



CENTRO DE INVESTIGACIONES BIOLÓGICAS
DEL NOROESTE, S.C.

Programa de Estudios de Posgrado

**LAS ÁREAS NATURALES PROTEGIDAS CON
AMBIENTES COSTERO-MARINOS EN BAJA
CALIFORNIA SUR, MÉXICO:
REPRESENTATIVIDAD Y MANEJO**

T E S I S

Que para obtener el grado de

Doctor en Ciencias

Uso, Manejo y Preservación de los Recursos Naturales
(Orientación en Ecología)

p r e s e n t a

Luz María Cruz García

La Paz, B.C.S. Marzo de 2015.

ACTA DE LIBERACION DE TESIS

En la Ciudad de La Paz, B. C. S., siendo las 9:00 horas del día 16 del Mes de febrero del 2015, se procedió por los abajo firmantes, miembros de la Comisión Revisora de Tesis avalada por la Dirección de Estudios de Posgrado del Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S. C., a liberar la Tesis de Grado titulada:

"Las Áreas Naturales Protegidas con ambientes costero-marinos en Baja California Sur, México: Representatividad y Manejo"

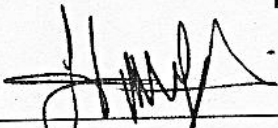
Presentada por el alumno:

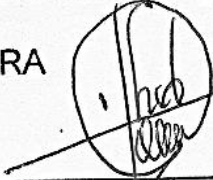
Luz María Cruz García

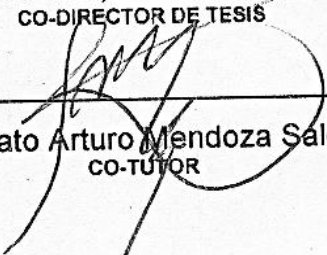
Aspirante al Grado de DOCTOR EN CIENCIAS EN EL USO, MANEJO Y PRESERVACION DE LOS RECURSOS NATURALES CON ORIENTACION EN Ecología

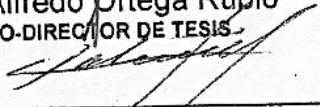
Después de intercambiar opiniones los miembros de la Comisión manifestaron su **APROBACION DE LA TESIS**, en virtud de que satisface los requisitos señalados por las disposiciones reglamentarias vigentes.

LA COMISION REVISORA


Dr. José Alfredo Arreola Lizárraga
CO-DIRECTOR DE TESIS


Dr. Alfredo Ortega Rubio
CO-DIRECTOR DE TESIS


Dr. Renato Arturo Mendoza Salgado
CO-TUTOR


Dr. Patricia Galina Tessaro
CO-TUTOR


Dr. Luis Felipe Beltrán Morales
CO-TUTOR


DRA. ELISA SERVIERE ZARAGOZA
DIRECTORA DE ESTUDIOS DE POSGRADO

COMITÉ TUTORIAL

Dr. José Alfredo Arreola Lizárraga	Co-Director Investigador Titular “B”
Dr. Alfredo Ortega Rubio	Co-Director Investigador Titular “E”
Dra. Patricia Galina Tessaro	Co-tutor Investigador Titular “A”
Dr. Renato Arturo Mendoza Salgado	Co-tutor Investigador Asociado “C”
Dr. Luis Felipe Beltrán Morales	Co-tutor Investigador Titular “C”

COMITÉ REVISOR DE LA TESIS

Dr. José Alfredo Arreola Lizárraga
Dr. Alfredo Ortega Rubio
Dra. Patricia Galina Tessaro
Dr. Renato Arturo Mendoza Salgado
Dr. Luis Felipe Beltrán Morales

JURADO DE EXAMEN DE GRADO

Dr. José Alfredo Arreola Lizárraga
Dr. Alfredo Ortega Rubio
Dra. Patricia Galina Tessaro
Dr. Renato Arturo Mendoza Salgado
Dr. Luis Felipe Beltrán Morales

SUPLENTE

Dra. Sara Cecilia Díaz Castro
Dra. Yolanda Maya Delgado

Resumen

En México, Baja California Sur (BCS) ocupa el segundo lugar en Áreas Naturales Protegidas (ANP) de acuerdo con su superficie y representa el 19 % del total; la mayoría de estas ANP se ubican en la zona costera tanto en el Océano Pacífico como en el Golfo de California. Aunque en el estado se distribuyen ecosistemas costeros importantes se carece de información precisa sobre su distribución espacial y cobertura en las ecorregiones costeras y en las ANP de BCS. En el marco legal, existen ANP que carecen de Programas de Conservación y Manejo (PCM) y no ha habido esfuerzos por valorarlos. El objetivo de este estudio fue evaluar el estado actual de las ANP con ecosistemas costeros y marinos, enmarcadas en el periodo de una generación humana. La metodología consistió en delimitar la zona costera, realizar una clasificación supervisada, establecer un padrón de ecosistemas, comparar diversos índices de diversidad adaptados a ecosistemas, diseñar un índice de cumplimiento sobre los PCM según los preceptos de la Ley General del Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente (LGEEPA) tomando como referencia una Generación Humana. Los resultados indican que en BCS se distribuyen 11 ecosistemas costeros-marinos, destacando el manglar (10% de su superficie) como uno de los ecosistemas menos representados en el sistema de ANP. El índice de diversidad de ecosistemas que mejor explica la diversidad en la ecorregiones es el Inverso de Simpson y Hill, encontrando que la mayor diversidad ecosistémica está en las ecorregiones Costa Central del Golfo (Cc) y Desierto de Vizcaíno (Dv). El índice de cumplimiento (IC) es la razón entre la diferencia de la fecha de decreto y creación del área protegida,

sobre los años máximos transcurridos desde la primera ANP, lo cual resultó para las seis ANP con PCM dentro de los niveles bueno, regular, malo e inaceptable como 2:0:3:1, destacando una con nivel de inaceptable debido a que esta última, desde su creación, no tiene PCM y ha transcurrido una Generación Humana desde su decreto. Con todos estos elementos se tienen referencias confiables sobre la representatividad de los ecosistemas costeros y a partir de ahí se propone decretar a Bahía Magdalena como un ANP; incentivar a los tomadores de decisiones para concretar el PCM en el ANP faltante y llevarlo a cabo con las demás que existen en el país. Estas acciones son claves para contribuir a la conservación y representan elementos palpables como elementos de juicio para las políticas de los tomadores de decisiones.

Palabras Claves: Ecosistemas, costero, marino, Área Natural Protegida, representatividad, índice de diversidad, ecorregiones, Generación Humana.

Abstract

In Mexico, Baja California Sur (BCS) occupies the second place in Protected Natural Areas (PNAs) with respect to its surface, representing 19% of the total; the majority of these PNAs are located in coastal zones in both the Pacific Ocean and the Gulf of California. Although important coastal ecosystems are distributed in the State, accurate information about spatial distribution and coverage in the coastal ecoregions and the PNAs of BCS is not available. In the legal framework, some PNAs lack a Conservation and Management Program (CMP), and no efforts have been made to assess them. Thus, the objective of this study was to assess the current state of the PNAs with coastal and marine ecosystems, framed in a Human Generation period. The methodology consisted of defining the coastal zone, performing a supervised classification, establishing an ecosystem pattern, comparing several diversity indexes adapted to ecosystems, and designing a compliance index about the CMP according to the guidelines of the General Law of Ecological Equilibrium and Environment Protection (GLEEEP) taken as reference for a human generation. The results indicated that 11 coastal-marine ecosystems were distributed in BCS, highlighting mangrove (10% of its surface) as one of the ecosystems less represented in the PNA system. Ecosystem diversity in the ecoregions was best explained by the Simpson and Hill Indexes, finding that the major ecosystem diversity was found in the Central Gulf Coast (Cc) and the Vizcaino Desert (Dv). The compliance index (IC, for its abbreviation in Spanish) is the ratio between the difference on the decree date and the creation of the protected area over the maximum years after the first PNA, which resulted as

2:0:3:1 for the six PNAs with PCM [for its abbreviation in Spanish within good, regular, bad and unacceptable levels. The reason why one of them showed unacceptable level was due to the lack of PCM since its creation, and one Human Generation has passed by since its decree. With all these elements, reliable references about representativeness of coastal ecosystems can be used to propose a decree for Magdalena Bay as a PNA, encourage decision makers to specify the missing CMP of one of the PNAs as well as those of others in the country. These actions are key to help conservation, and they represent tangible items as evidence for the policies of decision makers.

Key words: Ecosystems, coastal, marine, Protected Natural Area, representativeness, diversity index, ecoregions, Human Generation.

DEDICATORIA

A Dios porque existimos ...

A mi FAMILIA...principalmente a mi hijo MANUEL ANTONIO DIAZ CRUZ, a Antonio J. Díaz Rondero por tu ayuda en este largo proceso. A mis PADRES por la dicha de estar en esta vida. A mis HERMAN@S por su apoyo. A mis AMIGOS.

A todas aquellas personas que durante el transcurso de mi vida han dejado huella de diferentes formas, de manera personal e intelectual.

“LA PACIENCIA NO ES LA CAPACIDAD DE ESPERAR, SINO LA HABILIDAD DE MANTENER UNA BUENA ACTITUD MIENTRAS ESPERAS”

AGRADECIMIENTOS

Al Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste S.C. por darme la oportunidad de formarme, por abrirme las puertas para lograr lo que siempre anhele, por las facilidades durante mi estancia y por el trato que recibí.

Al Dr. José Alfredo Arreola Lizárraga, Co-Director de la Tesis, por su apoyo, optimismo, facilidades otorgadas que me brindo durante la elaboración y conclusión de este proyecto.

Al Dr. Alfredo Ortega Rubio, Co-Director de Tesis, por su apoyo, optimismo, entrega, tenacidad y facilidades otorgadas durante mi estancia en este centro y durante el desarrollo y conclusión de la Tesis.

Al Dr. Renato Arturo Mendoza Salgado por su apoyo incondicional, por enseñarme que siempre hay opciones y perspectivas.

A la Dra. Patricia Galina Tessaro, miembro de este comité, por la oportunidad de formar parte de este proyecto, dedicación y aporte de ideas al presente documento.

Al Dr. Luis Felipe Beltrán Morales, miembro de este comité por la oportunidad de formar parte de este proyecto, dedicación y aporte de ideas al presente documento.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por la beca otorgada número 234781 que me permitió desarrollar con éxito los estudios de Doctorado, al proyecto que apoyó esta tesis CONACYT-REDES TEMÁTICAS 0528.

Así también agradezco a la Dirección de Posgrado de este Centro, a la Lic. Leticia González Rubio, Lic. Osvelia Ibarra, Tania Vásquez, Claudia Olachea e Ing. Horacio Sandoval por su disponibilidad y agradable trato en la realización de diversos procesos.

Al personal de la biblioteca por las facilidades brindadas Ana María Talamantes, Susana Luna García, María Esther Ojeda Castro.

A Diana Dorantes Salas por su apoyo incondicional en los procesos editoriales de los trabajos y artículos relacionados con la Tesis.

Al Laboratorio de Sistemas de Información Geográfica por las facilidades otorgadas para desarrollar con éxito el presente trabajo, al personal técnico que labora en esta área Gil Ezequiel Ceseña Beltrán, Rocío Coria Benet, Joaquín Rivera Rosas, Patricia González Zamorano.

A Edgar Amador Silva por facilitarme material fotográfico para el desarrollo de la tesis.

De entre todas las amistades que conocí en el ir y venir de mis actividades en este centro, agradezco A TODAS aquellas personas con las que compartí alegrías y desaguisados, y no me gustaría dejar de nombrar a ninguna de ellas, por tanto considérense incluidos siempre en mi gratitud.

INDICE	Página
I. INTRODUCCIÓN	1
II. ANTECEDENTES	4
III. OBJETIVOS	14
a. Objetivo general	14
b. Objetivos específicos	14
IV. JUSTIFICACIÓN	15
V. MATERIAL Y METODOS	16
a. Área de estudio	16
b. Recopilación de información	18
c. Delimitación de la zona costera	18
d. Tratamiento de imágenes	20
e. Análisis de la separabilidad de firmas espectrales.....	21
f. Clasificación espectral	24
g. Confiabilidad de la evaluación	25
h. Padrón de ecosistemas.....	27
i. Índices de diversidad y cobertura de ecosistemas.....	28
j. Índice de cumplimiento	30
VI. RESULTADOS	32
VII. DISCUSIÓN	50
VIII. CONCLUSIONES.....	64
IX. RECOMENDACIONES	66
X. BIBLIOGRAFÍA.....	68
ANEXOS	

INDICE DE FIGURAS..... Página

Figura 1. Localización del área de estudio indicando su delimitación costera y uso de las escenas Landsat TM 5 de la Zona 11 UTM (<i>path/row</i> 38/41 y 37/41) y Zona 12 UTM (<i>path/row</i> 36/41, 36/42, 35/42, 35/43, 34/43, 34/44 y 33/44).	17
Figura 2. Mapa de las ecorregiones costeras y marinas. Adaptado de González-Abraham <i>et al.</i> , 2010 y Wilkinson <i>et al.</i> , 2009.....	20
Figura 3. Sitios de entrenamientos que muestran las 15 clases para clasificar ecosistemas costeros: a) suelo desnudo, b) playa, c) cuerpo de agua costero, d) otros tipos de vegetación, e) manglar, f) ripario, g) marisma, h) salitral, i) matorral, j) agricultura, k) agua dulce, l) arroyo, m) bosque de pino-encino, n) selva baja caducifolia y o) asentamiento humanos.	23
Figura 4. Resultado de la aplicación del algoritmo de clasificación supervisada máxima verosimilitud.....	38
Figura 5. Distribución de ecosistemas en zona costera (5 km tierra adentro) de Baja California Sur	39
Figura 6. Distribución de los ecosistemas costeros en las Áreas Naturales Protegidas de Baja California Sur.	40
Figura 7. Variación de los índices de diversidad normalizados para la ecorregiones de la zona costera de Baja California Sur. Ecorregiones: Costa Central del Golfo (Cc), Sierra de la Giganta (Sg), Planicies de Magdalena (Pm), Bosque Tropical (Bt), 5) Matorral Sarcocauléscente (Ms) Desierto del Vizcaíno (Dv), Sureste de Baja California (Sb) Cabo Cortesiano del Golfo (Cg), Cabo Cortesiano del Pacífico (Cp), y Nerítico de Vizcaíno (Nv).	42
Figura 8. Propuesta de incorporación de una nueva Área Naturales Protegida en Baja California Sur.	46
Figura 9. Cronología de la creación de Áreas Naturales Protegidas y establecimiento de los Programas de Conservación y Manejo.	48

Figura 10. Comportamiento de las Áreas Naturales Protegidas y sus Programas de Conservación y Manejo respecto al Índice de cumplimiento..... 49

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla I. Separabilidad espectral aplicando los valores de la divergencia transformada (DT) a los ecosistemas costeros en Baja California Sur.	25
Tabla II. Valores del coeficiente K' para valorar la precisión de la confiabilidad en los ecosistemas costeros de Baja California Sur.	27
Tabla III. Niveles de cumplimiento en los Programas de Conservación y Manejo.	31
Tabla IV. Descripción de los ecosistemas costeros y marinos.....	33
Tabla V. Valores de separabilidad por el método de divergencia transformada (DT) para la clasificación de ecosistemas (Bandas 2, 3, 4, 5 y 7).....	35
Tabla VI. Matriz de confusión que muestra los valores del error de comisión (EC) y omisión (EO) y el coeficiente K' en la clasificación de los ecosistemas costeros en Baja California Sur.....	36
Tabla VII. Inventario de Áreas Naturales Protegidas en Baja California Sur. Reserva de la Biosfera (RB), Parque Nacional (PN) y Área de Protección de Flora y Fauna (APFyF).....	43
Tabla VIII. Representatividad dentro de la zona costera hasta los 5 km y en las Áreas Naturales Protegidas de Baja California Sur.....	45

ABREVIATURAS

ANP	Áreas Naturales Protegidas
CMAP	Comisión Mundial de Áreas Protegidas
BCS	Baja California Sur
PCM	Programa de Conservación y Manejo
CONANP	Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas
LGEEPA	Ley General del Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente
SEMARNAT	Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales
CONABIO	Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad
CITES	Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazada de Fauna y Flora Silvestre.
SIG	Sistemas de Información Geográfica
RB	Reserva de la Biosfera
PN	Parque Nacional
APFyF	Área de Protección de Flora y Fauna
APRN	Área de Protección de Recursos Naturales
MN	Monumentos Naturales
OTV	Otros tipos de vegetación
CAC	Cuerpos de agua costero
INEGI	Instituto Nacional de Estadística y Geografía
Landsat TM	Landsat Thematic Mapper
Landsat MSS	Landsat Multi-Spectral Scanner
SPOT	Sytem for Earth Observation
RGB	Red (Rojo) Green (Verde) Blue (Azul)
ZOFEMAT	Zona Federal Marítimo Terrestre
UICN	Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza
CDB	Convención para la Diversidad Biológica
PND	Programa Nacional de Desarrollo
SRTM	Suttle Radar Topography Mission

NASA	National Aeronautics and Space Administration
DEM	Modelo Digital de Elevación
UTM	Universal Transversal de Mercator
DT	Divergencia transformada
K'	Índice Kappa
EC	Error de comisión
EO	Error de omisión
IC	Índice de Cumplimiento

I. INTRODUCCIÓN

La diversidad biológica constituye la base de los servicios ecológicos, culturales y económicos de la población; la cual se encuentra amenazada constantemente y para ello se han implementado diversas estrategias para su conservación.

Principalmente la zona costera posee una vasta riqueza natural, donde hoy por hoy debido a la fuerte influencia antropogénica requiere ser conservada y gestionada apropiadamente, para ello se requiere abundar más sobre el conocimiento de esta diversidad y proponer acciones que permitan usarlas y aprovecharlas para beneficio de las generaciones futuras.

Asimismo, desde el punto de vista biológico y ecológico las zonas costeras incluyen ecosistemas cruciales, tales como manglar, marismas, playas (incluidas las dunas costeras) y cuerpos de agua costeros (estuarios, esteros, lagunas) que sostienen los recursos base para el uso humano y sus actividades económicas.

Para conocer la cobertura de los ecosistemas costeros se han utilizado diversas herramientas como los sistemas de información geográfica (SIG), estos permiten delimitar, cuantificar y ubicar espacialmente las áreas donde se distribuyen los ecosistemas; además resultan elementos palpables cuya utilidad debe orientarse al mejor manejo de los recursos naturales (Berlanga-Robles *et al.*, 2010).

La combinación de estas herramientas permite generar un mapa temático, mismos que representan un elemento importante para definir políticas de aprovechamiento y de conservación de los recursos naturales. Para ello, es necesario cuantificar la confiabilidad de la información cartográfica que se genera, representando una herramienta necesaria, útil y confiable para los tomadores de decisiones, que contribuyen a definir políticas de aprovechamiento y conservación de los recursos

naturales que actualmente están siendo amenazados y más importante aún los localizados en la zona costera que es la más poblada a nivel mundial, siendo imprescindible el conocimiento y distribución en el espacio.

Los ecosistemas constituyen parte de la biodiversidad que enriquece este planeta, pero se carece de estudios de diversidad a nivel ecosistemas, la mayoría se ha enfocado a nivel especie o comunidades. Una grave amenaza que existe a nivel ecosistemas es la fragmentación de estos, debido a que en ellos se llevan a cabo procesos ecológicos completos y se ignora el efecto de esta fragmentación en la permanencia y equilibrio de los mismos.

Es preciso considerar que la conservación y el manejo sustentable de los ecosistemas costero-marinos requieren que algunas áreas se mantengan en su estatus natural o lo menor perturbado posible.

Por ello a nivel mundial se han implementado estrategias de conservación como las Áreas Naturales Protegidas (ANPs) cuya función es proteger y conservar el funcionamiento y la integridad de los ecosistemas terrestres, costeros y marinos. Y son importantes porque son una herramienta para la protección de especies en peligro, biodiversidad y hábitats (Collins, 2003; Jentoft *et al.*, 2007), misma que se encuentra respaldada por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) y la UNESCO a través de la Red de Reservas de la Biósfera.

Aunado a las ANPs se encuentran los instrumentos de planeación o programas de manejo como se conocen a nivel mundial, el cual se encarga de regular las actividades, acción y define los lineamiento básicos para la operación y administración de las mismas, pero estos no han tenido una valoración integral desde la perspectiva de una generación humana.

Actualmente, existen en el mundo un total de 209,000 Áreas Naturales Protegidas las cuales cubre cerca del 15.4 % de la superficie terrestre y alrededor de 3.4 % de los océanos (worldparkscongress.org; Juffe-Bignoli *et al.*, 2014).

En México, Baja California Sur (BCS) es el estado con mayor litoral costero, aproximadamente 22% del total del litoral mexicano (2,200 km) de los cuales 1,500 km se localizan en las costas del Océano Pacífico y el resto en las costas del Golfo de California. Esta zona costera se caracteriza por una diversidad de ecosistemas los cuales son playas arenosas y rocosas, acantilados, dunas costeras, manglares, lagunas, esteros, estuarios y en la parte marina pastos marinos, arrecifes de coral y rocosos.

Los ecosistemas costeros juegan un papel muy importante, cada uno de ellos presenta sus propias características y particularidades en los servicios ecosistémicos (Duarte *et al.*, 2008).

La presente contribución está orientada a conocer la descripción de los ecosistemas en la zona costera de BCS y de la diversidad de ecosistemas mediante índices de diversidad a nivel ecorregional, representatividad de los ecosistemas costero-marinos en las ANPs y a su vez conocer la cronología de creación de ANPs, evaluando el cumplimiento en la elaboración y decreto de sus Programas de Conservación y Manejo enmarcado en una Generación Humana con el fin de generar propuestas de mejoramiento en las prácticas de conservación.

II. ANTECEDENTES

Zona costera

La zona costera para efecto de estudio, son áreas sujetas al efecto de las mareas, a inundaciones permanentes y temporales, zonas de influencia hidrológica inmediata a las zonas inundables, bosques de manglar, áreas de anidación, reproducción biológica, refugio y alimentación de diversos organismos vivos. Los criterios para la definición de zona costera se basan tanto en características geomorfológicas, biofísicas, climáticas, ecológicas como socioeconómicas (Moreno-Casasola, 2006a).

