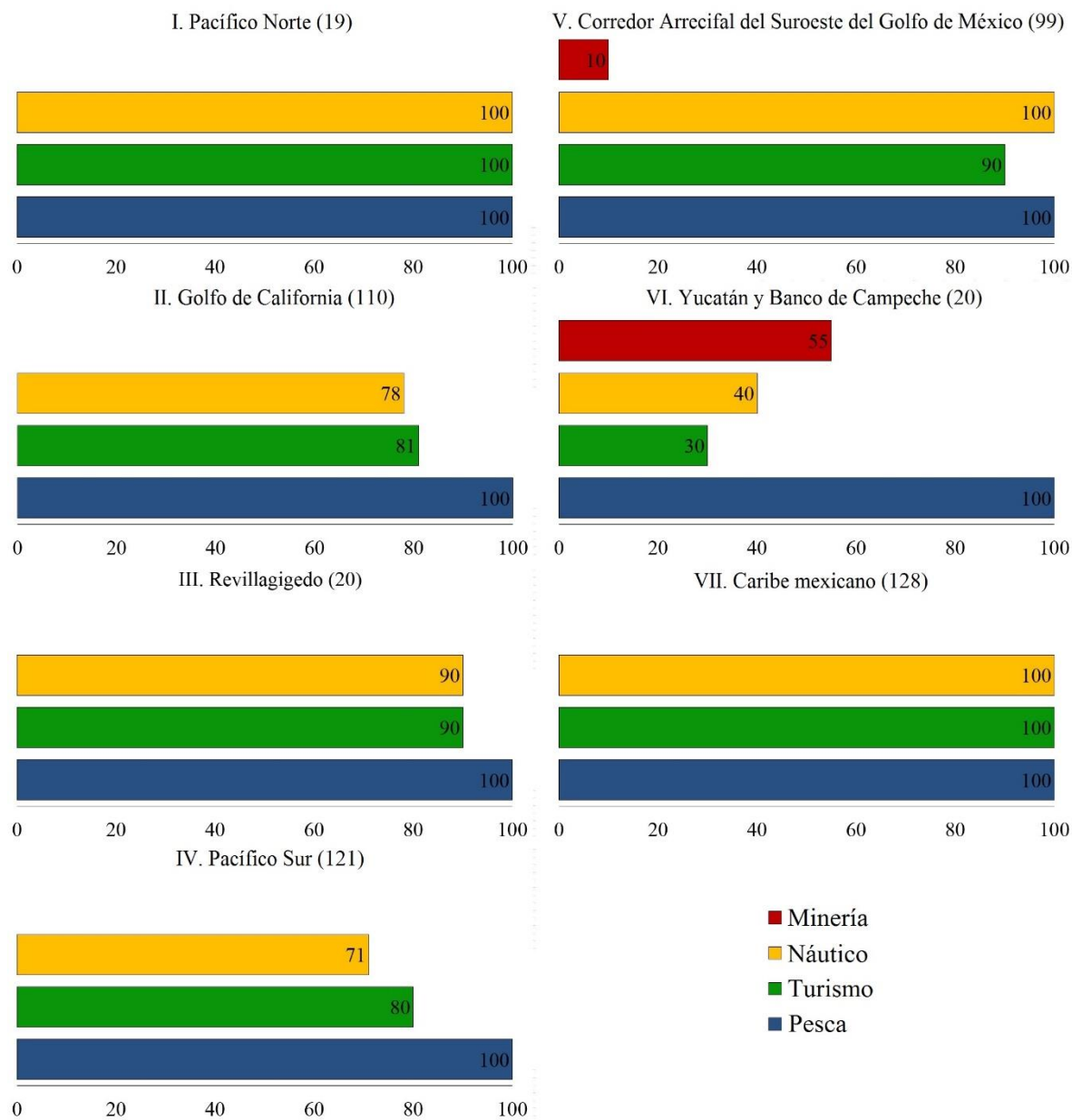


Figura 6. Usos (%) de las regiones arrecifales de México.

Las ocho presiones antrópicas reportadas para los ecosistemas arrecifales marinos de México son: 1) contaminación (protectores solares, descarga de aguas residuales no tratadas domésticas e industriales, derrames de hidrocarburos y desechos sólidos), 2) fragmentación del hábitat (encallamientos, anclajes de embarcaciones y daños por buzos), 3) blanqueamiento de corales, 4) sobrepesca, 5) introducción de especies exóticas

(*Neopomacentrus cyanomos*, *Pterois* spp. *Sargassum filicinum*, *Sargassum horneri*, *Tubastraea coccinea* y *Undaria pinnatifida*), 6) sedimentación, 7) mortalidad coralina y 8) enfermedades coralinas (banda amarilla, banda negra, banda blanca, mancha púrpura, mancha oscura, plaga blanca y Aspergilosis).

Las principales presiones antrópicas compartidas por todos los ecosistemas arrecifales de México son contaminación y fragmentación del hábitat (figura 7A). Más del 70% de los arrecifes en el océano Pacífico están fragmentados y experimentan contaminación. En la región Pacífico Norte, los registros de contaminación y fragmentación del hábitat se encontraron en las frondas de *M. pyrifera* (figura 8). En los arrecifes del golfo de California también hay registros de blanqueamiento de coral y en el Pacífico Sur las presiones se deben a la sobrepesca (figura 8).

En el océano Atlántico, más del 90% de los arrecifes presenta contaminación, fragmentación de hábitats, blanqueamiento de corales, sobrepesca e introducción de especies exóticas. Los arrecifes del CASGM presentaron todas las presiones. En los arrecifes de Yucatán y Banco de Campeche también hay registros de enfermedades coralinas y se acumulan registros de especies exóticas en el Caribe mexicano (figura 8).

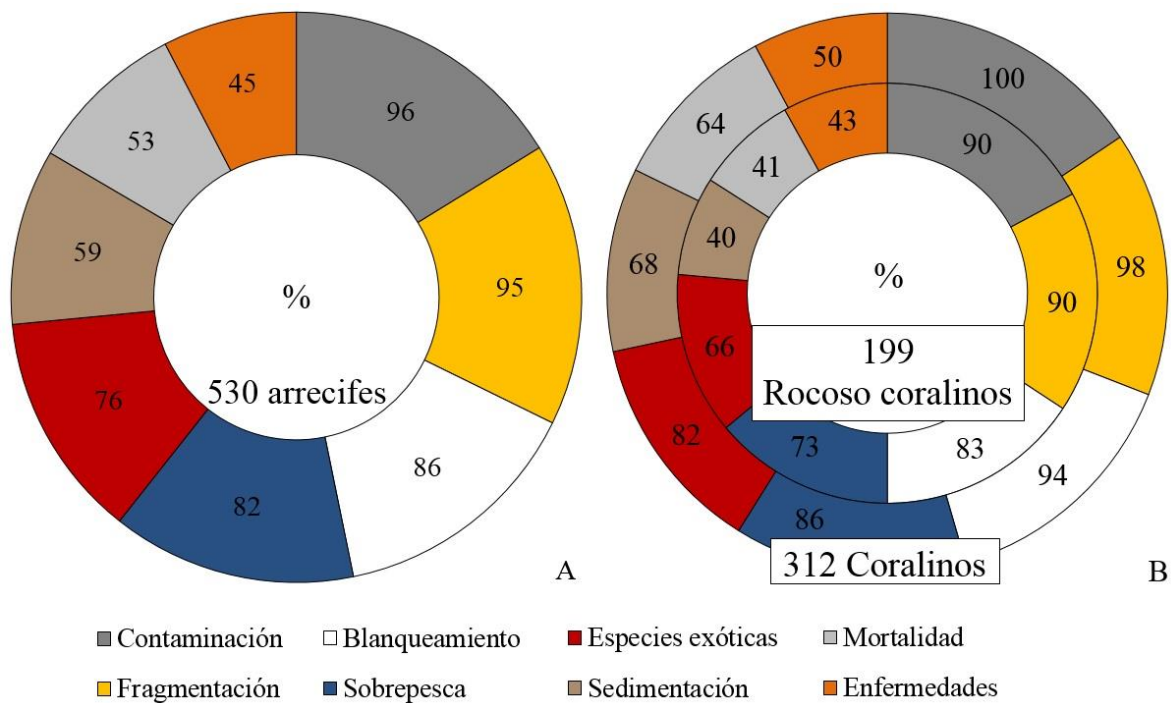


Figura 7. Presiones antrópicas (%) de los A) ecosistemas arrecifales marinos de México y B) ecosistemas arrecifales con corales.

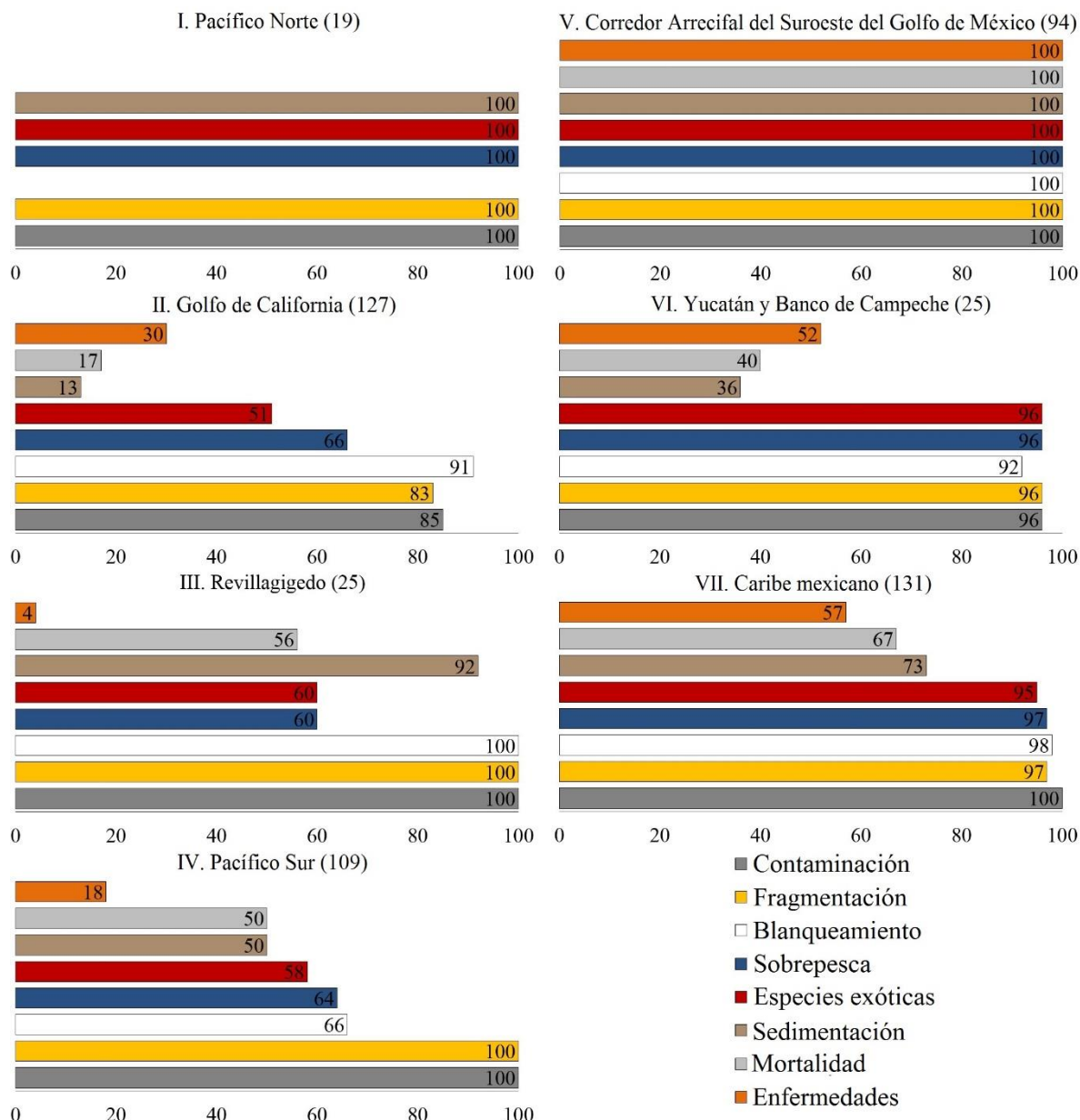


Figura 8. Presiones antrópicas (%) de las regiones arrecifales de México.

Arrecifes de coral. Se obtuvo información para 310 de los 420 arrecifes de coral. Los arrecifes de coral se utilizan principalmente para la pesca, turismo y actividades náuticas, y en menor medida, se utilizan para la extracción de hidrocarburos (figura 5B). El aprovechamiento de recursos pesqueros varía con la distribución de los arrecifes. Los arrecifes de coral se utilizan para pesca comercial, didáctica (escolar), de fomento (investigación) y deportivo-recreativa. Doce por ciento de los sitios de corales se utilizan para pesca industrial.

Con base en su uso para turismo, 16 actividades se agruparon en ocho categorías (figura 5A), de las que las más destacadas fueron los desarrollos turísticos y de buceo. La mayoría

de los arrecifes de coral se encuentran en las cercanías de áreas portuarias donde se presenta el tránsito de grandes buques y anclaje de pequeñas embarcaciones. La extracción de hidrocarburos está presente en 21 arrecifes de coral del golfo de México. La contaminación, fragmentación del hábitat, blanqueamiento coralino, sobrepesca, introducción de especies exóticas, sedimentación, mortalidad y enfermedades coralinas son sus principales impactos (figura 7B).

Arrecifes rocoso-coralinos. Los usos fueron documentados para 188 de los 259 arrecifes rocoso-coralinos. La actividad principal es la pesca, seguida de actividades de turismo, náuticas y propias de la extracción de hidrocarburos (figura 5B). El aprovechamiento de recursos pesqueros es principalmente para fines ornamentales y comerciales. Hay reportes de pesca ilegal y estos arrecifes no son atractivos para la pesca deportivo-recreativa, didáctica y de fomento. El uso turístico está representado por 17 actividades agrupadas en ocho categorías; estos arrecifes son preferidos para los centros turísticos y el buceo. Los principales usos náuticos están relacionados con los puertos y actividades de navegación, destacando poco uso para anclaje (figura 5A).

De manera similar a los arrecifes de coral, la introducción de especies exóticas, sedimentación, mortalidad y enfermedades coralinas son comunes. Sin embargo, la contaminación, fragmentación del hábitat, blanqueamiento coralino y sobrepesca pueden implicar impactos ambientales relevantes (figura 7B).

Arrecifes rocosos y con bosques de *Macrocystis pyrifera*. Se encontraron informes de usos antrópicos para seis de los 48 arrecifes rocosos y para 13 de los 28 bosques de *M. pyrifera* en la región Pacífico Norte. Los usos antrópicos son pesca, actividades náuticas y turismo (figura 6), donde los arrecifes rocosos y bosques de *M. pyrifera* reciben presión principalmente por contaminación, procesos de fragmentación de hábitat y sobrepesca (figura 8).

V.IV. Herramientas de protección de los ecosistemas arrecifales marinos de México

La planificación marina a gran escala (Agardy *et al.* 2011) se complementa con polígonos protegidos dispersos o zonas de prohibición de pesca. En México existe un instrumento de política pública ambiental que utiliza enfoques de planificación a gran escala conocido como Ordenamiento Ecológico Marino, pero por razones como el tamaño, la heterogeneidad, el proceso de seguimiento y la política misma han generado muchas críticas (Espinoza-Tenorio *et al.* 2014). Estos autores reclaman regiones marinas y costeras más pequeñas, áreas más homogéneas y enfoques específicos, como se desarrolló en esta investigación para el manejo de ecosistemas arrecifales.

Por consiguiente, las ANP son el principal instrumento legal para proteger los ecosistemas costeros y marinos, que ayuden a conservar la biodiversidad y recursos naturales *in situ*. Las ANP que incluyen arrecifes, dependen directamente del gobierno federal.

Para identificar los ecosistemas arrecifales ubicados dentro de las ANP, se utilizaron los polígonos (*shapefiles*) de las áreas protegidas de la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP) y los datos de distribución de los arrecifes producto del capítulo I. Los resultados de este análisis espacial fueron respaldados y contrastados con los decretos de ANP y sus Programas de Manejo, y cuando fue necesario, también se consultaron los estudios previos justificativos realizados para acreditar la protección de ecosistemas.

Para la interpretación espacial se utilizó un SIG donde se contrastó la distribución de los ecosistemas arrecifales marinos de México con la distribución de las poligonales de ANP.

De los 755 ecosistemas arrecifales reconocidos, 337 (45%) se encuentran dentro de una de las 30 ANP que los consideran. De estos 337, los mejor representados son los arrecifes coralinos (76%), rocoso-coralinos (15%), rocosos (6%) y con bosques de *M. pyrifera* (3%).

En la región del Pacífico Norte, 42% de los arrecifes están dentro de un ANP, en el golfo de California el 39%, en Revillagigedo el 100% y en el Pacífico Sur el 11%. En las costas orientales, 51% de los arrecifes en el CASGM están dentro de un ANP, 13% en Yucatán y Banco de Campeche y 88% en el Caribe mexicano (figura 9).

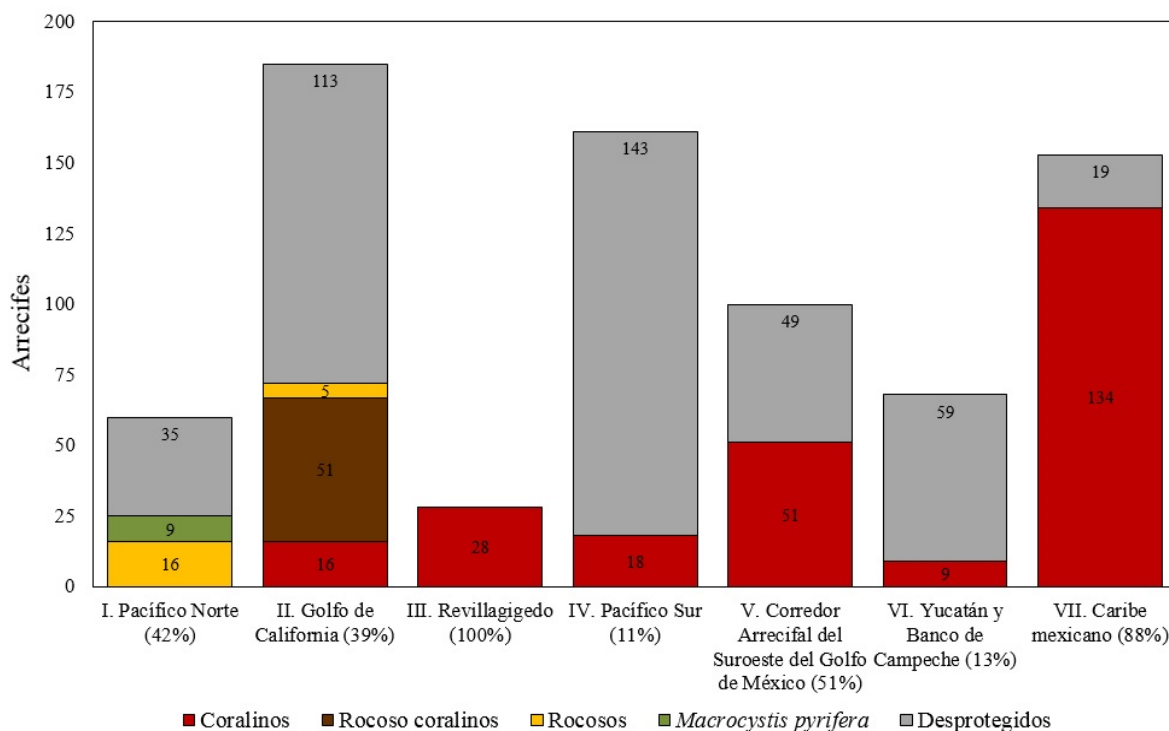


Figura 9. Ecosistemas arrecifales marinos de México (%) considerados en áreas naturales protegidas por región arrecifal.

VI. Discusión

La información es un insumo vital para la generación de proyectos y sustento de políticas enfocadas en la protección ambiental, por eso hay que generarla y utilizarla substancialmente en el manejo de la zona costera que se distingue por su complejidad, dinamismo, problemática e incomprensión.

Esta investigación no tuvo la intención de ser una recopilación literaria ejemplar de documentos científicos, periodísticos o gubernamentales sobre la zona costera de México ni de sus ecosistemas arrecifales marinos.

Se basó en la revisión de más de 400 documentos, de los que 194 resultaron decisivos para conocer la distribución y caracterización preliminar de los ecosistemas arrecifales de México. Una cantidad ínfima e insignificante del universo de información, si se considera que hace diez años había 380 referencias bibliográficas para el Sistema Arrecifal Veracruzano (SAV) (Jiménez-Hernández *et al.* 2007) y más de 200 artículos científicos publicados sobre Puerto Morelos (Rodríguez-Martínez 2008).

Si bien hubo un esfuerzo perenne, exhaustivo y obsesivo por recopilar la mayor cantidad de información que nos acercara a solo un dato, el hallazgo de documentos generó más dudas que respuestas, por lo que es obligado decir que existe vasta información desordenada y dispersa de difícil acceso. Asimismo, es atinado decir que existe mucha información en literatura gris, que si bien no cuenta con un rigor científico estricto, la mayoría es respaldada y aceptada por la comunidad científica (Jiménez-Hernández *et al.* 2007).

Esta investigación, combinó el conocimiento existente sobre los ecosistemas arrecifales de México para proporcionar un inventario nacional arrecifal de 755 arrecifes considerados en 194 fuentes literarias. El inventario carece datos de superficies porque no pudo ser estimada. En todo el mundo la superficie real de los arrecifes sigue siendo una incógnita, básicamente por la falta de tecnología adecuada para estimar el área submarina de cada ecosistema arrecifal (tabla 1, tabla 2).

Por ejemplo, Smith (1978) estimó una superficie arrecifal coralina global de 617,000 km², el Atlas Mundial de Arrecifes de Coral mencionó un área aproximada de 284,400 km² (Spalding *et al.* 2001), Mora *et al.* (2006) estimaron 527,072 km² y la última superficie arrecifal coralina estimada es de aproximadamente 321,345 km² (Birkeland 2015), por lo que se tiene ahora un promedio estimado de 435,010.10 km² de arrecifes coralinos de acuerdo a la tabla 1.

VI.I. Inventario de los ecosistemas arrecifales marinos de México

A mediados del siglo pasado se creía que la costa occidental de América era poco propicia para la formación de arrecifes coralinos debido a su configuración orográfica y sus

características oceanográficas (Spalding *et al.* 2001), sin embargo, en años recientes se ha registrado su presencia en algunos sitios a lo largo del Pacífico mexicano.

En el Pacífico, los arrecifes coralinos se distribuyen naturalmente en el golfo de California, que se caracteriza por abundantes comunidades coralinas, los del Pacífico tropical mexicano, que son los más desarrollados en cobertura, pero con baja riqueza y en el archipiélago de Revillagigedo con mayor riqueza coralina y formaciones masivas (Reyes-Bonilla 2003).

En este último, Revillagigedo, además hay reportes de *M. pyrifera*, pero la literatura no es clara con su ubicación (León-Tejera *et al.* 1996; Serviere-Zaragoza *et al.* 2007). *Macrocystis pyrifera* se distribuye por las zonas templadas del litoral occidental de la península de Baja California, donde se desarrollan una serie de bosques y mantos sobre sustratos rocosos, que han sido objeto de investigaciones por parte de académicos locales (Montaño-Moctezuma *et al.* 2013; Torres-Moye *et al.* 2013; Beas-Luna y Ladah 2014; Montaño-Moctezuma *et al.* 2014; Torres-Moye y Escofet 2014; Arafeh-Dalmau *et al.* 2017). En esta investigación se menciona la ubicación de 28 de sus bosques, pero es probable que haya muchos más.

En el Atlántico, en el golfo de México la diversidad de arrecifes coralinos, puede ser menor frente a Veracruz o nula en Tamaulipas comparándolos con la zona del Caribe. En el golfo de México, existen grupos arrecifales en el litoral Veracruzano (Tunnell Jr. *et al.* 2007) como el SAV, el Sistema Arrecifal Lobos-Tuxpan (SALT) y las comunidades coralinas de Los Tuxtlas (Ortiz-Lozano *et al.* 2013).

En el Banco de Campeche los arrecifes están alejados de la costa y son de mayor tamaño (Tunnell Jr. *et al.* 2007) y del Caribe son los arrecifes coralinos más reconocidos de México, que además pertenecen al Sistema Arrecifal Mesoamericano (Kramer y Kramer 2002; Agudelo 2007; Chollett *et al.* 2017).

VI.II. Regiones de los mares de México con base en sus ecosistemas

arrecifales

Con la distribución natural de los ecosistemas arrecifales marinos de México y el uso de ocho esquemas de regionalización costera y marina, se propuso una regionalización específica para arrecifes que consta de siete patrones espaciales o polígonos denominados Regiones arrecifales de México (figura 4).

De las regionalizaciones internacionales se observó lo siguiente. La Organización Hidrográfica Internacional es un órgano intergubernamental consultivo y técnico que se encarga de la seguridad en la navegación y protección al ambiente marino. Su información fue relevante porque sus regiones se basaron en batimetrías e información espacial (IHO 1953).

Otro de los esfuerzos provino de la Convención de las Naciones Unidas para la Ley del Mar para consolidar el manejo de recursos marinos con una perspectiva ecosistémica. Los Grandes Ecosistemas Marinos (GEM) son 64 zonas marinas y costeras del mundo (Sherman 1991), que abarcan desde la cuenca hidrológica hasta el borde de las plataformas continentales y el margen marino de las corrientes oceánicas (Sherman 1994), que fueron delimitados por su batimetría, hidrografía, productividad e interacciones tróficas (Sherman *et al.* 1993; Sherman 1995; Duda y Sherman 2002).

De acuerdo con Escofet y Espejel (2004), nuestro país posee la mayor diversidad de GEM. Destaca por tener al golfo de California como el único mar semicerrado propio (Escofet 2004a; 2004b), además de la corriente de California, la costa centroamericana del Pacífico, el golfo de México y mar Caribe (Sherman 1991). Los GEM derivan de iniciativas internacionales para la protección del ambiente marino, por lo que son dinámicos y continuamente actualizados (Espejel y Bermúdez 2009).

Otra fuente importante son las ecoregiones marinas del mundo. Su importancia destacó por contemplar literatura gris para sus regiones. Consideraron información generada por organizaciones no gubernamentales, que al incorporarla con datos biogeográficos dio como resultado un mapa con 232 ecoregiones (Spalding *et al.* 2007).

De los esfuerzos en México, Merino (1987) clasificó los mares en siete regiones desde el borde de la plataforma continental hasta la cota de 200 m sobre el nivel del mar, con base en características morfológicas y climáticas de sus ambientes costeros, el principal tipo de usos o recursos costeros y su problemática, donde llamó la atención que sólo mencionó arrecifes (coralinos) en el Caribe.

La CONABIO identificó, delimitó y caracterizó 70 áreas costeras y oceánicas (43 en el Pacífico y 27 en el Atlántico) consideradas como Regiones Marinas Prioritarias de acuerdo a su alta biodiversidad, el uso de sus recursos y la falta de conocimiento sobre su biodiversidad, de las que 36 contienen ecosistemas arrecifales. Surgieron gracias a talleres de expertos, donde se definieron las áreas de mayor riqueza, presencia de especies endémicas y áreas con mayor nivel de integridad ecológica, así como aquellas con posibilidades de conservación con base en aspectos sociales, económicos y ecológicos (Arriaga-Cabrera *et al.* 1998).

Rivera-Arriaga y Villalobos (2001) dividieron los mares por sus recursos y principales actividades económicas donde contemplaron el marco legal ambiental, sin embargo, Espejel y Bermúdez (2009) señalaron la importancia de considerar parámetros físicos para explicar las regiones de los ecosistemas, porque son los más estables en el tiempo. La regionalización requiere límites espaciales definidos, porque su objetivo es ubicar la o las actividades apropiadas, en la cantidad y espacio adecuado (Escofet 2006).

La metodología de Espejel y Bermúdez (2009) consideró la clasificación de los GEM de Sherman (1991). Su propuesta se basó en el proceso de regionalización como concepto

geográfico, donde se clasifica un espacio por medio de atributos geomorfológicos permanentes (Finkl 2004) o relativamente estables (sustrato, perfiles batimétricos y temperatura superficial del agua). Su importancia recae en que es una metodología completa que se necesita para establecer áreas de manejo arrecifal más finas entre las regiones arrecifales.

Por otro lado, la regionalización de Toledo y Ordóñez (2009) delimitó espacios geográfico-ecológicos relativamente homogéneos y distintivos en términos ambientales, con el fin de brindar un marco de diagnóstico de su estado actual y sus procesos de transformación. Su importancia se da porque permite realizar estudios regionales de procesos y diagnósticos biológicos y sociales.

VI.II.I. Regiones arrecifales coralinas

Existen 150 ecorregiones coralinas en el mundo con una solidez interna conocida y atributos externos marcados respecto a otras ecorregiones (Green y Mous 2008; Spalding *et al.* 2007). Este sistema, con evaluaciones periódicas, inició en 1997 y ha sido la fuente de un extenso mapeo de la distribución y diversidad de los corales (Veron *et al.* 2017).

Quintana y Molina (1991) mencionó que los sistemas arrecifales en México se dividen en tres grupos: el Sistema del Pacífico, el Sistema del Caribe Mexicano y el Sistema Arrecifal del Golfo de México. Spalding *et al.* (2001) en su atlas mundial de arrecifes coralinos, fueron precisos cuando separaron el Sistema del Pacífico en golfo de California y la costa del Pacífico y distinguieron tres zonas para el Atlántico, los del occidente de la bahía de Campeche, los del Banco de Campeche y los del Caribe.

Esta distinción de tres zonas arrecifales ha sido sustentada por Ortiz-Lozano *et al.* (2013) en los arrecifes de Veracruz, quienes con información biogeográfica y datos de grupos funcionales (corales e invertebrados bentónicos), determinaron que los arrecifes del litoral veracruzano responden a procesos y características regionales que consideraron como parte de un corredor arrecifal natural.

La zona costera del Caribe se encuentra bordeada por un sistema arrecifal coralino que se extiende en forma casi continua desde el canal de Yucatán hasta la zona costera de Honduras, en lo que hoy conocemos como el Sistema Arrecifal Mesoamericano, característica que lo hace muy diferente de los demás mares mexicanos (Merino 1987; Jordán-Dahlgren 1993).

Por ello, se distinguió la zona del Caribe como una región aparte del golfo de México, con base en su distribución natural y caracterización arrecifal (Kramer y Kramer 2002; Agudelo 2007; Chollett *et al.* 2017).

En el Pacífico, Reyes-Bonilla (2003), distinguió el archipiélago de Revillagigedo de demás zonas arrecifales por su riqueza (Reyes-Bonilla *et al.* 2006), sus formaciones coralinas masivas y sus endemismos (Wilkinson *et al.* 2009).

Asimismo, destacó que las comunidades coralinas del golfo de California presentaban diferencias con base en la cobertura de los arrecifes coralinos del Pacífico Sur. Estas diferencias dentro del Golfo fueron observadas por Reyes-Bonilla y López-Pérez (2009) quienes clasificaron sus estructuras coralinas y su biota asociada en cuatro biotopos: colonias o parches aislados y corales en comunidades de rodolitos y demás fondos suaves que se presentan al norte, así como comunidades coralinas y arrecifes coralinos presentes en el sur.

Estas estructuras arrecifales de consideración en el sur del golfo de California (Reyes-Bonilla y López-Pérez 2009), se extienden hacia el Pacífico sur, donde se consideran los arrecifes coralinos más desarrollados por su cobertura, pero con una riqueza baja (Reyes-Bonilla *et al.* 2006), entre los que se encuentran los arrecifes coralinos bahía de Banderas, Nayarit, Chamela-Tenacatita, Jalisco (Landa-Jaime *et al.* 2013) y Zihuatanejo, Guerrero (Wilkinson *et al.* 2009)

La división del territorio es una necesidad política y ambiental evidente (Espejo-Marín 2003). Estas regiones se adecuan a los objetivos de manejo costero y marino de México (Córdova y Vázquez *et al.* 2006; 2009). De acuerdo con Ortiz-Lozano *et al.* (2009a), dirigir las políticas y regulaciones a las necesidades de cada región puede orientar acciones particulares en términos de espacio y tiempo. Se hace énfasis en esto, porque las políticas nacionales se implementan como si el país fuera un territorio homogéneo (Espejel y Bermúdez 2009).

VI.III. Usos y presiones antrópicas de los ecosistemas arrecifales marinos de

México

Cerca del 90% de los ecosistemas arrecifales de México tienen presiones por contaminación; este porcentaje no significa que 10% de ellos estén libres de ella, más bien, es un porcentaje de arrecifes donde no se encontraron reportes publicados, sin embargo, sabemos que hasta el ecosistema más alejado no está exento de este problema (Aguilar-Perera y Aguilar-Dávila 1993; Carricart-Ganivet y Horta Puga 1993; Tunnell Jr. 2007b).