Existen diferentes percepciones de los límites de zona costera, contribuciones como Pernetta y Milliman (1995) en Duarte (2008) los define a partir del nivel del mar hasta los 200 m de elevación.

Aun cuando se proporciona un sin número de evidencias, percepciones y necesidades de aplicación, no existe un consenso entre los límites establecidos sobre la zona costera, particularmente en México y de acuerdo con la ZOFEMAT la define como “La porción de territorio desde el límite marino de la plataforma continental y mar territorial, hacia el mar, hasta los límites geopolíticos de los municipios que tienen frente litoral o están contiguos, tierra adentro” (Moreno-Casasola, 2006a); aunado a ello no existe una legislación específica que opere para esta zona.

En México, los sistemas costeros tienen marcadas diferencias tanto el Golfo de México, el Golfo de California y el Océano Pacífico, resultado de las diferencias climáticas, geomorfología, corrientes marinas, aportes fluviales y aportes continentales (Lara-Lara *et al.*, 2008).

Existen diferentes tipos de ecosistemas en la zona costera y cada uno con necesidades de manejo y planificación únicos, algunos de los tipos de ecosistemas más comunes son playas, dunas, estuarios, marismas, arrecifes de coral, acantilados (Beatley *et al.*, 2002, Lara-Lara *et al.*, 2008).

Estos ecosistemas costeros a pesar de ser los más productivos, también son de los más amenazados, y para ellos existen instrumentos legales con respaldo jurídico para su protección, en este caso las ANP que se detallan más adelante.

De las 32 entidades federativas del país, 17 estados tienen frente litoral, en ellos existen 263 municipios costeros, de los cuales 150 cuentan con frente de playa y 113 presentan una fuerte influencia costera (Lara-Lara *et al.*, 2008).

Particularmente, en BCS la legislación manifiesta que serán los municipios con frente de playa los que integren la zona costera, y en este caso en el estado los cinco municipios que lo conforman son costeros.

La presión humana en la zona costera se ha incrementado dramáticamente en los últimos 50 años. Además la pérdida directa del hábitat, la rápida extinción de las especies que son únicas en estos ecosistemas se atribuye al deterioro del paisaje a partir de la falta de un manejo apropiado.

Diversidad de ecosistemas, sistemas de información geográfica e índices de diversidad.

La diversidad biológica constituye la base de los servicios ecológicos, culturales y económicos de la población. Debido a que la diversidad ha estado amenazada por diferentes causas ha disminuido considerablemente, por ello se ha implementado una serie de programas que permitan prevenir, evitar y mitigar la desaparición de las especies. Actualmente, la explosión demográfica y la sobreexplotación de los

recursos naturales amenazan la sobrevivencia de la vida silvestre y sus ecosistemas.

El estudio de la distribución geográfica de ecosistemas, paisajes, organismos entre otros, contribuye a la planeación y conservación de estos, y es de suma importancia conocer su distribución espacial, física, así como su representatividad a través de modelos, índices, o procesos para participar en la toma de decisiones correctas que ayude a su preservación en el tiempo y el espacio.

Para complementar el conocimiento sobre la biodiversidad se requiere de los Sistemas de Información Geográfica (SIG) los cuales son herramientas con gran potencial que apoyan estudios de conservación de la biodiversidad (Armenteras *et al.*, 2003), ya que para la conservación de especies, comunidades y ecosistemas es imprescindible el conocimiento de su localización y distribución en el espacio, como lo es en este caso particular para la zona costera (Hobbie *et al.*, 1993; McNeely *et al.*, 1994; Nobre y Ferreira, 2009; Osezmi and Bauer, 2002).

Los rasgos fisionómicos-ecológicos de los ecosistemas son fácilmente reconocibles en campo, así como en imágenes de satélite (Vreugdenhil *et al.*, 2003) y es posible elaborar mapas de ecosistemas con técnicas de percepción remota para fortalecer el manejo de áreas costeras basado en análisis espacial con enfoque ecosistémico (Chauvaud *et al.*, 1998; Alphan *et al.*, 2009; Katsanevakis *et al.*, 2011). Así mismo, mediante los SIG es posible delimitar ecosistemas, conocer su cobertura y hacer análisis en distintas escalas espacio-temporales (Paruelo, 2008; Klemas, 2013).

Diversos tipos de imágenes han sido empleadas para el análisis espacial, tales como fotografías aéreas para el estudio de los ecosistemas tropicales, imágenes de satélite Landsat Multi-Spectral Scanner (MSS) para identificar grandes áreas de arrecifes; imágenes Landsat Thematic Mapper (TM) 4 y 5 con 30 m de resolución

para detectar e interpretar ecosistemas; Quickbird, IKONOS e imágenes Sytem for Earth Observation (SPOT 20m x 20m) con alta resolución para análisis de sistemas costeros tropicales (Chauvaud *et al.*, 1998; Shalaby *et al.*, 2007; Alphan *et al.*, 2009; Alatorre *et al.*, 2011) entre otras.

El procesamiento de imágenes con SIG ha sido aplicado en conservación y manejo, debido a su utilidad en la localización y distribución espacial de especies, comunidades y ecosistemas. Por ejemplo, Colditz *et al.* (2012) emplearon imágenes multiespectrales SPOT-5 de 10 m de resolución con imágenes de 2003-2007 para la caracterización de ecosistemas de manglar, humedales, cuerpos de agua, vegetación natural entre otros, cuyos resultados fueron revisados y corregidos por interpretación visual empleando la composición 342 (RBG).

En percepción remota Chauvaud *et al.* (1998) establecen que para obtener un sistema de clasificación en ecosistemas se utilizan sitios de entrenamiento que se emplean en la clasificación supervisada, con el fin de obtener un mapa temático para el manejo de las áreas costeras. Por lo que el grado de distinción del ecosistema está sujeto a los clasificadores fisionómicos que pueden ser reconocidos en las imágenes de satélite y/o en campo (Vreugdenhil *et al.*, 2003).

Tanto, la teledetección y los SIG son considerados geotecnologías que permiten coleccionar, estructurar y analizar información espacial relevante para el manejo de ecosistemas costeros (Berberoglu y Akin, 2009; Green *et al.*, 1996; Klemas, 2001). Sin embargo, es necesario cuantificar la confiabilidad de la información cartográfica generada para proporcionar una herramienta consistente a los tomadores de decisiones para orientar políticas de aprovechamiento y conservación de los recursos naturales que actualmente están siendo amenazados.

En México se tiene evidencia de que los ecosistemas costeros son de los más frágiles y vulnerables ante fenómenos naturales y antropogénicos (Lara-Lara *et al.*, 2008; Travieso-Bello, 2006), por lo que estudios de análisis espaciales de diversidad de ecosistemas pueden ser particularmente útiles para orientar mejores decisiones en su manejo y conservación.

Debido a estas constantes amenazas, México forma parte del Convenio sobre la Diversidad Biológica, y a través de la Comisión Nacional para el Conocimiento y la Biodiversidad (CONABIO) se ha trabajado arduamente para contribuir al conocimiento de la biodiversidad y aplicación de estrategias para su conservación. Para ello existen leyes, normas y reglamentos que protegen la biodiversidad, relacionado con los humedales existe la Convención Ramsar y con la vida silvestre la Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestre (CITES), así como para la conservación *in situ* existen las Áreas Naturales Protegidas (ANP) (Travieso-Bello, 2006).

El conocimiento sobre la diversidad y extensión de los ecosistemas costeros y marinos en México son escasos o fragmentados (Cruz García, 2009), la mayoría de los trabajos que caracterizan ecosistemas o hábitats a partir de imágenes de satélite son puntuales o muy dirigidos, tal es el caso del Inventario Nacional sobre Manglares (CONABIO, 2008) del que se obtuvo la cartografía de manglares utilizando imágenes SPOT 5. La diversidad de estos trabajos previos documentan las transformaciones de uso de suelo y vegetación, la presencia de marismas, manglar en zonas costeras (Berlanga-Robles *et al.*, 2010), fragmentación de hábitats (Berlanga-Robles *et al.*, 2011).

Los datos más locales sobre el conocimiento de la superficie y distribución del manglar que se han desarrollado para Bahía Magdalena fueron realizados por López-Medellín *et al.* (2011), y en pastos marinos en Laguna Ojo de Liebre y Laguna San Ignacio por Cabello-Pasini *et al.* (2003).

Índices de diversidad

Rashid *et al.* (1999) refiere que la diversidad de ecosistemas es un descriptor muy importante para la dinámica ecosistémica a partir de la interacción o restricción de componentes o especies, flujos de energía, materiales e información. Pero abordar la diversidad de ecosistemas requiere de áreas más extensas debido a que se tratan relaciones de la estabilidad y productividad de ecosistemas.

Aplicado a los ecosistemas, los índices de diversidad son herramientas que nos permiten tener una perspectiva de estos ecosistemas, con el fin de realizar monitoreos ambientales y tomar decisiones de conservación y manejo.

A la fecha existen pocos estudios sobre índices de diversidad en ecosistemas, la mayoría de estos índices se han enfocado y utilizado comúnmente en análisis a nivel de comunidad como el Índice de Shannon-Weaver (Shannon y Weaver, 1949), el Índice de Simpson (Simpson, 1949); otros índices de diversidad que se han utilizado en análisis de equitatividad son los índices Brillouin (Brillouin, 1962); Gleason (Gleason, 1922); Margalef (Margalef 1968); Menhinick (Menhinick, 1964); y Pielou (Pielou, 1969). La principal diferencia entre estos índices corresponde al peso de importancia que toman cada uno de sus componentes de riqueza y equitatividad, sensibilidad al tamaño de la muestra, características y el conocimiento de la diversidad en las áreas muestreadas (Magurran, 1988).

De estos estudios que se han realizado, pocos han llevado a cabo un análisis sobre la diversidad de ecosistemas y los que se han hecho se han enfocado en medir la diversidad y calidad de estos a partir de la satisfacción de vida, que a su vez está ligada con los bienes y servicios ecosistémicos que el ambiente provee, en estos trabajos principalmente se ha utilizado el Índice Inverso de Simpson, Shannon-Wiener (Jizhonh *et al.*, 1991; Lapin y Barnes, 1995; Ambrey y Fleming, 2014). De los pocos estudios sobre diversidad ecosistémica que involucra la

caracterización fisionómica de la vegetación conjuntamente con las transformaciones del paisaje están los trabajos de Gómez-Sal *et al.* (1993) y Farina (1993) empleando el Índice Shannon. También existen otros trabajos que utilizan programas computacionales para medir la diversidad de ecosistemas; sin embargo, la aplicación de estos es limitada pues el funcionamiento óptimo es apreciado cuando el tamaño de muestra es pequeño, pero la apreciación se puede y resulta impráctico para muestras grandes (Rashid *et al.*, 1999).

Áreas Naturales Protegidas

Ante la necesidad creciente en los últimos años de proteger los ecosistemas, como instrumentos legales están las Áreas Naturales Protegidas (ANPs), por tal motivo hay una necesidad política de describirlos e identificarlos de manera eficiente. Así también representan la principal respuesta y el instrumento legal con mayor respaldo jurídico a nivel internacional ante la destrucción acelerada de los ecosistemas naturales principalmente en la zona costera (Leader-Williams *et al.*, 1990) por el crecimiento poblacional y el cambio climático (Halping, 1997; Spalding *et al.*, 2014).

La Comisión Mundial de Áreas Protegidas (CMA) registra que actualmente hay establecidas 197,368 ANPs terrestres, 12,076 ANPs marinas, las cuales conjuntamente son un total de 209,444 ANPs en todo el mundo, cubriendo cerca del 15.4% de la superficie terrestre, 3.4 % de la superficie oceánica de los cuales el 8.3 % son áreas marinas con jurisdicción nacional y el 10.9% en zona costera, estimando que para el año 2020 la superficie de protección aumente a 17% en la parte terrestre y a 10% para las áreas costero-marinas (Juffe-Bignoli *et al.*, 2014).

Las ANPs han sido consideradas la mejor alternativa para la preservación de los recursos naturales (CONANP, 2015). Pero es necesario destacar que en el Sistema de ANPs se distribuye un amplio número de ecosistemas que aunque se

encuentran protegidos siempre están sujetos a los constantes impactos humanos y la misión es preservarlos a largo plazo. Teniendo en cuenta que las ANPs tienen ciertas limitaciones para incluirlos adecuadamente se trasciende a aplicar la representatividad. Esta premisa considera que un sistema de ANPs debería contener un amplio rango de variaciones naturales característica de un paisaje, unidad o región (O'Connor *et al.*, 1990), usualmente se emplea para comparar elementos de la diversidad natural de un paisaje, en este particular caso la zona costera.

Los análisis de representatividad se han desarrollado en diversos sistemas de ANPs y se considera su importancia para combatir la pérdida de la biodiversidad, así también para conocer la riqueza biológica, los vacíos de información que existen, la estimación del tipo de vegetación y la representación de cada uno de ellos en las ANPs (Awimbo *et al.* 1996; Armenteras *et al.*, 2003, Powell *et al.*, 2000). Estos permiten obtener una valoración sobre el estado actual de los ecosistemas en un área determinada.

En México el proceso de creación de ANPs inicia en 1917 con el establecimiento del Parque Nacional Desierto de Leones (Riemmann, *et al.* 2011). A la fecha se han integrado 25'617,251 ha en una red de 176 ANPs federales de las cuales 83 cuenta con PCM vigentes y representan el 47 % de todas las ANPs en el país (CONANP, 2015). A su vez están integradas en 6 categorías Reserva de la Biosfera (RB), Parque Nacional (PN), Monumentos Naturales (MN), Áreas de Protección de Flora y Fauna (APFyF) Área de Protección de Recursos Naturales (APRN) y Santuarios, mismos que se encuentran regidos por la Ley General del Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente (LGEEPA) y su reglamento, Programas de Ordenamiento Ecológico y sus respectivos Programas de Conservación y Manejo (PCM) según las categorías establecidas en la Ley (SEMARNAT, 2014).

Según datos históricos reportados por Cruz-García (2009) en su trabajo sobre el Golfo de California reporta que la primer área decretada para esta zona es el APFyF Cabo San Lucas, señalando que cuando se crearon no fueron precedidas por un Programa de Conservación y Manejo (PCM).

De acuerdo con la Ley General del Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente (SEMARNAT, 2014) es de suma importancia que las ANPs cuenten con un PCM, el cual constituye un instrumento rector de planeación y regulación, que orienta el adecuado manejo y administración de estas áreas al establecer claramente las actividades, acciones y lineamientos básicos para su operación y manejo (PND, 2013).

El Plan Nacional de Desarrollo (2013) incluye el Programa Nacional de Áreas Naturales Protegidas (2013-2018) que establece la visión a largo plazo, donde la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP) impulsará acciones que permitan a México incrementar la superficie de su territorio nacional como ANP con el fin de mantener la representatividad de sus ecosistemas y lograr la recuperación de especies en riesgo, donde se fomenten las actividades productivas que contribuyan a la generación de empleo y a la reducción de la pobreza en las comunidades que viven en las ANPs y sus zonas de influencia.

El estado de BCS, tiene ~ 22% de la extensión del litoral de México, y ocupa el noveno lugar en número (7 ANPs) y el segundo lugar en extensión (33,075.44 km²) de ANPs, la mayoría ubicadas en la zona costera y esto refleja la importancia de la conservación y manejo de sus ecosistemas costeros y marinos.

Generación Humana

La Generación Humana se ha vislumbrado desde diferentes perspectivas, y sus aplicaciones principalmente se han enfocado para ver la influencia de ésta en el cambio climático (Friedlingstein y Solomon, 2005).

Según el Word English Dictionary y Friedlingstein y Solomon (2005) una Generación Humana es el tiempo que transcurre entre dos generaciones, en particular de la especie humana y esta se encuentra representada por aproximadamente 25 años. Es definida, emula la diferencia de edad, más común, entre un padre y su hijo, o la edad de un padre cuando la esposa ha tenido a su hijo. Anteriormente la Generación Humana se consideraba un periodo de 20 años, actualmente los intervalos han cambiado y ahora es de 25 años, aunque con el transcurso del tiempo el periodo se está ampliando hacia un periodo de 30 años. Muchas veces depende si se toma como evento la edad del padre, la madre, ambas, o del primer y último hijo nacido.

Actualmente en México no existe información sobre ANPs, principalmente en BCS que involucren el conocimiento y el impacto que se puede tener en la conservación durante el transcurso de una Generación Humana, la cual comprende un periodo de aproximadamente 25 años.

En el presente trabajo se valora el cumplimiento en la elaboración de los PCM desde un enfoque de Generación Humana lo que permitirá reconocer la trascendencia que tiene el no permitir que un ANP carezca de estos instrumentos de regulación para ser capaz de hacer frente a sus objetivos de conservación.

III. OBJETIVOS

3.1. Objetivo General.

Evaluar el estado actual de las Áreas Naturales Protegidas con ecosistemas costeros y marinos, enmarcados en el periodo de una Generación Humana en Baja California Sur, México.

3.2. Objetivos específicos.

- Identificar y mapear los ecosistemas costeros en Baja California Sur empleando herramientas de Sistemas de Información Geográfica.
- Evaluar la representatividad de los ecosistemas costeros en las Áreas Naturales Protegidas de Baja California Sur.
- Estimar la diversidad de ecosistemas costeros e identificar el índice que mejor explique su riqueza a nivel ecorregional.
- Detectar sitios costeros en BCS, que de acuerdo al enfoque ecosistémico, son importantes y puedan ser candidatos a proponerse como ANP.
- Examinar el cumplimiento en los Programas de Conservación y Manejo de las Áreas Naturales Protegidas en Baja California Sur usando como referencia la Generación Humana.

IV. JUSTIFICACIÓN

El Estado de BCS es reconocido por su relevante biodiversidad con importantes ecosistemas costeros y marinos y en este sentido, una contribución de esta tesis es la identificación y mapeo que permita conocer su actual distribución y cobertura en el estado.

Los índices de diversidad en general tienen muchas aplicaciones y la mayoría se ha enfocado en la riqueza de especies, pero particularmente su aplicación a nivel de ecosistemas en la zona costera permite valorar la diversidad regional y en esta tesis mediante la aplicación de varios índices se presenta una estimación de la diversidad ecosistémica y el índice que mejor expresa esta diversidad.

Otro aspecto relevante es la representatividad de los ecosistemas en la zona costera del estado y principalmente en las ANPs, por lo que en esta tesis se contribuye al conocimiento de la representatividad con el propósito de dirigir estrategias adecuadas de conservación de estos ecosistemas.

Existen algunas ANPs que aún no cuentan con PCM por lo que la evaluación que se realizó en este estudio sobre la base de una Generación Humana permite conocer los plazos de cumplimiento desde su creación hasta el decreto de su PCM y generar propuestas para contribuir a la eficiencia en el manejo de las ANPs.

V. MATERIAL Y MÉTODOS

a) Área de estudio

El estado de BCS está localizado al noroeste de México ($22^{\circ}52'$ - $28^{\circ}00'N$ y $109^{\circ}25'$ - $115^{\circ}05'W$) tiene una longitud de costa de $\sim 2,200$ km (Figura 1). Un rasgo sobresaliente de BCS es que es parte de la Península de Baja California, con una costa Oeste frente al Océano Pacífico y la costa Este frente al Golfo de California; ambas costas con características geológicas y oceanográficas particulares (Wilkinson *et al.*, 2009) que favorece la diversidad de ecosistemas costeros y marinos.

De acuerdo a la clasificación de climas de Köppen, el clima general de la región es árido-desértico (cálido-seco); sin embargo, geográficamente existen patrones distintos de precipitación, en las costas del Pacífico, en el noroeste y en la porción central de BCS influenciadas por las corrientes marinas (García y Mosiño, 1968; Flores-López, 1998).

Existen diferentes percepciones a nivel mundial acerca del límite en la zona costera, algunas contribuciones como Pernetta y Milliman (1995) la definen ± 200 msnm. Sin embargo, en BCS el límite no es claro, debido a que la zona costera fue definida a partir de los municipios costeros, y en el Estado de BCS está constituido por cinco municipios, todos costeros. Por esta razón se toma como límite la isobata de los $- 200$ m en la parte marina y un buffer de 5 km tierra adentro generado a partir de la línea de costa, debido a que se realizaron pruebas con buffer a partir de la línea de costa a los 5 km, 10 km, a los 15 km encontrándose ecosistemas como la selva baja caducifolia y vegetación de pino-encino, ecosistemas que no pertenecen propiamente a la zona costera, además que las altitudes son superiores a los 200 m de elevación. Por todos y cada uno de

los elementos fueron descartadas estas delimitaciones, infiriendo que particularmente para BCS la distribución de los ecosistemas costeros no va más allá de los 5 km tierra adentro. Respecto a la parte marina se consideró la isobata de los – 200 m que marca el límite de la plataforma continental por la distribución de arrecifes y pastos marinos principalmente, además que las imágenes Landsat TM 5 no permiten caracterizar o identificar fondos marinos debido a la reflectancia de la superficie del agua.