La información o reportes encontrados sobre contaminación es a nivel nacional (Vázquez-Botello 1978; Merino 1987; Rivera-Arriaga y Villalobos 2001; Aguirre-Gómez 2004; Rivera-Arriaga 2004; Vázquez-Botello *et al.* 2005; Ortiz-Lozano *et al.* 2005; Horta-Puga 2007; Cerón *et al.* 2012; Vázquez-Botello *et al.* 2014), por regiones (Jernelöv y Lindén 1981; Lizárraga-Partida *et al.* 1983; Vázquez-Botello y Villanueva 1985; Lara-Domínguez *et al.* 1994; Vázquez-Botello y Villanueva 1996; García-Cuéllar *et al.* 2004; Quintero-Mármol *et al.* 2005; Ortiz-Lozano *et al.* 2009a; Ramírez-Rodríguez *et al.* 2009; Ortiz-Lozano 2012; Jackson *et al.* 2014; Ortiz-Lozano *et al.* 2015; Verduzco 2016), por grupos de contaminantes (Ramírez-Chávez 1987; Vázquez-Botello *et al.* 1993; Sarmiento-Torres *et al.* 2003; Gold-Bouchot 2004; Vázquez-Botello *et al.* 2004; Cram *et al.* 2006) y por impacto a organismos (Jackson

1977; Soto *et al.* 1981; Yáñez-Arancibia y Sánchez-Gil 1985; Horta-Puga 2003; Zlatarski 2007; Horta-Puga y Carriquiry 2008; Rowell *et al.* 2008; Carriquiry y Horta-Puga 2010; Kasper-Zubillaga *et al.* 2010; 2014).

A pesar de existir pruebas del impacto del cambio climático en los arrecifes de coral, es difícil establecer diferencias entre las fuentes de presión naturales asociadas a estrés térmico y demás presiones antrópicas como la contaminación y sobrepesca (Parry *et al.* 2007).

Como sea, y aunque se ha demostrado que el cambio climático es un proceso ambiental natural (Oreskes 2004), se coincide con la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático, en su artículo 1, definición 2 donde lo define como un cambio de clima atribuido a la actividad antrópica, que altera la composición de la atmósfera mundial y que provoca la variabilidad natural del clima observado durante los últimos períodos comparables (ONU 1992).

Las actividades antrópicas y los procesos naturales pueden interactuar para ocasionar presiones adicionales sobre el ambiente (Quiroga-Martínez 2007). El arrecife coralino como ecosistema es robusto, porque ha perdurado a través del tiempo y soportado cambios climáticos, pero es frágil si hay cambios súbitos (USAID 2012).

Los arrecifes de coral del mundo son amenazados y deteriorados a escala global por una larga lista de factores antrópicos (Knowlton 2001; Hoegh-Guldberg *et al.* 2007; Burke *et al.* 2011), donde destacan por sus multifacéticos esfuerzos de conservación y restauración (Jaap 2000; Baums 2008).

Las soluciones a las presiones que amenazan los arrecifes dependerán de comprender el contexto por el que se pueden maximizar los beneficios de los diferentes tipos de conservación (Cinner *et al.* 2018).

Tunnell Jr. (2007b) y Ortiz-Lozano *et al.* (2013; 2018a) mencionaron que las áreas costeras del CASGM en la costa de Veracruz muestran daños de moderados a severos. Por lo tanto, su manejo debe centrarse en la restauración de arrecifes y demás ecosistemas adyacentes, y buscar mecanismos ciudadanos para observar que se cumplan las políticas de manejo integrado de zona costera, que debe permear por toda la cuenca (tabla 7).

Los ecosistemas arrecifales en México están expuestos a más de una presión humana. Merino (1987) observó que las principales amenazas costeras en México son la extracción de petróleo, la pesca y el turismo, pero Rivera-Arriaga y Villalobos (2001) agregaron acuicultura, transportación y navegación marítima (puertos), minería e industria química, sin embargo, Ortiz-Lozano *et al.* (2005) enfatizaron que la industria petroquímica y los grandes desarrollos turísticos son el principal motor de cambio que genera destrucción de hábitats, modificaciones ambientales y mala calidad de agua.

Los arrecifes coralinos sufren pérdidas en su diversidad en respuesta a las actividades antrópicas (Bellwood *et al.* 2004; Wilkinson 2004), por lo que permanecen vulnerables a los riesgos que surgen fuera de sus límites por desarrollo costero, sobrepesca, sedimentación y contaminación (Sale *et al.* 2005; Stoms *et al.* 2005).

Para impulsar el turismo se utilizan humedales para construir desarrollos turísticos (Rivera-Arriaga y Villalobos 2001; Ortiz-Lozano *et al.* 2005). La amenaza permanece porque el Plan Nacional de Desarrollo (PND 2013) busca considerar estrategias para atraer a visitantes extranjeros, al fomentar el turismo de lujo, de negocios y reuniones o de cruceros, que ofrecen la oportunidad de generar más derrama económica si se amplía la infraestructura turística.

La construcción de infraestructura turística (hoteles, carreteras) y su inherente crecimiento urbano, son de las actividades que tienen mayor impacto en las regiones Golfo de California, Pacífico Sur y Caribe mexicano, por sus descargas de aguas residuales no tratadas (Ortiz-Lozano *et al.* 2005). En estas regiones, los problemas de manejo son de otra escala y oportunidad, por lo tanto, el manejo costero debe enfocarse en la calidad de agua para proteger los arrecifes.

A menos que se maneje cauta y organizadamente, el desarrollo turístico contribuirá a una mayor degradación ambiental con un destino indeseable, por la presión ejercida en las zonas costeras. Otra amenaza para los arrecifes mexicanos es la actividad portuaria (Ortiz-Lozano *et al.* 2005; Valadez-Rocha y Ortiz-Lozano 2013).

México cuenta con 117 puertos y terminales habilitadas, sin embargo, sólo 16 puertos comerciales concentran el 67% del movimiento de carga, entre ellos Manzanillo, Lázaro Cárdenas, Altamira y Veracruz que operan el 96% de la carga contenerizada (PND 2013). Aunado a esto, el Plan Nacional de Desarrollo enfatiza que la capacidad para atender buques de gran calado en diversas terminales portuarias es insuficiente y limita las oportunidades de crecimiento de la demanda, la competitividad y la diversificación del comercio exterior. Con base en lo anterior, se fomenta el desarrollo de puertos marítimos estratégicos de clase internacional, que potencialicen la ubicación geográfica privilegiada de México, impulsen las exportaciones, el comercio internacional y el mercado interno, principalmente en aquellos con problemas de saturación o con una situación logística privilegiada (PND 2013).

Entre las inminentes ampliaciones portuarias, el gobierno federal contempló dos importantes desarrollos: 1) Manzanillo, uno de los principales puertos comerciales de México, situado a 14 kilómetros de bahía Carrizales, donde se presenta un arrecife bien desarrollado caracterizado por alta riqueza y abundancia coralina, debido principalmente a la ausencia de perturbaciones naturales crónicas o intensas y al reducido nivel de uso humano (Reyes-Bonilla *et al.* 2013); y 2) Veracruz, donde está en camino una ampliación portuaria sobre el arrecife Punta Gorda, donde Valadez Rocha y Ortiz-Lozano (2013)

identificaron tres tipos de impactos: a) pérdida directa de superficie arrecifal, b) fragmentación y c) modificación de la dinámica costera.

En México, parte del desarrollo urbano costero ha sido gracias al servicio de protección costera que dan los arrecifes coralinos, como es evidente en la ciudad y puerto de Veracruz (Valadez-Rocha y Ortiz-Lozano 2013) y como principal motor detonante en Isla Mujeres, Cancún, Cozumel, Puerto Morelos y Xcalak en Quintana Roo (Chapela *et al.* 2016).

Algo a destacar es que el puerto de Veracruz fue construido en terrenos ganados al mar sobre zonas arrecifales. En México el aprovechamiento de coral comenzó hace cinco siglos cuando la ciudad y puerto de Veracruz fue edificado principalmente con piedra coralina utilizada como material de construcción (Carricart-Ganivet 1998), e incluso se sabe que los indígenas de la península de Baja California, usaron bloques de coral y coral pulverizado para la construcción de sus casas (Reyes-Bonilla 1993).

Contemporáneamente desde fines del siglo pasado, se hace un saqueo manual incontrolado de corales en diversos puntos del litoral mexicano, que son ofrecidos como artesanías, joyería, recuerdos, remedios tradicionales, material de construcción y como piedras vivas (Jordán-Dahlgren 1993; Muñoz-Chagín y de la Cruz-Agüero 1993; Vargas-Hernández *et al.* 1993; Reyes-Bonilla 1993; Sosa-Cordero *et al.* 1993; Padilla 2001; Horta-Puga 2007; Jones *et al.* 2008).

Estas actividades son llevadas a cabo sin ninguna restricción, ni control y la capacidad de colecta establece límites a su extracción (Jordán-Dahlgren 1993). Por ello el establecimiento de ANP comenzó a marcar una restricción oficial al saqueo de corales porque sus decretos de protección y programas de manejo prohibieron su captura o recolección comenzando por el SAV en 1992 (DOF 1992; 1994b).

El comercio de corales quedó regulado internacionalmente por la Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Flora y Fauna Silvestres en su Undécima reunión de la Conferencia de las Partes realizada en Gigiri, Kenya del 10 al 20 de abril de 2000: Conf. 11.10 (Rev. CoP15) *Trade in stony corals*.

A pesar de que la minería de arena (Moreno-Casasola *et al.* 2018) y la minería artesanal (Urrea-Mariño 2018) están prohibidas, existen reportes de minería de arena de origen coralino que sigue usándose en obras de construcción de humedales artificiales como en Tulum y Akumal (Krekeler *et al.* 2009) o de piedras vivas para su uso ornamental (Lango-Reynoso *et al.* 2012).

Los reportes sobre minería de arena o saqueo de corales son predominantemente periodísticos, pero además hay señalamientos de fuentes gubernamentales como los programas de manejo de ANP.

Asimismo, la extracción de hidrocarburos representa una de las principales actividades económicas de México (Merino 1987; Gutiérrez-Avedoy 2004). La principal zona productora

de gas y petróleo se ubica en el golfo de México (Vázquez-Botello *et al.* 1993), con ricos yacimientos en Tuxpan y el Banco de Campeche, y terminales petroleras en Tuxpan, Veracruz, Coatzacoalcos, Ciudad del Carmen y Progreso donde hay extracción, refinamiento y transporte (Rivera-Arriaga y Villalobos 2001).

En el banco de Campeche se encuentra el 90% de instalaciones como plataformas de extracción y estaciones de bombeo para la actividad petrolera colindantes con arrecifes coralinos como Cayo Arcas (García-Cuéllar *et al.* 2004), de donde se extrae hasta el 70% de la producción nacional (González y Torruco 2002).

La infraestructura requerida para el aprovechamiento de hidrocarburos está integrada por plataformas con 1,508 km de ductos donde se distribuyen los productos hacia una terminal monoboya ubicada en Cayo Arcas, en la que opera un promedio anual de 500 buques-tanque, con tiempo de residencia entre 12 a 60 horas (García-Cuéllar *et al.* 2004) y registro de encallamientos a la alza (González y Torruco 2002).

Sus impactos están documentados (Vázquez-Botello 1978; Jernelöv y Lindén 1981; Soto *et al.* 1981; Lizárraga-Partida *et al.* 1983; Vázquez-Botello y Villanueva 1985; Ramírez-Chávez 1987; Gonzáles y Torruco 2002; Sarmiento-Torres *et al.* 2003; Gold-Bouchot 2004; Quintero-Mármol *et al.* 2005; Cram *et al.* 2006; Zlatarski 2007; Verduzco 2016) y hay reportes de daños por derrames en demás arrecifes (Carriquiry y Horta-Puga 2010; White *et al.* 2012; Goodbody-Gringley *et al.* 2013) y ecosistemas del golfo de México (Vázquez-Botello *et al.* 1993; Wakida-Kusunoki y Caballero-Chávez 2009; Tunnell Jr. 2011).

En el golfo de México, los valores que indican la presencia de hidrocarburos en sedimentos, agua y organismos, rebasan por mucho lo reportado en otras regiones del mundo, lo que indica que los ecosistemas costeros mexicanos son propensos a contaminación por petróleo (Vázquez-Botello *et al.* 1993), sin embargo, los estudios realizados no han sido constantes espaciotemporalmente, por lo que no se tiene una línea base previa al inicio de operaciones petroleras y no se ha dado un seguimiento de su impacto (García-Cuéllar *et al.* 2004), quizá por falta de recursos y voluntad política (Quintero-Mármol *et al.* 2005), o porque para conocer su toxicidad e impactos ecológicos, se requiere de estudios exhaustivos del daño en cada uno de sus componentes (Ramamurthy y Sreenivasan 1983).

Por el contrario, existen evidencias de que las plataformas sirven de arrecifes artificiales donde la diversidad y biomasa de peces es mayor (Soto *et al.* 1981). Los organismos utilizan ese hábitat como refugio y sitio de alimentación por su complejidad y tamaño que inciden en la composición de su biodiversidad, es decir, en estructuras con mayor número de columnas y travesaños, la diversidad y abundancia es mayor, sin embargo, una de las amenazas que enfrenta la fauna sésil son con las acciones de limpieza como parte del mantenimiento de las estructuras, para prevenir daños por erosión y/o aumento de peso (SIGEA 2014).

Debido a su alto valor ecológico, genético, estético y a sus recursos naturales es necesario que los tres niveles de gobierno aseguren la conservación, manejo y sustentabilidad de los arrecifes coralinos del Banco de Campeche, donde ya hay esfuerzos y consenso para la creación de un área natural protegida (González y Torruco 2002; 2004).

Con base a los eventos de blanqueamiento en los ecosistemas arrecifales de México se presentan diversas observaciones. En el Pacífico, los corales hermatípicos formadores de arrecifes están expuestos en verano a un agudo estrés térmico por eventos de ENOS (Iglesias-Prieto *et al.* 2003), principalmente los eventos de 1997-1998 que afectaron mundialmente (Wilkinson 1998; Hoegh-Gulberg 1999; Spalding *et al.* 2001; Fabricius *et al.* 2007).

En el sur del golfo de California, un agudo estrés térmico afectó negativamente a dos comunidades coralinas de Cabo Pulmo y La Paz que estuvieron expuestas a anomalías térmicas de hasta 3°C, blanqueando 30% de los corales durante cuatro años (1996-1999) y causando mortalidades coralinas de hasta 60% (Reyes-Bonilla 2001; Iglesias-Prieto *et al.* 2003).

Carrquiry *et al.* (2001) estudiaron este evento en arrecifes de Bahía de Banderas que provocó una mortalidad coralina del 96%. Reyes-Bonilla *et al.* (2002) y Carballo *et al.* (2013) detectaron daño por blanqueamiento en los arrecifes de la región costera del Pacífico.

Por otro lado, Paz-García *et al.* (2012) determinaron que los arrecifes cercanos a La Paz, han sufrido eventos de blanqueamiento asociados a bajas temperaturas. En tres localidades 84% de los corales mostraron señales visuales de blanqueamiento.

En el Atlántico, Pérez-España y Vargas-Hernández (2008) y Pérez-España *et al.* (2012) documentaron eventos de blanqueamiento y de seis enfermedades coralinas en el SAV: banda amarilla, banda negra, banda blanca, mancha morada, mancha oscura y plaga blanca.

El Caribe también está afectado por eventos de blanqueamiento que se relacionaron en general con temperaturas altas anómalas, donde además los corales del género *Acropora* spp. sufrieron una disminución de más de 90% asociada a la enfermedad banda blanca (Wilkinson *et al.* 2009).

Bruno *et al.* (2003) evidenciaron que el enriquecimiento de nutrientes puede incrementar la incidencia de enfermedades coralinas. En el Caribe existen reportes de Aspergillosis, banda amarilla, banda negra, mancha oscura, banda blanca, plaga blanca y manchas blancas en organismos de Akumal (Ward *et al.* 2006; Garza-Pérez *et al.* 2010).

Mata-Lara (2012) determinó que en el 2009 la enfermedad con mayor incidencia fue la de puntos oscuros al ocupar 32% de las enfermedades encontradas. Para el 2010, 2.8% de corales presentaron algún tipo de lesión, sin embargo, la enfermedad coralina con mayor

número de registros fue la enfermedad de banda amarilla (Garza-Pérez *et al.* 2010) con un 41.98% de lesiones encontradas, donde la enfermedad de puntos oscuros sólo representó el 8.64%.

En el Atlántico mexicano la presencia de *Pterois* spp. es una amenaza en ecosistemas coralinos y está ampliamente identificada (Aguilar-Perera y Tuz-Sulub 2010; Aguilar-Perera *et al.* 2011; Santander-Monsalvo *et al.* 2012; Hackerott *et al.* 2013; Aguilar-Perera y Carrillo-Flota 2014; Reyes-Bonilla *et al.* 2014; Guzmán-Méndez *et al.* 2017).

Además hay datos de la presencia de *Tubastraea coccinea* en arrecifes del Atlántico (Precht *et al.* 2014), del golfo de California (Wilson 1990; Cairns 1994) y del Pacífico sur (Cruz-Piñón y Reyes-Bonilla 1999; López-Pérez *et al.* 2012) que predomina en sustratos artificiales (Cairns 2000; Fenner 2001; Sammarco *et al.* 2004; Sammarco 2014). También hay reportes de *Tubastraea micranthus* en plataformas petroleras del norte del golfo de México (Sammarco *et al.* 2010; 2013; Sammarco 2014) y es muy probable que también esté en las plataformas del sureste del Golfo.

También hay reportes de la medusa *Phyllorhiza punctata* en el SAV (Ocaña-Luna *et al.* 2010) y del pez exótico *Neopomacentrus cyanomos* considerado el primer invasor de la familia Pomacentridae en el golfo de México, reportado en los Arrecifes Los Tuxtlas (González-Gándara y de la Cruz-Francisco 2014).

Robertson *et al.* (2016) lo reportó más tarde para seis arrecifes del SAV y para el arrecife Madagascar, Yucatán. También ha sido reportado en el SALT en tres arrecifes (de la Cruz-Francisco *et al.* 2016).

Finalmente, de 29 especies de algas marinas no nativas registradas para la costa de California y Baja California (Miller *et al.* 2011) se tienen registros de *Undaria pinnatifida* reportada para Ensenada, Baja California (Aguilar-Rosas *et al.* 2004; Zabin *et al.* 2009) que junto con *Sargassum horneri* (Aguilar-Rosas *et al.* 2011; Marks *et al.* 2015; Kaplains *et al.* 2016) y *Sargassum filicinum* (Aguilar-Rosas *et al.* 2007; 2010; Riosmena-Rodríguez *et al.* 2012) compiten por espacio con *M. pyrifera*.

Es importante mencionar que de los esfuerzos internacionales para conocer la distribución, características y estado de los ecosistemas marinos se encuentra el realizado por Ben Halpern, quien lidera el proyecto del Índice de Salud Oceánica (*Ocean Health Index*), que con base en 10 metas y diversos indicadores, coloca a México en la posición 125 con una calificación regional de 66 (OHI 2017). Con base en Halpern *et al.* (2012) y su índice, la mayoría de los países tienen un valor de 60 sobre 100, con un valor mínimo de 36 y un máximo de 86, donde sólo 5% de las 171 Zonas Económicas Exclusivas obtuvieron una puntuación por encima de 70.

VI.IV. Manejo

Las intenciones de manejo y conservación de los ecosistemas marinos y sus recursos, requieren un buen entendimiento de los factores ambientales que afectan sus comunidades (Soto *et al.* 2009), por lo que para manejar un ecosistema es importante conocer su complejidad y visualizar las consecuencias al modificar cualquiera de sus partes (Rosete-Verges *et al.* 2016).

La falta de interés político y la ausencia de una institución dedicada exclusivamente a la zona costera, ha redundado en la disminución y deterioro de los recursos y ecosistemas costeros (Rivera-Arriaga y Villalobos 2001).

No se ha dado un manejo "serio" a la zona costera, el auge de actividades económicas mal reguladas está provocando impactos negativos en los ecosistemas de donde se obtienen los recursos costeros (Merino 1987). La protección de hábitats no está incorporada en forma clara al diseño de proyectos, estudios de Impacto Ambiental o legislación, porque la protección de hábitats se percibe como una actividad no productiva del territorio (Escofet 1994).

En este sentido, Anthony *et al.* (2017) concluyeron que los enfoques de manejo actuales son insuficientes para la protección de arrecifes de coral, por lo que las tecnologías emergentes como el Flujo Genético Asistido (AGF, Palumbi *et al.* 2014, Dixon *et al.* 2015, van Oppen *et al.* 2017), la Evolución Asistida (AE, van Oppen *et al.* 2017), la Fertilización Asistida (AF, Calle-Triviño *et al.* 2018), la Hibridación Interespecífica (IH, Yan-Chan *et al.* 2018), la Biología Sintética (SB, Piaggio *et al.* 2017) y la Ingeniería de Hábitat (EH, van Oppen *et al.* 2017) ayudarían a su resiliencia y apoyarían estrategias como las Reservas Marinas.

Por otro lado, el manejo de ecosistemas en el contexto de cambio global, implica el desarrollo de un enfoque flexible que considere conjuntamente diferentes escalas espaciales (local, regional, nacional, global) y temporales (corto, mediano y largo plazo). El cambio global requiere de redes de seguimiento distribuidas estratégicamente atendiendo su posición, representatividad ecosistémica e historial de manejo (Zamora 2010).

Existen otras políticas públicas enfocadas en poblaciones de importancia comercial o biológica (especies prioritarias) pero no existe una protección legal mexicana específica para ecosistemas arrecifales. No existen leyes estatales o locales que regulen las zonas costeras y marinas, mucho menos sus ecosistemas arrecifales (Ortiz-Lozano *et al.* 2009a).

Las actividades económicas relacionadas con la pesca, turismo, transporte náutico y extracción de hidrocarburos identificadas por tipo de arrecife (figura 5) y región arrecifal (figura 6), son el primer paso para determinar los posibles esquemas de manejo a priorizar por región.

Las políticas de protección de biodiversidad y recursos pesqueros como reservas marinas, zonas de refugios pesqueros, tecnologías de pesca para reducir la pesca incidental, vedas,

son necesarias para los cuatro tipos de arrecifes en seis de las siete regiones, con excepción de Revillagigedo, la primera región arrecifal de México donde está prohibida la pesca (DOF 2017a). Por otro lado, las políticas de extracción de hidrocarburos deben dirigirse a los arrecifes coralinos del golfo de México, CASGM y Yucatán y Banco de Campeche (figura 4), donde las zonas de salvaguarda son imprescindibles.

Para esta investigación, la literatura consultada solo mencionó extracción de hidrocarburos, en las regiones del golfo de México, pero se debe estar pendiente de la región Pacífico Norte, donde se están discutiendo los planes de minería de aguas profundas porque en México es posible utilizar el lecho marino incluso si es un área protegida (Daesslé y Fischer 2001).

Los arrecifes ajenos a la costa, lejos de desarrollos urbanos, poblaciones humanas y escorrentías continentales, como los de Revillagigedo y Yucatán y Banco de Campeche, están en mejores condiciones. El resto de las regiones muestran todos los usos y presiones (figuras 5 - 8) por lo que se necesitan políticas de manejo más complejas (tabla 7).

Tabla 7. Posibles estrategias de manejo para las regiones arrecifales de México.

Región arrecifal	Información de interés	Estrategias de manejo recomendadas
I	Bosques de <i>Macrocystis pyrifera</i>	Manejo transfronterizo
II	Región heterogénea	Manejo comunitario; ANP
III	Completamente protegida	Programa de manejo
IV	Urge manejo arrecifal	Manejo comunitario; ANP
V	Manejo arrecifal alternativo	Manejo Integrado de Zona Costera
VI	Extracción de hidrocarburos	ANP; Evaluación Ambiental Estratégica
VII	Arrecifes coralinos; no más ANP	Programa de Manejo; Manejo transfronterizo

El manejo de las regiones arrecifales de México para el futuro inmediato es privilegiar la información local de sus usuarios clave, que identificaría y se enfocaría en los problemas específicos para cada región (Aburto-Oropeza y López-Sagástegui 2006). Una evaluación preliminar se da en este documento, pero el manejo del arrecife necesita insumos locales de acuerdo con las presiones específicas y los deseos y posibilidades de sus comunidades locales.

VI.IV.I. Lista de especies y poblaciones prioritarias para la conservación

Las especies prioritarias son aquellas con ciertos atributos ecológicos o carismáticos que pueden promover la conservación de demás especies y sus hábitats (Metrick y Weitzman 1996; Simberloff 1998; Zacharias y Roff 2001; Roberge y Angelstam 2004; Bermejo *et al.* 2016).

De acuerdo con la Ley General de Vida Silvestre (DOF 2000b), la SEMARNAT debe elaborar y publicar la lista de especies y poblaciones prioritarias para la conservación (DOF 2014a), para promover proyectos para su conservación y recuperación. El listado presenta 372 especies, 13 de ellas de interés arrecifal y en riesgo, de acuerdo a lista de especies en riesgo de la NOM-059-SEMARNAT-2010 (tabla 8).

Tabla 8. Especies prioritarias para la conservación de interés arrecifal y su categoría de riesgo.

Especie	Nombre común	Categoría de riesgo
<i>Acropora cervicornis</i>	Cuerno de ciervo	Sujeta a protección especial
<i>Acropora palmata</i>	Cuerno de alce	Sujeta a protección especial
<i>Caretta caretta</i>	Tortuga caguama	En peligro de extinción
<i>Chelonia mydas</i>	Tortuga verde	En peligro de extinción
<i>Dermochelys coriacea</i>	Tortuga laud	En peligro de extinción
<i>Enhydra lutris</i>	Nutria marina	En peligro de extinción
<i>Eretmochelys imbricata</i>	Tortuga carey	En peligro de extinción
<i>Lepidochelys kempii</i>	Tortuga lora	En peligro de extinción
<i>Lepidochelys olivacea</i>	Tortuga golfina	En peligro de extinción
<i>Pinctada mazatlanica</i>	Madreperla	Sujeta a protección especial
<i>Rhincodon typus</i>	Tiburón ballena	Amenazada
<i>Tursiops truncatus</i>	Delfín nariz de botella	Sujeta a protección especial
<i>Zalophus californianus</i>	Lobo marino de California	Sujeta a protección especial

VI.IV.II. Áreas de refugio para proteger especies acuáticas

Las áreas de refugio para proteger especies acuáticas (tabla 9), son acuerdos secretariales y corresponden a áreas de protección de especies en aguas federales, zona federal marítimo terrestre y terrenos inundables, a través de medidas de manejo, conservación, recuperación y restauración de las especies y sus hábitats con base en sus programas de protección (DOF 2000c).

Las áreas de refugio pueden coincidir y traslaparse con polígonos de ANP, sin embargo, el programa de protección deberá ser compatible con los objetivos establecidos en su decreto y programa de manejo, por lo que estarán a cargo de la CONANP (DOF 2000c).

Tabla 9. Áreas de refugio para protección de especies acuáticas en México.

Estado	Localidad	Superficie (ha)	Publicación	Especie	Nombre común
Baja California - Sonora	Alto Golfo de California	126,385.00	08-sep-05	<i>Phocoena sinus</i>	Vaquita marina
		184,100.00	20-abr-18		
Quintana Roo	Bahía de Akumal	1,653-43-33.47	07-mar-16	<i>Acropora cervicornis</i>	Cuerno de ciervo
				<i>Acropora palmata</i>	Cuerno de alce
				<i>Caretta caretta</i>	Tortuga caguama
				<i>Chelonia mydas</i>	Tortuga verde
				<i>Conocarpus erectus</i>	Mangle botoncillo
				<i>Eretmochelys imbricata</i>	Tortuga carey
				<i>Halodule wrightii</i>	Pasto marino
				<i>Laguncularia racemosa</i>	Mangle blanco
				<i>Plexaura dichotoma</i>	Abanico de mar
				<i>Plexaura homomalla</i>	Abanico de mar
				<i>Rhizophora mangle</i>	Mangle rojo
				<i>Syringodium filiforme</i>	Pasto marino
				<i>Thalassia testudinum</i>	Pasto marino
Quintana Roo	Isla Mujeres, Puerto Juárez, Chiquilá e Isla Holbox	633,398.50	22-may-18	<i>Rhincodon typus</i>	Tiburón ballena
Baja California Sur	Golfo de Ulloa	1,989,390.00	05-jun-18	<i>Caretta caretta</i>	Tortuga caguama

VI.IV.III. Áreas naturales protegidas

El Ordenamiento Ecológico Marino (Córdova y Vázquez *et al.* 2006; 2009) es una de las herramientas de planificación a gran escala (Agardy *et al.* 2011). Sin embargo, por la dimensión del objeto de estudio y la heterogeneidad de sus elementos, entre otros asuntos, la política resultó infructuosa en México (Espinoza-Tenorio *et al.* 2014). Por lo que el ANP es la principal herramienta legal para la protección de los procesos evolutivos y funciones ecosistémicas (Ortiz-Lozano *et al.* 2009a; 2017).

A pesar de conocer estrategias de manejo para proteger, conservar y manejar la zona costera (Rivera-Arriaga y Villalobos 2001) y sus ecosistemas arrecifales, el uso de ANP ha sido la herramienta más utilizada y reconocida para la conservación de los ecosistemas y sus recursos (Ortiz-Lozano *et al.* 2013).

Globalmente existen esfuerzos para proteger y preservar la biodiversidad, enfocados la mayoría en ecosistemas terrestres (Carr *et al.* 2003). La creación de ANP se ha vuelto en el principal instrumento *in situ* para la conservación de la biodiversidad en el mundo, cuya meta principal es la conservación de especies, hábitats y ecorregiones (Ortiz-Lozano *et al.* 2009a), sin embargo, más de una tercera parte de ANP en el mundo está bajo intensa presión antrópica (Jones *et al.* 2018).

En México, la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente (1988) las define como *las zonas del territorio nacional y aquéllas sobre las que la nación ejerce su soberanía y jurisdicción, en donde los ambientes originales no han sido significativamente alterados por la actividad del ser humano o que requieren ser preservadas y restauradas.*

De acuerdo, con datos del Centro de Monitoreo de la Conservación Ambiental del Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente y de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza, hay 217,155 áreas protegidas en 244 países (202,467

terrestres y 14,688 marinas), que cubren cerca de 20 millones de kilómetros cuadrados terrestres y 15 millones de kilómetros cuadrados marinos (UNEP-WCMC e IUCN 2016).

En México, de las 182 ANP (CONANP 2018) sólo se han establecido 66 polígonos en ecosistemas costeros y marinos (Ortiz-Lozano *et al.* 2017). De estas, en 30 ANP se distribuyen casi la mitad de ecosistemas arrecifales (45%), donde los coralinos son los mejor representados (76%) y los bosques de *M. pyrifera* los menos privilegiados (3%).

Pareciera que para los arrecifes de coral esta protección es suficiente en la región Caribe y Revillagigedo, pero la región Pacífico Sur hay 143 arrecifes coralinos desprotegidos (figura 9).

Las 182 ANP representan cerca de 90,839,521.55 ha de superficie nacional divididas en 67 parques nacionales, 44 reservas de la biósfera, 40 áreas de protección de flora y fauna, 18 santuarios, ocho áreas de protección de recursos naturales y cinco monumentos naturales.

A pesar de ser uno de los instrumentos de manejo *in situ* más reconocido en el mundo, en México las autoridades actúan de manera irresponsable e incoherente en la toma de decisiones (CEMDA 2012).

Por un lado está el SAV, el primer antecedente en México de un ANP en considerar ecosistemas arrecifales (DOF 1992), donde la presión antrópica ha sido un factor de estrés constante por cerca de 500 años ininterrumpidos. Sus corales han sido utilizados para edificar la ciudad y puerto de Veracruz (Carricart-Ganivet 1998), cuya infraestructura costera y descargas urbanas y terrígenas han mermado la integridad de la mayoría de sus arrecifes. Derivado de esta presión fue decretado parque marino nacional en 1992 (DOF 1992), categorizado como parque nacional en 2000 (DOF 2000d), sitio Ramsar en 2004 y reserva de biosfera del programa del Hombre y la Biosfera de la UNESCO en 2006.

Queda claro que los arrecifes han sobrevivido e incluso prosperado en áreas donde las presiones suelen ser frecuentes (Spalding *et al.* 2001). A pesar de su importancia, a principios del siglo XXI se comenzó a promover la ampliación portuaria de Veracruz, lo que supondría sacrificar parte del SAV como se hizo a principios del siglo XX.