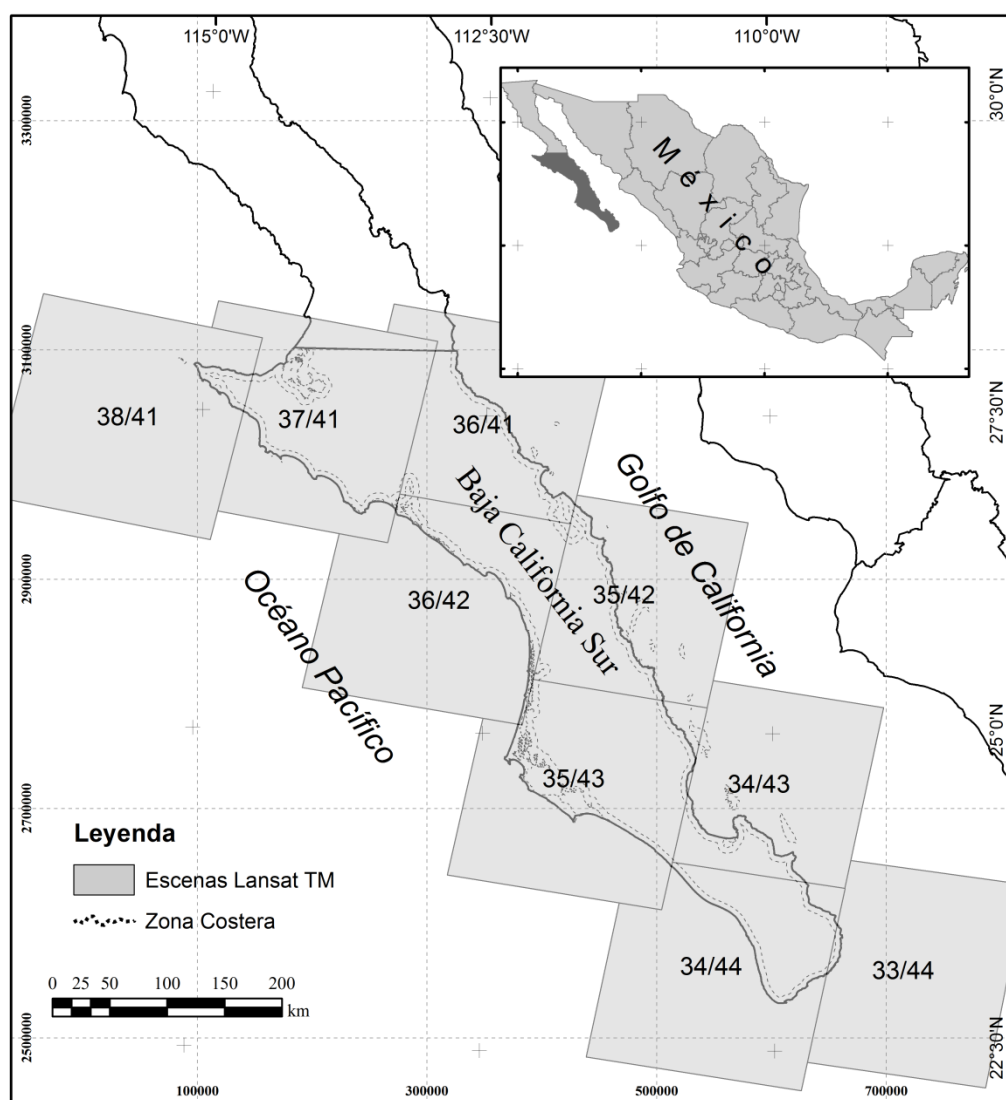


Figura 1. Localización del área de estudio indicando su delimitación costera y uso de las escenas Landsat TM 5 de la Zona 11 UTM (*path/row* 38/41 y 37/41) y Zona 12 UTM (*path/row* 36/41, 36/42, 35/42, 35/43, 34/43, 34/44 y 33/44).

b) Recopilación de la información

Se recopilaron y analizaron diferentes contribuciones científicas con información sobre las ANPs, ecosistemas costeros, PCM, clasificación supervisada, índices de diversidad, ecorregiones y temas relacionados. Se indagó de los acervos bibliográficos, a la vez que se consultaron los diversos portales electrónicos, a fin de obtener información sobre las ANPs y la distribución de ecosistemas.

Se realizó la búsqueda de imágenes de satélite Landsat TM 5 de libre acceso que correspondieran al área de estudio y que contarán con las características adecuadas de homogeneidad para su análisis tal como: cercanía de fechas de adquisición, misma temporada y cobertura de nubes inferior al 30% de nubosidad.

También fueron analizadas bases de datos que contenían información sobre ANPs, ecorregiones terrestres, ecorregiones marinas, arrecifes, manglares y pastos marinos.

Se realizó la búsqueda de cartografía de INEGI sobre topografía, líneas de costa, uso de suelo y vegetación escala 1:250,000 como referencia para el análisis de los datos. Para la batimetría se realizó la búsqueda del modelo digital de elevación SRTM como referencia para el límite marino.

c) Delimitación de la zona costera

Los criterios de delimitación de la zona costera en BCS, fueron de manera automatizada generando un buffer tierra adentro, 5 km a partir de la línea de costa de las cartas topográficas para el Estado de BCS obtenidas del Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI) 1:250,000; mar afuera, la isobata de los -200 m indicada por el modelo Shuttle Radar Topography Mission (SRTM) 3.0 de la National Aeronautics and Space Administration (NASA).

Ecorregiones y ecosistemas

En la parte costera, la estimación de la distribución de los ecosistemas consideró las ecorregiones biológicas terrestres propuestas por González-Abraham *et al.* (2010), en la parte marina se empleó la zonificación ecorregional marina nivel II y III que se muestran en la Figura 2 (Wilkinson *et al.*, 2009) quedando de la siguiente manera:

Ecorregiones terrestres: 1) Costa Central del Golfo -Cc-, 2) Sierra de la Giganta -Sg-, 3) Planicies de Magdalena -Pm-, 4) Bosque Tropical Seco -Bt-, 5) Matorral Sarcocauléscente -Ms- y 6) Desierto del Vizcaíno -Dv-.

Ecorregiones marinas: 7) Sureste de Baja California -Sb- 8) Cabo Cortesiano del Golfo -Cg-, 9) Cabo Cortesiano del Pacífico -Cp-, y 10) Nerítico de Vizcaíno -Nv-.

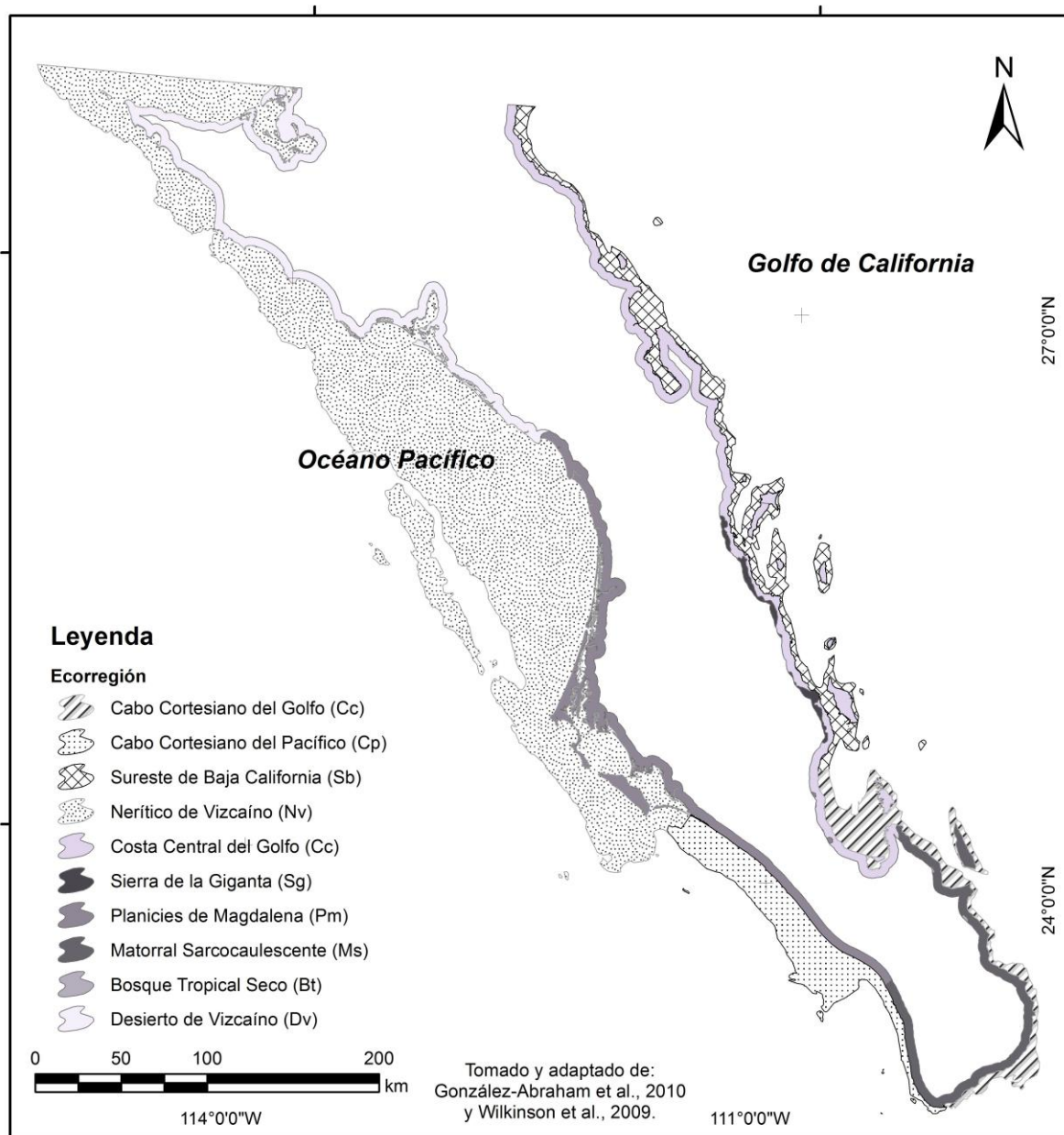


Figura 2. Mapa de las ecorregiones costeras y marinas. Adaptado de González-Abraham *et al.* (2010) y Wilkinson *et al.* (2009).

d) Tratamiento de imágenes

Las imágenes de satélite utilizadas fueron nueve Landsat TM 5 de libre acceso Cortesía de U.S. Geological Survey con nivel de procesamiento 1 T (Standard

Terrain Correction: Proporcionando una precisión radiométrica y geométrica con la incorporación de puntos de control sobre el terreno mientras emplea un Modelo Digital de Elevación –DEM- para la precisión topográfica). Estas nueve imágenes fueron agrupadas en dos zonas, las escenas de zona 11 UTM son *path/row* 38/41 y 37/41); zona 12 UTM son *path/row* 36/41, 36/42,35/42, 35/43, 34/43, 34/44, 33/44 respectivamente (Figura 1), con resolución espacial de 30 m, de fecha 18 de marzo, 5, 10, 12, 17 y 24 de abril de 2008; las cuales fueron seleccionadas con base en los siguientes criterios: (1) Periodo seco donde las escenas muestran un patrón de vegetación homogéneo similar; (2) mayor estabilidad atmosférica donde la mayoría de las imágenes están libre de nubes o con menos del 10%. En el área de estudio se observa un patrón de vegetación claro, lo cual facilita la implementación de procesos de clasificación los cuales se realizaron con el Software IDRISI Taiga (Eastman, 2009), esto es importante para obtener una mejor calidad en la separación de las firmas espectrales. Las escenas de la zona 11 fueron re proyectadas a zona 12 (la mayoría son de esta área) con el fin de hacerlas compatibles para todos los procesos de cálculo.

Las imágenes Landsat TM 5 fueron usadas para generar el mosaico de BCS, utilizando cada una de las bandas 1, 2, 3, 4, 5 y 7, utilizando IDRISI Taiga 16 para los procesos. Una máscara de corte fue aplicada usando información vectorial del litoral de BCS del Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI) en la escala 1:250,000 (que toma la referencia para la línea de costa a partir del nivel medio del mar) debido a que solo se requiere la zona costera y no la parte marina. Subsecuentemente, la línea de costa de las islas fue digitalizada debido a que no concordaba con el modelo.

e) Análisis de la separabilidad de firmas espectrales

Los sitios de entrenamiento son una selección hecha a partir de los polígonos generados por el método de segmentación, Los polígonos seleccionados de

acuerdo con las características de las clases previamente establecidas se utilizan en el método segrain para generar las firmas espectrales de cada clase. Como referencia y apoyo en la selección se usaron composiciones de falso color 432 y 753 ya que estas son las que mejor muestran los contrastes necesarios para identificar los ecosistemas y permitir la mejor discriminación de clases y separabilidad de firmas espectrales.

Para identificar los ecosistemas se delimitaron 15 clases: suelo desnudo, playa, cuerpos de agua costero, otros tipos de vegetación, manglar, ripario, marisma, salitral, matorral, agricultura, agua dulce, arroyo, bosque de pino-encino, selva baja caducifolia y asentamientos humanos, los ejemplos se muestran en la Figura 3, aunque para el inventario de ecosistemas también se incluyen pastos marinos y arrecifes.

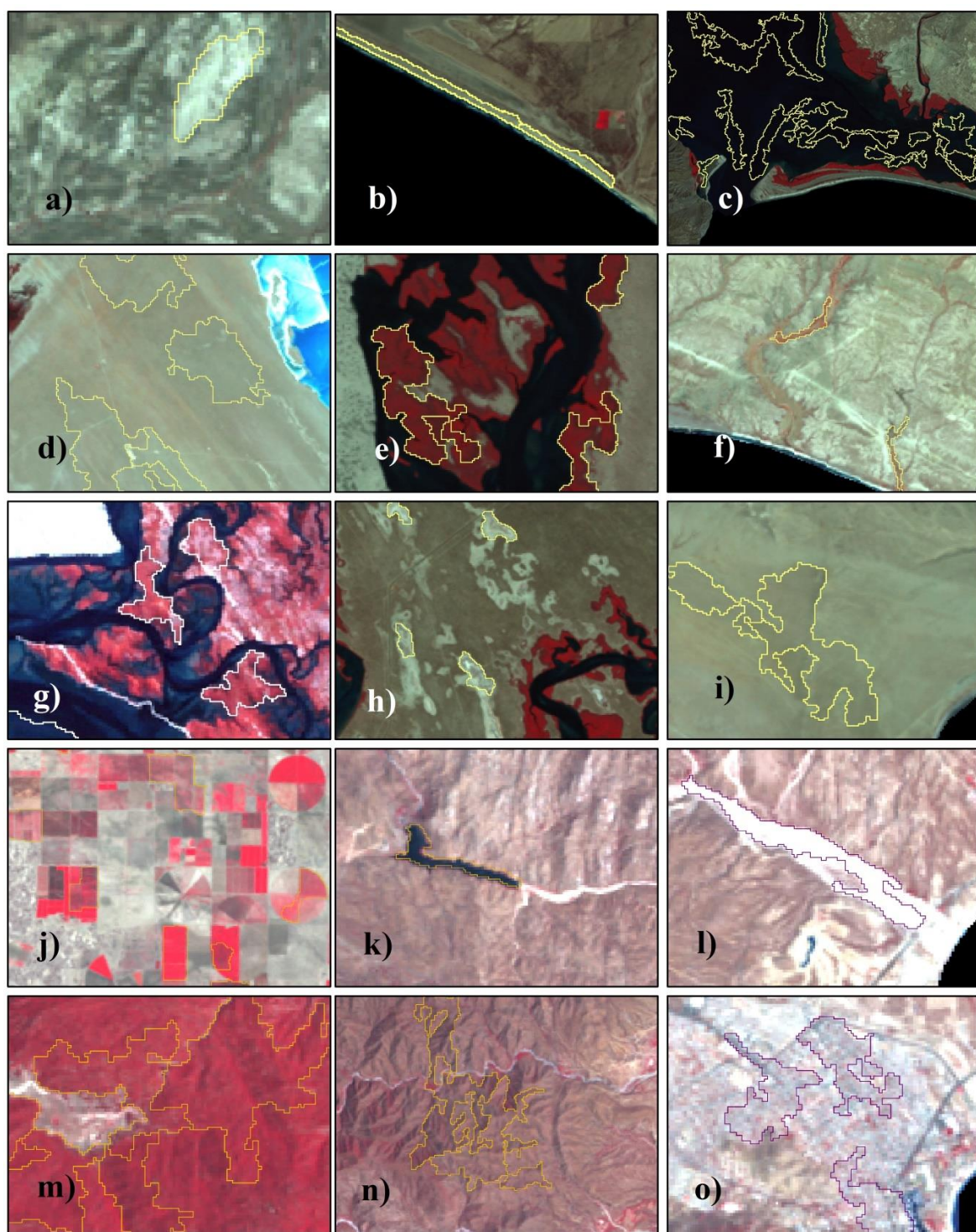


Figura 3. Sitios de entrenamientos que muestran las 15 clases para clasificar ecosistemas costeros: a) suelo desnudo, b) playa, c) cuerpo de agua costero, d) otros tipos de vegetación, e) manglar, f) ripario, g) marisma, h) salitral, i) matorral, j) agricultura, k) agua dulce, l) arroyo, m) bosque de pino-encino, n) selva baja caducifolia y o) asentamiento humanos.

La separabilidad fue verificada por el método de divergencia transformada (Swain y Davis, 1978) La divergencia es el resultado de la siguiente expresión matemática:

$$D_{ij} = \frac{1}{2} \text{tr}[(C_i - C_j)(C_i - 1 - C_j - 1)] + \frac{1}{2} \text{tr}[(C_i - 1 - C_j - 1)(m_i - m_j)T]$$

Y la divergencia transformada es expresada por:

$$T_{dij} = 2[1 - \exp(-\frac{D_{ij}}{8})]$$

Donde i y j es la medida de dos firmas espectrales o clases comparadas; C_i es la matriz de covarianza de la firma i , m_i es el vector medio de la firma i , Tr es la función de rastreo de los elementos indicado en la diagonal de la matriz; T es la función de trasposición.

f) Clasificación espectral

El método de clasificación supervisada fue aplicado usando la estimación de máxima verosimilitud (Aldrich, 1997; Chauvaud *et al.*, 1998; García-Mora y François-Mas, 2008) donde se establecieron sitios de entrenamientos de las zonas conocidas, y un grupo de pixeles fue seleccionado para representar cada una de las clases empleadas en los procesos de clasificación (Figura 3). Para verificar si la clasificación era la adecuada se aplicó el algoritmo de máxima verosimilitud siempre y cuando los datos siguieran una distribución normal.

Con el algoritmo de máxima verosimilitud se asigna la misma probabilidad para cada una de las clases propuesta, y la separabilidad de las firmas espectrales es verificada. El análisis de separabilidad permite valorar el grado en el cual las categorías se pueden distinguir espectralmente (García-Mora y François-Mas, 2008). Para este propósito se utilizaron las bandas 2, 3, 4, 5 y 7, donde el rango

de valores oscila entre 0 y 2000, donde 2000 representa la máxima separabilidad entre pares de clases. La escala de valores en términos de la divergencia transformada (DT) se muestra en la Tabla I.

Para comprobar que la clasificación fuera la adecuada, se aplicó el algoritmo de máxima verosimilitud (Chauvaud *et al.*, 1998; Alatorre *et al.*, 2011), el fundamento de la clasificación es “para cada píxel se calcula la probabilidad de pertenencia a cada categoría con base en su respuesta espectral, de esta forma el píxel es asignado a la clase donde es más probable que pertenezca, según la información espectral” (Langley *et al.*, 2001).

Tabla I. Separabilidad espectral aplicando los valores de la divergencia transformada (DT) a los ecosistemas costeros en Baja California Sur.

Valor DT	Grado de separabilidad
0-1000	Separabilidad pobre
1000-1900	Separabilidad moderada
1900-2000	Buena separabilidad

g) Confiabilidad de la evaluación

Para validar la clasificación propuesta se utilizó la matriz de confusión, en la que se determinan las asignaciones correctas en la diagonal de la tabla, la incorrectas, los errores de omisión y comisión fuera de la diagonal (Pinilla, 1995). Con la matriz se obtienen parámetros como precisión global, precisión del productor, precisión de usuario, error de comisión y omisión, y el Índice Kappa (K'), que es una técnica estadística discreta multivariada que determina si la matriz de error es significativamente diferente de otra. El coeficiente es una medida de acuerdo que se basa en las diferencias entre la clasificación y los datos de referencia, comparado con la precisión de una clasificación al azar (Congalton y Green, 2008).

Todos los 973 puntos de control fueron seleccionados fuera de los sitios de entrenamiento, el cual representa un solo pixel debido a que son solo para la verificación.

El resultado obtenido del índice K' es significativo porque la clasificación puede ser aceptada a partir de un cierto valor de amplitud. Este estudio siguió los criterios de Landis y Koch (1977) quienes propusieron los parámetros que se muestran en la Tabla II para validar este tipo de clasificación. El índice es definido por la siguiente expresión matemática:

$$K' = \frac{P_o - P_e}{1 - P_e}$$

Donde P_o es la proporción de la concordancia observada, y P_e es la proporción de la concordancia esperada al azar, es decir, la suma del producto de las probabilidades de clasificar eventos en cada categoría para cada uno de los métodos, expresada por:

$$P_e = \frac{(a+b)(a+c) + (c+d)(b+d)}{n^2}$$

La concordancia completa corresponde a $K'=1$ y la falta de concordancia corresponde a $K'=0$

Tabla II. Valores del coeficiente K' para valorar la precisión de la confiabilidad en los ecosistemas costeros de Baja California Sur.

Coeficiente K' (%)	Concordancia
0	Pobre
1-20	Leve
21-40	Sensible
41-60	Moderado
61-80	Substancial
81-100	Casi perfecto

h) Padrón de ecosistemas

El padrón de ecosistemas, se obtuvo mediante una clasificación supervisada que consistió en establecer clases de ecosistemas a priori, y delimitar los polígonos de entrenamiento de las zonas conocidas empleando el proceso de segmentación. Siguiendo los criterios de Arquero *et al.* (1998) la suma de áreas debe ser $> 1.5\%$ de la superficie total a clasificar, los cuales deben estar distribuidos uniformemente para cada categoría.

Las clases propuestas para identificar los ecosistemas costeros fueron: salitral, playas, halófito, matorral y suelo desnudo. Para identificar los ecosistemas marinos fueron: manglar, marismas, cuerpos de agua costeros, pastos marinos y arrecifes. La imagen que representa a cada uno de los ecosistemas se encuentra en la Figura 3.

Adicionalmente, se incorporó información de pastos marinos (Riosmena-Rodríguez *et al.*, 2009) y arrecifes obtenidos de la Base de Datos Geográfica de

las Aguas Marinas y Costeras Mexicanas (Bezaury-Creel *et al.*, 2009) y UNEP-WCMC (2010).

i) Índices de diversidad y cobertura de ecosistemas

En el caso de las ecorregiones terrestres y marinas los polígonos de las mismas fueron ajustados hasta los 5 km que comprende el área de estudio en la parte terrestre, y para la parte marina siguiendo la isobata de los 200m. La cobertura de las ecorregiones y ecosistemas fueron estimadas a partir de los resultados de la clasificación supervisada utilizando el Software Idrisi Taiga ® (Eastman, 2009), haciendo una transformación vectorial de los shapes, expresando los resultado en km². Se calcularon los índices de Margalef (Margalef, 1968), Simpson (Simpson, 1949) el inverso de Simpson (Williams y Lambert, 1959) Shannon-Weaver (Shannon y Weaver, 1949) y Hill (Hill, 1973).