Según el reglamento de la LGEEPA en materia de ANP, se autoriza la construcción de instalaciones de apoyo para investigación científica o monitorización del ambiente en las subzonas de uso restringido; o se autoriza la construcción de infraestructura de apoyo para la educación ambiental y turismo de bajo impacto ambiental, con el uso de ecotecnias y materiales tradicionales propios de la región en las subzonas de uso tradicional; o la construcción de instalaciones congruentes con los propósitos de protección y manejo en las subzonas de uso público de cada ANP (DOF 2000e).

Sin embargo, no se autoriza la construcción de infraestructura costera en los parques nacionales, ya que de acuerdo con el artículo 50 de la LGEEPA, sólo se permitirá la realización de actividades relacionadas con la protección de sus recursos naturales, el

incremento de su flora y fauna y en general, con la preservación de los ecosistemas y de sus elementos, así como la investigación, recreación, turismo y educación ecológicos (DOF 1988).

Asimismo, de acuerdo con la LGEEPA, la zonificación es el instrumento técnico de planeación, que permite ordenar el territorio del ANP y la subzonificación es un instrumento técnico y dinámico de planeación que se establecerá en el Programa de Manejo de cada ANP, con el fin de ordenar detalladamente las zonas núcleo y de amortiguamiento (DOF 1988). Al no existir para 2012 un programa de manejo del parque nacional SAV, se autorizó la modificación de su Decreto para desincorporar bahía de Vergara (DOF 2012a) y dejar sin objeción la inminente ampliación portuaria (Valadez-Rocha y Ortiz-Lozano 2013).

Aunado a esto, en el 2018 se describieron 18 arrecifes coralinos no emergidos (Ortiz-Lozano *et al.* 2018b) de los que por lo menos 10 eran “desconocidos” para el sector académico, sin embargo, eso no significa que sean “nuevos” arrecifes, por el contrario, gracias a sus usuarios (pescadores) fue posible que la academia pudiera reconocerlos, caracterizarlos e investigarlos.

De estos 18 arrecifes coralinos no emergidos, 16 están delimitados dentro del área natural protegida del SAV (DOF 2012a), pero 13 no son oficialmente reconocidos por la CONANP (Ortiz-Lozano *et al.* 2018b); lo mismo pasa en el área de protección de flora y fauna Sistema Arrecifal Lobos Tuxpan donde su Decreto reconoció seis ecosistemas arrecifales (DOF 2009) pero dejó fuera de sus polígonos a por lo menos a tres más (Ortiz-Lozano *et al.* 2013).

Hay avances en ANP como en Cabo Pulmo, reconocido por su manejo comunitario donde sólo se permite la pesca de consumo doméstico, lo que ha incrementado la abundancia y biomasa de sus especies (Reyes-Bonilla y Calderón-Aguilera 1999; Sala *et al.* 2002; Álvarez-Filip *et al.* 2006; Aburto-Oropeza *et al.* 2011; Rife *et al.* 2013) y su cambio de filosofía y políticas permitió que los pescadores ahora realicen actividades recreativas como el buceo (Anderson 2015; Robles-Zavala y Chang-Reynoso 2018).

Otro caso que llama la atención positivamente es el archipiélago de Revillagigedo, decretado como reserva de la biósfera el 6 de junio de 1994, con una superficie de 636,685-37-50 ha dividida en cuatro polígonos que delimitaban cada una de sus islas. Su Decreto permitía actividades de pesca (deportivo-recreativa y comercial) y las actividades de recreación únicamente podrían realizarse conforme a los lineamientos del programa de manejo, que debió publicarse un año después a partir de la publicación del Decreto (DOF 1994a), pero fue publicado hasta el 28 de noviembre de 2007 (13 años después).

Pese a esto, Revillagigedo es reconocido por su buena conservación, por lo que el 27 de noviembre de 2017 se publicó un nuevo Decreto que lo declaró Parque Nacional, que incrementó su superficie de conservación a 14,808,780-12-47.80 ha, de las que 14,793,261-90-32.54 ha son marinas y donde se prohíbe la pesca, lo que la convierte en la primer AMP sin aprovechamiento extractivo comercial.

Si México mira hacia los compromisos internacionales, ya consiguió las metas de Aichi cuando se designaron nuevas ANP de considerable dimensión en el Pacífico Norte (DOF 2016a), Revillagigedo (DOF 2017a) y Caribe mexicano (DOF 2016b), donde los arrecifes de coral de Revillagigedo están protegidos y su Programas de Manejo está en proceso de elaboración. Sin embargo, si se observa la el Pacífico Norte, única región donde se desarrollan bosques de *M. pyrifera*, solo nueve arrecifes aislados se encuentran protegidos, mientras que 35 no (figura 9). La idea de Arafeh-Dalmau *et al.* (2017), de un área protegida transfronteriza es pertinente y debe ser perseguida por las instituciones de conservación binacionales (tabla 7).

En el golfo de California, el 39% de los arrecifes están protegidos, en su mayoría rocosos con comunidades colinas (51 arrecifes), pero 113 arrecifes permanecen desprotegidos (figura 9). La mayoría de los esfuerzos de conservación en esta región se han centrado en el norte del Golfo, donde viven especies carismáticas como el cetáceo *Phocoena sinus* (Brownell 1983; Hohn *et al.* 1996; Rojas-Bracho *et al.* 2006; García-Gómez y Chávez-Nungaray 2017; Taylor *et al.* 2017) o de interés comercial como el pez *Totoaba macdonaldi* (Cisneros-Mata *et al.* 1994; Cisneros-Mata 1997; Lercari y Chávez 2007) ambos en peligro de extinción.

Los conflictos que surgieron con la pesca ilegal y las medidas de protección persuasiva (Bobadilla *et al.* 2011) podrían llevar a los usuarios a evitar el diseño de más ANP, por lo que se deben desarrollar herramientas de manejo alternativas (tabla 7).

VI.IV.III.I Áreas Marinas Protegidas

Los modelos de ANP utilizados en ambientes marinos no han sido idóneos para la protección de recursos (Agardy 1999), porque el diseño de Áreas Marinas Protegidas (AMP) requiere de aspectos que consideren la singularidad de sus ecosistemas, dentro de un medio acuático, donde sus procesos difieren de los terrestres (Carr *et al.* 2003).

Un AMP se ubica en zonas marinas que con su cuerpo de agua, biodiversidad, características históricas y culturales, es considerada para protección (Kelleher y Kenchington 1990, McLeod *et al.* 2009). Puede ser una herramienta de conservación eficiente si representa todas las áreas biogeográficas (Boersma y Parrish 1999, Airamé *et al.* 2003, Benedetti-Cecchi *et al.* 2003), donde se necesita considerar su conservación en una escala fina (especies y poblaciones), una gruesa (comunidades, hábitats, ecosistemas y paisajes) (Schwartz 1999) y en una escala de tiempo de conservación (Halpern y Warner 2002).

La razón de establecer AMP fue la conservación de ecosistemas o de especies conspicuas o amenazadas y no de procesos ecológicos esenciales que garanticen el funcionamiento de los ecosistemas marinos, por ende, fueron diseñadas para proteger hábitats y biodiversidad para conservar recursos pesqueros (Kelleher 1996; Agardy 1999; 2000; Dee-Boersma y Parrish 1999; Pauly *et al.* 2002; Roberts *et al.* 2005; Wood *et al.* 2008; Cullis-Suzuki y Pauly 2010; Le Pape *et al.* 2014; Smith y Metaxas 2018), donde se promueve desde la exclusión

total de la pesca hasta la parcial, al eliminar la pesca de algunas zonas o regular el uso de artes de pesca (Roberts y Hawkins 2000; Sala *et al.* 2002; Aburto-Oropeza *et al.* 2011).

El concepto de AMP no es reconocido en la legislación de México, sin embargo, lo usamos para referirnos a las ANP que protegen ecosistemas costeros y marinos como los arrecifales. Internacionalmente las AMP han sido sobrestimadas en el sentido de que no son áreas netamente de conservación, sino de manejo de recursos costeros y oceánicos (Sala *et al.* 2018; Smith y Metaxas 2018).

A finales del siglo XX ya se utilizaba hasta la tercera parte del total de la producción de los ecosistemas marinos del mundo (Ehrlich y Wilson 1991; Pauly y Christensen 1995; Pauly *et al.* 2002), lo que ha provocado que los niveles tróficos disminuyan (Pauly *et al.* 1998; 2002), amenazando la biodiversidad marina e interrumpiendo los procesos de los ecosistemas marinos, desde poblaciones de *M. pyrifera* (Dayton *et al.* 1998; Carr y Reed 2015) hasta arrecifes de coral (Roberts 1995).

VI.IV.III.II. Áreas arrecifales protegidas

En los últimos años se crearon AMP que incluyeron arrecifes de coral, sin embargo, su establecimiento raramente fue seguido por un buen manejo (Burke *et al.* 2002; Burke y Maidens 2004), lo que significa que el número de AMP y su cobertura pueden ser indicadores engañosos de efectiva conservación (Mora *et al.* 2006). A pesar de que cerca de 27% de los arrecifes coralinos en el mundo están en una AMP (Burke *et al.* 2011), sólo 2% presenta condiciones adecuadas de acuerdo a sus atributos analizados (Mora *et al.* 2006).

A inicios del siglo XXI existían 660 AMP en el mundo que protegían arrecifes de coral (900,000 km²), entre ellas dos de las más grandes (Spalding *et al.* 2001): *Papahānaumokuākea Marine National Monument* (362,073 km²) y *Australia's Great Barrier Reef* (334,400 km²). En México la de mayor superficie es el parque nacional Revillagigedo (148,088 km²).

Sin embargo, muchas de las AMP sólo existen en papel, están mal administradas y tienen poco o nulo apoyo para su manejo. Se centran en los impactos directos sobre los arrecifes de coral, ignorando las fuentes contiguas de presiones antrópicas como la contaminación (Rogers 1990; Andréfouët *et al.* 2002; Fabricius 2005; Burke y Sugg 2006; Downs *et al.* 2011; Wear 2016) y sedimentación de zonas costeras adyacentes (Stender *et al.* 2014; Fabricius *et al.* 2014; 2016).

En la actualidad, sólo 3.6% de los océanos del mundo está considerado en AMP y sólo el 2% son reservas marinas, las únicas que consiguen el objetivo de conservar la biodiversidad sobre demás AMP de papel o AMP que no son más que líneas sobre mapas (Sala *et al.* 2018).

En 2006, se estimaron 527,072 km² de arrecifes de coral en el mundo de los que se protegían 98,650 km² (18.7%) en 980 AMP (Mora *et al.* 2006), sin embargo, el último cálculo

de superficie arrecifal coralina fue de 321,345 km² (Birkeland 2015) y se estimó que hay 2,679 AMP que protegen 27% de arrecifes coralinos en 108 países (Burke *et al.* 2011), sin embargo, al menos 30% de los arrecifes deberían estar en reservas marinas para garantizar su protección en el tiempo y el rendimiento máximo sostenible de recursos aprovechados (Hughes *et al.* 2003).

VI.IV.III.III. Reservas marinas

Se reconoce como reserva marina las áreas totalmente protegidas donde usos como la pesca, minería, extracción de hidrocarburos o cualquier actividad extractiva o destructiva están prohibidas (Allison *et al.* 1998; Halpern y Warner 2002; Gell y Roberts 2003; Lubchenco *et al.* 2003; Russ y Alcalá 2003; 2004; Roberts *et al.* 2005; Lubchenco *et al.* 2011; Sala y Giakoumi 2017), por ende las AMP al ser herramientas de manejo de recursos o demás usos antrópicos, deberían llamarse Áreas de Manejo Marinas porque la gestión de recursos no permite la recuperación de ecosistemas ni la conservación de su biodiversidad (Sala *et al.* 2018)

Una de las principales soluciones a la presión ejercida sobre los recursos marinos, es limitar su extracción para reducir su mortalidad, lograr mayores tallas e incrementar su abundancia (Palumbi 2004; Sale *et al.* 2005). Las poblaciones son influenciadas por el movimiento de sus organismos que puede exponer a juveniles y adultos fuera de los límites arrecifales (Kramer y Chapman 1999) y favorecer la llegada de nuevos reclutas (Palumbi 2004, Shanks *et al.* 2003).

Las reservas marinas (zonas no extractivas) son consideradas una herramienta robusta de conservación y manejo sustentable a nivel mundial (Green *et al.* 2013), que incrementan la abundancia y talla de especies de importancia para la pesca comercial y deportivo-recreativa (Harasti *et al.* 2018). Esta abundancia provoca un derrame de peces desde la reserva (Russ *et al.* 2008; Planes *et al.* 2009; Williams *et al.* 2009; Christie *et al.* 2010), donde los pescadores optan por pescar.

Además, cuando un área se cierra a la pesca, acumulará peces de mayor talla que se convertirán en atracciones turísticas desconocidas y escasas, cotizadas en el buceo deportivo (Roberts y Hawkins 2000; Spalding *et al.* 2001; Barker y Roberts 2004), por lo que podría considerarse desde diversas perspectivas el valor de los peces vivos.

México cuenta con un esquema legal para la implementación de este tipo de zonas, ya sea por la zona núcleo de un ANP o una zona de refugio pesquero basada en acuerdos comunitarios (Suárez-Castillo *et al.* 2014).

Existen reservas marinas que son en parte inefectivas e insuficientes para la protección de la diversidad coralina arrecifal (Mora *et al.* 2006), sin embargo, existe un interés emergente de los manejadores de recursos, políticos y académicos por el potencial de las reservas de ecosistemas marinos y costeros para la conservación de la biodiversidad marina y su contribución en el manejo de pesquerías (Carr *et al.* 2003).

La mayoría de estrategias desarrolladas para la selección de AMP, combinan criterios sociales, económicos y biológicos pero no señalan como priorizar entre ellos (Roberts *et al.* 2003a; 2003b), ni la extensión idónea para su conservación (Halpern 2003; Chape *et al.* 2005). Por otro lado, se ha aplicado la teoría de biogeografía de islas (MacArthur y Wilson 1967) a los problemas del diseño de reservas (Haas 1995).

Después de una polémica disertación internacional (Diamond 1975; Simberloff y Abele 1976; 1982), se ha concluido que se requieren AMP de todos tamaños. Se necesitan de mayor tamaño para garantizar la movilidad de las especies que tienen ámbitos hogareños amplios (Lewis *et al.* 2017; O'Leary *et al.* 2018), pero pequeñas para las especies cuyo tamaño y desplazamiento es muy restringido (Roberts 2000). Por ejemplo, Halpern (2003) analizó 89 reservas de diferentes tamaños y demostró que en todos los casos incrementó la abundancia, biomasa, talla y diversidad de las especies protegidas.

Reservas de mayor tamaño pueden proteger más especies que las pequeñas (Schwartz 1999; Roberts *et al.* 2001). Un ejemplo de esto lo vemos en una reserva de la isla caribeña de Santa Lucía de 2.6 ha, que perdió un tercio de la biomasa de peces por pesca ilegal (Roberts y Hawkins 2000), empero, en Cape Rodney-Okakari Point, Nueva Zelanda de 518 ha, la densidad de poblaciones de *Pagrus auratus* incrementó hasta 39.2 veces (Willis *et al.* 2000).

Pese a esto, no existe una guía que indique el tamaño idóneo de reservas, porque en cada ecosistema su biodiversidad, hábitats, procesos, usos y presiones son particulares y peculiares, y se necesitan de tamaño “considerable” para garantizar la movilidad de especies (Bohnsack y Ault 1996, Soulé y Sanjayan 1998, Chape *et al.* 2005, Barrett *et al.* 2007, Hays *et al.* 2014).

Por ejemplo, Ballantine (1997) propuso una protección de 10% de todos los hábitats marinos de Nueva Zelanda y explicó que la clave es no pescar en todas partes, algunas áreas deben reservarse de la explotación, sin embargo, aceptó que esta cifra fue una invitación ética en favor de la conservación y no obtenida con argumentos científicos.

Por otro lado, Sladek-Nowlis y Roberts (1999), demostraron que la superficie idónea para una reserva dependerá de la intensidad de su explotación. Las reservas son efectivas cuando las especies son sometidas a una pesca excesiva, por ende, cuanto más aumenta la intensidad de la pesca, más grande deberá ser la reserva. Por ejemplo, en el Caribe en zonas de explotación intensiva, serían necesarias reservas de entre 75 y 80%, pero cuando la explotación es moderada, con 40% del área bastaría. Asimismo, Sladek-Nowlis (2000) modelizó los efectos de reservas en capturas moderadas de *Haemulon plumieri*, donde las capturas alcanzaron su máximo nivel con reservas que cubrían 30% del área.

Para el caso del *Strongylocentrotus franciscanus* en California, Quinn *et al.* (1993) simularon los efectos de las reservas para el tamaño de sus poblaciones y capturas en áreas sin protección, que alcanzaron su máximo con 50% de protección del área, resultado que se

dio por la distribución de las reservas en relación con su distancia de dispersión, porque las reservas se encontraban lejos para que las crías se desplazaran de una a otra. Por su parte Botsford *et al.* (1999), encontraron que la fracción del área de protección fluctuaría entre 8 y 33%.

La dispersión de una especie es importante para la persistencia y recolonización de sus poblaciones, sin embargo, es una de las características que menos se comprende en la mayoría de los organismos (Haas 1995).

Hay otros casos donde su establecimiento y tamaño es determinado por cuestiones políticas (Ogden 1997) y preocupaciones humanas, como la presión demográfica, la presencia de puertos, canales de navegación, sitios de desecho y zonas petroleras (Roberts *et al.* 2001), como pudiesen ser los casos en México del Parque Nacional (PN) Costa Occidental de Isla Mujeres, Punta Cancún y Punta Nizuc (DOF 1996a) y el Área de Protección de Flora y Fauna (APFF) Sistema Arrecifal Lobos-Tuxpan (DOF 2009), y como fue evidente al modificarse el polígono de protección del Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano (DOF 2012a; Valadez-Rocha y Ortiz-Lozano 2013; Ortiz-Lozano *et al.* 2015).

Por el contrario, la cercanía o lejanía de las reservas marinas a la costa y sus impactos antrópicos, está determinada por las características geológicas y ambientales que determinan la distribución natural de los ecosistemas arrecifales.

La modificación costera causa daños a los ecosistemas arrecifales contiguos y a pesar de que se creía que los arrecifes alejados estaban exentos de impactos (Wilkinson 2000; Wilkinson *et al.* 2009), sus efectos alcanzan hasta las zonas más remotas y prístinas (Lavers y Bond 2017), como los arrecifes remotos del Pacífico que son utilizados para pruebas nucleares, prácticas militares y como tiraderos de desechos (Spalding *et al.* 2001).

La ausencia de planeación urbana y de desarrollos turísticos se puede observar en la degradación de los arrecifes coralinos de Veracruz y Tuxpan (de la Maza y Bernardez 2004). Globalmente, Cinner *et al.* (2018) encontraron que la biomasa de peces en las reservas lejanas a los impactos antrópicos es mayor que en las cercanas a la costa con impactos constantes, donde la probabilidad de encontrar depredadores tope es mínima.

Las reservas cercanas a los impactos antrópicos pueden conservar la biomasa de peces, pero no soportar sus funciones o procesos ecosistémicos (Cinner *et al.* 2018). Suchley y Álvarez-Filip (2018) identificaron que las actividades antrópicas limitan la efectividad de protección de las AMP, porque la cobertura de coral se relacionó positivamente con las AMP.

Las AMP son heterogéneas y complejas por sus hábitats con importancia para la vida y supervivencia de sus especies (Appeldoorn *et al.* 1997). Por ende, la manera más simple de proteger la biodiversidad es considerar la mayor cantidad de hábitats, que incrementa su valor al elevar el número de especies protegidas (Roberts *et al.* 2001), es decir, la cantidad

de hábitats incrementa el valor del AMP porque eleva el número de poblaciones de especies protegidas (Alonso *et al.* 2007).

De acuerdo con la base mundial de áreas protegidas de *protected planet*, las 15,324 áreas marinas protegidas cubren cerca 7.26% del océano con una superficie de 26,302,971 km² (UNEP-WCMC 2018).

Aunque las AMP son una gran oportunidad para la conservación de la biodiversidad, su implementación acelerada obedece a cuestiones oportunistas de una planificación sistemática de conservación gubernamental (Pressey y Bottrill 2008, Magris y Pressey 2018), por ello se tienen que desarrollar medidas de evaluación que identifiquen su éxito o fracaso, al considerar objetivos y datos ecológicos, sociales y económicos (Giakoumi *et al.* 2018), para que dejen de ser consideradas como herramienta rápida de conservación (Vila-Nova *et al.* 2014).

La riqueza de especies es un objetivo de conservación para proteger la biodiversidad, donde se prioriza a los hábitats con mayor riqueza para su potencial protección (Pressey *et al.* 1993). Además, al considerar que los ambientes morfológicamente heterogéneos mantienen comunidades biológicas más diversas (McClain y Barry 2010; Kovalenko *et al.* 2012), la evaluación de la relación entre la heterogeneidad y la biodiversidad tiene ventajas prácticas para el diseño de AMP o sus redes de manejo (Roberts *et al.* 2003a; 2003b; Torres-Moye *et al.* 2013).

Para considerar una mejor protección a la biodiversidad y sus hábitats marinos, México debe fortalecer su sistema de ANP con una red de manejo que funcione como su principal apoyo (Aburto-Oropeza y López-Sagástegui 2006). Las ANP serán más eficaces cuando pertenezcan a una red y funcionarán mejor cuando las reservas estén suficientemente cerca para permitir la interacción de las poblaciones (Roberts y Hawkins 2000).

A pesar de demostrar la importancia de su conectividad funcional (Ortiz-Lozano *et al.* 2009a; 2013), en México no existen redes de AMP, sin embargo, identificar sitios prioritarios de conservación y establecer redes son cruciales para la protección de ecosistemas arrecifales (López-Pérez y López-García 2008).

Por ejemplo, el objetivo de representar a los ecosistemas arrecifales y sus hábitats, parte del reconocimiento de la importancia del diseño de redes como un sistema jerárquico de conservación (Day y Roff 2000), donde la identidad de cada uno de los arrecifes y su combinación de hábitats, permiten proteger los requerimientos biológicos de muchas especies explotadas o inexploradas (Alonso *et al.* 2007).

VI.IV.III.IV. Redes de Áreas Marinas Protegidas

El estudio de AMP va en aumento y se ha propuesto la creación de redes de AMP (RAMP), que consideren una interacción entre AMP donde se privilegie la migración, dispersión o intercambio de especies entre reservas, lo que permitiría mantener la conexión entre

poblaciones a nivel regional (CARICOMP 1997; Day y Roff 2000; Roberts *et al.* 2001; Sala *et al.* 2002; Gladstone *et al.* 2003; Moffett y Sarkar 2006; CMAP-UICN 2007; IUCN-WCPA 2008; UNEP-WCMC 2008; Cullis-Suzuki y Pauly 2010; Gaines *et al.* 2010; Edgar *et al.* 2011; Giakoumi *et al.* 2011; Fox *et al.* 2013; Rees *et al.* 2014; Arafteh-Dalmau *et al.* 2017; Chollett *et al.* 2017).

En el manejo de AMP se identifica con el concepto de RAMP al grupo de AMP donde las especies (larvas, juveniles o adultos) se desplazan de un área a otra, por lo que se busca mantener comunicación entre comunidades en una escala regional, donde las especies pueden quedar en zonas sin protección, con lo que se favorece la pesquería sin afectar las demás poblaciones (Roberts *et al.* 2001; Álvarez-Filip 2007; McCook *et al.* 2009).

Las RAMP se refieren a la composición de elementos estructurales a nivel de paisaje, usualmente designados para favorecer la conservación de la biodiversidad, pero que en realidad se enfocan en las necesidades de las especies cuyos hábitats se visualizan en la escala de paisaje (Jongman *et al.* 2004; Boitani *et al.* 2007). Recientemente el concepto se ha ampliado para incluir las redes de conexiones para muchas funciones como las ecológicas, sociales, políticas y culturales, para adaptar una visión más holística del uso y conservación de la biodiversidad (Bennett 2004).

La RAMP opera conjunta y sinérgicamente a diferentes escalas espaciales (Roberts *et al.* 2001), como herramientas de conservación de ecosistemas costeros y marinos con un tamaño considerable para que aminore los cambios globales y conserve su biodiversidad y servicios ecosistémicos (Halpern y Warner 2002; McLeod *et al.* 2009).

En algunos casos, su diseño e implementación ha sido descuidado, ha tenido deficiente aplicación de la ley o errores de evaluación que dan una evidencia equívoca o contradictoria de su efectividad (Carr 2000), por lo que sus dimensiones y estructura recae en un buen conocimiento de la proporción de las poblaciones y su capacidad de dispersión (Kritzer y Sale 2004).

Conocer los procesos de conectividad de las AMP es imprescindible para el manejo de su biodiversidad y sus recursos (Ogden 1997; Roberts 1997; Andréfouët *et al.* 2002; Chollett *et al.* 2017). Definir la escala de conectividad entre poblaciones y los factores que la conducen, es esencial para entender su dinámica poblacional, estructura genética y biogeografía de especies (Cowen *et al.* 2006; 2007) dentro de la escala espacial que incrementa su conservación (Schwartz 1999; Olds *et al.* 2016).

Una de las grandes limitantes para su éxito, recae en la base de la teoría de biogeografía de islas de MacArthur y Wilson (1967). Los polígonos de protección del AMP aísla a los ecosistemas de su entorno al no considerar los procesos de conectividad con demás ecosistemas, es decir, se genera una percepción errónea donde los polígonos de protección equivalen a barreras físicas, lo que las convierte en islas de hábitats (Pickett y Thompson 1978).

El diseño de RAMP requiere considerar criterios que privilegien los procesos de conectividad por medio de patrones oceánicos, dispersión de especies, agregaciones reproductivas, amenazas naturales y presiones antrópicas (Le Corre *et al.* 2012), así como contemplar las fluctuaciones en la distribución de especies consecuencia del estrés térmico por fenómenos como el Niño, la Niña y cambio climático (Cowen *et al.* 2006).

La conectividad se puede definir como una propiedad que hace posible el flujo de materia, energía y organismos, entre ecosistemas (Martínez-Alandi *et al.* 2009), que nos indica en qué medida las poblaciones están comunicadas y funcionan como una unidad para favorecer flujos de especies (Taylor *et al.* 1993; Martínez-Alandi *et al.* 2009). Por ende, la conectividad es la conexión funcional del hábitat, que resulta en una conexión estructural consecuencia de la habilidad de las especies para desplazarse entre ecosistemas (With *et al.* 1997).

Se traduce en un incremento local producto del intercambio de organismos entre poblaciones, donde baja la tasa de extinción y sube la de colonización que favorece movimientos de fauna y flora (Martínez-Alandi *et al.* 2009), por lo que la tasa de extinción disminuye en un hábitat en buen estado o tamaño y la recolonización aumenta con ayuda de corredores y/o redes (Forman 1995).

Las RAMP deben integrar el concepto de corredor e indicar cómo responden los flujos ecológicos a la estructura del ecosistema (Beier y Noss 1998), lo que dependerá de los aspectos estructurales y funcionales, relacionados con las características del flujo ecológico y de la movilidad de especies (Taylor *et al.* 1993; Beier y Noss 1998).

Los corredores pueden considerarse como un tipo de hábitat que atraviesa el ecosistema con funciones de conexión biológica (organismos: Haas 1995) y ecológica (procesos ecológicos: Tewksbury *et al.* 2002), por lo que atenúan los efectos de la fragmentación al permitir el flujo de organismos y procesos entre hábitats (Haddad y Tewksbury 2006; Herrera 2011).

En algunas ANP terrestres existen corredores biológicos (Forman 1995; Tewksbury *et al.* 2002) dirigidos a la migración de especies por perturbaciones como el cambio climático (Carr *et al.* 2003). En el mar las especies pelágicas se dispersan libremente y los corredores son importantes para especies bentónicas sensibles a la fragmentación (Acosta 1999).

Los corredores marinos se basan en el patrón de corrientes y su influencia sobre la dispersión de larvas (Planes *et al.* 2000; 2009), de especies sésiles y demás especies con poca distancia de dispersión (metros o pocos kilómetros), como tunicados, esponjas, algas, corales, gasterópodos, anfípodos y algunos peces (Roberts y Hawkins 1999; Roberts *et al.* 2001; Moffitt *et al.* 2009).

Los corredores son trascendentes si se considera que el 90% de las especies marinas (246,000 especies) son bentónicas (May 1988; 1994; Reaka-Kudla 1997), por lo que no

deben considerarse los corredores como caminos lineales que conectan dos espacios (Forman 1995; Martínez-Alandi *et al.* 2009), si no como espacios continuos que permiten el movimiento de especies entre ecosistemas, que además de incrementar las poblaciones permiten su variabilidad genética (Cowen *et al.* 2006; 2007)

La conectividad estructural se centra en la continuidad física o contigüidad espacial entre ecosistemas, pero no con base en una especie o proceso concreto, porque la conectividad funcional, adiciona una complejidad por el número de especies y procesos presentes en determinados ecosistemas (Taylor *et al.* 1993; Caldwell y Gergel 2013), sin embargo, cuando la conservación se centra en una sola especie es posible incidir en la abundancia de demás especies (Olds *et al.* 2014).

Reconocer los caminos físicos entre ecosistemas marinos a través de flujos oceanográficos es esencial para determinar los procesos ecológicos de dispersión larval, retención, reclutamiento y productividad (Cowen *et al.* 2006; Cowen y Spounagle 2009; Soto *et al.* 2009). Asimismo, se debe considerar la presencia y los medios por los que el agua de ríos con contaminantes, sedimentos y nutrientes terrígenos llegan a los ecosistemas marinos, ocasionando impactos negativos (Rogers 1990; Andréfouët *et al.* 2002; Burke y Sugg 2006; Fabricius *et al.* 2014; 2016).

Todos los ecosistemas en un paisaje dado están interrelacionados acentuadamente con el movimiento o flujo de objetos, pero paulatinamente por interacciones de especies entre ecosistemas del mismo tipo (Forman 1995), donde las reservas marinas facilitan el aumento de la diversidad (Roberts y Hawkins 2000) y los esfuerzos para explicar la conectividad funcional de peces entre ecosistemas costeros y marinos, son la base para considerar redes.

Por ejemplo, Planes *et al.* (2009), mostraron la importancia de una red de cuatro AMP en bahía de Kimbe, Papua Nueva Guinea, al medir la conectividad de las poblaciones de peces *Amphiprion percula* a través de su dispersión larvaria por medio de análisis de ADN, donde encontraron que los peces se dispersaron hasta 35 km dentro de la bahía y concluyeron que la RAMP funcionó para sostener las poblaciones residentes.

Williams *et al.* (2009), por medio de censos visuales y datos pesqueros, investigaron las poblaciones de *Zebrasoma flavescens* en 23 sitios de nueve refugios pesqueros cerrados a la pesca desde 1999, 27.8% de la costa oeste de Kohala-Kona, Hawái. Para 2007 encontraron que las reservas tenían cinco veces la densidad de peces, 48% más que las áreas sin protección, pero observaron que esta densidad se distribuía también afuera de las reservas.

En los mismos refugios y con la misma especie (*Zebrasoma flavescens*), pero con análisis de ADN, Christie *et al.* (2010) observaron una dispersión larval exitosa de 15 a 184 km, no solo entre las AMP sino también fuera de ellas en sitios sin protección.

Además de las interacciones de especies entre ecosistemas del mismo tipo (Forman 1995), se ha demostrado la importancia de la presencia de demás ecosistemas costeros como

manglares y pastos marinos, que en conjunto con los arrecifes de coral funcionan como zonas de crianza de algunas especies de peces que se distribuyen ampliamente entre los tres ecosistemas (Wallace *et al.* 1984; Nagelkerken *et al.* 2000a; Talbot y Wilkinson 2001; Mumby *et al.* 2004; Wilkinson *et al.* 2009).

Las investigaciones realizadas sobre la interacción entre ecosistemas costeros tropicales perpendiculares a la costa (arrecifes de coral – pastos marinos – manglares), han sido bien estructuradas por Nagelkerken *et al.* (2000a; 2000b), Mumby (2006), Mumby y Hastings (2008), Böstrom *et al.* (2011), Berkström *et al.* (2012), McMahon *et al.* (2012), Olds *et al.* (2012) y Guannel *et al.* (2016).

Sin embargo, existe un interés emergente por la posible relación que existe entre ecosistemas arrecifales paralelos a la costa (Rocha *et al.* 2003; Ryan *et al.* 2003; Sáenz-Arroyo *et al.* 2005; Guzman *et al.* 2008; Almany *et al.* 2009; Heyman 2011; Ortiz-Lozano *et al.* 2013; Pendoley *et al.* 2014; Granados-Barba *et al.* 2015; Ortiz-Lozano *et al.* 2018a; 2018b), incluso más allá de fronteras políticas (Szekely 1992; Etnoyer *et al.* 2004; Almada-Villela *et al.* 2003; Arafeh-Dalmau *et al.* 2017) y sus convenientes estrategias de manejo (Mumby y Steneck 2008; Sanchirico y Mumby 2009; Pendoley *et al.* 2014).