Los valores numéricos de los índices fueron normalizados para hacer las comparaciones y se presentan agrupados en gráficas según patrones similares.

Las expresiones matemáticas de cada uno de los índices son las siguientes:

Índice de Margalef:

$$D = S - 1 / \ln(N)$$

Donde: D indica la riqueza de ecosistemas, S número total de ecosistemas y N suma de la superficie del ecosistema *i*.

Índice de Simpson:

$$\lambda = \sum_{i=1}^s p_i^2$$

Donde: λ es el índice de dominancia, p_i abundancia proporcional del ecosistema i , es decir, la superficie total del ecosistema i entre la suma total de la superficie:

$$p_i = n_i/N$$

Índice Inverso de Simpson

$$IS = 1/\lambda$$

Índice de Shannon-Weaver:

$$H' = - \sum p_i \ln p_i$$

Donde: H' es la diversidad y p_i la proporción número de superficie en el ecosistema i .

Índice de Hill:

$$N1 = e^{H'}$$

Donde: $N1$ es la diversidad de número de ecosistemas abundantes; e logaritmo neperiano; y H' diversidad de Shannon-Weaver.

Los valores numéricos de los índices de diversidad fueron normalizados y agrupados de acuerdo a sus patrones de comportamiento similares, en gráficos para hacer la comparación entre ellos.

j) Índice de cumplimiento

Se diseñó un índice para valorar el cumplimiento de las ANPs sobre la legislación que precede al cumplimiento de elaboración y ejecución de su PCM. Se refiere a el tiempo de cumplimiento en la creación de ANPs y PCM fue valorado con un Índice de Cumplimiento (IC) desarrollado para las ANPs en BCS, este índice puede ser aplicado en cualquier sistema de ANPs, en él se incluye el establecimiento y publicación de sus PCM después de su decreto de creación observado en un periodo máximo (años). El IC parte del establecimiento de la premisa que se aplica a cualquier categoría de ANPs: 0-5 años se considera un nivel bueno de cumplimiento; 5-10 años se considera regular; 10-25 años se considera malo y >25 años (un periodo considerado como Generación Humana de acuerdo con Friedligstein y Solomon, 2005) como nivel inaceptable (Tabla I). Esto significa que cuando más años trascurren desde el establecimiento de un ANP hasta el decreto y ejecución de sus PCM tendrá un menor valor de cumplimiento. Los límites de expresión de la escala grafica va desde 1 (máximos años transcurridos desde que se estableció el ANP) a 0 (0 años). La expresión general para el índice de cumplimiento es:

$$IC = \frac{(C_d - P_d)}{(A_{\max})}$$

Donde IC denota el índice de cumplimiento para una categoría de manejo particular dentro del sistema de ANPs en términos de la obtención del PCM, observado durante el periodo. C_d expresa la fecha de decreto del PCM. P_d la fecha

de decreto de creación del ANP. A_{max} muestra el año máximo desde que se decretó la primer ANP hasta que se decretó su PCM. Los datos se muestran en la escala de 0 al 1.

Se construyó una tabla de rangos para valorar cualitativamente y entender el IC los cual se obtuvo a partir de un rango de valores de 0 a >25 años que corresponde a la Generación Humana (Tabla III).

Tabla III. Niveles de cumplimiento en los Programas de Conservación y Manejo.

	Clase	Tiempo transcurrido en años	Valoración del cumplimiento	Observación
GENERACION HUMANA (25 años)	0-0.2	1 a 5	Bueno	Lo más deseable. Considerado normal porque se encuentra dentro del primer periodo de revisión. Porque así lo establece la LGEEPA (SEMARNAT 2014).
	0.2-0.4	5 a 10	Regular	Aún permanece dentro de la validez
	0.4-0.6	10 a ≤ 25	Malo	Hay dudas sobre la permanencia de su validez
	>0.6	≥ 25 al presente	Inaceptable	Necesita abandonar los procedimientos y regular o iniciar uno nuevo, a la brevedad.

VI. RESULTADOS

En el Estado de BCS se localizan 11 ecosistemas costero-marinos y son suelo desnudo, playa, cuerpos de agua costeros (incluyen lagunas, esteros, estuarios, bahías, ensenadas, caletas), otros tipos de vegetación, manglar, ripario, marisma, salitral, matorral, arrecife y pastos marinos cuya descripción se encuentra en la Tabla IV.

Tabla IV. Descripción de los ecosistemas costeros y marinos.

Ecosistema	Características generales
Suelo desnudo	Se considera al suelo expuesto que contiene muy baja cobertura vegetal, dispersa o está desprovisto de ella, influenciada por causas naturales o impactos humanos como el sobrepastoreo (Van de Ven <i>et al.</i> , 1989, Shalaby y Tateishi, 2007).
Playa	Lugares donde hay la mayor acumulación de sedimentos distintos tamaños, los cuales han sido transportadas por las corrientes marinas y vientos (Schlacher <i>et al.</i> , 2008; Defeo <i>et al.</i> , 2009). En esta clase en particular se incluyen las dunas costeras.
Cuerpo de agua costero (CAC)	Incluye lagunas, estuarios, esteros, bahías, caletas y ensenadas, entre otros (Lankford, 1977; Lara-Lara <i>et al.</i> , 2008).
Otros tipos de vegetación (OTV)	Es la vegetación halófila característica de los suelos salinos y áridos distribuidos a los largo de las costas, con baja densidad arbórea (Flowers <i>et al.</i> , 1986, Breckle, 2004).
Manglar	Es la vegetación que está compuesta de árboles de mangle que viven alrededor de bahías, lagunas costeras, estuarios y playas protegidas del oleaje (Lugo, 1980; Spalding <i>et al.</i> , 2010).
Ripario	Un ecosistema que se encuentra inmediatamente a ambos lados de un río, quebrada, masa de agua, bancos aluviales, humedales, terrazas de inundación, donde la vegetación depende de un suministro de agua en el suelo (Lowrance <i>et al.</i> , 1985; Knopf <i>et al.</i> , 1988; Stanley <i>et al.</i> , 1991).

Marisma	Es una comunidad herbácea, abundante en regiones templadas y zonas tropicales. Se localiza en ambientes semejantes a los que ocupa el manglar, y a menudo se entremezclan. El sustrato donde se encuentra es limoso-arcilloso el cual se inundan periódicamente y depende de la marea (Frey y Basan, 1978; Moreno-Casasola, 2006; Shalaby y Tateishi, 2007).
Salitral	Son planicies costeras de aguas saladas. Es una zona arenosa cementada con una corteza frágil de minerales alcalinos, debido al alto nivel freático la humedad es abundante, la mayoría de la plantas no toleran el ambiente químico agresivo (Shalaby y Tateishi, 2007).
Matorral	Son agrupaciones leñosas menores a los 4 m de altura, ramificados, que se comportan como vegetación secundaria de zonas inundables, representativas de zonas tropicales y áridas (Maya y Arriaga, 1996; Hasting <i>et al.</i> , 2005; Perea <i>et al.</i> , 2005; Moreno-Casasola, 2006).
Arrecife	Son ecosistemas marinos formados principalmente por organismos vivos sedimentarios que viven e simbiosis con algas. Se caracterizan por su elevación con relación al sustrato que le rodea. Actúan como barreras naturales disminuyendo la fuerza del oleaje (Hatcher, 1997; Moberg y Folke, 1999; Spalding <i>et al.</i> , 2001; Ainsworth <i>et al.</i> , 2010).
Pastos marinos	Son comunidades de hidrófitas sumergidas que se establecen en el fondo marino, formando grandes carpetas de pastos en profundidades de 2 a 12 m (Gullström <i>et al.</i> , 2002; Green y Short, 2003).

El análisis de separabilidad de las firmas espectrales realizado con el método de divergencia transformada para las nueve categorías seleccionadas para la clasificación de ecosistemas mostró los siguientes valores de acuerdo con la Tabla V; valores >1000 que representan separabilidad muy pobre entre categorías son: a) playa y OTV; los valores entre 1000-1900 pertenecen a la categorías de separabilidad pobre y son: b) manglar y marisma, c) playa y matorral, d) playa y suelo desnudo, e) playa y OTV, f) matorral y suelo desnudo, g) matorral y OTV, h) suelo desnudo y OTV, y i) ripario y marisma. El resto de las combinaciones de ecosistemas tuvieron buena separabilidad (1900-2000).

Tabla V. Valores de separabilidad por el método de divergencia transformada (DT) para la clasificación de ecosistemas (Bandas 2, 3, 4, 5 y 7).

Separabilidad	Manglar	Salitral	CAC	Playa	Matorral	Suelo desnudo	OTV	Ripario	Marisma
Manglar		2000	2000	2000	2000	2000	2000	1931	1640
Salitral			2000	1999	2000	2000	2000	2000	2000
CAC*				2000	2000	2000	2000	2000	2000
Playa					1896	1347	893	2000	2000
Matorral						1854	1740	1903	1996
Suelo desnudo							1363	1999	2000
OTV**								1999	2000
Ripario									1701
									1834

*Cuerpo de agua costero, ** Otros tipos de vegetación.

De acuerdo con los valores obtenidos para la clasificación de ecosistemas costeros en BCS, la Tabla VI muestra la matriz de error donde los valores del error de omisión fluctúan entre 0 a 48%. En el caso del error de comisión los valores más altos del error fueron playa (49%) porque los elementos de la clasificación se confunden con suelo desnudo, salitral y OTV (90%) los cuales se confunden con los clasificadores de suelo desnudo, ripario y matorral. El índice K' fue 0.751, indicando que la precisión global de la clasificación fue de 75 % lo cual tiene una concordancia aceptable entre las diferentes clases.

Tabla VI. Matriz de confusión que muestra los valores del error de comisión (EC) y omisión (EO) y el coeficiente K' en la clasificación de los ecosistemas costeros en Baja California Sur.

Clasificado	Observado										EC
	Suelo desnudo	Playa	CAC	OTV	Manglar	Ripario	Marisma	Salitral	Matorral		
Suelo desnudo	363	1	0	0	0	1	0	4	23	7%	
Playa	30	50	1	0	0	0	0	15	2	49%	
CAC	0	0	85	0	0	0	0	0	2	2%	
OTV	5	0	0	8	0	7	0	0	58	90%	
Manglar	0	0	0	0	14	0	1	0	0	7%	
Ripario	1	0	0	0	0	69	1	0	11	16%	
Marisma	0	0	2	0	0	0	19	0	0	10%	
Salitral	8	0	1	0	0	0	5	70	2	19%	
Matorral	5	0	0	0	0	2	0	0	107	6%	
EO	12%	2%	4%	0%	0%	13%	27%	21%	48%	973	

Clasificación de imágenes

Al realizar la clasificación supervisada, los ecosistemas que se identificaron para la zona costera con las imágenes Landsat se muestran en la Figura 4, así como la distribución de los mismo los cuales corresponden a suelo desnudo, playa, cuerpos de agua costero, otros tipos de vegetación, manglar, ripario, marisma, salitral y matorral. También destacan otros elementos ecosistémicos no propiamente costero como el bosque de pino encino, selva baja caducifolia y arroyo. Otros elementos que no propiamente son ecosistemas pero que contribuyen a la clasificación son asentamientos humanos y agricultura.

En la Figura 5, se muestra la distribución de los ecosistemas costero marinos como el salitral, manglar, cuerpos de agua costero, playa, ripario, matorral, suelo desnudo, otros tipos de vegetación y marismas en la franja que comprende los 5 km de zona costera y los que se distribuyen en la parte marina, estos ecosistemas están señalados y cuantificados de manera más detallada según su superficie en la Tabla VIII. Aunado a esta distribución se encuentra otros componentes que forman parte de la clasificación y son asentamientos humanos, agricultura y elementos no clasificados que son parte del método de clasificación.

La Figura 6 muestra la distribución de ecosistemas costero marinos tales como arroyo, cuerpos de agua costeros, manglar, marisma, matorral, otros tipos de vegetación, playa, ripario, salitral y suelo desnudo en las ANPs de BCS que comprende las Reservas de la Biosfera (RB), Parques Nacionales (PN) y Áreas de Protección de Flora y Fauna (APFyF) siguiendo también la franja de 5 km previamente referida, misma que también su superficie es referida y cuantificada con mayor detalle en la Tabla VIII.

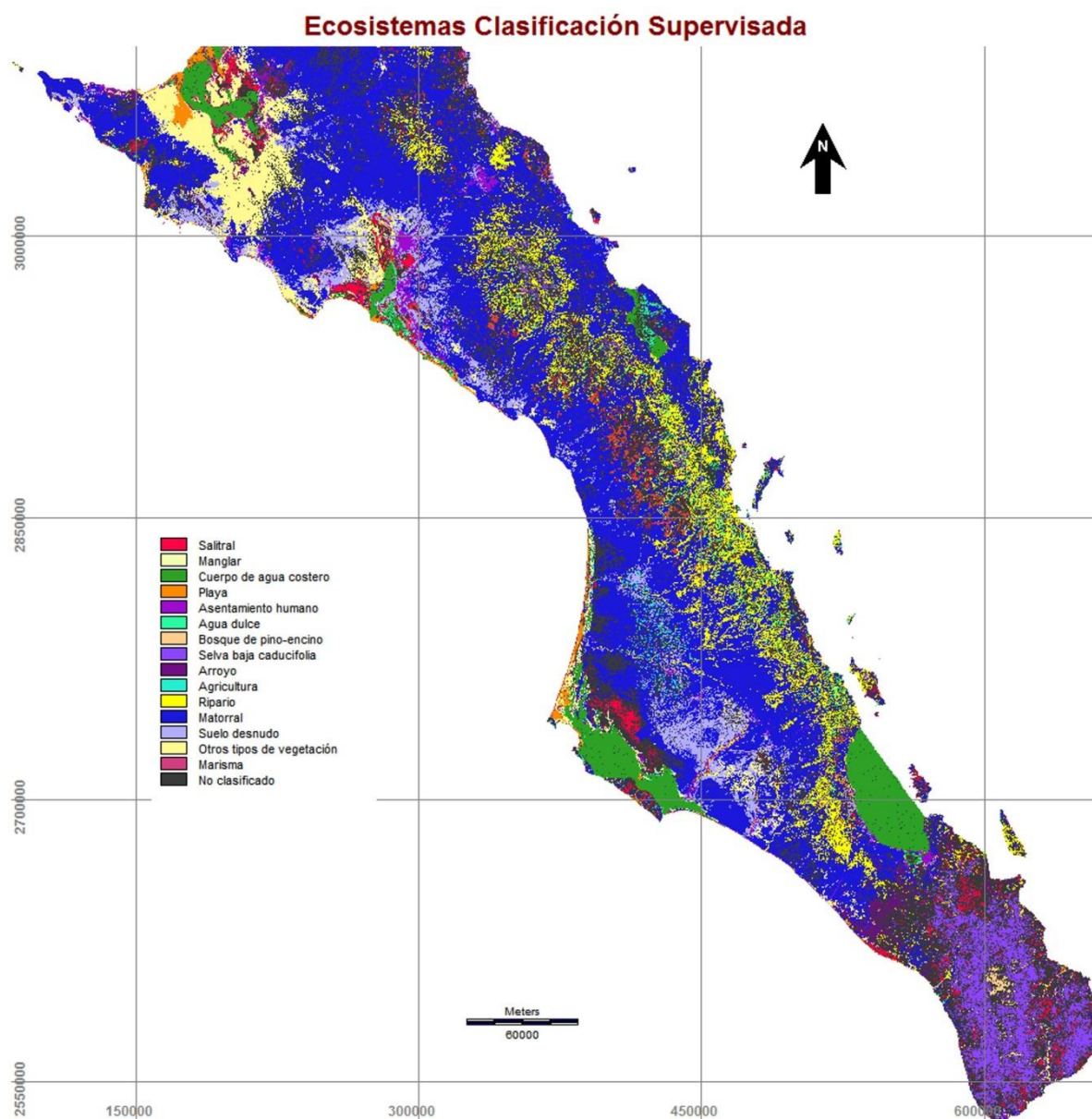


Figura 4. Resultado de la aplicación del algoritmo de clasificación supervisada máxima verosimilitud.

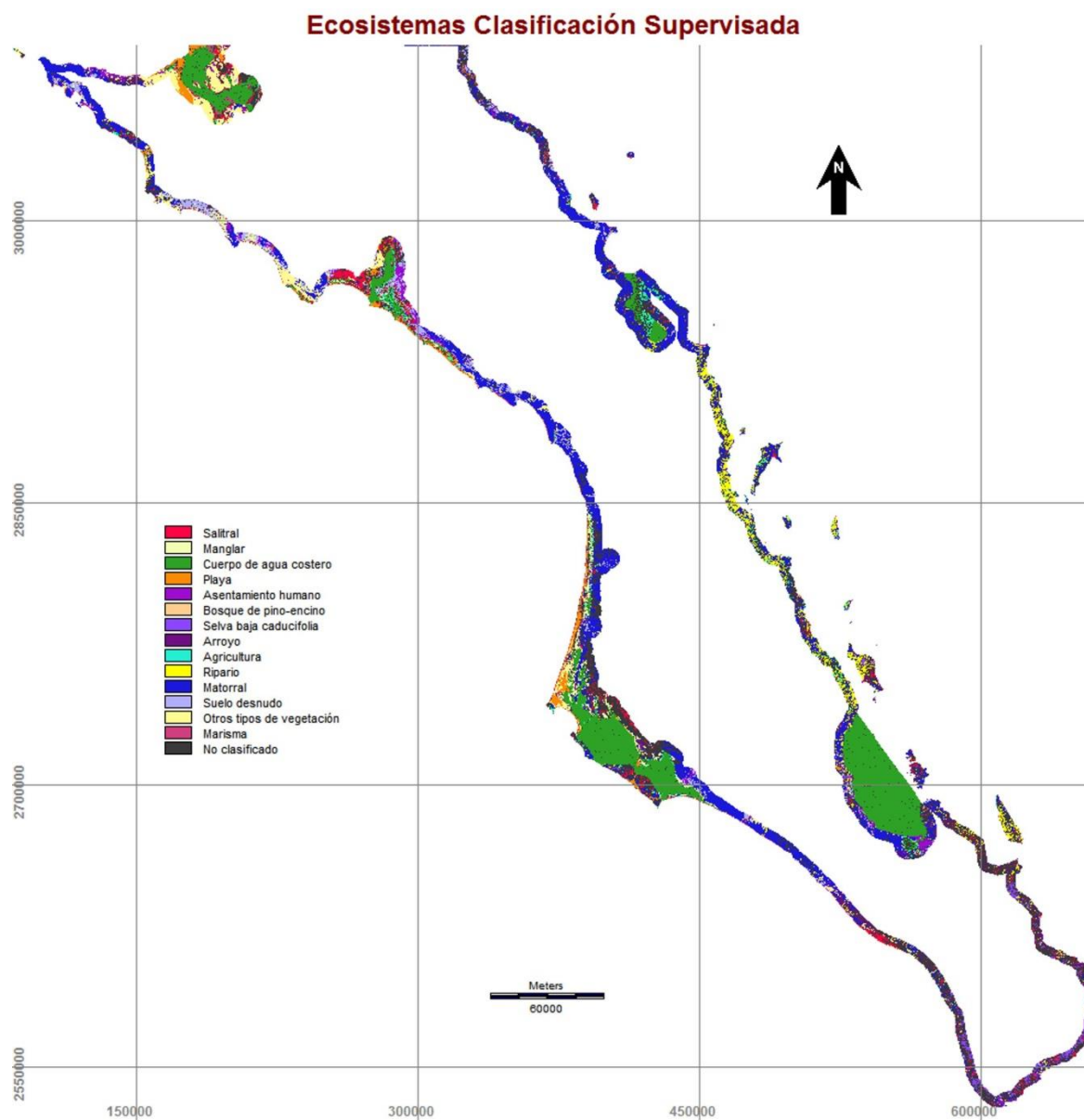


Figura 5. Distribución de ecosistemas en zona costera (5 km tierra adentro) de Baja California Sur

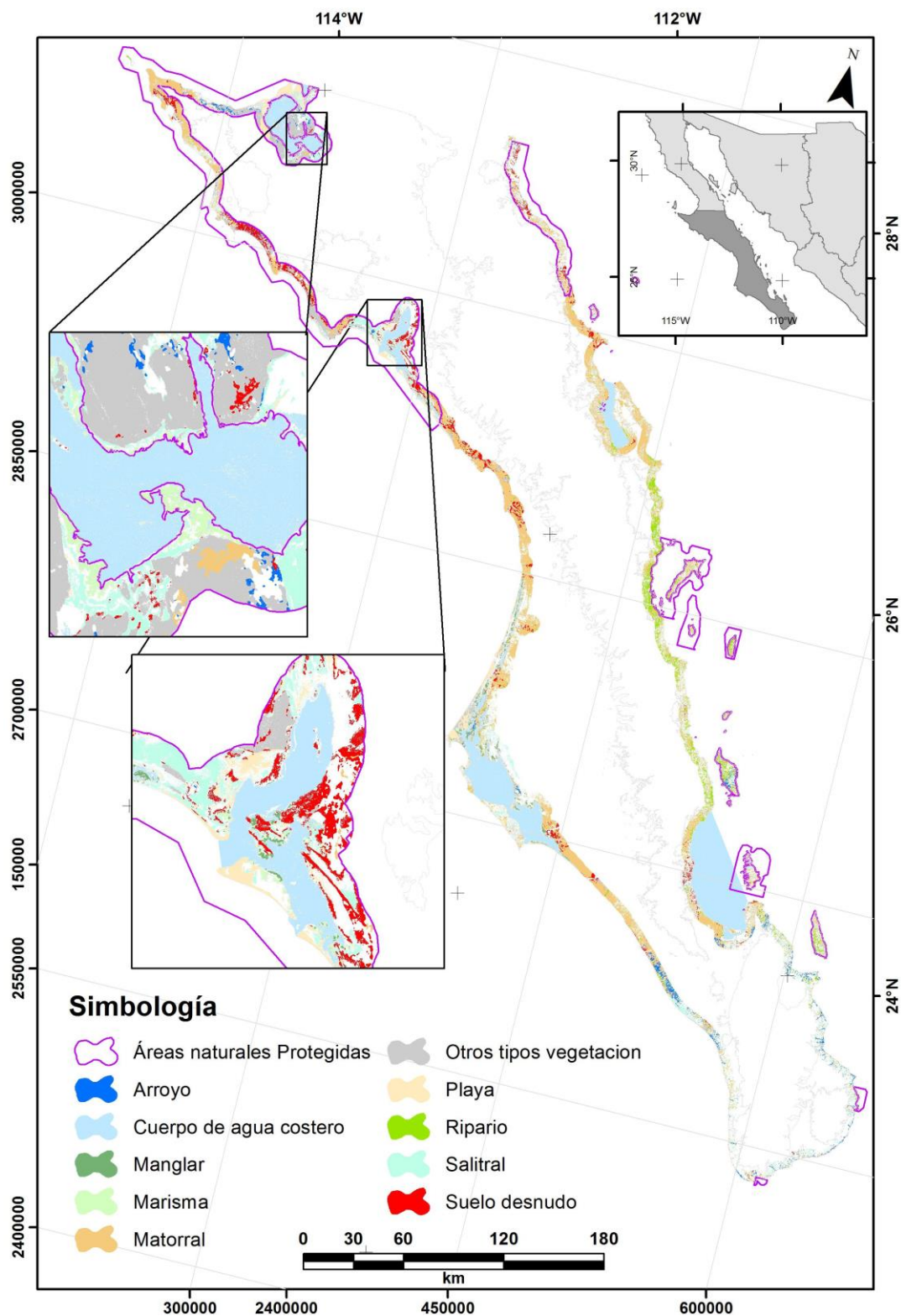


Figura 6. Distribución de los ecosistemas costeros en las Áreas Naturales Protegidas de Baja California Sur.

En las ecorregiones planteadas para la zona costera se muestra el comportamiento entre los cinco índices propuestos para el análisis de diversidad, los cuales muestran tres patrones: (1) variación similar de los índices inverso de Simpson y de Hill (Fig. 7a); (2) variación similar de los Índices de Simpson y de Shannon-Weaver (Fig. 7b); (3) Índice de Margalef (Fig. 7c) con un patrón distinto a los demás.

En todos los casos, el valor más alto (1.0), se observó en la ecorregión Desierto de Vizcaíno (Dv). El valor más bajo se observó en las ecorregiones Sureste de Baja California (Sb) y Cabo Cortesiano del Golfo (Cg), con excepción del Índice de Margalef, tanto para su valor máximo y su mínimo.

El Índice de Hill tuvo valores más bajos, con una diferencia promedio entre el recorrido de sus puntos de 0.18, pero coincidió con el inverso de Simpson en la ecorregión Desierto de Vizcaíno (Vd) con un valor igual a 1 (Fig. 7a).

Los Índices de Simpson y de Shannon-Weaver mostraron una diferencia en el promedio del recorrido entre sus puntos de 0.07 para cada ecorregión, pero coincidieron para valores altos en Planicies de Magdalena (Mp) y Desierto de Vizcaíno (Vd), así como en un valor inferior en Cabo Cortesiano del Pacífico (Cp) (Fig. 7b).

El índice de Margalef tuvo un patrón diferente con variación entre 0.27 en Cabo Cortesiano del Pacífico (Cp) y 1 en Matorral Sarcocauléscente (Ms) (Fig. 7c).

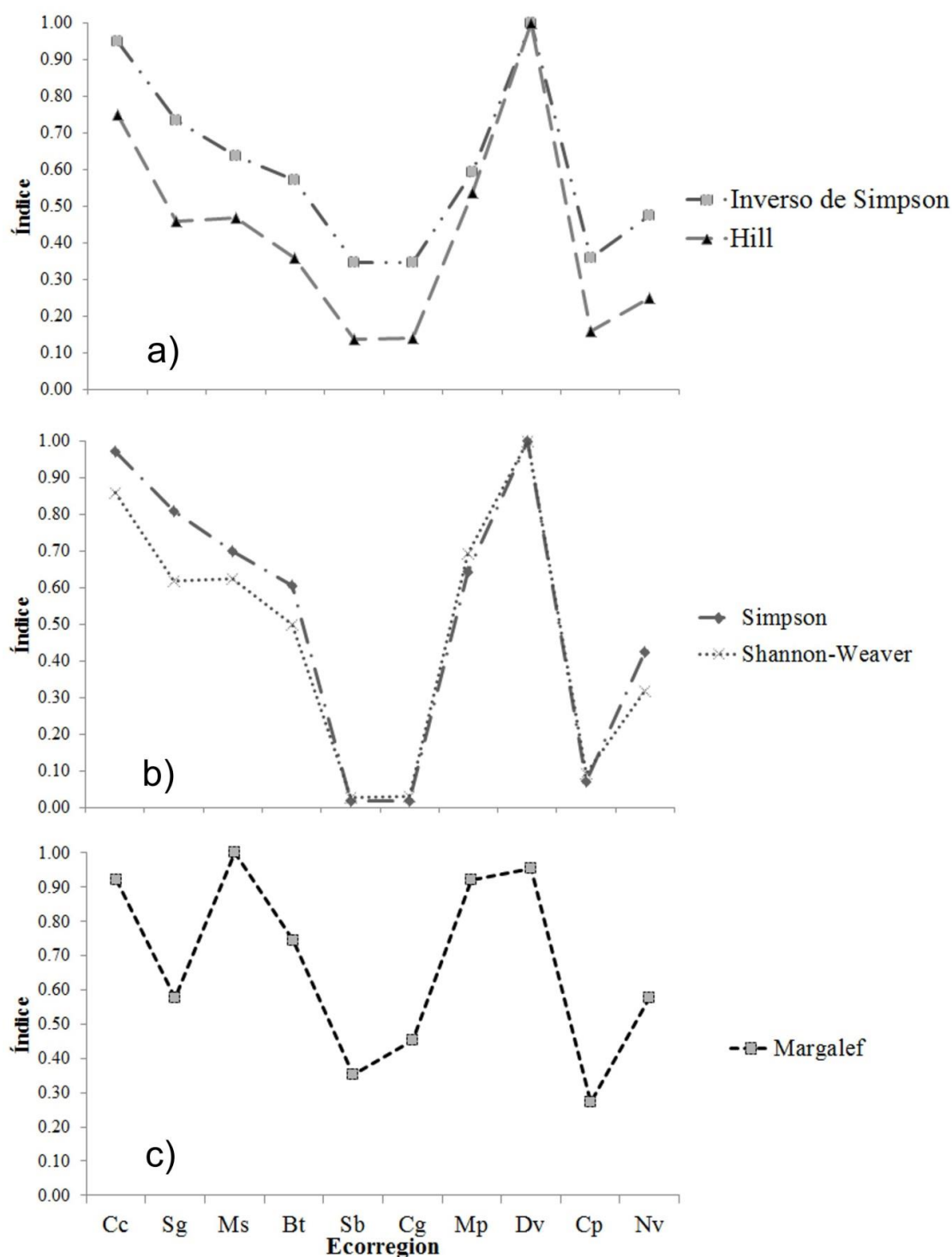


Figura 7. Variación de los índices de diversidad normalizados para la ecorregiones de la zona costera de Baja California Sur. Ecorregiones: Costa Central del Golfo (Cc), Sierra de la Giganta (Sg), Planicies de Magdalena (Pm), Bosque Tropical (Bt), 5) Matorral Sarcocauléscente (Ms) Desierto del Vizcaíno (Dv), Sureste de Baja California (Sb) Cabo Cortesiano del Golfo (Cg), Cabo Cortesiano del Pacifico (Cp), y Nerítico de Vizcaíno (Nv).

En el estado de BCS se localizan siete ANP de las cuales seis se distribuyen en la zona costero-marina, agrupadas en tres categorías de las seis establecidas por la Ley General del Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente (LGEEPA) y corresponde a Reservas de la Biosfera (RB), Parque Nacional (PN) y Área de Protección de Flora y Fauna (APFyF) Figura 6 y Tabla VII. En donde la superficie protegida representa el 17 % de la zona costero-marina.

Tabla VII. Inventario de Áreas Naturales Protegidas en Baja California Sur. Reserva de la Biosfera (RB), Parque Nacional (PN) y Área de Protección de Flora y Fauna (APFyF).

Fecha decreto	Fecha PCM*	Nombre	Categoría	Superficie (km ²)	Superficie marina (km ²)
30/11/88	2000	El Vizcaíno	RB	25,451.53	6,880.92
19/07/96	2000	Bahía de Loreto	PN	2,056.83	1,395.57
10/05/07	2003	Zona marina del Archipiélago Espíritu Santo	APFyF	486.54	410.65
29/11/73	-	Cabo San Lucas	PB	39.96	22.11
06/06/95	2006	Cabo Pulmo	PN	70.99	66.55
		Islas del Golfo	APFyF		484.51

*Programa de Conservación y Manejo. Fuente: CONANP (2015).

En la zona costera los 11 ecosistemas identificados (Tabla VIII) fueron clasificados en orden de importancia por la cobertura y son matorral, cuerpos de agua costero, OTV, ripario, suelo desnudo, salitral, playa, manglar, marisma, arrecifes de coral y pastos marinos.

Los ecosistemas costero-marinos de BCS poseen extensiones de ~ 4,400 km² hasta 30 km², los ecosistemas que se encuentran con más del 60 % de su superficie localizada dentro de un ANP son OTV, suelo desnudo, marisma, arrecifes y pastos marinos, este último se desconoce su cobertura total y solo se reporta lo estimado por Riosmena-Rodríguez *et al.* (2009) (Tabla VIII). Los ecosistemas con menor cobertura porque contienen en un ANP < al 25 % de su superficie son el matorral, cuerpos de agua costero, ripario y manglar, este último representado apenas por un 10% de la superficie potencial que se distribuye en la zona costera. Estos ecosistemas representan el 17% de la superficie costera protegida en BCS.

Analizando los datos de representatividad y el porcentaje que ocupan los ecosistemas marinos, se propone la incorporación de una nueva ANP en el Estado de BCS (Figura 8), partiendo de un enfoque ecosistémico, una opción siguiendo este enfoque es la categoría de RB.

Tabla VIII. Representatividad dentro de la zona costera hasta los 5 km y en las Áreas Naturales Protegidas de Baja California Sur.

Ecosistemas	Superficie potencial (km ²)	% Representación	Superficie protegida (km ²)	% Ecosistema protegido
Matorral	3880.02	34.05	960.78	24.76
Cuerpo de agua costero	3648.77	32.02	802.83	22.00
Otro tipo de vegetación	936.36	8.22	704.958	75.29
Ripario	725.96	6.37	164.52	22.66
Suelo desnudo	716.86	6.29	439.71	61.34
Salitral	534.27	4.37	272.70	59.33
Playa	498.34	4.37	295.66	59.33
Manglar	237.39	2.08	24.2	10.19
Marisma	108.12	0.95	84.73	78.37
Arrecife	77.11	0.68	77.11	100.00
Pastos marinos	30.58	0.27	30.00	98.10
Superficie total	11393.78	100		
Superficie de ANP costeras	9260.31			

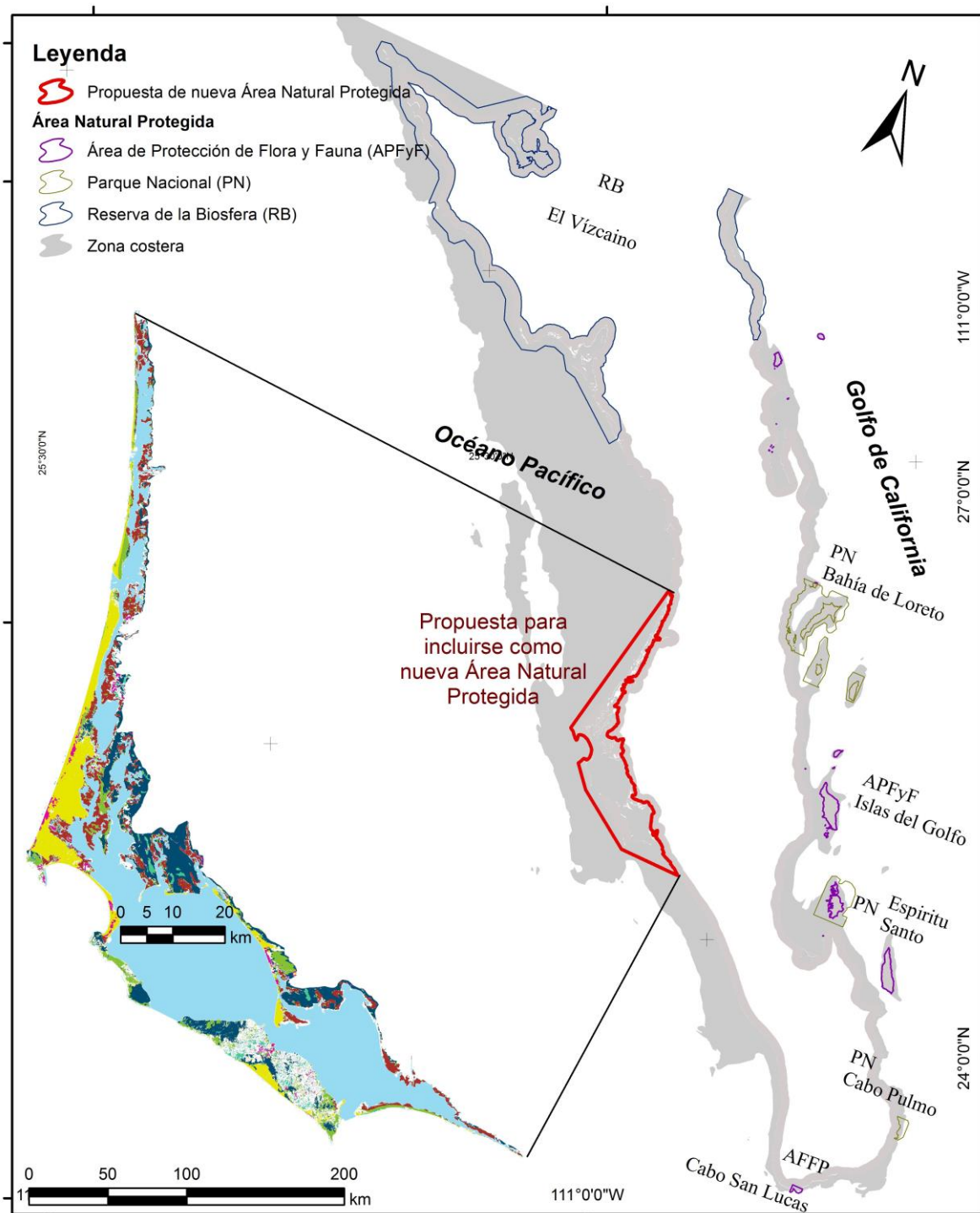


Figura 8. Propuesta de incorporación de una nueva Área Naturales Protegida en Baja California Sur.

Respecto a la cronología de la creación de las ANPs y el establecimiento de los PCM en el estado en la Figura 9 se observa que la primer área establecida corresponde al APFyF Cabo San Lucas, la cual tiene aproximadamente 40 años de ser decretada; sin embargo, es la única que desde su creación no cuenta con PCM, las otras cinco ANPs representan el 87%. Por otra parte cabe destacar que el PN Zona Marina del Archipiélago Espíritu Santo se constituyó junto con su PCM debido a que esta área surgió a partir de una existente como lo es el APFyF Islas del Golfo. También se observan lapsos de tiempo considerables, de más de cinco años desde la creación del ANP hasta la promulgación de los PCM. Además en la gráfica se aprecia que transcurrieron cerca de 28 años desde la creación del ANP hasta el establecimiento del PCM en el estado.

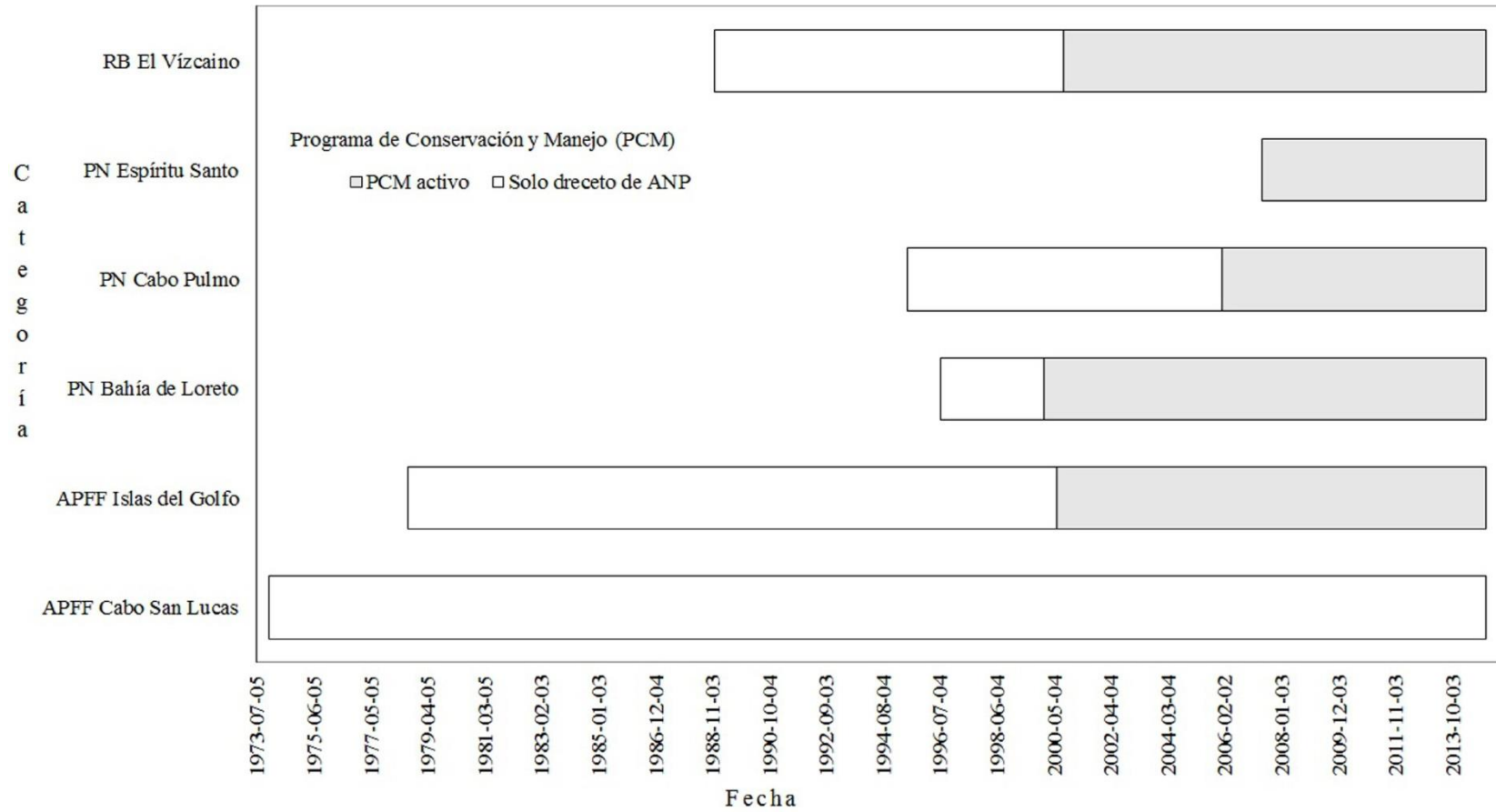


Figura 9. Cronología de la creación de Áreas Naturales Protegidas y establecimiento de los Programas de Conservación y Manejo.

La Figura 10 representa los niveles de cumplimiento donde se localizan cada una de las ANP, en los niveles bueno, regular, malo e inaceptable, la razón es 2:0:3:1. Solo dos ANP pertenecen al nivel bueno y son el PN Espiritu Santo y Bahía de Loreto, en el nivel malo PN Cabo Pulmo, RB el Vizcaíno, APFyF Islas del Golfo, y finalmente en el nivel inaceptable el APFyF Cabo San Lucas.

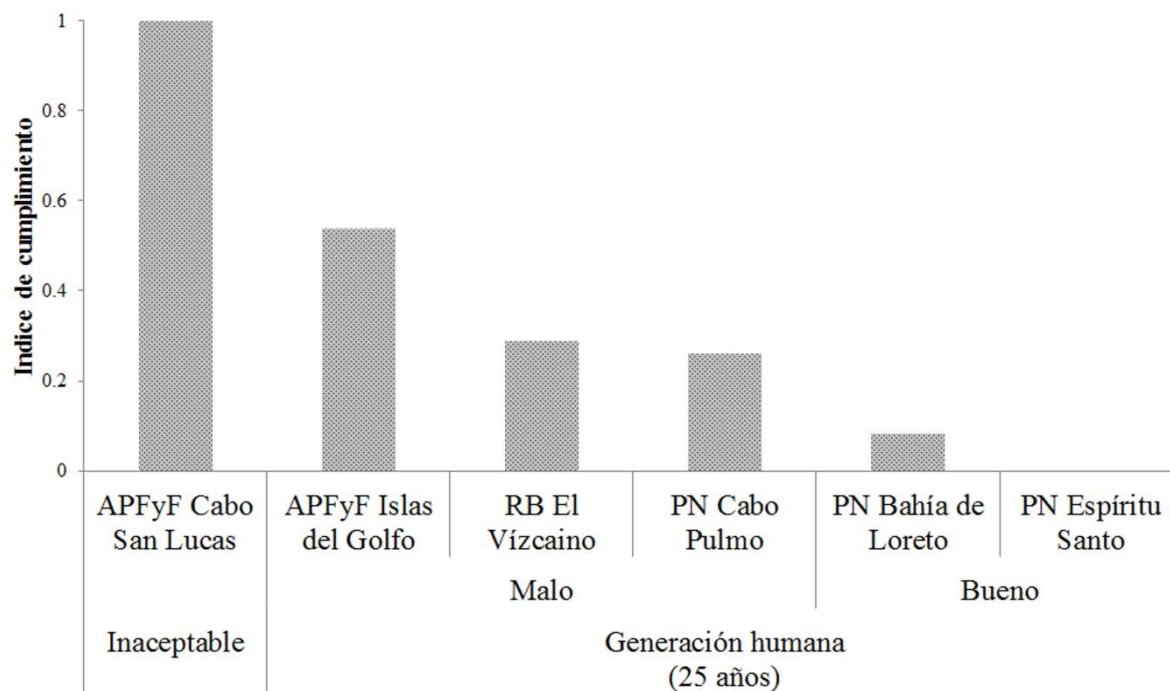


Figura 10. Comportamiento de las Áreas Naturales Protegidas y sus Programas de Conservación y Manejo respecto al Índice de cumplimiento.