La inmensidad de conexiones biológicas y sociales en la zona costera requiere de un manejo incluyente, cuando se reconoce, los manejadores de AMP pueden trabajar hacia la conservación integral de los ecosistemas por medio de RAMP (Agardy 1999). Las redes son apropiadas para abordar cuestiones espaciales de conectividad, heterogeneidad del hábitat y disposición espacial, lo que en conjunto contribuye a la resiliencia de los ecosistemas (Ortiz-Lozano *et al.* 2013).

En la actualidad, los manejadores enfrentan amenazas como la sobrepesca (Jackson *et al.* 2001; Pauly *et al.* 2002; 2003), la destrucción de ambientes por artes de pesca (Jennings y Kaiser 1998; Dayton *et al.* 1995; 2009), contaminación (Lavers y Bond 2017; Mearns *et al.* 2017) y desarrollo costero (Stender *et al.* 2014; Wear 2016), pero además deben orientar sus acciones a los impactos del cambio climático (Hoegh-Guldberg 1999; Hoegh-Guldberg y Fine 2004; Vázquez-Botello *et al.* 2011; Duarte *et al.* 2018; Hughes *et al.* 2018), que pueden afectar irreversiblemente los ecosistemas marinos con el incremento de la temperatura, del nivel del mar y la acidificación del océano (McLeod *et al.* 2009).

En este sentido, el valor de implementar una RAMP frente al déficit económico actual resalta una de las condiciones más vulnerables para establecer una red efectiva (Mora 2012). Indudablemente, el costo para conservar los ecosistemas marinos es alto, una RAMP que cubra entre el 20 y 30% de los mares tendría un costo de entre 5 y 19 billones de dólares anuales (Balmford *et al.* 2004).

En México, a pesar de conocer y demostrar la importancia de su conectividad funcional (Ortiz-Lozano *et al.* 2009a; 2013) no existen RAMP.

El golfo de California es reconocido mundialmente por su riqueza biológica, su número de endemismos y su belleza paisajística (Enríquez-Andrade *et al.* 2005; Aburto-Oropeza y López-Sagástegui 2006; Lluch-Cota *et al.* 2007). Es el único mar del planeta que pertenece a un solo país (Sherman 1991; Escofet 2004a; 2004b; Escofet y Espejel 2004; Rosete-Verges *et al.* 2016) y es considerado uno de los cinco ecosistemas marinos con mayor productividad y biodiversidad en el mundo (Roberts *et al.* 2002; Aburto-Oropeza y López-Sagástegui 2006; Wilkinson *et al.* 2009).

En el norte del golfo de California, la pesca ribereña y deportivo-recreativa se realiza en los arrecifes rocosos de Baja California y Sonora en las inmediaciones de sus 45 islas e islotes (INEGI 2017). Es reconocido a nivel mundial como área prioritaria para la conservación de la biodiversidad marina, impactada por la sobrepesca y cambio climático (Lluch-Cota *et al.* 2007; Suárez-Castillo *et al.* 2014).

En el 2002, se presentó un diseño para una RAMP que consideró, entre otros ecosistemas, el 100% de superficie rocosa con comunidades coralinas y 44% de arrecifes rocosos para proteger la biodiversidad, los procesos ecológicos (agregación reproductiva, reclutamiento y conectividad larval) y los factores socioeconómicos (manejo pesquero) en el golfo de California (Sala *et al.* 2002).

Se utilizó información ecológica y de biodiversidad de zonas rocosas (arrecifes coralinos y rocosos) y hábitats importantes (manglares, mantos de rodolitos y algas) para proteger 20% de hábitats representativos y 100% de los considerados raros. Se buscó proteger zonas con fuentes de larvas, zonas de crianza de especies y áreas con mayor riqueza. Se seleccionaron las zonas donde se cumplieran los objetivos de conservación con el número mínimo de AMP y donde la conectividad no se rompiera. Se llegó a dos propuestas: 1) una RAMP en la que se privilegia la protección con base en factores biológicos; y 2) una RAMP donde el conflicto social se minimiza porque el traslape entre reservas y zonas de pesca fue reducido (Aburto-Oropeza y López-Sagástegui 2006).

Además, organizaciones internacionales como la *World Wildlife Fund* y *The Nature Conservancy* buscaron diseñar y establecer una RAMP, con herramientas espaciales de conservación no exclusivas a AMP, en un marco de manejo con enfoque ecosistémico para asegurar la conectividad demográfica (Rodríguez-Valencia 2007).

En 2013 Álvarez-Romero *et al.* diseñaron un proyecto de planeación para una red de reservas marinas para la región de las grandes islas, con el objeto de conservar la biodiversidad y promover el uso sostenible de los recursos marinos. Concluyeron que la extensión del área y la compleja situación socioeconómicas son factores que deben considerarse al implementar las reservas.

En 2014 Suárez-Castillo *et al.* propusieron un diseño de una red de reservas marinas para los arrecifes costeros encabezada por la sociedad civil organizada en ONGs, instancias financiadoras y el sector académico nacional e internacional, cuyo principal objetivo fue la

protección de especies de invertebrados y peces arrecifales, con énfasis en especies amenazadas y comerciales, así como en sus hábitats donde se desarrollan.

Su diseño contempló los posibles efectos del cambio climático en sus procesos y su conectividad ecológica, donde se identificaron las zonas mejor aceptadas socialmente por las comunidades, con base en el conocimiento local de sus pescadores, con lo que se espera que se: 1) asegure su conservación y manejo, 2) restrinjan las actividades pesqueras y de extracción, 3) restauren los sitios mermados por la pesca, así como los sitios identificados con alta diversidad y productividad pesquera, 4) facilite su implementación, negociación y cumplimiento con los actores involucrados y 5) promueva la provisión de beneficios económicos, en términos pesqueros (Suárez-Castillo *et al.* 2014).

Internacionalmente, de acuerdo con Torres-Orozco *et al.* (2015), existen tres programas de cooperación entre ANP transnacionales, que buscan conservar la biodiversidad y promover el manejo sustentable de sus recursos: 1) Red de Áreas Marinas Protegidas de América del Norte, 2) Corredor Biológico Mesoamericano y 3) Sistema Arrecifal Mesoamericano.

La iniciativa del Sistema Arrecifal Mesoamericano incluye las AMP de Belice, Guatemala, Honduras y México para restaurar, proteger y conservar la segunda barrera arrecifal más grande del mundo (Kramer y Kramer 2002; Agudelo 2007; Chollett *et al.* 2017), con lo que se busca: 1) fortalecer las AMP, 2) implementar un sistema de monitorización e información ambiental, 3) promover el manejo sustentable de los recursos por los sectores pesquero y turístico, 4) aumentar la capacidad de personal e infraestructura para el manejo ambiental y 5) mejorar y coordinar políticas nacionales dirigidas a conservar y usar sustentablemente el ecosistema marino (López-Gálvez 2007).

Existe la propuesta de un corredor ecológico marino compuesto por tres sistemas arrecifales seriamente amenazados del suroeste del golfo de México, con base en su representación biogeográfica y heterogeneidad de hábitats, lo que lo convierte en el primer antecedente serio para el establecimiento de una RAMP en México (Ortiz-Lozano *et al.* 2013; Granados-Barba *et al.* 2015).

Asimismo, existe un creciente interés por redes entre ecosistemas que consideran bosques de *M. pyrifera* (Airamé *et al.* 2003; Davis 2005; Fox *et al.* 2013; Gleason *et al.* 2010; 2013; Kirilin *et al.* 2013; Saarman *et al.* 2013; White *et al.* 2013; Carr y Reed 2015) que incluso trasciende fronteras políticas (Etnoyer *et al.* 2004; Arafeh-Dalmau *et al.* 2017), derivado de la pérdida y disminución de sus recursos (Pearse y Hines 1987; Lafferty y Kuris 1993; Altstatt *et al.* 1996; Kalvass y Hendrix 1997; Hamm y Burton 2000; Konstantin *et al.* 2000; Lafferty y Kushner 2000; Davis 2005).

Las RAMP pueden ser una medida efectiva y emergente para restaurar y conservar la biodiversidad que sostiene los procesos de los ecosistemas y sus servicios ecosistémicos. Se ha evidenciado que a través del tiempo, el incremento en la abundancia y densidad de peces aumenta el reclutamiento y derrame de especies fuera de la red (Russ *et al.* 2008; Planes *et*

al. 2009; Williams *et al.* 2009; Christie *et al.* 2010), aunque también éstos incrementos se pueden dar sólo fuera de la misma (Coleman *et al.* 2013).

Empero, en términos generales existe poco conocimiento sobre sus procesos biológicos, como la biología de la especie, la ecología larval y dispersión de la mayoría de especies comerciales (Sale y Kritzer 2003; Palumbi 2003).

VI.IV.IV. Programas de manejo

Los esquemas de zonificación son el primer paso para crear programas de manejo consistentes con los objetivos de un ANP (Ortiz-Lozano *et al.* 2009b). Por ende, el programa de manejo es un documento utilizado en el manejo de ANP, con el fin de ordenar detalladamente sus zonas núcleo y de amortiguamiento (DOF 1988).

Cada ANP requiere de su propio programa de manejo, que detalle y especifique cómo logrará una administración y vigilancia efectiva de los recursos económicos, humanos y técnicos para poder cumplir con sus objetivos ambientales, sociales y hasta económicos (Chape *et al.* 2005).

De acuerdo con la LGEEPA, la SEMARNAT es la encargada de su elaboración, publicación e implementación al año de cumplirse el decreto del ANP (DOF 1988), sin embargo, se presentan con un retraso promedio de once años (Rodríguez-Martínez 2008).

El programa de manejo debe contener, entre otras cosas, la descripción detallada de sus características abióticas, bióticas, culturales y sociales; los objetivos específicos del ANP, las acciones (investigación, educación, protección, vigilancia, aprovechamiento) a realizarse a corto, mediano y largo plazo; y las reglas de carácter administrativo y jurídico (DOF 1988).

El programa de manejo es el documento rector de las ANP, mientras no se publique o no se aplique diligente y responsablemente, las ANP serán indicadores de compromisos políticos y oportunismo gubernamental (Pressey y Bottrill 2008; Torres-Orozco *et al.* 2015; Magris y Pressey 2018).

Pese a que los programas de manejo cuentan con un inventario de especies, no cuentan con mapas que muestren su distribución o la de los ecosistemas. Es momento de dedicar tiempo y esfuerzo necesarios para generar este tipo de información ya que, al proporcionar una representación espacial de la información biológica y física, habrá un mejor entendimiento de las dinámicas que existen a nivel ecosistema (Aburto-Oropeza y López-Sagástegui 2006).

Los Programas de Manejo de ANP son imperfectos e imprecisos y no proporcionan estrategias claras para conciliar diferencias entre usuarios, actividades económicas y tomadores de decisiones (Alvarado *et al.* 2017). Aun así, los Programas de Manejo tienen el potencial de abordar problemas particulares de los arrecifes y focalizarlos como prioridades

de manejo. Por ejemplo, algunas ANP con arrecifes regulan el uso de corales (DOF 1996b; 1996c; 2012) o sus estructuras arrecifales (DOF 1998a; 1998b; 2000f; 2005; 2009; 2017).

En el caso de ANP costeras, el uso de esquemas de zonificación permite una gradual implementación de acciones con diferentes grados de protección, por ello la intensidad de uso y protección de cada zona debe ser con políticas y normas específicas dentro de un programa de manejo para sitios heterogéneos en zonas costeras (Ortiz-Lozano *et al.* 2009b).

Aquí se asume que las ANP y sus Programas de Manejo se ocupan del manejo de arrecifes, sin embargo, se reconoce que las actividades fuera de los límites de ANP los amenazan (Ortiz-Lozano 2012) y los arrecifes no protegidos son el desafío urgente. En Revillagigedo se augura que su programa de manejo protegerá sus arrecifes coralinos y mantos de *M. pyrifera*.

VI.IV.V. Propuestas comunitarias – Manejo participativo – Co-manejo –

Manejo comunitario

Si no existe protección “oficial” de un área, se puede crear un área protegida comunitaria a partir de esquemas de participación comunitaria (Uribe *et al.* 2010), que no solo apoya el fortalecimiento de tejidos sociales sino que modifica el paradigma tradicional de percepción negativa sobre parques y reservas entre pobladores y usuarios locales (Rivas-Toledo 2006).

El manejo comunitario (cogestión, co-manejo, manejo conjuntos, manejo en colaboración, manejo mixto, manejo multipartito o manejo participativo), existe cuando dos o más actores sociales negocian, definen y garantizan una forma justa y equitativa de repartirse derechos y obligaciones en el manejo de un territorio o de determinados recursos naturales (Borrini-Feyerabend *et al.* 2001).

El parque nacional Arrecife de Puerto Morelos (DOF 1998b) es uno de los ejemplos de conservación marina gracias a su comunidad organizada con un fuerte sentido de arraigo y sentido de pertenencia, así como a la asesoría y acercamiento de su comunidad científica presente en el área. Su establecimiento contó con la participación y consenso de líderes comunitarios, organizaciones no gubernamentales, académicos y gobierno (Rodríguez-Martínez 2008; Torres-Orozco *et al.* 2015).

En Quintana Roo, seis cooperativas pescan langosta de forma sustentable donde cada pescador colecta langosta viva, liberan individuos en edad reproductiva, individuos con hueva y juveniles. Etiquetan cada langosta de forma individual y la venden sin intermediarios en esquema de comercio justo. Los pescadores participan adicionalmente en actividades de investigación, conservación y recuperación de arrecifes (Álvarez 2015).

Asimismo el manejo participativo promovió la pesca sostenible que garantizó el ingreso económico de los pescadores de la Sociedad Cooperativa de Producción Pesquera Punta Abreojos S.C. de R. L. en Baja California Sur, quienes clasificaron 24 especies de interés

comercial en tres grupos de recursos: culturales, objetivo y complementarios (Cota-Nieto *et al.* 2018).

El Parque Nacional Cabo Pulmo es ejemplar porque representa uno de los casos de éxito de restricción a la pesca incentivado por los pescadores (Sala *et al.* 2002) y su comunidad pesquera (Bobadilla-Jiménez *et al.* 2017), que al decretar 7,100 ha de protección y 2,500 ha de restricción pesquera en 1995 ocasionó que la biomasa de peces se haya recuperado en un 463% y de los depredadores tope en un 1,070% (Aburto-Oropeza *et al.* 2011).

Éste podría ser un claro ejemplo de la iniciativa de Crecimiento Azul promovido por la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO, por sus siglas en inglés), que la define como un enfoque balanceado para el manejo sostenible y socioeconómico de los recursos de océanos y costas dirigido a la pesquería y servicios ecosistémicos en beneficio social de comunidades costeras (FAO 2015).

VI.IV.VI. Restauración arrecifal en México

La restauración ecológica de un ecosistema arrecifal tiene como objetivo recuperar su funcionalidad y productividad para que vuelva a ofrecer bienes y servicios ecosistémicos, e incrementar su potencial de adaptación y resiliencia para promover la recuperación de especies de peces e invertebrados (Jaap 2000; Rinkevich 2000; Edwards y Gómez 2007; Rinkevich 2008; Edwards 2010; Johnson *et al.* 2011; Bruno 2014; Pizarro *et al.* 2014), ya que ésta última depende de la presencia de un rango de grupos funcionales como grandes peces herbívoros y depredadores (Mora *et al.* 2006).

La presión sobre los arrecifes va a depender de su localización. En una evaluación mundial se señaló que el 19% de los arrecifes están degradados y 20% podría desaparecer (Wilkinson 2008).

Veracruz es pionero en restauración arrecifal desde 2007, gracias al programa de restauración de corales *Acropora palmata* en el arrecife Anegada de Adentro del SAV, (Nava-Martínez *et al.* 2015).

Algunos corales masivos pueden construir pocos milímetros de su esqueleto por año. Empero, el crecimiento más rápido es de los corales ramificados que pueden crecer hasta 150 mm por año o más (Spalding *et al.* 2001). Este es el caso de *Acropora palmata*, una especie formadora de arrecifes y una de las colonias más grandes del género *Acropora* en las crestas arrecifales del Atlántico mexicano (Johnson *et al.* 2011; Rodríguez-Martínez *et al.* 2014). El cumulo de sus esqueletos conforman la base de los arrecifes someros, cuya principal forma de reproducción asexual es por fragmentación de colonias, que le permite fijarse en demás sitios, colonizar espacios y formar nuevas estructuras arrecifales (Nava y García 2014).

Por su importancia ecológica y derivado de sus usos y presiones antrópicas, está sujeta a protección especial de acuerdo con la lista de especies en riesgo de la NOM-059-

SEMARNAT-2010 (DOF 2010) y en peligro crítico por la lista roja de la IUCN (Aronson *et al.* 2008).

En el SAV se planteó el primer programa con el establecimiento de viveros de coral para su trasplante en zonas impactadas, al definir zonas donadoras y sitios específicos de restauración. Hasta 2014 se contaba con más de 5,000 trasplantes de colonias en una hectárea de Anegada de Adentro (Nava y García 2014).

Desde 2012, México forma parte de la Red de Restauración de arrecifes de coral del Sistema Arrecifal Mesoamericano que involucra a Belice, Guatemala y Honduras (García-Salgado 2012; García-Salgado *et al.* 2014; Nava y García 2014).

El SAM es considerado el equivalente marino del Corredor Biológico Mesoamericano que comprende Belice, Costa Rica, El Salvador, Guatemala, Honduras, México (Campeche, Chiapas, Quintana Roo, Tabasco y Yucatán), Nicaragua y Panamá, pero limitado a los litorales de México a Honduras (Ardisson *et al.* 2011).

El 5 de junio de 1997, los Presidentes de México, Guatemala, Honduras y el Primer Ministro de Belice, se reunieron en Tulum, Quintana Roo, donde firmaron la Declaración de Tulum, un acuerdo que promovió la conservación del SAM a través de su uso sostenible, y promovió el desarrollo de programas y proyectos de cooperación (Ardisson *et al.* 2011; Alvarez 2015).

El 11 de julio de 2006, se ratificó la “Iniciativa de los Sistemas Arrecifales del Caribe Mesoamericano” en el marco de la Declaración de Tulum

En 2012, se inició este programa en los parques nacionales Arrecife Alacranes, Arrecife de Puerto Morelos y Arrecifes de Xcalak, y en las reservas de la biosfera Banco Chinchorro y Arrecifes de Sian Ka’an (Nava y García 2014), donde buscan detener el deterioro crónico de los arrecifes de coral de Quintana Roo (McField y Richards-Kramer 2007; García-Salgado *et al.* 2008) con programas de financiamiento, que ayuden a identificar los sitios vulnerables más viables a ser restaurados.

Se comenzó con actividades de capacitación, divulgación, retroalimentación, pláticas escolares, entre otras, que ayudaron en el diseño del proyecto de investigación y gestión.

En el Caribe mexicano se ha involucrado a la Comunidad de Xcalak, la CONANP, las cooperativas pesqueras de Quintana Roo y prestadores de servicios locales. Se cuenta con el apoyo científico de la RSMAS-University of Miami y del financiamiento del FMCN, Summit Foundation, David y Lucile Packard Foundation, Fundación Claudia y Roberto Hernández a través de TNC, INECC-Banco Mundial, MEXICHEM, COBI, Oceanus A.C. SCUBAVER, Programa de Especies en Riesgo (PROCER), el Programa de Monitoreo Biológico de la reserva de la Biosfera Sian Ka’an, Contiki Travel, CauseCentric Productions y Fairmont Mayakobá (Nava y García 2014).

El programa cuenta con 35 viveros de estabilización (Veracruz, Alacranes, Xcalak, Puerto Morelos, Banco Chinchorro, Sian Ka'an, Tulum, Akumal, Mayakoba), con capacidad para 2,500 colonias de coral al año, sin embargo, en 2017 se lograron 9,553 trasplantes. Este programa de restauración puede replicarse en demás países y ha sido seleccionado como programa piloto de las actividades del Proyecto de Adaptación de Humedales Costeros ante los impactos del cambio climático (INECC-Banco Mundial). Además se ha implementado una iniciativa de adopción de corales, viveros o arrecifes enteros, que favorece la sustentabilidad del programa y promueve la participación de la sociedad civil (Nava y García 2014).

En el Pacífico, derivado del impacto del huracán Odile (2014) y del fenómeno de ENOS (2015) hubo un deterioro de la cobertura coralina en los arrecifes del sur del golfo de California, principalmente en Cabo Pulmo, por lo que desde agosto de 2017 y hasta agosto de 2018, autoridades (CONANP) y académicos (UABCS), buscan restaurar cerca de 800 colonias coralinas del género *Pocillopora* entre Cabo Pulmo e Isla Espíritu Santo. Hasta ahora se han restaurado alrededor de 200 fragmentos de coral en Cabo Pulmo con una supervivencia de 90% (Cosío 2018)

VI.IV.VII. Zonas de refugio pesquero

La situación de las comunidades pesqueras y de la biodiversidad costera es tan grave, que las zonas de protección ya no son una opción, son una necesidad (Roberts y Hawkins 2000). En México, las zonas de refugio pesquero (tabla 10), son una herramienta de conservación y recuperación de pesquerías, que permiten la reproducción de especies para conservar la biodiversidad, inciden en el repoblamiento de zonas aledañas y mejoran el bienestar de las comunidades pesqueras (Gell y Roberts 2003; Ormond y Gore 2003; Halpern *et al.* 2010; Dahlgren 2014; Suárez-Castillo *et al.* 2014).

Se han estudiado más de 124 refugios pesqueros en el mundo donde los peces incrementaron su biomasa (446%), su talla (28%), su densidad (166%) y su diversidad (21%) (Alianza Kanan Kay 2018).

Son un instrumento de la Política Nacional Pesquera, que puede ser parte de la zonificación de un ANP (DOF 2014b). La NOM-049-SAG/PESC-2014 determina el procedimiento para establecer refugios pesqueros, reservas marinas voluntarias implementadas por los usuarios (pescadores concesionados), con reconocimiento legal de CONAPESCA.

Las zonas de refugio pesquero son áreas delimitadas en aguas de jurisdicción federal, con la finalidad de conservar y contribuir, natural o artificialmente, al desarrollo de los recursos pesqueros con motivo de su reproducción, crecimiento o reclutamiento, así como preservar y proteger el ambiente que las rodea.

De acuerdo con la NOM-049-SAG/PESC-2014 las zonas de refugio pesquero se clasifican en totales o parciales y permanentes o temporales, y las redes de refugio pesquero son

conjuntos de zonas de refugio pesquero en una misma región que interactúan entre sí (DOF 2014b).

Tabla 10. Zonas de refugio pesquero en México.

Estado	Localidad	Refugios	Superficie (ha)	Publicación	Vigencia	Observaciones
Baja California Sur	Punta Coyote	12	7,051.00	16-nov-12	15-nov-22	Pesca deportiva
				15-nov-17		
	Golfo de Ulloa	1	1,993,229.00	23-jun-16 15-jun-18	23-jun-23	<i>Caretta caretta</i>
	Isla Natividad	2	200.00	07-jun-18	07-jun-23	Pesca deportiva; <i>Panulirus interruptus</i> ; abulón
Quintana Roo	Sian Ka'an	8	1,048.76	30-nov-12	30-nov-22	Pesca deportiva
				30-nov-17		
	Banco Chinchorro	5	13,382.47	12-sep-13	12-sep-18	Pesca deportiva; Langosta
	Bahía Akumal	1	988.00	13-abr-15	13-abr-20	Pesca deportiva; <i>Pterois</i> spp.
	Bahía de la Ascensión	2	3,211.27	23-sep-16	23-sep-21	Pesca deportiva
Sinaloa	Teacapán	7	349.00	03-dic-14	03-dic-19	<i>Crassostrea corteziensis</i>
Sonora	Isla San Pedro Nolasco	3	138.00	12-jul-17	12-jul-22	Pesca deportiva
	Puerto Libertad	1	74.76	12-jul-17	12-jul-22	Pesca deportiva

En el golfo de México no hay zonas de refugios pesqueros. Holland y Braze (1996) a finales del siglo pasado simularon los efectos de los refugios para *Lutjanus campechanus*, donde encontraron que para una tasa de explotación intensa, las extensiones óptimas deberían ser entre 15 a 29% de los territorios de pesca.

VI.IV.VII.I. Zonas de refugio pesquero en Baja California Sur

Un caso de éxito sucedió en Isla Natividad en Baja California Sur en la reserva de la biósfera El Vizcaíno donde desde 2006 se decretaron dos reservas marinas diseñadas por la Sociedad Cooperativa de Producción Pesquera Buzos y Pescadores de la Baja California S.C.L. (COBI 2010; 2012), que han servido de ejemplo para los refugios pesqueros en el Sistema Arrecifal Mesoamericano (Álvarez 2015).

Posteriormente, el 7 de junio de 2018 gracias al trabajo de la Sociedad Cooperativa de Producción Pesquera Buzos y Pescadores de Isla Natividad, se estableció una red de dos refugios pesqueros parciales permanentes en Isla Natividad (La Plana/Las Cuevas y Punta Prieta), con una vigencia de cinco años para proteger el abulón (DOF 2018), cuyas poblaciones están amenazadas por estrés térmico (Morales-Bojórquez *et al.* 2008).

La productividad de sus bosques de *M. pyrifera*, su alta abundancia de peces e invertebrados, motivó un sistema de co-manejo liderado por la cooperativa (COBI 2010 2012), que ahora estableció dos refugios pesqueros parciales permanentes que protegen 200 ha de la captura de abulón, donde sólo se permite la pesca comercial de *Panulirus interruptus*, langosta roja, la pesca deportivo-recreativa en su práctica de capturar y liberar y la pesca de consumo doméstico (DOF 2018).

El 16 de noviembre de 2012 se estableció una red de 11 refugios pesqueros en la costa oriental de Baja California Sur en el corredor marino de San Cosme a Punta Coyote (San Marcial, San Mateo, Punta Botella, Estero de Tembabiche, La Morena, San Diego, La Habana, Estero San José, El Pedito, Norte de San Francisquito y Punta Coyote), con una

superficie de 4,371 ha y vigencia de cinco años donde se prohíbe todo tipo de pesca (DOF 2012b).

Este Acuerdo fue ampliado en 2017 por cinco años más y se sumó el refugio pesquero parcial temporal La Brecha de 2,680 ha para un total de 7,051 ha de protección de refugios pesqueros para Baja California Sur, donde ya se permite la pesca deportivo-recreativa (DOF 2017b).

VI.IV.VII.II Zonas de refugio pesquero en Quintana Roo

En México han sido decretados refugios pesqueros en Bahía Espíritu Santo, en Banco Chinchorro y Punta Herrero y hay una propuesta para establecer otro en Cozumel (Álvarez 2015).

Desde finales de 2012, cinco cooperativas pesqueras de Quintana Roo, establecieron una red de 13 refugios pesqueros con una superficie de 14,430 ha y vigencia de cinco años para que las poblaciones de peces y demás especies se recuperen (Fulton *et al.* 2015).

En la reserva de la biosfera Sian Ka'an hay ocho refugios pesqueros (El Cabezo, Gallineros, La Poza, San Román Norte, San Román Sur, Punta Loria, Punta Niluc y Mimis) que se establecieron en noviembre de 2012, con una superficie de 1,048.76 ha del área concesionada a la SCPP Cozumel (DOF 2012c) y cuya vigencia se amplió por cinco años más (DOF 2017c).

En septiembre de 2013 se publicó el Acuerdo por el que se estableció una red de cinco refugios pesqueros en las áreas de Banco Chinchorro (40 cañones) y Punta Herrero (El Faro-Langosta, El Faro, Anegado de Chal y Laguna Canché Balam) con una superficie de 13,382.47 ha (DOF 2013a), por solicitud de los pescadores de las Cooperativas de Producción Pesquera Andrés Quintana Roo, Banco Chinchorro, José María Azcorra y Langosteros del Caribe y con base a la opinión técnica favorable del Instituto Nacional de Pesca.

Así, 14,430 ha de ecosistemas marinos estarán protegidos de pesca comercial y de consumo doméstico, la pesca deportivo-recreativa en su práctica de capturar y liberar podrá realizarse en zonas delimitadas por las cooperativas (Fulton *et al.* 2015).

Durante el período que corresponde a la veda de langosta (marzo-junio) los pescadores de las cooperativas pesqueras que establecieron 13 refugios pesqueros entre 2012 y 2013, llevan a cabo la monitorización anual. Cada cooperativa cuenta con un equipo de buzos monitores. La SCPP Cozumel monitoriza ocho refugios en 1,048 ha, la SCPP José María Azcorra cuatro refugios en 1,125 ha y las SCPP Banco Chinchorro, Langosteros del Caribe y Andrés Quintana Roo un refugio de 12,257 ha (Fulton *et al.* 2015).

El 13 de abril de 2015 se estableció el primer refugio pesquero fuera de los límites de un ANP en Akumal con un área de 988 ha, donde únicamente se permite la pesca comercial o de consumo doméstico de *Pterois volitans* (DOF 2015).

El 23 de septiembre de 2016 se estableció una red de dos zonas de refugio pesquero en Bahía de la Ascensión (Niche Habin y Punta San Juan) con una superficie de 3,211.27 ha donde se permiten actividades de pesca deportivo-recreativa (DOF 2016c).

VI.IV.VII.III. Zonas de refugio pesqueros en Sonora

El 12 de julio de 2017 se establecieron un par de Acuerdos en el Diario Oficial de la Federación (DOF). Primero, una red de tres refugios pesqueros totales temporales (Punta Chivato, El Resumidero y Roca Partida) en Isla San Pedro Nolasco en Guaymas, Sonora, con una extensión de 138 ha (DOF 2017d) y el refugio pesquero total temporal de Puerto Libertad en Pitiquito, Sonora con una extensión de 74.76 ha (DOF 2017e), ambos por una vigencia de cinco años.

VI.IV.VIII. Zona de Salvaguarda

Derivado de la reforma energética (DOF 2013b) la Ley de Hidrocarburos suscribe que en las ANP no se otorgarán asignaciones ni contrato para exploración y extracción de hidrocarburos y establece las Zonas de Salvaguarda que define como áreas de reserva en las que el gobierno federal prohíbe actividades de exploración y extracción de hidrocarburos.

Las Zonas de Salvaguarda se establecieron por decreto presidencial, fundadas en los dictámenes técnicos respectivos, a propuesta de la Secretaría de Energía (DOF 2014c). Así, el 7 de diciembre de 2016 se publicó en el DOF el Decreto por el que se establece la zona de salvaguarda Arrecifes de Coral del Golfo de México y Caribe Mexicano, conformada por 60 polígonos que contemplan 58 zonas arrecifales en su mayoría coralinas de los mares de Veracruz, Campeche, Yucatán y Quintana Roo, con una superficie de 6,172.04 km² (DOF 2016d).

Asimismo, las extensas zonas de salvaguarda de la Plataforma de Yucatán y Caribe Mexicano (DOF 2016e) y del Golfo de California – Península de Baja California – Pacífico Sudcaliforniano (DOF 2016f), consideran los cuatro tipos de ecosistemas arrecifales. Y, la zona de salvaguarda Manglares y sitios Ramsar considera particularmente las siguientes zonas arrecifales (DOF 2016g):

1. Cuencas y corales de la zona costera de Huatulco.
2. Parque nacional Arrecife Alacranes.
3. Parque nacional Arrecife de Puerto Morelos.
4. Parque nacional Arrecifes de Cozumel.
5. Parque nacional Arrecifes de Xcalak.
6. Parque nacional Bahía de Loreto.
7. Parque nacional Cabo Pulmo.
8. Parque nacional Isla Contoy.
9. Parque nacional Islas Marietas.

10. Parque nacional Sistema Arrecifal Veracruzano.
11. Reserva de la biosfera Archipiélago de Revillagigedo (cuatro polígonos).
12. Reserva de la biosfera Banco Chinchorro.
13. Sian Ka'An.

VI.IV.IX. Declaración vida en los arrecifes de coral

La Declaratoria vida en los arrecifes de coral (*Coral Reef Life Declaration*) propuesta por la Iniciativa Internacional de Arrecifes de Coral (*International Coral Reef Initiative*) en junio de 2017, ha sido firmada por Australia, Costa Rica, Ecuador, Fiji, Francia, Granada, Islas Cook, Indonesia, México, Mónaco, Niue, Palau, Polinesia francesa, Reino Unido y Seychelles, en el marco de la Conferencia sobre los Océanos de las Naciones Unidas.