VII. DISCUSIÓN

Análisis de separabilidad de las firmas espectrales

Los procedimientos metodológicos utilizados proporcionan información relevante en la separabilidad de las firmas espectrales en términos de la DT donde los valores más bajos en esta categoría son de 893-1900 los cuales, son explicados porque la reflectancia espectral es en gran medida una función de estructura, y no es debido a las características de la vegetación, suelo y agua según lo señalado por Malik y Husain (2008), lo que significa que el resultado no depende directamente del ecosistema. Estos valores de dichas firmas indican baja separabilidad asumiendo que existen ecosistemas con espectros similares por lo que algunos autores como Shanmugan *et al.* (2003) sugieren que estos sean agrupados en clases similares o al margen de la misma categoría. Sin embargo, también hace referencia que se ha observado la mayor separabilidad entre las firmas cuando se tienen de siete a 10 clases. También esta separabilidad se atribuye a los gradientes de humedad en la vegetación y el suelo (Manjarrez-Domínguez *et al.*, 2007), por ello mucho tiene que ver las fechas y todas las características previas que se refieren en la metodología que son condicionantes para obtener una buena clasificación.

En lo concerniente a la clasificación supervisada se han agrupado nueve clases de ecosistemas costero-marinos, porque proporcionan el argumento suficiente para determinar su representación en la zona costera.

Alatorre *et al.* (2011) también observó que existe una marcada separación entre firmas espectrales con las reflejadas por el suelo desnudo, cuerpos de agua costero, manglares, como marcan las tendencias de separabilidad de la Tabla V, los cuales usualmente se refieren en análisis de este tipo como agua, suelo y vegetación.

En estudios previos, el ecosistema y uso del suelo habían sido clasificados mediante imágenes de satélite Landsat TM, estos son cuerpos de agua, suelo arenoso, matorral, suelo desnudo y manglar (García-Mora y François-Mas, 2008; Jat *et al.*, 2008) y estas mismas se utilizaron para reforzar el mapa de clasificación de este estudio, debido a que existe la certeza que en este tipo de imágenes los ecosistemas costeros previamente descritos son elemento identificables en imágenes Landsat TM 5.

Es importante destacar que en estos análisis donde se aplica la clasificación supervisada siempre habrá valores digitales que no correspondan a ninguna de las coberturas clasificadas y estos valores en el mapa (Figura 3) se conocen como errores, puesto que los pixeles ubicados en el límite o borde de la clase toman información de las coberturas colindantes, tal como lo señalan Speranza y Zerda (2005) y Rull *et al.* (2011). Aunado a ello, se realizan otras prueba como el Índice K' que permite valorar que la precisión de la clasificación y que los errores de clasificación no sean significativos.

Evaluación de la fiabilidad

El análisis de la matriz de confusión muestra los valores relevantes en el error de comisión que fueron playa (49%) y OTV (90%); de acuerdo con Jensen (1996) se trata “cuando un pixel pertenece a determinada categoría no resulta clasificado en dicha categoría y se plantea como un error del productor” y esto fue observado por Langley *et al.* (2001); por lo tanto los conflictos se asocian principalmente a playa vs suelo desnudo y la categoría OTV vs matorral; estos errores se pueden atribuir al algoritmo de detección, por ejemplo dos diferentes ecosistemas pueden desplegar una misma respuesta espectral en cierto tiempo y bajo ciertas condiciones periodos estacionarios de lluvias o secas, o por la geología del lugar. Estos supuestos que pueden influir en la clasificación son la similitud entre las firmas espectrales (reflectancia) y si la zona de estudio es árida, la aridez puede

ser usualmente un factor determinante para la discriminación de las respuestas espectrales entre la playa y suelo desnudo, así como entre el matorral y OTV (Langley *et al.*, 2001).

En la identificación de ecosistemas la matriz muestra que la sensibilidad de la clasificación en su mayoría fue de 0.73 a 1, excepto por el matorral donde el valor de la sensibilidad fue 0.52, correspondiendo al 48% de probabilidad de error de omisión, atribuido principalmente al hecho de que los datos omitidos influyen significativamente en la clasificación. (Alatorre *et al.*, 2011). El matorral fue la única clase con seis valores de omisión, lo cual es un riesgo de error del usuario, dado que los píxeles fueron clasificados en diferentes categorías, cuando en realidad pertenecían a otra. Entonces esta variación puede ser explicada por este comportamiento de clasificación.

El análisis cuantitativo de la matriz de confusión se complementa con el índice K' donde la precisión en 0.751 indicando que la clasificación es 75% mejor que la confiabilidad esperada al asignar aleatoriamente una categoría a los polígonos establecidos. En algunos casos se ha documentado que el valor de la confiabilidad va en aumento cuando se reduce el número de clases; puesto que las confusiones entre ecosistemas afines va ligado a los valores de K' (Francois-Mas y Fernández, 2003).

Sin embargo, el valor que se determinó para esta clasificación, se encuentra dentro de los estándares que plantea Landis y Koch (1977) y corresponde a una concordancia aceptable, quedando de esta manera que la diferenciación de los ecosistemas es aceptable para apoyar la toma de decisiones en determinadas áreas a proteger, incluso, coincide con otros estudios que han incluido este análisis en sus investigaciones, manifestando que cuando los valores de esta precisión son <60% se considera una clasificación satisfactoria (Arenas *et al.*, 2011; Yu *et al.*, 2006); actualmente no hay un consenso sobre el valor exacto que

determine la precisión de la clasificación. De igual manera, siempre será preferible la mayor precisión posible para fines prácticos y toma de decisiones (Castillejo-González *et al.*, 2009), porque una alta resolución y precisión en un mapa obtenido a partir de información espacial siempre es fundamental en cualquier mapa temático derivado de datos espaciales (Foody, 2008).

Como resultado de todos estos análisis previos se genera un producto cartográfico o un mapa temático, el cual para ser de utilidad requerirá que sea un producto confiable, es por ello que este concuerde y se ajuste a la realidad pues siempre habrá riesgos al tomar decisiones cuando se usan los SIG pues poseen un cierto grado de error, así también lo señala François-Mas *et al.*, 2003, donde el índice K' es un buen método para evaluar la confiabilidad de la información generada.

Ecosistemas

De acuerdo con Zarate-Lomelí (2006) la zona costera en México es muy compleja y diversa en términos de su estructura y función; de ella depende una gran diversidad de especies, aunque también es característica inherente los diversos ecosistemas como son los manglares, pastos marinos, arrecifes de coral, lagunas costeras, estuarios entre otros. Esta zona costera posee una característica importante, su fragilidad por lo que alterar la dinámica, funcionamiento y cobertura de un ecosistema en particular, repercutirá en los ecosistemas adyacentes.

México es reconocido a nivel mundial por la diversidad biológica que posee y la heterogeneidad de sus paisajes, ecosistemas y especies (CONABIO, 2008) y enmarcado en él se encuentra el estado de BCS, donde los datos de cobertura y distribución de los ecosistemas costeros se encuentran dispersos, básicamente la información consiste en la cobertura de manglar, área de bahías y lagunas costeras (CONABIO, 2008); los estudios previos se han enfocado principalmente en distribución, presencia o asociaciones, estado ecológico y sitios reproductivos

de aves, peces y reptiles entre otros grupos taxonómicos, todos asociados a manglares, salitrales, marismas, cuerpos de agua costero, playas, matorral y suelo desnudo (Mendoza, 1983; Amador-Silva, 1985; Delgadillo *et al.*, 1992; Danemann *et al.*, 1993; Mendoza, 1994; Carmona and Danemann, 1998; Hastings and Fischer, 2001; Perea *et al.*, 2005; Aburto-Oropeza *et al.*, 2008; CONABIO, 2008; Senko *et al.*, 2010). Por tanto, conocer integralmente esta distribución contribuye al conocimiento de la diversidad de ecosistemas con mayor precisión.

Es común encontrar reportes de la distribución de ecosistemas de manera puntual y en sitios particulares, en este análisis se integran la mayoría de los ecosistemas costeros y se prescinde de los pastos marinos, arrecifes de coral y rocosos por la limitada detección en las imágenes de satélite así como las principales características geomorfológicas que se observan en la zona, pero se complementa con información bibliográfica y base de datos que incluyen estos dos ecosistemas que son importantes en BCS como los trabajos de Bezaury-Creel (2009) y Riosmena-Rodríguez *et al.* (2009).

La importancia del conocimiento de la distribución de los ecosistemas costero-marinos que se distribuyen en BCS, radica en que son sitios que brindan una gran cantidad de servicios ecosistémicos, son elementos claves en la alimentación, refugio, anidación y crecimiento de los organismos que ahí habitan. Además actúan como sistemas naturales de control de inundaciones, barreras naturales, control de la erosión y mejoramiento de la calidad de agua (Spalding *et al.*, 2014) haciendo referencia principalmente a los manglares, marismas y arrecifes. También mantienen procesos ecológicos importantes como la sedimentación el flujo de nutriente, entre muchos otros servicios, es por ello factible conocer su distribución y cobertura para preservarlo en el mejor estado de conservación y una opción como se plantea en este trabajo es a través del sistema de ANP.

La combinación de técnicas de análisis espacial con un enfoque de ecosistema aplicadas en este estudio, mediante el empleo de imágenes Landsat TM y su procesamiento con SIG considerando ecorregiones y ecosistemas en la zona costera, así como la aplicación de diferentes índices de diversidad aplicados a ecosistemas, permitió conocer la diversidad, distribución y cobertura de ecosistemas en la zona costera, así como estimar la composición y cobertura de estos ecosistemas en las ecorregiones BCS, y este procedimiento puede ser de aplicación útil en otros escenarios costeros.

La obtención de información a partir de SIG como lo es el caso de la distribución de los ecosistemas en general, y particularmente los costeros permite optimizar el uso de los recursos naturales debido a que en la actualidad la pérdida de hábitats constituye uno de los problemas con impacto biológico, económico y social como lo sugieren Sánchez-Hernández *et al.* (2007); por lo tanto, el mapeo y monitoreo de hábitats debe ser prioridad. En BCS en particular, se cuenta con ecosistemas tales como el manglar, marismas, cuerpos de agua costeros, salitrales entre otros que tienen importancia ecológica y económica relevante, donde la protección actual por ejemplo del manglar no supera el 10% como lo sugiere la Convención para la Diversidad Biológica (CDB).

El Estado de BCS, el cual posee el litoral costero más extenso del país y la mayor extensión de ANPs, por lo cual enfrenta el reto de preservar de la manera más adecuada esta biodiversidad. Las ANPs son uno de los instrumentos que coadyuvan en tan importante tarea, por lo que el monitoreo, distribución y cuantificación de sus recursos, así como la representación cartográfica son una herramienta transcendental en la planificación de sus elementos para la gestión de sus recursos naturales.

Carranza *et al.* (2008) considera que la clasificación de ecosistemas en un SIG permite conocer la distribución potencial de la vegetación natural, en este caso

particular se propuso como referencia para integrar y conocer su distribución costero-marina en el sistema de ANP de BCS.

Otro de los aspectos que fortalecen este estudio, es la falta de información sobre datos de la distribución global de los ecosistemas costeros habiendo vacíos de información acerca de estos ecosistemas tan relevantes. Esta zona costera posee una característica importante, su fragilidad por lo que alterar la dinámica, funcionamiento y cobertura de un ecosistema en particular, repercutirá en los ecosistemas adyacentes. Por lo tanto las ANP ofrecen preservar la amplia diversidad de ecosistemas y hábitats críticos, principalmente en BCS donde se cuenta con esta amplia diversidad de ecosistemas.

La Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO, 2008) realizó el inventario nacional de manglares refiriéndose únicamente a la extensión y distribución de los mismo en los diversos estados costeros en México, definiendo cinco regiones de distribución del manglar entre la cual se localiza el Pacífico Norte que incluye a BCS, estimando que para el estado había una extensión de 35.56 km² distribuidos en las ANPs; solo dos de ellas albergaban en sus polígonos los ecosistemas de manglar. Por lo tanto las ANPs ofrecen preservar la amplia diversidad de ecosistemas y hábitats críticos, principalmente en el estado de BCS donde se cuenta con esta amplia diversidad de ecosistemas.

La diversidad de ecosistemas observados en BCS es el resultado de las diferentes características tanto del Golfo de California como del Océano Pacífico y de sus corrientes. El primero se caracteriza por una amplia plataforma continental, costas arenosas, deltas aluviales, abanicos aluviales, y zonas de inundación con excepción de la región del Cabo que se caracteriza por un sistema montañoso segmentado en pequeños bloques, y un complejo cristalino de rocas ígneas y metamórficas, principalmente granito; mientras en el Golfo de California se muestra una plataforma continental más angosta, abundantes islas, acantilados

costeros rocosos, pequeños deltas y abanicos aluviales López-Blanco and Villers-Ruiz, 1995; Martínez and Díaz, 2011; de la Lanza-Espino *et al.*, 2013).

De acuerdo con Lapin y Barnes (1995) Stewart *et al.* (2000) y Santibáñez-Andrade *et al.* (2009) los factores abióticos, las propiedades físico-químicas del suelo, la microtopografía, el microclima, así como la influencia de la vegetación y diversos organismos contribuyen a las diferencias entre los ecosistemas que afectan la heterogeneidad ecorregional.

En cuanto a visualizar por separado cada uno de los ecosistemas como el manglar, los datos obtenidos para BCS concuerdan con las áreas de distribución que encontró Cervantes-Escobar *et al.* (2008) y están localizados principalmente en los complejos lagunares de Bahía Magdalena-Almejas y Laguna San Ignacio que a su vez representan cerca del 80% de total que se distribuye en el estado; pues en este estudio se han identificado además ecosistemas de manglar en las principales islas del Complejo Insular Islas del Golfo.

Se observó que en BCS el manglar tiene una cobertura de protección no mayor al 10 % y de acuerdo con la Convención para la Diversidad Biológica ese porcentaje es insuficiente para frenar las tasas de pérdida de biodiversidad. El resto de los ecosistemas tiene entre el 21 y 100 % de superficie protegida algunos de ellos se encuentran bien representados en las ecorregiones localizadas hacia el Golfo de California, donde principalmente se localizan la mayoría de ANP. Pero es importante señalar que existen sitios donde se distribuyen pastos marinos y arrecifes donde no se tiene documentado actualmente su cobertura total.

Moreno-Casasola (2006) refiere que de la gran variedad de ANP, algunas salvaguardan en su interior una gran cantidad de ecosistemas mientras que otras solo incluyen uno, y considera que los ecosistemas mejor representados son las playas, manglares, dunas y arrecifes; en contraste en BCS se observó la

presencia de tales ecosistemas, aunque también se diferenciaron otros de importancia como son los cuerpos de agua costero, salitral, otros tipos de vegetación, matorral y presencia de suelo desnudo tanto en las ANP como a lo largo de la zona costera, también se documentan zonas de surgencias para las costas del estado. En este estudio se observó que las ANP de BCS no tienen enfoque de protección del ecosistema.

Pretender que todas las ANPs tengan en su jurisdicción un porcentaje representativo de los diversos ecosistemas costeros que en el estado se distribuyen, representaría un logro muy importante pues permitirá salvaguardar la riqueza de especies y la riqueza genética para seguir manteniéndose en el mejor estado de conservación.

Baja California Sur posee características importantes que propician la diversidad y heterogeneidad de ecosistemas, aunado a ello proporciona un atractivo turístico que favorece una actividad económica rentable, sostenida en los ecosistemas que ha sido considerados como prioritarios de conservación, ejemplos de estos son los ecosistemas costeros y marinos (arrecife, playa y manglar) ubicados en los PNs Cabo Pulmo, Bahía de Loreto y Espíritu Santo.

Los cuerpos de agua costeros en el Golfo (Loreto) y en el Pacífico (Ojo de Liebre y San Ignacio) están incluidos en ANPs (702 km², 18 % del total en BCS), y estos ecosistemas tienen funciones ecológicas (reciclaje de nutrientes, hábitats críticos, dispersión de crías, sitios de crianza y refugio) y servicios ecosistémicos (biomasa pesquera, estabilidad climática, recreación, turismo, producción de alimentos), reconocidos (Costanza *et al.* 1997; Carmona and Danneman 1998; de Groot *et al.*, 2002; Enríquez-Andrade *et al.*, 2005; Kremen, 2005; Liu *et al.*, 2010); en particular cabe destacar como expresión biológica de las diferencias entre el Golfo y el Pacífico la predominancia de *Ruppia marítima* asociada a los cuerpos de agua costeros del Golfo y *Zostera marina* asociada a los cuerpos de agua costeros del

Pacífico (Ramírez-García y Lot, 1994; Ward *et al.*, 2004; Riosmena-Rodríguez *et al.*, 2009) y dada la importancia de los pastos marinos por sus funciones ecológicas y servicios ecosistémicos (Orth *et al.*, 2006) esto sugiere la necesidad de enfatizar en su conservación. Además y como consecuencia de lo anterior, la mayoría de estos cuerpos de agua costeros incluidos aquellos que no forman parte de un ANP, en el Golfo (Bahía Magdalena) y Pacífico (Bahía Concepción) en BCS son considerados Áreas de Importancia para la Conservación de las Aves (Benítez *et al.*, 1999; CONABIO, 2002).

Estas ANPs deberán asegurar la conectividad entre las mismas para permitir el movimiento y flujo de organismos (Aburto-Oropeza y López-Sagastegui, 2006), con ello se pretende el establecimiento de una red de ANPs de diferentes tamaños y a distancias variables; sin embargo, esta propuesta puede asegurar la protección de organismos y ecosistemas por lo que al menos se debe incluir del 20-30 % de la superficie potencial de cada ecosistema.

Otra opción después de la red de ANPs, es la zona de Bahía Magdalena como un sitio potencial para la creación de una nueva ANP, e incluirla bajo la categoría de Reserva (RB) soportada por los resultados de este estudio con el análisis de representatividad donde la evidencia indica que solo el 17 % de la superficie total ha sido declarada ANP y el 83 % se considera en riesgo (Figura 8). Las ventajas de establecer Bahía Magdalena como un ANP son: (a) incrementar la superficie de los ecosistemas críticos de BCS (humedales, manglares), para México y para la Humanidad; (b) incrementar las áreas representativas de uno más ecosistemas perturbados por actividades humanas o las que están en algún estado de amenaza, preservación o restauración donde habitan especies de interés biológico; (c) la biodiversidad nacional y universal se mantendría, y se fortalecerían las regulaciones legales para proteger las especies que están en riesgo enlistadas en la NOM-059-SEMARNAT-2010 (SEMARNAT, 2014).

El sistema Ramsar ha considerado al complejo Lagunar Bahía Magdalena una región prioritaria para la conservación (Zarate-Ovando *et al.*, 2006) debido a la alta movilidad de especies de aves migratorias y por estar bajo un cierto grado de presión antropogénica (Arriaga-Cabrera *et al.*, 1998; Enríquez-Andrade *et al.*, 2005; López-Mendilaharsu *et al.*, 2005); lo que en conjunto reforzaría la propuesta de ser considerada un ANP.

Las playas son sitios importantes para la anidación de tortugas marinas, identificando en la zona de Bahía Magdalena la mayor extensión en superficie de playa, en este caso López-Mendilaharsu *et al.*, (2005) reportan que las lagunas costeras y las playas de Bahía Magdalena son prioritarias para realizar esfuerzos de conservación, ya se son sitios de alimentación, desarrollo y reproducción de especies importantes como la tortuga verde (*Chelonia mydas*) y la ballena gris (*Eschrichtius robustus*). Estos ecosistemas al no estar incluidos en un instrumento legal de protección son susceptibles a la reducción de su superficie por malos manejos.

Otra opción viable para la conservación de los ecosistemas en Bahía Magdalena es considerar una nueva modalidad de protección que ha sido exitosa en el modelo de desarrollo de algunos países en América Latina, por ejemplo Brasil y son las Reservas Extractivas Marinas (da Silva 2004; de Moura *et al.*, 2009; Wadt *et al.*, 2008); cuya estrategia de conservación y manejo está dirigida al uso ordenado de los recursos naturales, para evitar la continua y acelerada pérdida de los ecosistemas. Esta alternativa estaría enfocada en reducir el impacto en las extensiones de manglar que se distribuyen en el estado (237 km² de cobertura) y contribuir en forma paralela a la recuperación de los recursos marinos que año con año disminuyen (da Silva, 2004; de Moura *et al.*, 2009).

Otros beneficios de considerar como modelos futuros a la Reservas Extractivas Marinas es que los servicios ecosistémicos se mantendrían en un estado de sano

equilibrio, lo cual es la mejor alternativa para transformar las pesquerías en pescas de fomento; no obstante, en 1910 este modelo fue aplicado en México (Pérez y Rebollar, 2004) sin prosperar, debido a presiones político-económicas, pero en estos nuevos tiempos de globalización, las posibilidades de éxito son mayores, sin embargo el modelo persiste en un marco de opiniones divididas, por considerar que no es el instrumento más idóneo para aplicarlo en actividades de conservación (Brodwer, 1990, 1992).

Creación de Áreas Naturales Protegidas y Programas de Conservación y Manejo

En México, la primer ANP con ambientes costeros y marinos data desde 1920 cuando se decretó Isla Guadalupe en el Océano Pacífico como “Área Reservada para la Protección y desarrollo de la Riqueza Natural”, posteriormente recategorizada en 1928 para proteger las especies *Mirounga angustirostris* y *Artocephalus townsendi* (Bezaury-Creel, 2005). Sin embargo en la base de datos de la CONANP (Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas) la primer ANP con este tipo de ecosistemas es el PN Lagunas de Chacahua, Oaxaca, el cual fue decretado en 1937, cuyo objetivo era conservar los bosques de manglar y vegetación de dunas costera. Desde esta fecha pasaron 36 años para que en el Estado de BCS se decretara un ANP que incluía ecosistemas costeros y marinos.

Sin embargo, es importante destacar que la creación y establecimiento del ANP no mostró tanto éxito en la conservación porque la mayoría de las áreas existieron solo en “papel” pues la protección legal era solamente mediante decreto (Bezaury-Creel, 2005), y la creación de ANP se decretaba sin un PCM que permitiera conservar y utilizar su riqueza biológica. De acuerdo con lo establecido en la LGEEPA en 2009 aproximadamente el 62 % de las ANPs cuentan con un PCM, que es el instrumento de planeación y regulación, mientras que el resto se

encontraba en proceso de elaboración o no contaban con ello (Bezaury-Creel y Gutiérrez-Carbonell, 2009b).

En BCS el 86 % de las ANPs tiene un PCM, contrario a lo que sugieren los lineamientos estratégicos del PNANP 2013-2018. En la LGEEPA se establece en su Artículo 65 que todas las ANPs deben formular su PCM en un plazo de uno hasta 5 años contados a partir de la fecha de decreto, y en caso que algunas no cuenten con el PCM deberán elaborarlo inmediatamente. Este plan puede ser revisado cada 5 años con el propósito de evaluar su efectividad, así como sugerir posibles cambios en caso de ineficacia, de acuerdo al Artículo 77 (PND, 2013; SEMARNAT, 2014).

Estos PCM vienen a reforzar los objetivos de conservación que se plantean para cada ANP. Con la revisión sobre la creación de las ANPs y el establecimiento de sus PCM en BCS se observan al menos 2.7 décadas sin el menor esfuerzo por establecer un PCM, intensificándose los esfuerzos por mejorar las prácticas de conservación, los cuales no fueron suficientes.

Con esta información, se reconoce el esfuerzo que se ha realizado en las ANP de BCS, pero hace falta profundizar en la elaboración de los PCM y hacer una revisión de los ya establecidos para tener éxito en la conservación de estas ANP, mismas que son importantes por una serie de atributos como la reproducción, alimentación, crianza de muchas especies de interés biológico y comercial además de endémicas como lo destaca Cruz-García (2009). Las ANP que aún no cuentan con PCM es necesario incentivar a organismos estatales y federales encargado de la elaboración de los mismos.

Considerando que el IC va ligado al establecimiento de los PCM, los resultados muestran que de las seis ANPs distribuidas en BCS solo cinco cuentan con PCM y han cumplido con lo establecido en SEMARNAT (2014) y una sobrepasa el tiempo

que se considera una Generación Humana (25 años) considerándose inaceptable que aún no tenga su PCM.

Tomando en cuenta que los PCM representan los instrumentos para lograr el cumplimiento de los objetivos de las ANPs, entonces es importante atender esta debilidad mediante PCM bien definidos, para monitorear y valorar el manejo, así como retroalimentar el proceso de planificación, a fin de alcanzar las metas de conservación. Además también se atenderían los acuerdos establecidos en la LGEEPA y en la UICN (Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza) donde se establece que todas las ANPs deben contar con PCM.

Fraga y Jesús (2008) considera que la ausencia de PCM afecta el desempeño de las ANP, y que incluso algunos de los ya disponibles son anticuados, pues a la fecha no se han actualizado, y por lo tanto no son capaces de combatir o poner fin a las actividades ilícitas que se desarrollan en ellas. Un caso particular, por ejemplo algunas ANPs sufren enormes presiones de las corporaciones turísticas que exigen el desarrollo masivo en las zonas costeras, actualmente un ejemplo de ellos es el PN Cabo Pulmo donde se pretende crear un desarrollo turístico de alto impacto pero las actividades humanas ponen en peligro el arrecife de coral que en él se encuentra. El éxito de los esfuerzos de manejo en las ANPs depende de una combinación de factores incluido el desarrollo de los PCM, su implementación y la participación cooperativa del gobierno.

Las ANPs tienen un enorme potencial para preservar la biodiversidad y sus recursos naturales, pero necesitan instrumentos legales bien definidos y adecuados para conservar y manejar efectivamente los recursos que formaran parte del patrimonio natural de futuras generaciones.

VIII. CONCLUSIONES

Esta aportación representa el primer trabajo que se ha desarrollado para Baja California Sur sobre la caracterización de ecosistemas a nivel estado, y específicamente para su zona costera que es la más extensa a nivel nacional con un enfoque para el manejo de las Áreas Naturales Protegidas.

En la zona costera de Baja California Sur se identificaron 11 ecosistemas costeros clasificados en orden de importancia por su cobertura y son: matorral, cuerpos de agua costeros, otros tipos de vegetación, ripario, suelo desnudo, salitral, playa, manglar, marisma, arrecifes de coral, y pastos marinos.

La caracterización de ecosistemas es un elemento clave de la diversidad que existe en el estado, conocer cuál de estos está preservado en mayor o menor proporción permitió identificar que tan representativo ha sido en el Sistema de ANP, y a partir de ella se generó una propuesta de incluir una nueva ANP en la categoría de RB, o bien considerarla en la modalidad de Reserva Ecológica Extractiva y corresponde particularmente al área Bahía Magdalena.

No obstante esta información también proporciona elementos que permiten valorar la diversidad de ecosistemas a nivel ecorregional en la zona costera, trabajos como este no se han documentado en el país, ni abordado, utilizando como herramienta la percepción remota.

Los índices de diversidad biológica no habían sido empleados a nivel ecosistema, por tanto fueron adaptados para valorar cuáles son las zonas más diversas a nivel ecosistema en las ecorregiones de BCS, indicando que el Índice Inverso de Simpson y Hill son los que mejor explican la diversidad de ecosistemas y los

valores de diversidad más altos se encuentran en la ecorregiones de la Costa Central del Golfo y del Desierto de Vizcaíno.

De las seis ANP que se distribuyen en el Estado de BCS y refiriendo que contiene la mayor cantidad de ANP con influencia costera, solo cinco de ellas cuentan con PCM y estos se implementaron recientemente desde el año 2000, para ello se diseñó un Índice de Cumplimiento que permite medir el desempeño de las ANP respecto a su PCM que es una herramienta importante para que las ANP funcionen adecuadamente desde la perspectiva ecológica para preservar la diversidad de ecosistemas que contiene para el uso y disfrute de las siguientes generaciones y legal porque permite llevar acciones de protección bien normadas y cumplidas con la mayor eficacia y eficiencia posible. Indicando que hay dos ANP en el nivel bueno, cero en el nivel regular, tres en el nivel malo y una en el nivel inaceptable por lo que se requieren acciones urgentes para elaborar y ejecutar el PCM para dicha ANP.

Así también desde la perspectiva generacional que involucra a una Generación Humana la cual comprende un periodo 25 años, por lo que no es posible que después de decretada un ANP esta no tenga un PCM diseñado estratégicamente para un ANP, con los fundamentos técnicos justificativos.

Todos en conjunto son elementos que refuerzan el conocimiento integral sobre los ecosistemas costeros, las particularidades que llevaron a la creación de ANP, y que ahora representan un parteaguas para el planteamiento de nuevas ANP a partir de elementos palpables y desde un enfoque ecosistémico.

IX. RECOMENDACIONES

Las recomendaciones incluyen dos apartados: 1) la parte procesal de las imágenes de satélite en la caracterización de ecosistemas y 2) relativo a las ANP su representatividad y manejo.

Respecto a la clasificación supervisada realizada para el Estado de Baja California Sur se recomienda afinar la información con algoritmos más precisos que pueden ser lógica difusa o redes neuronales para que la clasificación de los ecosistemas sea más precisa, esto debido a que existen datos de información no clasificada que pueden ser incluidos en otras clases, estos datos son parte de los errores que presentan las imágenes de Satélite Landsat TM 5.

Otra recomendación tiene que ver con la homogeneidad de los campos de entrenamiento, al ser un área de estudio que abarca 10 escenas no se garantizó que en todas las escenas estuvieran presentes todas las clases que comprendían los sitios de entrenamiento, lo cual pudo haber influido al momento de la clasificación y provocar una disminución en la precisión de la clasificación siguiendo el Índice K'.

La base de datos de los polígonos obtenidos para cada ecosistema en la zona costera está disponible y puede ser utilizado como referencia para cualquier estudio que involucre la caracterización de ecosistemas en cualquier sitio del estado de BCS.

Los datos de ecosistemas que se desglosan en el presente trabajo así como la representatividad de estos en el sistema de ANP y su superficie potencial de distribución, son elementos importantes que contribuyen a reorientar las estrategias que pueden incluirse en los estudios técnicos justificativos para proponer nuevas ANP, bien sea a nivel estatal o nacional.

En lo relativo a las ANP con información obtenida tanto de la caracterización de ecosistemas con imágenes de satélite, datos de representatividad de ecosistemas, como de los índices de diversidad se propone el decreto de un ANP en la zona de Bahía Magdalena en la categoría de Reserva de la Biosfera, o dada la influencia de múltiples intereses sociales y económicos como una Reserva Ecológica Extractiva que permita el uso adecuado de sus recursos, salvaguardando la integridad de estos, como permitir que en ella se desarrolle pesca de fomento y prácticas ecoturísticas.

Desde el punto de vista legal con el que se propuso el Índice de Cumplimiento en las ANPs puede ser aplicado en general al sistema de ANP o bien a un conjunto de ANPs que requieran conocer su estatus en el marco de una generación humana, esta información es clave para identificar las debilidades del marco jurídico en materia de ANPs y su eficacia, en la LGGEPA y en todas las acciones que involucren la conservación.

Este trabajo representa un esfuerzo por documentar y caracterizar a nivel estado los ecosistemas que se distribuyen en la zona costera de Baja California Sur; así como valorar la diversidad biológica desde el punto de vista ecosistémico; y presentar evidencias de como la Generación Humana es un parteaguas importante que influye en el marco legal de las ANPs particularmente en sus PCM que son los instrumentos que regular a las ANPs y permiten que estas cumplan sus objetivos de conservación al estar normados adecuadamente.

X. BIBLIOGRAFÍA

Aburto-Oropeza, O., E. Ezcurra, G. Danemann, V. Valdez, J. Murray, E. Sala. 2008. Mangroves in the Gulf of California increase fishery yields. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. 105(30): 10456–9.

Aburto-Oropeza, O., C. López-Sagástegui. 2006. Red de reservas marinas del Golfo de California: Una compilación de los esfuerzos de conservación. Greenpeace. México. Pp. 32.

Ainsworth T.D., R.V. Thurber, R.D. Gates. 2010. The future of coral reefs: a microbial perspective. *Trends in ecology and evolution* 25(4): 233-40.

Alatorre L.C., R. Sánchez-Andrés, S. Cirujano, S. Begueria, S. Sánchez-Carrillo. 2011. Identification of mangrove areas by remote sensing: The ROC curve technique applied to the Northwestern Mexico coastal. *Remote Sensing*. 3: 1568-1583.

Aldrich, J. 1997. RA Fisher and the making of maximum likelihood 1912-1922. *Statistical Science*. 12(3): 162-176.

Alphan, H., H. Doygun, Y.I. Unlukaplan. 2009. Post-classification comparison of land cover using multitemporal Landsat and ASTER imagery: the case of Kahramanmaraş, Turkey. *Environmental monitoring and assessment* 151(1-4): 327-336.

Amador-Silva, E. 1985. Avifauna de isla Santa Margarita, B.C.S., México. Memoria Profesional. Universidad Autónoma de Baja California Sur, 42 p.

Ambrey, C.L., C.M. Fleming. 2014. Valuing ecosystem diversity in South East Queensland: A Life Satisfaction Approach. *Social Indicators Research*. 115(1): 45-65.

Arquero A., C. Gonzalo, E. Martínez, A.M. Ferreras. 1998. Utilización de scattergrams de ERMapper para la elección de áreas de entrenamiento en la clasificación temática de imágenes LandSat. *Revista Latinoamericana de Ciencias de la Tierra*. 50: 56-58. www.mappinginteractivo.com [14 June 2012]

Arenas, S., J.F. Haeger, D. Jordano. 2011. Aplicación de técnicas de teledetección y GIS sobre imágenes Quickbird para identificar y mapear individuos de peral silvestre (*Pyrus bourgeana*) en bosque esclerófilo mediterráneo. *Revista de Teledetección* 35: 55-71.

Arriaga-Cabrera, L., E. Vázquez-Domínguez, J. González-Cano, S. Hernández, R. Jiménez-Rosenberg, E. Muñoz-López, V. Aguilar-Sierra. 1998. Regiones Marinas Prioritarias de México CONABIO (documento en línea) Consultado 12-Febrero-2014.

<http://www.conabio.gob.mx/conocimiento/regionalizacion/doctos/marinas.html>.

Artementeras, D., F. Gast, H. Villareal. 2003. Andean forest fragmentation and the representativeness of protected natural area in the Eastern Andes, Colombia. *Biological Conservation*. 113 (2): 245-256.

Awimbo, J.A., D.A. Nortont, F.B. Overmars. 1996. An evaluation of representativeness for nature conservation, Hokitika Ecological District, New Zealand. *Biological Conservation*. 75 (2): 177–186.

Beatley, T., D.J. Brower, A.K. Schwab. 2002. An introduction to coastal zone management. Island Press, 2nd. Edition, United States of America. 329 pp.

Benítez, H, C. Arizmendi, L. Márquez. 1999. Base de datos de las AICAS. CIPAMEX, CONABIO, FMCN y CCA. México. <http://www.conabio.gob.mx> [20 July 2013]

Berberoglu, S. A. Akin. 2009. Assessing different remote sensing techniques to detect land use/cover changes in the eastern Mediterranean. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*. 11: 46-53.

Berlanga-Robles, C.A., R.R. García-Campos, J. López-Blanco, A. Ruiz-Luna. 2010. Patrones de cambio de coberturas y usos del suelo en la región costa norte de Nayarit (1973-2000). *Investigaciones Geográficas, Boletín Del Instituto de Geografía, UNAM*. 72: 7–22.

Berlanga-Robles, C. A., A. Ruiz-Luna, R. Hernández-Gúzman. 2011. Impact of Shrimp Farming on Mangrove Forest and Other Coastal Wetlands: The Case of Mexico. *Aquaculture and the Environment- A Shared Destiny*. 17–30.

Bezaury-Creel, J.E. 2005. Protected areas and coastal and ocean management in México. *Ocean & Coastal Management*. 48(11-12):1016-1046

Bezaury-Creel, J.E., M. Castro-Campos. 2009a. Base de Datos Geográfica de Arrecifes y Comunidades Coralinas en México en Baja Resolución. Versión 1.0. 1 Capa ArcGIS 9.2 + 1 Capa Google Earth KML. En: Bezaury-Creel J. E., J. Fco. Torres. 2010. Base de Datos Geográfica de las Aguas Marinas y Costeras Mexicanas, Versión 1.0. The Nature Conservancy. 24 Capas ArcGIS 9.2 + 19 Capas Google Earth KMZ + 12 Capas Google Earth KML + 1 Archivo de Metadatos en texto.

Bezaury-Creel, J.E., D. Gutiérrez Carbonell. 2009b. Áreas naturales protegidas y desarrollo social en México, En: CONABIO. Capital natural de México, Vol. II: Estado de conservación y tendencias de cambio. CONABIO. México. pp. 385.

Breckle, S.W. 2004. Salinity, halophytes and salt affected natural ecosystem. En: Läuchli A., Luttge U. (eds.) Salinity: Environment-Plants-Molecules. Kluwer Academic Publishers. Netherlands.

Brillouin, L. 1962. Science and information theory. 2nd Ed. New York: Academic Press.

Browder, J.O. 1990. Las reservas extractivas no salvaran a los tropicos. BioScience 40(9): 626.

Browder, J.O. 1992. The limits of extractivism. BioScience 42(3): 174-182.

Cabello-Pasini, A., R. Muniz-Salazar, Y D.H. Ward. 2003. Anual variations of biomass and photosynthesis in *Zostera marina* at its southern end of distribution in the North Pacific. Aquatic Botany. 76: 31-47.

Carmona, R., G.D. Danemann. 1998. Spatiotemporal distribution of birds at the Guerrero Negro, Baja California. Ciencias Marinas. 24(4): 389–408.

Carranza M.L., A.T. Acosta, A. Stanisci, G. Pirone, G. Ciaschetti. 2008. Ecosystem classification for E.U. habitat distribution assessment in Sandy coastal environments: an application in central Italy. Environmental Monitoring Assessment 140(1-3): 99-107.

Castillejo-González, I.L., F. López-Granados, A. García-Ferrer, J.M. Peña-Barragan, M. Jurado-Expsito, M. Sánchez de la Orden, M. González-Audicana, 2009. Object and pixel-based analysis for mapping crops and their agro-environmental associated measures using QuickBird imagery. Computers and Electronics in Agriculture 68(2): 207-215.

Cervantes-Escobar, A., A. Ruiz-Luna, C.A. Berlanga-Robles. 2008. Evaluación de la condición de los sistemas de manglar en el noroeste de México. En 1ra Biental

del Programa de Ordenamiento Ecológico Marino del Golfo de California 20-21 noviembre 2008. La Paz, B.C.S.

Chauvaud, S., C. Bouchon, R. Maniere. 1998. Remote sensing techniques adapted to high resolution mapping of tropical coastal marine ecosystems (coral reefs, seagrass beds and mangrove). *International Journal of Remote Sensing*, 19(18): 3625-3639.

Colditz, R.R., J. Acosta-Velázquez, J.R. Díaz-Gallegos, D. Vázquez-Lule, M.T. Rodríguez-Zuñiga, P. Maeda, M.I. Cruz López, R. Ressler. 2012. International Journal of Remote Potential effects in multi-resolution post-classification change detection. *Journal of Remote Sensing*. 33(20): 6426-6445.

Collins, M. 2003. Data provision for marine protected area (MPA) user and planners. UNEP-World Conservation Monitoring Centre.

Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP). 2015. www.conanp.gob.mx Consultado 26 de enero de 2015.

Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). 2002. Áreas importantes para la conservación de las aves en México (AICAS). <http://conabioweb.conabio.gob.mx/aicas/doctos/aicas.html> [7 July 2013]

Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO) (2008). *Manglares de México*, D.F. México.

Congalton, R.G., K. Green. 2008. *Assessing the accuracy of remotely sensed Data: Principles and Practices*. Lewis Publisher, Boca Raton.

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, M. van den Belt. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387: 253-260.

Cruz-García, L.M. 2009. El papel de las Áreas Naturales Protegidas y del Ordenamiento Ecológico en la conservación de ambientes marinos en el Golfo de California. Tesis de Maestría. La Paz, B.C.S.

Danemann, G.D., J. de la Cruz Agüero. 1993. Ictiofauna de laguna San Ignacio, Baja California Sur, México. *Ciencias Marinas*. 19(3): 333-341.

Da Silva, P.P. 2004. From common property to co-management: lessons from Brazil's first maritime extractive reserve. *Marine Policy*. 28(5): 419-428.

De la Lanza-Espino, G., M.A. Ortiz-Pérez, J.L. Carbajal-Pérez. 2013. Diferenciación hidrogeomorfológica de los ambientes costeros del Pacífico, del Golfo de México y del Mar Caribe. *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM* 81: 33-50.

Defeo, O., A. McLachlan, D.S. Schoeman, T.A. Schlacher, J. Dugan, A. Jones, M. Lastra, F. Scapini. 2009. Threats to sandy beach ecosystems: A review. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 81(1): 1-12.

De Groot, R.S., M.A. Wilson, R.M. Boumans. 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics*, 41(3), 393–408.

Delgadillo J., M. Peinado, M. de la Cruz, J. Martínez-Parras, F.Ma. Alcaraz, A. de la Torre. 1992. Análisis fitosociológico de los saladares y manglares de Baja California, México. *Acta Botánica Mexicana*. 19: 1-35.

De Moura, R. L., C.V. Minte-Vera, I.B. Curado, R.B., Francini-Filho, H.D.C.L. Rodrigues, G.F. Dutra, D. Correa-Alves, F.J.B. Souto. 2009. Challenges and Prospects of Fisheries Co-Management under a Marine Extractive Reserve Framework in Northeastern Brazil. *Coastal Management*. 37(6): 617-632.

Duarte, C.M., W.C. Dennison, R.J.W. Orth, T.J.B. Carruthers. 2008. The Charisma of Coastal Ecosystems: Addressing the Imbalance. *Estuaries and Coasts*, 31(2): 233–238. doi:10.1007/s12237-008-9038-7

Eastman, J.R. 2009. IDRISI 16, the Taiga Edition. Clark Labs, Worcester, Mass.

Enríquez-Andrade, R., G. Anaya-Reyna, J.C. Barrera-Guevara, M. de los A. Carvajal-Moreno, M.E. Martínez-Delgado, J. Vaca-Rodríguez, C. Valdés-Casillas. 2005. An analysis of critical areas for biodiversity conservation in the Gulf of California Region. *Ocean & Coastal Management* 48: 31–50.

Farina, A. 1993. Bird fauna in the changing agricultural landscape. In: Bunce, R. G. H., L. Ryszkowski, M.G. Paoletti (eds.) *Landscape ecology and Boca Raton, Fl.: Lewis Publishers agroecosystems*. Pp. 159-167.

Flores-López, E.Z. *Geosudcalifornia: Geografía, agua y acciones*. UABCS. Pp. 277.

Flowers T.J., M.A. Hajibagheri, N.J.W. Clipson. 1986. Halophyte. *The Quarterly Review of Biology* 61(3): 313-337.

Fraga, J., A. Jesús. 2008. Coastal and marine protected áreas in Mexico.. *International Collective in Support of Fishworkers. Samudra Monograph*.

François-Mas, J., T. Fernández. 2003. Una evaluación cuantitativa de los errores en el monitoreo de los cambios de cobertura por comparación de mapas. *Investigaciones Geográficas, Boletín Del Instituto de Geografía, UNAM* 51: 73–87.

Frey R.W., P.B. Basan. 1978. Coastal Salt Marshes. En: Davis Jr. R.A. (ed) *Coastal Sedimentary Environments* Springer-Verlag New York. Pp. 101-169.

Friedlingstein, P. S. Solomon. 2005. Contributions of past and present human generations to committed warming caused by carbón dioxide. *Proceedings of the*

National Academy of Sciences of the United States of America. 102 (31) 10833-10836.