Conscientes de la gran importancia de los arrecifes de coral como indicadores clave de salud de los océanos y del planeta, esta declaratoria busca evitar su deterioro con medidas de protección y conservación para que sus usuarios se adapten y aumenten su resiliencia ecológica ante el cambio climático.

Esta declaratoria propone asociar al sector privado para el desarrollo de modelos de negocio sostenible en un contexto ambiental e intentar reducir los riesgos de inversión relacionados con los corales (ICRI 2017). Esto destaca, porque pareciera que al fin las partes reconocen que la base de estos problemas es producto del uso desmedido de los ecosistemas y su biodiversidad (recursos), al privilegiar su uso mercantil y económico, sobre el ambiental y social.

VI.IV.X. Metas de Aichi 2020

En el caso de los ecosistemas arrecifales de coral y las Metas de Aichi para la Diversidad Biológica, se podrían considerar las siguientes acciones nacionales para conseguir el objetivo 10 *Para 2015, se habrán reducido al mínimo las múltiples presiones antrópicas sobre los arrecifes de coral y otros ecosistemas vulnerables afectados por el cambio climático o la acidificación de los océanos, a fin de mantener su integridad y funcionamiento* (UNEP 2018), aunque ya estemos en el 2018:

- Reglamentar o prohibir el uso de redes de arrastre de fondo o similares, no sólo en ANP, porque muchos de sus desechos son contaminantes potenciales que impactan negativamente a la biodiversidad marina (Stelfox *et al.* 2016; Lavers y Bond 2017; Lebreton *et al.* 2018).
- Crear y propagar las redes de áreas marinas protegidas (Roberts *et al.* 2001).
- Controlar el comercio internacional de especies arrecifales (Green y Hendry 1999).
- Establecer y controlar zonas de refugio pesquero (Gell y Roberts 2003; Ormond y Gore 2003; Halpern *et al.* 2010; Dahlgren 2014; DOF 2014b; Harasti *et al.* 2018).
- Facilitar el desarrollo de políticas públicas marinas nacionales.

VII. Conclusiones

Los ecosistemas arrecifales marinos de México son ecológicamente importantes y están ampliamente distribuidos en México.

Esta tesis presenta por primera vez un inventario integrado de estos ecosistemas que debe estar en constante actualización, ya que periódicamente se publican investigaciones, se entregan reportes o se defienden tesis.

Los ecosistemas arrecifales marinos de México están distribuidos en siete regiones arrecifales, de acuerdo a ocho propuestas de regionalización de los mares mexicanos. Las regiones arrecifales son útiles para la política de Ordenamiento Ecológico Marino que podría interpretarse como la base para una planificación costera y marina nacional.

Cerca de la mitad de los arrecifes se encuentran dentro de una de las 30 ANP, donde los arrecifes de coral son los que predominan en este esquema de protección y los bosques de *M. pyrifera* son los menos privilegiados.

En México no se necesitan más áreas naturales protegidas, pero urgen reservas marinas y zonas de refugio pesquero.

Los ecosistemas costeros y marinos de México necesitan políticas de manejo por sectores económicos que se dirijan a cada tipo de ecosistema arrecifal y se distingan entre sus regiones arrecifales heterogéneas.

Políticas como evaluaciones ambientales estratégicas (Wood y Dejeddour 1992; Porter y Fittipaldi 1998; Therivel 2004) se pueden proponer al sector pesquero, turístico, náutico y petrolero para que incorporen políticas internas enfocadas a la protección de arrecifes.

El Manejo Comunitario poco a poco está permeando entre los interesados en el sector pesquero. Se necesita fortalecer esta estrategia porque sus resultados son innegables y la cohesión social es imprescindible (Borrini-Feyerabend *et al.* 2001; Rivas-Toledo 2006; Uribe *et al.* 2010).

VIII. Referencias bibliográficas

1. Abele L.G. 1974. Species Diversity of Decapod Crustaceans in Marine Habitats. *Ecology*, 55(1): 156-161.
2. Aburto-Oropeza O. y C. López-Sagástegui. 2006. Red de reservas marinas del Golfo de California: una compilación de los esfuerzos de conservación. Greenpeace México, México. 31 pp.
3. Aburto-Oropeza O., B. Erisman, G.R. Galland, I. Mascareñas-Osorio, E. Sala y E. Ezcurra. 2011. Large recovery of fish biomass in a no-take marine reserve. *PLoS ONE*, 6(8): 1-7.
4. Acosta C.A. 1999. Benthic dispersal of Caribbean spiny lobsters among insular habitats: implications for the conservation of exploited marine species. *Conservation Biology*, 13(3): 603-612.
5. Agardy T. 1999. Global Trends in Marine Protected Areas. p. 51-55. *En*: B. Cicin-Sain, R.W. Knecht & N. Foster (Eds). *Trends y Future Challenges for U.S. National Ocean y Costal Policy*. University of Delaware, National Oceanic y Atmospheric Administration. 142 pp.
6. Agardy T., G. Notarbartolo di Sciara y P. Christie. 2011. Mind the gap: Addressing the shortcomings of marine protected areas through large scale marine spatial planning. *Marine Policy*, 35: 226-232.
7. Agudelo L. 2007. Mesoamerican Reef Alliance ICRAN-MAR Project. 360 pp.
8. Aguilar-Perera A. y A. Tuz-Sulub. 2010. Non-native, invasive red lionfish (*Pterois volitans* [Linnaeus, 1758]: Scorpaenidae), is first recorded in the southern Gulf of Mexico, off the northern Yucatan Peninsula, Mexico. *Aquatic Invasions*, 5:S9-S12.
9. Aguilar-Perera A. y E. Carrillo-Flota. 2014. Revisión sobre la invasión del pez león en el Sureste del Golfo de México, p. 119-141. *En*: *Invasiones en México: Revisiones*.
10. Aguilar-Perera A. y R.S. Appeldoorn. 2008. Spatial distribution of marine fishes along a cross-shelf gradient containing a continuum of mangrove-seagrass-coral reefs off southwestern Puerto Rico. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 76: 378-394.
11. Aguilar-Perera A. y W. Aguilar-Dávila. 1993. Banco Chinchorro: Arrecife Coralino en el Caribe, p. 807-816. *En*: S.I. Salazar-Vallejo y N.E. González (Eds.) *Biodiversidad Marina y Costera de México*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Aprovechamiento de la Biodiversidad y Centro de Investigaciones de Quintana Roo. 865 pp.
12. Aguilar-Perera A., A. Tuz-Sulub, L. Perera-Chan, M.J. López-Gómez, X. González-Triste y E. Carrillo-Flota. 2011. Lionfish Invasion off the Northern Coast of the Yucatan Peninsula, Mexico, Southern Gulf of Mexico: What Do we Know? *Proceedings of the 64th Gulf and Caribbean Fisheries Institute*.
13. Aguilar-Rosas L.E., C.V. Aguilar-Rosas y F. Núñez-Cebrero. 2011. La introducción del alga marina *Sargassum horneri* en Baja California, México: una plaga biológica. *Revista Electrónica JATAY*.

14. Aguilar-Rosas L.E., R. Aguilar-Rosas, H. Kawai, S. Uwai y E. Valenzuela-Espinoz. 2007. New record of *Sargassum filicinum* Harvey (Fucales, Phaeophyceae) in the Pacific Coast of Mexico. *Algae*, 22(1): 17-21.
15. Aguilar-Rosas R., L.E. Aguilar-Rosas, G. Ávila-Serrano y R. Marcos-Ramírez. 2004. First record of *Undaria pinnatifida* (Harvey) Suringar (Laminariales, Phaeophyta) on the Pacific coast of Mexico. *Botanica Marina*, 47: 255-258.
16. Aguilar-Rosas R., L.E. Aguilar-Rosas, G.E. Ávila Serrano, O. González-Yajimovich y F. Becerril-Bobadilla. 2010. Macroalgas submareales de la bahía de Todos Santos, Baja California, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 81: 601-618.
17. Aguirre-Gómez R. 2004. La observación de impactos en el Golfo de México Mediante imágenes de satélite, p. 881-896. En: M. Caso, I. Pisanti y E. Ezcurra (Eds.) Diagnóstico ambiental del Golfo de México. SEMARNAT-INE-INECOL-Harte Research Institute For Gulf of Mexico Studies. 1047 pp.
18. Ahmed M., G. Magnayon-Umali, C. Kieok-Chong, M. Franz-Rull y M.C. Garcia. 2007. Valuing recreational y conservation benefits of coral reefs – The case of Bolinao, Philippines. *Ocean & Coastal Management*, 50: 103-118.
19. Alianza Kanan Kay. 2018. Refugios Pesqueros. <http://www.alianzakanankay.org/es/refugios-pesqueros/>
20. Allison W.R. 1996. Snorkeler damage to reef corals in the Maldivas Islands. *Coral Reefs*, 15: 215-218.
21. Allison G.W., J. Lubchenco y M.H. Carr. 1998. Marine reserves are necessary but not sufficient for marine conservation. *Ecological applications*, 8(1): S79-S92.
22. Alonso D., G. Bustamante y D. Rozo. 2007. Análisis de vacíos de representatividad de la biodiversidad en la áreas marinas protegidas del Caribe continental colombiano, p. 301-308. En: 58th Gulf y Caribbean Fisheries Institute. San Andrés, Colombia.
23. Alvarado J.J., O. Aburto-Oropeza, R. Abad, E. Barraza, M. Brandt, J. Cantera, P. Estrada, C.F. Gaymer, A.G. Guzmán-Mora, J.J. Herlan y J.L. Maté. 2017. Coral Reef Conservation in the Eastern Tropical Pacific, 565-591. En: P.W. Glynn, D.P. Manzello y I.C. Enochs (Eds.) *Coral Reefs of the Eastern Tropical Pacific. Persistence y Loss in a Dynamic Environment*. Springer. 657 pp.
24. Álvarez-Filip L. 2007. Arrecifes de coral y Áreas Marinas Protegidas. *Ciencia y Desarrollo*, 33(204).
25. Álvarez-Filip L. e I. Gil. 2006. Effects of hurricanes Emily and Wilma on coral reefs in Cozumel, Mexico. *Coral Reefs*, 25: 583.
26. Álvarez-Filip L., H. Reyes-Bonilla y L.E. Calderón-Aguilera. 2006. Community structure of fishes in Cabo Pulmo Reef, Gulf of California. *Marine Ecology*, 27: 253-262.
27. Álvarez-Filip L., J.A. Gill y N.K. Dulvy. 2011a. Complex reef architecture supports more small-bodied fishes y longer food chains on Caribbean reefs. *Ecosphere*, 2(10): 1-17.
28. Álvarez-Filip L., J.A. Gill, N.K. Dulvy, A.L. Perry, A.R. Watkinson y I.M. Côté. 2011b. Drivers of region-wide declines in architectural complexity on Caribbean reefs. *Coral Reefs*, 30:1051-1060.

29. Álvarez-Filip L., M. Millet-Encalada y H. Reyes-Bonilla. 2009b. Impact of hurricanes Emily and Wilma on the coral community of Cozumel island, Mexico. *Bulletin of Marine Science*, 84(3): 295-306.
30. Álvarez-Filip L., N.K. Dulvy, J.A. Gill, I.M. Côté y A.R. Watkinson. 2009a. Flattening of Caribbean coral reefs: region-wide declines in architectural complexity. *Proceedings of the Royal Society B*, 1-7.
31. Andréfouët S. y H.M. Guzman. 2005. Coral reef distribution, status y geomorphology-biodiversity relationship in Kuna Yala (San Blas) archipelago, Caribbean Panama. *Coral Reefs*, 24: 31-42.
32. Andréfouët S., P.J. Pumby, M. McField, C. Hu y F.E. Muller-Karger. 2002. Revisiting coral reef connectivity. *Coral Reefs*, 21: 43-48.
33. Arafeh-Dalmau N., G. Torres-Moye, G. Seingier, G. Montaña-Moctezuma y F. Micheli. 2017. Marine spatial planning in a transboundary context: Linking Baja California with California's Network of Marine Protected Areas. *Frontiers in Marine Science*, 4: 1-14.
34. Aronson R., A. Bruckner, J. Moore, B. Precht y E. Weil. 2008. *Acropora palmata*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T133006A3536699. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T133006A3536699.en>.
35. Arriaga-Cabrera L., E. Vázquez-Domínguez, J. González-Cano, R. Jiménez-Rosenberg, E. Muñoz-López y V. Aguilar-Sierra. 1998. Regiones marinas prioritarias de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y uso de la Biodiversidad, México: <http://www.conabio.gob.mx/conocimiento/regionalizacion/doctos/marinas.html>
36. Baillie J.E.M. C. Hilton-Taylor y S.N. Stuart. 2004. 2004 IUCN Red List of Threatened Species, a global species assessment. International Union for Conservation of Nature, Gland, Switzerland y Cambridge, United Kingdom. 191 pp.
37. Baker A.C., P.W. Glynn y B. Riegl. 2008. Climate change and coral reef bleaching: An ecological assessment of long-term impacts, recovery trends and future Outlook. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 80: 435-471.
38. Barbier E.B., S.D. Hacker, C. Kennedy, E.W. Koch, A.C. Stier y B.R. Silliman. 2011. The value of estuarine and coastal ecosystem services. *Ecological Monographs*, 81(2): 169-193.
39. Barilotti D.C. 1983. Measurements needed to determine the ecologically important effects of discharged wastes in kelp bed habitats, p. 163-180. *En*: W. Bascom (Ed.) *The effects of waste disposal on kelp communities*. Scripps Institution of Oceanography, La Jolla, California. 328 pp.
40. Barker N.H.L. y C.M. Roberts. 2004. Scuba diver behavior and the management of diving impacts on coral reefs. *Biological Conservation*, 120: 481-489.
41. Barlow D., S. Bladen, C. Borgström-Hansson, G. Deschutter, C. Eghenter, M. Grooten, L. Hadeed, K. Luz, D. Pollard T. Rao y R. Stafford. 2010. *Planeta vivo, informe 2010*. Biodiversidad, biocapacidad y desarrollo. World Wildlife Fund. 120 pp.
42. Baums I.B. 2008. A restoration genetics guide for coral reef conservation. *Molecular Ecology*, 17: 2796-2811.

43. Beas-Luna R. y L.B. Ladah. 2014. Latitudinal, seasonal, and small-scale spatial differences of the giant kelp, *Macrocystis pyrifera*, and an herbivore at their southern range limit in the northern hemisphere. *Botanica Marina*, 57(2): 73-83.
44. Beck M.W., I.J. Losada, P. Menéndez, B.G. Reguero, P. Díaz-Simal y F. Fernández. 2018. The global flood protection savings provided by coral reefs. *Nature Communications*, DOI: 10.1038/s41467-018-04568-z
45. Beck M.W., R.D. Brumbaugh, L. Airoidi, A. Carranza, L.D. Coen, C. Crawford, O. Defeo, G.J. Edgar, B. Hancock, M.C. Kay, H.S. Lenihan, M.W. Luckenbach, C.L. Toropova y G. Zhang. 2009. Shellfish Reefs at Risk: A Global Analysis of Problems and Solutions. The Nature Conservancy, Arlington, Virginia. 52 pp.
46. Beck M.W., R.D. Brumbaugh, L. Airoidi, A. Carranza, L.D. Coen, C. Crawford, O. Defeo, G.J. Edgar, B. Hancock, M.C. Kay, H.S. Lenihan, M.W. Luckenbach, C.L. Toropova, G. Zhang y X. Guo. 2011. Oyster reefs at risk y recomendaciones for Conservation, Restoration, y Management. *BioScience*, 61(2): 107-116.
47. Beeden R., B.L. Willis, L.J. Raymundo, C.A. Page y E. Weil. 2008. Underwater Cards for Assessing Coral Health on Indo-Pacific Reefs. 26 pp.
48. Beier P. y R.F. Noss. 1998. Do habitat corridors provide connectivity? *Conservation Biology*, 12(6): 1241-1252.
49. Bellgrove A., J. McKenzie y H. Cameron. 2013. Implications of Future Climate for Rocky Reefs, p. 1-40. *En: J. Klemke y H. Arundel (Eds.) Implications of Future Climate for Victoria's Marine Environment*. Glenelg Hopkins Catchment Management Authority Australia.
50. Bellwood D.R., T.P. Hughes, C. Folke y M. Nyström. 2004. Confronting the coral reef crisis. *Nature*, 429: 827-833.
51. Bennett G. 2004. Integrating Biodiversity Conservation and Sustainable Use. Lessons learned from Ecological Networks. International Union for Conservation of Nature, Gland, Switzerland, and Cambridge, United Kingdom. 55 pp.
52. Berkemans R. 2002. Time-integrated thermal bleaching thresholds of reefs and their variation on the Great Barrier Reef. *Marine Ecology Progress Series*, 229: 73-82.
53. Birkeland C. 2015. Coral Reefs in the Anthropocene, 1-15. *En: C. Birkeland (Ed.) Coral Reefs in the Anthropocene*. Springer. 271 pp.
54. Blanchon P., R. Iglesias-Prieto, E. Jordán Dahlgren y S. Richards. 2010. Arrecifes de coral y cambio climático: vulnerabilidad de la zona costera del estado de Quintana Roo, p. 229-248. *En: A. Vázquez-Botello, S. Villanueva-Fragoso, J. Gutiérrez y J.L. Rojas Galaviz (Eds.). Vulnerabilidad de las zonas costeras mexicanas ante el cambio climático*. SEMARNTA-INE, UNAM-ICMyL, Universidad Autónoma de Campeche. 514 pp.
55. Bobadilla M., S. Alvarez-Borrego, S. Avila-Foucat, F. Lara-Valencia y I. Espejel 2011. Evolution of environmental policy instruments implemented for the protection of totoaba and the vaquita porpoise in the Upper Gulf of California. *Environmental Science & Policy*. 14(8): 998-1007.

56. Bobadilla-Jiménez M., B.M. Luna-Salguero, M. Lagunas-Vázquez, S. Álvarez-Borrego, J.L. González-Salazar, E. Valle-Padilla, C.R. Godínez-Reyes y A. Ortega Rubio. 2017. Percepción de los prestadores de servicios dentro de Áreas Naturales Protegidas sobre la eficacia de las políticas ambientales ahí implementadas y su impacto sobre el bienestar de la comunidad. Caso: Cabo Pulmo, B.C.S. México. *El periplo sustentable*, 33: 760-797.
57. Boitani L., A. Falcucci, L. Maiorano y C. Rondinini. 2007. Ecological Networks as conceptual frameworks or operational tools in conservation. *Conservation Biology*, 21(6): 1414-1422.
58. Borrini-Feyerabend G., M. Taghi-Farvar, V. Solis y H. Govan. 2001. Manejo Conjunto de los Recursos Naturales - Organizarse, Negociar y Aprender en la Acción. Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit y Unión Internacional para la Naturaleza. Kasperek Verlag, Heidelberg, Alemania. 101 pp.
59. Brander L.M., P. Van-Beukering y H.S.J. Cesar. 2007. The recreational value of coral reefs: A meta-analysis. *Ecological Economics*, 63: 209-218.
60. Brown B.E. y R.P. Dunne. 1988. The Environmental Impact of Coral Mining on Coral Reefs in the Maldives. *Environmental Conservation*, 15(2): 159-165.
61. Bruno J.F. 2014. How do coral reefs recover? *Science*, 345(6199): 879-880.
62. Bruno J.F., L.E. Petes, C.D. Harvell y A. Hettinger. 2003. Nutrient enrichment can increase the severity of coral diseases. *Ecology letters*, 6: 1056-1061.
63. Buddemeier R.W. y R.A. Kinzie III. 1976. Coral growth. *Oceanography y Marine Biology, An Annual Review*. 14: 183-225.
64. Burke L. y J. Maidens. 2004. Reefs at risk in the Caribbean. World Resources Institute, Washington, D.C. 75 pp.
65. Burke L. y Z. Sugg. 2006. Hydrologic Modeling of Watersheds Discharging Adjacent to the Mesoamerican Reef. ICRAN Mesoamerican Reef Project. 35 pp.
66. Burke L., E. Selig y M. Spalding. 2002. Reefs at Risk in Southeast Asia. World Resource Institute. 73 pp.
67. Burke L., K. Reytar, M. Spalding y A.L. Perry. 2011. Reefs at Risk Revisited. Washington, D.C. World Resources Institute, The Nature Conservancy, WorldFish Center, International Coral Reef Action Network, United Nations Environment Program-World Conservation Monitoring Center y Global Coral Reef Monitoring Network, 114 pp.
68. Calderón-Aguilera L.E., H. Reyes-Bonilla, C.O. Norzagaray-López y R.A. López-Pérez. 2017. Los arrecifes coralinos de México: servicios ambientales y secuestro de carbono. *Elementos para políticas públicas*, 1(1): 53-62.
69. Calderón-Aguilera L.E., S. Avilés-Torres y H. Trinidad. 2011. Las pesquerías en el contexto de la conservación biológica del Golfo de California. *En: P. Wong González, J.L. Castro Ruiz y M.A. Carvajal (Eds.) Economía y desarrollo sustentable. Región Golfo de California*. CIAD-AM Editores-CLAVE. 169-187 pp. ISBN 978-607-437-078-2
70. Calderón-Aguilera L.E., V.H. Rivera-Monroy, L. Porter-Bolland, A. Martínez-Yrizar, L.B. Ladah, M. Martínez-Ramos, J. Alcocer, A.L. Santiago-Pérez, H.A. Hernández-Arana,

- V.M. Reyes-Gómez, D.R. Pérez-Salicrup, V. Díaz-Nuñez, J. Sosa-Ramírez, J. Herrera-Silveira y A. Búrquez. 2012. An assessment of natural y human disturbance effects on Mexican ecosystems: current trends y research gaps. *Biodiversity y Conservation*, 21: 589-617.
71. Carballo J.L., E. Bautista-Guerrero, H. Nava y J.A. Cruz-Barraza. 2010. Cambio Climático y ecosistemas costeros. Bases fundamentales para la conservación de los arrecifes de coral del Pacífico este, p. 183-193. *En: A. Hernández-Zanuy y P.M. Alcolado (Eds.) La biodiversidad en ecosistemas marinos y costeros del litoral de Iberoamérica y el cambio climático: I. Memorias del Primer Taller de la RED CYTED-Biodivamr. La Habana, Cuba. 233 pp.*
 72. Carballo J.L., E. Bautista-Guerrero, H. Nava, J.A. Cruz-Barraza y J.A. Chávez. 2013. Boring sponges, an increasing threat for coral reefs affected by bleaching events. *Ecology and Evolution*, 3(4): 872-886.
 73. Carr M.H. 2000. Marine protected areas: challenges y opportunities for understanding y conserving coastal marine ecosystems. *Environmental Conservation*, 27(2): 106-109.
 74. Carr M.H. y D.C. Reed. 2015. Shallow rocky reefs and kelp forests. *Ecosystems of California*. University of California Press, Berkeley, California, USA, 311-336.
 75. Carr M.H., J.E. Neigel, J.A. Estes, S. Andelman, R.R. Warner & J.L. Largier. 2003. Comparing marine y terrestrial ecosystems: implications for the design of coastal marine reserves. *Ecological Applications*, 13(1): S90-S107.
 76. Carricart-Ganivet J.P. 1998. Corales escleractinios, "Piedra Muca" y San Juan de Ulua, Veracruz. *Ciencia y Desarrollo*, 141: 70-73.
 77. Carricart-Ganivet J.P. y G. Horta-Puga. 1993. Arrecifes de Coral en México, 81-92. *En: Biodiversidad Marina y Costera de México. S.I. Salazar-Vallejo y N.E. González (Eds.) Comisión Nacional para el Conocimiento y Aprovechamiento de la Biodiversidad y Centro de Investigaciones de Quintana Roo, México, 865 pp.*
 78. Carriquiry J.D. y G. Horta-Puga. 2010. The Ba/Ca record of corals from the Southern Gulf of Mexico: Contributions from land-use changes, fluvial discharge and oil-drilling muds. *Marine Pollution Bulletin*, 60: 1625-1630.
 79. Carriquiry J.D., A.L. Cupul-Magaña, F. Rodríguez-Zaragoza y P. Medina-Rosas. 2001. Coral bleaching and mortality in the Mexican Pacific during the 1997-98 El Niño and prediction from a remote sensing approach. *Bulletin of Marine Science*, 69(1): 237-249.
 80. Cerón R.M., J.G. Cerón, C. Aguilar, C. Montalvo, C. Carballo, B. Cárdenas, A. Ortinez, M. Cocom y J. Carrillo. 2012. Atmospheric Dry Deposition in the Proximity of Oil-Fired Power Plants at Mexican Pacific Coast. *Journal of Environmental Protection*, 3: 1228-1237.
 81. Cervantes M. 2007. Conceptos fundamentales sobre ecosistemas acuáticos y su estado en México, p. 37-67. *En: O. Sánchez, M. Herzig, E. Peters, R. Márquez y L. Zambrano. (Eds.) Perspectivas sobre conservación de ecosistemas acuáticos en México.*

- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Instituto Nacional de Ecología. U.S. Fish & Wildlife Service. Unidos para la Conservación A.C. Universidad Michoacana de San Nicolás Hidalgo. México, D.F. 293 pp.
82. Cesar H., L. Burke y L. Pet-Soede. 2003. *The Economics of Worldwide Coral Reef Degradation*. Cesar Environmental Economics Consulting, Netherlands. 23 pp.
 83. Chape S., J. Harrison, M. Spalding e I. Lysenko. 2005. Measuring the extent y effectiveness of protected áreas as an indicator for meeting global biodiversity targets. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 360: 443-455.
 84. Chapela F., R. Ogarrio, S. Rojas, R. Zambrano y J. Bezaury-Creel. 2016. Las empresas, las organizaciones de la sociedad civil y las organizaciones sociales, p. 99-126. *En: CONABIO. (Ed.) Capital natural de México, Vol. IV: Capacidades humanas e institucionales*. México, D.F. 568 pp.
 85. Chisholm J.R.M. 2000. Calcification by crustose coralline algae on the northern Great Barrier Reef, Australia. *Limnology and Oceanography*, 45(7): 1476-1484.
 86. Chollett I., L. Garavelli, D. Holstein, L. Cherubin, S. Fulton y S.J. Box. 2017. A case for redefining the boundaries of the Mesoamerican Reef Ecoregion. *Coral Reefs*, 36: 1039-1046.
 87. Christie M.R., B.N. Tissot, M.A. Albins, J.P. Beets, Y. Jia, D.M. Ortiz, S.E. Thompson y M.A. Hixon. 2010. Larval connectivity in an effective network of marine protected areas. *PLoS ONE*, 5(12): 1-8.
 88. Cinner J.E., E. Maire, C. Huchery, M.A. MacNeil, N.A. Graham, C. Mora, T.R. McClanahang, M.L. Barnes, J.N. Kittinger, C.C. Hicks, S. D'Agata, A.S. Hoey, G.G. Gurney, D.A. Feary, I.D. Williams, M. Kulbicki, L. Vigliola, L. Wantiez, G.J. Edgar, R.D. Stuart-Smith, S.A. Sandin, A. Green, M.J. Hardt, M. Beger, A.M. Friedlander, S.K. Wilson, E. Brokovich, A.J. Brooks, J.J. Cruz-Motta, D.J. Booth, P. Chabanet, C. Gough, M. Tupper, S.C.A. Ferse, U.R. Sumaila, S. Pardede y D. Mouillot. 2018. Gravity of human impacts mediates coral reef conservation gains. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 115(27): 201708001.
 89. Clark S. y A.J. Edwards. 1994. Use of artificial reef structures to rehabilitate reef flats degraded by coral mining in the Maldives. *Bulletin of Marine Science*, 55(2-3): 724-744.
 90. Coleman M.A., A. Palmer-Brodie y B.P. Kelaher. 2013. Conservation benefitts of a network of marine reserves and partialy protected areas. *Biological Conservation*, 167: 257-264.
 91. ONU (Organización de las Naciones Unidas). 1992. *Convención Marco de las Naciones Unidas Sobre el Cambio Climático*. 50 pp.
 92. Coen L.D., R.D. Brumbaugh, D. Bushek, R. Grizzle, M.W. Luckenbach, M.H. Posey, S.P. Powers y S.G. Tolley. 2007. Ecosystem services related to oyster restoration. *Marine Ecology Progress Series*, 341: 303-307.
 93. Cohen A.N. y J.T. Carlton. 1995. Nonindigenous Aquatic Species in a United States Estuary: A Case Study of the Biological Invasions of the San Francisco Bay and Delta.

- United States Fish and Wildlife Service, Washington D. C. and The National Sea Grant College Program Connecticut Sea Grant (NOAA Grant Number NA36RG0467). 247 pp.
94. CONABIO. 2016. Sistema de información sobre especies invasoras en México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Fecha de acceso: 25 de abril de 2018. URL: <http://www.biodiversidad.gob.mx/invasoras>
 95. CONABIO (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad). 2018. Regionalización. <http://www.conabio.gob.mx/conocimiento/regionalizacion/doctos/regionalizacion.html>
 96. Connell J.H. 1978. Diversity in Tropical Rain Forests and Coral Reefs. *Science, New Series*, 199(4335): 1302-1310.
 97. Connell J.H. 1997. Disturbance and recovery of coral assemblages. *Coral Reefs*, 16: S101-S113.
 98. Connell S.D. y G.P. Jones 1991. The influence of habitat complexity on postrecruitment processes in a temperate reef fish population. *Journal of Experimental Marine Biology y Ecology*, 151: 271-294.
 99. Conway K.W., M. Krautter, J. Vaughn-Barrie y M. Neuweiler. 2001. Hexactinellid Sponge Reefs on the Canadian Continental Shelf: A Unique "Living Fossil". *Geoscience Canada*, 28(2): 71-78.
 100. Cook S.E., K.W. Conway y B. Burd. 2008. Status of the glass sponge reefs in the Georgia Basin. *Marine Environmental Research*, 66: 1-34.
 101. Córdova y Vázquez A. F. Rosete-Vergés, G. Enríquez-Hernández y B. Fernández de la Torre. 2006. Ordenamiento ecológico marino: visión temática de la regionalización. SEMARNAT-INE, México. 226 pp.
 102. Córdova y Vázquez A. F. Rosete-Vergés, G. Enríquez-Hernández y B. Fernández de la Torre. 2009. Ordenamiento ecológico marino: visión integrada de la regionalización. SEMARNAT-INE, México. 232 pp.
 103. Cortés J. 2003. Latin American Coral Reefs. Centro de Investigación en Ciencias del Mar y Limnología, Universidad de Costa Rica, San Pedro, Costa Rica. 497 pp.
 104. Cosío J. 2018. Restauran arrecifes de coral en Baja California Sur. Agencia Informativa Conacyt. Viernes 6 de julio de 2018. <http://conacytprensa.mx/index.php/ciencia/ambiente/21171-arrecifes-coral-baja-california-sur>
 105. Costanza R. R. d'Arge, R. de Groot, S. Farber, M. Grasso, B. Hannon, K. Limburg, S. Naeem, R.V. O'Neill, J. Paruelo, R.G. Raskin, P. Sutton y M. van den Belt. 1997. The value of the world's ecosystem services y natural capital. *Nature*, 387: 253-260.
 106. Costanza R. R. de Groot, P. Sutton, S. van der Ploeg, S.J. Anderson, I. Kubiszewski, S. Farber y R. Kerry-Turner. 2014. Changes in the global value of ecosystem services. *Global Environmental Change*, 26: 152-158.