Foody, G.M. 2008. Harshness in image classification accuracy assessment. *International Journal of Remote Sensing*, 29(11): 3137–3158.

García-Mora, T.J., J. François-Mas. 2008. Comparación de metodologías para el mapeo de la cobertura y uso del suelo en el sureste de México. *Investigaciones Geográficas, Boletín Del Instituto de Geografía, UNAM*. 67: 7-19.

García, E. y P.A. Mosiño. 1968. Los climas de Baja California. En: Del Arenal (Ed.) *Comité para el decenio hidrológico internacional. Instituto de Geofísica-UNAM*.

Gleason, H.A. 1922. On the relation between species and area. *Ecology* 3: 156-162.

Green, E.P., P.J. Mumby, A.J. Edwards, C.D. Clark. 1996. A review of remote sensing for the assessment and management of tropical coastal resources. *Coastal Management* 24: 1-40.

Green E.P., F.T. Short. 2003. *World Atlas of Seagrasses*. UNEP-WCMC. Cambridge. UK.

Gómez-Sal, A., J. Álvarez, M.A. Muñoz-Yanguas, S. Rebollo. 1993. Patterns of change in the agrarian landscape in an area of the Cantabrian Mountains (Spain)- Assessment by transition probabilities. In: Bunce, R.G.H., R.M.G. Paoletti. *Landscape Ecology and Agroecosystems*. Boca Raton, London, Lewis Publishers, Pp. 141-152,

González-Abraham, C.E., P.P. Garcillán, E. Ezcurra. 2010. Ecorregiones de la Península de Baja California: Una Síntesis. *Bol. Soc. Bot. Méx.*, 82, 69–82

Gullström, M., M. De la Torre-Castro, S.O. Bandeira, M. Björk, M. Dahlberg, N. Kautsky, P. Rönnbäck, M. Öhman. 2002. Seagrass ecosystems in the Western Indian Ocean. *Ambio*. 31(7-8): 588-96.

Hatcher, B.G. 1997. Coral reef ecosystem: How much grater is the whole than the sum of the part? *Coral reefs* 16: 77-91.

Halpin, P.N. 1997. Global climate change and natural area protection: management responses and research directions. *Ecological Applications*. 7(3): 828-843.

Hastings, R.M., D.W. Fischer. 2001. Management priorities for Magdalena Bay, Baja California, Mexico. *Journal of Coastal Conservation*, 7(2), 193–202.

Hastings, S.J., W.C. Oechel, A. Muhlia-Melo. 2005. Diurnal, seasonal and annual variation in the net ecosystem CO₂ exchange of a desert shrub community (Sarcocaulis) in Baja California, Mexico. *Global Change Biology* 11(6): 927-939.

Hill, M.O. 1973. Diversity and evenness: a unifying notation and its consequences. *Ecology*. 54: 427-2.

Hobbie, S.E., D.B. Jensen, F.S. Chapin. 1993. Resource supply and disturbance as controls over present and future plant diversity. *Biodiversity and Ecosystem Function*. 9: 385-408.

Jat, M.K., P.K. Garg, D. Khare. 2008. Monitoring and modelling of urban sprawl using remote sensing and GIS techniques. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 10(1): 26–43.

Jensen, J.R. 1996. *Introductory Digital Image Processing*. Upper Saddle River, New Jersey: Prentice Hall.

Jentoft, S., T.C. van Son, M. Bjørkan. 2007. Marine protected areas: A governance system analysis. *Human Ecology*, 35(5): 611–622.

Jizhong, Z., M Shijun, C. Changming. 1991. An index of ecosystem diversity. *Ecological Modelling*. 59(3-4): 151-163.

Juffe-Bignoli, D., N.D. Burgess, H. Bingham, E.M.S. Belle, M.G. de Lima, M. Deguignet, B. Bertzky, A.N. Milam, J. Martinez-Lopez, E. Lewis, A. Eassom, S. Wicander, J. Geldmann, A. van Soesbergen, A.P. Arnell, B. O'Connor, S. Park, Y.N. Shi, F.S. Danks, B. MacSharry, N. Kingston. 2014. Tracking progress towards global targets for protected areas. UNEP-ECMC. Cambridge, UK.

Katsanevakis, S., V. Stelzenmüller, A. South, T.K. Sorensen, P.J.S. Jones, S. Kerr, F. Badamenti, C. Anagnostou, P. Breen, G. Chust, D. Giovanni, M. Duijn, T. Filatova, F. Fiorentino, H. Hulsman, K. Johnson, A.P. Karageorgis, I. Kröncke, S. Mirto, C. Pipitone, S. Portelli, W. Qiu, H. Reiss, D. Sakellariou, M. Salomidi, L. van Hoof, V. Vassilopoulou, T. Vega-Fernández, S. Vöge, A. Weber, A. Zenetos, R. ter Hofstede. 2011. Ecosystem-based marine spatial management: Review of concepts, policies, tools, and critical issues. *Ocean & Coastal Management*. 54(11): 807–820.

Klemas, V.V. 2001. Remote sensing of landscape-level coastal environmental indicators. *Remote Sensing of Coastal Environmental Indicators*. 27(1): 47–57.

Klemas, V. 2013. Airborne Remote Sensing of coastal features and processes: An Overview. *Journal of Coastal Research*. 29(2): 239-255.

Knopf F.L., R.R. Johnson, T. Rich, F.B. Samson, R.C. Szaro. 1998. Conservation of riparian ecosystem in the United States. *The Wilson Bulletin* 100(2): 272-284.

Kremen, C. 2005. Managing ecosystem services: what do we need to know about their ecology? *Ecology Letters*. 8: 468-479.

Langley, S.K., H.M. Cheshire, K.S. Humes. 2001. A comparison of single date and multitemporal satellite image classifications in a semi-arid grassland. *Journal of Arid Environments*. 49(2): 401-411

Landis J.R., G.G. Koch. 1977. The measurement of observer agreement for categorical data, *Biometrics*. 33: 159-174.

Lapin M., B.V. Barnes. 1995. Using the landscape ecosystem approach to assess species and ecosystem diversity. *Society for Conservation Biology* 9(5): 1148-1158

Lara-Lara J.R., V. Arenas-Fuentes, C. Bazán-Guzmán, V. Díaz-Castañeda, E. Escobar-Briones, M. de la C. García-Abad, G. Gaxiola Castro, G. Robles Jarero, R. Sosa Avalos, L.A. Soto González, *et al.* 2008. Los ecosistemas marinos En: Dirzo R., Gonzalez, R., March, I.J. (eds) *Capital Natural de México*. Vol. I: Conocimiento actual de la biodiversidad. CONABIO, México; pp. 135-159.

Lankford R.R. 1977. Coastal lagoons of Mexico: Their origin and classification. En: Wiley, M. (ed). *Estuarine processes circulation, sediments and transfer of material in the estuary*. Estuarine Processes Academic, New York. Pp. 182-215.

Leader-Williams, N., J.Harrison y M.J.B. Green. 1990. Designing protected áreas to conserve natural resources. *Sci. Progress Oxford*. 74: 189-204.

Liu, S., R. Costanza, S. Farber, A. Troy. 2010. Valuing ecosystem services: theory, practice, and the need for a transdisciplinary synthesis. *Annals of the New York Academy of Sciences*. 1185: 54-78.

López-Blanco, J., L. Villers-Ruiz. 1995. Delineating boundaries of environmental units for land management using a geomorphological approach and GIS: a study in Baja California, Mexico. *Remote Sensing of Environment*. 53(2): 109-117.

López-Medellín, X., E. Ezcurra, C. González-Abraham, Jon Hak, L.S. Santiago, J.O. Sickman. 2011. Oceanographic anomalies and sea-level rise drive mangroves inland in the Pacific coast of Mexico. *Journal of Vegetation Science*. 22:143-151.

López-Mendilaharsu, M., S.C. Gardner, J.A. Seminoff, R. Riosmena-Rodriguez. 2005. Identifying critical foraging habitats of the green turtle (*Chelonia mydas*) along the Pacific coast of the Baja California Peninsula, Mexico. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*. 15(3): 259-269.

Lowrance, R., R. Leonard, J. Sherindan. 1985. Managing riparian ecosystem to control nonpoint pollution. *Journal of soil and water conservation*. 40(1): 87-91.

Lugo, A.E. 1980. Mangrove Ecosystem: successional or steady state. *Biotropica* 12(2): 65-72.

Magurran, A.E. 1988. *Ecological Diversity and Its Measurement*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey. Pp. 179.

Malik, R.N., S.N. Husain. (2008): Linking remote sensing and ecological vegetation communities: A multivariate approach. *Pak. K. Bot.* 40(1): 337–349.

Manjarrez-Domínguez, C., C. Pinedo-Álvarez, C.E. Vélez-Sánchez Verín, A. Pinedo-Álvarez. 2007. Separabilidad espectral de cultivos agrícolas con Imágenes Landsat TM. *Tecnociencia Chihuahua*. 1(2): 48-56.

Margalef, R. 1968. *Perspective in ecological theory*. Chicago, IL: University of Chicago Press.

Martínez, G., J.J. Díaz. 2011. Morfometría en la cuenca hidrológica de San José del Cabo, Baja California Sur, México. *Revista Geológica de América Central*. 44: 83-100.

Maya, Y., L. Arriaga. 1996. Litterfall and phenological patterns of the dominant overstorey species of a desert scrub community in north-western Mexico. *Journal of Arid Environmental* 34(1): 23-35.

McNeely, J., K. Miller, W. Reid, R. Mittermeier; T. Werner. 1990. *Conserving the world's Biological Diversity*. IUCN.

Mendoza-Salgado, R.A. 1983. Identificación, distribución y densidad de las aves marinas en los manglares: Puerto Balandra, Enfermería y Zacatecas en la bahía de La Paz, Baja California Sur, México. Tesis Profesional. Universidad Autónoma de Baja California Sur, 55 p.

Mendoza-Salgado R.A. 1994. Anidación del gallito marino californiano (*Sterna antillarum browni*) y manejo de una de sus áreas de reproducción en la región de La Paz, B.C.S. Tesis de Maestría en Ciencias. Centro Interdisciplinario de Ciencias del Mar, 80 p.

Menhinick, E.F. 1964. A comparison of some species-individuals diversity indices applied to samples of field insects. *Ecology*. 45: 859-861

Millennium Coral Reef Mapping Project. 2010. Validated maps provided by the Institute for Marine Remote Sensing, University of South Florida (IMaRS/USF) and Institut de Recherche pour le Développement (IRD, Centre de Nouméa), with support from NASA. \\WCMC-PC-01107\D\$\corals_2010\Coral.gdb [30 september 2013]

Moberg, F., C. Folke. 1999. Ecological goods and services of coral reef ecosystems. *Ecological Economics* 29(2): 215-233.

Moreno-Casasola, P. 2006(a). ¿Qué significa vivir en la zona costera? En: Moreno-Casasola, P., Peresbarbosas-Rosas, E., Travieso-Bello, A.C. (eds). *Estrategias para el manejo integral costero: El enfoque municipal*. Instituto de Ecología A.C. y CONANP, México; 801-828

Moreno-Casasola, P. 2006(b). ¿Son suficientes las Áreas Naturales Protegidas costeras en México? En: Moreno-Casasola, P., Peresbarbosas-Rosas, E., Travieso-Bello, A.C. (eds). Estrategias para el manejo integral costero: El enfoque municipal. Instituto de Ecología A.C. y CONANP, México. 801-828.

Nobre, A.M., J.G. Ferreira. 2009. Integration of ecosystem-based tools to support coastal zone management. *Journal of Coastal Research*. S56: 1676-1680.

O'Connor *et al.*, 1990. K.F. O'Connor, F.B. Overmars, M.M. Ralsto. 1990. Land evaluation for nature conservation. A scientific review compiled for application in New Zealand, *Conserv. Sci. Publs*, No. 3, Department of Conservation, Wellington.

Orth R.J., T.J.B. Carruthers, W.C. Dennison, C.M. Duarte, J.W. Fourqurean, Jr. K.L. Heck, A.R. Hughes, G.A. Kendrick, W.J. Kenworthy, S. Olyarnik, F.T. Short, M. Waycott, S.L. Williams. 2006. A global crisis for seagrass ecosystems. *56(12)* 987-996.

Ozesmi, S.L., M.E. Bauer. 2002. Satellite remote sensing of wetlands. *Wetlands Ecology and Management*. 10: 381-402.

Paruelo, J.M. 2008. La caracterización funcional de ecosistemas mediante sensores remotos. *Ecosistemas*. 17(3): 4-22.

Perea, M.C., E. Ezcurra, J.L. León de la Luz. 2005. Functional morphology of a sarcocaulous desert scrub in the bay of La Paz, Baja California, Sur. *Journal of Arid Environments*. 62(3): 413-420.

Pérez G.M., D.S. Rebollar. 2004. Reservas extractivas ¿Alternativa para la conservación de especies forestales? *Maderas Y Bosques*. 10(2): 55-69.

Pernetta, J.C., J.D. Milliman. 1995. Land-Ocean Interactions in the Coastal Zone—Implementation Plan. IGBP Global Change Report No. 33. 215. Stockholm, Sweden: International Geosphere- Biosphere Programme.

Pielou, E.C. 1969. An introduction to mathematical ecology New York: Wiley-Interscience.

Pinilla, C. 1995. Elemento de teledetección. Rama Madrid.

PND 2013. Programa Nacional de Áreas Naturales Protegidas. <http://entorno.conanp.gob.mx/documentos/PNANP.pdf>

Powell, G.V.N., J. Barborak, M. Rodriguez. 2000. Assessing representativeness of protected natural areas in Costa Rica for conserving biodiversity: a preliminary gap analysis. *Biological Conservation*. 93 (1): 35-41.

Ramírez-García P, A. Lot. 1994. La distribución del manglar y de los “pastos marinos” en el Golfo de California, México. *Anales del Instituto de Biología* 65(001): 63-72.

Rashid, M.M., S.T.S. Hassan, I. Azhar, A.R. Ismail, A. 1999. Comparative analysis on ecosystem diversity indices using SAS computer programming. 27(2): 177-192.

Riemmann, H., R.V. Santes-Álvarez, A. Pombo. 2011. El papel de las áreas naturales protegidas en el desarrollo local: El caso de la Península de Baja California. *Gestión y Política Pública*. 20(1): 141-172.

Riosmena-Rodríguez, R., H. Hernández Carmona, J.M. López-Calderón, J. Hernández-Cantú, M. Vergara-Rodarte, J.M. Rodríguez-Barón. 2009. Seagrass beds in Laguna San Ignacio, B.C.S. and dyacent areas: An assessment of critical hábitat and protected species conservation. Report

Riosmena-Rodríguez R, A. Talavera-Sáenz, B. Acosta-Vargas, S.C. Gardner. 2009. Heavy metals dynamics in seaweeds and seagrasses in Bahía Magdalena, B.C.S., México. *Journal of Applied Phycology*. 22(3): 283-291.

Rullán-Silva, C.D., L.M. Gama-Campillo, A. Galindo-Alcántara, A.E. Olthoff. 2011. Clasificación no supervisada de la cobertura de suelo de la región Sierra de

Tabasco mediante imágenes Landsat ETM+. *Universidad Y Ciencia Trópico Húmedo* 27(1): 33–41.

Sánchez-Hernández, C., D.S. Boyd, G.M. Foody 2007. Mapping specific habitats from remotely sensed imagery: Support vector machine and support vector data description based classification of coastal saltmarsh hábitats. *Ecological Informatics*. 2: 83–88.

Senko, J., V. Koch, W.M. Megill, R.R. Carthy, R.P. Templeton, W.J. Nichols. 2010. Fine scale daily movements and habitat use of East Pacific green turtles at a shallow coastal lagoon in Baja California Sur, Mexico. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 391(1-2): 92-100.

Shanmugam, S., N. Lucas, P. Phipps, A. Richards, M. Barnsley. 2003. Assessment of remote sensing techniques for habitat mapping in coastal dune ecosystems. *Journal of Coastal Research*. 19(1): 64-75.

Santibáñez-Andrade, G., S. Castillo-Argüero, J.A. Zavala-Hurtado, Y. Martínez-Orea, M. Hernández-Apolinar. 2009. La heterogeneidad ambiental en un matorral xerófilo. *Bol. Soc. Bot. Méx.* 85: 71-79.

Schlacher, T.A., D.S. Schoeman, J. Dugan M. Lastra, A. Jones, F. Scapini, A. McLachlan. 2008. Sandy beach ecosystems: key features, sampling issues, management challenges and climate change impacts. *Marine Ecology*. 29: 70-90.

SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales) 2014. Ley General del Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente. Última Reforma. DOF. 4 de junio de 2012. México. D.F.

Shalaby, A., R. Tateishi. 2007. Remote sensing and GIS for mapping and monitoring land cover and land-use changes in the Northwestern coastal zone of Egypt. *Applied Geography*. 27(1): 28-41

Shannon, C.E., W. Weaver. 1949. The mathematical theory of communication. Urbana, IL: University of Illinois Press, 117 p

Simpson, E.H. 1949. Measurement of diversity. *Nature* 163: 688.

Spalding, M.D., C. Raviolius, E.P. Green. 2001. World Atlas of Coral Reef. UNEP-WCDMC. University of California Press. Berkeley, USA.

Spalding, M.D., S. Ruffo, C. Lacambra, I. Meliane, L.Z. Hale, C.C. Shepard, M.W. Beck. 2014. The role of ecosystems in coastal protection: Adapting to climate change and coastal hazards. *Ocean and Coastal Management*. 90: 50–57.

Speranza, F., H. Zerda. 2005. Clasificación digital de coberturas a partir de datos satelitales multiespectrales. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria Unidad Manfredi-Universidad Nacional de Santiago del Estero. <http://www.inta.gov.ar/manfredi/info/boletines>

Stanley, V.G., F.J. Swanson, W.A. Mckee, K.W. Cummins. 1991. An ecosystem perspective of riparian zones. *Bioscience*. 41(8): 540-551.

Stewart, A.J.A., E.A. John, M.J. Hutchings. 2000. The world is heterogeneous: ecological consequences of living in a patchy environment. En: Hutchings, M.J., John, E.A., Stewart, A.J.A. 2000. *The Ecological Consequences of Environmental Heterogeneity*, Blackwell Science Ltd: Oxford; Pp.1-8.

Swain, P.H., S.M. Davis. 1978. *The Quantitative Approach*. McGraw-Hill International Book Co., London and New York.

Travieso-Bello, A.C. 2006. Biodiversidad. En: Moreno-Casasola, P., Peresbarbosas-Rosas, E., Travieso-Bello, A.C. (eds). *Estrategias para el manejo integral costero: El enfoque municipal Vol. 1*. Instituto de Ecología A.C. y CONANP, México; 801-828

UNEP-WCMC. 2010. The Millennium Coral Reef Mapping Project: Understanding, Classifying and Mapping Coral Reef Structures Worldwide Using High Resolution Remote Sensing Spaceborne Images.

van de Ven, T.A.M., D.W. Fryrear, W.P. Spaan. 1989. Vegetation characteristics and soil loss by wind. *Journal of soil water conservation*. 44(4): 347-349.

Vreugdenhil, D., J. Terborgh, A.M. Cleef, M. Sinitsy, G.D. Boere, V.L. Archaga, H.H.T. Prins. 2003. Comprehensive Protected Areas system composition and monitoring. WICE, USA, Shepherdstown.

Ward D.H., T.L. Tibbitts, E. Carrera-González, R. Kempka. 2004. Use of digital multispectral videography to assess seagrass distribution in San Quintín Bay, Baja California, México. *Ciencias Marinas* 30(1A): 47–60.

Wilkinson, T., E. Wiken, C.J. Bezaury, T. Hourigan, T. Agardy, H. Herrmann, L. Janishevski, C. Madden, L. Morgan, M. Padilla. 2009. Ecorregiones marinas de América del Norte. Comisión para la Cooperación Ambiental. Montreal, 200 pp.

worldparkscongress.org, UICN, 2014, consultado el 11 de noviembre de 2014.

Williams W.T., J. Lambert. 1959. Multivariate methods in plant ecology. I. Association analysis in plant communities. *J. Ecol.* 49: 717-129.

Yu, Q., P. Gong, N. Clinton, G. Biging, M. Kelly, D. Schirokauer. 2006. Object-based detailed vegetation classification with Airborne High Spatial Resolution Remote sensing imagery. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing* 72(7): 799-811.

Zarate-Lomeli D.J. 2006. Evaluación del impacto y riesgo ambiental para zonas costeras. Pp 753-783. En Moreno-Casasola P., E. Presbarbosa-Rosas y A.C. Travieso-Bello. Eds. Estrategias para el manejo integral costero: El enfoque municipal. Instituto de Ecología A.C. y CONANP, 1266 pp.

Zarate-Ovando, B., E. Palacios, H. Reyes-Bonilla, E. Amador, G. Saad. 2006. Waterbirds of the Lagoon Complex Magdalena Bay-Almejas, Baja California Sur, México. *Waterbirds*. 29: 350-364.

XI. ANEXOS

INTERCIENCIA

Revista de Ciencia y Tecnología de América / Journal of Science and Technology of the Americas / Revista de Ciência e Tecnologia das Americas

Santiago, 20 de febrero de 2015

Dr. Alfredo Ortega Rubio
Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste S.C.
Av. Instituto Politécnico Nacional 195,
Playa Palo de Santa Rita Sur, La Paz,
Baja California Sur, C.P. 23096
México

MS 5417

Apreciado Dr. Ortega,

Hemos recibido la versión final de su manuscrito **APPLYING ECOLOGICAL DIVERSITY INDICES WITH ECOSYSTEM APPROACH AT ECOREGIONAL LEVEL AND PRIORITIZING THE DECREE OF THE NEW PROTECTED NATURAL AREAS**, por Cruz García, Luz María; Arreola Lizarraga, José Alfredo; Mendoza Salgado, Renato A.; Galina Tessaro, Patricia; Beltrán Morales, Luis Felipe; Ortega Rubio, Alfredo, la cual ha sido aceptada para publicación en *Interciencia* Vol. 40(3) 2015.

Próximamente recibirá las pruebas de imprenta. Rogamos revisarlas con atención ya que el trabajo ha sido editado.

Atentamente,



Miguel Laufer
Director