107. Cowardin L.M., V. Carter, F.C. Golet y E.T. LaRoe. 1979. Classification of Wetlands y Deepwater Habitats of the United States. Fish y Wildlife Service. U.S. Department of the Interior. 131 pp.
108. Cowen R.K. y S. Sponaugle. 2009. Larval dispersal and marine population connectivity. *Annual Review of Marine Science*, 1: 443-466.
109. Cowen R.K., C.B. Paris y A. Srinivasan. 2006. Scaling of Connectivity in Marine Populations. *Science*, 311: 522-527.
110. Cowen R.K., G. Gawarkiewicz, J. Pineda, S.R. Thorrold y F.E. Werner. 2007. Population Connectivity in Marine Systems an Overview. *Oceanography*, 20(3): 14-21.
111. Cram S., C.A. Ponce de León, P. Fernández, I. Sommer, H. Rivas y L.M. Morales. 2006. Assesment of trace elements and organic pollutants from a marine oil complex into the coral reef system of Cayo Arcas, Mexico. *Environmental Monitoring and Assessment*, 121: 127-149.
112. Crosby M.P., G. Brighthouse y M. Pichon. 2002. Priorities y strategies for addressing natural y anthropogenic threats to coral reefs in Pacific Island Nations. *Ocean & Coastal Management*, 45: 121-137.
113. Cullis-Suzuki S. y D. Pauly. 2010. Marine Protected Area Costs as “Beneficial” Fisheries Subsidies: A Global Evaluation. *Coastal Management*, 38: 113-121.
114. Daesslé L.W y D.W. Fischer. 2001. Marine Minerals in the Mexican Pacific: Toward Efficient Reosource Management. *Marine Georesources y Geotechnonology*, 19: 197-206.
115. Dawson-Shepherd A.R., R.M. Warwick, K. Robert-Clarke y B.E. Brown. 1992. An analysis of fish community responses to coral mining in the Maldives. *Environmental Biology of Fishes*, 33: 367-380.
116. Day J.C. y J.C. Roff. 2000. Planning for representative marine protected areas: a framework for Canada’s oceans. World Wildlife Fund, Toronto, Ontario, Canada. 134 pp.
117. Dayton P.K. 1985. The estructura y regulation of some South American Kelp communities. *Ecological Monographs*, 55(4): 447-468.
118. de Groot R.S., J. Van del Perk, A. Chiesurs y A. van Vliet. 2003. Importance y threat as determining factors for critically of natural capital. *Ecological Economics*, 44: 187-204.
119. de Groot R.S., L. Brander, S. van der Ploeg, R. Costanza, F. Bernard, L. Braat, M. Cristie, N. Crossman, A. Ghermandi, L. Hein, S. Hussain, P. Kumar, A. McVittie, R. Portela, L.C. Rodríguez, P. ten Brink y P. van Beukering. 2012. Global estimates of the value of ecosystems y their services in monetary units. *Ecosystem Services*, 1: 50-61.
120. de Groot R.S., M.A. Wilson y R.M.J. 2002. A typology of the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics*, 41: 393-408.
121. de Groot R.S., R. Alkemade, L. Braat, L. Hein y L. Willemen. 2010. Challenges in integrating the concept of ecosystem services y values in landscape planning, management y decision making. *Ecological Complexity*, 7: 260-272.

122. Diamond J.M. 1975. The island dilemma: lessons of modern biogeographic studies for the design of natural reserves. *Biological Conservation*, 7: 129-146.
123. Díaz J.M., L.M. Barrios, M.H. Cendales, J. Garzón-Ferreira, J. Geister, M. López-Victoria, G.H. Ospina, F. Parra-Velandia, J. Pinzón, B. Vargas-Angel, F. A. Zapata y S. Zea. 2000. Áreas coralinas de Colombia. INVEMAR, Serie Publicaciones Especiales. Santa Marta No. 5, 176 pp.
124. DOF (Diario Oficial de la Federación). 1988. Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente. Nueva Ley publicada en el Diario Oficial de la Federación el 28 de enero de 1988. Última reforma publicada el 5 de junio de 2018.
125. DOF (Diario Oficial de la Federación). 1992. DECRETO por el que se declara área natural protegida con el carácter de Parque Marino Nacional, la zona conocida como Sistema Arrecifal Veracruzano, ubicada frente a las Costas de los municipios de Veracruz, Boca del Río y Alvarado del estado de Veracruz Llave, con superficie de 52,238-91-50 hectáreas. Lunes 24 de agosto de 1992.
126. DOF (Diario Oficial de la Federación). 1994a. DECRETO por el que se declara como área natural protegida con el carácter de reserva de la biosfera, la región conocida como Archipiélago de Revillagigedo, integrada por cuatro áreas: Isla San Benedicto, Isla Clarión o Santa Rosa, Isla Socorro o Santo Tomás e Isla Roca Partida. Lunes 6 de junio de 1994.
127. DOF (Diario Oficial de la Federación). 1994b. DECRETO por el que se reforma el artículo sexto del diverso que declara área natural protegida con el carácter de Parque Marino Nacional, la zona conocida como Sistema Arrecifal Veracruzano, ubicada en el Estado de Veracruz Llave. Viernes 25 de noviembre de 1994.
128. DOF (Diario Oficial de la Federación). 1996a. DECRETO por el que se declara área natural protegida, con el carácter de Parque Marino Nacional, la zona conocida como Costa Occidental de Isla Mujeres, Punta Cancún y Punta Nizuc, ubicada frente a las costas de los Municipios de Isla Mujeres y Benito Juárez, Estado de Quintana Roo, con una superficie total de 8,673-06-00 hectáreas. Viernes 19 de julio de 1996.
129. DOF (Diario Oficial de la Federación). 1996b. DECRETO por el que se declara área natural protegida, con el carácter de Parque Marino Nacional, la zona conocida como Arrecifes de Cozumel, ubicada frente a las costas del Municipio de Cozumel, Estado de Quintana Roo, con una superficie total de 11,987-87-50 hectáreas. Viernes 19 de julio de 1996.
130. DOF (Diario Oficial de la Federación). 1996c. DECRETO por el que se declara área natural protegida, con el carácter de Reserva de la Biosfera, la región conocida como Banco Chinchorro, ubicada frente a las costas del Municipio de Othón P. Blanco, Estado de Quintana Roo, con una superficie total de 144,360-00-00 hectáreas. Viernes 19 de julio de 1996.
131. DOF (Diario Oficial de la Federación). 1998a. DECRETO por el que se declara área natural protegida, con el carácter de parque nacional, la región conocida como

- Huatulco, en el Estado de Oaxaca, con una superficie total de 11,890-98-00 hectáreas. Viernes 24 de julio de 1998.
132. DOF (Diario Oficial de la Federación). 1998b. DECRETO por el que se declara área natural protegida, con el carácter de parque nacional, la región denominada Arrecife de Puerto Morelos, en el Estado de Quintana Roo, con una superficie total de 9,066-63-11 hectáreas. Lunes 2 de febrero de 1998.
 - 133.
 134. DOF (Diario Oficial de la Federación). 2000a. Acuerdo por el que se crea el Consejo Consultivo Nacional Científico y Técnico de los Arrecifes Coralinos de México. Viernes 2 de junio de 2000.
 135. DOF (Diario Oficial de la Federación). 2000b. Ley General de Vida Silvestre. Nueva Ley publicada en el Diario Oficial de la Federación el 3 de julio de 2000. Última reforma publicada el 19 de enero de 2018.
 136. DOF (Diario Oficial de la Federación). 2000f. DECRETO por el que se declara área natural protegida, con el carácter de parque nacional, la región conocida como Arrecifes de Xcalak, que se encuentra localizada en la Costa Caribe del Municipio de Othón P. Blanco, en el Estado de Quintana Roo, con una superficie total de 17,949-45-62.025 hectáreas. 27 de noviembre de 2000.
 137. DOF (Diario Oficial de la Federación). 2005. DECRETO por el que se declara área natural protegida, con la categoría de parque nacional, la región conocida como Islas Marietas, de jurisdicción federal, incluyendo la zona marina que la circunda, localizada en la Bahía de Banderas, frente a las costas del municipio del mismo nombre en el Estado de Nayarit, con una superficie total de 1,383-01-96.95 hectáreas. Lunes 25 de abril de 2005.
 138. DOF (Diario Oficial de la Federación). 2009. DECRETO por el que se declara área natural protegida, con el carácter de Área de Protección de Flora y Fauna, la región conocida como Sistema Arrecifal Lobos-Tuxpan, localizada frente a las costas de los municipios de Tamiahua y Tuxpan, en el Estado de Veracruz. Viernes 5 de junio de 2009.
 139. DOF (Diario Oficial de la Federación). 2012a. DECRETO que modifica al diverso por el que se declara Área Natural Protegida, con el carácter de Parque Marino Nacional, la zona conocida como Sistema Arrecifal Veracruzano, ubicada frente a las costas de los municipios de Veracruz, Boca del Río y Alvarado del Estado de Veracruz Llave, con una superficie de 52,238-91-50 hectáreas, publicado los días 24 y 25 de agosto de 1992. Jueves 29 de noviembre de 2012.
 140. DOF (Diario Oficial de la Federación). 2014a. ACUERDO por el que se da a conocer la lista de especies y poblaciones para la conservación. Miércoles 5 de marzo de 2014.
 141. DOF (Diario Oficial de la Federación). 2016b. DECRETO por el que se declara Área Natural Protegida, con el carácter de reserva de la biosfera, la región conocida como Caribe Mexicano. Miércoles 7 de diciembre de 2016.

142. DOF (Diario Oficial de la Federación). 2016d. DECRETO por el que se establece la zona de salvaguarda denominada Arrecifes de Coral del Golfo de México y Caribe Mexicano. Miércoles 7 de diciembre de 2016.
143. DOF (Diario Oficial de la Federación). 2016e. DECRETO por el que se establece la zona de salvaguarda denominada Plataforma de Yucatán y Caribe Mexicano. Miércoles 7 de diciembre de 2016.
144. DOF (Diario Oficial de la Federación). 2016f. DECRETO por el que se establece la zona de salvaguarda denominada Golfo de California – Península de Baja California – Pacífico Sudcaliforniano. Miércoles 7 de diciembre de 2016.
145. DOF (Diario Oficial de la Federación). 2016g. DECRETO por el que se establece la zona de salvaguarda denominada Manglares y Sitios Ramsar. Miércoles 7 de diciembre de 2016.
146. DOF (Diario Oficial de la Federación). 2016h. DECRETO por el que se declara Área Natural Protegida, con el carácter de reserva de la biosfera, la región conocida como Islas del Pacífico de la Península de Baja California. Miércoles 7 de diciembre de 2016.
147. DOF (Diario Oficial de la Federación). 2017a. DECRETO por el que se declara como área natural protegida, con el carácter de parque nacional, la región conocida como Revillagigedo, localizada en el Pacífico Mexicano. Lunes 27 de noviembre de 2017.
148. Done T.J. 1992. Phase shifts in coral reef communities and their ecological significance. *Hydrobiologia*, 247: 121-132.
149. Duarte B., I. Martins, R. Rosa, A.R. Matos, M.Y. Roleda, T.B.H. Reusch, A.H. Engelen, E.A. Serrão, G.A. Pearson, J.C. Marques, I. Caçador, C.M. Duarte y A. Jueterbock. 2018. Climate Change Impacts on Seagrass Meadows and Macroalgal Forests: An Integrative Perspective on Acclimation and Adaptation Potential. *Frontiers in Marine Science*. 5: 190. doi: 10.3389/fmars.2018.00190
150. Duarte C.M., W.C. Dennison, R.J.W. Orth y T.J.B. Carruthers. 2008. The Charisma of Coastal Ecosystems: Addressing the Imbalance. *Estuaries y Coasts*, 31: 233-238.
151. Duda A.M. y K. Sherman. 2002. A new imperative for improving management of Large Marine Ecosystems. *Ocean & Coastal Management*, 45: 797-833.
152. Enríquez-Andrade R., G. Anaya-Reyna, J.C. Barrera-Guevara, M. de los A. Carvajal-Moreno, M.E. Martínez-Delgado, J. Vaca-Rodríguez y C. Valdés-Casillas. 2005. An analysis of critical areas for biodiversity conservation in the Gulf of California Region. *Ocean & Coastal Management*, 48: 31-50.
153. Ehrlich P.R. y E.O. Wilson. 1991. Biodiversity Studies: Science and Policy. *Science*, 253: 758-762.
154. Escofet A. 1994. Evaluación de habitat y de fuentes de disturbio, p. 497-525. *En: G. de la Lanza-Espino y C. Cáceres Martínez (Eds.) Lagunas costeras y el litoral mexicano.*
155. Escofet A. 2004a. Aproximación conceptual y operativa para el análisis de la zona costera de México: un enfoque sistémico-paisajístico de multiescala. Tesis de doctorado en ciencias en Oceanografía Costera. Facultad de Ciencias Marinas-

- Instituto de Investigaciones Oceanológicas-Universidad Autónoma de Baja California. 260 pp.
156. Escofet A. 2004b. Marco operativo de macro y mesoescala para estudios de planeación de zona costera en el Pacífico mexicano, p. 223-234. *En*: E. Rivera-Arriaga, G.J. Villalobos-Zapata, I. Azuz-Adeth y F. Rosado-May (Eds.) El manejo costero en México. UCAM, SEMARNAT, CETYS, UQROO. México. 654 pp.
 157. Escofet A. 2006. Escalas jerárquicas anidadas, p. 87-102. *En*: A. Córdova y Vázquez, F. Rosete-Vergés, G. Enríquez-Hernández & B. Fernández de la Torre (Eds.) Ordenamiento ecológico marino, visión temática de la regionalización. SEMARNAT-INE. México. 226 pp.
 158. Escofet A. y I. Espejel. 2004. Geographic indicators of coastal orientation and large marine ecosystems: alternative basis for management-oriented cross-national comparisons. *Coastal Management*, 32: 117-128.
 159. Espejel I. y R. Bermúdez. 2009. Propuesta metodológica para la regionalización de los mares mexicanos, p. 145-224. *En*: A. Córdova y Vázquez, F. Rosete-Vergés, G. Enríquez-Hernández y B. Fernández de la Torre (Eds.) Ordenamiento ecológico marino: visión integrada de la regionalización. SEMARNAT-INE, México. 232 pp.
 160. Espejo-Marín C. 2003. Anotaciones en torno al concepto de región. *NIMBUS*, 11-12: 67-87.
 161. Espinoza-Tenorio A., M. Moreno-Báez, D. Pech, G.J. Villalobos-Zapata, L. Vidal-Hernández, J. Ramos-Miranda, M. Mendoza-Carranza, J.A. Zepeda-Domínguez, G. Alcalá-Moya, J.C. Pérez-Jiménez, F. Rosete, C. León y I. Espejel. 2014. El ordenamiento ecológico marino en México: un reto y una invitación al quehacer científico. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 42(3): 386-400.
 162. Fabricius K.E. 2005. Effects of terrestrial runoff on the ecology of corals and coral reefs: review and synthesis. *Marine Pollution Bulletin*, 50: 125–146.
 163. Fabricius K.E., M. Logan, S.J. Weeks y J. Brodie. 2014. The effects of river run-off on water clarity across the central Great Barrier Reef. *Marine Pollution Bulletin*, 84: 191-200.
 164. Fabricius K.E., M. Logan, S.J. Weeks, S.E. Lewis y J. Brodie. 2016. Changes in water clarity in response to river discharges on the Great Barrier Reef continental shelf: 2002-2013. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 173: A1-A15.
 165. Fabricius K.E., O. Hoegh-Guldberg, J.E. Johnson, L.J. McCook y J.M. Lough. 2007. Vulnerability of coral reefs of the Great Barrier Reef to climate change, p. 515-554. *En*: J.E. Johnson, P.A. Marshall y G.B.R.M.P. Authority (Eds.) *Climate Change and the Great Barrier Reef: A Vulnerability Assessment*.
 166. Fahrig L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, y Systematics*, 34: 487-515.
 167. Ferrario F., M.W. Beck, C.D. Storlazzi, F. Micheli, C.C. Shepard y L. Airoidi. 2014. The effectiveness of coral reefs for coastal hazard risk reduction and adaptation. *Nature Communications*, 5:3794 DOI: 10.1038/ncomms4794

168. Ferreira C.E.L., J.E.A. Gonçalves y R. Coutinho. 2001. Community structure of fishes y habitat complexity on a tropical rocky shore. *Environmental Biology of Fishes*, 61: 353-369.
169. Figueiredo M.A. de O. y R.S. Steneck. 2000. Floristic and ecological studies of crustose coralline algae on Brazil's Abrolhos reefs. *Proceedings 9th International Coral Reef Symposium*, Bali, Indonesia.
170. Filbee-Dexter K. y T. Wernberg. 2018. Rise of Turfs: A new battlefield for globally declining Kelp forests. *BioScience*, 68(2): 64-76.
171. Finkl C.W. 2004. Coastal classification: Systematic approaches to consider in the development of a comprehensive system. *Journal of Coastal Research*, 20(1): 166–213.
172. Fishelson L. 1977. Stability y instability of marine ecosystems, illustrated by examples from the Red Sea. *Helgoländer Wissenschaftliche Meeresuntersuchungen*, 30: 18-29.
173. Forman R.T.T. 1995. Some general principles of landscape y regional ecology. *Landscape Ecology*, 10(3): 133-142.
174. Foster M.S. 1975. Regulation of Algal Community Development in a *Macrocystis pyrifera* Forest. *Marine Biology*, 32: 331-342.
175. García-Charton J.A., Á. Pérez-Ruzafa, P. Sánchez-Jerez, J.T. Bayle-Sempere, O. Reñones y D. Moreno. 2004. Multi-scale spatial heterogeneity, habitat structure, y the effect of marine reserves on Western Mediterranean rocky reef fish assemblages. *Marine Biology*, 144: 161-182.
176. García-Cuéllar J.A., F. Arreguín-Sánchez, S. Hernández-Vázquez y D.B. Lluch-Cota. 2004. Impacto Ecológico de la Industria Petrolera en la Sonda de Campeche, México, tras tres décadas de actividad: una revisión. *Interciencia*, 29(6): 311-319.
177. Garza-Pérez J.R., M. Mata-Lara, S. García-Guzmán y E.A. Schirp-García. 2010. Reporte de caracterización y evaluación de estado de condición arrecifal. Akumal, Q. Roo. 2010. PIESACOM. UNAM. 46 pp.
178. Gell F.R. y C.M. Roberts 2003. Benefits beyond boundaries: the fishery effects or marine reserves. *Trends in Ecology and Evolution*, 18(9): 448-455.
179. Glynn P.W., D.P. Manzello y I.C. Enochs. 2017. *Coral Reefs of the Eastern Tropical Pacific. Persistence y Loss in a Dynamic Environment*. Springer. 657 pp.
180. Gold-Bouchot G. 2004. Hidrocarburos en el sur del golfo de México, p. 657-682 *En: M. Caso, I. Pisanty y E. Ezcurra (Eds.) Diagnóstico ambiental del golfo de México Volumen 2*. SEMARNAT-INE-Instituto de Ecología A.C., Harte Research Institute for Gulf of Mexico Studies, México, 465 pp.
181. Gómez-Fuentes M. del C. 2013. Bases de datos. Universidad Autónoma Metropolitana, 197 pp.
182. González A. y D. Torruco. 2002. Diagnóstico para la Creación de una Reserva de la Biosfera en los Arrecifes de Campeche, México. 53rd Gulf and Caribbean Fisheries Institute, 689-696.

183. González A. y D. Torruco. 2004. Diagnóstico para la creación de una reserva de la biosfera en los arrecifes de Campeche, México. 55th Gulf and Caribbean Fisheries Institute, 686-692.
184. Goodbody-Gringley G., D.L. Wetzel, D. Gillon, E. Pulster, A. Miller y K.B. Ritchie. 2013. Toxicity of Deepwater Horizon source Oil and the Chemical Dispersant, Corexit[®] 9500, to coral larvae. *PloSone*, 8(1): e45574.
185. Goreau T.F. 1963. Calcium carbonate deposition by coralline algae and corals in relation to their roles as reef builders. *Annals New York Academy of Sciences*, 109: 127-167.
186. Grabowski J.H., A. Randall-Hughes, D.L. Kimbro y M.A. Dolan. 2005. How Habitat Setting Influences Restored Oyster Reef Communities. *Ecology*, 86(7): 1926-1935.
187. Graham N.A.J. y K.L. Nash. 2013. The importance of structural complexity in coral reef ecosystems. *Coral Reefs*, 32: 315-326.
188. Granados-Barba A., L.D. Ortiz-Lozano, D. Salas-Monreal y C. González-Gándara. 2015. Aportes al conocimiento del Sistema Arrecifal Veracruzano: hacia el Corredor Arrecifal del Suroeste del Golfo de México. Universidad Autónoma de Campeche. 366 pp.
189. Granados-Barba A., L.G. Abarca Arenas y J.M. Vargas Hernández. 2007. Investigaciones Científicas en el Sistema Arrecifal Veracruzano. Universidad Autónoma de Campeche. ISBN 968-5722-53-6. 304 pp.
190. Gratwicke B. y M.R. Speight. 2005. Effects of habitat complexity on Caribbean marine fish assemblages. *Marine Ecology Progress Series*, 292: 301-310.
191. Green A.L. y P.J. Mous. 2008. Delineating the Coral Triangle, its Ecoregions and Functional Seascapes. Version 5.0. TNC Coral Triangle Program Report 1/08. 44 pp.
192. Green E.P. y H. Hendry. 1999. Is CITES an effective tool for monitoring trade in corals? *Coral Reefs*, 18: 403-407.
193. Gruber S.H., D.R. Nelson y J.F. Morrissey. 1988. Patterns of activity and space utilization of lemon sharks, *Negaprion brevirostris*, in a shallow Bahamian lagoon. *Bulletin of Marine Science*, 43(1): 61-76.
194. Gutiérrez-Avedoy J. 2004. Perspectivas del medio ambiente en México GEO México 2004. Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente. 323 pp.
195. Haas C.A. 1995. Dispersal and use of corridors by birds in wooded patches on an agricultural landscape. *Conservation Biology*, 9(4): 845-854.
196. Hackerott S., A. Valdivia, S.J. Green, I.M. Côté, C.E. Cox, L. Akins, C.A. Jayman, W.F. Precht y J.F. Bruno. 2013. Native predators do not influence invasion success of Pacific lionfish on Caribbean reefs. *PLoS one*, 8(7): e68259.
197. Haddad N.M. y J.J. Tewksbury. 2006. Impacts of corridors on populations y communities. P. 390-415. En: Crooks K.R. and M.A. Sanjayan (Eds.) *Connectivity Conservation*. Cambridge University Press, Cambridge, England. 712 pp.
198. Halpern B.S. 2003. The impact of marine reserves: do reserves work and does reserve size matter? *Ecological Applications*, 13(1): S117-S137.

199. Halpern B.S. y R.R. Warner. 2002. Marine reserves have rapid and lasting effects. *Ecology Letters*, 5:361–366.
200. Halpern B.S., C. Longo, D. Hardy, K.L. McLeod, J.F. Samhuri, S.K. Katona, K. Kleisner, S.E. Lester, J. O’Leary, M. Ranelletti, A.A. Rosenberg, C. Scarborough, E.R. Selig, B.D. Best, D.R. Brumbaugh, F.S. Chapin, L.B. Crowder, K.L. Daly, S.C. Doney, C. Elfes, M.J. Fogarty, S.D. Gaines, K.I. Jacobsen, L.B. Karrer, H.M. Leslie, E. Neeley, D. Pauly, S. Polasky, B. Ris, K.St. Martin, G.S. Stone, U.R. Sumaila y D. Zeller. 2012. An index to assess the health and benefits of the global ocean. *Nature*, 488: 615-620.
201. Halpern B.S., S.E. Lester y J.B. Kellner. 2010. Spillover from marine reserves and the replenishment of fished stocks. *Environmental Conservation*, 36(4): 268-276.
202. Harvell C.D., K. Kim, J.M. Burkholder, R.R. Colwell, P.R. Epstein, D.J. Grimes, E.E. Hoffmann, E.K. Lipp, A.D.M.E. Osterhaus, R.M. Overstreet, J.W. Porter, G.W. Smith y G.R. Vasta. 1999. Emerging Marine Diseases: Climate Links and Anthropogenic Factors. Faculty Publications from the Harold W. Manter Laboratory of Parasitology. Paper 580.
203. Hatcher B.G. 1997. Coral reef ecosystems: how much greater is the whole than the sum of the parts? *Coral Reefs*, 16: S77-S91.
204. Hebbeln D., C. Wienberg, L. Beuck, K. Dehning, C. Dullo, G. Eberli, A. Freiwald, S. Glogowski, T. Garlichs, F. Jansen, N. Joseph, M. Klann, L. Matos, N. Nowald, H. Reyes Bonilla, G. Ruhland, M. Taviani, T. Wilke, M. Wilsenack y P. Wintersteller. 2012. Report y preliminary results of R/V Maria S. Merian cruise MSM20-4. WACOM – West-Atlantic Cold-water Corals Ecosystems: The West Side Story. Bridgetown – Freeport, 14 March – 7 April 2012. Berichte, MARUM – Zentrum für Marine Umweltwissenschaften, Fachbereich Geowissenschaften, Universität Bremen, No. 290. Bremen, Alemania. 120 pp.
205. Hebbeln D., C. Wienberg, P. Wintersteller, A. Freiwald, M. Becker, L. Beuck, C. Dullo, G. P. Eberli, S. Glogowski, L. Matos, N. Forster, H. Reyes-Bonilla, M. Taviani y the MSM 20-4 shipboard scientific Party. 2014. Environmental forcing of the Campeche cold-water coral province, southern Gulf of Mexico. *Biogeosciences*, 11: 1799-1815.
206. Heron S., J. Morgan, M. Eakin y W. Skirving. 2008. Hurricanes and their effects on Coral Reefs, p. 31-36. *En*: C. Wilkinson y D. Souter (Eds.) Status of Caribbean Coral Reefs after Bleaching and Hurricanes in 2005. Global Coral Reef Monitoring Network. 148 pp.
207. Herrera J.M. 2011. El papel de la matriz en el mantenimiento de la biodiversidad en habitats fragmentados. De la teoría ecológica al desarrollo de estrategias de conservación. *Ecosistemas*, 20(2): 21-34.
208. Hiatt R.W. y D.W. Strasburg. 1960. Ecological relationships of the fish fauna on coral reefs of the Marshall Islands. *Ecological Monographs*, 30(1): 65-127.
209. 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.

210. Hoegh-Guldberg O. y M. Fine. 2004. Low temperatures causes coral bleaching. *Coral Reefs*. 23. 444. <https://doi.org/10.1007/s00338-004-0401-2>
211. Hoegh-Guldberg O., D. Beal, T. Chaudhry, H. Elhaj, A. Abdullat, P. Etessy y M. Smits. 2015. Reviving the Ocean Economy: the case for action - 2015. WWF International, Gland, Switzerland, 60 pp.
212. Hoegh-Guldberg O., M. Fine, W. Skirving, R. Johnstone, S. Dove y A. Strong. 2005. Coral bleaching following wintry weather. *Limnology and Oceanography*, 50(1): 265-271.
213. Hoegh-Guldberg O., P.J. Mumby, A.J. Hooten, R.S. Steneck, P. Greenfield, E. Gómez, C.D. Harvell, P.F. Sale, A.J. Edwards, K. Caldeira, N. Knowlton, C.M. Eakin, R. Iglesias-Prieto, N. Muthiga, R. H. Bradbury, A. Dubi y M.E. Hatziolos. 2007. Coral Reefs Under Rapid Climate Change y Ocean Acidification. *Science*, 318: 1737-1742.
214. Horta-Puga G. 2003. Condition of selected reef sites in the Veracruz Reef System (stony corals and algae), p. 360-369 *En: J.C. Lang (Ed.) Status of Coral Reefs in the western Atlantic: Results of initial Surveys, Atlantic and Gulf Rapid Reef Assessment (AGRRA) Program. Atoll Research Bulletin* 496.
215. Horta-Puga G. 2007. Impactos Ambientales, p. 183-236. *En: J.W. Tunnell Jr., E.A. Chávez y K. Withers (Eds.) Arrecifes Coralinos del Sur del Golfo de México. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, Instituto Tecnológico Nacional.* 293 pp.
216. Horta-Puga G. y J.D. Carriquiry. 2008. Growth of the hermatypic coral *Montastraea cavernosa* in the Veracruz Reef System. *Ciencias Marinas*, 34(1): 107-112.
217. Huang D. 2012. Threatened Reef Corals of the Wolrd. *PlosOne*.
218. Hughes T.P., A.H. Baird, D.R. Bellwood, M. Card, S.R. Connolly, C. Folke, R. Grosberg, O. Hoegh-Guldberg, J.B.C. Jackson, J. Kleypas, J.M. Lough, P. Marshall, M. Nystroem, S.R. Palumbi, J.M. Pandolfi, B. Rosen y J. Roughgarden. 2003. Climate Change, Human Impacts, and the Resilience of Coral Reefs. *Science* 301: 929–933.
219. Hughes T.P., J.T. Kerry, A.H. Baird, S.R. Connolly, A. Dietzel, C.M. Eakin, S.F. Heron, A.S. Hoey, M.O. Hoogenboom, G. Liu, M.J. McWilliam, R.J. Pears, M.S. Pratchett, W.J. Skirving, J.S. Stella y G. Torda. 2018. Global warming transforms coral reef assemblages. *Nature*, 556: 492-496.
220. Hughes T.P., M.J. Rodrigues, D.R. Bellwood, D. Ceccarelli, O. Hoegh-Guldberg, L. McCook, N. Moltschanivskyj, M.S. Pratchett, R.S. Steneck y B. Willis. 2007. Phase Shifts, Herbivory, and the Resilience of Coral Reefs to Climate Change. *Current Biology*, 17: 360-365.
221. Humphries A.T. y M.K. La Peyre. 2015. Oyster reef restoration supports increased nekton biomass and potential commercial fishery value. *PeerJ* 3:e1111; DOI 10.7717/peerj.1111
222. Humphries A.T., M.K. La Peyre, M.E. Kimball y L.P. Pozas. 2011. Testing the effect of hábitat structure and complexity on nekton assemblages using experimental oyster reefs. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 409: 172-179.
223. ICRI (International Coral Reef Initiative). 2017. Coral Reef Life Declaration. June, 2017.

224. Idjadi J.A. y P.J. Edmunds. 2006. Scleractinian corals as facilitators for other invertebrates on a Caribbean reef. *Marine Ecology Progress Series*, 319: 117-127.
225. Iglesias-Prieto R., H. Reyes-Bonilla y R. Riosmena-Rodríguez. 2003. Effects of 1997-1998 ENSO on coral reef communities in the Gulf of California, Mexico. *Geofísica internacional*, 42(3): 467-471.
226. Iglesias-Prieto R., J.L. Matta, W.A. Robins y R.K. Trench. 1992. Photosynthetic response to elevated temperature in the symbiotic dinoflagellate *Symbiodinium microadriaticum* in culture. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 89: 10302-10305.
227. Igulu M.M., I. Nagelkerken, M. Dorenbosch, M.G.G. Grol, A.R. Harborne, I.A. Kimirei, P.J. Mumby, A.D. Olds y Y.D. Mgaya. 2014. Mangrove Habitat Use by Juvenile Reef Fish: Meta-Analysis Reveals that Tidal Regime Matters More than Biogeographic Region. *PloS One*, 9(12): 1-20.
228. IHO (International Hydrographic Organization). 1953. *Limits of Oceans y Seas (No. 23)*. International Hydrographic Organization.
229. INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía), SEGOB, SEMAR, SEMARNAT, SRE, SCT, INECC, CONANP y UNAM. 2015. *Catálogo del Territorio Insular Mexicano*. Aguascalientes, Ags. 245 pp.
230. INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 2017. *Conjunto de datos del Territorio Insular Mexicano*. Escala 1:50000. Versión 2.0: <http://www.beta.inegi.org.mx/app/biblioteca/ficha.html?upc=889463039839>
231. Jaap W.C. 2000. Coral reef restoration. *Ecological Engineering*, 15:345-364.
232. Jackson G.A. 1977. Nutrients and production of giant kelp, *Macrocystis pyrifera*, off southern California. *Limnology and Oceanography*, 22(6): 979-995.
233. Jackson J.B.C., M.K. Donovan, K.L. Cramer, V.V. Lam. 2014. *Status and Trends of Caribbean Coral Reefs: 1970-2012*. Global Coral Reef Monitoring Network, IUCN, Gland, Switzerland. 304 pp.
234. Jackson J.B.C., M.X. Kirby, W.H. Berger, K.A. Bjorndal, L.W. Botsford, B.J. Bourque, R.H. Bradbury, R. Cooke, J. Erlandson, J.A. Estes, T.P. Hughes, S. Kidwell, C.B. Lange, H.S. Lenihan, J.M. Pandolfi, C.H. Peterson, R.S. Steneck, M.J. Tegner y R.R. Warner. 2001. Historical Overfishing y the Recent Collapse of Coastal Ecosystems. *Science*, 293: 629-638.
235. Jennings S. y M.J. Kaiser. 1998. The Effects of Fishing on Marine Ecosystems. *Advances in Marine Biology*, 34: 201-352.
236. Jennings S. y N.V.C. Polunin. 1995. Comparative size and competition of yield froms six Fijian reef fisheries. *Journal of Fish Biology*, 46: 28-46.
237. Jernelöv A. y O. Lindén. 1981. Ixtoc I: A Case Study of the World's Largest Oil Spill. *AMBIO*, 10(6): 299-306.
238. Jiménez-Hernández M.A., A. Granados-Barba y L. Ortíz-Lozano. 2007. Análisis de la información científica en el Sistema Arrecifal Veracruzano, p. 1-16. *En: A. Granados-Barba, L.G. Abarca-Arenas y J.M. Vargas-Hernández (Eds.) Investigaciones Científicas*

- en el Sistema Arrecifal Veracruzano. Universidad Autónoma de Campeche. ISBN 968-5722-53-6. 304 pp.
239. Johnson C.A. 2017. Holding Polluting Countries to Account for Climate Change: Is “Loss and Damage” Up to the Task? *Review of Policy Research*, 34(1): 50-67.
 240. Johnson M.E., C. Lusic, E. Bartels, I.B. Baums, D.S. Gilliam, E.A. Larson, D. Lirman, M.W. Miller, K. Nedimyer y S. Schopmeyer. 2011. Caribbean *Acropora* Restoration Guide: Best Practices for Propagation and Population Enhancement : 1 -64
 241. Jongman R.H.G., M. Külvic e I. Kristiansen. 2004. European ecological networks and greenways. *Landscape and Urban Planning*, 68: 305-319.
 242. Jones J., K. Withers & J.W. Tunnell Jr. 2008. Comparison of benthic communities on six coral reefs in the Veracruz Reef System (Mexico). *Proceedings of the 11th International Coral Reef Symposium*.
 243. Jones K.R., O. Venter, R.A. Fuller, J.R. Allan, S.L. Maxwell, P.J. Negret y J.E.M. Watson. 2018. One-third of global protected land is under intense human pressure. *Science*, 360: 788-791.
 244. Jordán-Dahlgren E. 1987. Arrecifes profundos en la Isla de Cozumel, México. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología*, 195-208.
 245. Jordán-Dahlgren E. 1993. Atlas de los arrecifes coralinos del Caribe mexicano. Parte I. El Sistema Continental. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología y Centro de Investigaciones de Quintana Roo, México. 110 pp.
 246. Jordán-Dahlgren E. y R. Rodríguez Martínez. 2003. The Atlantic coral reefs of Mexico, *En: J. Cortés (Ed.), Latin American coral reefs*. Elsevier, Amsterdam, pp. 331-349.
 247. Karnauskas M., M.J. Schirripa, C.R. Kelble, G.S. Cook y J.K. Craig. 2013. Ecosystem status report for the Gulf of Mexico. National Oceanic and Atmospheric Administration Technical Memorandum NMFS-SEFSC-653. National Marine Fisheries Service. Southeast Fisheries Science Center. Miami, Florida. 52 pp.
 248. Kasper-Zubillaga J.J., J.S. Armstrong-Altrin y L. Rosales-Hoz. 2014. Geochemical study of coral skeletons from the Puerto Morelos Reef, southeastern Mexico. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 151: 78-87.
 249. Kasper-Zubillaga J.J., L. Rosales-Hoz y J.P. Bernal. 2010. Rare earth elements in corals from the Isla de Sacrificios Reef, Veracruz, Mexico. *Chemie der Erde*, 70: 55-60.
 250. Kiessling W., C. Simpson y M. Foote. 2010. Reefs as Cradles of Evolution y Sources of Biodiversity in the Phanerozoic. *Science*, 327: 196–198.
 251. Kleypas J.A. 1997. Modeled estimates of global reef habitat and carbonate production since the last glacial maximum. *Paleoceanography*, 12(4): 533-545.
 252. Knowlton N. 2001. The future of coral reefs. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 98: 5419-5425.
 253. Knowlton N., R.E. Brainard, R. Fisher, M. Moews, L. Plaisance y M.J. Caley. 2010. Coral Reef Biodiversity, p. 65-74. *En: McIntyre (Ed.) Life in the world’s oceans: diversity distribution and abundance*.

254. Kohn A.J. 1971. Diversity, utilization of resources, y adaptive radiation in shallow-water marine invertebrates of tropical oceanic islands. *Limnology y Oceanography*, 16(2): 332-348.
255. Kovalenko K.E., S.M. Thomaz y D.M. Warfe. 2012. Habitat complexity: approaches y future directions. *Hydrobiologia*, 685: 1–17.
256. Kramer P.A. y P.R. Kramer. 2002. *Ecoregional Conservation Planning for the Mesoamerican Caribbean Reef*. Washington, D.C. World Wildlife Fund. 140 pp.
257. Krekeler M.P.S., E.P. Argyilan, J. Lepp y L.E. Kearns. 2009. Investigation of calcareous beach sands in the Akumal and Tulum areas for use in constructed wetlands, Eastern Yucatan Peninsula. *Environmental Earth Sciences*, 59: 411-420.
258. Kritzer J.P. y P. Sale. 2004. Metapopulation ecology in the sea: from Levin's model to marine ecology and fisheries science. *Fish and Fisheries*, 5: 131-140.
259. Kritzer J.P., M.B. Delucia, E. Greene, C. Shumway, M.F. Topolski, J. Thomas-Blate, L.A. Chiarella, K.B. Davy y K. Smith. 2016. The importance of benthic habitats for coastal fisheries. *BioScience*, 66(4): 274-284.
260. Lamb J.B., B.L. Willis, E.A. Fiorenza, C.S. Couch, R. Howard, D.N. Rader, J.D. True, L.A. Kelly, A. Ahmad, J. Jompa y C.D. Harvell. 2018. Plastic waste associated with disease on coral reefs. *Science*, 359: 460-462.
261. Landa-Jaime V., E. Michel-Morfín, J. Arciniega-Flores, S. Castillo-Vargasmachuca y M. Saucedo-Lozano. 2013. Moluscos asociados al arrecife coralino de Tenacatita, Jalisco, en el Pacífico central mexicano. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 84: 1121-1136.
262. Lango-Reynoso F., M. Castañeda-Chávez, J.E. Zamora-Castro, G. Hernández-Zárate, M.A. Ramírez-Barragán y E. Solís-Morán. 2012. La acuariofilia de especies ornamentales marinas: un mercado de retos y oportunidades. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 40(1): 12-21.
263. Lara-Domínguez A.L., G.J. Villalobos-Zapata, E. Rivera-Arriaga, F. Vera-Herrera y H. Álvarez-Guillén. 1994. Origen de los desechos sólidos en las playas de Campeche. Mexico. *Revista de la Sociedad Mexicana de Historia Natural*, 45: 133-142.
264. Lara-Lara J.R., J.A. Arreola-Lizárraga, L.E. Calderón-Aguilera, V.F. Camacho-Ibar, G. de la Lanza-Espino, A. Escofet-Giansone, M.I. Espejel-Carvajal, M. Guzmán-Arroyo, L.B. Ladah, M. López-Hernández, E.A. Meling-López, P. Moreno-Casasola, H. Reyes-Bonilla, E. Ríos-Jara y J.A. Zertuche-González. 2008. Los ecosistemas costeros, insulares y epicontinentales, p. 109-134. *En: CONABIO (Ed.) Capital Natural de México. Vol. I: Conocimiento actual de la biodiversidad. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, D.F. 620 pp.*
265. Lavers J.L. y A.L. Bond. 2017. Exceptional and rapid accumulation of anthropogenic debris on one of the world's most remote and pristine islands. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 114: 6052-6055.
266. Le Corre N., F. Guichard y L.E. Johnson. 2012. Connectivity as a Management Tool for Coastal Ecosystems in Changing Oceans. P. 235-258. *En: M. Marcelli (Ed.) Oceanography. InTech. 348 pp.*

267. Lee R.F. y S. Steinert. 2003. Use of the single cell gel electrophoresis/comet assay for detecting DNA damage in aquatic (marine y freshwater) animals. *Mutation Research*, 544: 43-64.
268. Lenihan H.S. y C.H. Peterson. 2004. Conserving oyster reef habitat by switching from dredging and tonging to diver-harvesting. *Fish. Bull.* 102: 298-305.
269. León-Tejera H., E. Serviere-Zaragoza y J. González-González. 1996. Affinities of the marine flora of the Revillagigedo Islands, Mexico. *Hydrobiologia*, 326/327: 159-168.
270. Liñán-Cabello M.A. y J.E. Michel-Morfin. 2018. Recreational Beaches as Factors of Involvement in a Coral Community: Colima Case Study, p. 145-157. *En: C.M. Botero, O. Cervantes y C.W. Finkl. (Eds.) Beach Management Tools-Concepts, Methodologies y Case Studies. Coastal Research Library Volume 24. Department of Geosciences, Florida Atlantic University, Boca Raton FL. USA. 960 pp.*
271. Liu Y. Fu B. S. Wang y W. Zhao. 2018. Global ecological regionalization: from biogeography to ecosystem services. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 33: 1-8.
272. Lizárraga-Partida M.L., J. Porrás-Aguirre y F.B. Izquierdo-Vicuña. 1983. Tasa bacteriana hidrocarbonoclasticas/heterótrofas como Índice de impacto ambiental por petróleo crudo en la Sonda de Campeche. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar Y Limnología. UNAM.*
273. López-Pérez R.A, L.E. Calderón-Aguilera, H. Reyes-Bonilla, J.D. Carriquiry, P. Medina-Rosas, A.L. Cupul-Magaña, M.D. Herrero-Pérezrul, H.A. Hernández-Ramírez, M.Á. Ahumada-Sempoal y B.M. Luna-Salguero. 2012. Coral communities y reefs from Guerrero, Southern Mexican Pacific. *Marine Ecology*, 1-10.
274. López-Uriarte E. y E. Ríos-Jara. 2004. Guía de macrofauna marina asociada a comunidades de Coral del Pacífico central mexicano: Corales pétreos y Crustáceos. Primera edición. Universidad de Guadalajara. México. 84 pp.
275. Loya Y. 1972. Community structure y species diversity of hermatypic corals at Eilat, Red Sea. *Marine Biology*, 13: 100-123.
276. Lubchenco J. y K. Grorud-Colvert. 2015. Making waves: The science y politics of ocean protection. *Science* 350(6259): 382-383.
277. Lubchenco J., S. Gaines, K. Grorud-Colvert, S. Airamé, S. Palumbi, R. Warner y B. Simler-Smith. 2011. *The Science of Marine Reserves. Partnership for Interdisciplinary Studies of Coastal Oceans.* 21 pp.
278. Lubchenco J., S.R. Palumbi, S.D. Gaines y S. Andelman. 2003. Plugging a hole in the ocean: the emerging science of marine reserves. *Ecological Applications*, 13(1): S3-S7.
279. Luckenbach M.W., L.D. Coen, P.G. Ross Jr. y J.A. Stephen. 2005. Oyster Reef Habitat Restoration: Relationships Between Oyster Abundance and Community Development based on Two Studies in Virginia and South Carolina. *Journal of Coastal Research*, 40: 64-78.
280. Luckenbach M.W., R. Mann y J.A. Wesson. 1999. Oyster reef habitat restoration: a synopsis and synthesis of approaches; proceedings from the symposium,

- Williamsburg, Virginia, April 1995. Virginia Institute of Marine Science, College of William and Mary. 366 pp.
281. Luckhurst B.E. y K. Luckhurst. 1978. Analysis of the Influence of Substrate Variables on Coral Reef Fish Communities. *Marine Biology*, 49: 317-323.
 282. Lyell C. 1832. Principles of geology, being an attempt to explain the former changes of the Earth's surface, by reference to causes now in operation. London: John Murray. Volume 2. <http://darwin-online.org.uk>
 283. Lyn-Dybas C. 2015. Forests between the tides. *BioScience*, 1-7.
 284. MacArthur R.H. y E.O. Wilson. 1967. The theory of island biogeography. Princeton University Press, Princeton, New Jersey, U.S.A. 203 pp.
 285. Mackelworth P. 2012. Peace parks and transboundary initiatives: implications for marine conservation and spatial planning. *Conservation Letters*, 5: 90-98.
 286. Madden C. K., Goodin, B. Allee, M. Finkbeiner y D. Bamford. 2008. Coastal y Marine Ecological Classification Standard. National Oceanic y Atmospheric Administration y NatureServe. 77 pp.
 287. Maguire L.A. y J.W. Porter. 1977. A spatial model of growth and competition strategies in coral communities. *Ecological Modelling*, 3: 249-271.
 288. Maldonado M., R. Aguilar, J. Blanco, S. García, A. Serrano y A. Punzón. 2015. Aggregated Clumps of Lithistid Sponges: A Singular, Reef-Like Bahtyal Habitat with Relevant Paleontological Connections. *PLoS ONE*, 10(5): 1-20.
 289. Mariño-Tapia I., C. Enriquez, R. Silva-Casarín, E. Mendoza-Baldwin, E. Escalante-Mancera y F. Ruiz-Rentaría. 2014. Comparative morphodynamics between exposed and reef protected beaches under hurrican contitions. *Coastal Engineering Proceedings*, 1(34): 1-9.
 290. Marqués M. 2011. Bases de datos. Universitat Jaume. ISBN: 978-84-693-0146-3
 291. Marshall P. y H. Schuttenberg. 2006. A Reef Manager's Guide to coral bleaching. US National Oceanic and Atmospheric Administration and IUCN - The World Conservation Union. 163 pp.
 292. Martínez-Alandi C., M. Múgica de la Guerra, C. Castell-Puig y J.V. de Lucio-Fernández. 2009. Conectividad ecológica y áreas protegidas. Herramientas y casos prácticos. FUNGOBE, Madrid, España. 86 pp.
 293. Mata-Lara M. 2012. Evaluación de estrategias de manejo arrecifal en Akumal, Q.Roo: Disturbios antropogénicos y enfermedades Coralinas. Tesis de licenciatura, 125 pp.
 294. May R.M. 1988. How many species are there on Earth? *Science*, 241(4872): 1441-1449.
 295. May R.M. 1994. Biological diversity: differences between land and sea. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 105-111.
 296. McClain C.R. y J.P. Barry. 2010. Habitat heterogeneity, disturbance, y productivity work in concert to regulate diversity in deep submarine canyons. *Ecology*, 91(4): 964-976.

297. McGrady-Steed J., P.M. Harris y P.J. Morin. 1997. Biodiversity regulates ecosystem predictability. *Nature*, 390: 162-165.
298. Merino M. 1987. The coastal zone of Mexico. *Coastal Management*, 15: 27-42.
299. Micheli F. y B.S. Halpern. 2005. Low functional redundancy in coastal marine assemblages. *Ecology Letters*, 8: 391-400.
300. Miller A.W. 2000. Assessing the importance of biological attributes for invasion success: eastern oyster (*Crassostrea virginica*) introductions and associated molluscan invasions of Pacific and Atlantic coastal systems. 192 pp.
301. Miller K.A., L.E. Aguilar-Rosas y F.F. Pedroche. 2011. A review of non-native seaweeds from California, USA and Baja California, Mexico. *Hidrobiológica*, 21(3): 365-379.
302. Moberg F. y C. Folke. 1999. Ecological goods y services of coral reef ecosystems. *Ecological Economics*, 29: 215-233.
303. Moberg F. y P. Rönnbäck. 2003. Ecosystem services of the tropical seascape: interactions, substitutions y restoration. *Ocean & Coastal Management*, 46: 27-46.
304. Montaña-Moctezuma G., G. Torres-Moye, L. Aguilar-Rosas y A. Ramírez-Valdez. 2013. Estructura de la comunidad de peces, macroinvertebrados y macroalgas asociada a los bosques de *Macrocystis pyrifera* de la región ensenadense de Baja California. Información Base para una Propuesta de Monitoreo. Informe Final de Proyecto Financiado por Fondo Sectorial de Investigación Ambiental. SEMARNAT-INE-CONACYT, 51 pp.
305. Montaña-Moctezuma G., G. Torres-Moye, L. Aguilar-Rosas y A. Ramírez-Valdez. 2014. Estudio ecológico base de las comunidades de peces, macroinvertebrados y macroalgas que habitan los bosques de *Macrocystis pyrifera* de las Islas de la Región Ensenadense de la Península de Baja California, México. Reporte Técnico. 31 pp.
306. Mora C., S. Andréfouët, M.J. Costello, C. Kranenburg, A. Rollo, J. Veron, K.J. Gaston y R.A. Myers. 2006. Coral Reefs y the Global Network of Marine Protected Areas. *Ecology Science* 312(5781): 1750-1751.
307. Morrissey J.F. y S.H. Gruber. 1993. Habitat selection by juvenile lemon sharks, *Negaprion brevirostris*. *Environmental Biology of Fishes*, 38: 311-319.
308. Mumby P.J. 2006. Connectivity of reef fish between mangroves and coral reefs: algorithms for the design of marine reserves at seascape scales. *Biological conservation*, 128: 215-222.
309. Mumby P.J. y A. Hastings. 2008. The impact of ecosystem connectivity on coral reef resilience. *Journal of Applied Ecology*, 45: 854-862.
310. Mumby P.J. y R.S. Steneck. 2008. Coral reef management and conservation in light of rapidly evolving ecological paradigms. *Trends in Ecology and Evolution*, 23(10): 555-563.
311. Mumby P.J., A.J. Edwards, J.E. Arias-González, K.C. Lindeman, P.G. Blackwell, A. Gall, M.I. Gorcynska, A.R. Harborne, C.L. Pescod, H. Renken, C.C.C. Wabnitz y G. Llewellyn. 2004. Mangroves enhance the biomass of coral reef fish communities in the Caribbean. *Nature*, 427: 533- 536.

312. Muñoz-Chagín R.F. y G. de la Cruz-Agüero. 1993. Corales del Arrecife de Akumal, Quintana Roo, p. 761-771. *En*: S.I. Salazar-Vallejo y N.E. González (Eds.) Biodiversidad Marina y Costera de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Aprovechamiento de la Biodiversidad y Centro de Investigaciones de Quintana Roo. 865 pp.
313. Nagelkerken I. G. van der Velde, M.W. Gorissen, G.J. Meijer, T. van't Hof y C. den Hartog. 2000a. Importance of mangroves, seagrass beds and the shallow coral reef as a nursery for important coral reef fishes, using a visual census technique. *Estuarine, Coastal y Shelf Science*, 51: 31-44.
314. Nagelkerken I., M. Dorenbosch, W.C.E.P. Verberk, E. Chochochet de la Morinière y G. van der Velde. 2000b. Importance of shallow-water biotopes of a Caribbean bay for juvenile coral reef fishes: patterns in biotope association, community structure and spatial distribution. *Marine Ecology Progress Series*, 202: 175-192.
315. Nava G. y M. García. 2014. Restauración de especies clave para la conservación de arrecifes de coral en áreas naturales protegidas de México, p. 241-243. *En*: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. (Ed.) Quinto Informe Nacional de México ante el Convenio sobre la Diversidad Biológica (CDB), México, D.F. 307 pp.
316. Newman S.P., R.D. Handy y S.H. Gruber. 2010. Diet and prey preference of juvenile lemon sharks *Negaprion brevirostris*. *Marine Ecology Progress Series*, 398: 221-234.
317. Newton K., I.M. Coté, G.M. Pilling, S. Jennings y N.K. Dulvy. 2007. Current and Future Sustainability of Island Coral Reef Fisheries. *Current Biology* 17, 655-658.
318. Ogden J.C. 1997. Marine Manager Look Upstream for Connections. *Science* 278: 1414-1415.
319. OHI (Ocean Health Index). 2017. Annual Scores and Rankings. <http://www.oceanhealthindex.org/region-scores/annual-scores-and-rankings>
320. Okolodkov Y.B. 2010. Biogeografía Marina. Universidad Autónoma de Campeche. 217 p.
321. Oreskes N. 2004. The scientific consensus on climate change. *Science*, 306: 1686-1686.
322. Ortiz-Lozano L. 2012. Identification of priority conservation actions in marine protected areas: Using a causal networks approach. *Ocean & Coastal Management*, 55: 74-83.
323. Ortiz-Lozano L., A. Granados-Barba e I. Espejel. 2009b. Ecosystemic zonification as a management tool for marine protected areas in the coastal zone: Applications for the Sistema Arrecifal Veracruzano National Park, Mexico. *Ocean & Coastal Management*, 52:317-323.
324. Ortiz-Lozano L., A. Granados-Barba, V. Solís-Weiss y M.A. García-Salgado. 2005. Environmental evaluation and development of the Mexican Coastal Zone. *Ocean & Coastal Management*, 48: 161-176.

325. Ortiz-Lozano L., A.L. Gutiérrez-Velázquez y A. Granados-Barba. 2009a. Marine and terrestrial protected areas in Mexico: importance of their functional connectivity in conservation management. *Ocean & Coastal Management*, 52: 620-627.
326. Ortiz-Lozano L., C. Colmenares-Campos y A. Gutiérrez-Velázquez. 2018b. Submerged Coral Reefs in the Veracruz Reef System, Mexico, and its implications for marine protected area management. *Ocean and Coastal Management*, 158: 11-23.
327. Ortiz-Lozano L., F.X. Martínez-Esponda, M. Escorcia-Quintana, G. García-Maning, X. Ramos-Pedruza Ceballos y C. Colmenares-Campos. 2018a. El corredor arrecifal del suroeste del golfo de México. Retos y oportunidades para su protección. Centro Mexicano de Derecho Ambiental. 78 pp.
328. Ortiz-Lozano L., H. Pérez-España, A. Granados-Barba, C. González-Gándara, A. Gutiérrez-Velázquez y J. Martos. 2013. The Reef Corridor of the Southwest Gulf of Mexico: Challenges for its management and conservation. *Ocean & Coastal Management*, 86: 22-32.
329. Ortiz-Lozano L., L. Olivera-Vázquez y I. Espejel. 2017. Legal protection of ecosystem services provided by Marine Protected Areas in Mexico. *Ocean & Coastal Management*, 138: 101-110.
330. Ortiz-Lozano L., V. Valadez-Rocha y S. Hayasaka-Ramírez. 2015. Influencia histórica de la ciudad y puerto de Veracruz sobre el Sistema Arrecifal Veracruzano, p. 1-18. *En: A. Granados-Barba, L.D. Ortiz-Lozano, S. Salas-Monreal y C. González-Gándara. (Eds.) Aportes al conocimiento del Sistema Arrecifal Veracruzano: hacia el Corredor Arrecifal del Suroeste del Golfo de México, Universidad Autónoma de Campeche. 366 pp.*
331. Padilla C. 2001. El coral negro, un recurso en la profundidad. *CONABIO. Biodiversitas*, 39: 7-10.
332. Pandolfi J.M., R.H. Bradbury, E. Sala, T.P. Hughes, K.A. Bjorndal, R.G. Cooke, B. McArdle, L. McClenachan, M.J.H. Newman, G. Paredes, R.R. Warner y J.B.C. Jackson. 2003. Long-term decline of Coral reef ecosystems. *Science*, 301: 955-958.
333. Parnell P.E., P.K. Dayton, C.E. Lennert-Cody, L.L. Rasmussen y J.J. Leichter. 2006. Marine reserve design: optimal size, habitats, species affinities, diversity, y ocean microclimate. *Ecological Applications*, 16(3): 945-962.
334. Parry M.L., O.F. Canziani y J.P. Palutikof. 2007. Resumen Técnico. Cambio Climático 2007: Impactos, Adaptación y Vulnerabilidad. Aportes del Grupo de Trabajo II al Cuarto Informe de Evaluación del Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático, Cambridge University Press, Cambridge, Reino Unido. 100 pp.
335. Paulay G. 1997. Diversity and distribution of reef organisms, p. 298-373. *En: C.E. Birkeland (Ed.) Life and death of coral reefs.*
336. Pauly D. y V. Christensen. 1995. Primary production required to sustain global fisheries. *Nature* 374: 255–257.
337. Pauly D., J. Alder, E. Bennett, V. Christensen, P. Tyedmers y R. Watson. 2003. The Future for Fisheries. *Science*, 302: 1359-1361.

338. Pauly D., V. Christensen, J. Dalsgaard, R. Froese y F. Torres. 1998. Fishing down marine food webs. *Science* 279: 860–863.
339. Pauly D., V. Christensen, S. Guénette, T.J. Pitcher, U.R. Sumaila, C.J. Walters, R. Watson y D. Zeller. 2002. Towards sustainability in world fisheries. *Nature*, 418: 689-695.
340. Paz-García D.A., E.F. Balart y F.J. García-de-Léon. 2012. Cold water bleaching of *Pocillopora* in the Gulf of California. Proceedings of the 12th International Coral Reef Symposium, Cairns, Australia.
341. Pérez-España H. y J.M. Vargas-Hernández. 2008. Caracterización ecológica y monitoreo del Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano: Primera Etapa. Universidad Veracruzana. Centro de Ecología y Pesquerías Informe final SNIB-CONABIO proyecto No. DM002. México D.F.
342. Pérez-España H., J. Santander-Monsalvo, J. Bello-Pineda, R.S. Gómez-Villada, J.A. Ake-Castillo, M.A. Lozano-Aburto, M.A. Román-Vives y M. Marín-Hernández. 2012. Caracterización ecológica del Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano, p. 581-601. *En*: A.J. Sánchez, X. Chiappa-Carrara y R. Brito-Pérez (Eds.) Recursos acuáticos costeros del suroeste. Red para el conocimiento de los recursos costeros del sureste, 674 pp.
343. Peterson C.H., J.H. Grabowski y S.P. Powers. 2003. Estimated enhancement of fish production resulting from restoring oyster reef habitat: quantitative valuation. *Marine Ecology Progress Series*, 264: 249–264.
344. Pezzey J.C.V., C.M. Roberts y B.T. Urdal. 2000. A simple bioeconomic model of a marine reserve. *Ecological Economics*, 33: 77-91.
345. Pickett S.T.A. y J.N. Thompson. 1978. Patch dynamics and the design of nature reserves. *Biological Conservation*, 13: 27-36.
346. Planes S., R. Galzin, A. Garcia-Rubies, R. Goñi, J.-G. Harmelin, L. Le Diréach, P. Lenfant y A. Quetglas. 2000. Effects of marine protected areas on recruitment processes with special reference to Mediterranean littoral ecosystems. *Environmental Conservation*, 27(2): 126-143.
347. Planes S., G.P. Jones y S.R. Thorrold. 2009. Larval dispersal connects fish populations in a network of marine protected areas. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 106(14): 5693-5697.
348. PND. 2013. Plan Nacional de Desarrollo 2013-2018. Gobierno de la República de México. 283 pp.
349. Pondella D., K. Schiff, R. Schaffner, A. Zellmer y J. Coates. 2016. Southern California Bight 2013 Regional Monitoring Program: Volume II. Rocky Reefs. SCCWRP Technical Report 932. 90 pp.
350. Pondella II D.J., B.E. Gintert, J.R. Cobb y L.G. Allen. 2005. Biogeography of the nearshore rocky-reef fishes at the southern y Baja California islands. *Journal of Biogeography*, 32: 187-201.

351. Porter A.L. y J.J. Fittipaldi. 1998. Environmental Methods Review: Retooling Impact Assessment for the New Century. Army Environmental Policy Institute, U.S.A. 309 pp.
352. Pressey R.L., C.J. Humphries, C.R. Margules, R.I. Vane-Wright y P.H. Williams. 1993. Beyond Opportunism: Key Principles For Systematic Reserve Selection. *Trends in Ecology y Evolution*. 8: 124–128.
353. Quintana y Molina J. 1991. Resultados del programa de investigaciones en arrecifes veracruzanos del Laboratorio de Sistemas Bentónicos Litorales. *Hidrobiológica*, 1(1): 73-86.
354. Quintero-Mármol A.M., F. Pellon de Miranda, R. Goodman, K. Bannerman, E. Campos-Pedroso y M. Herrera-Rodríguez. 2005. Emanación natural de Cantarell: laboratorio natural para experimentos de derrames de petróleo. *International Oil Spill Conference Proceedings*, 1: 1039-1044.
355. Quiroga-Martínez R. 2007. Indicadores ambientales y de desarrollo sostenible: avances y perspectivas para América Latina y el Caribe. CEPAL. 228 pp.
356. Ramamurthy V.D. y J. Sreenivasan. 1983. Sources of oil pollution along the Indian coasts of Arabian Sea, Bay of Bengal Indian Ocean, and its impact on commercial fisheries. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología-UNAM*.
357. Ramírez-Chávez F. 1987. Desastres relacionados con el manejo de hidrocarburos. *Medidas de Prevención. Petróleos Mexicanos*, 23 pp.
358. Ramírez-Rodríguez M., G. de la Cruz-Agüero y C. López-Ferreira. 2009. Caracterización socioeconómica del ordenamiento ecológico marino: representación de impactos de las actividades socioeconómicas en el ambiente marino, p. 107-143. *En: A. Córdova y Vázquez, F. Rosete-Vergés, G. Enríquez-Hernández y B. Fernández de la Torre (Eds.) Ordenamiento ecológico marino: visión integrada de la regionalización. SEMARNAT-INE, México. 232 pp.*
359. Reaka-Kudla M.L. 1997. The global biodiversity of coral reefs: a comparison with rain forests, p. 83-108. *Biodiversity II: Understanding and protecting our biological resources*, 551 pp.
360. ReefBase. 2017. ReefBase: A Global Information System for Coral Reefs. November, 2017. <http://www.reefbase.org>
361. Reguero B.J., M.W. Beck, V.N. Agostini, P. Kramer y B. Hancock. 2018. Coral reefs for coastal protection: A new methodological approach and engineering case study in Grenada. *Journal of Environmental Management*, 210: 146-161.
362. Reyes-Bonilla H. 1993. Biogeografía y Ecología de los Corales Hermatípicos (Anthozoa: Scleractinia) del Pacífico de México, p. 207-222. *En: S.I. Salazar-Vallejo y N.E. González (Eds.) Biodiversidad Marina y Costera de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Aprovechamiento de la Biodiversidad y Centro de Investigaciones de Quintana Roo. 865 pp.*
363. Reyes-Bonilla H. 2001. Effects of the 1997-1998 El Niño-Southern Oscillation on coral communities of the Gulf of California, Mexico. *Bulletin of Marine Science*, 69(1): 251-266.

364. Reyes-Bonilla H. 2003. Coral reefs of the Pacific coast of Mexico, 331-349. *En:* J. Cortés (Ed.) Latin American Coral Reefs. Centro de Investigación en Ciencias del Mar y Limnología, Universidad de Costa Rica, San Pedro, Costa Rica. 497 pp.
365. Reyes-Bonilla H. y L.E. Calderón-Aguilera. 1999. Population Density, Distribution and Consumption Rates of Three Corallivores at Cabo Pulmo Reef, Gulf of California, Mexico. *Marine Ecology*, 20(3-4): 347-357.
366. Reyes-Bonilla H. y R.A. López-Pérez. 2009. Corals and Coral-Reef Communities in the Gulf of California, p. 45-57. *En:* A. Johnson y J. Ledezma-Vázquez (Eds.) Atlas of coastal ecosystems in the western Gulf of California, The University of Arizona Press, Tucson.
367. Reyes-Bonilla H., J.D. Carriquiry, G.E. Leyte-Morales y A.L. Cupul-Magaña. 2002. Effects of the El Niño-Southern Oscillation and the anti-El Niño event (1997-1998) on coral reefs of the western coast of Mexico. *Coral Reefs*, 21: 368-372.
368. Reyes-Bonilla H., J.T. Ketchum, G. Cruz-Piñón y E. Barjau-González. 2006. Catálogo de corales pétreos (anthozoa: scleractinia) depositados en el Museo de Historia Natural de la UABCS. Serie Didáctica, Universidad Autónoma de Baja California Sur. 147 pp.
369. Reyes-Bonilla H., L.E. Calderón-Aguilera, G. Cruz-Piñón, P. Medina-Rosas, R.A. López-Pérez, M.D. Herrero-Pérezrul, G.E. Leyte-Morales, A.L. Cupul-Magaña y J.D. Carriquiry-Beltrán. 2005. Atlas de corales pétreos (Anthozoa: Scleractinia) del Pacífico mexicano. Sociedad Mexicana de Arrecifes Coralinos, Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología, Departamento de Biología Marina de la Universidad Autónoma de Baja California Sur, Centro Universitario de la Costa de la Universidad de Guadalajara y Universidad del Mar. México. 124 pp.
370. Reyes-Bonilla H., L.E. Escobosa-González, A.L. Cupul-Magaña, P. Medina-Rosas y L.E. Calderón-Aguilera. 2013. Estructura comunitaria de corales zooxantelados (Anthozoa: Scleractinia) en el arrecife coralinos de Carrizales, Pacífico mexicano. *Revista de Biología Tropical*, 61(2): 583-594.
371. Reyes-Bonilla H., P.A. Álvarez del Castillo-Cárdenas, L.E. Calderón-Aguilera, C.E. Erosa-Ricárdez, F.J. Fernández-Rivera Melo, T.C. Frausto, B.M. Luna-Salguero, X.G. Moreno-Sánchez, M.C. Mozqueda-Torres, C.O. Norzagaray-López y D. Petatán-Ramírez. 2014. Servicios Ambientales de Arrecifes Coralinos: El Caso del Parque Nacional Cabo Pulmo, Baja California Sur, 49-77. *En:* J.I. Urciaga-García (Ed.) Desarrollo Regional en Baja California Sur: Una Perspectiva de los Servicios Ecosistémicos, Universidad Autónoma de Baja California Sur, Baja California Sur, México. 229 pp.
372. Reyna-González P.C., J. Bello-Pineda, L. Ortiz-Lozano, H. Pérez-España, P. Arceo y J. Brenner. 2014. Incorporating expert knowledge for development spatial modeling in assessing ecosystem services provided by coral reefs: A tool for decision-making. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 49(2): 279-292.

373. Rife A.N., B. Erisman, A. Sanchez y O. Aburto-Oropeza. 2013. When good intentions are not enough... Insights on networks of "paper park" marine protected areas. *Conservation Letters*, 6: 200-212.
374. Risk M.J. 1972. Fish diversity on a coral reef in the Virgin Islands. *Atoll Research Bulletin*, 153: 1-6.
375. Rivas-Toledo A. 2006. *Gobernanza de los Sistemas Nacionales de Áreas Protegidas en los Andes Tropicales: Diagnóstico regional y análisis comparativo*, UICN, Quito, Ecuador, 68 pp.
376. Rivera-Arriaga E. 2004. El Golfo de México: problemas compartidos, soluciones conjuntas, p. 517-529. *En*: E. Rivera-Arriaga, G.J. Villalobos-Zapata, I. Azuz-Adeath y F. Rosado-May (Eds.) *El manejo costero en México*. UCAM, SEMARNAT, CETYS, UQROO. México. 654 pp.
377. Rivera-Arriaga E. y G. Villalobos. 2001. The coast of Mexico: approaches for its management. *Ocean & Coastal Management*, 44: 729-756.
378. Roberts C.M. 1995. Effects of fishing on the ecosystem structure of coral reefs. *Conservation Biology* 9:988-995.
379. Roberts C.M. 1997. Connectivity y management of Caribbean coral reefs. *Science*, 278: 1454-1457.
380. Roberts C.M. 2000. Selecting Marine Reserve locations: optimality versus opportunism. *Bulletin of Marine Science*, 66(3): 581-592.
381. Roberts C.M. y J.P. Hawkins. 1999. Extinction risk in the sea. *Trends in Ecology y Evolution*, 14: 241-245.
382. Roberts C.M. y J.P. Hawkins. 2000. *Reservas marinas totalmente protegidas: una guía*. Campaña mares en peligro del Fondo Mundial para la Naturaleza. Washington, DC, USA y Environment Department, University of York, UK: 144 pp.
383. Roberts C.M., B. Halpern, S.R. Palumbi y R.R. Warner. 2001. Designing Marine Reserve Networks, Why Small, Isolated Protected Areas Are Not Enough. 2(3): 1-8.
384. Roberts C.M., C.J. McClean, J.E.N. Veron, J.P. Hawkins, G.R. Allen, D.E. McAllister, C.G. Mittermeier, F.W. Schueler, M. Spalding, F. Wells, C. Vynne y T.B. Werner. 2002. Marine Biodiversity Hotspots y Conservation Priorities for Tropical Reefs. *Science*, 295: 1280-1284.
385. Roberts C.M., G. Branch, R.H. Bustamante, J.C. Castilla, J. Dugan, B.S. Halpern, K.D. Lafferty, H. Leslie, J. Lubchenco, D. McArdle, M. Ruckelshaus y R.R. Warner. 2003b. Application of ecological criteria in selecting marine reserves y developing reserve networks. *Ecological Applications*, 13(1): S215-S228.
386. Roberts C.M., J.P. Hawkins y F.R. Gell. 2005. The role of marine reserves in achieving sustainable fisheries. *Philosophical Transactions of The Royal Society*, 360: 123-132.
387. Roberts C.M., S. Andelman, G. Branch, R.H. Bustamante, J.C. Castilla, J. Dugan, B.S. Halpern, K.D. Lafferty, H. Leslie, J. Lubchenco, D. McArdle, H.P. Possingham, M. Ruckelshaus y R.R. Warner. 2003a. Ecological criteria for evaluating candidate sites for marine reserves. *Ecological Applications*, 13(1): S199-S214.

388. Rodríguez-Martínez R.E. 2008. Community involvement in marine protected areas: The case of Puerto Morelos reef, México. *Journal of Environmental Management*, 88: 1151-1160.
389. Rodríguez-Martínez R.E., A.T. Banaszak, M.D. McField, A.U. Beltrán-Torres y L. Álvarez-Filip. 2014. Assessment of *Acropora palmata* in the Mesoamerican Reef System. *PLoS ONE*, 9(4): e96140. doi:10.1371/journal.pone.0096140
390. Rowell K., K.W. Flessa, D. L. Dettman, M.J. Román, L.R. Gerber, y L.T. Findley. 2008. Diverting the Colorado River leads to a dramatic life history shift in an endangered marine fish. *Biological Conservation*, 141: 1138-1148.
391. Ruiz G.M., P.W. Fofonoff, B. Steves, S.F. Foss y S.N. Shiba. 2011. Marine invasion history and vector analysis of California: a hotspot for western North America. *Diversity and Distributions*, 17: 362-373.
392. Russ G.R. A.C. Alcalá. 2003. Marine reserves: rates and patterns of recovery and decline of predatory fish, 1983-2000. *Ecological Applications*, 13(6), 1553-1565.
393. Russ G.R. y A.C. Alcalá. 2004. Marine reserves: long-term protection is required for full recovery of predatory fish populations. *Oecologia*, 138: 622-627.
394. Russ G.R., A.J. Cheal, A.M. Dolman, M.J. Emslie, R.D. Evans, I. Miller, H. Sweatman y D.H. Williamson. 2008. Rapid increase in fish numbers follows creation of world's largest marine reserve network. *Current Biology*, 18(12): R514-R515.
395. Saavedra-Sotelo N.C., L.E. Calderón-Aguilera, H. Reyes-Bonilla, R.A. López-Pérez, P. Medina-Rosas y A. Rocha-Olivares. 2011. Limited genetic connectivity of *Pavona gigantea* in the Mexican Pacific. *Coral Reefs*, 30: 677-686.
396. Sala E. y S. Giakoumi. 2017. No-take marine reserves are the most effective protected areas in the ocean. *ICES Journal of Marine Science*, 75(3): 1166-1168.
397. Sala E., J. Lubchenco, K. Grorud-Colvert, C. Novelli, C. Roberts y U.R. Sumaila. 2018. Assessing real progress towards effective ocean protection. *Marine Policy*, 91: 11-13.
398. Sala E., O. Aburto-Oropeza, G. Paredes, I. Parra, J.C. Barrera y P.K. Dayton. 2002. A general model for designing networks of marine reserves. *Science*, 298: 1991-1993.
399. Sale P.F. 1977. Maintenance of high diversity in coral reef fish communities. *The American Naturalist*, 111(978): 337-359.
400. Sale P.F. y J.P. Kritzer. 2003. Determining the extent and spatial scale of population connectivity: decapods and coral reef fishes compared. *Fisheries Research*, 65: 153-172.
401. Sale P.F., R.K. Cowen, B.S. Danilowicz, G.P. Jones, J.P. Kritzer, K.C. Lindeman, S. Planes, N. V.C. Polunin, G.R. Russ, Y.J. Sadovy y R.S. Steneck. 2005. Critical science gaps impede use of no-take fishery reserves. *Trends in Ecology and Evolution*, 20(2): 74-80.
402. Sanchirico J.N. y P. Mumby. 2009. Mapping ecosystem functions to the valuation of ecosystem services: implications of species-habitat associations for coastal land-use decisions. *Theoretical Ecology*, 2: 67-77.

403. Santander-Monsalvo J., I. López-Huerta, A. Aguilar-Perera, y A. Tuz-Sulub A. 2012. First record of the red lionfish (*Pterois volitans* [Linnaeus, 1758]) off the coast of Veracruz, Mexico. *BioInvasions Records*, 1(2), 121-124.
404. Santos T. y J.L. Tellería. 2006. Pérdida y fragmentación del habitat: efecto sobre la conservación de las especies. *Ecosistemas*, 15(2): 3-12.
405. Sarmiento-Torres M. del R., E. Ortíz-Espinoza y J. Álvarez-Rosas. 2003. Emergencias ambientales asociadas a sustancia químicas en México. *Gaceta Ecológica*, 66: 54-63.
406. Saunders D.A. R.J. Hobbs y C.R. Margules. 1991. Biological consequences of Ecosystem Fragmentation: a review. *Conservation Biology*, 5(1): 18-32.
407. Schuhmacher H., y H. Zibrowius. 1985. What is hermatypic? A redefinition of ecological groups in corals y other organisms. *Coral Reefs*, 4: 1-9.
408. Seavey J.R., W.E. Pine III, P. Frederick, L. Sturmer y M. Berrigan. 2011. Decadal changes in oyster reefs in the Big Bend of Florida's Gulf Coast. *Ecosphere*, 2(10): 114. doi:10.1890/ES11-00205.1
409. Serviere-Zaragoza E., R. Riosmena-Rodríguez, H. León-Tejera y J. González-González. 2007. Distribución espacial de macroalgas marinas en las islas Revillagigedo, México. *Ciencia y Mar*, XI(31): 3-13.
410. Sgarlatta M.P., A. Ramírez-Valdez y L.E. Calderón-Aguilera. 2016. Assessing the role of fish in kelp forests y rocky reefs. *DataMares*. InteractiveResource. <http://doi.org/10.13022/M3GP44>
411. Sherman K. 1991. The Large Marine Ecosystem concept: research y management strategy for living marine resources. *Ecological Applications*, 1(4): 349-360.
412. Sherman K. 1994. Sustainability, biomass yields, and health of coastal ecosystems: an ecological perspective. *Marine Ecology Progress Series*, 112: 277-301.
413. Sherman K. 1995. Achieving regional cooperation in the management of marine ecosystems: the use of the large marine ecosystem approach. *Ocean & Coastal Management*, 29(1-3): 165-185.
414. Sherman K., L.M. Alexander y B.D. Gold. 1993. Large Marine Ecosystems, stress, mitigation, and sustainability. American Association for the Advancement of Science. Washington, USA. 376 pp.
415. Shinn E.A. 1974. Oil Structures as Artificial Reefs, p. 91-96. *En*: L. Colunga y R. Stone. (Eds.) *Proceedings: Artificial Reef Conference*, Center for Marine Resources-Texas A&M University, National Marine Fisheries Service y Texas Coastal y Marine Council, Houston, Texas. 151 pp.
416. SIGEA. 2014. Caracterización de la biota marina asociada a las plataformas petroleras en la Sonda de Campeche. 63 pp.
417. Simberloff D. 1998. Flagships, umbrellas, and keystones: is single-species management passé in the landscape era? *Biological Conservation*, 83(3): 247-257.
418. Simberloff D.S. y L.G. Abele. 1976. Island Biogeography Theory y Conservation Practice. *Science*, 191(4224): 285-286.

419. Simberloff D.S. y L.G. Abele. 1982. Refuge Design y Island Biogeographic Theory: Effects of Fragmentation. *The American Naturalist*, 120(1): 41-50.
420. Small A.M., W.H. Adey y D. Spoon. 1998. Are current estimates of coral reef biodiversity too low? The view through the window of a microcosm. *Atoll Research Bulletin*, 458: 1-20.
421. Smith D.J., D.J. Suggett y N.R. Baker. 2005. Is photoinhibition of zooxanthellae photosynthesis the primary cause of thermal bleaching in corals? *Global Change Biology* 11. Doi: 10.1111/j.1365-2486.2004.00895.x
422. Smith J. y A. Metaxas. 2018. A decision tree that can address connectivity in the design of Marine Protected Area Networks (MPAn). *Marine Policy*, 88: 269-278.
423. Smith S.V. 1978. Coral-reef area y the contributions of reefs to processes y resources of the world's oceans. *Nature*, 273: 225-226.
424. Sosa-Cordero E., A. Medina-Quej, A. Ramírez-González, M. Domínguez-Viveros y W. Aguilar-Dávila. 1993. Invertebrado Marinos Explotados en Quintana Roo, p. 709-734. *En: S.I. Salazar-Vallejo y N.E. González (Eds.) Biodiversidad Marina y Costera de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Aprovechamiento de la Biodiversidad y Centro de Investigaciones de Quintana Roo. 865 pp.*
425. Soto L., A. Gracia y A. Vázquez-Botello. 1981. Study of the Penaeid Shrimp Population in Relation to Petroleum Hydrocarbons in Campeche Bank, p. 81-100. *Proceedings of the 33th Gulf y Caribbean Fisheries Institute. University of Miami: Gulf y Caribbean Fisheries Institute.*
426. Soto I., S. Andréfouët, C. Hu, F.E. Muller-Karger, C.C. Wall, J. Sheng y B.G. Hatcher. 2009. Physical connectivity in the Mesoamerican Barrier Reef System inferred from 9 years of ocean color observations. *Coral Reefs*, 28: 415-425.
427. Soulé M.E. y M.A. Sanjayan. 1998. Conservation Targets: Do They Help? *Science*, 279: 2060-2061.
428. Spalding M.C. y A.N. Grenfell. 1997. New estimates of global and regional coral reef areas. *Coral Reefs*, 16: 225-230.
429. Spalding M.D., C. Ravilious y E.P. Green. 2001. *World Atlas of Coral Reefs*. Prepared at the United Nations Environment Programme – World Conservation Monitoring Centre. University of California Press, Berkeley, USA. 424 pp.
430. Spalding M.D., H.E. Fox, G.R. Allen, N. Davidson, Z.A. Ferdaña, M. Finlayson, B.S. Halpern, M.A. Jorge, A. Lombana, S.A. Lourie, K.D. Martin, E. McManus, J. Molnar, C.A. Recchia y J. Robertson. 2007. *Marine Ecoregions of the World: a Bioregionalization of Coast y Shelf Areas. BioScience* 57(7): 573-583.
431. Spurgeon J.P.G. y B. Aylward. 1992. *The Economic Value of Ecosystems: 4 - coral reefs*. London Environmental Economics Centre. International Institute for Environment y Development. Londres. 15 pp.
432. Stelfox M., L. Hudgins y M. Sweet. 2016. A review of ghost gear entanglement amongst marine mammals, reptiles and elasmobranchs. *Marine Pollution Bulletin*, 111: 6-17.

433. Steneck R.S., M.H. Graham, B.J. Bourque, D. Corbett, J.M. Erlandson, J.A. Estes y M.J. Tegner. 2002. Kelp forest ecosystems: biodiversity, stability resilience y future. *Environmental Conservation*, 29(4): 436-459.
434. Stoms D.M., F.W. Davis, S.J. Andelman, M.H. Carr, S.D. Gaines, B.S. Halpern, R. Hoenicke, S.G. Leibowitz, A. Leydecker, E.M.P. Madin, H. Tallis y R.R. Warner. 2005. Integrated coastal reserve planning: making the land-sea connection. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 3(8): 429-436.
435. Suárez-Castillo A.N., J. Torre y J. Álvarez-Romero. 2014. Diseño de una red de reservas marinas para los arrecifes costeros en la Región de las Grandes Islas, Golfo de California, p. 247-249. *En: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. (Ed.) Quinto Informe Nacional de México ante el Convenio sobre la Diversidad Biológica (CDB), México, D.F. 307 pp.*
436. Sutherland W.J., A.S. Pullin, P.M. Dolman y T.M. Knight. 2004. The need for evidence-based conservation. *Trends in Ecology y Evolution*, 19(6): 305-308.
437. Talbot F. y C. Wilkinson. 2001. Coral reefs, mangroves and seagrasses: a sourcebook for managers. Australian Institute for Marine Science. 193 pp.
438. Taylor P.D., L. Fahrig, K. Henein y G. Merriam. 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos*, 68(3): 571-573.
439. Tegner M.J. y P.K. Dayton. 2000. Ecosystem effects of fishing in kelp forest communities. *ICES Journal of Marine Science*, 57: 579-589.
440. Tewksbury J.J., D.J. Levey, N.M. Haddad, S. Sargent, J.L. Orrock, A. Weldon, B.J. Danielson, J. Brinkerhoff, E.I. Damschen y P. Townsend. 2002. Corridors affect plants, animals, y their interactions in fragmental landscapes. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 99: 12923-12926.
441. Therivel R. 2004. Strategic Environmental Assessment in Action. Earthscan, U.K. y U.S.A. 276 pp.
442. Toledo V.M. y M. de J. Ordóñez. 2009. Zonas ecológicas de México. Extracted from projects A006 y E021: Diagnóstico de los escenarios de la biodiversidad en México. Fases 1 y 2. Escala 1:1,000,000. Centro de Ecología, UNAM. The Project was financed by the National Commission for the Knowledge y Use of Biodiversity (CONABIO). Mexico.
443. Tolley S.G. y A.K. Volety. 2005. The role of oysters in hábitat use of oyster reefs by resident fishes and decapod crustaceans. *Journal of Shellfish Research*, 24(4): 1007-1012.
444. Tomascik T., R. van Woesik y A.J. Mah. 1996. Rapid coral colonization of a recent lava flow following a volcanic eruption, Banda Islands, Indonesia. *Coral Reefs*, 15: 169-175.
445. Torres-Moye G. y A. Escofet. 2014. Land-Sea Interactions in Punta China (Baja California, México): Addressing Anthropic and Natural Disturbances in a Retrospective Context. *Journal of Environmental Protection*, 5: 1520-1530.

446. Torres-Moye G., M.S. Edwards y G. Montaña-Moctezuma. 2013. Benthic community structure in kelp forests from the Southern California Bight. *Ciencias Marinas*, 39(3): 239-252.
447. Tunnell Jr. J.W. 1988. Regional comparison of southwestern Gulf of Mexico to Caribbean Sea Coral reefs. *Proceedings of the 6th International Coral Reef Symposium*, Australia.
448. Tunnell Jr. J.W. 2002a. Origin, Development, y Geology, p. 28-37. *En: J.W.Jr. Tunnell y F.W. Judd (Eds.) The Laguna Madre of Texas y Tamaulipas. Gulf Coast Studies – Texas A&M University.* 346 pp.
449. Tunnell Jr. J.W. 2002b. The Environment, p. 73-84. *En: J.W.Jr. Tunnell y F.W. Judd (Eds.) The Laguna Madre of Texas y Tamaulipas. Gulf Coast Studies – Texas A&M University Press.* 346 pp.
450. Tunnell Jr. J.W. 2007a. Introduction, p. 1-4. *En: J.W. Tunnell Jr., E.A. Chávez y K. Withers (Eds.) Coral reefs of the southern Gulf of Mexico. Texas A&M University Press.* 293 pp.
451. Tunnell Jr. J.W. 2007b. Reef Distribution, p. 14-22. *En: J.W. Tunnell Jr. E.A. Chávez y K. Withers (Eds.) Coral reefs of the southern Gulf of Mexico. Texas A&M University Press.* 293 pp.
452. Tunnell Jr. J.W. 2011. An expert opinion of when the Gulf of Mexico will return to pre-spill harvest status following the BP Deepwater Horizon MC 252 oil spill. *Harte Research Institute for Gulf of Mexico Studies at Texas A&M University-Corpus Christi.* 52 pp.
453. Tunnell Jr. J.W., E. A. Chávez y K. Withers. 2007. *Coral reefs of the southern Gulf of Mexico. Texas A&M University Press, College Station, Texas.* 256 pp.
454. Tunnell Jr. J.W., N.L. Hilbun y K. Withers. 2002. *Comprehensive Bibliography of the Laguna Madre of Texas y Tamaulipas. Center for Coastal Studies – Texas A&M University Press. Corpus Christi, Texas, USA.* 109 pp.
455. Turner I.M. 1996. Species loss in fragments of tropical rain forest: a review of the evidence. *Journal of Applied Ecology*, 33: 200-209.
456. Ulrich W. M. Almeida-Neto y N.J. Gotelli. 2009. A consumer's guide to nestedness analysis. *Oikos*, 118: 3-17.
457. UNEP (United Nations Environment Programme). 2018. *Law y National Biodiversity Strategies y Action Plans*, Nairobi, Kenya.
458. UNEP-WCMC (United Nations Environment – World Conservation Monitoring Centre). 2008. *National and Regional Networks of Marine Protected Areas: A Review of Progress.* UNEP-WCMC, Cambridge. 144 pp.
459. UNEP-WCMC (United Nations Environment – World Conservation Monitoring Centre). 2018. *Protected Planet.* <https://www.protectedplanet.net/marine>
460. UNEP-WCMC e IUCN. 2016. *Protected Planet Report 2016.* UNEP-WCMC y IUCN: Cambridge, United Kingdom y Gland, Switzerland.

461. UNEP-WCMC, WorldFish Centre, WRI y TNC. 2010. Global distribution of coral reefs, compiled from multiple sources including the Millennium Coral Reef Mapping Project. Version 1.3. Includes contributions from IMArS-USF y IRD (2005), IMArSUSF (2005) y Spalding et al. (2001). Cambridge (UK): United Nations Environment Program-World Conservation Monitoring Center. URL: <http://data.unep-wcmc.org/datasets/1>
462. USAID. 2012. Análisis de Vulnerabilidad al Cambio Climático del Caribe de Belice, Guatemala y Honduras. USAID. Programa Regional de USAID para el Manejo de Recursos Acuáticos y Alternativas Económicas. 87 pp.
463. Valadez-Rocha V. y L. Ortiz-Lozano. 2013. Spatial and temporal effects of port facilities expansion on the surface area of shallow coral reefs. Environmental management. DOI 10.1007/s00267-013-0098-5
464. Vargas-Hernández J.M., A. Hernández-Gutiérrez y L.F. Carrera-Parra. 1993. Sistema Arrecifal Veracruzano, 559-575. *En*: S.I. Salazar-Vallejo y N.E. González (Eds.) Biodiversidad Marina y Costera de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Aprovechamiento de la Biodiversidad y Centro de Investigaciones de Quintana Roo. 865 pp.
465. Vázquez-Botello A. 1978. Presencia e importancia de hidrocarburos fósiles en el medio ambiente marino: Nota Científica. Anales del Centro de Ciencias del Mar Y Limnología. UNAM.
466. Vázquez-Botello A. y S.Villanueva. 1985. Vigilancia de los hidrocarburos fósiles en sistemas costeros del Golfo de México y áreas adyacentes. I. Sonda de Campeche. Anales del Instituto de Ciencias del Mar Y Limnología. UNAM.
467. Vázquez-Botello A. y S.Villanueva. 1996. Status of the petroleum pollution in the wider Caribbean Sea. Pollution Processes in Coastal Environments, 15-35.
468. Vázquez-Botello A., F. Páez-Osuna, L. Méndez-Rodríguez, M. Betancourt-Lozano, S. Álvarez-Borrego y R. Lara-Lara. 2014. Pacífico Mexicano. Contaminación e impacto ambiental: diagnóstico y tendencias. UAC, UNAM-ICMyL, CIAD-Mazatlán, CIBNOR, CICESE, 930 pp.
469. Vázquez-Botello A., G. Ponce-Vélez y G. Díaz-González. 1993. Hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAH's) en áreas costeras del Golfo de México. Hidrobiológica, 3(1-2): 1-14.
470. Vázquez-Botello A., J. Rendón von Osten, G. Gold-Bouchot y C. Agraz-Hernández. 2005. Golfo de México, Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias. 2da Edición. Universidad Autónoma de Campeche, Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto Nacional de Ecología. 696 pp.
471. Vázquez-Botello A., S. Villanueva-Fragoso y L. Rosales-Hoz. 2004. Distribución y contaminación de metales en el Golfo de México, p. 681-710. *En*: M. Caso, I. Pisanti y E. Ezcurra (Eds.) Diagnóstico ambiental del Golfo de México. SEMARNAT-INE-INECOL-Harte Research Institute For Gulf of Mexico Studies. 1047 pp.
472. Vázquez-Botello A., S. Villanueva-Fragoso, J. Gutiérrez y J.L. Rojas Galaviz. 2011. Vulnerabilidad de las zonas costeras mexicanas ante el cambio climático (segunda

- edición). Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa, UNAM-ICMyL, Universidad Autónoma de Campeche. 754 p.
473. Velimirov B., J.G. Field, C.L. Griffiths y P. Zoutendyk. 1977. The ecology of kelp bed communities in the Benguela upwelling system. *Helgoländer wiss. Meeresunters*, 30: 495-518.
 474. Verduzco A.G.R. 2016. El caso del Ixtoc-I en Derecho Internacional, p. 243-289. *En: Temas selectos de Derecho Internacional*.
 475. Vermeij M.J.A., I. van Moorselaar, S. Engelhard, C. Hörnlein, S.M. Vonk y P.M. Visser. 2010. The Effects of Nutrient Enrichment and Herbivore Abundance on the Ability of Turf Algae to Overgrow Coral in the Caribbean. *PLoS One*, 5(12): 1-8.
 476. Veron J.E.N. 2000. *Corals of the World*. Vols 1-3. Australian Institute of Marine Science. 1,382 pp.
 477. Veron J.E.N., L.M. DeVantier, E. Turak, A.L. Green, S. Kininmonth, M. Stafford-Smith y N. Peterson. 2009. Delineating the Coral Triangle. *Journal of Coral Reef Studies*, 11: 91-100.
 478. Veron J.E.N., M.G. Stafford-Smith, L.M. DeVantier y E. Turak. 2015. Overview of distribution patterns of zooxanthellate Scleractinia. *Frontiers in Marine Science*, 1-19.
 479. Veron J.E.N., M.G. Stafford-Smith, E. Turak y L.M. DeVantier. 2017. *Corals of the World*. Accessed 24 October 2017, Version 0.01 (Beta). [http://coralsoftheworld.org/Version 0.01 \(Beta\)](http://coralsoftheworld.org/Version%200.01%20(Beta)). (To go to the current version access: <http://coralsoftheworld.org>).
 480. Villanueva-Fragoso S., G. Ponce-Vélez, C. García y J. Presa. 2010. Vulnerabilidad de la zona costera. *Ecosistemas costeros*, p. 37-72. *En: A. Vázquez-Botello, S. Villanueva-Fragoso, J. Gutiérrez, y J.L. Rojas Galaviz (Eds.) Vulnerabilidad de las zonas costeras mexicanas ante el cambio climático*. SEMARNAT-INE, UNAM-ICMYL, Universidad Autónoma de Campeche. 514 pp.
 481. Wakida-Kusunoki A.T. y V. Caballero-Chávez. 2009. Efectos del derrame de hidrocarburos del pozo Kab sobre la pesca ribereña en el litoral de Campeche y Tabasco, México. *Ciencia Pesquera*, 17(1), 65-73.
 482. Wallace J.H. H.M. Kok, L.E. Beckley, B. Bennett, S.J.M. Blaber y A.K. Whitfiela. 1984. South African estuaries y their importance to fishes. *South African Journal of Science*, 80: 203-207.
 483. Walles B., K. Troost, D. van den Ende, S. Nieuwhof, A.C. Smaal y T. Ysebaert. 2016. From artificial structures to self-sustaining oyster reefs. *Journal of Sea Research*, 108: 1-9.
 484. Ward J.R., K.L. Rypien, J.F. Bruno, C.D. Harvell, E. Jordán-Dahlgren, K.M. Mullen, R.E. Rodríguez-Martínez, J. Sánchez y G. Smith. 2006. Coral diversity and disease in Mexico. *Diseases of aquatic organisms*, 69(1): 23-31.
 485. Watson A., J. Reece, B.E. Tirpak, C.K. Edwards, L. Geselbracht, M. Woodrey, M. LaPeyre y P.S. Dalyander. 2015. *The Gulf Coast Vulnerability Assessment: Mangrove, Tidal Emergent Marsh, Barrier Islands, and Oyster Reef*. 132 pp.

486. White H.K., H. Pen-Yuan, W. Choc, T.M. Shank, E.E. Cordes, A.M. Quattrini, R.K. Nelson, R. Camilli, A.W.J. Demopoulos, C.R. German, J.M. Brooks, H.H. Roberts, W. Shedd, C.M. Reddy y C.R. Fisher. 2012. Impact of the Deepwater Horizon oil spill on a deep-water coral community in the Gulf of Mexico. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109(50): 20303-20308.
487. White J.W., A.J. Scholz, A. Rassweiler, C. Steinback, L.W. Botsford, S. Kruse, C. Costello, S. Mitarai, D.A. Siegel, P.T. Drake y C.A. Edwards. 2013. A comparison of approaches used for economic analysis in marine protected area network planning in California. *Ocean & coastal management*, 74: 77-89.
488. Wilkinson C. 1998. Status of coral reefs of the world: 1998. Global Coral Reef Monitoring Network and Reef and Rainforest Research Centre, Townsville, Australia, 184 pp.
489. Wilkinson C. 2000. Status of coral reefs of the world: 2000. Global Coral Reef Monitoring Network and Reef and Rainforest Research Centre, Townsville, Australia, 363 pp.
490. Wilkinson C. 2004. Status of coral reefs of the world: 2004. Volume 2. Global Coral Reef Monitoring Network and Reef and Rainforest Research Centre, Townsville, Australia,
491. Wilkinson C. 2008. Status of coral reefs of the world: 2008. Global Coral Reef Monitoring Network and Reef and Rainforest Research Centre, Townsville, Australia, 296 p.
492. Wilkinson T.A.C., E. Wiken, J. Bezaury-Creel, T.F. Hourigan, T. Agardy, H. Herrmann, L. Janishevski, C. Madden, L. Morgan y Moreno-Padilla. 2009. Ecorregiones marinas de América del Norte. Comisión para la Cooperación Ambiental, Montreal, Canadá. 200 pp.
493. Williams I.D., W.J. Walsh, J.T. Claisse, B.N. Tissot y K.A. Stamoulis. 2009. Impacts of a Hawaiian marine protected area network on the abundance y fishery sustainability of the yellow tang, *Zebrasoma flavescens*. *Biological Conservation*, 142: 1066-1073.
494. Williams L.R.R. y Kapustka L.A. 2000. Ecosystem Vulnerability: a complex interface with technical components. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 19(4): 1055-1058.
495. Wilson E.C. 1990. The tropical colonial stony coral *Tubastrea coccinea* at Cabo San Lucas, Mexico. *Bulletin of the Southern California Academy of Sciences*, 89(3): 137-138.
496. With K.A., R.H. Gardner y M.G. Turner. 1997. Landscape Connectivity y Population Distributions in Heterogeneous Environments. *Oikos*, 78(1): 151-169.
497. Withers K. 2002. Open Bay, p. 103-113. *En*: J.W.Jr. Tunnell y F.W. Judd (Eds.) *The Laguna Madre of Texas and Tamaulipas*. Gulf Coast Studies – Texas A&M University Press. 346 pp.
498. Wood C. y M. Dejedour. 1992. Strategic Environmental Assessment: EA of Policies, Plans y Programmes. *Impact Assessment*, 10(1): 3-22.

499. Wood L.J., L. Fish, J. Laughren y D. Pauly. 2008. Assessing progress towards global marine protection targets: shortfalls in information and action. *Oryx*, 42(3): 340-351.
500. Worm B., E.B. Barbier, N. Beaumont, J.E. Duffy, C. Folke, B.S. Halpern, J.B.C. Jackson, H.K. Lotze, F. Micheli, S.R. Palumbi, E. Sala, K.A. Selkoe, J.J. Stachowicz y R. Watson. 2006. Impacts of Biodiversity Loss on Ocean Ecosystem Services. *Science*, 314: 787-790.
501. Yáñez-Arancibia A. y P. Sánchez-Gil. 1985. Los peces demersales de la plataforma continental del sur del Golfo de México. 1. Caracterización ambiental, ecología y evaluación de las especies, poblaciones y comunidades. Publicaciones Especiales Instituto de Ciencias del Mar y Limnología. UNAM.
502. Zacharias M.A. y J.C. Roff. 2001. Use of focal species in marine conservation and management: a review and critique. *Aquatic conservation: marine and freshwater ecosystems*, 11: 59-76.
503. Zamora R. 2010. Las áreas protegidas como observatorios del cambio global. *Ecosistemas*, 19(2): 1 – 4.
504. Zavala-Hidalgo J., S.L. Morey y J.J. O'Brien. 2003. Seasonal circulation on the western shelf of the Gulf of Mexico using a high-resolution numerical model. *Journal of Geophysical Research*, 108(C12), 3389, doi:10.1029/2003JC001879.
505. Zlatarski V.N. 2007. Scleractinians of Yucatán Peninsula, Mexico: results of 1983-1984 investigation. *CICIMAR Oceánides*, 22: 45-116.
506. Zimmerman R., T. Minello, T. Baumer y M. Castiglione. 1989. Oyster Reef As Habitat For Estuarine Macrofauna. National Marine Fisheries Service. Southeast Fisheries Center. Galveston, Texas. 55 pp.
507. zu Ermgassen P., B. Hancock, B. DeAngelis, J. Greene, E. Schuster, M. Spalding y R. Brumbaugh. 2016. Setting objectives for oyster habitat restoration using ecosystem services: A manager's guide. The Nature Conservancy, Arlington, Virginia, 76 pp.
508. Zu Ermgassen P.S.E., M.D. Spalding, B. Blake, L.D. Coen, B. Dumbauld, S. Geiger, J.H. Grabowski, R. Grizzle, M. Luckenbach, K. McGraw, W. Rodney, J.L. Ruesink, S.P. Powers y R. Brumbaugh. 2012. Historical ecology with real numbers: past and present extent and biomass of an imperilled estuarine habitat. *Proceedings of the Royal Society B*, 279: 3393-3400.